

POLITECHNIKA WARSZAWSKA
Wydział Inżynierii Środowiska



ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Magdalena Reizer

**Metodyka identyfikacji
przyczyn występowania
epizodów pyłowych
w warunkach polskich**

**WARSZAWA
2013**

POLITECHNIKA WARSZAWSKA

Wydział Inżynierii Środowiska

ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Magdalena Reizer

Metodyka identyfikacji przyczyn występowania epizodów pyłowych w warunkach polskich

Promotor
Prof. nzw. dr hab. inż. Katarzyna Juda-Rezler

Warszawa, 2013

POLITECHNIKA WARSZAWSKA

Wydział Inżynierii Środowiska

ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Michał Białas

Praca doktorska napisana w ramach realizacji projektu badawczego nr 13/14/O/R/0001/2014
zrealizowanego w ramach Programu Operacyjnego Edukacja, Priorytetowy Ośrodek Badawczy nr 1



Wydawnictwo

Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej

661401067-01

Chciałabym wyrazić moją wdzięczność

*Prof. nzw. dr hab. inż. Katarzynie Juda-Rezler,
mojej Promotor, za to, że zawsze miała dla mnie czas na naukowe dyskusje;
dziękuję za wskazanie mi ścieżki badawczej i nieocenioną pomoc,
za wykreowanie i podtrzymywanie przyjacielskiej atmosfery do pracy,
a jednocześnie nieustanne motywowanie i przynaglanie do działania;*

*Mgr inż. Katarzynie Maciejewskiej i Lidii Piestrzeniewicz
za wnikliwą analizę treści i formy tej rozprawy w czasie jej tworzenia
oraz za tworzenie wspianego mikroklimatu;*

*oraz moim Rodzicom i Przyjaciołom
za nieustanne wsparcie, wiarę i wyrozumiałość.*

Je voudrais aussi remercier

*Dr Jean-Paul Oudinet
pour des discussions longues et inspirantes, et pour ses conseils très utiles.*

Spis treści

Wykaz stosowanych skrótów i oznaczeń	7
Streszczenie	9
Summary	11
1. TEMATYKA PRACY	13
1.1. Wprowadzenie	13
1.2. Cel i tezy pracy	16
1.3. Zakres pracy	16
2. PYŁY W ATMOSFERZE	17
2.1. Definicja pyłu	17
2.2. Właściwości fizyczne	19
2.2.1. Skład frakcyjny	19
2.2.2. Kształt ziaren pyłu	22
2.3. Źródła emisji pyłów	25
2.4. Skład chemiczny	27
2.4.1. Metale śladowe	28
2.4.2. Sól morską	29
2.4.3. Materiał mineralny	30
2.4.4. Materiał biologiczny	32
2.4.5. Związki węgla	33
2.4.6. Wtórne aerozole nieorganiczne	33
2.4.7. Aerozole organiczne	38
2.4.8. Skład chemiczny pyłu zawieszonego w Europie Zachodniej i w Polsce	41
2.5. Oddziaływanie zanieczyszczeń pyłowych	44
2.5.1. Wpływ na zdrowie ludzkie	44
2.5.2. Wpływ na ekosystemy	53
2.5.3. Wpływ na klimat	54
2.5.4. Wpływ na widzialność	57
2.5.5. Wpływ na materiały	59
2.6. Uregulowania prawne w zakresie jakości powietrza	59
2.7. Stężenia pyłu zawieszonego w miastach świata	61
2.8. Epizody pyłowe	64
2.8.1. Definicja epizodu	64

2.8.2. Najpoważniejsze epizody pyłowe w historii	65
2.9. Metody identyfikacji źródeł emisji pyłów	74
2.10. Przegląd modeli receptorowych	78
2.10.1. Techniki eksploracyjne	80
2.10.2. Eksploracyjna analiza czynnikowa	82
2.10.3. Chemiczny bilans masy (CMB)	88
2.10.4. Modele hybrydowe.....	89
2.11. Markery źródeł emisji	91
3. METODYKA BADAŃ.....	94
3.1. Metody badawcze	94
3.2. Charakterystyka analizowanych miast.....	97
3.3. Dane i metody pomiarowe	105
3.4. Klasyfikacja epizodów pyłowych	112
4. WYNIKI BADAŃ I Dyskusja	114
4.1. Jakość powietrza w latach 2004 – 2012.....	114
4.2. Identyfikacja przyczyn występowania epizodów pyłowych.....	118
4.2.1. Katalog epizodów pyłowych.....	118
4.2.2. Ogólna charakterystyka epizodów wybranych do analizy	122
4.2.3. Przebiegi stężeń PM ₁₀	125
4.2.4. Sytuacja synoptyczna i lokalne warunki meteorologiczne	140
4.2.5. Trajektorie wsteczne mas powietrza	181
4.2.6. Modelowanie receptorowe	197
5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI.....	230
Podziękowania	237
Literatura	238
Spis rysunków	254
Spis tabel	259
List of Figures	261
List of Tables.....	266

Wykaz stosowanych skrótów i oznaczeń

AEI	Wskaźnik średniego narażenia, z ang. <i>Average Exposure Indicator</i>
AMS	Spektrometr mas aerozoli, z ang. <i>Aerosol Mass Spectrometer</i>
CAFE	Skrócona nazwa Dyrektywy 2008/50/WE, pochodząca od nazwy Programu Komisji Europejskiej Czyste Powietrze dla Europy, z ang. <i>Clean Air For Europe</i>
C _{ion}	Suma wtórnych jonów nieorganicznych
CMB	Bilans masy chemicznej, z ang. <i>Chemical Mass Balance</i>
EC	Węgiel elementarny, z ang. <i>Elemental Carbon</i>
EEA	Europejska Agencja ds. Środowiska, z ang. <i>European Environment Agency</i>
EF	Współczynnik wzbogacenia, z ang. <i>Enrichment Factor</i>
FA	Analiza czynnikowa, z ang. <i>Factor Analysis</i>
GHG	Gazy cieplarniane, z ang. <i>GreenHouse Gases</i>
GIOŚ	Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
HOA	Węglowodorowe aerozole organiczne, z ang. <i>Hydrocarbon-like Organic Aerosol</i>
IARC	Międzynarodowa Agencja Badań nad Nowotworami, z ang. <i>International Agency for Research on Cancer</i>
IATA	Międzynarodowe Zrzeszenie Przewoźników Powietrznych, z ang. <i>International Air Transport Association</i>
IOS	Instytut Ochrony Środowiska
IPCC	Międzypaństwowy Panel ds. Zmian Klimatu, z ang. <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
JRC	Wspólnotowe Centrum Badawcze UE, ang. <i>Joint Research Centre</i>
LP	Lokalne źródła emisji, z ang. <i>Local Pollution</i>
LRT	Transport zanieczyszczeń na dalekie odległości, z ang. <i>Long-Range Transport</i>
LV-OOA	Utlenowane aerozole organiczne o niskiej lotności, z ang. <i>Low-Volatility Oxygenated Organic Aerosol (~ C₈O_{5,5}H₁₀)</i>
MLRA	Wielowymiarowa analiza regresji, z ang. <i>Multivariate Linear Regression Analysis</i>
NOAA	A amerykańska Narodowa Służba Oceaniczna i Meteorologiczna, z ang. <i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
NAAQS	Standardy jakości powietrza w USA, z ang. <i>National Ambient Air Quality Standards</i>
NASA	A amerykańska Narodowa Agencja Aeronautyki i Przestrzeni Kosmicznej, z ang. <i>National Aeronautics and Space Administration</i>
OC	Węgiel organiczny, z ang. <i>Organic Carbon</i>
OECD	Organizacja Współpracy Gospodarczej i Rozwoju, z ang. <i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
OM	Materia organiczna, z ang. <i>Organic Matter</i>

OA	Aerozole organiczne, z ang. <i>Organic Aerosol</i>
OOA	Utlenowane aerozole organiczne, z ang. <i>Oxygenated Organic Aerosol</i>
PBAP	Pierwotny bioaerazol, z ang. <i>Primary Biogenic Aerosol Particles</i>
PCA	Analiza składowych głównych, z ang. <i>Principal Component Analysis</i>
PM	Pył zawieszony, z ang. <i>Particulate Matter</i>
PM ₁₀	Pył drobny, o średnicy aerodynamicznej cząstek < 10 μm
PM _c	Pył o średnicy aerodynamicznej cząstek pomiędzy 2.5 μm i 10 μm, tzw. <i>coarse</i> , w literaturze wymiennie używane jest oznaczenie PM _{10-2.5}
PM _{2.5}	Pył bardzo drobny, o średnicy aerodynamicznej cząstek < 2.5 μm
PM _{1.0}	Pył submikronowy, o średnicy aerodynamicznej cząstek < 1 μm
PM _{0.1}	Pył ultradrobny, o średnicy aerodynamicznej cząstek < 0.1 μm
PMF	Dodatnia faktoryzacja macierzy, z ang. <i>Positive Matrix Factorization</i>
PMŚ	Państwowy Monitoring Środowiska
POA	Pierwotne aerozole organiczne, z ang. <i>Primary Organic Aerosol</i>
REG	Stacja pomiarowa tła regionalnego, z ang. <i>Regional Background</i>
RF	Wymuszenie radiacyjne, z ang. <i>Radiative Forcing</i>
RM	Model receptorowy, z ang. <i>Receptor Model</i>
RR	względny współczynnik ryzyka śmiertelności, z ang. <i>Relative Risk</i>
RT	Regionalny transport zanieczyszczeń, z ang. <i>Regional Transport</i>
SA	Identyfikacja źródeł emisji, z ang. <i>Source Apportionment</i>
SIA	Wtórne aerozole nieorganiczne, z ang. <i>Secondary Inorganic Aerosols</i>
SNAP97	Klasyfikacja źródeł emisji, z ang. <i>Selected Nomenclature for sources of Air Pollution</i>
SOA	Wtórne aerozole organiczne, z ang. <i>Secondary Organic Aerosols</i>
SV-OOA	Pół-lotne utlenowane aerozole organiczne, z ang. <i>Semi-Volatile Oxygenated Organic Aerosol (~ C₈O₃H₁₁)</i>
TM	Metale śladowe, z ang. <i>Trace metals</i>
TRAF	Stacja pomiarowa komunikacyjna, z ang. <i>Traffic</i>
TSP	Całkowity pył zawieszony, z ang. <i>Total Suspended Particles</i>
UB	Stacja pomiarowa tła miejskiego, z ang. <i>Urban Background</i>
US EPA	A amerykańska Agencja Ochrony Środowiska, z ang. <i>United States Environmental Protection Agency</i>
WHO	Światowa Organizacja Zdrowia, z ang. <i>World Health Organization</i>
WIOŚ	Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska
WWA	Wielopierścieniowe Węglowodory Aromatyczne

Streszczenie

Celem niniejszej rozprawy doktorskiej było opracowanie metodyki identyfikacji źródeł ponadnormatywnych stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w atmosferze, z rozróżnieniem źródeł dalekiego transportu (LRT), transportu regionalnego (RT) i lokalnych źródeł emisji (LP).

Z utworzonego katalogu epizodów pyłowych z lat 2005 – 2012 do analizy wybrano 5 poważnych epizodów, które wystąpiły w 2006, 2009, 2010, 2011 oraz 2012 r. Identyfikację przyczyn ich wystąpienia przeprowadzono dla miast położonych w Polsce północnej (Szczecin), centralnej (Warszawa) i południowej (Kraków, Zabrze, Jelenia Góra). Ze względu na specyficzny „podpis chemiczny” krajowych źródeł emisji pyłu, do badań zastosowano metodykę będącą kombinacją różnych technik identyfikacji typów tych źródeł: analizy statystycznej, modelowania receptorowego i modelowania trajektorii wstecznych mas powietrza, uzupełnioną o analizę sytuacji synoptycznej i lokalnych warunków meteorologicznych.

Pokazano, że rozwój globalnych epizodów, obejmujących obszar całego kraju, związany był zawsze z występowaniem nad obszarem Polski silnych wyzów syberyjskich; natomiast regionalny epizod z 2009 r. – poprzedzony był układem wysokiego ciśnienia z centrum nad Węgrami. Dodatkowo, w czasie wszystkich epizodów pyłowych – oprócz wysokiego ciśnienia atmosferycznego i niskich temperatur powietrza – występowały niskie prędkości wiatru oraz inwersja termiczna. Przebieg trajektorii wstecznych mas powietrza wskazał, że w trakcie epizodów masy powietrza przemieszczały się wzdłuż obrzeży układów wyżowych z obszarów Rosji, Ukrainy, Białorusi i Litwy (LRT), a także znad obszaru Polski (RT). Wykazano także, że w Jeleniej Górze w trakcie wszystkich epizodów największy wpływ na stężenia pyłu miały jedynie źródła LP, podczas gdy w pozostałych 4 miastach dominował wpływ źródeł RT oraz LP w dniach, kiedy obserwowano najwyższe stężenia PM_{10} . Obliczenia przeprowadzone zgodnie z podejściem Lenschow’a świadczą również o dominującym wpływie źródeł LP w Jeleniej Górze oraz RT w Szczecinie i Warszawie. W Krakowie i Zabrzu udział źródeł LP i RT był natomiast zróżnicowany w zależności od epizodu. Podczas najpoważniejszego epizodu (styczeń 2006 r.) stwierdzono występowanie bardzo stabilnych warunków meteorologicznych utrudniających rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza; mniej stabilne warunki panowały podczas pozostałych epizodów. Za pomocą analizy składowych głównych z wielowymiarową analizą regresji (PCA-MLRA) rozróżniono źródła LRT, RT i LP, przy czym zidentyfikowano wtórne jony nieorganiczne (SIA), Cr i As jako markery, odpowiednio źródeł LRT, lokalnej emisji komunalno-bytowej

oraz emisji przemysłowej ze źródeł RT. Średni udział źródeł LRT w okresie epizodów wahał się od 36% do ponad 55%, zaś źródeł RT od 6% do nawet 40%. Największy wpływ źródeł RT zanotowano podczas epizodu w 2010 r., natomiast źródła LRT miały największy udział w 2006 r. W czasie wszystkich epizodów udział źródeł LP w stężeniach PM_{10} na stacji tła krajowego wynosił około 16%. Wyniki uzyskane w modelowaniu receptorowym zostały potwierdzone wynikami analizy współprzebiegów stężeń PM_{10} oraz sumy jonów SIA, a także róż stężeń PM_{10} i jego składników dla tej stacji. Do określenia typu lokalnych źródeł emisji odpowiedzialnych za wysokie stężenia pyłu wykorzystano analizę korelacji tych stężeń z wybranymi zanieczyszczeniami gazowymi. Jako główne źródło LP w trakcie wszystkich epizodów zidentyfikowano transport drogowy w Warszawie i Szczecinie, oraz spalanie węgla w sektorze komunalno-bytowym w Jeleniej Górze. Natomiast w Krakowie i Zabrzu, oba powyżej wymienione typy źródeł emisji miały udział w silnym zanieczyszczeniu powietrza atmosferycznego.

Summary

The purpose of the dissertation entitled *Methodology for identification of the causes of particulate matter episodes in Polish conditions* was to develop an approach to identify the sources of high particulate matter PM₁₀ concentrations in the ambient air, with distinguishing long-range transport (LRT) and regional transport (RT) from local pollution (LP).

The catalogue of particulate matter (PM) episodes from the years 2005 – 2012 was elaborated and 5 severe episodes, which occurred in the years 2006, 2009, 2010, 2011 and 2012, were selected for further analysis. Identification of the causes of their occurrence was conducted for cities situated in Northern (Szczecin), Central (Warsaw) and Southern (Cracow, Zabrze, Jelenia Góra) Poland. Due to specific „chemical fingerprint” of national emission sources, the combination of four different source apportionment techniques: statistical analysis, receptor modelling and air mass back trajectories analysis, was applied. In addition, the analysis of synoptic situation and local meteorological conditions was carried out.

It was shown that the global episodes, occurring across the whole country, were always associated with the presence of the strong Siberian high-pressure system over Poland, while the regional episode of 2009 was due to a high-pressure system with its centre over Hungary. Furthermore, during all PM episodes, in addition to high air pressure and low air temperatures, low wind speed and thermal inversion were recorded. Air mass back trajectories indicated that during the episodes all pairs of UB and REG sites were under the influence of the same air masses moving along the high-pressure system edges, coming from Russia, Ukraine, Belarus and Lithuania (LRT), as well as from over Poland (RT). The PM₁₀ concentrations measured at UB and REG sites revealed that in Jelenia Góra during all episodes only LP sources had the highest contribution in PM concentrations, while in the other 4 cities both RT and LP sources (on days when the highest PM₁₀ concentrations were observed) influenced ambient air pollution the most. Calculations carried out according to the Lenschow approach also indicated that LP and RT sources dominate in Jelenia Góra and in Szczecin and Warsaw, respectively. In Cracow and Zabrze the contribution of LP and RT varied depending on the episode. The analysis also showed the presence of very stable meteorological conditions preventing the air pollution dispersion during the most severe episode in January 2006, and less stable conditions while the rest of the episodes appeared. The principal component analysis with multi-linear regression analysis (PCA-MLRA) distinguished LRT and RT from LP sources. Secondary inorganic aerosols (SIA), Cr and As were identified as markers of LRT, LP (residential sector) and RT (industrial) sources of

PM₁₀, respectively. The average contribution of LRT sources during episodes ranged from 36% to over 55%, while of the RT sources – from 6 % to 40%. The highest share of RT was noted during the episode of 2010, whereas the LRT had the highest contribution in 2006. During all the episodes the share of LP sources in PM₁₀ concentrations measured at a regional background station was about 16%. The results of the receptor modelling were confirmed by the analysis of combined patterns of PM₁₀ and the ion sum, as well as of the air pollution roses for PM₁₀ and its components recorded in Diabla Góra. To determine the type of LP sources responsible for high PM concentrations, the analysis of correlations between PM concentrations and selected gaseous pollutants was applied. Road transport was identified as the main source of LP in Warsaw and Szczecin, while coal combustion in residential sector dominates in Jelenia Góra. In Cracow and Zabrze both aforementioned LP sources together account for the prevailing share of local pollution during all episodes.

1. TEMATYKA PRACY

1.1. Wprowadzenie

Zanieczyszczenie powietrza, które nasiliło się wraz z rewolucją przemysłową, jaka dokonana się w XIX w., pozostaje poważnym problemem również na początku XXI w. Skuteczne zapobieganie szkodliwym skutkom zanieczyszczenia atmosfery – występującym zwłaszcza w trakcie epizodów wysokich stężeń – wymaga zrozumienia przyczyn, które wywołują te zjawiska. Dotyczy to zwłaszcza zanieczyszczeń pyłowych, których stężenia w powietrzu atmosferycznym Europy nie maleją, mimo znacznej redukcji emisji pyłów pierwotnych i prekursorów pyłów wtórnych w ostatnim dziesięcioleciu (EEA, 2012a).

Pyły (PM, z ang. *Particulate Matter*), a zwłaszcza pyły drobne, o średnicach zastępczych mniejszych niż 10/2.5 mikrometra (PM₁₀/PM_{2.5}), zostały uznane w Stanach Zjednoczonych Ameryki Północnej oraz w Unii Europejskiej – wspólnie z ozonem – za zanieczyszczenia atmosfery stanowiące najpoważniejsze wyzwanie dla nowoczesnych polityk ochrony środowiska. Związane jest to zarówno z wysokimi stężeniami pyłów w atmosferze Półkuli Północnej, jak i z rozwojem badań epidemiologicznych, których wyniki wskazują na bardzo dużą szkodliwość PM dla zdrowia ludzkiego. Ekspozycja na ponadnormatywne stężenia pyłów powoduje schorzenia układu oddechowego i sercowo-naczyniowego, a także przedwczesną umieralność (m.in. Pope i in., 2002; Brunekreef i Forsberg, 2005; Stanek i in., 2011). Jednocześnie pyły to zanieczyszczenia niejednorodne, charakteryzujące się zmiennym składem frakcyjnym, mineralogicznym i chemicznym, o zarówno pierwotnym, jak i wtórnym charakterze. Emisje cząstek pierwotnych i prekursorów cząstek wtórnych pochodzą z różnych typów źródeł antropogenicznych, a także ze źródeł naturalnych.

Europejska Agencja ds. Środowiska (EEA, z ang. *European Environment Agency*) oszacowała, że 21% populacji miejskiej w Unii Europejskiej żyje na obszarach, w których przekraczane są – określone Dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy (EC, 2008) – poziomy dopuszczalne PM₁₀ (EEA, 2012a), przy czym w Polsce stężenia pyłów należą do najwyższych w Europie. W 2011 r. we wszystkich 12 polskich aglomeracjach o liczbie mieszkańców powyżej 250 000 przekroczone zostały poziomy dopuszczalne PM₁₀, w tym także w Aglomeracji Białostockiej, w której – jako jedynej – przez wiele lat poziomy te były dotrzymywane (IOŚ, 2012). Oceny jakości powietrza w Polsce opracowane dla lat 2002-2011 wskazują, że przypadki przekraczania dopuszczalnych poziomów zanieczyszczeń

powietrza w strefach dotyczą przede wszystkim pyłu PM_{10} , a także pyłu $PM_{2,5}$, po uwzględnieniu tego zanieczyszczenia po raz pierwszy w ocenie rocznej za 2010 r. (IOŚ, 2011). Trzeba podkreślić, że zalecane przez Światową Organizację Zdrowia (WHO, z ang. *World Health Organization*) wartości normatywne dla pyłów są znacznie bardziej rygorystyczne, niż poziomy dopuszczalne przyjęte w UE, co zwiększa liczbę osób w Europie, w tym w Polsce, narażonych na negatywne skutki zdrowotne oddziaływania pyłów. Według oszacowań Organizacji Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (OECD, z ang. *Organisation for Economic Co-operation and Development*), tylko 2% populacji miejskiej na świecie żyje na obszarach, na których nie są przekraczane rekomendowane przez WHO wartości normatywne dla pyłów (OECD, 2012). OECD przewiduje również, że do 2050 r. zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego przez pyły spowoduje dwukrotny wzrost zgonów z tej przyczyny – do 3.6 mln rocznie – i stanie się najczęstszą przyczyną przedwczesnych zgonów związanych z czynnikami środowiskowymi – wyprzedzając obecnie najczęstsze przyczyny takich zgonów na świecie – brak dostępu do czystej wody pitnej, złe warunki sanitarne i złą jakość powietrza wewnętrznego (OECD, 2012).

Obecnie w wielu krajach udział populacji zamieszkującej tereny miejskie znacząco przekroczył 50% – w Europie jest to 73%, natomiast w Polsce 61% (UNPD, 2012). W większości aglomeracji i dużych miast na świecie obserwowane są epizody wysokich stężeń zanieczyszczeń powietrza, w tym pyłów. Dotyczy to zwłaszcza megamiast azjatyckich, ale także miast w Europie. W sytuacjach epizodów stężenia pyłów w powietrzu atmosferycznym przekraczają zazwyczaj kilka – do nawet kilkunastu – razy dopuszczalne poziomy tego zanieczyszczenia. Epizody występujące w większości miast Polski charakteryzują się przy tym znacznie wyższymi stężeniami pyłu w porównaniu z innymi krajami europejskimi (Pastuszka i in., 2010; Juda-Rezler i in., 2011).

Na jakość powietrza w danym mieście wpływa cały szereg warunków meteorologicznych i fizjograficznych, a także różne rodzaje źródeł emisji zanieczyszczeń. Stężenie zanieczyszczenia w centrum miasta jest sumą tła kontynentalnego (wpływ odległych źródeł emisji, spoza obszaru kraju), tła regionalnego (wpływ ze źródeł emisji zlokalizowanych na obszarze kraju), tła miejskiego oraz bezpośredniego wpływu źródeł emisji zlokalizowanych w tym centrum (źródła lokalne). W warunkach europejskich, najważniejszym źródłem lokalnym jest transport drogowy. W warunkach polskich, poza transportem drogowym, są to często źródła sektora komunalno-bytowego, a także, jak w Aglomeracji Górnośląskiej, źródła przemysłowe.

W związku z powyższym, określenie przyczyn występowania wysokich stężeń pyłów w

miastach oraz identyfikacja poszczególnych typów źródeł emisji zdają się być zagadnieniem niebagatelnym. Może się bowiem okazać, że bez uwzględnienia wpływu odległych źródeł emisji, zapewnienie dobrej jakości powietrza w danym mieście nie jest możliwe.

W ostatniej dekadzie naukowcy z całego świata szeroko stosują metody identyfikacji źródeł emisji (SA, z ang. *source apportionment*), przede wszystkim metody statystycznego modelowania receptorowego (Viana i in., 2008; Stanek i in., 2011). Modelowanie to jest alternatywą dla modelowania dyspersji zanieczyszczeń przy pomocy metod numerycznych. W przypadku pyłów, które są zanieczyszczeniami niejednorodnymi, o dużej zmienności w czasie i przestrzeni oraz o zarówno pierwotnym, jak i wtórnym charakterze, wydaje się ono być szczególnie dobrym narzędziem poznawczym. Metoda ta, bazując na stanie atmosfery (pomiar stężenia masowego poszczególnych frakcji pyłu oraz ich składu chemicznego), identyfikuje odpowiedzialne za ten stan typy źródeł emisji, i jest obciążona znacznie mniejszym błędem, niż modelowanie dyspersji zanieczyszczeń. W Polsce techniki modelowania receptorowego nie były dotychczas szerzej stosowane, poza nielicznymi pracami dotyczącymi Zagłębia Dolnośląskiego i Wrocławia (Zwoździak, 1986; Sówka i in., 2012) oraz Górnego Śląska (Rogula-Kozłowska i in., 2013). Ponadto, tradycyjne metody modelowania receptorowego stosowane w krajach Europy Zachodniej, bazujące na długich seriach pomiarowych stężeń masowych $PM_{10}/PM_{2.5}$ oraz kilkunastu związanych z tymi frakcjami składników, nie znajdują bezpośredniego zastosowania w warunkach polskich, ze względu na zbyt małą liczbę pomiarów specjacji chemicznej pyłów oraz stężeń frakcji drobniejszych niż PM_{10} . W Polsce tego typu pomiary są wykonywane jedynie w trakcie nielicznych szczegółowych kampanii pomiarowych.

W związku z powyższym w Zespole Ochrony Atmosfery Katedry Ochrony i Kształtowania Środowiska na Wydziale Inżynierii Środowiska PW podjęto prace badawcze związane z modelowaniem receptorowym we współpracy z Laboratoire Espaces, Nature et Culture, UMR 8185 CNRS-Université Paris IV Sorbonne. Efektem tych badań jest opracowanie autorskiej metody identyfikacji źródeł wysokich stężeń PM_{10} w miastach polskich. Pierwsze wyniki zostały opublikowane w *Atmospheric Environment*: Juda-Rezler K., Reizer M., Oudinet J.-P. (2011), Determination and analysis of PM_{10} source apportionment during episodes of air pollution in Central Eastern European urban areas: The case of wintertime 2006. *Atmospheric Environment*, 45 (36), 6557–6566.

1.2. Cel i tezy pracy

Głównym celem pracy jest weryfikacja, dopracowanie i rozwinięcie, opracowanej przy udziale autorki, metodyki identyfikacji źródeł ponadnormatywnych stężeń PM_{10} w miastach polskich, z rozróżnieniem źródeł dalekiego transportu, transportu regionalnego oraz lokalnych źródeł emisji.

Tezy pracy:

1. Określone warunki synoptyczne wywołują w Polsce sytuacje „pro-smogowe”, prowadzące do występowania epizodów pyłowych.
2. Możliwe jest zidentyfikowanie poszczególnych typów źródeł emisji odpowiedzialnych za epizody pyłowe występujące w różnych okresach i w różnych miastach w Polsce.
3. Poszczególne typy źródeł emisji w Polsce mogą zostać zidentyfikowane za pomocą specyficznych markerów.

1.3. Zakres pracy

W pracy przeprowadzono przegląd literatury tematu dotyczący charakterystyki pyłu zawieszonego – jego źródeł emisji, właściwości fizycznych, składu chemicznego, oddziaływania na zdrowie ludzkie i środowisko, najpoważniejszych epizodów wysokich stężeń w historii – a także powszechnie stosowanych metod identyfikacji źródeł jego emisji. Następnie opisano proponowaną metodykę badań, których podstawę stanowiły wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń powietrza z manualnych i automatycznych stacji monitoringu jakości powietrza w Polsce. Utworzono katalog epizodów pyłowych, które wystąpiły w latach 2005 – 2012, przy czym epizody te zdefiniowano pod względem zasięgu przestrzennego (globalne, regionalne, lokalne) oraz siły (I, II, III, IV stopnia). Do analizy wybrano 5 epizodów, które wystąpiły w 2006, 2009, 2010, 2011 oraz 2012 r. Identyfikację przyczyn ich wystąpienia przeprowadzono dla miast położonych w północnej, środkowej oraz południowej Polsce. Dla każdego z miast analizowano dane ze stacji tła miejskiego, komunikacyjnej oraz stacji tła regionalnego. Ponadto, zmienność stężeń pyłu i jego składników analizowano na referencyjnej stacji tła krajowego. Dla każdego epizodu przeanalizowano również sytuację synoptyczną w Europie oraz lokalną sytuację meteorologiczną. Do identyfikacji przyczyn zjawiska epizodów zastosowano metodę będącą kombinacją różnych technik identyfikacji typów źródeł emisji pyłu – analizy statystycznej, modelowania receptorowego i modelowania trajektorii wstecznych mas powietrza.

2. PYŁY W ATMOSFERZE

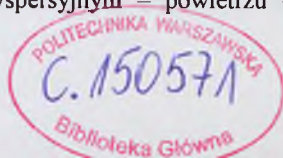
2.1. Definicja pyłu

Prawidłowe nazewnictwo *pyłu zawieszonego* stwarza liczne problemy, z powodu tłumaczenia pewnych terminów bezpośrednio z języka angielskiego. Terminologia angielska jest stosunkowo mało precyzyjna, a określenia: *pył*, *pył zawieszony* czy *aerozol* są często używane wymiennie (*dust*, *particulate matter*, *aerosol*). Rozbieżności w zdefiniowaniu tych pojęć sprowadzają się przede wszystkim do tego, czy pod pojęciem *pył* należy rozumieć układ dwufazowy, trójfazowy, czy tylko fazę rozproszoną. Ponadto, pewien problem stwarza fakt, iż w języku polskim aerozole kojarzone są głównie z rozpylanymi kropelkami, pyły zaś – z cząstkami stałymi.

Według nieobowiązującej już polskiej normy PN-64/Z-01001: *Pył, zapyłony gaz, urządzenia odpylające: pyłem jest faza stała* układu dwufazowego ciała stałe – gaz lub gaz – ciało stałe, jeśli stopień rozdrobnienia ciała stałego jest tak duży, że w nieruchomym powietrzu o ciśnieniu 760 mm Hg, temperaturze 20 °C i wilgotności względnej < 50% ziarna ciała stałego, na które działa tylko siła ciężenia, po bardzo krótkim okresie przyspieszenia wskutek oporu przepływu ośrodka będą opadały ze stałą prędkością mniejszą od 500 cm/s lub będą wykonywały ruchy Browna.

Pojęcie *aerozol* zostało wprowadzone w latach 20. XIX wieku, jako analogiczne do terminu *hydrozol*, którym określa się układ koloidalny, w którym cząstki substancji gazowej, ciekłej lub stałej zawieszone są w wodzie. Według powyższej normy PN-64/Z-01001, *aerozolem jest układ dwufazowy* ciało stałe – gaz, ciecz – gaz lub *układ trójfazowy* ciało stałe – ciecz – gaz, jeśli stopień rozdrobnienia fazy rozproszonej jest tak duży, że w nieruchomym powietrzu o ciśnieniu 760 mm Hg, temperaturze 20 °C i wilgotności względnej < 50% ziarna ciała stałego lub kropelki cieczy, na które działa tylko siła ciężenia, będą opadały ze stałą prędkością mniejszą od 500 cm/s lub będą wykonywały ruchy Browna. Juda (1968) wskazuje tu na pewną niekonsekwencję związaną z samą nazwą *aerozol*, pochodzącą od gr. *aer* – powietrze i łac. *solidus* – stały, jeśli ma ona obejmować również układ dwufazowy ciecz – gaz. Ponieważ jednak kropelki cieczy zachowują się w ośrodku gazowym analogicznie jak ziarna pyłu, w większości systematyk i definicji układ dwufazowy ciecz – gaz jest uważany za *aerozol* (Juda, 1968).

Obecnie, termin *aerozol* jest powszechnie stosowany do określenia **zawiesin cząstek stałych i ciekłych rozproszonych w ośrodku dyspersyjnym** – powietrzu (Hinds, 1999;



Jacobson, 2002; Seinfeld i Pandis, 2006; Colbeck i Lazaridis, 2010; Gieré i Querol 2010). Również, aktualnie obowiązująca w Polsce norma PN-ISO 4225: 1999: *Jakość powietrza – Zagadnienia ogólne – Terminologia*, która zastąpiła PN-64/Z-01001, *aerazol* definiuje jako zawiesinę cząstek stałych, ciekłych lub stałych i ciekłych w fazie gazowej o pomijalnej prędkości opadania. Ta sama norma definiuje *pył* jako cząstki ciała stałego różnej wielkości i różnego pochodzenia, przez pewien czas pozostające w zawieszeniu w gazie. Także Juda-Rezler (2006a) proponuje, aby terminu *pył* używać w odniesieniu do fazy rozproszonej układu dwufazowego ciało stałe – gaz, natomiast *aerazol* – do układu trójfazowego.

Termin *pył zawieszony* (PM, z ang. *Particulate Matter*) jest z kolei stosowany w odniesieniu do **fazy rozproszonej aerozolu**. Posługują się nim głównie międzynarodowe agencje zajmujące się zanieczyszczeniami powietrza oraz ich wpływem na zdrowie ludzkie i ekosystemy – US EPA (Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska, z ang. *United States Environmental Protection Agency*), EEA, WHO – definiując jako mieszaninę cząstek stałych i ciekłych zawieszonych w powietrzu (US EPA, 2004; WHO, 2006; EEA, 2012a).

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (EC, 2008) definiuje pył PM₁₀ (PM_{2,5}) jako pył przechodzący przez otwór sortujący, zdefiniowany w referencyjnej metodzie poboru próbek i pomiaru PM₁₀ (PM_{2,5}), PN-EN 12341 (PN-EN 14907), przy 50% granicy sprawności dla średnicy aerodynamicznej do 10 μm (do 2.5 μm).

W związku z licznymi rozbieżnościami w definiowaniu pyłów, w pracy przyjęto, że pojęcia *pył* oraz *pył zawieszony* będą używane wymiennie i odnosić się będą do cząstek stałych i kropeł cieczy obecnych w atmosferze, natomiast *aerazol* – do zawiesiny cząstek pyłu rozproszonych w ośrodku dyspersyjnym – powietrzu. Równocześnie, należy tutaj przytoczyć kolejne dwa pojęcia, związane z powstawaniem pyłu w źródłach stacjonarnego spalania paliw – *popiół lotny* i *pył emitowany w gazach odlotowych* – definiowane jako cząstki stałe zawieszone w gazach odlotowych jako ośrodku dyspersyjnym. Termin *popiół lotny* odnosi się do cząstek obecnych w spalinach na drodze kocioł – urządzenie odpylające, natomiast cząstki nie zatrzymane w urządzeniach odpylających są uwalniane do atmosfery jako *pył emitowany w gazach odlotowych*.

2.2. Właściwości fizyczne

2.2.1. Skład frakcyjny

Wielkość ziaren pyłu, charakteryzujących się rozmiarami od kilku nanometrów do nawet 100 mikrometrów, jest najważniejszym parametrem wykorzystywanym do opisu jego właściwości. W celu określenia wpływu pyłów na środowisko rozpatruje się tzw. frakcje fazy rozproszonej, przy czym dla każdej frakcji PM_d średnica aerodynamiczna (równoważna, zastępcza) cząstek nie przekracza d . Poszczególne frakcje charakteryzują się odmiennym składem chemicznym i różnymi właściwościami fizycznymi, a także innym pochodzeniem i źródłami emisji. Podlegają również innym procesom tworzenia się i usuwania z atmosfery. Różny jest także ich stopień wchłaniania i akumulacji w układzie oddechowym.

Obecnie, powszechnie stosowany jest następujący podział pyłów ze względu na rozmiar cząstek:

- **całkowity pył zawieszony (TSP, z ang. Total Suspended Particles)** – całkowity pył zawieszony w powietrzu
- **pył drobny PM_{10}** – frakcja pyłu zawieszonego o średnicach zastępczych cząstek poniżej $10\ \mu\text{m}$
- **pył $PM_{10-2.5}$** – w literaturze spotykane jest także oznaczenie PM_c (z ang. coarse) – frakcja pyłu zawieszonego o średnicach zastępczych cząstek pomiędzy $2.5\ \mu\text{m}$ i $10\ \mu\text{m}$
- **pył bardzo drobny $PM_{2.5}$** – frakcja pyłu zawieszonego o średnicach zastępczych cząstek poniżej $2.5\ \mu\text{m}$
- **pył submikronowy $PM_{1.0}$** – frakcja pyłu zawieszonego o średnicach zastępczych cząstek poniżej $1.0\ \mu\text{m}$
- **pył ultradrobny $PM_{0.1}$** – frakcja pyłu zawieszonego o średnicach zastępczych cząstek poniżej $0.1\ \mu\text{m}$

Cząstki PM_c i większe powstają w sposób mechaniczny, w wyniku ścierania lub kruszenia różnego rodzaju materiałów. Są one zarówno pochodzenia naturalnego – pył mineralny, sól morską – jak i antropogenicznego – ścieranie opon i hamulców (Seinfeld i Pandis, 2006). Cząstki te mają duże prędkości opadania oraz są łatwo usuwane z atmosfery wraz z opadami. W związku z tym ich czas przebywania w powietrzu atmosferycznym jest krótki – od minut do dni – i mogą być one przenoszone na odległości rzędu od kilometrów do setek kilometrów. Cząstki należące do tej frakcji mają największy udział objętościowy w całkowitym pyłe zawieszonym, natomiast charakteryzują się pomijalnym udziałem

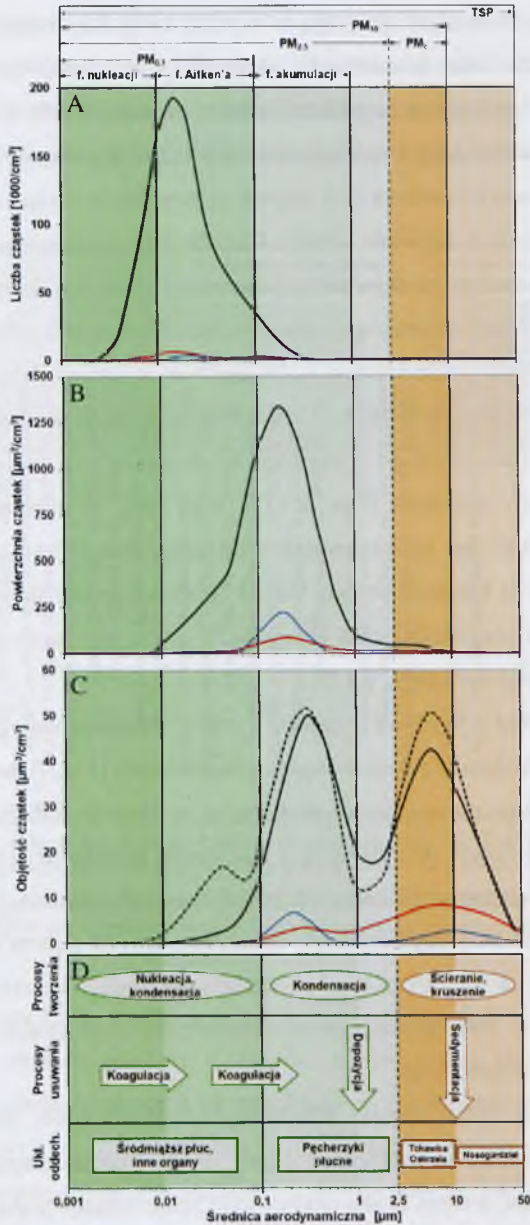
ilościowym i powierzchniowym. Cząstki większych frakcji przedostają się do górnych odcinków dróg oddechowych. PM_c przenikają do odcinka tchawicowo-oskrzelowego, natomiast większe cząstki są zatrzymywane w jamie nosowo-gardłowej, skąd są wydalane.

Cząstki bardzo drobne $PM_{2.5}$ ze względu na sposób powstawania są często dzielone na poniższe frakcje:

- **frakcja nukleacji** (z ang. *nucleation mode*) – najmniejsze cząstki o średnicach zastępczych poniżej 10 nm (0.01 μm)
- **frakcja Aitken’a** (z ang. *Aitken mode*) – cząstki o średnicach zastępczych pomiędzy 10 nm i 100 nm (0.01 μm – 0.1 μm)
- **frakcja akumulacji** (z ang. *accumulation mode*) – cząstki o średnicach zastępczych pomiędzy 0.1 μm i 1 μm ($PM_{1-0.1}$)

Na rys. 2.1 przedstawione są rozkłady ilościowe (Rys. 2.1.A), powierzchniowe (Rys. 2.1.B) i objętościowe (Rys. 2.1.C) cząstek pyłu dla różnych typów obszarów (miejski, pozamiejski, tło kontynentalne) oraz główne procesy prowadzące do powstawania i usuwania z atmosfery cząstek poszczególnych frakcji wraz z miejscami ich wchłaniania w układzie oddechowym (Rys. 2.1.D).

Cząstki frakcji nukleacji powstają podczas procesów spalania, w wyniku kondensacji gorących gazów odlotowych zaraz po ich wyemitowaniu oraz w wyniku nukleacji homogenicznej w atmosferze. Cząstki Aitken’a powstają natomiast w wyniku koagulacji oraz kondensacji cząstek frakcji nukleacji (Gieré i Querol, 2010). Ponieważ cząstki ultradrobne mają małą masę i łatwo podlegają ruchom Browna, bardzo szybko koagulują w większe cząstki. Ich czas przebywania w atmosferze jest w związku z tym znacznie krótszy niż w przypadku PM_c – od minut do godzin. Cząstki tych frakcji mogą być transportowane na dziesiątki kilometrów. Frakcja ultradrobna stanowi najliczniejszą frakcję całkowitego pyłu – do około 200 000 cząstek/ cm^3 w obszarach miejskich (Rys. 2.1.A), natomiast ze względu na krótki czas przebywania w atmosferze jej udział objętościowy i powierzchniowy jest znikomy dla wszystkich typów obszarów (Rys. 2.1.B-C). Najmniejsze cząstki wnikają do najgłębszych przestrzeni płuc – do tkanki śródmiąższowej płuc – skąd z krwią mogą przedostawać się do innych narządów (Rys. 2.1.D).



Rysunek 2.1. Rozkład wielkości cząstek pyłu zawieszonoego w zależności od: A) liczby [1000/cm³]; B) powierzchni [μm²/cm³]; C) objętości [μm³/cm³] cząstek, dla obszaru tła miejskiego (czarna linia) i okolicy ruchliwej drogi (przerywana czarna linia), pozamiejskiego (czerwona linia) oraz tła kontynentalnego (niebieska linia); D) główne procesy tworzenia i usuwania cząstek pyłu oraz miejsca ich wchłaniania w układzie oddechowym. Źródło: Opracowanie własne na podstawie Seinfeld i Pandis (2006) oraz Gieré i Querol (2010).

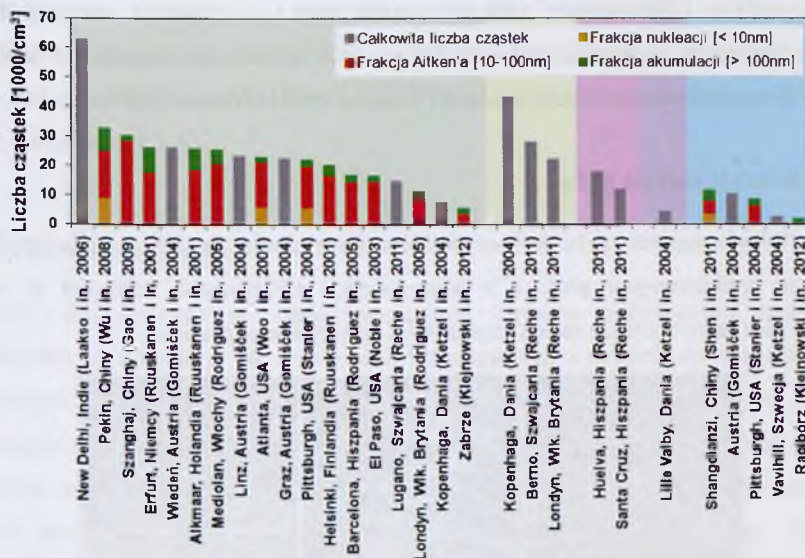
Figure 2.1. Size distributions of particulate matter by: A) number [1000/cm³]; B) area [μm²/cm³]; C) volume [μm³/cm³] for urban (black line), traffic (dotted black line), rural (red line) and remote continental (blue line) areas; D) main particles formation and removal processes as well as areas in respiratory track where PM is deposited. Source: Author's elaboration based on Seinfeld & Pandis (2006) and Gieré & Querol (2010).

Cząstki frakcji akumulacji powstają w wyniku koagulacji mniejszych cząstek frakcji nukleacji i Aitken'a oraz kondensacji wtórnych siarczanów, azotanów i związków organicznych na już istniejących cząstkach (Seinfeld i Pandis, 2006). Cząstki te są zbyt duże, aby podlegać ruchom Browna, i jednocześnie zbyt małe, aby zostały usunięte z atmosfery siłami grawitacji. Procesy usuwania tych cząstek są powolne, w związku z czym dochodzi do ich akumulacji (Colbeck i Lazaridis, 2010). Cząstki frakcji akumulacji charakteryzują się stosunkowo długim czasem przebywania w atmosferze – od dni do tygodni – i mogą być przenoszone na setki, a nawet tysiące kilometrów. Równocześnie cząstki te charakteryzują się największą powierzchnią – z maksimum od $90 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ w obszarach pozamiejskich do $1300 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ w obszarach miejskich (Rys. 2.1.B). Stanowią również znaczącą część objętości całkowitej pyłu – z maksimum od $4 \mu\text{m}^3/\text{cm}^3$ w obszarach pozamiejskich do około $50\text{--}60 \mu\text{m}^3/\text{cm}^3$ w obszarach miejskich (Rys. 2.1.C). Przy tym, w obszarach miejskich udział objętościowy tej frakcji jest porównywalny z udziałem frakcji PM_{10} , i ponad dwukrotnie wyższy w obszarach tła kontynentalnego. Udział ilościowy frakcji akumulacji w całkowitym pyłe jest znikomy dla wszystkich typów obszarów (Rys. 2.1.A). Cząstki tej frakcji przedostają się do pęcherzyków płucnych (Rys. 2.1.D).

Typowy rozkład liczbowy cząstek pyłu zawieszonego charakteryzuje się występowaniem maksimum w zakresie cząstek ultradrobnych ($\text{PM}_{0.1}$), natomiast w przypadku rozkładu powierzchniowego maksimum znajduje się w zakresie frakcji akumulacji. Rozkład objętościowy jest rozkładem bimodalnym, z maksimum w zakresie frakcji akumulacji oraz PM_{10} , a w przypadku obszarów zlokalizowanych w okolicach ruchliwych dróg trójmodalnym – z dodatkowym maksimum występującym w zakresie cząstek Aitken'a. Należy podkreślić, że obszary miejskie, a zwłaszcza okolice ruchliwych dróg, charakteryzują się znacznie wyższymi stężeniami ilościowymi, powierzchniowymi i objętościowymi, niż obszary pozamiejskie i tła kontynentalnego.

Liczne badania potwierdzają zróżnicowanie ilościowych stężeń cząstek pyłu zawieszonego w zależności od położenia geograficznego, a także od typu obszaru (Rys. 2.2). Na obszarach miejskich, średnia liczba cząstek pyłu zawieszonego waha się od około 10 000 cząstek/ cm^3 do 25 000 cząstek/ cm^3 . W pobliżu ruchliwych dróg stężenia cząstek pyłu wzrastają do około 30 000 – 50 000 cząstek/ cm^3 , natomiast obszary miejskie będące pod wpływem oddziaływania przemysłu (Huelva, Santa Cruz; Rys. 2.2) nie wykazują podwyższonych stężeń w stosunku do obszarów tła miejskiego. Większe stężenia ilościowe są odnotowywane w krajach rozwijających się – Chiny i Indie – nawet do ponad 60 000 cząstek/ cm^3 . Na obszarach podmiejskich i pozamiejskich całkowite stężenia ilościowe cząstek

zazwyczaj nie przekraczają 10 000 cząstek/cm³. Znacznie wyższe są 1-godzinne stężenia ilościowe, osiągające wartości rzędu kilkuset tysięcy cząstek/cm³ (Ruellan i Cachier, 2001; Dunn i in., 2004). W większości badań, cząstki ultradrobne stanowiły od 70% do ponad 90% całkowitej liczby cząstek, przy czym frakcja Aitken'a to zazwyczaj ponad połowa wszystkich cząstek.



Rysunek 2.2. Całkowite stężenia ilościowe cząstek pyłu zawieszzonego [1000 cząstek/cm³] w wybranych obszarach: miejskich (zielone tło), okolicach ruchliwych dróg (żółte tło), strefie oddziaływania przemysłu (różowe tło), podmiejskich (fioletowe tło), pozamiejskich (niebieskie tło). Źródło: opracowanie własne.

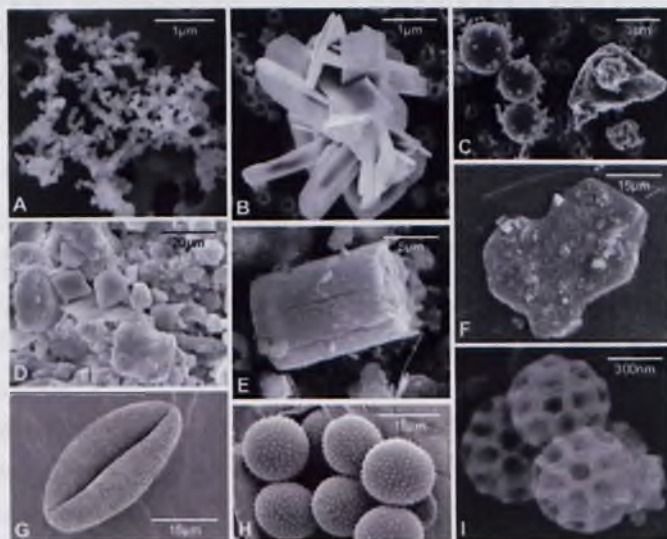
Figure 2.2. Total particle number concentrations [1000 particles/cm³] in selected areas: urban (green background), traffic (yellow background), industrial (pink background), sub-urban (violet background), rural (blue background). Source: Author's elaboration.

W Polsce pomiary liczby cząstek pyłu nie są wykonywane. Jedyne takie badania zostały przeprowadzone, w ramach projektu KLIMAT (*Wpływ zmian klimatu na środowisko, gospodarkę i społeczeństwo*), na stacji tła miejskiego w Zabrzu oraz stacji pozamiejskiej w Raciborzu (Klejnowski i in., 2012). Średnia liczba cząstek w Zabrzu wynosiła około 5 600 cząstek/cm³, a 1-godzinne stężenia przekraczały nawet 66 000 cząstek/cm³. Były to najniższe wartości zmierzone dla obszarów miejskich (Rys. 2.2), zbliżone do wartości uzyskanych przez innych badaczy dla obszarów pozamiejskich. W Raciborzu również uzyskano najniższą spośród obszarów pozamiejskich średnią liczbę cząstek – blisko 2 000 cząstek/cm³, a maksymalne dobowe stężenia dochodziły do 8 000 cząstek/cm³. Może to być spowodowane tym, że stężenia ilościowe w Zabrzu i Raciborzu były mierzone w zakresie 0.02 – 1 000 nm, podczas, gdy w pozostałych badaniach górny zakres pomiarowy przekraczał 2 000 nm.

Stężenia powierzchniowe i objętościowe są badane znacznie rzadziej niż liczba cząstek. Całkowita powierzchnia cząstek pyłu na obszarach miejskich waha się od około $300 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ (Stanier i in., 2004) do nawet $1\,400 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ (Wu i in., 2008), a ich całkowita objętość – od około $10 \mu\text{m}^3/\text{cm}^3$ (Woo i in., 2001; Stanier i in., 2004) do $90 \mu\text{m}^3/\text{cm}^3$ (Wu i in., 2008). W trakcie epizodów wysokich stężeń pyłu mineralnego objętość cząstek wzrasta kilkakrotnie, nawet do $1\,200 - 1\,560 \mu\text{m}^3/\text{cm}^3$ (Wu i in., 2008; Shen i in., 2011). Z przeprowadzonych badań wynika, że największy udział – od 70% do 80% powierzchni i ponad 80% objętości wszystkich cząstek – ma frakcja akumulacji (Woo i in., 2001; Wu i in., 2009; Gao i in., 2009).

2.2.2. Kształt ziaren pyłu

Morfologia cząstek pyłu jest czynnikiem determinującym ich sposób interakcji z komórkami nabłonkowymi płuc, a w konsekwencji efektywność depozycji w różnych regionach płuc, wpływa także na ich właściwości optyczne w atmosferze.



Rysunek 2.3. Zdjęcia cząstek pyłu antropogenicznego (A–C) i naturalnego (D–I), wykonane mikroskopem skaningowym. A) skupisko cząstek sadzy; B) kryształy siarczanu wapnia pochodzące ze spalania; C) cząstki plagioklastu i kuliste cząstki magnetytu pochodzące ze spalania; cząstki zawarte w pyłe mineralnym z Sahary (D – F): D) cząstki kalcytu i ilów, E) okrzemka, F) kryształy halitu (małe jasne sześciiany) przyłączone do cząstek illitu; G) pyłek krzewu ognistego (*Hamelia patens*); H) spory rdzy brunatnej pszenicy (*Puccinia triticina*); I) aglomerat brochosomów (cząstki organiczne wytwarzane przez owady z rodziny cykadowatych). Źródło: Gieré i Querol (2010).

Figure 2.3. Scanning electron microscope images of anthropogenic (A–C) and natural (D–I) particles.

A) aggregate of soot particles; B) combustion-derived Ca-sulphate crystals; C) plagioclase and spheres of combustion-derived magnetite; particles in Saharan dust (D – F): D) calcite and clays, E) diatom, F) illite with attached halite crystals (small bright cubes); G) firebush pollen (*Hamelia patens*); H) spores of wheat leaf rust (*Puccinia triticina*); I) agglomerate of brochosomes (carbon-rich particles produced by leaf-hopping insects).

Source: Gieré & Querol (2010).

Higroskopijne cząstki absorbujące wodę w wysokiej wilgotności mają kształt kulisty (Rys. 2.3.C). Obserwacje pojedynczych cząstek dowodzą jednak, że zazwyczaj ziarna charakteryzują się nieregularnym kształtem (Rys. 2.3.C), często z ostrymi krawędziami (Rys. 2.3.B, Rys. 2.3.D), przyjmują także kształty sześcianu (Rys. 2.3.F). Cząstki o regularnej kulistej strukturze mogą łączyć się w aglomeraty (Rys. 2.3.H-I) lub skupiska o charakterze fraktalnym, które charakteryzują się znacznie większą powierzchnią, dłuższym czasem przebywania w atmosferze, a także większą jednostkową zdolnością absorpcji światła niż cząstki kuliste o takich samych rozmiarach. Typowym przykładem struktury fraktalnej są cząstki sadzy (Rys. 2.3.A).

2.3. Źródła emisji pyłów

Pyły atmosferyczne są zanieczyszczeniami zarówno pierwotnymi, emitowanymi bezpośrednio do atmosfery, jak i wtórnymi, powstającymi w atmosferze w wyniku reakcji chemicznych. Źródła emisji pyłów pierwotnych, które ogólnie można podzielić na naturalne i antropogeniczne, są bardzo liczne i różnorodne. Do naturalnych źródeł emisji pyłów w troposferze zalicza się wybuchy wulkanów, pożary lasów, unoszenie materiałów osadowych, aerozole morskie, a także materiał pochodzenia roślinnego i zwierzęcego. Głównymi źródłami pyłów antropogenicznych są procesy produkcyjne i procesy spalania paliw, zwłaszcza paliw stałych. Duże ilości pyłów są emitowane z przemysłu energetycznego, wydobywczego, metalurgicznego, chemicznego, budowlanego (produkcja cementu) oraz z sektora transportu, gdzie znaczna część emisji pochodzi nie z procesu spalania paliw, ale ze ścierania opon, hamulców i powierzchni dróg, a także z sektora komunalno-bytowego.

Pyły są obecne również w stratosferze, jednak charakteryzują się znacznie mniejszymi stężeniami oraz dłuższym czasem przebywania niż pyły troposferyczne. Źródłem obecności pyłów w stratosferze są przede wszystkim potężne erupcje wulkanów oraz pył kosmiczny. Ponadto, emitowany z powierzchni oceanów siarczek karbonylu (OCS) może przedostawać się do stratosfery, gdzie jest utleniany do siarczanów, stanowiąc główne źródło pyłu stratosferycznego w okresach niskiej aktywności wulkanicznej (Gieré i Querol, 2010).

Całkowita roczna emisja pyłów (Tabela 2.1) na świecie szacowana jest na 12 400 Tg, przy czym, aż 98% stanowi emisja naturalna, w której największy udział mają sól morską (10 130 Tg/a) i pył mineralny (1 600 Tg/a). Trzecim co do wielkości naturalnym źródłem emisji pyłów są wybuchy wulkanów, których roczna emisja wynosi około 360 Tg. Aż 99% cząstek pochodzących ze źródeł naturalnych, to cząstki pierwotne. W przypadku pyłów

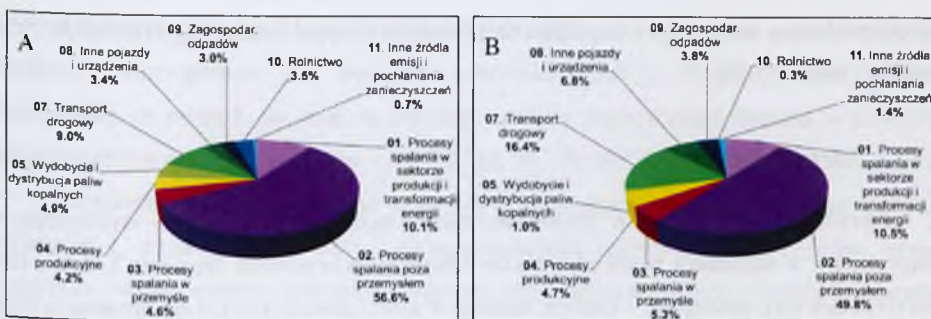
antropogenicznych, emitowanych głównie z procesów przemysłowych oraz procesów spalania paliw, zaledwie około 50% (150 Tg) to pyły pierwotne, drugą połowę (140 Tg) stanowią cząstki wtórne powstające w wyniku przemian prekursorów pyłów – SO₂, NO_x i lotnych związków organicznych (Andreae i Rosenfeld, 2008; Gieré i Querol, 2010).

Tabela 2.1. Roczne emisje pyłów pierwotnych[Gg/a]. Źródło: Opracowanie własne.

Table 2.1. Annual emissions of primary particulate matter [Gg/a]. Source: Author's elaboration.

	Emisja [Gg/a]	Źródło
Świat		
Całkowita emisja	12 400 000	Andreae i Rosenfeld (2008)
Sól morską	10 130 000	Andreae i Rosenfeld (2008)
Pył mineralny	1 600 000	Andreae i Rosenfeld (2008)
Wybuchy wulkanów	360 000	Gieré i Querol (2010)
Emisja antropogeniczna	290 000	Gieré i Querol (2010)
Unia Europejska		
TSP	3 588	EEA (2012b)
PM ₁₀	1 969	EEA (2012b)
PM _{2,5}	1 333	EEA (2012b)
Polska		
TSP	445	KOBIZE (2012)
PM ₁₀	279	KOBIZE (2012)
PM _{2,5}	137	KOBIZE (2012)

W Unii Europejskiej całkowita roczna emisja pierwotnych pyłów TSP, PM₁₀ i PM_{2,5} wynosi odpowiednio 3 588 Gg, 1 969 Gg i 1 333 Gg (Tabela 2.1). Polska, obok Francji i Włoch, jest jednym z krajów o największym – przekraczającym 10% – udziale w całkowitej emisji TSP, PM₁₀ oraz PM_{2,5} w UE. Głównym źródłem emisji pyłów w UE-27 są procesy stacjonarnego spalania: w sektorze produkcji i transformacji energii (SNAP01, z ang. *Selected Nomenclature for sources of Air Pollution*), poza przemysłem – SNAP02 (wcześniej sektor ten nosił nazwę: *Procesy spalania w sektorze komunalnym i mieszkalnictwa*), w przemyśle (SNAP03), z których pochodzi odpowiednio 54% i 65% całkowitej emisji PM₁₀ i PM_{2,5}. Największy udział w emisji PM₁₀ i PM_{2,5} mają procesy spalania poza przemysłem (SNAP02), odpowiednio 41% i 52% całkowitej emisji. Emisje z sektora z transportu drogowego oraz innych pojazdów i maszyn (SNAP07 i SNAP08) stanowią w UE odpowiednio 17% i 18% całkowitej emisji PM₁₀ i PM_{2,5} (EEA, 2012b).



Rysunek 2.4. Struktura emisji pyłów pierwotnych: A) PM₁₀; B) PM_{2,5} według sektorów SNAP97 w Polsce w 2010 r. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z KOBIZE (2012).

Figure 2.4. Structure of primary particulate matter emission: A) PM₁₀; B) PM_{2,5} according to SNAP97 in Poland in 2010. Source: Author's elaboration based on data from KOBIZE (2012).

W Polsce całkowita emisja roczna pyłów TSP, PM₁₀ i PM_{2,5} wynosi odpowiednio 445 Gg, 279 Gg i 137 Gg (Tabela 2.1). Podobnie jak w UE, jej głównym źródłem są procesy spalania poza przemysłem (SNAP02), odpowiedzialne za odpowiednio 56.6% i 49.8% emisji PM₁₀ i PM_{2,5} (Rys. 2.4). W porównaniu do UE, udział stacjonarnych procesów spalania (SNAP01, SNAP02, SNAP03) w całkowitej emisji PM₁₀ jest znacznie większy (ponad 70%), natomiast dla PM_{2,5} jest na takim samym poziomie – 65%. Udział emisji PM_{2,5} z sektora transportu (SNAP07 i SNAP08) jest większy niż w UE (23.2%), natomiast udział emisji PM₁₀ jest nieznacznie mniejszy i stanowi około 12% całkowitej emisji krajowej (KOBIZE, 2012).

2.4. Skład chemiczny

Pyły wyemitowane do atmosfery, po pewnym czasie mogą być z niej usunięte lub mogą podlegać dalszym przemianom, co wpływa na ich czas przebywania w atmosferze, a także na odległość na jaką mogą być przenoszone. Skład chemiczny pyłu zawieszonego zależy od wielu czynników, od położenia geograficznego, ukształtowania i pokrycia terenu, warunków meteorologicznych, a także od pory roku czy dnia tygodnia. Spośród składników pyłu zawieszonego, siarczany, związki amonowe, węgiel elementarny i organiczny dominują w małych cząstkach, natomiast pył mineralny i materiał biologiczny w większych cząstkach (PM_c, PM₁₀). Azotany, podobnie jak metale śladowe, mogą występować w różnych frakcjach. Pb, Zn, Cd i As występują zazwyczaj w PM_{2,5}, natomiast Cu, Mn, Ni i Cr mogą znajdować się zarówno w grubych, jak i drobnych cząstkach. Obecność azotanów w mniejszych cząstkach wynika z reakcji par kwasu azotowego z amoniakiem, w większych cząstkach zachodzi zaś

reakcja par kwasu azotowego z cząstkami soli morskiej lub pyłu mineralnego (US EPA, 2004; Seinfeld i Pandis, 2006).

2.4.1. Metale śladowe

Pierwiastki występujące w środowisku można podzielić na główne – występujące w żywej materii w stężeniach rzędu od kilku do kilkudziesięciu procent: węgiel (C), wodór (H), azot (N) i tlen (O); podrzędne – których stężenie w żywej materii zwykle nie przekracza kilku procent: wapń (Ca), chlor (Cl), potas (K), magnez (Mg), sód (Na), fosfor (P) i siarka (S); oraz śladowe, które występują w żywej materii w stężeniach poniżej 0.1% (Kabata-Pendias i Pendias, 1999).

W powietrzu atmosferycznym, oprócz pierwiastków głównych i podrzędnych, stwierdzono obecność ponad 40 metali śladowych (TM, z ang. *trace metal*): srebro (Ag), glin (Al), arsen (As), złoto (Au), bar (Ba), brom (Br), kadm (Cd), cer (Ce), kobalt (Co), chrom (Cr), cez (Cs), miedź (Cu), europ (Eu), żelazo (Fe), gal (Ga), hafn (Hf), rtęć (Hg), ind (In), lantan (La), mangan (Mn), molibden (Mo), nikiel (Ni), ołów (Pb), pallad (Pd), platyna (Pt), rubid (Rb), rod (Rh), antymon (Sb), skand (Sc), selen (Se), krzem (Si), samar (Sm), cyna (Sn), stront (Sr), tantal (Ta), tor (Th), tytan (Ti), tal (Tl), uran (U), wanad (V), wolfram (W), itr (Y), cynk (Zn), cyrkon (Zr); przy czym Si – ze względu na to, iż jest pierwiastkiem powszechnie występującym w skorupie ziemskiej – zazwyczaj nie jest traktowany jako pierwiastek śladowy (Gao i in., 2005). Mimo, że metale śladowe występują w środowisku w małych stężeniach, odgrywają ogromną rolę, zwłaszcza w odniesieniu do zdrowia ludzkiego. Niektóre TM – As, Br, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Si, Sn, Sr, V, Zn – są mikroelementami niezbędnymi do życia, inne są natomiast toksyczne. Niektóre z pierwiastków są zarówno niezbędne, jak i toksyczne w zależności od stężenia i formy w jakiej występują. W środowisku mogą pierwiastki śladowe występować w wielu formach, o różnym stopniu toksyczności. Przykładowo, główne stopnie utlenienia chromu to +3 i +6. Cr(III) jest mikroelementem niezbędnym do funkcjonowania organizmów żywych, natomiast Cr(VI) jest silnie rakotwórczy. Również arsen, może występować na stopniu utlenienia +3 i +5, przy czym związki As(III) są bardziej toksyczne, ponieważ wykazują większą reaktywność chemiczną i łatwiej wnikają w komórki niż związki As(V) (IARC, 2012). Osiem z nich – As, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb i V – znajduje się na liście 35 substancji, które WHO (2000) uznała za szczególnie niebezpieczne dla zdrowia człowieka, a Międzynarodowa Agencja Badań nad Nowotworami (IARC, z ang. *International Agency for Research on*

Cancer) zaliczyła związki As, Cd, Cr(VI) i Ni do grupy 1 – związków o potwierdzonym działaniu kancerogennym na organizm człowieka (IARC, 2012). Ponadto w Unii Europejskiej, ze względu na ochronę zdrowia, ustalono dopuszczalne stężenia w powietrzu atmosferycznym dla 5 pierwiastków – As, Cd, Hg, Ni i Pb (EC, 2004; EC, 2008).

Pierwiastki śladowe emitowane są ze źródeł naturalnych (przede wszystkim wybuchy wulkanów i erozja gleb), a także antropogenicznych (głównie spalanie paliw, przede wszystkim węgla, spalanie odpadów). Materia nieorganiczna, w tym również pierwiastki śladowe, występuje w węglu w różnych formach: jako materiał nieorganiczny związany z częścią organiczną, jako wtrącenia mineralne luźno związane z częścią organiczną oraz jako wytrącenia mineralne niezwiązane z cząstkami węgla. Pierwiastki śladowe mogą znajdować się w każdej z tych struktur, co ma bezpośredni wpływ na sposób ich zachowania podczas spalania (Nelson, 2007). W wysokich temperaturach, niektóre metale śladowe – m.in. As, Cd, Mo, Pb, Sb, Se, Zn – zawarte w rudach metali i węgla mogą częściowo lub całkowicie z nich odparować. Pary substancji nieorganicznych zostają zaabsorbowane na ziarnach pyłu, emitowanego do atmosfery. Dotyczy to zwłaszcza cząstek najmniejszych frakcji (PM₁), które są usuwane z gazów odlotowych ze znacznie mniejszą skutecznością niż cząstki większe (Senior i in., 2000a; Senior i in., 2000b; Nelson, 2007) i mogą być transportowane na dalekie odległości.

Zawartość pierwiastków śladowych w pyłe zawieszonym jest powszechnie wykorzystywana do identyfikacji typów źródeł emisji.

2.4.2. Sól morską

Cząstki soli morskiej (z ang. *sea salt*) generowane są bezpośrednio z powierzchni morza lub pośrednio podczas pęknięcia baniek gazowych na powierzchni morza. Na granicy wody i atmosfery występuje błona powierzchniowa morza (nazywana filmem), o głębokości do kilkunastu nanometrów, w której substancje aktywne powierzchniowo tworzą uporządkowaną strukturę. Jest to góma warstwa mikrowarstwy powierzchniowej morza sięgającej do głębokości 1 mm, w której dochodzi do kumulacji materii organicznej z atmosfery i toni wodnej. Przy silnym, sztormowym wietrze tworzą się fale, którym towarzyszy powstawanie grzywaczy (Rys. 2.5), mikrowarstwa jest rozrywana i wówczas bezpośrednio do atmosfery wyrzucane są kropelki wody wraz ze związkami nieorganicznymi (chlorki, siarczany, węglany), organicznymi (sterole, kwasy tłuszczowe, glicerydy, fosfolipidy, węglowodany) oraz organizmami planktonowymi (bakterie, wirusy, glony).



Rysunek 2.5. Grzywacze na Morzu Bałtyckim (fot. M. Reizer).

Figure 2.5. Crests in the Baltic Sea (Photo: M. Reizer).

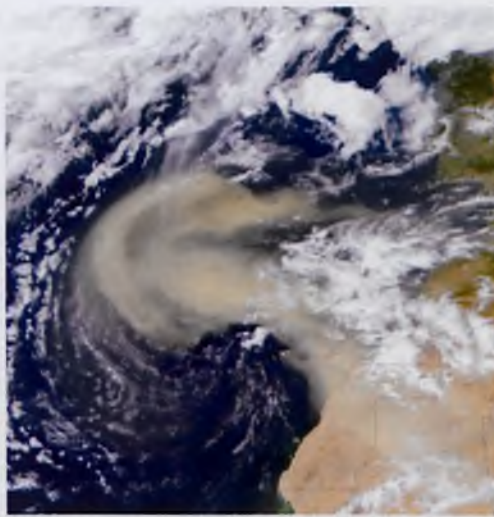
Jednak to proces pośredni jest najważniejszym źródłem cząstek soli morskich w powietrzu atmosferycznym. Obecne w toni wodnej pęcherzyki gazowe, powstające w procesach fizycznych, chemicznych lub biologicznych, pod wpływem siły wyporu unoszą się ku powierzchni morza, a następnie rozpryskują na granicy wody i atmosfery (Falkowska i Lewandowska, 2009).

2.4.3. Materiał mineralny

Pył mineralny (z ang. *mineral dust*) tworzą cząstki powstające w wyniku wietrzenia skał i gleb unoszone z wiatrem, zawierające związki Si, Al, Fe, Mg, Ti, K, P i Ca. Jego najważniejszymi naturalnymi obszarami źródłowymi są pustynie i półpustynie, położone głównie w północnej Afryce, na Bliskim Wschodzie oraz w środkowej i wschodniej Azji. Symulacje przeprowadzone przez Tanakę i Chibę (2006) wykazały, że 58% całkowitej emisji pyłu mineralnego pochodzi z Sahary, największej pustyni na świecie, natomiast pustynie Półwyspu Arabskiego, wschodnich Chin i środkowej Azji, odpowiadają odpowiednio za 12%, 8% i 7% jego emisji.

Epizody wysokich stężeń pyłu mineralnego przenoszonego z Sahary, określane jako wtargnięcia pyłu z Sahary (Afryki) – z ang. *Saharan (African) dust outbreaks* – charakteryzują się dużą zmiennością sezonową. Epizody zimowe (luty – marzec) występują zazwyczaj od 2 do 7 razy w roku, a czas ich trwania wynosi od 2 do 22 dni. W trakcie tych epizodów, na Wyspach Kanaryjskich, położonych na północny zachód od wybrzeży Afryki, notowane są dobowe stężenia pyłu PM_{10} rzędu $700 \mu g/m^3$, a chmura pyłu mineralnego dociera aż do wybrzeży Stanów Zjednoczonych, na Wyspy Karaibskie czy do Amazonii.

Epizody jesienne, występujące kilka razy w roku, w okresie od października do listopada (czasami także w grudniu), charakteryzują się krótszym czasem trwania (od 2 do 5 dni) i niższymi stężeniami PM_{10} ($400 - 500 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Epizody w okresie letnim (czerwiec – sierpień) pojawiają się maksymalnie 4 razy w roku, ale charakteryzują się znacznie dłuższym czasem trwania niż epizody zimowe – nawet do 30 dni. Stężenia PM_{10} na Wyspach Kanaryjskich zwykle nie przekraczają wtedy $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Viana i in., 2002). Rys. 2.6 przedstawia zdjęcie satelitarne wtargnięcia pyłu mineralnego z Sahary, zarejestrowane 26 lutego 2000 r. przez sensor SeaWiFS (*Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor*). Był to jeden z największych epizodów zaobserwowanych przez SeaWiFS. Na początku marca 2000 r. chmura pyłu, po przekroczeniu Oceanu Atlantyckiego, dotarła do Wysp Karaibskich. W trakcie tego epizodu, na wyspach Gran Canaria i Teneryfa stężenia składników mineralnych SiO_2 i Al_2O_3 były nawet 46-krotnie wyższe niż w dniach, w których epizody pyłu mineralnego nie występują (Viana i in., 2002).



Rysunek 2.6. Zdjęcie satelitarne chmury pyłu mineralnego znad Sahary rozciągającej się ponad 1 600 km nad Oceanem Atlantykiem (26 luty 2000). Źródło: SeaWiFS Project, NASA/Goddard Space Flight Center i ORBIMAGE.

Figure 2.6. Satellite image of Saharan dust extending more than 1 600 km over the Atlantic Ocean (February 26, 2000). Source: SeaWiFS Project, NASA/Goddard Space Flight Center and ORBIMAGE.

W Europie wtargnięcia pyłu z Sahary zazwyczaj obejmują swoim zasięgiem basen Morza Śródziemnego, natomiast do centralnej i północnej części kontynentu, w tym także do Polski, docierają najwyżej kilka razy w roku. Większość epizodów jest rejestrowana późną wiosną, latem lub wczesną jesienią i zwykle nie trwają one dłużej niż kilka dni (Papayannis i in., 2008; Kardas i in., 2010).

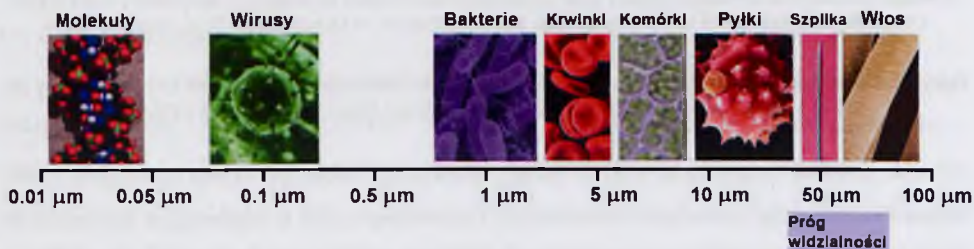
W pyłe mineralnym występują (Engelbrecht i Derbyshire, 2010):

- **krzemiany:** illit, montmorylonit, pałygorskit, kaolinit;
- **glinokrzemiany:** plagioklaz, skalenie alkaliczne zawierające potas i sód, muskowit, biotyt;
- **węglany:** wapnia (kalcyt), wapnia i magnezu (dolomit);
- **tlenki:** krzemu (kwarc), żelaza (hematyt, magnetyt), tytanu (rutyl);
- **ewaporaty:** halit, gips, arkanit.

Porównanie pyłu mineralnego z czterech obszarów pustynnych: Sahary, dwóch pustyni Półwyspu Arabskiego oraz Wyżyny Lessowej w Chinach, przeprowadzone przez Kruegera i in. (2004), wykazało istotne różnice w jego składzie. Dominowały co prawda związki Si, ale stanowiły one od 31% aż do 69% całkowitego pyłu mineralnego (odpowiednio dla Wyżyny Lessowej i dla pustyni Półwyspu Arabskiego położonej u wybrzeży Morza Czerwonego). Pył z pustyni Półwyspu Arabskiego dodatkowo charakteryzował się najmniejszą zawartością Mg (3%) i Ca (2%). Ponadto, pył z Wyżyny Lessowej zawierał najwięcej Mg (13%), Ca (39%) i Na (4%) oraz najmniej Al (7%), Fe (3%) i K (1%). Pył z Sahary zawierał stosunkowo duże ilości Si (46%), Al (17%), Ca (17%), Fe (7%) i K (3%).

2.4.4. Materiał biologiczny

Pierwotny bioaerazol (PBAP, z ang. *Primary Biogenic Aerosol Particles*) składa się z ożywionej i nieożywionej materii biologicznej. Są to wirusy ($d = 0.01 - 0.5 \mu\text{m}$); bakterie ($d \geq 0.4 \mu\text{m}$); spory mchów, porostów, paproci i grzybów ($d \geq 1.0 \mu\text{m}$); detrytus ($d \geq 2.0 \mu\text{m}$). Największe cząstki PBAP stanowią pyłki roślin o rozmiarach powyżej $10 \mu\text{m}$ (Colbeck i Lazaridis, 2010). Udział PBAP w PM_{10} jest bardzo niewielki w okresie zimowym, natomiast w pełni sezonu wegetacyjnego może osiągać wartości do 5% masy pyłu zawieszonoego (Winiwater i in., 2006). Rys. 2.7 przedstawia rozkład wielkości cząstek bioaerozolu.



Rysunek 2.7. Rozkład wielkości cząstek materiału biologicznego [μm]. Źródło: Opracowanie własne na podstawie Kaiser (2005).

Figure 2.7. Size distribution of bioaerosol particles [μm]. Source: Author's elaboration based on Kaiser (2005).

Winiwarter i in. (2009) oszacowali, że roczna emisja PBAP w Europie wynosi 233 Gg, co stanowi około 2 – 3% całkowitej emisji pyłów.

2.4.5. Związki węgla

Zanieczyszczenia węglowe występują w atmosferze w postaci węgla elementarnego (EC, z ang. *Elemental Carbon*) i węgla organicznego (OC, z ang. *Organic Carbon*). Węgiel elementarny powstający podczas niecałkowitego spalania paliw jest zanieczyszczeniem o wyłącznie pierwotnym charakterze i nazywany jest synonimicznie węglem grafitowym, BC (z ang. *Black Carbon*) lub sadzą. OC jest zanieczyszczeniem zarówno pierwotnym, emitowanym z procesów spalania, jak i wtórnym, powstającym w wyniku reakcji fizycznych i chemicznych w atmosferze. W składzie OC znajdują się węglowodory, w tym związki aromatyczne takie jak WWA (Wielopierścieniowe Węglowodory Aromatyczne), a także substancje oleiste, smoliste, humusowe, bioaerozole i wiele innych.

2.4.6. Wtórne aerozole nieorganiczne

Związki siarki

Jony siarczanowe (SO_4^{2-}), azotanowe (NO_3^-) i amonowe (NH_4^+) określane są w literaturze jako wtórne aerozole nieorganiczne (SIA, z ang. *Secondary Inorganic Aerosols*). W pyłe zawieszonym mogą one występować zarówno w formie cząstek, jak i kropeł. Do najczęściej występujących związków SIA w fazie stałej należą siarczan (VI) amonu – $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ oraz azotan (V) amonu – NH_4NO_3 .

Do głównych związków siarki obecnych w atmosferze należą dwutlenek siarki (SO_2), siarkowodór (H_2S), dwusiarczek węgla (CS_2), siarczek karbonylu (OCS), siarczek dimetylu (DMS; CH_3SCH_3) oraz dwusiarczek dimetylu (CH_3SSCH_3). Pochodzą one zarówno ze źródeł naturalnych (wybuchy wulkanów, emisja z mórz i oceanów, procesy rozkładu materii organicznej), jak i antropogenicznych (spalanie paliw kopalnych). W atmosferze siarka występuje na pięciu stopniach utlenienia (Brandt i van Eldik, 1995):

- **-2:** H_2S , CS_2 , OCS, CH_3SCH_3 ;
- **-1:** CH_3SSCH_3 ;
- **0:** dimetylosulfotlenek – CH_3SOCH_3 ;
- **+4:** SO_2 , uwodniony dwutlenek siarki – $\text{SO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, jon wodorosiarczanowy (IV) – HSO_3^- , jon siarczanowy (IV) – SO_3^{2-} ;

- **+6:** kwas siarkowy (VI) – H_2SO_4 , jon wodorosiarczanowy (VI) – HSO_4^- , SO_4^{2-} .

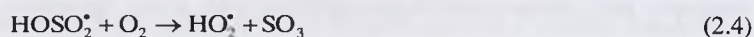
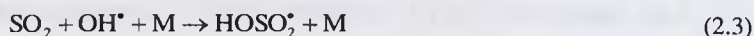
Zredukowane formy związków siarki (o stopniach utlenienia -2 i -1), występujące zazwyczaj w fazie gazowej – są bardzo szybko utleniane – przede wszystkim przez rodniki hydroksylowe (OH^*) oraz w mniejszym stopniu przez inne utleniacze – do SO_2 . W związku z tym ich czas przebywania w atmosferze wynosi najwyżej kilka dni.

W atmosferze utlenianie SO_2 może zachodzić w fazie gazowej w wyniku reakcji homogenicznych lub podczas reakcji heterogenicznych w fazie ciekłej.

W porze dziennej, pod wpływem promieniowania słonecznego z udziałem SO_2 zachodzą reakcje fotochemiczne. W wyższych partiach atmosfery, przy promieniu UV o długości fali poniżej 220 nm, dochodzi do fotodysocjacji dwutlenku siarki. W dolnej atmosferze, promieniowanie UV-A (~ 384 nm) jest zdolne do wywołania stanu trypletowego w cząsteczce (2.1), natomiast promieniowanie UV-B (~ 294 nm) bardziej reaktywnego stanu singletowego (2.2):



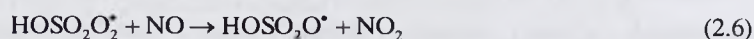
Homogeniczne utlenianie SO_2 w fazie gazowej zachodzi najczęściej w wyniku reakcji (2.3 – 2.4) z OH^* (Wine i in., 1984; Tanaka i in., 1994):



gdzie:

M – ciało trzecie, odbierające nadmiar energii

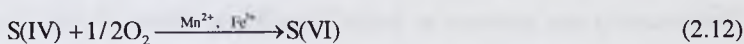
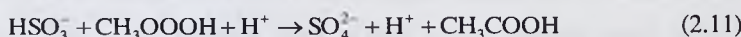
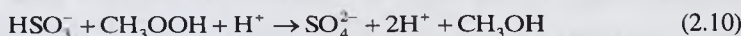
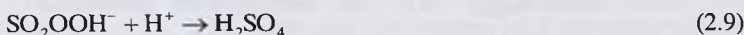
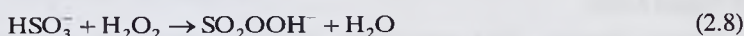
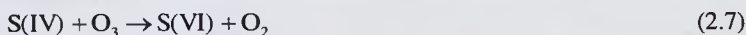
SO_3 w obecności pary wodnej szybko ulega przemianom w kwas siarkowy (2.5), natomiast wolny rodnik może reagować z tlenkiem azotu, utleniając go do NO_2 (2.6):



SO_3 może być także emitowany ze stacjonarnych źródeł spalania paliw. Reakcja 2.5 zachodzi wówczas w gazach odlotowych w kominie lub bezpośrednio po ich wyemitowaniu do atmosfery, a powstały H_2SO_4 kondensuje na istniejących cząstkach lub ulega nukleacji tworząc nowe cząstki (US EPA, 2008).

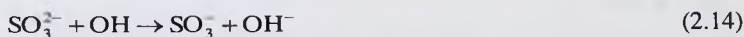
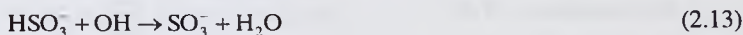
W porze nocnej, w czystym powietrzu reakcje utleniania SO_2 do SO_3 , a następnie do H_2SO_4 , zachodzą powoli. Zatem większą rolę odgrywają, przebiegające znacznie szybciej, reakcje heterogeniczne. Jak pokazali m. in. Hoffmann i Calvert (1985), Pandis i Seinfeld

(1989), Tanaka i in. (1994), Brandt i van Eldik (1995), Capaldo i in. (1999), oraz Berndt i in. (2005), utlenianie SO_2 – S(IV) – w fazie ciekłej przebiega według reakcji 2.7 – 2.22. Głównymi związkami utleniającymi S(IV) do S(VI) są: O_3 (2.7), nadtlenek wodoru – H_2O_2 (2.8-2.9), wodoronadtlenek metylu – CH_3OOH (2.10), kwas nadoctowy – CH_3COOOH (2.11) oraz tlen, z którym reakcja jest zazwyczaj katalizowana przez metale z grupy przejściowych – żelazo i mangan (2.12):

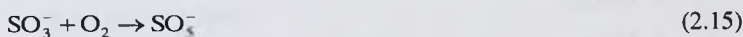


H_2O_2 jest jednym z najsilniejszych utleniaczy dwutlenku siarki w fazie ciekłej, jednak przy wysokich wartościach pH (powyżej 5.3) kluczową drogą utlenienia SO_2 staje się reakcja z O_3 .

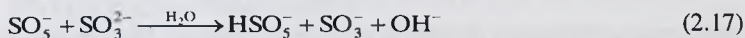
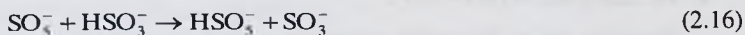
Utlenianie SO_2 zachodzi również w obecności rodników OH^\bullet :



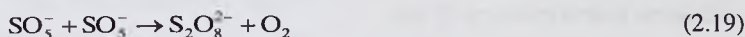
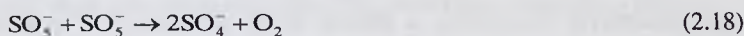
W wyniku reakcji 2.13 i 2.14 powstaje anionorodnik siarczanowy (IV) – SO_3^- , który bardzo szybko reaguje z tlenem:



Powstały anionorodnik nadtlenomonosiarczanu (SO_5^-) może reagować z wodorosiarczanem (IV) lub siarczanem (IV):



Ponieważ reakcje 2.14 i 2.15 zachodzą powoli, najszybszą drogą usuwania SO_5^- są wzajemne reakcje, prowadzące do powstania rodnika siarczanowego – SO_4^- (2.18) i anionorodnika nadtlenodisiarczanu – $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ (2.19):



SO_4^- bardzo szybko reaguje z wodorosiarczanem:



Powstałe w wyniku utlenienia SO₂ siarczany to najczęściej (NH₄)₂SO₄ (2.37) oraz wodorosiarczan (VI) amonu – NH₄HSO₄ (2.36). W wyniku wzajemnych oddziaływań SO₂ z cząstkami soli morskiej i pyłu mineralnego mogą powstawać także siarczan (VI) sodu (Na₂SO₄) oraz siarczan (VI) wapnia (Ca₂SO₄):



Związki azotu

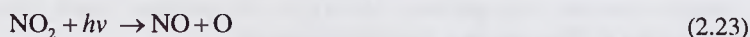
Azot cząsteczkowy (N₂) jest dominującym składnikiem (78.08%) powietrza atmosferycznego. Oprócz niego, do podstawowych związków azotu w atmosferze należą tlenki azotu (NO_x), będące sumą tlenku (NO) i dwutlenku azotu (NO₂), podtlenek azotu (N₂O), kwas azotowy (III) – HNO₂, kwas azotowy (V) – HNO₃ oraz amoniak (NH₃). Emitowane są one zarówno ze źródeł naturalnych (emisja z gleb i oceanów, wyładowania atmosferyczne), jak i antropogenicznych (spalanie paliw, rolnictwo).

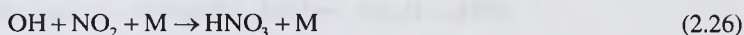
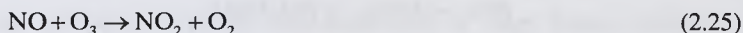
W atmosferze azot występuje na ośmiu stopniach utlenienia (Seinfeld i Pandis, 2006):

- -3: NH₃, aminy pierwszorzędowe – RNH₂, aminy drugorzędowe – R₂NH, aminy trzeciorzędowe – R₃N;
- 0: N₂;
- +1: N₂O;
- +2: NO;
- +3: HNO₂;
- +4: NO₂;
- +5: HNO₃, NO₃⁻, tlenek azotu (V) – N₂O₅;
- +6: tlenek azotu (III) – NO₃.

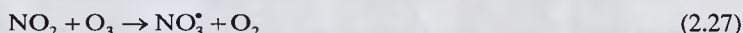
Podobnie jak w przypadku utleniania związków siarki(IV), prowadzonych jest wiele badań nad przemianami związków azotu w atmosferze. Jak pokazali m. in. Pandis i Seinfeld (1989), Atkinson (2000), Golden i Smith (2000), oraz Brown i in. (2006), przemiany NO_x przebiegają według reakcji 2.23 – 2.40.

W porze dziennej, przemiany związków azotu związane są głównie z cyklem fotochemicznym (2.23-2.25), a główną drogą usuwania NO_x z atmosfery jest reakcja z rodnikiem hydroksylowym (2.26):

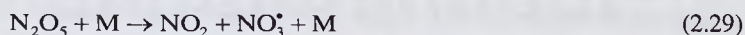




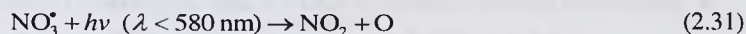
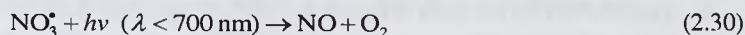
W porze nocnej, fotochemiczny mechanizm konwersji NO do NO₂ zanika, natomiast zaczyna przeważać udział reakcji utleniania przez nagromadzony w czasie dnia ozon. NO bardzo szybko reaguje z O₃ (2.25), w wyniku czego prawie wszystkie NO_x zamieniane są w NO₂, który następnie reaguje z O₃:



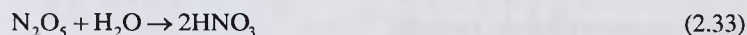
Powstały rodnik azotanowy jest bardzo aktywnym utleniaczem, który następnie reaguje z NO₂, w wyniku czego powstaje N₂O₅ (2.28), który pod wpływem wyższej temperatury może z powrotem rozpaść się na tlenek azotu i rodnik azotanowy (2.29):



W ciągu dnia, rodnik NO₃^{*} szybko ulega fotolizie (2.30-2.31) lub reaguje z tlenkiem azotu (2.32), w związku z czym jego czas przebywania w atmosferze wynosi zaledwie kilka sekund:



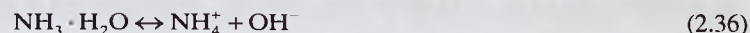
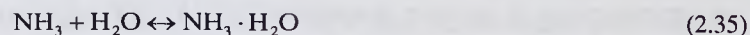
N₂O₅ jest usuwany z atmosfery w następstwie reakcji z wodą (2.33), która obok reakcji 2.26, jest główną drogą usuwania NO_x z atmosfery:

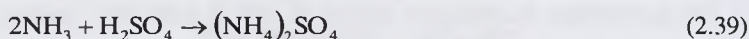


HNO₃ jest jednym z najlepiej rozpuszczalnych w wodzie związków w atmosferze, łatwo (całkowicie) dysocjuje do azotanów. W wyniku reakcji par kwasu azotowego z cząstkami soli morskiej powstaje również azotan (V) sodu (NaNO₃):



Czas przebywania w atmosferze amoniaku jest krótki, ponieważ szybko ulega dysocjacji elektrolitycznej do jonów amonowych – NH₄⁺ i wodorowych – H⁺ (2.35-2.36), a następnie bardzo łatwo reaguje z kwasami azotowym (2.37), siarkowym (2.38-2.39) i chlorowodorowym (2.40) dając sole amonowe – NH₄NO₃, NH₄HSO₄, (NH₄)₂SO₄ i NH₄Cl:





2.4.7. Aerozole organiczne

Aerozole organiczne (OA, z ang. *Organic Aerosols*) stanowią od 20% do nawet 90% całkowitej masy frakcji pyłu zawieszonego PM₁ (Kanakidou i in., 2005). Jednak wiedza na temat źródeł ich emisji, a także procesów tworzenia i usuwania z atmosfery jest wciąż niewystarczająca.

Obecnie badania aerozoli organicznych są powszechnie przeprowadzane przy wykorzystaniu spektrometru mas aerozoli (AMS, z ang. *Aerosol Mass Spectrometer*), który umożliwia określenie zarówno stężeń, jak i składu OA (np. Jimenez et al., 2003; Zhang i in., 2007; Aiken i in., 2009; Docherty i in., 2011; Duplissy i in., 2011). Przeprowadzone badania wykazały, że OA można podzielić na dwie główne grupy:

- węglowodorowe aerozole organiczne (HOA, z ang. *Hydrocarbon-like Organic Aerosol*)
- utlenowane aerozole organiczne (OOA, z ang. *Oxygenated Organic Aerosol*)

Zazwyczaj HOA są dobrze skorelowane z CO i NO_x, stanowiąc marker pierwotnych aerozoli organicznych (POA, z ang. *Primary Organic Aerosol*), emitowanych z procesów spalania. Natomiast OOA, dobrze skorelowane z aktywnością fotochemiczną oraz z wtórnymi związkami (m. in. z O₃), są traktowane jako marker wtórnych aerozoli organicznych (SOA, z ang. *Secondary Organic Aerosols*).

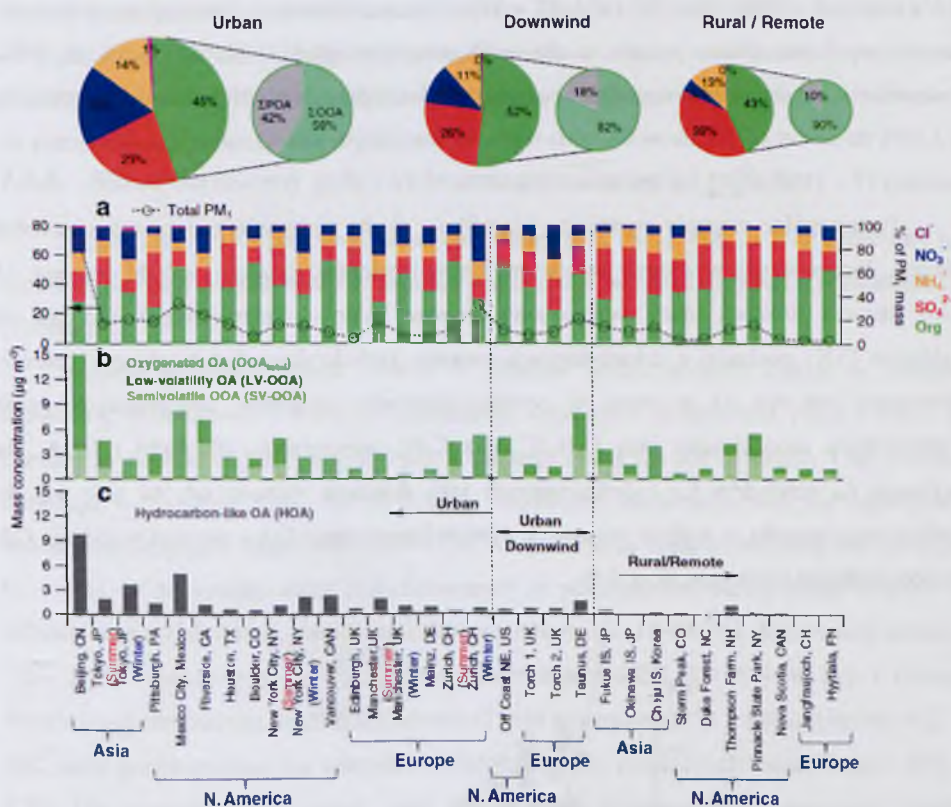
W obrębie OOA można wydzielić dwie grupy aerozoli, różniące się lotnością oraz stosunkiem atomów tlenu i węgla (O:C), będącym miarą stopnia utlenienia (Jimenez i in., 2009):

- OOA o niskiej lotności (LV-OOA, z ang. *Low-Volatility OOA*) – o przybliżonym wzorze sumarycznym C₈O_{5,5}H₁₀
- pół-lotne OOA (SV-OOA, z ang. *Semi-Volatile OOA*) – o przybliżonym wzorze sumarycznym C₈O₃H₁₁

LV-OOA są silnie skorelowane z nielotnymi związkami wtórnymi (jak np. siarczany) oraz charakteryzują się wysokim stosunkiem O:C (0.6 – 0.8), co wskazuje na ich regionalne pochodzenie oraz na to, że są aerozolami „starymi”, pozostającymi w atmosferze co najmniej kilka dni. SV-OOA wykazują natomiast silniejszą korelację z pół-lotnymi związkami (jak np. azotan amonu czy chlorek amonu) oraz niższy stosunek O:C (0.2 – 0.4), co z kolei świadczy o

tym, że są to aerozole „świeże”, utworzone prawdopodobnie w ciągu kilku-, kilkunastu poprzednich godzin (Jimenez i in., 2009).

Zhang i in. (2011) porównali zawartość HOA i OOA na 13 miejskich, 4 podmiejskich i 10 pozamiejskich stacjach pomiarowych zlokalizowanych na Półkuli Północnej (Rys. 2.8).



Rysunek 2.8. Stężenia masowe [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzone na stacjach pomiarowych zlokalizowanych na Półkuli Północnej: a) PM_{10} oraz udziały [%] składników nieorganicznych i organicznych w PM_{10} ; b) OOA; c) HOA. Górny panel: Średni skład pyłu bardzo drobnego PM_{10} na stacjach miejskich, podmiejskich i pozamiejskich. Źródło: Zhang i in. (2011).

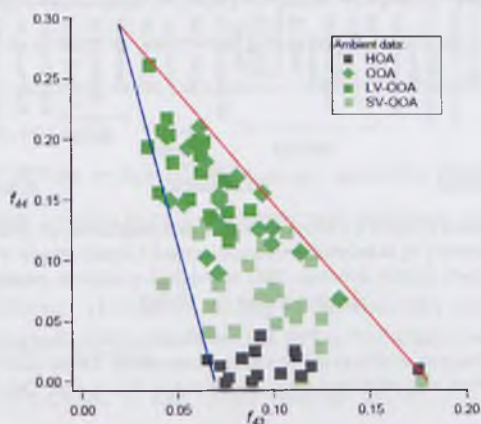
Figure 2.8. Mass concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] of: a) PM_{10} and contributions [%] of inorganic and organic components in PM_{10} ; b) OOA; c) HOA, measured at sites in the Northern Hemisphere. Upper panel: average PM_{10} composition at urban, sub-urban and rural sites. Source: Zhang et al. (2011).

Badania wykazały, iż stężenia HOA znacznie maleją w kierunku obszar miejski – obszar podmiejski – obszar pozamiejski, podczas gdy stężenia OOA pozostają na podobnym poziomie na wszystkich typach obszarów. Ponadto, największy udział aerozoli pierwotnych w całkowitej masie OA występuje w miastach (42%) i gwałtownie maleje dla stacji podmiejskich (18%). Na stacjach pozamiejskich prawie całą masę OA (90%) stanowią aerozole nasycone tlenem. W Pekinie i Meksyku, zmierzono kilkakrotnie wyższe stężenia

OOA niż w pozostałych miastach, co jest związane z silnym zanieczyszczeniem powietrza oraz dużą aktywnością fotochemiczną w tych megamiastach.

Równocześnie badania Zhang'a i in. (2011) wykazały, że głównym składnikiem submikronowej frakcji pyłu są aerozole organiczne (21 – 70%), spośród których dominują LV-OOA (14 – 38%) oraz SV-OOA (3 – 33%). Udział HOA w całkowitej masie aerozoli organicznych jest istotny jedynie w obszarach miejskich, gdzie waha się od 3% do 34%, natomiast w obszarach podmiejskich i pozamiejskich nie przekracza 10%. Siarczany stanowią od 11% do nawet 60% całkowitej masy PM_{10} , najmniejszym zaś udziałem charakteryzują się azotany (2 – 31%) oraz jony amonowe (8 – 19%).

Poszczególne aerozole organiczne klasyfikuje się na podstawie zmiany intensywności dwóch, dominujących w widmie masowym, jonów zawierających tlen – m/z 44 oraz m/z 43 (m/z oznacza stosunek masy danego jonu do jego ładunku elektrycznego). Jon m/z 44 (głównie CO_2^+) pochodzi z dekarboksylacji kwasów karboksylowych lub ich soli i estrów. Natomiast jon m/z 43 powstaje w wyniku utleniania związków zawierających grupę karbonylową, reprezentując jony $C_2H_3O^+$ oraz $C_3H_7^+$, odpowiednio dla OOA i HOA. Na wykresie f_{44} względem f_{43} – definiowanych jako stosunek sygnału m/z 44 (m/z 43) do całkowitego sygnału w widmie masowym danego komponentu OA – wszystkie rodzaje OA tworzą trójkątną przestrzeń (Rys. 2.9).



Rysunek 2.9. Wykres współczynnika f_{44} względem f_{43} dla aerozoli organicznych na podstawie danych z 43 pomiarów. Źródło: zmodyfikowany za Ng i in. (2011).

Figure 2.9. Plot of f_{44} vs. f_{43} for the OA components from 43 ambient datasets. Source: modified after Ng et al. (2011).

Podstawa trójkąta odzwierciedla zakres zmienności HOA i SV-OOA, natomiast oś f_{44} jest uznawana za wskaźnik „starzenia się” aerozoli (z ang. *aerosol aging*) w atmosferze. HOA

charakteryzują się najmniejszymi wartościami f_{44} (poniżej 0.05). Nieco większe wartości f_{44} (poniżej 0.15), ale również skoncentrowane w dolnej części trójkąta, wykazują SV-OOA. Wraz ze wzrostem f_{44} , zmniejsza się zakres zmienności OA i w górnej części trójkąta występują już tylko LV-OOA ($f_{44} = 0.15 \div 0.30$).

Liczne badania przeprowadzone m.in. przez Zhanga i in. (2007, 2011); Jimenez i in., 2009; Ng i in. (2010, 2011) wskazują zatem, że w miarę „starzenia się” aerozole organiczne stają się podobne pod względem składu chemicznego, niezależnie od źródła ich pochodzenia.

2.4.8. Skład chemiczny pyłu zawieszonego w Europie i w Polsce

Putaud i in. (2010) porównali skład chemiczny pyłu PM_{10} , $PM_{2.5}$ i PM_c zmierzony na ponad 60 stacjach pomiarowych w Europie – miejskich, komunikacyjnych i pozamiejskich (Tabela 2.2).

Badania wykazały istotne różnice w składzie poszczególnych frakcji w Europie Środkowej, Południowej i Północno-Zachodniej. Głównymi składnikami PM_{10} i $PM_{2.5}$ w Europie są związki organiczne, siarczany i azotany, natomiast pył mineralny i sól morską dominują w składzie PM_c . Pył z Europy Środkowej charakteryzował się największą zawartością związków węgla (nawet do 47%), a także bardzo małą zawartością soli morskiej (1 – 5%). W przypadku stacji zlokalizowanych w północno-zachodniej części Europy w składzie wszystkich frakcji, oprócz związków organicznych (14 – 25%), dominowały azotany (12 – 20%) i siarczany (6 – 21%), najmniej natomiast było EC (1 – 9%). W pył z Europy Południowej stwierdzono największą zawartość pyłu mineralnego (11 – 69%). Udziały SO_4^{2-} i NH_4^+ były porównywalne we wszystkich regionach i nie przekraczały odpowiednio 20% i 12%. Dla poszczególnych typów stacji pomiarowych można również zauważyć spadek udziału SO_4^{2-} i NO_3^- , a także wzrost udziału pyłu mineralnego i EC w PM_{10} , w kierunku stacja pozamiejska – stacja miejska – stacja komunikacyjna.

Tabela 2.2. Udział [%] głównych składników pyłu zawieszzonego zmierzonych na stacjach tła miejskiego (UB), komunikacyjnych (TRAF) i pozamiejskich (REG) w Europie. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Putaud i in. (2010).

Table 2.2. Contribution [%] of major constituents in particulate matter measured at urban background (UB), traffic (TRAF) and rural background (REG) sites in Europe. Source: Author's elaboration based on data from Putaud et al. (2010).

	Europa Północno-Zachodnia			Europa Południowa			Europa Środkowa		
	UB	TRAF	REG	UB	TRAF	REG	UB	TRAF	REG
Udział w PM₁₀ [%]									
Pył mineralny	12		4	21	28^{a)}	15	12	15	9
Sól morską	10	7	12	12	5	3	2	2	2
OM ^{b)}	18	16	15	26			21	21	23
EC	5	9	4	6			10	17	6
SO ₄ ²⁻	14	8	13	12	12	16	15	9	19
NO ₃ ⁻	14	12	16	9	8	14	12	8	13
NH ₄ ⁺	9		7	5	4	8	7	4	9
Udział w PM_c [%]									
Pył mineralny	26			42	69		25	29	22
Sól morską	15			22	11		3	5	2
OM ^{b)}	14			13			15	13	5
EC	1			2			3	10	3
SO ₄ ²⁻	6			4	5		4	4	5
NO ₃ ⁻	20			11	9		7	6	10
NH ₄ ⁺									
Udział w PM_{2,5} [%]									
Pył mineralny	5	1	2	11	14		5	6	3
Sól morską	4	1	2	6	2		1	1	1
OM ^{b)}	25			23			22	26	15
EC	7			8			14	21	5
SO ₄ ²⁻	21	18		15	15		19	12	17
NO ₃ ⁻	16			7	7		13	10	6
NH ₄ ⁺	12		8	7	7		10	6	11

^{a)} Wartości maksymalne pogrubiono

^{b)} Zawartość związków organicznych OM = 1.4 · [OC]

W Polsce szczegółowe badania specjacji chemicznej pyłów oraz stężeń frakcji drobniejszych niż PM₁₀ nie są wykonywane rutynowo. Do tej pory badania składu PM₁₀ i PM_{2,5} były przeprowadzone w ramach dwóch kampanii pomiarowych realizowanych na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ 2008; GIOŚ 2011). W latach 2007 – 2008, pomiary składu pyłów przeprowadzono dla stacji tła krajowego w Diablej Górze

oraz dwóch stacji tła miejskiego (Wrocław, Dąbrowa Górnicza), natomiast w 2010 r. dla czterech lokalizacji: Katowice (stacja tła miejskiego i komunikacyjna), Gdańsk (stacja tła miejskiego) i Diabla Góra. Ponadto, w 2010 r. w ramach projektu KLIMAT, wykonano badania składu chemicznego pyłu PM_{10} na stacji tła miejskiego w Zabrze oraz stacji pozamiejskiej w Raciborzu (Klejnowski i in., 2012). Wyniki powyższych kampanii zestawiono w Tabeli 2.3.

Tabela 2.3. Udział [%] głównych składników pyłu zawieszonego zmierzonych na stacjach tła miejskiego (UB), komunikacyjnych (TRAF) i pozamiejskich (REG) w Polsce. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z GIOŚ (2008), GIOŚ (2011), Klejnowski i in. (2012).

Table 2.3. Contribution [%] of major constituents in particulate matter measured at urban background (UB), traffic (TRAF) and rural background (REG) sites in Poland. Source: Author's elaboration based on data from GIOŚ (2008), GIOŚ (2011), Klejnowski et al. (2012).

	Pył mineralny ^{a)}	Sól morską ^{b)}	OM ^{c)}	EC	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	TM ^{d)}
Udział w PM₁₀ [%]								
Gdańsk (UB)	9,9	9,1^{e)}	12,4	9,7	9,5	11,2	5,5	0,09
Dąbrowa Górnicza (UB)		4,5	42,6	30,7	9,6	5,1	4,5	0,14
Wrocław (UB)		4,0	24,6	25,0	7,6	7,1	4,2	0,14
Katowice (TRAF)	12,2	9,1	17,1	16,1	8,8	5,8	4,6	0,11
Diabla Góra (REG)		3,3	15,9	26,6	19,4	15,7	9,1	0,06
Udział w PM_{2,5} [%]								
Gdańsk (UB)	7,7	9,2	15,3	11,9	10,0	10,7	5,8	0,11
Katowice (UB)	7,9	8,0	18,3	21,0	10,7	6,1	5,7	0,13
Diabla Góra (REG)	7,9	13,5	15,0	14,2	17,3	13,8	7,4	0,07
Udział w PM₁ [%]								
Zabrze (UB)	6,5	6,3	53,1	8,8	11,9	5,0	0,6	1,00^{f)}
Racibórz (REG)	3,3	7,3	50,9	7,3	8,6	6,5	1,0	0,72^{f)}

^{a)} Pył mineralny = $2,2 \cdot [Al] + 2,49 \cdot [Si] + 1,63 \cdot [Ca] + 2,42 \cdot [Fe] + 1,94 \cdot [Ti] + 2,4 \cdot [K]$

^{b)} Sól morską = $[Na^+] + [Cl^-]$

^{c)} Zawartość związków organicznych OM = $1,4 \cdot [OC]$

^{d)} Suma stężeń As, Cd, Ni, Pb

^{e)} Wartości maksymalne pogrubiono

^{f)} Suma stężeń As, Ba, Br, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Se, Sr, Te, V, Zn

Wyniki kampanii przeprowadzonych w Polsce są zgodne z wynikami uzyskanymi przez Putaud i in. (2010) dla stacji z Europy Środkowej. Głównymi składnikami PM_{10} i $PM_{2,5}$ w Polsce, podobnie jak w Europie są związki węgla (EC i OM) stanowiące od 22.1% do nawet 73.3% całkowitej masy PM. Ponadto, w składzie pyłów dominują siarczany (7.6 – 19.4%) i azotany (5.1 – 15.7%), natomiast udział NH_4^+ nie przekracza 10%. Podobnie jak dla stacji europejskich, w Polsce również można zauważyć spadek udziału SO_4^{2-} i NO_3^- w PM_{10} , w

kierunku stacja pozamiejska – stacja miejska – stacja komunikacyjna. Największą rozbieżność z wynikami Putaud i in. (2010) wykazuje zawartość soli morskiej, której udziały w pyłe, zmierzone na polskich stacjach, są kilkukrotnie wyższe niż w Europie (3.0 – 13.5%). Zawartość metali śladowych, zmierzona na polskich stacjach, nie przekracza 1.0%.

Badania składu submikronowej frakcji pyłu zostały wykonane przez Klejnowskiego i in. (2012), w ramach wspomnianego już projektu KLIMAT w Zabrze i Raciborzu (Tabela 2.3). Największy udział w całkowitej masie pyłu stanowiła materia organiczna (50.9 – 53.1%). Badania wykazały, że udział SO_4^{2-} w PM_1 jest nieznacznie wyższy w Zabrze (11.9%) niż w Raciborzu (8.6%). Natomiast udziały NO_3^- i NH_4^+ są zbliżone w obu miastach i wynoszą 5.0 – 6.5%. Uzyskane udziały aerozoli organicznych i nieorganicznych są jednak niższe od wartości zmierzonych przez Zhanga i in. (2009) na stacjach Półkuli Północnej (Rys. 2.8). Trzeba dodać, że chociaż Racibórz jest stacją tła regionalnego, to rejestruje się tutaj bardzo wysokie stężenia PM. Związane jest to przede wszystkim z niekorzystnym położeniem stacji w obszarze pogranicza polsko-czeskiego. Wpływ na stężenia pyłu zawieszonego w tym regionie mają zarówno lokalne źródła emisji (spalanie drewna w piecach domowych, spalanie liści, wypalanie trawy), jak i transport zanieczyszczeń ze źródeł przemysłowych zlokalizowanych na obszarze Aglomeracji Rybnicko-Jastrzębskiej, a także czeskiej Ostrawy.

2.5. Oddziaływanie zanieczyszczeń pyłowych

2.5.1. Wpływ na zdrowie ludzkie

Negatywne skutki zdrowotne zanieczyszczenia powietrza znane były już w starożytności, jednak dopiero poważne epizody smogu, które wystąpiły w Dolinie Mozy w 1930 roku oraz w Londynie w 1952 roku (patrz rozdział 2.8.2), zapoczątkowały badania nad wpływem tych zanieczyszczeń na zdrowie ludzkie.

Wydarzenia w czasie Wielkiego Smogu w Londynie poddane zostały licznym analizom, które wykazały silny związek między stężeniami cząstek stałych i śmiertelnością dzienną (Yang i Omaye, 2009). W późniejszym okresie, zwłaszcza w Stanach Zjednoczonych Ameryki Północnej, a potem także w Kanadzie i w Europie zaczęto przeprowadzać epidemiologiczne badania kohortowe dla znalezienia związku pomiędzy ekspozycją na konkretne rodzaje pyłu a konkretnymi skutkami zdrowotnymi.

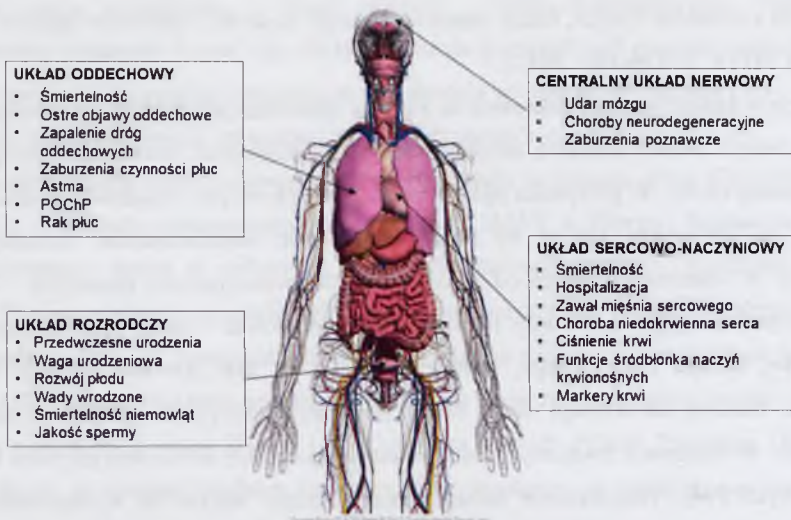
Według najnowszych danych dotyczących globalnych przyczyn śmierci – zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego przez pyły znalazło się na 6 miejscu wśród

wiodących czynników ryzyka, będąc odpowiedzialnym za około 3 milionów zgonów rocznie (dane dla 2010 r., za Lim i in., 2012).

Wpływ zanieczyszczeń powietrza na zdrowie człowieka jest zależny od rodzaju, cech i stężenia danego zanieczyszczenia, od czasu i warunków ekspozycji, oraz od osobniczych cech ekspozowanej osoby. W przypadku pyłów ocena tego wpływu jest wyjątkowo trudna, a to ze względu na opisywaną już w tej pracy kilkakrotnie niejednorodność zanieczyszczeń pyłowych. W odróżnieniu zatem od poszczególnych zanieczyszczeń gazowych – których cechy, w tym toksyczność, możemy jednoznacznie zdefiniować – cechy pyłów zależą od **ich rozmiarów, składu chemicznego, powierzchni cząstek oraz kształtu**. Z tego względu badania z ostatnich lat skupiają się na ocenie poszczególnych pyłów: ultradrobnych $PM_{0.1}$, drobnych – w badaniach związanych ze zdrowiem najczęściej definiowanych jako $PM_{2.5-0.1}$ oraz grubych PM_c . Wszystkie te frakcje mają znaczący wpływ na występowanie i/lub potęgowanie chorób układów: oddechowego, sercowo-naczyniowego, mózgowo-naczyniowego, oraz na rozwój płodu i noworodków (Rys. 2.10), są także przyczyną wzrostu śmiertelności (Brunekreef i Holgate, 2002; Pope i Dockery, 2006; Rückerl i in., 2011; Anderson i in., 2012).

W przeprowadzanych badaniach uwzględniane jest zarówno krótkoterminowe oddziaływanie pyłów (codzienne zmiany ekspozycji na stężenia PM) jak i efekty długoterminowe (rok, lata). Trzeba przy tym pamiętać, że ze względu na długi czas przebywania w atmosferze cząstek pyłu, zwłaszcza pyłu $PM_{2.5-0.1}$ (dni do tygodni) cząstki te mogą być transportowane na tysiące kilometrów, a więc wpływać na zdrowie ludzi mieszkających w znacznej odległości od ich źródeł emisji i źródeł emisji ich prekursorów.

Spośród licznych chorób na które wpływ ma ekspozycja na pyły, najczęstsze są choroby układu krążeniowo-oddechowego, takie jak astma (pogorszenie w przebiegu choroby, nasilenie ataków i zwiększenie ich częstości), przewlekła obturacyjna choroba płuc (POChP), choroba niedokrwienna serca, zawał serca, udar mózgu, choroba naczyń mózgowych, nowotwory. W zależności od wspomnianych czynników warunkujących wpływ pyłów na zdrowie, notowane objawy mają bardzo szerokie spektrum – od pogorszenia samopoczucia i niewielkich zmian w funkcjonowaniu układu oddechowego (stany zapalne krtani i tchawicy, łagodne, przemijające stany zapalne płuc) – aż do zwiększonego ryzyka przedwczesnej śmierci z powodu wymienionych powyżej chorób układu krążenia, układu oddechowego lub nowotworów, najczęściej raka płuc.



Rysunek 2.10. Możliwe efekty zdrowotne wywołane ekspozycją na zanieczyszczenie powietrza przez pył zawieszony. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 2.10. Possible health effects of particulate matter air pollution. Source: Author's elaboration.

Wieloletni kontakt z zanieczyszczeniami powietrza jest jedną z przyczyn niestabilności genomu prowadzącej do nowotworów złośliwych, a nowotwory zależne od karcynogenów wziewnych to rak: płuca, zatok, jamy ustnej, gardła i krtani, przełyku, nerki, oraz pęcherza (Konduracka, 2013). Ekspozycja na pyły wpływa także na choroby sercowo-naczyniowe, stanowiące nadal pierwszą przyczynę zgonów w populacji, przy czym pyły $PM_{2.5}$ przyczyniają się w istotny sposób do rozwoju choroby niedokrwiennej serca, nadciśnienia tętniczego, zaburzeń rytmu serca, nasilają niewydolność serca oraz mogą prowadzić do tzw. nagłej śmierci sercowej (Górkiewicz-Kot, 2013).

Najbardziej zagrożone niekorzystnym działaniem pyłów są osoby starsze, noworodki i małe dzieci, pacjenci już chorujący na chorobę wieńcową, i przewlekłe choroby układu oddechowego, osoby starsze (powyżej 65 roku życia), oraz osoby palące tytoń.

Ewidencja obserwowanych na wszystkich kontynentach skutków zdrowotnych udokumentowana jest w szeregu prac publikowanych od lat 90' XX w. (patrz np. Pope, 1989; Dockery i in., 1993; Brunekreef i in., 1995; Zmirou i in., 1998; Jędrychowski, 2000; Schwartz, 2000; Peters i in., 2001; Katsouyanni i in., 2001; Brunekreef i Holgate, 2002; Pope i in., 2002; Brook i in., 2004; Brunekreef i Forsberg, 2005; Rabczenko i in., 2005; Boldo i in., 2006; Beelen i in., 2008; Cakmak i in., 2009; Crouse i in., 2012; Komorowski, 2012).

Ciekawe wyniki przynoszą zwłaszcza badania skutków sytuacji interwencyjnych. Jednym z najbardziej znanych przykładów takich badań jest wykazanie istotnego spadku

śmiertelności w Dublinie w Irlandii, zwłaszcza śmiertelności spowodowanej chorobami układu krążenia, po wprowadzeniu zakazu sprzedaży węgla w 1990 r. (Clancy i in., 2002). Drugim takim spektakularnym przykładem są wyniki jakie uzyskano wykorzystując „naturalny eksperyment”, jaki wydarzył się w dolinie Utah (Utah Valley, USA) w latach 1986 – 1987. Otóż pracująca tam huta, mająca 50% udział w lokalnej emisji $PM_{2.5}$, została zamknięta na 13 miesięcy, po czym zaczęła pracować ponownie. Analiza danych o zanieczyszczeniu powietrza i danych dotyczących zdrowia populacji tej doliny w okresach kiedy huta pracowała i kiedy była zamknięta, pozwoliła na potwierdzenie wpływu $PM_{2.5}$ na zwiększenie liczby przyjęć do szpitali, zwiększone zgłaszanie problemów z układem oddechowym, zmniejszoną wydolność płuc, zwiększoną absencją szkolną oraz zwiększoną liczbę zgonów z powodu chorób układu oddechowego i układu krążenia, co zostało przedstawione w szeregu publikacji (Pope i Dockery, 2006).

Przeważa pogląd, że najbardziej szkodliwą frakcją pyłów są pyły $PM_{2.5}$, ze względu na to, że są deponowane głęboko w płucach, penetrują pęcherzyki płucne, a ich składniki rozpuszczalne w cieczach biologicznych przedostają się do krwiobiegu, a więc zostają przeniesione do wszystkich organów wewnętrznych. W szczególności wpływ **dlugoterminowej** ekspozycji na pyły na śmiertelność jest przypisywany bardziej $PM_{2.5}$ niż większym cząstkom. Wieloletnie badania epidemiologiczne, przeprowadzone najpierw w USA, a potem także w Europie wykazały, że kiedy stężenie pyłów $PM_{2.5}$ w powietrzu rośnie, nawet ze stosunkowo niskich poziomów, zwiększa się w badanych kohortach śmiertelność z powodu chorób układu krążeniowo-oddechowego, a także zwiększa się liczba ataków astmy i zapalenia oskrzeli. Frakcja $PM_{10-2.5}$ ma natomiast mierzalny wpływ na zachorowalność i/lub nasilenie chorób układu oddechowego, w tym zwłaszcza POChP i astmy, oraz na zwiększone przyjęcia do szpitali z powodu nasilenia tych chorób. To wskazuje, że PM_c ma przynajmniej podobny wpływ krótkoterminowy na zdrowie jak $PM_{2.5}$ (WHO, 2006, 2013).

Jednym z pierwszych i zarazem jednym z najbardziej znanych badań kohortowych było badanie ponad 8 tysięcy dorosłych osób w „Sześciu Miastach” amerykańskich (tzw. badanie H6C: *Harvard Six Cities*), prowadzone przez 16 lat w latach 1974 – 1991. Przy wykorzystaniu modelu proporcjonalnego hazardu Coxa wykazano, że względne współczynniki ryzyka śmiertelności (RR, z ang. *Relative Risk*) z powodu nowotworu płuc oraz chorób krążeniowo-oddechowych wśród mieszkańców najsilniej zanieczyszczonych miast wynoszą odpowiednio 1.18 (95% poziom ufności: $0.89 \div 1.57$) oraz 1.18 (95% poziom ufności: $1.06 \div 1.32$) w porównaniu z mieszkańcami miast o najniższym poziomie zanieczyszczenia (Dockery i in., 1993). Jeszcze wyższe wartości RR – 1.41 (95% poziom

ufności: $0.94 \div 2.12$) dla wszystkich powodów zgonów – otrzymali holenderscy naukowcy, którzy badali w latach 1986-1994 kohortę 5 tysięcy osób, zamieszkujących w pobliżu dróg o dużym natężeniu ruchu (Hoek i in., 2002).

Najczęściej przyjmuje się jednak, że wzrost długookresowego (rok, lata) stężenia $PM_{2.5}$ o $10 \mu g/m^3$ powoduje wzrost względnego ryzyka śmierci z powodu wszystkich przyczyn o około 6% (WHO, 2005b). Taką wartość RR (patrz Tabela 2.4) oszacowano w badaniu wpływu pyłów na śmiertelność przeprowadzonym w kohorcie Amerykańskiego Towarzystwa ds. Walki z Rakiem (ACS, z ang. *American Cancer Society*). Była to jedna z największych z przebadanych kohort – liczyła pół miliona osób, zamieszkałych w 151 miastach amerykańskich, poddanych badaniom przez 8 lat (1982 – 1989). Pierwsze wyniki zostały opublikowane przez Pope'a i in. (1995), a w następnych latach wyniki te były reanalizowane (Krewski i in., 2000; Pope i in., 2002), przy czym otrzymywano podobne – do pierwotnych – wyniki (patrz Tabela 2.4). Wyniki uzyskane w badaniu ACS są od wielu lat wykorzystywane do budowy funkcji stężenie-odpowieź (z ang. *Concentration-Response Function*, CRF) w oszacowaniach wpływu zanieczyszczeń pyłowych na zdrowie przeprowadzanych w Europie, np. w projekcie Apehis (*Air Pollution and Health - A European Information System*), w którym brało udział 26 miast, w tym Kraków (Ballester i in., 2008) – mimo – że w ostatnich latach badania kohortowe nad długoterminowym wpływem PM na zdrowie były przeprowadzane także w kilku krajach europejskich: Szwajcarii (Zemp i in., 1999), Holandii (Hoek i in., 2002, Beelen i in., 2008), Francji (Filleul i in., 2005), Szwecji (Torén i in., 2007) oraz Niemczech (Morgenstern i in., 2008). Na wyższe, niż w badaniu ACS, względne ryzyko śmierci związane z ekspozycją na stężenia $PM_{2.5}$, wynoszące od 15% do 18% wskazują nowsze badania (Ballester i in., 2008), a także pierwsze wyniki niedawno zakończonego dużego projektu europejskiego ESCAPE (*European Study of Cohorts for Air Pollution Effects*), przedstawione na Konferencji w Brukseli w styczniu 2013 r. (<http://www.healtheffects.org/Workshops/Brussels2013/brussels2013-agenda.htm>). Trzeba tutaj zauważyć, że w projekcie ESCAPE znacznie dokładniej niż w projektach amerykańskich określano ekspozycję na $PM_{2.5}$.

Można powiedzieć, że każde badanie epidemiologiczne definiowane jest przede wszystkim przez okres badań, **badaną zmienną oraz przyjęty wskaźnik zanieczyszczenia powietrza przez pył**. Badana zmienna dotycząca zdrowia (z ang. „*end-point*”), to jest zmienna na której wystąpienie badamy wpływ pyłów, i jest to najczęściej śmiertelność – jako że dane dotyczące zgonów są najłatwiej dostępne. Bada się śmiertelność z wszystkich przyczyn, śmiertelność z powodu danej grupy chorób (np. kardiologicznych, lub chorób

układu oddechowego), bądź też z powodu konkretnej choroby (najczęściej jest to rak płuc). W niektórych badaniach przyjmuje się inne zmienne, jak na przykład: markery krwi, wskaźniki stanów zapalnych, wskaźniki koagulacji krwi, przedwczesne urodzenia, waga urodzeniowa, jakość spermy, choroby centralnego układu nerwowego i inne (Rückerl i in., 2011). Natomiast wskaźnikiem zanieczyszczenia powietrza przez pył najczęściej jest stężenie PM_{10} lub $PM_{2.5}$ – są to najlepiej dostępne wskaźniki, jako że obie frakcje są obecnie rutynowo monitorowane. Starsze badania wykorzystywały przede wszystkim stężenia PM_{10} ($PM_{2.5}$ zaczęło być mierzone znacznie później). W nowszych badaniach jako wskaźniki wykorzystywane są również stężenia $PM_{0.1}$, BS/BC, EC/OC i inne.

W Tabeli 2.4 przedstawiono podsumowanie wyników wybranych badań epidemiologicznych prowadzonych w różnych krajach, na kohortach o liczebności od 5 tysięcy do ponad 3.7 miliona osób i dotyczących długoterminowego wpływu pyłów na zdrowie ludzkie. Zestawiono liczebność i charakterystykę badanych kohort, obszar i okres badań oraz otrzymane wartości RR lub tzw. ilorazu szans (OR, z ang. *Odds Ratio*) dla analizowanych w tych badaniach zmiennych zdrowotnych, zestandaryzowane do wzrostu przyjmowanego wskaźnika zanieczyszczenia powietrza przez pył o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Wciąż jednak wiedza na temat długoterminowego oddziaływania poszczególnych substancji chemicznych zawartych w PM, lub też PM emitowanych z konkretnych źródeł emisji jest niewystarczająca (WHO, 2006; Stanek i in., 2011; Rohr i Wyzga, 2012).

Niektóre badania wskazują, że cząstki pierwotne emitowane z procesów spalania mają istotny potencjał do wywoływania stanów zapalnych. Spośród SIA, azotany i siarczany wykazują mniejszy potencjał toksyczny (Juda-Rezler, 2006b). Cząstki zawierające As, Cr, Ni, Pb lub te na których zdeponowane zostały niektóre WWA (np. BaP) mogą być kancerogenne. Długofalowe epidemiologiczne badania dzieci, prowadzone od 13 lat w Krakowie pod kierunkiem profesorów: F. Perery z Columbia University w Nowym Jorku i W. Jędrzychowskiego z CM UJ w Krakowie pokazały pogorszenie się parametrów antropometrycznych (masa, długość ciała, obwód urodzeniowy główki) noworodków narażonych w życiu płodowym na wysokie stężenia WWA oraz uszkodzenie DNA płodu mierzone pomiarami adduktów BaP-DNA. Ponadto, dzieci z grupy zwiększonego ryzyka chorują 3 – 4 razy częściej na infekcje oskrzeli i płuc, zapadają częściej na choroby alergiczne (katar sienny, egzema i chroniczne postacie wysypki skórnej), mają też gorszą (o 10 – 15%) sprawność wentylacyjną oraz gorsze wskaźniki rozwoju psychomotorycznego (Jędrzychowski, 2013).

Tabela 2.4. Wybrane badania dotyczące długoterminowego wpływu pyłu zawieszonego na zdrowie ludzkie. Źródło: opracowanie własne.
Table 2.4. Selected studies concerning long-term health effects of particulate matter. Source: Author's elaboration.

Źródło	Liczebność kohorty [osoby]	Wiek badanych [lata]	Obszar badań (nazwa badania)	Okres badań	Wzrost stężenia	Przyczyna zgonu ^{a)}	Procentowy wzrost względnego ryzyka (RR) śmiertelności [% (95% CL)]
Dockery i in. (1993)	8 111	25 – 74	USA – 6 miast (tzw. badanie H6C)	1974-1991	10 µg/m ³ PM _{2.5}	Całkowita śmiertelność Rak płuc Choroby ukl. krążeniowo-oddechowego	13 (4,2 – 23) 18 (-11 – 57) 18 (6 – 32)
Pope i in. (1995)	552 138	> 30	USA – 151 miast (tzw. badanie ACS)	1982-1989	10 µg/m ³ PM _{2.5}	Całkowita śmiertelność Rak płuc Choroby ukl. krążeniowo-oddechowego	6,6 (3,5 – 9,8) 1,2 (-8,7 – 12) 12 (6,7 – 17)
Krewski i in. (2000)	8 111	25 – 74	USA – 6 miast (reanaliza H6C)	1974-1991	10 µg/m ³ PM _{2.5}	Całkowita śmiertelność Rak płuc Choroby ukl. krążeniowo-oddechowego	7 (3,9 – 10) 0,8 (-8,7 – 11) 12 (7,4 – 17)
Pope i in. (2002)	319 000	> 30	USA – 151 miast (rozszerzona reanaliza ACS)	1982-1998	10 µg/m ³ PM _{2.5}	Całkowita śmiertelność Rak płuc Choroby ukl. krążeniowo-oddechowego	6,2 (1,6 – 11) 13,5 (4,4 – 23) 9,3 (3,3 – 16)
Hoek i in. (2002)	5 000	55 – 69	Holandia	1986-1994	10 µg/m ³ BS	Całkowita śmiertelność (tło) Całkowita śmiertelność (drogi) Choroby ukl. krążeniowo-oddechowego (tło) Choroby ukl. krążeniowo-oddechowego (drogi)	17 (-24 – 78) 41 (-6 – 112) 34 (-32 – 164) 95 (9 – 251)
Filleul i in. (2005)	14 284	25 – 59	Francja – 7 miast	1974-2000	10 µg/m ³ TSP	Całkowita śmiertelność Choroby ukl. krążeniowo-oddechowego Rak płuc	5 (2 – 8) 6 (1 – 12) 0 (-8 – 10)
Torén i in. (2007)	248 087	15 – 67 (mężczyźni)	Szwecja	1971-2001	10 µg/m ³ PM	Choroba niedokrwienna serca Choroby naczyń mózgowych Choroby ukl. krążenia	12 (10 – 14) -3 (-7 – 1) 76 (25 – 147)
Miller i in. (2007)	65 893	50 – 79 (kobiety)	USA – 36 miast	1994-1998	10 µg/m ³ PM _{2.5}	Zaburzenia sercowo-naczyniowe ^{b)} Choroby naczyń mózgowych	24 (9 – 41) 83 (11 – 200)

Tabela 2.4. Ciąg dalszy.

Table 2.4. Continued.

Źródło	Liczebność kohorty [osoby]	Wiek badanych [lata]	Obszar badań (nazwa badania)	Okres badań	Wzrost stężenia	Przyczyna zgonu ^{a)}	Procentowy wzrost względnego ryzyka (RR) śmierci [% (95% CL)]
Zanobetti i Schwartz (2007)	196 131	≥ 65 (po ostrym zawałe miśnia sercowego)	USA – 21 miast	1985-1999	10 µg/m ³ PM ₁₀	Całkowita śmiertelność Zastoinowa niewydolność serca ^{c)} Kolejny zawał miśnia sercowego ^{c)}	34 (17 – 52) 41 (19 – 66) 43 (12 – 82)
Beelen i in. (2008)	120 852	55 – 69	Holandia – 200 miast	1987-1996	10 µg/m ³ PM _{2.5}	Choroby ukl. krążenia Choroby ukl. oddechowego Rak płuc	4 (-10 – 21) 7 (-25 – 52) 6 (-18 – 38)
Zemp i in. (1999)	9 651	18 – 60	Szwajcaria – 8 miast ^{d)}	1991-2002	10 µg/m ³ PM ₁₀	Przewlekły kaszel ^{e)} Duszność w ciągu dnia ^{e)} Duszność podczas wysiłku ^{e)}	11 (-12 – 44) 48 (23 – 78) 32 (18 – 46)
Morgenstern i in. (2008)	5 921	0 – 6	Monachium		10 µg/m ³ PM _{2.5}	Zapalenie oskrzeli lub astma ^{f)} Alergia wziewna ^{g)}	120 (-60 – 290) 300 (140 – 493)
Hales i in. (2012)	3 732 000	30 – 74	Nowa Zelandia	1996-1999	10 µg/m ³ PM _{2.5}	Całkowita śmiertelność Choroby ukl. krążeniowo-oddechowego Rak płuc	7 (3 – 10) 6 (1 – 12) 16 (4 – 29)

^{a)} W kolumnie podano analizowane przyczyny zgonów. Wystąpienie objawów chorobowych oznaczono indeksami: b), c), e), f), g);

^{b)} Pierwsze wystąpienie zaburzenia sercowo-naczyniowego (choroba niedokrwienna serca, zawał serca, udar mózgu, choroba naczyń mózgowych);

^{c)} Hospitalizacja z powodu wystąpienia objawów;

^{d)} Badania prowadzone w ramach projektu SAPALDIA – Swiss study on Air Pollution and Lung Disease in adults;

^{e)} Wystąpienie objawów u osób niepalących;

^{f)} Zdiagnozowane astmatyczne, spastyczne lub obturacyjne zapalenie oskrzeli oraz astma;

^{g)} Zdiagnozowana alergia wziewna na czynniki zewnętrzne (pyłki roślin) lub wewnętrzne (roztozca, sierść kota, psa, pleśnie)

Cząstki mineralne, zawierające krzemiany mogą być cytotoksyczne dla komórek płuc (Yang i Omaye, 2009). Spośród nitro-WWA, które są zawarte w cząstkach emitowanych przez silniki o zapłonie samoczynnym, znajdują się związki o największym potencjale kancerogennym spośród znanych substancji (Juda-Rezler, 2006b). W czerwcu 2012 r. Międzynarodowa Agencja Badań nad Nowotworami (IARC), zaklasyfikowała gazy odlotowe z silników o zapłonie samoczynnym jako kancerogenne dla ludzi (Grupa 1), w związku z wystarczającymi dowodami na to, że ekspozycja na te zanieczyszczenia zwiększa ryzyko wystąpienia raka płuc.

Badane są również **mechanizmy** oddziaływania pyłów i niektórych z ich składników. Wyniki tych badań wskazują, że szkodliwy wpływ pyłów polega przede wszystkim na wzbudzaniu i pogłębianiu stanów zapalnych oraz na nasilaniu stresu oksydacyjnego. Bezpośrednim efektem działania cząstek na układ oddechowy są podrażnienia, nadreaktywność oskrzeli i zwiększona podatność na alergeny (Komorowski, 2012). Pośrednio – cząstki powodują stres oksydacyjny nabłonka pęcherzyków płucnych, wywołując natychmiastowy stan zapalny. W układzie krwionośnym – poprzez promowanie stanu zapalnego, pyły powodują dysfunkcje układu autonomicznego, przyspieszony rozwój i destabilizację blaszki miażdżycowej, zmiany właściwości reologicznych krwi (właściwości pro-zakrzepowe, zwiększona lepkość krwi), zaburzają kurczliwość naczyń, nasilając nadciśnienie tętnicze oraz powodują zaburzenia rytmu serca (Górkiewicz-Kot, 2013).

Nie czując się specjalistką w kwestiach biologii człowieka i specyfiki działania poszczególnych organów, autorka odsyła zainteresowanych czytelników do przeglądowego artykułu Rückerl i in. (2011), który omawia poznane dotąd mechanizmy oddziaływania pyłów z biologicznego i medycznego punktu widzenia.

Wyniki badań nad wpływem zanieczyszczeń powietrza, w tym pyłów, na zdrowie pozwoliły na sformułowanie pierwszych Wytycznych WHO w 1987 r. Aktualnie obowiązujące Wytyczne (WHO, 2000) podają wartości zalecane stężeń dla 35 substancji występujących w powietrzu atmosferycznym (dla konkretnych czasów uśredniania). Dla substancji dla których potwierdzono kancerogenny wpływ na ludzi (jak np. niektóre WWA, niektóre metale ciężkie, benzen), jako wartość zalecaną WHO podaje – zamiast stężenia – jednostkowy wskaźnik ryzyka (patrz np. Juda-Rezler, 2006a). W ostatnim dziesięcioleciu wiedza na temat wpływu zanieczyszczeń powietrza, w tym pyłów, na zdrowie, znacznie wzrosła, przy czym ukazały się setki doniesień naukowych o poważniejszych, niż do tej pory sądzono, skutkach ekspozycji na te zanieczyszczenia. Wyniki tych badań spowodowały weryfikację wartości zalecanych dla 4 zanieczyszczeń, w tym pyłów (WHO, 2005a).

Ponieważ ryzyko zdrowotne wzrasta wraz ze stężeniem pyłów, można byłoby spodziewać się progu, poniżej którego nie będzie niekorzystnych efektów na zdrowie ludzkie. Tymczasem według WHO dla pyłów PM_{2.5} nie ma progu – poniżej którego nie stwierdza się negatywnych skutków dla zdrowia. Przy tym, coraz więcej prac wskazuje na efekty występujące dla dolnych wartości funkcji ekspozycja-odpowiedź (Crouse i in., 2012), to znaczy dla stężeń zbliżonych do średniorocznych stężeń tła, które dla USA i Europy Zachodniej wynoszą 3 – 5 µg/m³ (WHO, 2005a).

Panel ekspertów pracujących w ramach projektu WHO *Review of evidence on health aspects of air pollution* (REVIHAAP) przygotował w ostatnim czasie odpowiedzi na najbardziej istotne pytania związane z aktualną wiedzą na temat wpływu PM na zdrowie. Na podstawie analizy opublikowanych do chwili obecnej wyników badań, zwłaszcza tych dostępnych po weryfikacji wartości zalecanych (w 2005 r.), eksperci podsumowali, że najnowsze badania dostarczyły przekonujących, nowych dowodów na (WHO, 2013):

- wpływ krótkotrwałego narażenia na PM_{2.5} zarówno na śmiertelność jak i zachorowalność (na podstawie szeregu badań epidemiologicznych przeprowadzanych dla kilku miast równocześnie, tzw. badań typu „multicity”),
- wpływ długoterminowych ekspozycji na PM_{2.5} na śmiertelność i zachorowalność (na podstawie szeregu badań kohortowych długotrwałego narażenia przeprowadzonych w Europie i Ameryce Północnej),
- przyczynową rolę ekspozycji na PM_{2.5} dla zachorowalności na choroby układu krążenia i śmiertelności z powodu tych chorób,
- występowanie nowych oddziaływań PM na zdrowie, w tym na miażdżycę, niską wagę urodzeniową niemowląt, przedwczesne porody.

Coraz więcej dowodów sugeruje także możliwe powiązania pomiędzy długotrwałą ekspozycją na PM_{2.5}, a upośledzeniem rozwoju komórek mózgowych i funkcji poznawczych, a także chorób przewlekłych, jak cukrzyca (WHO, 2013).

2.5.2. Wpływ na ekosystemy

Pyły mogą oddziaływać na roślinność zarówno w sposób bezpośredni – poprzez depozycję na powierzchni liści, jak i pośredni – przez zmianę chemizmu gleby. Negatywne skutki oddziaływania pyłu zależą przede wszystkim od jego składu chemicznego, ponieważ wraz z pyłem do ekosystemów przenikają m.in. metale ciężkie, związki organiczne i kationy zasadowe (głównie Ca, Mg i K).

Większość efektów bezpośrednich obserwowana jest w silnie zanieczyszczonych obszarach. Depozycja pyłów na liściach może mieć wpływ na przebieg fotosyntezy i innych procesów metabolicznych roślin, poprzez blokowanie dostępu promieniowania słonecznego lub zatykanie aparatów szparkowych. Pyły mogą także przenikać przez aparaty szparkowe do tkanek mezofilu, powodując wzrost temperatury liści oraz zmianę ilości chlorofilu i składników mineralnych w liściach (US EPA, 2009).

Najważniejsze efekty środowiskowe związane z depozycją PM występują jednak w glebie. W strefie korzeniowej pyły wpływają głównie na wzrost bakterii i grzybów biorących udział w obiegu składników odżywczych oraz pobieraniu składników pokarmowych przez rośliny. Większość metali ciężkich w glebie jest trwale związana w związkach organicznych i nieorganicznych, w formach trudno dostępnych dla roślin przy obojętnym i zasadowym odczynie gleby. Dopiero w wyniku obniżenia pH gleby stają się one dostępne dla korzeni roślin. Część metali zdeponowanych w glebie może być wymywana bezpośrednio do wód podziemnych. Zwiększona depozycja kationów zasadowych może natomiast neutralizować negatywne skutki zakwaszenia gleb i wód powierzchniowych (Grantz i in., 2003).

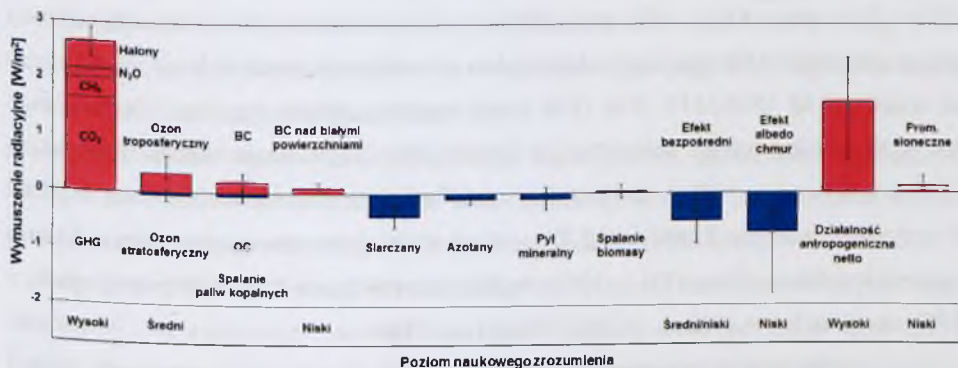
Depozycja zanieczyszczeń pyłowych jest także przyczyną zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych. Kationy zasadowe wchodzące w skład pyłów w wodach powierzchniowych, podobnie jak w przypadku gleby, mogą przeciwdziałać ich ewentualnemu zakwaszeniu. Najbardziej niebezpieczne dla środowiska wodnego, podobnie jak dla pozostałych elementów środowiska, są metale ciężkie zawarte w pyłach. W wodach powierzchniowych metale akumulują się w osadach dennych i organizmach żywych, dostając się do łańcucha pokarmowego, a ich stężenie wzrasta ze wzrostem poziomu troficznego (LaBrecque i in., 2004; Thevenon i in., 2011).

2.5.3. Wpływ na klimat

Pyły zarówno pierwotne, jak i wtórne, mają istotny wpływ na bilans radiacyjny Ziemi, przyczyniając się do zmian klimatu. Wpływ poszczególnych parametrów na globalny klimat określany jest przez wymuszenia radiacyjne (RF, z ang. *Radiative Forcing*), definiowane jako zmiana netto, spowodowana zewnętrzną siłą sprawczą, w bilansie promieniowania docierającego i wychodzącego na wysokości tropopauzy. Dodatkowo RF prowadzi do ocieplenia powierzchni Ziemi, natomiast ujemne – do jej oziębienia.

W ostatnim raporcie Międzyrządowego Panelu ds. Zmian Klimatu (IPCC, z ang. *Intergovernmental Panel on Climate Change*) wymuszenia radiacyjne (wyrażone w W/m^2)

obliczane były dla roku 2005 w odniesieniu do początku ery przemysłowej – do roku 1750 (IPCC, 2007). Oceniono, że RF spowodowane aktywnością antropogeniczną w tym okresie wynosi $+1.6 [+0.6 \div +2.4]$ W/m^2 , do czego głównie przyczynia się emisja gazów cieplarnianych (GHG, z ang. *GreenHouse Gases*) oraz obecność ozonu w troposferze (sumaryczne RF = $+2.9 \pm 0.3$ W/m^2). Ich dodatnie RF jest na tyle duże, że przekracza ujemny wpływ pyłów na zmiany klimatyczne, składający się z efektu bezpośredniego i pośredniego (sumaryczne RF = $-1.3 [-2.2 \div -0.5]$ W/m^2). Należy także podkreślić, że chociaż sumaryczne oddziaływanie pyłów na klimat prowadzi do jego oziębienia, to ich poszczególne składniki charakteryzują się RF o różnych kierunkach (Rys. 2.11).

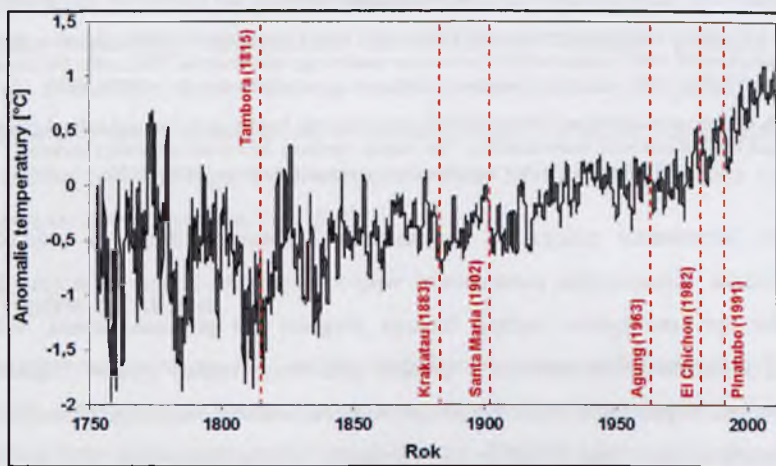


Rysunek 2.11. Średnie globalne wymuszenia radiacyjne [W/m^2] wywołane działalnością antropogeniczną i procesami naturalnymi wraz z oszacowanym poziomem naukowego zrozumienia. Obliczenia obejmują okres od 1750 do 2005 r. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z IPCC (2007).

Figure 2.11. Global mean radiative forcings [W/m^2] resulting from human activities and natural processes with the assessed level of scientific understanding. The values represent the radiative forcings between 1750 and 2005. Source: Author's elaboration based on data from IPCC (2007).

Efekt bezpośredni polega na rozpraszaniu i absorpcji długo- i krótkofalowego promieniowania. Kluczowymi parametrami wpływającymi na bilans radiacyjny Ziemi są właściwości optyczne pyłów, będące funkcją długości fali promieniowania, wilgotności względnej, rozkładu przestrzennego i profilu pionowego stężeń pyłów. Najsilniejszymi właściwościami rozpraszania krótkofalowego promieniowania słonecznego charakteryzuje się jon siarczanowy, który prawie całkowicie rozprasza to promieniowanie ($RF = -0.4 \pm 0.2$ W/m^2), podczas gdy największy stopień absorpcji promieniowania słonecznego wykazuje sadza ($RF = +0.2 \pm 0.15$ W/m^2). Ponadto, sadza (BC) zmniejsza albedo powierzchni silnie odbijających promieniowanie słoneczne – śniegu, lodu czy chmur – $RF = +0.1 \pm 0.1$ W/m^2 (IPCC, 2007).

Silne erupcje wulkanów, chociaż zdarzają się rzadko, są istotnym źródłem pyłów i SO_2 w atmosferze, wpływającym na bilans radiacyjny Ziemi. Chmura pyłu wulkanicznego, rozpraszając promieniowanie słoneczne, powoduje obniżenie temperatury w troposferze, z drugiej zaś strony poprzez absorpcję promieniowania długo- i krótkofalowego podnosi temperaturę w stratosferze. Po potężnych wybuchach wulkanów sięgających do stratosfery, zwykle następowały kilkuletnie globalne ochłodzenia atmosfery (Rys. 2.12). W wyniku jednej z największych w historii obserwacji erupcji wulkanu – był to wybuch Tambory w Indonezji w kwietniu 1815 r. – do stratosfery zostało uwolnione 60 Tg siarki. Sezon letni 1816 r. na Półkuli Północnej był drugim najzimniejszym w historii, a oziębienie trwało aż do 1818 r. W czerwcu 1816 r., w Stanach Zjednoczonych notowano ujemne temperatury i opady śniegu, natomiast w Europie średnia temperatura w miesiącach letnich była o 1 – 2 °C niższa od średniej z lat 1810-1819. Rok 1816 został nazwany „rokiem bez lata” (Oppenheimer, 2003). W wyniku drugiej, największej w historii obserwacji erupcji wulkanu Pinatubo na Filipinach w czerwcu 1991 r., do stratosfery zostało uwolnione sześciokrotnie mniej siarki niż w przypadku wulkanu Tambora (10 Tg), jednak również zanotowano poważne oziębienie powierzchni Ziemi. Zimą 1991 – 1992, średnia temperatura na Półkuli Północnej spadła o 3 °C, natomiast latem 1992 r. – o 2 °C (Durant i in., 2010).



Rysunek 2.12. Roczne średnie kroczące globalnych anomalii temperatury [°C] w latach 1753 – 2011 w stosunku do okresu 1950 – 1980, na podstawie obliczeń przeprowadzonych w projekcie Berkeley Earth Surface Temperature. Czerwone linie wskazują najsilniejsze erupcje wulkaniczne w ostatnich 200 latach.
Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Rohde i in., 2013.

Figure 2.12. Annual running averages of global mean temperature anomalies [°C] between 1750 and 2011 relative to the period 1950 – 1980 based on calculations of the Berkeley Earth Surface Temperature project. Red lines indicate major volcanic eruptions in the past 200 years. Source: Author's elaboration based on data from Rohde et al., 2013.

Pośredni efekt wpływu pyłów atmosferycznych na zmiany klimatu polega na modyfikacji przez pyły mikrofizycznych, a zatem i radiacyjnych, cech chmur, a także ich wielkości i czasu życia. Kluczowym parametrem determinującym pośredni wpływ pyłów jest ich efektywność jako jąder kondensacji pary wodnej. Zależy ona od wielkości i składu chemicznego cząstek, a także od warunków otoczenia. Wyróżnia się dwa efekty pośrednie:

- pierwszy pośredni efekt aerozolowy, nazywany też efektem albedo chmur (z ang. *cloud albedo effect*) lub efektem Twomey'a – występuje, gdy pyły wpływają na stężenie liczbowe, a zatem i na rozmiar, kropeł w chmurze, nie zmieniając zawartości w niej wody,
- drugi pośredni efekt aerozolowy, nazywany efektem czasu życia chmur (z ang. *cloud lifetime effect*) lub efektem Albrechta – występuje, gdy pyły wpływają na zawartość wody w chmurze, jej wysokość i czas życia.

Efekt albedo chmur charakteryzuje się ujemnym wymuszeniem radiacyjnym, wynoszącym -0.7 [$-1.8 \div -0.3$] W/m^2 , natomiast dla efektu czasu życia chmur nie określono RF, ze względu na to, iż jest on traktowany jako odpowiedź klimatu (IPCC, 2007).

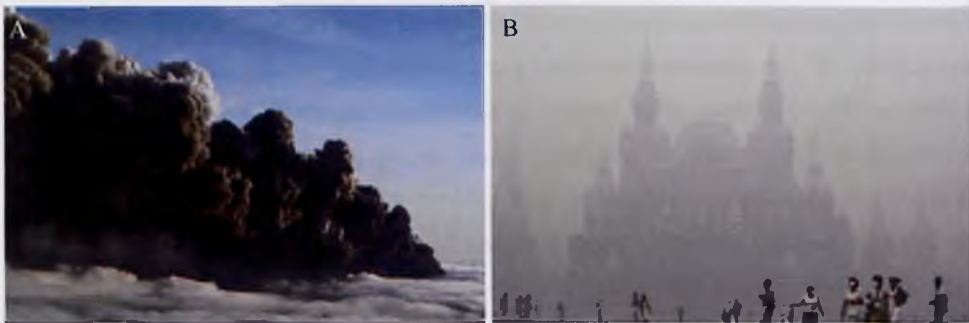
Poziom naukowego zrozumienia oszacowanych wymuszeń radiacyjnych dla pyłu i jego składników jest najmniejszy spośród wszystkich zanieczyszczeń powietrza (Rys 2.11). Jedynie dla gazów cieplarnianych jest on wysoki, co oznacza, że w 8 na 10 przypadków oszacowane RF jest poprawne. Natomiast poziom wiedzy na temat bezpośredniego wpływu pyłów na zmiany klimatu został uznany za niedostatecznie przebadany. Oceniono go jako średni do niskiego, zatem w zaledwie 2 do 5 na 10 przypadków RF jest oszacowane prawidłowo. Tak duża niepewność wynika głównie z wciąż niewystarczającej wiedzy na temat chemicznych i mikrofizycznych procesów wpływających na skład chemiczny pyłów, ich rozkład frakcyjny, a także na ilość kropeł w chmurach (IPCC, 2007).

2.5.4. Wpływ na widzialność

Zanieczyszczenia powietrza obecne w atmosferze, przyczyniają się do powstawania mgieł i smogów, które z kolei wpływają na rozpraszanie i pochłanianie światła widzialnego, zmniejszając kontrast, rozmywając kolory, a także powodując, że odległe cechy krajobrazu stają się niewyraźne lub niewidoczne. Osłabienie promieniowania świetlnego przez gazy i pyły określane jest przez współczynnik ekstynkcji światła definiowany jako suma rozpraszania i pochłaniania światła na drodze od obiektu do obserwatora.

W atmosferze, jedynym gazem bezpośrednio redukującym widzialność jest NO_2 , który przede wszystkim absorbuje światło niebieskie, a przy wystarczająco wysokich stężeniach powoduje żółte lub brązowe zabarwienie mgieł. Na terenach pozamiejskich, w atmosferze wolnej od zanieczyszczeń, rozpraszanie światła przez zanieczyszczenia gazowe w największym stopniu przyczynia się do ograniczenia widzialności. W miastach natomiast, na ekstynkcję promieniowania świetlnego wpływają głównie pyły, którym często towarzyszą wysokie stężenia NO_2 . EC jest składnikiem PM charakteryzującym się największym stopniem pochłaniania światła, także pył mineralny i jony siarczanowe efektywnie wpływają na ekstynkcję promieniowania widzialnego. Pyły są również przyczyną zmniejszenia widzialności w porze nocnej, zwiększając rozpraszanie światła antropogenicznych, co prowadzi do zwiększenia jasności nieba, zwłaszcza nad obszarami miast, a w konsekwencji utrudnia obserwacje gwiazd (US EPA, 2009).

Poważne ograniczenie widzialności, spowodowane między innymi przez wybuchy wulkanów, pożary lasów czy potężne burze piaskowe, może również powodować zakłócenia w międzynarodowym transporcie, zwłaszcza lotniczym. Przykładem mogą być wydarzenia z ostatnich lat, jak wybuch wulkanu Eyjafjallajökull w kwietniu 2010 r. (Rys. 2.13.A), czy pożary lasów i torfowisk pod Moskwą w sierpniu 2010 r. (Rys. 2.13.B).



Rysunek 2.13. A) Chmura pyłu wulkanicznego z wulkanu Eyjafjallajökull na Islandii (kwiecień 2010); B) Smog na Placu Czerwonym w Moskwie spowodowany pożarami torfowisk i lasów (sierpień 2010).

Źródło: <http://www.bbc.co.uk>.

Figure 2.13. A) The volcanic ash cloud from the Eyjafjallajökull volcano in Iceland (April 2010); B) Smog on the Red Square in Moscow caused by peat bog and forest fires (August 2010). Source: <http://www.bbc.co.uk>.

Wybuch wulkanu na Islandii sparaliżował ruch lotniczy w całej Europie, w ciągu tygodnia odwołano ponad 100 000 lotów. Według oszacowań Międzynarodowego Zrzeszenia Przewoźników Powietrznych (IATA, z ang. *International Air Transport Association*) chmura pyłu spowodowała straty finansowe linii lotniczych sięgające ponad 1.7 mln dolarów i dotknęła prawie 1.2 mln pasażerów (IATA, 2010).

Smog unoszący się przez wiele tygodni nad Moskwą powstał w wyniku ekstremalnych temperatur, prowadzących do pożarów lasów i torfowisk w okolicy stolicy Rosji. W całym mieście, a także na pobliskich lotniskach, widzialność została ograniczona do kilkuset metrów, odwołano wiele lotów. Według rosyjskich władz liczba zgonów w Moskwie wzrosła do 700 dziennie, dwukrotnie powyżej średniej.

2.5.5. Wpływ na materiały

Depozycja pyłu na powierzchni materiałów budowlanych, w tym także zabytków i pomników, prowadzi do ich uszkodzeń zarówno fizycznych, jak i estetycznych, powodując wymierne straty finansowe.

Materiały budowlane – metale, kamienie, cement, farby – ulegają naturalnej degradacji w wyniku biodeterioracji lub działania czynników meteorologicznych (wiatru, wilgotności, temperatury, promieniowania słonecznego). Jednak zanieczyszczenia powietrza, w tym także pył, przyspieszają korozję metali oraz niszczenie materiałów wykonanych z kamienia. Dotyczy to zwłaszcza żelaza i stali oraz wapienia, marmuru i cementu. Depozycja PM wpływa także na trwałość farb i lakierów, powodując ich przebarwienia, utratę połysku, powstawanie pęcherzy i łuszczenie.

Zanieczyszczenia pyłowe wpływają także na szybsze brudzenie się materiałów budowlanych i powłok malowanych. Zwiększona częstotliwość czyszczenia lub malowania zabrudzonych powierzchni stanowi znaczne obciążenie ekonomiczne oraz prowadzi do szybszego zużywania materiałów (US EPA, 2009).

2.6. Uregulowania prawne w zakresie jakości powietrza

Najważniejszym aktem prawnym dotyczącym ochrony atmosfery i jakości powietrza w Unii Europejskiej jest, obowiązująca od 11 czerwca 2010 r., Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (EC, 2008). Dyrektywa ta, w skrócie określana mianem Dyrektywy CAFE – od nazwy programu Czyste Powietrze dla Europy (z ang. *Clean Air for Europe*) – skonsolidowała w jeden akt prawny dotychczas obowiązujące Dyrektywy:

- Dyrektywę Rady 96/62/WE z dnia 27 września 1996 r. w sprawie oceny i zarządzania jakością otaczającego powietrza (tzw. Dyrektywa Ramowa),

- Dyrektywę Rady 1999/30/WE z dnia 22 kwietnia 1999 r. odnoszącą się do wartości dopuszczalnych dla dwutlenku siarki, dwutlenku azotu i tlenków azotu oraz pyłu i ołowiu w otaczającym powietrzu (tzw. I Dyrektywa – Córka),
- Dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/69/WE z dnia 16 listopada 2000 r. dotyczącą wartości dopuszczalnych benzenu i tlenku węgla w otaczającym powietrzu (tzw. II Dyrektywa – Córka),
- Dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2002/3/WE z dnia 12 lutego 2002 r. odnoszącą się do ozonu w otaczającym powietrzu (tzw. III Dyrektywa – Córka).

Do Dyrektywy CAFE nie została włączona Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2004/107/WE z dnia 15 grudnia 2004 r. w sprawie arsenu, kadmu, rtęci, niklu i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w otaczającym powietrzu – tzw. IV Dyrektywa – Córka, która nadal obowiązuje.

W odniesieniu do pyłu PM_{10} Dyrektywa 2008/50/WE określa średnioroczny poziom dopuszczalny równy $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz średniodobowy poziom dopuszczalny, wynoszący $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, który nie powinien być przekraczany więcej niż 35 razy w roku. Dodatkowo, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2012, poz. 1031) wprowadza dla średniodobowych stężeń pyłu PM_{10} wartość progową informowania społeczeństwa o ryzyku wystąpienia przekroczenia poziomu alarmowego – $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz poziom alarmowy – $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dla $PM_{2.5}$ Dyrektywa CAFE ustala średnioroczny poziom dopuszczalny równy $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Powinien on zostać osiągnięty do 2015 r., a do roku 2020 planowane jest jego zmniejszenie do $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Przewiduje się, że wartość ta zostanie zweryfikowana przez Komisję Europejską w 2013 r., w zależności od nowych informacji na temat skutków dla zdrowia i środowiska, wykonalności technicznej oraz doświadczenia w zakresie wartości docelowej w państwach członkowskich. Dyrektywa wprowadza również dla $PM_{2.5}$, uśredniony dla 3 lat, pułap stężenia ekspozycji równy $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wyznaczany na podstawie wskaźnika średniego narażenia (AEI, z ang. *Average Exposure Indicator*) dla miast powyżej 100 tys. mieszkańców i aglomeracji oraz krajowy wskaźnik średniego narażenia. W Polsce, pierwsze obliczenia wskaźników średniego narażenia wykonano dla lat 2010-2011. Najniższe wartości wskaźników AEI, spośród obliczonych dla poszczególnych miast i aglomeracji, uzyskano dla miasta Koszalina i Aglomeracji Szczecińskiej, odpowiednio $14.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $16.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, najwyższe natomiast – dla miast i aglomeracji województwa śląskiego: Częstochowy ($38.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Aglomeracji Rybnicko-Jastrzębskiej ($38.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Bielsko-Białej ($38.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

oraz Aglomeracji Górnośląskiej ($37.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Wartość krajowego wskaźnika AEI wyniosła $26.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (GIOŚ, 2012a).

Dyrektywa 2008/50/EC zezwala państwom członkowskim, w pewnych ustalonych warunkach, na odejmowanie od całkowitego stężenia PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 i CO udziału źródeł naturalnych. Dotyczy to transportu pyłu mineralnego z regionów suchych, aerozolu morskiego, erupcji wulkanów, aktywności sejsmicznej i geotermalnej oraz pożarów lasów poza granicami kraju (EC, 2011a). W przypadku PM_{10} , Dyrektywa dopuszcza także odliczenie od stężeń pyłu udziału zanieczyszczeń pochodzących z wtórnego unoszenia cząstek pyłu w wyniku posypywania dróg piaskiem i/lub solą w okresie zimowym (EC, 2011b).

Dyrektywa 2004/107/WE określa średnioroczne wartości docelowe dla arsenu, kadmu, niklu i benzo(a)pirenu (jako wskaźnika WWA) w pyłe PM_{10} , wynoszące odpowiednio $6 \text{ ng}/\text{m}^3$, $5 \text{ ng}/\text{m}^3$, $20 \text{ ng}/\text{m}^3$ oraz $1 \text{ ng}/\text{m}^3$.

Obowiązujące w Stanach Zjednoczonych Ameryki Północnej średnioroczne normy jakości powietrza w odniesieniu do $\text{PM}_{2.5}$ są bardziej rygorystyczne niż w Europie. Przeprowadzona w grudniu 2012 r. weryfikacja standardów NAAQS (*National Ambient Air Quality Standards*) zaostrza normy ustalone ze względu na ochronę zdrowia ludzkiego. Średnioroczna wartość dopuszczalna dla pyłu $\text{PM}_{2.5}$ została obniżona z $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Średniodobowe normy dla $\text{PM}_{2.5}$ ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i PM_{10} ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$), obowiązujące od 2006 r., zostały zachowane, natomiast roczna norma dla PM_{10} została zniesiona już w 2006 r.

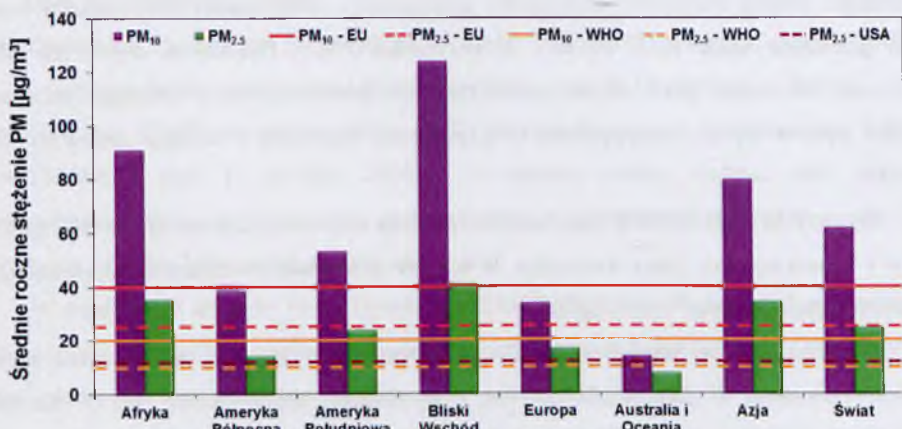
Ze względu na negatywny wpływ pyłów na zdrowie, WHO zaleca – jeszcze bardziej rygorystyczne – dopuszczalne średnioroczne poziomy PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$, wynoszące odpowiednio $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dobowe wartości zalecane zostały ustalone na poziomie $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla PM_{10} oraz $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla $\text{PM}_{2.5}$.

2.7. Stężenia pyłu zawieszonego w miastach

Pomimo poprawy jakości powietrza w ostatnich latach, nadal największe zanieczyszczenie powietrza, zwłaszcza pyłem, obserwowane jest w większości miast na świecie. A właśnie w miastach żyje ponad połowa ludności świata (53%), w krajach rozwiniętych jest to blisko 80% populacji (UNPD, 2012).

W 2011 r., WHO opracowała bazę danych, zawierającą średnie roczne stężenia PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$, zmierzone na stacjach tła miejskiego, komunikacyjnych oraz zlokalizowanych w obszarach mieszkalno-usługowych, w blisko 1 100 miastach w 91 krajach, w tym dla 37 i 4

miast polskich, odpowiednio dla PM_{10} i $PM_{2.5}$. W bazie znajdują się stężenia dla lat 2003 – 2010, chociaż większość danych, w tym dla Polski, dostępna jest dla lat 2008 – 2009 (WHO, 2011). Rys. 2.14 przedstawia średnie roczne stężenia PM_{10} i $PM_{2.5}$ w miastach, w odniesieniu do poziomów dopuszczalnych ustalonych ze względu na ochronę zdrowia ludzkiego w Europie i w Stanach Zjednoczonych oraz do wartości zalecanych przez WHO.



Rysunek 2.14. Średnie roczne stężenia PM_{10} i $PM_{2.5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzone w miastach w poszczególnych regionach świata. Ciągłe i przerywane linie oznaczają poziomy dopuszczalne odpowiednio dla PM_{10} i $PM_{2.5}$.

Zródło: Opracowanie własne na podstawie danych z WHO (2011).

Figure 2.14. Annual mean PM_{10} and $PM_{2.5}$ concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured in cities, grouped by region. Solid and dashed lines indicate PM_{10} and $PM_{2.5}$ limit values, respectively. Source: Author's elaboration based on data from WHO (2011).

Średnie roczne stężenie PM_{10} na świecie wynosi $62.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i jest to wartość przekraczająca poziomy dopuszczalne obowiązujące w Europie, a także wartości zalecane przez WHO. Stężenia $PM_{2.5}$ są nieznacznie niższe od normy europejskiej ($24.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), natomiast ponad dwukrotnie przekraczają normy NAAQS obowiązujące w Stanach Zjednoczonych i wartości zalecane przez WHO. Najbardziej zanieczyszczonym regionem jest Bliski Wschód, gdzie roczne stężenie PM_{10} , wynoszące aż $123.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, jest ponad trzykrotnie wyższe od normy ustalonej w Europie oraz ponad pięciokrotnie wyższe od normy WHO, także stężenia $PM_{2.5}$ przekraczają kilkakrotnie wszystkie poziomy dopuszczalne. Ponadto, w pierwszej dziesiątce miast najbardziej zanieczyszczonych przez PM_{10} , aż 6 jest z tego regionu (Tabela 2.5), a niechlubne pierwsze miejsce zajmuje Ahwaz w Iranie, w którym średnie roczne stężenie PM_{10} wynosi $372 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Średnie roczne stężenia PM_{10} w miastach afrykańskich ($91 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i azjatyckich ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) są ponad dwukrotnie wyższe niż norma europejska.

Tabela 2.5. Zestawienie najbardziej zanieczyszczonych przez PM₁₀ i PM_{2.5} [µg/m³] miast na świecie. Miejsca zajmowane przez polskie miasta pogrubiono. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z WHO (2011).

Table 2.5. Worldwide ranking of the cities most polluted by PM₁₀ and PM_{2.5} [µg/m³]. The ranks of Polish cities are bold. Source: Author's elaboration based on data from WHO (2011).

Miejsce	Miasto (kraj)	Średnie roczne stężenie PM ₁₀ [µg/m ³]	Miejsce	Miasto (kraj)	Średnie roczne stężenie PM _{2.5} [µg/m ³]
1.	Ahwaz (Iran)	372	1.	Ulan Bator (Mongolia)	63
2.	Ulan Bator (Mongolia)	279	2.	Antananarywa (Madagaskar)	59
3.	Sanandadż (Iran)	254	3.	Kuwejt (Kuwejt)	51
4.	Ludhijana (Indie)	251	3.	Mexicali (Meksyk)	51
4.	Kweta (Pakistan)	251	5.	Akra (Ghana)	50
6.	Kermanszah (Iran)	229	6.	Zabrze	40
7.	Peszawar (Pakistan)	219	7.	Dakar (Senegal)	38
8.	Gaborone (Botswana)	216	8.	Kraków	36
9.	Jasudż (Iran)	215	9.	Turyń (Włochy)	34
10.	Kanpur (Indie)	209	9.	Lima (Peru)	34
...
137.	Kraków	64	23.	Poznań	24
166.	Rybnik	54	30.	Wrocław	22
183.	Nowy Sącz	51
216.	Zabrze	45	576.	Whitehorse (Kanada)	2
236.	Katowice	42			
250.	Gliwice	40			
250.	Dąbrowa Górnicza	40			
286.	Bielsko-Biała	36			
291.	Bytom	35			
291.	Wrocław	35			
291.	Jelenia Góra	35			
291.	Częstochowa	35			
301.	Legnica	34			
323.	Warszawa	32			
329.	Gorzów Wielkopolski	31			
329.	Opole	31			
341.	Radom	30			
341.	Rzeszów	30			
341.	Kielce	30			
341.	Płock	30			
353.	Poznań	29			
353.	Łódź	29			
374.	Włocławek	28			
374.	Gdynia	28			
398.	Lublin	27			
426.	Bydgoszcz	26			
477.	Białystok	24			
477.	Toruń	24			
504.	Szczecin	23			
566.	Suwałki	21			
612.	Olsztyn	20			
612.	Wałbrzych	20			
612.	Zielona Góra	20			
660.	Koszalin	19			
660.	Elbląg	19			
704.	Gdańsk	18			
...			
1099.	Whitehorse (Kanada)	6			

Standardy jakości powietrza w odniesieniu do PM_{10} są natomiast dotrzymane w miastach Ameryki Północnej ($39 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Europy ($34 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz Australii i Oceanii ($14 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Należy jednak podkreślić, że wartości zalecane przez WHO są przekroczone we wszystkich regionach na świecie, poza Australią i Oceanią ($14 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Najbardziej zanieczyszczonym miastem w Polsce jest Kraków ($64 \mu\text{g}/\text{m}^3$) – zajmujący 137. pozycję – w którym przekroczone są standardy jakości powietrza obowiązujące zarówno w Europie, jak i w USA. Najczystszy polskim miastem, uwzględnionym w bazie WHO, jest Gdańsk ($18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 704. pozycja), w którym jednak nie są dotrzymane wartości zalecane przez WHO.

W odniesieniu do $PM_{2,5}$, normy obowiązujące w Europie nie są spełnione jedynie w miastach afrykańskich i azjatyckich, gdzie średnie roczne stężenia wynoszą odpowiednio $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Normy amerykańskie oraz WHO są z kolei przekroczone we wszystkich regionach, z wyjątkiem Australii i Oceanii, która podobnie jak dla PM_{10} , okazuje się najczystszy regionem świata ($7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Najbardziej zanieczyszczonym przez pył $PM_{2,5}$ miastem jest stolica Mongolii Ułan Bator ($63 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Ponadto, w pierwszej dziesiątce znajdują się dwa polskie miasta: Zabrze ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i Kraków ($36 \mu\text{g}/\text{m}^3$), zajmujące odpowiednio 6. i 8. miejsce. W obu miastach przekroczone są wszystkie standardy jakości powietrza. Stężenia $PM_{2,5}$ w Poznaniu ($24 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i Wrocławiu ($22 \mu\text{g}/\text{m}^3$) spełniają europejskie poziomy dopuszczalne, natomiast blisko dwukrotnie przekraczają normy NAAQS oraz wartości zalecane przez WHO.

Najczystszy miastem na świecie, zarówno w odniesieniu do PM_{10} , jak i $PM_{2,5}$, jest kanadyjskie Whitehorse, gdzie spełnione są wszystkie normy dotyczące jakości powietrza, a średnie roczne stężenia PM_{10} i $PM_{2,5}$ wynoszą odpowiednio $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

2.8. Epizody pyłowe

2.8.1. Definicja epizodu

Według „Słownika języka polskiego” *epizod* oznacza krótkotrwałe zdarzenie niemające większego znaczenia. W dziedzinie ochrony atmosfery *epizod* odnosi się natomiast do okresów nagłego i silnego zanieczyszczenia powietrza, mogącego prowadzić do wzrostu liczby zachorowań, a nawet przedwczesnych zgonów. Granica, powyżej której stężenie danego zanieczyszczenia można uznać za epizod, nie jest precyzyjnie określona, bowiem w literaturze istnieją różne sposoby określania wartości progowej dla epizodów.

W odniesieniu do pyłów, jako epizody uznawane są najczęściej średniodobowe stężenia przekraczające poziom dopuszczalny (np. Kukkonen i in., 2005; Muir i in., 2006; Aarnio i in., 2008; Im i in., 2010). Epizody mogą być również określane subiektywnie, w oparciu o doświadczenia badaczy. Zazwyczaj są to maksymalne stężenia zanieczyszczeń, występujące w określonym czasie (np. Bessagnet i in., 2005; Amodio i in., 2008), ale przyjmowane są także wartości progowe wyznaczone przez badaczy (np. Niemi i in., 2007). Kryterium do zdefiniowania epizodów stanowią także stężenia przekraczające wartość określonego percentyla rozkładu statystycznego stężeń. Przykładowo, Chu (2004) jako epizod przyjmuje stężenia większe od wartości 95 percentyla, natomiast Karaca i in. (2009) – stężenia powyżej 75 percentyla. Identyfikacja epizodów opiera się również na współistnieniu dwóch lub więcej czynników – odpowiednio wysokich stężeń zanieczyszczeń, przy jednoczesnym występowaniu czynników meteorologicznych odpowiedzialnych za te stężenia (GIOŚ, 2011).

Kolejny problem stanowi określenie czasu trwania epizodu. W literaturze, jako epizod uznawany jest tylko dzień, w którym wystąpiło wysokie stężenie (np. GIOŚ, 2011) lub ciąg kilku kolejnych dni z wysokimi stężeniami (np. Kukkonen i in., 2005; Im i in., 2010).

W pracy odrzucono kryterium wyboru epizodu jako stężenia PM_{10} przekraczającego średniodobowy poziom dopuszczalny ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ze względu na powszechne występowanie w Polsce, zwłaszcza w okresie zimowym, wartości znacznie przekraczających ten poziom. W związku z tym, przez *epizod pyłowy* będziemy rozumieć sytuację, kiedy średniodobowe stężenie PM_{10} na stacji tła miejskiego wynosi powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (200% poziomu dopuszczalnego) przez co najmniej 3 dni z rzędu.

2.8.2. Najpoważniejsze epizody pyłowe w historii

Wraz z opanowaniem przez człowieka zdolności wzniesienia ognia, pojawił się problem zanieczyszczenia powietrza, który nasilał się w miarę rozwoju cywilizacji. Już starożytni Grecy i Rzymianie skarżyli się na złą jakość powietrza. Rzymski poeta Horacy, w I wieku p.n.e, odnotował *tysiące palenisk, w których spalano drewno, co powodowało czernienie budynków w Rzymie*, natomiast w 61 r. Seneka Młodszy, w „Listach Moralnych” do Lucyliusza, pisał o *ciężkim powietrzu w Rzymie spowodowanym wyziewami popiołu z zadymionych kuchni* oraz o *poprawie samopoczucia w momencie opuszczenia miasta* (Brimblecombe, 1987)

Problem złej jakości powietrza atmosferycznego nasilił się wraz z rewolucją przemysłową w drugiej połowie XIX wieku. Na początku XX wieku epizody silnego

zanieczyszczenia powietrza zaczęto określać terminem *smog*, który powstał z połączenia słów *dym* (z ang. *smoke*) i *mgła* (z ang. *fog*). Pojęcie to zostało wprowadzone przez Harolda Antoine Des Voeux, członka Towarzystwa Węglowego w Londynie, który w ten sposób opisywał sytuacje silnego zanieczyszczenia powietrza, jakie wystąpiły w 1909 r. w Glasgow i Edynburgu, powodując śmierć ponad 1 000 osób (Jacobsen, 2002).

Najpoważniejsze przypadki smogu zanotowano w ciągu ostatnich dwóch stuleci przedstawiono w Tabeli 2.6.

Tabela 2.6. Najpoważniejsze epizody zimowego zanieczyszczenia powietrza w XIX i XX wieku. Źródło: Na podstawie Brimblecombe (1987), Elsom (1992) oraz Anderson (1999).

Table 2.6. Major winter air pollution episodes in the 19th and 20th centuries. Source: Based on Brimblecombe (1987), Elsom (1992) and Anderson (1999).

Data	Miejsce	Liczba zgonów	Max. 24-h stężenia	
			SO ₂ [µg/m ³]	Pyłu [µg/m ³]
9 – 11 grudzień 1873	Londyn, Wlk. Brytania	270 – 700		> 800
26 – 29 styczeń 1880	Londyn, Wlk. Brytania	700 – 1 180		
2 – 7 luty 1882	Londyn, Wlk. Brytania	610		
28 – 30 grudzień 1892	Londyn, Wlk. Brytania	1000		
1 – 5 grudzień 1930	Dolina Mozy, Belgia	63		
27 – 31 październik 1948	Donora, USA	20		
26 listopad – 1 grudzień 1948	Londyn, Wlk. Brytania	300	2 100	2 800
5 – 9 grudzień 1952	Londyn, Wlk. Brytania	4 000	3 700	4 460
12 – 21 listopad 1953	Nowy Jork, USA	250		
3 – 6 styczeń 1956	Londyn, Wlk. Brytania	480	2 800	1 700
2 – 5 grudzień 1957	Londyn, Wlk. Brytania	300 – 800	2 830	3 335
26 – 31 styczeń 1959	Londyn, Wlk. Brytania	225	1 700	1 800
27 listopad – 4 grudzień 1962	Nowy Jork, USA	46		
grudzień 1962 (5 dni)	Zagłębie Ruhry, Niemcy		5 000	2 400
7 – 10 grudzień 1962	Osaka, Japonia	60		
7 – 22 styczeń 1963	Londyn, Wlk. Brytania	700		
29 styczeń – 12 luty 1963	Nowy Jork, USA	200 – 405		
23 – 25 listopad 1966	Nowy Jork, USA	168		
17 – 21 listopad 1975	Pittsburgh, USA	14	370	700
styczeń 1985 (5 dni)	Zagłębie Ruhry, Niemcy		830	600
13 – 16 grudzień 1991	Londyn, Wlk. Brytania	100 – 180		

Epizody te wywołały poważne skutki zdrowotne dla mieszkańców zarówno Europy, jak i Stanów Zjednoczonych Ameryki Północnej, a także spowodowały, że na obu kontynentach, rozpoczęto prace nad ustanowieniem szeregu ustaw, które miały zapobiec powtórzeniu się

podobnych sytuacji, stając się również podstawą współczesnych aktów prawnych dotyczących ochrony powietrza.

Londyn, Wielka Brytania

Początkowo zjawisko smogu kojarzone było z Londynem, gdzie w XIX i XX wieku zanotowano najwięcej tego typu zdarzeń (Tabela 2.6). Stąd sytuacje bardzo wysokich stężeń dwutlenku siarki i pyłu nazywane są smogiem londyńskim (także czarnym lub zimowym).

Przez wieki Londyn był znany z mgły, powstawaniu której sprzyjało położenie miasta w dolinie Tamizy, otoczonej niskimi wzgórzami. W XIII wieku w Anglii zaczęto intensywnie wykorzystywać węgiel w przemyśle oraz do ogrzewania gospodarstw domowych. Od tego czasu dokumentuje się przypadki silnego zanieczyszczenia powietrza. W 1257 r., królowa Eleonora, żona Henryka III, zmuszona była opuścić Nottingham, z powodu *nieznośnego zapachu dymu ze spalania węgla*. Także królowa Elżbieta I w 1578 r. skarżyła się, że jest *bardzo zasmucona i zmartwiona dymem ze spalania węgla w okolicach Palacu Westminsterskiego*. Coraz gorszy stan jakości powietrza w angielskich miastach, zwłaszcza w Londynie, spowodował wprowadzenie licznych zakazów dotyczących sprzedaży i spalania węgla w Londynie. Pierwsze tego typu rozporządzenie, zakazujące spalania węgla w czasie obrad parlamentu, wydał w 1307 r. król Edward I. Kolejne próby ograniczenia zużycia węgla, podejmowane między innymi przez króla Ryszarda II, pod koniec XIV wieku, oraz Henryka V, na początku XV wieku, nie spowodowały jednak poprawy jakości powietrza w Londynie. W 1661 r. John Evelyn w swoim traktacie o rosnącym problemie zanieczyszczenia powietrza w Londynie *Fumifugium; or the inconveniencie of the aer and smoak of London dissipated*, pisał o niekorzystnym wpływie spalania węgla na *płuca Londyńczyków* oraz *rdzewienie żelaza*, proponując przeniesienie uciążliwych zakładów przemysłowych na obrzeża miasta (Brimblecombe. 1987).

Wielka Brytania była jednym z pierwszych krajów w Europie, który przeszedł rewolucję przemysłową, a intensywne wykorzystywanie węgla w przemyśle i gospodarstwach domowych wpłynęło na wysokie emisje pyłów i SO₂, które sprzyjały powstawaniu smogu. Występował on w miastach przez większość zimowych dni. Podczas okresów inwersji temperatury oraz małej prędkości wiatru, zanieczyszczenia powietrza mieszały się z mgłą, co nadawało jej żółto – czarne zabarwienie, a stężenia zanieczyszczeń wzrastały do krytycznych poziomów. Smog w Londynie nazywany był często *grochówką* (z ang. *pea soup*), w związku z bardzo słabą widocznością, która powodowała znaczne utrudnienia, a nawet zatrzymanie

ruchu pojazdów. Epizody smogowe były także przyczyną dramatycznie rosnącej liczby zgonów (Haq, 2002).

Smog londyński był niejednokrotnie przedstawiany w literaturze angielskiej. Opisywali go między innymi Charles Dickens w powieściach *Samotnia* (*Bleak House*) z 1853 r. oraz *Nasz wspólny przyjaciel* (*Our Mutual Friend*) z 1865 r., Robert Louis Stevenson w powieści *Doktor Jekyll i pan Hyde* (*The Strange Case of Dr. Jekyll and Mr. Hyde*, 1886), a także Arthur Conan Doyle w powieści o przygodach Sherlocka Holmesa *Znak Czterech* (*The Sign of Four*), opublikowanej w roku 1890. Smog był również utrwalany na obrazach, zwłaszcza przez impresjonistów, między innymi przez Claude'a Moneta czy Camille'a Pissarro. W latach 1899 – 1901 Monet kilkakrotnie odwiedzał Londyn, tworząc słynną serię ponad 100 obrazów *Budynki Parlamentu* (*Houses of Parliament*, 1900 – 1904), przedstawiającą Pałac Westminsterski, m.in. *Słońce przebijające się przez mgłę* (Rys. 2.15) (Brimblecombe, 1987).

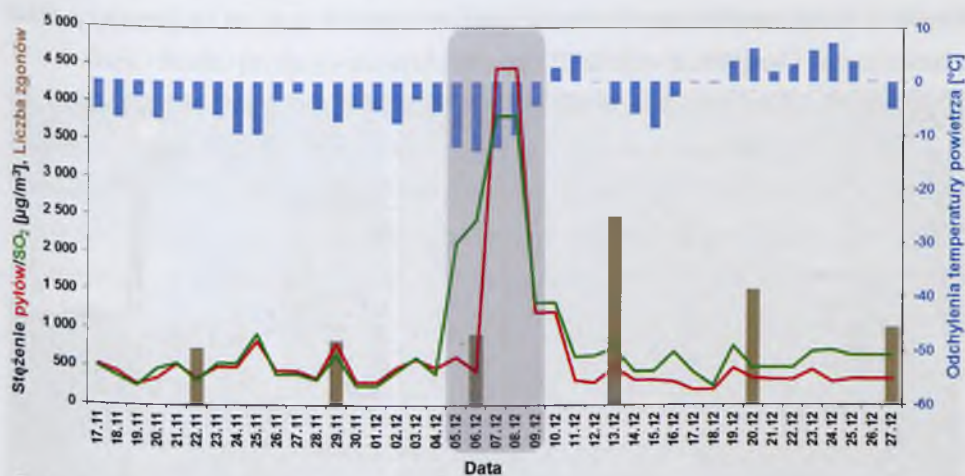


Rysunek 2.15. Claude Monet: *Budynki Parlamentu w Londynie: Słońce przebijające się przez mgłę* (1904). Muzeum d'Orsay w Paryżu. Źródło: <http://www.musee-orsay.fr>.

Figure 2.15. Claude Monet: *London, Houses of Parliament: The Sun Shining through the Fog* (1904). Musée d'Orsay. Source: <http://www.musee-orsay.fr>.

Pierwszy z najpoważniejszych epizodów odnotowanych w Londynie wystąpił w grudniu 1873 r. Trwał on 3 dni i spowodował 270 – 700 zgonów więcej w porównaniu z przeciętną liczbą zgonów notowaną w tym okresie. Zwiększoną liczbę przypadków śmiertelnych zarejestrowano również podczas epizodów w styczniu 1880 r. (700 – 1 180 zgonów), w lutym 1882 r. (610 zgonów), w grudniu 1892 r. (1 000 zgonów) oraz w listopadzie 1948 r. (300 zgonów).

Najtragiczniejszy w skutkach epizod czarnego smogu zarejestrowano w Londynie od 5 do 9 grudnia 1952 r. W listopadzie i na początku grudnia 1952 r. w Wielkiej Brytanii notowano bardzo niskie temperatury powietrza oraz intensywne opady śniegu. Odchylenia od średnich temperatur z poprzednich 80 lat wahały się od -2°C do nawet -13°C (Rys. 2.16).



Rysunek 2.16. Średnie dobowe stężenia $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ pyłów (czerwona linia) i SO_2 (zielona linia) zarejestrowane w Londynie w okresie od 17 listopada do 27 grudnia 1952 r. w zestawieniu z odchyleniami temperatury powietrza od średniej 80-letniej $^{\circ}\text{C}$ (niebieskie słupki) oraz liczbą zgonów (brązowe słupki) w tygodniach kończących się pomiędzy 22 listopada a 27 grudnia 1952 r. Kolorem szarym zaznaczono okres trwania Wielkiego Smogu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Scott (1953).

Figure 2.16. Daily mean concentrations $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ of smoke (red line) and SO_2 (green line) recorded in London between November 17 and December 27, 1952 in comparison with temperature deviations from 80-year average $^{\circ}\text{C}$ (blue bars) as well as number of deaths (brown bars) registered in the weeks ending between November 22 and December 27, 1952. Days of the Great Smog are indicated in grey. Source: Author's elaboration based on data from Scott (1953).

Z powodu utrzymującego się zimna, mieszkańcy Londynu zaczęli spalać znacznie więcej węgla niż zwykle, a dodatkowo, latem 1952 r. w Londynie zakończono wymianę elektrycznych tramwajów na autobusy napędzane silnikami Diesla. Każdego dnia w okresie smogu do atmosfery emitowane były ogromne ilości zanieczyszczeń – 1 000 ton pyłów oraz 370 ton SO_2 , a także 2 000 ton CO_2 , 140 ton kwasu solnego i 14 ton związków fluoru – a zalegający nad wschodnią częścią Wielkiej Brytanii wyż baryczny, brak wiatru oraz inwersja termiczna znacznie utrudniały ich rozprzestrzenianie (<http://www.metoffice.gov.uk>). Maksymalne średniodobowe stężenia pyłów i SO_2 osiągały nieotworzone do tej pory wartości, wynoszące odpowiednio $4\,460\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $3\,800\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rys. 2.16). Krótkookresowe pomiary w okolicy National Gallery wykazały stężenia pyłów na poziomie $14\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ – 56 razy wyższe niż występujące zazwyczaj o tej porze roku (Brimblecombe, 1987). W całym Londynie widoczność spadła do zaledwie kilku metrów, w ciągu dnia panowała ciemność, co

znacznie utrudniło ruch w mieście. Odwoływano nawet przedstawienia teatralne, ponieważ widzowie nie byli w stanie zobaczyć sceny, a pielęgniarki z Royal London Hospital informowały, że nie mogą dostrzec pacjentów na drugim końcu korytarza (<http://www.telegraph.co.uk>). Rysunki 2.17.A i 2.17.B przedstawiają londyński plac Piccadilly Circus, odpowiednio w trakcie epizodu z 1952 r. oraz 60 lat później, podczas Letnich Igrzysk Olimpijskich w 2012 r.



Rysunek 2.17. Plac Piccadilly Circus w Londynie w trakcie: A) Wielkiego Smogu w grudniu 1952 r. (fot. Central Press/Hulton Archive/Getty Images); B) XXX Igrzysk Olimpijskich w sierpniu 2012 r. (fot. K. Juda-Rezler).

Figure 2.17. Piccadilly Circus in London during: A) Great Smog in December 1952 (Photo: Central Press/Hulton Archive/Getty Images); B) XXX Olympic Games in August 2012 (Photo: K. Juda-Rezler).

Już po kilkunastu godzinach od początku smogu wielu mieszkańców Londynu uskarżało się na problemy z oddychaniem, drastycznie wzrosła także liczba pacjentów przyjmowanych do szpitali. W tygodniu od 30 listopada do 6 grudnia nie odnotowano jeszcze zwiększonej liczby zgonów w porównaniu z tym samym okresem w poprzednich latach (Rys. 2.16). Kolejny tydzień, kończący się 13 grudnia, przyniósł jednak wzrost liczby zgonów – zarejestrowano blisko 2 500 zgonów, ponad trzykrotnie więcej niż zazwyczaj o tej porze. Także w kolejnych dwóch tygodniach, aż do 27 grudnia, wystąpiła większa śmiertelność – ponad 1 500 (14 – 20 grudnia) i 1 000 (21 – 27 grudnia) zgonów, co stanowiło odpowiednio 180% i 120% średniej liczby zgonów w poprzednich latach. Łącznie, w czasie trwania epizodu i bezpośrednio po jego wystąpieniu, liczba zgonów w Londynie wzrosła o 4 000. Wielki Smog pochłoniął więcej ofiar śmiertelnych niż epidemia cholery, która panowała w Londynie w 1866 r. Głównymi przyczynami zgonów były: bronchit (ponad 1 000% średniej liczby zgonów w okresie zimowym), zapalenie płuc (500%) oraz pozostałe schorzenia układu

oddechowego (600%), a najczęściej zgonów rejestrowano wśród dzieci i osób starszych – 300% więcej zgonów (Scott, 1953).

W 2001 r., Bell i Davis przeprowadziły ponowną ocenę skutków zdrowotnych Wielkiego Smogu w Londynie. Wykazała ona, że w okresie od grudnia 1952 do lutego 1953 r. spowodował on aż 12 000 zgonów. Początkowo większość przypadków śmiertelnych w tym okresie błędnie przypisywano epidemii grypy (Bell i Davis, 2001).

Smog z 1952 r. przyczynił się do powstania kilka lat później, w roku 1956, pierwszej ustawy o ochronie powietrza atmosferycznego *Clean Air Act*, która dotyczyła kontroli źródeł zanieczyszczeń pyłowych w strefach o szczególnym zapyleniu. Mimo to, w Londynie nadal notowano epizody wysokich stężeń zanieczyszczeń powietrza, jednak liczba ofiar śmiertelnych nie była już tak wysoka (Tabela 2.6). Kolejne przypadki smogu wystąpiły w styczniu 1956 (480 zgonów), grudniu 1957 (300 – 800 zgonów), styczniu 1959 (225 zgonów) oraz w styczniu 1963 (700 zgonów).

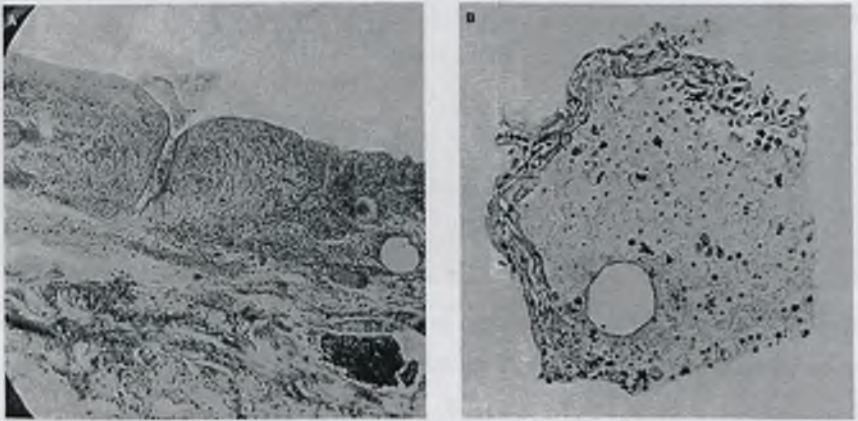
Ostatni, poważny epizod smogu w Londynie obserwowano w dniach 12 – 15 grudnia 1991 r. Maksymalne 1-godzinne stężenie NO_2 wyniosło ponad $750 \mu\text{g}/\text{m}^3$, i było to najwyższe stężenie od początku lat siedemdziesiątych XX wieku, kiedy w Wielkiej Brytanii rozpoczęto automatyczny monitoring jakości powietrza. Warunki meteorologiczne były podobne do tych, przy których notowano pozostałe epizody w Londynie, jednak główną przyczyną powstania tego epizodu były emisje z sektora transportu, a nie jak w pozostałych przypadkach spalanie węgla (Anderson, 1999).

Dolina Mozy, Belgia

Ze względu na skalę katastrofy, londyński smog z 1952 r., stał się punktem zwrotnym w dziedzinie zanieczyszczenia powietrza i epidemiologii. Pozwolił on na przeprowadzenie pierwszej szczegółowej analizy zależności pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza a zwiększoną zachorowalnością i śmiertelnością. Jednak pierwszym tego typu zdarzeniem, które wzbudziło zainteresowanie badaczy z całego świata, był epizod smogu, który wystąpił w grudniu 1930 r. w Dolinie Mozy (z ang. *Meuse Valley*) w Belgii.

Dolina Mozy, rozciągająca się pomiędzy miastami Liège i Huy, była jednym z najsilniej uprzemysłowionych obszarów kontynentalnej Europy, z licznymi hutami stali, cynku, szkła, zakładami produkującymi nawozy i materiały wybuchowe. W okresie od 1 do 5 grudnia 1930 gęsta mgła pokryła dużą część Belgii, a już od 3 grudnia setki ludzi niemal w całej dolinie zaczęło się uskarżać na poważne schorzenia układu oddechowego. U większości ludzi wystąpiły podrażnienie krtani, napady kaszlu i bóle w klatce piersiowej. Niektórzy pacjenci

mieli duszności, którym towarzyszyły obrzęk płuc, sinica, przyspieszony oddech, a nawet pienne plwociny, pojawiały się także nudności i wymioty. W ciągu następnych dwóch dni zmarły 63 osoby (Firket, 1936). Najwięcej przypadków śmiertelnych zarejestrowano w mieście Engis, liczącym 3 500 mieszkańców, wśród ofiar były osoby w wieku od 20 do 89 lat. Sekcja zwłok wykazała u wszystkich badanych przekrwienie błony śluzowej tchawicy i oskrzeli, obrzęki i ogniska krwawienia w mięszu płuc, a także łuszczenie nabłonka pęcherzyków płucnych. Ponadto w pęcherzykach płucnych obserwowano cząstki pyłu o średnicach od 0.5 μm do 1.35 μm . (Nemery i in., 2001). Rys. 2.18 przedstawia wyniki badania histopatologicznego tkanek oskrzeli i pęcherzyków płucnych, przeprowadzonego u jednej z ofiar smogu w dolinie Mozy.



Rysunek 2.18. Badanie histopatologiczne tkanek dróg oddechowych i pęcherzyków płucnych pobranych od ofiar smogu w dolinie Mozy w grudniu 1930 r.: A) błona śluzowa oskrzeli z widocznym złuszczeniem nabłonka i przekrwieniem podśluzówkowych naczyń krwionośnych; B) tkanki pęcherzyków płucnych z widocznym obrzękiem i krwawieniem oraz cząstkami sadzy. Źródło: Nemery i in. (2001).

Figure 2.18. Histopathology of airways and alveolar region in post-mortem specimens from victims of fog in Meuse Valley, December 1930: A) bronchial mucosa with desquamation of epithelium and congestion of submucosal blood vessels; B) alveolar oedema and haemorrhage with small soot particles. Source: Nemery et al. (2001).

Stany Zjednoczone Ameryki Północnej

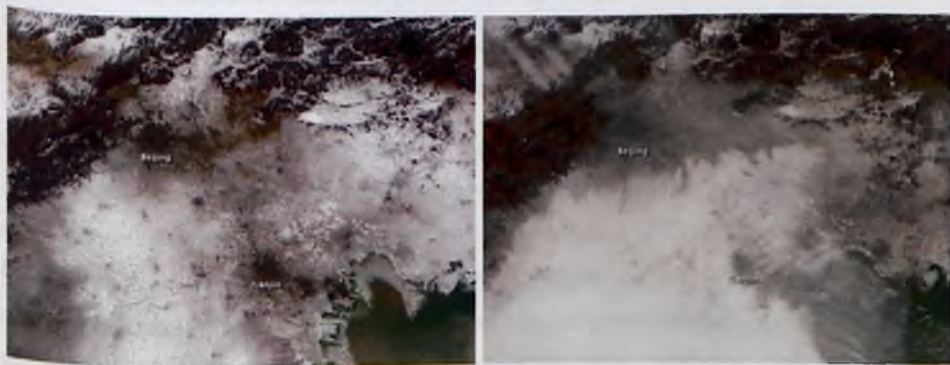
Pierwszy poważny epizod smogu w Stanach Zjednoczonych zarejestrowano w dniach 27 – 31 października 1948 r. w Donorze w stanie Pensylwania. W mieście położonym w dolinie rzeki Monongahela, 40 km na południe od Pittsburga, zlokalizowane były duże zakłady przemysłowe – huta stali, huta cynku oraz zakład produkujący kwas siarkowy. W tamtym okresie był to najbardziej uprzemysłowiony region Stanów Zjednoczonych. Emisje zanieczyszczeń powietrza z tych zakładów, przy jednoczesnym wystąpieniu niekorzystnych warunków meteorologicznych, spowodowały powstanie smogu. Badania wykazały obecność

w atmosferze między innymi pyłów, związków fluoru, chloru, tlenków azotu, siarkowodoru, kadmu oraz tlenków siarki (Schrenk i in., 1949). Bezpośrednio w wyniku epizodu zmarło 20 osób, a u blisko 7 000 z 14 000 mieszkańców Donory stwierdzono schorzenia układu oddechowego i krążeniowego, w tym kaszel, ból gardła, trudności w oddychaniu, ból w klatce piersiowej, podrażnienie oczu, nudności i wymioty. Jeszcze w ciągu 10 lat po epizodzie obserwowano zwiększoną śmiertelność z powodu chorób układu sercowo-naczyniowego (Ciocco i Thompson, 1961).

Zimowe epizody wysokich stężeń zanieczyszczeń powietrza pojawiały się również w Nowym Jorku w listopadzie 1953 r. (250 zgonów), na przełomie listopada i grudnia 1962 r. (46 zgonów), na przełomie stycznia i lutego 1963 r. (200 – 405 zgonów), w listopadzie 1966 r. (168 zgonów), a także w Pittsburghu w listopadzie 1975 r. – 14 zgonów (Tabela 2.6).

Epizody pyłowe w XXI wieku

W ostatnich latach, zarówno w Europie, jak i w Stanach Zjednoczonych nie odnotowano poważnych epizodów smogu zimowego. Jednak od początku XXI wieku coraz częściej epizody obserwowane są w megamiastach azjatyckich, zwłaszcza w Chinach. Przykładem jest epizod, który wystąpił w styczniu i lutym 2013 r. w większości miast Niziny Chińskiej (Rys. 2.19). Ambasada Stanów Zjednoczonych w Pekinie, która od 2008 r. prowadzi własne pomiary zanieczyszczeń powietrza, rejestrowała 1-godzinne stężenia $PM_{2.5}$ na nienotowanym dotąd poziomie $900 \mu\text{g}/\text{m}^3$. 13 stycznia w Pekinie dobowe stężenie $PM_{2.5}$ osiągnęło $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Rysunek 2.19. Zdjęcie satelitarne smogu w Pekinie (Chiny) zarejestrowane przez sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) satelity Terra w dniach: A) 3 stycznia 2013 oraz B) 14 stycznia 2013. Źródło: NASA Earth Observatory.

Figure 2.19. Satellite image of the smog over Beijing, China registered by MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) on Terra satellite at: A) January 3, 2013 and B) January 14, 2013. Source: NASA Earth Observatory.

Poważne epizody czarnego smogu obserwowane są również w Polsce, a jednym z najpoważniejszych tego typu zjawisk w ostatnich latach był epizod, który wystąpił w styczniu 2006 r. W większości polskich miast, notowano w tym okresie dobowe stężenia PM_{10} przekraczające – od kilku do kilkunastu razy – poziom dopuszczalny obowiązujący w UE ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a jednogodzinne stężenia PM_{10} niejednokrotnie przekraczały $1\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najwyższe 24-godzinne stężenie PM_{10} , wynoszące $778 \mu\text{g}/\text{m}^3$, zanotowano 29 stycznia w Zabrzu (Rys. 2.20).



Rysunek 2.20. Zabrze w czasie epizodu wysokich stężeń pyłu zawieszonego, który wystąpił w styczniu 2006 r. (fot. K. Klejnowski).

Figure 2.20. Zabrze during PM episode in January 2006 (Photo: K. Klejnowski).

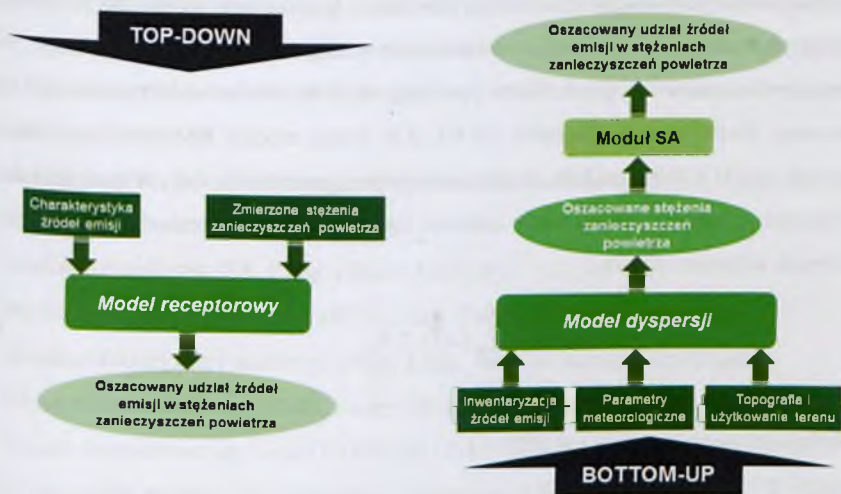
2.9. Metody identyfikacji źródeł emisji pyłów

Implementacja Dyrektyw dotyczących jakości powietrza (2008/50/WE oraz 2004/107/WE) wymaga wielu działań, dla których kluczowa jest identyfikacja źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza (SA, z ang. *source apportionment*). Jak wspomniano w rozdziale 2.1.5, Dyrektywa 2008/50/WE nakłada obowiązek określenia udziału zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł naturalnych oraz wtórnego unoszenia cząstek pyłu w wyniku posypywania dróg piaskiem i/lub solą w okresie zimowym, zezwalając państwu członkowskim na odejmowanie udziału tych źródeł w przypadku przekroczeń poziomów dopuszczalnych PM_{10} ($PM_{2.5}$). Zastosowanie technik SA jest również niezbędne w przypadku opracowywania programów ochrony powietrza dla stref, w których zostały przekroczone standardy jakości powietrza, a także w trakcie ustalania lokalizacji stacji pomiarowych,

zarówno regionalnych, jak i tła miejskiego. Dodatkowo, w latach 2005 – 2010 określenie udziału poszczególnych źródeł emisji było podstawą do odroczenia terminu osiągnięcia wartości dopuszczalnych dla pyłu PM_{10} i NO_2 .

Aktualnie stosowane metody identyfikacji źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza opierają się na dwóch podejściach (Rys. 2.21):

- tzw. *top-down*, z wykorzystaniem modeli zorientowanych na receptor (modeli receptorowych – RM, z ang. *receptor model*),
- tzw. *bottom-up*, z wykorzystaniem modeli bazujących na źródłach emisji (modeli dyspersji)



Rysunek 2.21. Podejścia wykorzystywane w identyfikacji źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 2.21. Approaches to source apportionment of air pollutants. Source: Author's elaboration.

Modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu za punkt wyjścia przyjmują emisję zanieczyszczeń, śledząc ich drogę – wraz ze wszystkimi procesami fizycznymi i chemicznymi, którym podlegają w atmosferze – od emitora do receptora. Współczesne modele dyspersji mają bardzo skomplikowaną budowę, wymagają ogromnej liczby danych wejściowych (emisyjnych, meteorologicznych, o ukształtowaniu i wykorzystaniu terenu) oraz potężnych mocy obliczeniowych komputerów. Matematyczne przedstawienie opisu fizyki i chemii atmosfery jest opisem uproszczonym, zatem wyniki modeli są zawsze obciążone błędami wynikającymi z zastosowanych założeń upraszczających. Równocześnie, wszystkie dane wejściowe obciążone są pewnymi błędami, z których największy wpływ na dokładność wyników symulacji ma niepewność w szacowaniu emisji zanieczyszczeń. Przygotowanie

bazy danych emisyjnych narzuca bowiem konieczność przeprowadzenia szczegółowej inwentaryzacji źródeł emisji, obejmującej charakterystykę ich parametrów, lokalizację (współrzędne geograficzne źródeł), wielkość emisji oraz jej zmienność czasową (miesięczną, dzienną, godzinową). W podejściu *bottom-up*, oszacowane stężenia zanieczyszczeń powietrza są podstawą do określenia udziału w nich pojedynczego źródła i/lub grupy źródeł emisji, wymaga to jednak uruchomienia dodatkowego narzędzia (modułu) SA.

W pracy skoncentrowano się na modelach receptorowych, będących alternatywą dla modeli dyspersji. Nie wymagają one potężnych mocy obliczeniowych komputerów, a także są niezależne od jakości inwentaryzacji źródeł emisji i danych meteorologicznych. Podstawą obliczeń są pomiary stężeń zanieczyszczeń powietrza, powszechnie uznawane za najlepsze – obarczone najmniejszym błędem – oszacowanie rzeczywistego stanu atmosfery. Udział poszczególnych źródeł emisji określany jest przy wykorzystaniu wielowymiarowej analizy statystycznej. Rozwijane od początku lat 60. XX wieku modele RM rozwiązują równanie bilansu masy (2.41), które zakłada, że stężenie zanieczyszczenia w danym punkcie zależy od jego stężenia w źródle emisji oraz udziału tego źródła w stężeniach zanieczyszczenia zmierzonych w tym receptorze:

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij} \quad (2.41)$$

gdzie:

x_{ij} – stężenie zanieczyszczenia j w próbce i

g_{ik} – udział źródła emisji k w próbce i

f_{kj} – stężenie zanieczyszczenia j w źródle emisji k

e_{ij} – część niewyjaśniona przez model

Główne założenia równania 2.41 są następujące (Bruinen de Bruin i in., 2006):

- 1) skład zanieczyszczeń wyemitowanych ze źródła nie zmienia się znacznie w czasie lub zmienia się w sposób odtwarzalny;
- 2) zanieczyszczenia nie ulegają reakcjom chemicznym i nie zmieniają stanu skupienia na drodze od źródła do receptora;
- 3) liczba źródeł lub typów źródeł emisji jest nie większa niż liczba rozpatrywanych zanieczyszczeń;
- 4) wszystkie źródła i ich profile emisyjne, mogące wpływać na stężenia zanieczyszczeń w receptorze są zidentyfikowane, a w przypadku metod eksploracyjnej analizy czynnikowej marker każdego źródła jest uwzględniony w obliczeniach;
- 5) profile emisji z poszczególnych źródeł są liniowo niezależne;

- 6) stężenia zanieczyszczeń powietrza są reprezentatywne dla badanego obszaru;
- 7) w receptorze i w źródle emisji stosowane są równoważne metody analityczne do pomiaru stężeń zanieczyszczeń.

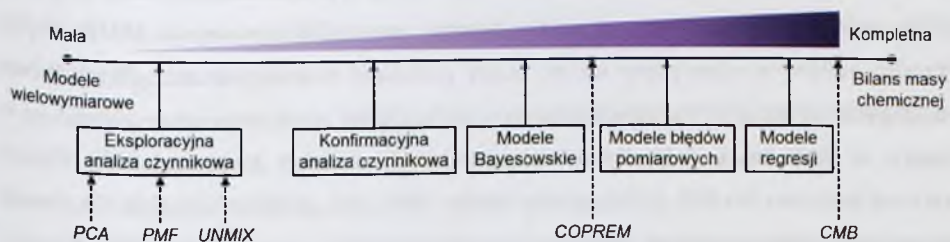
Pomimo uproszczeń wynikających z założeń 1 – 7, modele receptorowe są powszechnie wykorzystywane na całym świecie do identyfikacji źródeł emisji pyłów. Analizy opierają się na składzie chemicznym poszczególnych frakcji PM, a danymi wejściowymi najczęściej są stężenia jonów SIA, EC, OC, pierwiastków śladowych i markerów organicznych, jak np. lewoglukoza, a także LZO, WWA i jonów SOA.

Liczba istniejących narzędzi SA jest stosunkowo duża – od prostych technik, opartych na podstawowych obliczeniach matematycznych i założeniach fizycznych, do rozbudowanych modeli wymagających dodatkowego przetwarzania danych wejściowych i wyjściowych. Wśród najczęściej stosowanych metod identyfikacji źródeł emisji pyłów można wyróżnić:

- podejście Lenschow'a
- analizę współczynników wzbogacenia pierwiastków śladowych (EF, z ang. *Enrichment Factor*)
- analizę czynnikową (FA, z ang. *Factor Analysis*)
- analizę składowych głównych (PCA, z ang. *Principal Component Analysis*)
- dodatnią faktoryzację macierzy (PMF, z ang. *Positive Matrix Factorization*)
- bilans masy chemicznej (CMB, z ang. *Chemical Mass Balance*)
- modele hybrydowe, np. model COPREM (*Constrained Physical Receptor Model*)

Chociaż wszystkie modele RM korzystają z pomiarów stężeń zanieczyszczeń w receptorze, każda z technik wymaga od użytkownika innego poziomu wiedzy na temat źródeł emisji zanieczyszczeń na danym terenie (Rys. 2.22).

Wymagana wiedza o źródłach emisji zanieczyszczeń powietrza



Rysunek 2.22. Wiedza o źródłach emisji zanieczyszczeń powietrza wymagana w różnych technikach modelowania receptorowego. Modele receptorowe zaznaczono kursywą i przerywaną linią.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie Viana i in. (2008).

Figure 2.22. Knowledge about pollution sources required in different receptor modelling techniques. Receptor models are shown in italic and with dotted line. Source: Author's elaboration based on Viana et al. (2008).

Modele wykorzystujące eksploracyjną analizę czynnikową oraz modele oparte o chemiczny bilans masy reprezentują dwa skrajne podejścia do rozwiązania równania 2.41. Pierwsze z nich wymagają stosunkowo niewielkiej wiedzy dotyczącej liczby źródeł emisji pyłów na danym terenie oraz ich profilu. Z drugiej strony, do zastosowania modeli CMB oraz modeli regresji, niezbędna jest pełna znajomość liczby źródeł, a także profilu emisji każdego z nich. Ponadto, stosowanych jest wiele pośrednich metod SA, które wymagają tylko częściowej wiedzy na temat źródeł emisji lub ich profili. Modele confirmacyjnej analizy czynnikowej, Bayesowskie oraz błędów pomiarowych oparte są o znane i/lub hipotetyczne udziały poszczególnych źródeł emisji w stężeniach zanieczyszczeń w receptorze oraz o niepełną znajomość ich profilu emisji (Schauer i in., 2006).

2.10. Przegląd modeli receptorowych

W 2008 r. Viana i in. dokonali przeglądu 72 artykułów naukowych, w których wykorzystywano dziewięć różnych metod identyfikacji źródeł emisji pyłów w 12 krajach europejskich. Analiza przeprowadzona dla prac opublikowanych w latach 1987 – 2005, wykazała, że do 2005 r. najczęściej wykorzystywaną metodą SA była analiza PCA (30%). Kolejne miejsca zajęły: podejście Lenschow'a (11%), analiza trajektorii wstecznych mas powietrza (11%), oraz modele PMF (9%) i CMB (7%). Pozostałe metody SA były wykorzystywane tylko w pojedynczych pracach (Viana i in., 2008).

Kolejny przegląd modeli receptorowych wykorzystywanych w 19 krajach europejskich przeprowadzili Belis i in. (2013), którzy na podstawie analizy 108 artykułów naukowych i raportów opublikowanych w latach 2000 – 2012 zidentyfikowali 12 modeli SA. W porównaniu z przeglądem Viany i in. (2008), autorzy zaobserwowali zmianę w zastosowaniu modeli SA – z wymagających niepełnej wiedzy dotyczącej źródeł emisji pyłów i ich profili (PCA, podejście Lenschow'a) w kierunku bardziej zaawansowanych metod (PMF, CMB). Ponadto, zauważono drastyczny wzrost liczby publikacji dotyczących identyfikacji źródeł emisji pyłów. Najwięcej prac opublikowano w 2005 i 2010 r., co było związane z wejściem w życie – w tych latach – Dyrektyw, ustanawiających poziomy dopuszczalne dla PM_{10} i wartości docelowe dla $PM_{2,5}$ (Karagulian i Belis, 2012). W pierwszej dekadzie XXI wieku najczęściej wykorzystywanym modelem receptorowym był model PMF (40%). Rzadziej używano modeli PCA (24%), CMB (18%), oraz FA (7%). W 11% prac stosowano inne modele SA – APEG, COPREM, UNMIX, podejście Lenschow'a (Belis i in., 2013).

Do 2005 r., modelowanie receptorowe było najczęściej stosowane w odniesieniu do PM_{10} (46% prac) oraz $PM_{2.5}$ (33%). Badania przeprowadzano także dla innych frakcji pyłu zawieszonego: PM_c (9%), TSP (4%), PM_1 (3%), PM_2 (1%) oraz $PM_{0.1}$ (1%) (Viana i in., 2008). Przegląd Belisa i in. (2013) wskazuje, iż większość badań w ostatniej dekadzie również koncentruje się na frakcjach PM_{10} (56%) i $PM_{2.5}$ (37%), jednak coraz więcej badań dotyczy PM_1 (6%).

Okolo 67% badań opublikowanych w latach 2000 – 2012 przeprowadzono na stacjach tła miejskiego. Jest to zdecydowany wzrost w porównaniu z pracami opublikowanymi do 2005 r., gdzie obszarów miejskich dotyczyło 53% badań. Pozostała część badań koncentruje się na obszarach oddziaływania przemysłu i transportu drogowego (18%) oraz na terenach pozamiejskich (13%) (Belis i in., 2013).

W Polsce modelowanie receptorowe wykorzystywane było zaledwie w 8 pracach, a do identyfikacji źródeł emisji PM stosowano techniki eksploracyjne: podejście Lenschow'a, współczynnik wzbogacenia, a także analizę PCA (Juda-Rezler i in., 2011; Rogula-Kozłowska i in., 2012; Rogula-Kozłowska i Klejnowski, 2012; Sówka i in., 2012; Zwoździak i in., 2012; Rogula-Kozłowska i in., 2013). Ponadto, badania przeprowadzone w ramach projektu koordynowanego przez Wspólnotowe Centrum Badawcze UE (JRC, z ang. *Joint Research Centre*) zastosowano 7 technik SA: CMB, ograniczony model PMF, UNMIX, PMF, PCA, sieci typu SOM oraz analizę klastrów (Larsen i in., 2008; Junninen i in., 2009). Żadna z powyższych prac nie została uwzględniona w przeglądzie modeli RM, dokonany przez Vianę i in. (2008); z kolei Belis i in. (2013) uwzględnili 3 z nich (badania wykonane przez JRC oraz Juda-Rezler i in., 2011). Dodatkowo, ponieważ prace: Rogula-Kozłowska i in. (2012) oraz Sówka i in. (2012) zostały opublikowane już po akceptacji do druku artykułu Belis i in. (2013), zostały one jedynie wspomniane w suplementcie. Modelowanie receptorowe w Polsce było stosowane najczęściej w odniesieniu do PM_{10} (4 prace), ale także dla $PM_{2.5}$ (3 prace), PM_c (1 praca) i PM_1 (1 praca), a badania przeprowadzano zarówno na stacjach miejskich, jak i pozamiejskich.

Modelowanie receptorowe zdobywa coraz większą popularność nie tylko w Europie, ale także na całym świecie, zwłaszcza w rozwijających się krajach azjatyckich, w Afryce, Ameryce Południowej (Johnson i in., 2011) i Ameryce Północnej (Watson i in., 2008).

W dalszej części rozdziału przedstawiono charakterystykę powszechnie stosowanych technik identyfikacji źródeł emisji pyłów, a także przegląd modeli SA stosowanych na całym świecie w ostatniej dekadzie, wykonany w oparciu o 138 artykułów naukowych i raportów opublikowanych w latach 2000 – 2013. Przeglądy dokonane dla Europy przez Vianę i in.

(2008) oraz Belisa i in. (2013) zostały uzupełnione i rozszerzone o światowe badania, w których identyfikowano źródła emisji pyłów.

2.10.1. Techniki eksploracyjne

Podejście Lenschow'a

Metoda została opracowana przez Lenschow'a i in. (2001) w celu określenia udziału w całkowitym stężeniu PM_{10} zanieczyszczeń pochodzących z transportu drogowego. Opiera się ona na założeniu, że stężenia pyłu zmierzone na stacji typu komunikacyjnego są sumą stężeń PM i ich składników rejestrowanych na stacjach tła regionalnego, tła miejskiego oraz na stacji komunikacyjnej. Udziały poszczególnych typów źródeł emisji są wyznaczane na podstawie różnic stężeń zmierzonych jednocześnie na wszystkich stacjach pomiarowych. Stężenia określone na stacji regionalnej reprezentują transport zanieczyszczeń spoza danego regionu, natomiast różnice stężeń na stacji tła miejskiego i regionalnego oraz na stacji komunikacyjnej i tła miejskiego wyznaczają odpowiednio udział emisji ze źródeł zlokalizowanych w danym mieście oraz lokalny charakter źródeł emisji (transport drogowy).

Rys. 2.23 ilustruje podejście Lenschow'a na przykładzie Warszawy. Średnioroczne stężenia PM_{10} zarejestrowane w 2011 r. na stacjach: tła kontynentalnego (Diabla Góra), tła regionalnego (Puszcza Kampinoska), tła miejskiego oraz stacji komunikacyjnej (Warszawa) wynosiły odpowiednio $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Rysunek 2.23. Profil średniorocznych stężeń PM_{10} dla Warszawy, opracowany zgodnie z podejściem Lenschow'a. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 2.23. Profile of annual mean PM_{10} concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] in Warsaw, according to the Lenschow approach. Source: Author's elaboration.

Podejście Lenschow'a jest niewątpliwie prostą, nie wymagającą skomplikowanych obliczeń, techniką określania udziału różnych typów źródeł emisji – zwłaszcza transportu drogowego – w stężeniach PM w miastach. Wymusza jednak konieczność wykonania pomiarów stężeń pyłów przynajmniej na dwóch różnych stacjach pomiarowych, reprezentatywnych dla obszarów tła regionalnego, miejskiego oraz oddziaływania transportu drogowego.

Podejście Lenschow'a było pierwotnie zastosowane do identyfikacji źródeł emisji w Berlinie (Lenschow i in., 2001). Później było także wykorzystywane między innymi w Szwecji, Wielkiej Brytanii, Austrii, Szwajcarii, Holandii i Hiszpanii (Querol i in., 2004), a także w Kopenhadze (Wählin i in., 2006), Amsterdamie i Barcelonie (Querol i in., 2008), Nadrenii Północnej – Westfalii (Beuck i in., 2011) oraz w Paryżu (AIRPARIF, 2012). Metoda ta została również zastosowana przez WHO do określenia udziału poszczególnych typów źródeł emisji w Wiedniu (WHO, 2006). W Polsce źródła emisji pyłów zidentyfikowano za pomocą tej metody w 4 miastach: Szczecinie, Warszawie, Krakowie i Zabrzu (Juda-Rezler i in., 2011).

Współczynnik wzbogacenia

Analiza współczynników wzbogacenia (EF) składników pyłu zawieszonego jest metodą SA stosowaną od połowy lat 70. XX wieku. Współczynnik EF obliczany jest na podstawie zawartości badanego pierwiastka śladowego oraz pierwiastka referencyjnego w pyle i w skorupie ziemskiej:

$$EF = \frac{x_{PM} / r_{PM}}{x_{ref} / r_{ref}} \quad (2.42)$$

gdzie:

x_{PM} – stężenie analizowanego pierwiastka śladowego w próbce pyłu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

r_{PM} – stężenie pierwiastka referencyjnego w próbce pyłu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

x_{ref} – stężenie analizowanego pierwiastka śladowego w skorupie ziemskiej [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

r_{ref} – stężenie pierwiastka referencyjnego w skorupie ziemskiej [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Jako pierwiastki referencyjne najczęściej w badaniach wykorzystywane są Al i Si, rzadziej Sc. Dla pierwiastków, które nie są emitowane przez poszczególne źródła współczynnik EF jest bliski jedności, natomiast wysokie wartości EF świadczą o antropogenicznym pochodzeniu zanieczyszczeń powietrza.

Analiza współczynników wzbogacenia pierwiastków, podobnie jak podejście Lenschow'a, jest prostym i powszechnie stosowanym narzędziem SA. W ostatniej dekadzie, metoda ta była wykorzystywana do określenia potencjalnego wpływu źródeł emisji na stężenia zanieczyszczeń powietrza między innymi w: Mediolanie (Marcazzan i in., 2001), Salonikach (Voutsas i in., 2002), Nowym Jorku (Gao i in., 2002), Izmirze (Odabasi i in., 2002), Auckland (Senaratne i Shooter, 2004), Porto Alegre i Charqueadas w Brazylii (Braga i in., 2005), Hercegu Novi w Czarnogórze (Dorđević i in., 2005), Lizbonie (Almeida i in., 2005), Saragossie (López i in., 2005), Los Angeles (Lim i in., 2006), Santiago (Richter i in., 2007), Bejrucie (Saliba i in., 2007), Szanghaju (Senlin i in., 2008), Bratysławie (Merešová i in., 2008), Nicei (Fabretti i in., 2009), Fajardo w Puerto Rico (Jiménez-Vélez i in., 2009), Paryżu (Ayrault i in., 2010), Dunkierce (Alleman i in., 2010), Barcelonie (Pey i in., 2010), Oporto w Portugalii (Oliveira i in., 2010), Belgradzie (Mijić i in., 2010), Palermo (Dongarrà i in., 2010), Delhi (Singh i in., 2011) i Pekinie (Schleicher i in., 2011; Li i in., 2012). W Polsce metoda ta została zastosowana w Zabrze (Rogula-Kozłowska i in., 2012), Raciborzu (Rogula-Kozłowska i Klejnowski, 2013) i Katowicach (Rogula-Kozłowska i in., 2013).

2.10.2. Eksploracyjna analiza czynnikowa

Analiza składowych głównych (PCA)

Analiza składowych głównych jest metodą eksploracyjnej analizy czynnikowej, w której równanie bilansu masy (2.41) rozwiązywane jest z wykorzystaniem analizy wektorów własnych macierzy. Koncepcja analizy PCA została opracowana przez Pearsona w 1901 r. dla zmiennych nielosowych, a następnie rozszerzona przez Hotellinga w 1933 r. na zmienne losowe. Jej celem jest ortogonalne przekształcenie wielowymiarowego zbioru skorelowanych zmiennych w zbiór nieobserwowalnych, nieskorelowanych zmiennych (składowych głównych – PC, z ang. *Principal Component*), będących liniową kombinacją zmiennych początkowych. W analizie PCA, pierwsza składowa główna jest wyodrębniana w taki sposób, aby wyjaśniała możliwie największą część wariancji danych wejściowych. Każda kolejna składowa PC jest definiowana tak, aby nie była skorelowana z poprzednią oraz wyjaśniała jak najwięcej zmienności niewyjaśnionej przez poprzednie składowe. PCA nie zakłada redukcji badanych zmiennych – w jej wyniku otrzymujemy tyle składowych głównych, ile było zmiennych wejściowych, a całkowita wariancja obserwowalnych zmiennych jest równa sumie wariancji składowych głównych. Zazwyczaj jednak już kilka pierwszych składowych wyjaśnia prawie całą zmienność oryginalnych danych.

Głównym problemem spotykanym w analizie PCA jest wybór liczby składowych głównych do dalszej analizy. Najczęściej decyzję taką podejmuje się w oparciu o poniższe kryteria (Stanisz, 2007):

- Procent wariancji wyjaśnianej przez składowe główne. Zazwyczaj do dalszych analiz wybierane są składowe, wyjaśniające 80 – 90% wariancji.
- Kryterium Kaisera, polegające na wyborze do dalszej analizy tylko tych składowych PC, których wartości własne są większe od 1.
- Wykres osypiska – wykres liniowy wartości własnych składowych PC, zwany też kryterium Cattella. O liczbie składowych wybieranych do analizy decyduje punkt wykresu, na prawo od którego występuje łagodny spadek wartości własnych. To kryterium niekiedy prowadzi do odrzucenia zbyt wielu czynników.

Kolejnym problemem, a zarazem najbardziej krytycznym etapem analizy PCA, jest interpretacja poszczególnych składowych głównych oraz przypisanie ich do potencjalnych źródeł emisji pyłów. W przeciwieństwie do pozostałych metod analizy czynnikowej, PCA nie uwzględnia analizy niepewności danych wejściowych, co powoduje, że są one włączane do poszczególnych składowych. Ponadto, profile emisji wielu źródeł są współliniowe, co prowadzi do tego, iż podstawowe założenie PCA o ortogonalności kolejnych składowych nie odzwierciedla struktury rzeczywistych danych pomiarowych. W rezultacie, kilka współliniowych źródeł emisji może zostać przypisanych do jednej składowej lub jedno źródło przydzielone do wielu składowych głównych (Belis i in., 2013).

Udziały źródeł emisji w stężeniach PM wyznaczone są z wykorzystaniem wielowymiarowej analizy regresji (MLRA, z ang. *Multivariate Linear Regression Analysis*), zgodnie z metodyką zaproponowaną przez Thurstona i Spenglera (1985). W metodzie tej stężenia pyłu zawieszonego zmierzone w receptorze traktowane są jako zmienna zależna, natomiast wartości czynnikowe wyznaczone w analizie PCA dla każdej obserwacji w obrębie każdej składowej głównej (z ang. *PC scores*) – jako zmienne niezależne.

W ostatniej dekadzie, analiza składowych głównych była wykorzystywana do identyfikacji źródeł emisji pyłów między innymi w: Holandii (van der Wal i Janssen, 2000), Mediolanie (Marcazzan i in., 2001), Barcelonie (Querol i in., 2001), Salonikach (Manoli i in., 2002), Huelvie w Hiszpanii (Querol i in., 2002; Fernández-Camacho i in., 2012), Raahe w Finlandii (Oravisjärvi i in., 2003), Helsinkach (Vallius i in., 2003), Madrycie (Salvador i in., 2004), Lizbonie (Almeida i in., 2005), Saragossie (López i in., 2005), Alcobendas, Barcelonie, Llodio, Huelvie, Tarragonie i Las Palmas de Gran Canaria w Hiszpanii (Moreno i in., 2006), Albacete, Barcelonie, Galdakao, Huelvie i Oviedo w Hiszpanii (Viana i in., 2007),

Kalkucie (Karar i Gupta, 2007), 59 stacjach w Hong Kongu (Zhou i in., 2007), Bazylei i Chaumont w Szwajcarii oraz Seulu (Fang i in., 2008), Atenach i Birmingham (Vardoulakis i Kassomenos, 2008), Kartagenie (Negral i in., 2008), Castelló w Hiszpanii (Pandolfi i in., 2008), Anglet we Francji (Chavent i in., 2009), Buenos Aires (Reich i in., 2009), Delhi (Srivastava i in., 2009), Llodio w Hiszpanii (Tauler i in., 2009), Dunkierce (Alleman i in., 2010), Bari i Taranto we Włoszech (Amodio i in., 2010), Borgerhout, Hasselt, Mechelen, Petroleumkaai, Wingene i Zelzate w Belgii (Bencs i in., 2010), Oporto w Portugalii (Oliveira i in., 2010), Rzymie (Andriani i in., 2011), Navi Mumbai w Indiach (Kothai i in., 2011), oraz w Bolonii (Tositti i in., 2013). W Polsce identyfikację źródeł emisji pyłów z wykorzystaniem analizy PCA przeprowadzono dla stacji pozamiejskich w Diablej Górze (Juda-Rezler i in., 2011) i Brzezynie (Zwoździak i in., 2012), a także na stacjach tła miejskiego w Krakowie (Larsen i in., 2008), we Wrocławiu (Sówka i in., 2013) oraz w Zabrze i Katowicach (Rogula-Kozłowska i in., 2013).

Model UNMIX

Model UNMIX rozwiązuje równanie 2.41, redukując liczbę zmiennych, podobnie jak metoda PCA, za pomocą analizy wartości własnych, zakładając, że zarówno udziały, jak i profile źródeł emisji są nieujemne – obliczenia prowadzone są w pierwszej ćwiartce układu współrzędnych. Jeżeli zbiór danych składa się z N obserwacji M zanieczyszczeń powietrza, wówczas dane te mogą być przedstawione w M -wymiarowej przestrzeni danych, w której współrzędnymi punktów są zmierzone w receptorze stężenia zanieczyszczeń. Ponadto, jeżeli istnieje P źródeł emisji przestrzeń ta może być zmniejszona do $(P - 1)$ -wymiarowej przestrzeni. W modelu tym przyjmuje się również, iż dla każdego źródła emisji istnieją pewne punkty (wektory) danych, w których udział tego źródła w stężeniach zanieczyszczeń jest znikomy (lub nie istnieje w ogóle) w porównaniu z innymi źródłami. Są to tzw. punkty krawędzi (z ang. *edge points*). Model UNMIX znajduje punkty krawędzi i prowadzi przez nie hiperpłaszczyznę (przy $P = 3$ hiperpłaszczyzna jest linią), nazywaną krawędzią (z ang. *edge*). Przy P źródeł emisji, punkt przecięcia $(P - 1)$ hiperpłaszczyzn jest punktem, w którym tylko emisja z jednego źródła wpływa na stężenia zanieczyszczeń w receptorze. Możliwe jest zatem określenie profilu emisji tego źródła. Punkty krawędzi określane są z wykorzystaniem algorytmu NUMFACT (Henry, 1997).

Mimo wielu zalet modelu, wśród których należy wymienić powszechną dostępność oprogramowania – jest on jednym z darmowych modeli rekomendowanych przez US EPA do zarządzania jakością powietrza, a także zdolność do określenia udziału kilkunastu (do 15)

źródeł emisji jednocześnie, UNMIX nie znalazł powszechnego zastosowania wśród badaczy. Był stosowany w niewielu pracach badawczych, między innymi w: 15 lokalizacjach we wschodnich Stanach Zjednoczonych (Engel-Cox i Weber, 2007), Belgradzie (Mijić i in., 2010), Saragossie (Callén i in., 2013), 7 stacjach w Hong Kongu (Lau i in., 2012) oraz w Mediolanie (Lonati i in., 2012). Jedyne badania identyfikacji źródeł emisji pyłów w Polsce z wykorzystaniem modelu UNMIX przeprowadzono w Krakowie (Larsen i in., 2008).

Analiza czynnikowa (FA)

Klasyczna analiza czynnikowa jest metodą badania struktury wewnętrznych zależności obserwacji wielowymiarowych. Każda zmienna obserwowalna (wejściowa) przedstawiana jest jako kombinacja liniowa pewnej liczby nieobserwowalnych zmiennych, zwanych czynnikami, wspólnych dla całego zbioru zmiennych wejściowych oraz jednego nieobserwowalnego czynnika swoistego dla tej zmiennej, przy czym czynniki wspólne i czynniki swoiste nie są ze sobą skorelowane. Metoda została wprowadzona przez Spearmana w 1904 r. dla jednego czynnika wspólnego i zbioru czynników wspólnych, a następnie rozszerzona na wiele czynników wspólnych przez Thurstona w 1945 r. Celem analizy FA nie jest – tak jak w analizie PCA – ortogonalność czynników oraz wyjaśnienie jak największej wariancji zbioru danych wejściowych, ale dekompozycja zbioru zmiennych wejściowych na mniejszą liczbę czynników, które możliwie najlepiej wyjaśniają zależności (korelacje) między zmiennymi obserwowalnymi. Podobnie jak w przypadku PCA, problemem w analizie FA jest redukcja liczby czynników. Najczęściej stosowane są te same kryteria jak w analizie składowych głównych (Kaisera i Cattella). Kolejnym problemem jest określenie kąta o jaki należy dokonać obrotu osi czynnikowych. Zazwyczaj stosowane są następujące algorytmy rotacji (Stanisz, 2007):

- Varimax – polegająca na maksymalizacji wariancji surowych ładunków czynnikowych zmiennych dla każdego czynnika, czyli maksymalizacji wariancji w kolumnach macierzy surowych ładunków;
- Quartimax – polegająca na maksymalizacji wariancji surowych ładunków czynnikowych czynników dla każdej zmiennej, czyli maksymalizacji wariancji w wierszach macierzy surowych ładunków;
- Biquartimax – polegająca na jednoczesnej maksymalizacji wariancji w wierszach i kolumnach macierzy surowych ładunków – jest traktowana jako „mieszanka” rotacji Varimax i Quartimax;

- Equamax – polegająca na jednoczesnej maksymalizacji wariancji w wierszach i kolumnach macierzy surowych ładunków, przy czym rotacji Varimax przyznaje się wagę równą liczbie czynników podzielonych przez 2 – jest traktowana jako „ważona mieszanka” rotacji Varimax i Quartimax.

Klasyczna analiza czynnikowa była stosowana do identyfikacji źródeł emisji między innymi w: Mediolanie (Marcazzan i in., 2001), Atenach, Birmingham, Bazylei (Ilacqua i in., 2007), Pekinie (Senlin i in., 2007), Bemantes i O Saviñao w Hiszpanii (Salvador i in., 2007), Erdemli w Turcji (Koçak i in., 2009), Kalkucie (Kar i in., 2010) oraz w Sao Paulo i Santiago de Chile (Johnson i in., 2011). Według wiedzy autorki, analiza FA nie była dotąd wykorzystywana w Polsce.

Dodatnia faktoryzacja macierzy (PMF)

Dodatnia faktoryzacja macierzy, zaproponowana przez Paatero (1997), jest metodą dekompozycji macierzy danych pomiarowych X na macierze G i F , reprezentujące oceny i ładunki czynnikowe generowane przez analizę czynnikową, które wyjaśniają prawie całą wariancję macierzy X oraz macierz E , stanowiącą część wariancji niewyjaśnionej przez model. Głównym założeniem tej metody jest nieujemność elementów macierzy wynikowych. W modelu PMF rozwiązanie uzyskiwane jest ważoną metodą najmniejszych kwadratów – pomiary są ważone ich oszacowaną niepewnością (odchyleniem standardowym). PMF rozwiązuje równanie bilansu masy (2.41) poprzez znalezienie minimum Q , będącego funkcją elementów macierzy G i F (Paatero, 1997):

$$Q = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{e_{ij}}{s_{ij}} \right)^2 = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{x_{ij} - \sum_{k=1}^p g_{ik} \cdot f_{kj}}{s_{ij}} \right)^2 \quad (2.43)$$

gdzie:

e_{ij} – element macierzy E niewyjaśnionej przez analizę czynnikową – niepewność modelu

s_{ij} – niepewność danych pomiarowych

Równanie 2.43 jest rozwiązywane iteracyjnie, do momentu gdy różnica wartości funkcji Q pomiędzy kolejnymi iteracjami jest mniejsza od wyznaczonego progu tolerancji. W celu uzyskania optymalnego rozwiązania proces ten jest powtarzany kilkakrotnie z wykorzystaniem różnych wartości początkowych elementów macierzy G i F .

Model PMF, podobnie jak UNMIX, jest darmowym oprogramowaniem zalecanym przez US EPA do zarządzania jakością powietrza. W aktualnej wersji EPA PMF 3.0

zastosowano szybki algorytm jednoczesnego wyznaczania macierzy G i F , oraz szereg narzędzi umożliwiających wstępną analizę danych pomiarowych, wykrywanie wartości odstających, a także uzupełnienie braków danych (Norris i in., 2008). Wszystkie te cechy modelu PMF sprawiają, że zdobywa coraz większą popularność wśród badaczy na całym świecie. W pierwszej dekadzie XXI wieku model PMF był wykorzystywany do określenia udziału źródeł emisji pyłów między innymi w: Mace Head w Irlandii (Huang i in., 2001), Baltimore (Hopke i in., 2003), Toronto (Tsai i in., 2004), New Jersey i Delaware (Kim i Hopke, 2005), Sztokholmie (Furusjö i in., 2007), Pekinie (Zhang i in., 2007), Antalyi w Turcji (Doğan in., 2008), 9 stacjach w Hong Kongu (Huang i in., 2008), Lycksele w Szwecji (Krecl i in., 2008), Genui (Mazzei i in., 2008), Castelló w Hiszpanii (Pandolfi i in., 2008), Erfurcie (Yue i in., 2008), Izmirze w Turcji (Yatkin i Bayram, 2008), Nikozji, Limassol, Famaguście i Agia Marina na Cyprze (Bari i in., 2009), Anglet we Francji (Chavent i in., 2009), Teksasie w Stanach Zjednoczonych (Chiou i in., 2009), Nicei (Fabretti i in., 2009), Münster w Niemczech (Gietl i Klemm, 2009), Seulu (Heo i in., 2009), Tocopilli w Chile (Jorquera, 2009), Atenach (Karanasiou i in., 2009), Erdemli w Turcji (Koçak i in., 2009), Oslo (Laupsa i in., 2009), Llodio w Hiszpanii (Tauler i in., 2009), Pradze (Thimmaiah i in., 2009), Dunkierce (Alleman i in., 2010), Cork w Irlandii (Healy i in., 2010), Hyytiälä w Finlandii (Raatikainen i in., 2010), Lahore w Pakistanie (Raja i in., 2010), Rzymie (Andriani i in., 2011), Pampelunie i Bertiz w Hiszpanii (Aldabe i in., 2011), Barcelonie, Gironie i Zurychu (Amato i in., 2011), Nadrenii Północnej – Westfalii (Beuck i in., 2011), Augsburgu w Niemczech (Gu i in., 2011), Mexico City, Dhace i Rajshashi w Bangladeszu oraz w Hanoi w Wietnamie (Johnson i in., 2011), Rotterdamie, Hellendoorn, Cabauw i Vredepeel w Holandii (Mooibroek i in., 2011), Virolahti w Finlandii (Vestenius i in., 2011), Paryżu (AIRPARIF, 2012), Saragossie (Callén i in., 2013), Bazylei, Bernie, Payene, Magadino i Zurychu w Szwajcarii (Gianini i in., 2012), Mumbaju (Gupta i in., 2012), Jokohamie (Khan i in., 2012), Mediolanie, Brescii, Bergamo, Mantui, Saronno, Cantù, Lodi-Abbadia Cerreto i Pavia-Sannazzaro de' Burgondi w Dolinie Padu we Włoszech (Larsen i in., 2012), Wenecji (Masiol i in., 2012), Madrycie (Moreno i in., 2013) i Bolonii (Tositti i in., 2013). W Polsce identyfikację źródeł emisji pyłów z wykorzystaniem modelu PMF zastosowano jedynie w Krakowie (Larsen i in., 2008; Junninen i in., 2009).

Model PMF jest również z powodzeniem stosowany do identyfikacji źródeł aerozoli organicznych na podstawie wyników pomiarów spektrometrem AMS (np. Allan i in., 2010; Zhang i in., 2011).

2.10.3. Chemiczny bilans masy (CMB)

Model CMB, opracowany w latach 70. XX wieku, rozwiązuje równanie 2.41 za pomocą uogólnionej metody najmniejszych kwadratów (*effective variance least square*). Do obliczeń wykorzystywane są znane profile źródeł emisji (f_{kj}) oraz stężenia zanieczyszczeń powietrza zmierzone w próbkę pyłu w receptorze (x_{ij}). W metodzie tej waga (We) $_{ij}$ jest odwrotnie proporcjonalna do kwadratu niepewności dla poszczególnych zanieczyszczeń w źródle emisji i w receptorze:

$$(We)_{ij} = \frac{1}{s_j^2 + \sum_{k=1}^{\mu} s_{jk}^2 g_k^2} \quad (2.44)$$

gdzie:

s_j – oszacowana niepewność stężeń zanieczyszczeń powietrza zmierzonych w receptorze (x_{ij})

s_{jk} – oszacowana niepewność stężenia zanieczyszczenia j emitowanego ze źródła k

Dokładność wyników modelu CMB w ogromnym stopniu jest uzależniona od dokładnej znajomości profili wszystkich źródeł emisji zlokalizowanych na danym obszarze oraz niepewności oszacowania ich udziałów. Ponadto, CMB jest modelem wrażliwym na występowanie współliniowości profili źródeł emisji, zatem w przypadku występowania tego typu źródeł, konieczne jest ich połączenie w jedną grupę o podobnej charakterystyce.

Do obliczeń modelem CMB niezbędna jest szczegółowa znajomość profilu emisji poszczególnych źródeł zlokalizowanych na danym terenie. Zazwyczaj wykorzystywane są udostępnione profile emisji, np. baza danych EPA SPECIATE, lub pojedyncze profile dostępne w literaturze, rzadziej wykonywane są pomiary stężeń emitowanych zanieczyszczeń powietrza. Równocześnie, obok znajomości profilu emisji, niezbędna jest szczegółowa analiza chemiczna składu próbek pyłu pobranych w punktach receptorowych. Niewątpliwą zaletą modelu jest jednak fakt, iż w przeciwieństwie do metod eksploracyjnej analizy czynnikowej, które wymagają minimum 50 – 100 danych pomiarowych, identyfikacja źródeł emisji z wykorzystaniem CMB może być przeprowadzona przy małej liczbie pomiarów (minimum 25), a teoretycznie wystarczający jest nawet jeden pomiar. Jednak zbiory danych o małej liczebności nie mogą w pełni scharakteryzować relacji źródło – receptor (Bruin i in., 2006).

CMB jest kolejnym darmowym modelem zalecanym przez US EPA do zarządzania jakością powietrza, który zdobył ogromną popularność na całym świecie. W ostatnich latach, ta technika SA była wykorzystywana między innymi w: Qalabothji w Republice Południowej Afryki (Engelbrecht i in., 2002), Guangzhou w Chinach (Wang i in., 2006), Kairze (Abu-Allaban i in., 2007a), Westbury, Albany, Birmingham, Houston, El Paso, Las Vegas i Long

Beach w Stanach Zjednoczonych (Abu-Allaban i in., 2007b), Urumczy, Yinchuan, Taiyuan, Anyang, Tianjin i Jinan w Chinach (Bi i in., 2007), Kalkucie (Gupta i in., 2007), Castelló w Hiszpanii (Pandolfi i in., 2008), Izmirze (Yatkin i Bayram, 2008), Buenos Aires (Reich i in., 2009), Mexico City (Vega i in., 2009), Delhi (Srivastava i in., 2009), Birmingham (Yin i in., 2010), Rzymie (Andriani i in., 2011), Hajdarabadzie w Indiach (Gummeneni i in., 2011), Czandigarh i Mumbaju w Indiach, Addis Abebie w Etiopii, Bangkoku i Szanghaju (Johnson i in., 2011), Mediolanie, Brescii, Bergamo, Mantui, Saronno, Cantù, Lodi-Abbadia Cerreto i Pavia-Sannazzaro de' Burgondi w Dolinie Padu we Włoszech (Larsen i in., 2012), 7 stacjach w Hong Kongu (Lau i in., 2012) oraz w Mediolanie (Perrone, 2012). W Polsce model CMB wykorzystywany był do identyfikacji źródeł emisji w Krakowie i Zakopanem (Junninen i in., 2009).

2.10.4. Modele hybrydowe

Obecnie do identyfikacji źródeł emisji pyłów wykorzystywane są dwa rodzaje modeli hybrydowych: ograniczone modele receptorowe oraz modele oparte o analizę trajektorii wstecznych mas powietrza.

Ograniczone modele receptorowe

Ograniczone modele receptorowe do rozwiązania równania bilansu masy (2.41) wykorzystują wielowymiarową analizę czynnikową, przy jednoczesnym wprowadzeniu dodatkowych informacji (np. prędkości i kierunku wiatru i trajektorii wstecznych) w celu zmniejszenia niejednoznaczności wyników obrotu osi układu współrzędnych. Przykładem tego typu modelu RM jest model COPREM, opracowany w 1993 r. W modelu, będącym kombinacją cech modeli CMB i PMF, rozwiązanie uzyskiwane jest poprzez znalezienie minimum funkcji χ^2 (2.45), przy zastosowaniu dwuetapowej procedury iteracyjnej (Wählin, 2003):

$$\chi^2 = \sum_j \sum_i \frac{\left(x_{ij} - \sum_k a_{ik} f_{kj} \right)^2}{s_{ij}^2} \quad (2.45)$$

gdzie:

a_{ik} – profil źródła emisji k

f_{kj} – udział źródła emisji k w stężeniach zanieczyszczeń powietrza w receptorze (x_{ij})

s_{ij}^2 – niepewność stężeń zanieczyszczeń powietrza w receptorze (x_{ij})

Do badacza należy wybór sposobu rozwiązania funkcji 2.45 – zgodnie z algorytmem modelu CMB czy modelu PMF. Wynikiem działania modelu COPREM są dwie nieujemne macierze reprezentujące udział źródła emisji i jego profil, a także wartość funkcji χ^2 oraz liczba stopni swobody. W celu zidentyfikowania prawdopodobnie pominiętych w obliczeniach źródeł emisji wykonywana jest jednoczynnikowa analiza części wariancji niewyjaśnionej przez model (Wählin, 2003). Model COPREM był wykorzystywany do identyfikacji źródeł emisji między innymi w: Kopenhadze (Wählin i in., 2006) i Nuuk na Grenlandii (Skov i in., 2006).

Analiza trajektorii wstecznych

Analiza trajektorii wstecznych mas powietrza wykorzystywana jest zazwyczaj jako uzupełnienie i/lub potwierdzenie wielowymiarowych technik identyfikacji źródeł emisji pyłów, zwłaszcza transportu zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (np. Aarnio i in., 2008; Vardoulakis i Kassomenos, 2008; Niemi i in., 2009; Juda-Rezler i in., 2011). Często jest ona także stosowana do określenia udziału pyłu mineralnego przenoszonego z nad Sahary w stężeniach PM mierzonych w krajach basenu Morza Śródziemnego (Negral i in., 2008; Querol i in., 2009), na Wyspach Kanaryjskich (Viana i in., 2002), a nawet w Warszawie (Zawadzka i in., 2013). Analiza trajektorii wstecznych mas powietrza była wykorzystywana również między innymi w: Alert w Kanadzie – najdalej wysuniętym na północ stałe zamieszkanym punkcie na świecie (Lim i in., 2001), Belfaście i Harwell (Abdalmogith i Harrison, 2005), Hong Kongu (Louie i in., 2005), Dhace w Bangladeszu (Begum i in., 2006), Antalyi (Doğan i in., 2008), Atenach (Grivas i in., 2008), Korei Południowej (Kim i Kim, 2008), Košeticach w Czechach (Dvorská i in., 2009), Istambule (Karaca i in., 2009), Salonikach (Katragkou i in., 2009), 24 miastach północno-wschodnich Chin (Ji i in., 2012), Wenecji (Masiol i in., 2012), a także w Diablej Górze, Gdańsku, Katowicach (GIOŚ, 2011), oraz w Zabrze i Raciborzu (Klejnowski i in., 2012).

Najczęściej wykorzystywane są trajektorie wsteczne generowane przez model Lagrange'a. Powszechnie stosowanym modelem trajektorii wstecznych mas powietrza jest model HYSPLIT – *HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory* (Draxler i Rolph, 2013).

Model ten został opracowany na początku lat 80. XX wieku we współpracy pomiędzy Amerykańską Narodową Służbę Oceaniczną i Meteorologiczną (NOAA – *National Oceanic and Atmospheric Administration*) i Australijskim Biurem Meteorologicznym. HYSPLIT umożliwia generowanie zarówno trajektorii wstecznych, jak i w przód. Ponadto, poza

obliczaniem toru ruchu pojedynczych cząstek powietrza, pozwala on na symulacje złożonych procesów dyspersji i depozycji zanieczyszczeń powietrza. Adwekcja i dyfuzja w modelu obliczane są zgodnie z podejściem wykorzystywanym w modelach typu Lagrange'a, natomiast stężenia zanieczyszczeń zgodnie z podejściem stosowanym w modelach Eulerowskich (Draxler i Rolph, 2013).

Niewątpliwą zaletą modelu jest możliwość przeprowadzania symulacji przy wykorzystaniu przeglądarki internetowej – bez konieczności instalacji programu, jak również możliwość wykorzystania różnych rodzajów wejściowych danych meteorologicznych, pochodzących z modelowania lub reanalizy danych historycznych. Trajektorie mogą być wyznaczone w postaci rysunków lub plików w formatach umożliwiającym edycję w programie Google Earth (kmz) lub programach typu GIS (shp).

Stosowany jest także, choć znacznie rzadziej, model FLEXTRA – *FLEXible TRAJectories* (Stohl i in., 1995), opracowany w Norweskim Instytucie Badań Powietrza (NILU), wykorzystywany między innymi do analizy trajektorii wstecznych mas powietrza dla stacji pracujących w ramach Programu EMEP.

2.11. Markery źródeł emisji

Do najczęściej identyfikowanych kategorii źródeł pyłów w Europie, do których należą: (1) sól morską/posypywanie dróg solą; (2) pył mineralny; (3) wtórny aerozol nieorganiczny (SIA); (4) transport drogowy; (5) źródła punktowe; (6) spalanie biomasy (Belis i in. 2013). Z kolei Johnson i in. (2011) w przeglądzie modeli receptorowych stosowanych w 18 rozwijających się krajach Azji, Afryki i Ameryki Południowej zidentyfikowali 11 kategorii źródeł emisji pyłów, które następnie pogrupowali w 4 główne kategorie: (1) pył unoszony; (2) transport drogowy; (3) przemysł; (4) źródła naturalne, do których zaliczony został transport zanieczyszczeń na dalekie odległości, spalanie biomasy, sól morską. Wszystkie powyższe źródła emisji identyfikowano na podstawie powszechnie stosowanych markerów, scharakteryzowanych poniżej.

Udział źródeł soli w kształtowaniu stężeń pyłu zawieszonego określany jest zazwyczaj na podstawie zawartości w PM jonów Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} . Jako, że w wodzie morskiej występuje znacznie więcej jonów, jest to zatem pewne uproszczenie, które niekiedy nie pozwala – bez analizy pełnego składu chemicznego pyłów – oddzielić soli morską od innych jej źródeł, jak posypywanie dróg solą w okresie zimowym, czy spalanie paliw. Dotyczy to zwłaszcza

obszarów, gdzie może zaznaczać się wpływ wielu źródeł soli równocześnie (Klejnowski i in., 2012; Belis i in., 2013).

Powszechnie uznawanymi markerami pyłu mineralnego są zawartości w pyłe zawieszonym pierwiastków obecnych w skorupie ziemskiej – Al, Ca, Cs, Fe, Si, Sr i Ti (np. Bruinen de Bruin i in., 2006; Querol in., 2007; Belis i in., 2013).

Większość badaczy jest również zgodna co do faktu, iż wtórne aerozole nieorganiczne (SIA) zawarte w PM są dobrymi markerami transportu zanieczyszczeń powietrza ze źródeł odległych (m.in. Aarnio i in., 2008; Niemi i in., 2009; Querol in., 2009; Juda-Rezler i in., 2011; Johnson i in., 2011).

Transport drogowy jest złożonym źródłem emisji pyłów. Bowiem oprócz emisji z układu wydechowego, pyły emitowane są również ze ścierania opon, hamulców, sprzęgła, a także nawierzchni dróg. W wyniku spalania paliw w silnikach samochodowych do atmosfery uwalniane są głównie EC, Fe, Ba, Zn, Cu, (np. Viana i in., 2008; Belis i in., 2013). Ponadto emitowane są również węglowodory występujące w ropie naftowej: hopany (pięciopierścieniowe triterpeny) i sterany (czteropierścieniowe węglowodory), które mogą być wykorzystywane jako markery spalania paliw w silnikach samochodów o zapłonie samoczynnym i iskrowym (Watson i in., 2008). Ze ścierania hamulców emitowane są Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb i Zn, natomiast ze ścierania opon pochodzą Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb i Zn (Hjortenkrans i in., 2006; Schauer i in., 2006; Wählin i in., 2006). Z kolei ze ścierania dróg w największej ilości emitowane są Sr i Ti (Querol in., 2007). Dodatkowo, transport drogowy jest także źródłem emisji metali szlachetnych – Pd, Pt i Rh – które występują w samochodowych reaktorach katalitycznych (Maricq, 2007).

Źródła punktowe stanowią najbardziej niejednorodną kategorię źródeł emisji pyłów. Spowodowane jest to przede wszystkim brakiem jednego uniwersalnego markera, w związku z czym źródła te są często mylnie identyfikowane jako inne kategorie, najczęściej transport drogowy, a czasem wręcz pozostają niezidentyfikowane. Zdecydowanie najwięcej badaczy jest zgodnych co do tego, iż Ni i V – często razem z siarczanami – są dobrymi markerami spalania oleju (Belis i in., 2013). Natomiast według Chow i Watsona (2002), zawartość Sc, Se, Co i WWA w pyłe świadczą o spalaniu węgla w źródłach energetycznych i przemysłowych. Z kolei Bruinen de Bruin i in. (2006) proponują As i Se jako markery spalania węgla w źródłach energetycznych i przemysłowych, a także Ag, które jednak ze względu na zbyt niskie stężenia często jest trudne do oznaczenia. Dodatkowo, dla przemysłu hutniczego najbardziej charakterystyczna jest emisja Cu, Fe, Mn, Pb i Zn (Querol i in., 2007; Johnson i in., 2011), natomiast dla cementowni – Ca (Johnson i in., 2011; Belis i in., 2013).

Kategoria *spalanie biomasy* obejmuje zazwyczaj zarówno spalanie drewna w paleniskach domowych, jak i pożary lasów oraz wypalanie traw. Do niedawna powszechnie stosowanym markerem tej kategorii źródeł był K, w najnowszych badaniach jako marker spalania biomasy (drewna) stosuje się lewoglukoza ($C_6H_{10}O_5$) (Johnson i in., 2011; Belis i in., 2013).

Jak widać, niektóre pierwiastki śladowe mogą stanowić marker kilku źródeł jednocześnie. Przykładem może być Ca, który jest zarówno składnikiem skorupy ziemskiej, jak i jest emitowany z cementowni, a także może pochodzić z transportu drogowego – jest składnikiem dodatków do olejów i benzyn (Maricq, 2007). Dobrym przykładem niejednoznaczności w przypisaniu markerów do jednego konkretnego źródła emisji, jest również Cu, które zidentyfikowano jako marker przemysłu hutniczego, spalania paliw w silnikach samochodowych, a także ścierania opon oraz hamulców. Z kolei, pierwiastki uznawane za odpowiednie markery energetycznego spalania węgla, często są trudne do oznaczenia, jak na przykład Ag czy Se.

Największe jednak problemy sprawia rozróżnienie różnych źródeł spalania węgla (energetyczne kotły dużej mocy, kotły przemysłowe, małe kotłownie lokalne, paleniska domowe). Z przeglądu 138 artykułów naukowych i raportów wynika, że wśród głównych kategorii źródeł emisji pyłów **nie zidentyfikowano spalania węgla (lub jego substytutów) w kotłowniach lokalnych i paleniskach domowych**, charakterystycznego zwłaszcza dla regionu Europy Środkowo-Wschodniej, w tym także Polski. Jak dotąd, tego typu źródła emisji były identyfikowane jedynie w Polsce: podczas epizodów wysokich stężeń pyłu w Krakowie (Junninen i in., 2009) oraz w 5 miastach Polski (Juda-Rezler i in., 2011), a także w Zabrzu (Rogula-Kozłowska i in., 2013). Dwa pierwsze badania potwierdziły trudności z identyfikacją tej kategorii źródeł emisji PM, zwłaszcza w odróżnieniu markerów spalania węgla w wysokosprawnych kotłach energetycznych i w paleniskach domowych o niskiej sprawności (Junninen i in., 2009; Juda-Rezler i in., 2011). Natomiast Rogula-Kozłowska i in. (2013) zidentyfikowali wspólne źródło spalania węgla kamiennego (markery: Cl, K, S, Se), odpadów (Br, Cl, Cu, Mn, Pb, Sb, Zn), oraz biomasy (K, S) w paleniskach domowych, zaś jako markery spalania węgla w wysokosprawnych źródłach energetycznych uznali S, Ca i Se.

Z tego względu, w pracy podjęto próbę wyznaczenia markerów charakterystycznych dla spalania węgla w źródłach energetycznych oraz komunalno-bytowych.

3. METODYKA BADAŃ

3.1. Metody badawcze

Powszechnie wykorzystywane techniki modelowania receptorowego (rozdział 2.10) w warunkach polskich nie znajdują bezpośredniego zastosowania. Przede wszystkim jest to związane z brakiem odpowiednich pomiarów różnych frakcji i składu chemicznego PM, niezbędnych do tego typu modelowania.

Jak wspomniano w rozdziale 2.4.8 szczegółowe badania specjacji chemicznej pyłów prowadzone są w Polsce jedynie w trakcie dedykowanych kampanii pomiarowych. Rutynowe pomiary PM₁₀ realizowane są natomiast w całym kraju na 223 stanowiskach pomiarowych, w tym na 84 z nich oznaczane są stężenia metali śladowych, ale są to jedynie 4 metale, uwzględnione w Dyrektywie CAFE, tj.: As, Cd, Ni i Pb. Jak to dyskutowano w rozdziale 2.11, na podstawie znajomości zawartości w pyłe tylko tych 4 pierwiastków, identyfikacja źródeł emisji nie jest możliwa. Ponadto, pomiary innych składowych PM rozpoczęły się dopiero w 2011 r., na 5 stacjach pomiarowych tła regionalnego: w Osieczowie w województwie dolnośląskim, w Borach Tucholskich (Zielonka) w województwie kujawsko-pomorskim, w Złotym Potoku w województwie śląskim, w Puszczy Kampinoskiej (Graniczka) w województwie mazowieckim oraz w Diablej Górze (Puszcza Borecka) w województwie warmińsko-mazurskim. Na stacjach tych oznacza się obecnie zawartości w pyłe PM_{2.5} kationów (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺), anionów (Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻) oraz węgla elementarnego i organicznego (oprócz stacji w Złotym Potoku).

Dodatkowo, brak określenia niepewności pomiarowych w odniesieniu do pojedynczych pomiarów, niemal wyklucza możliwość zastosowania bardziej zaawansowanych technik modelowania receptorowego, jak modele PMF i CMB.

Kolejnym utrudnieniem jest specyfika gospodarki narodowej – opartej na węglu – który pozostaje głównym źródłem wytwarzania energii elektrycznej i ciepła. Komplikuje to znacznie rozróżnienie typów źródeł spalających to paliwo. Można powiedzieć, że w związku z takim typem gospodarki narodowej, w Polsce występuje zdecydowanie inny – niż w większości krajów Europy Zachodniej, gdzie przeprowadzano analizy SA – „podpis chemiczny” źródeł.

A zatem – w Polsce – do identyfikacji źródeł emisji pyłów konieczne jest zastosowanie kilku komplementarnych metod.

W pracy zaproponowano metodykę składającą się z 7 etapów. Jest ona rozwinięciem i dopracowaniem pierwotnie opracowanej w Zespole Ochrony Atmosfery PW metodyki (Juda-Rezler i in., 2011), będącej połączeniem różnych technik identyfikacji źródeł emisji pyłów: metod analizy statystycznej, metod modelowania receptorowego, które pozwala na określenie pochodzenia zanieczyszczenia powietrza i udziału w nim odległych (LRT), regionalnych (RT) i lokalnych (LP) źródeł emisji oraz modelowania trajektorii wstecznych mas powietrza. Badano epizody pyłowe występujące w 5 miastach, przy czym dla każdego z nich analizowano dane pomiarowe ze stacji monitoringu jakości powietrza typu tła miejskiego (UB), komunikacyjnej (TRAF), najbliższej położonej stacji tła regionalnego (REG), oraz dodatkowo z reprezentatywnej stacji tła krajowego w Diabłej Górze.

Kolejne etapy zastosowanej metodyki to:

1. Analiza ciągów pomiarowych stężeń pyłu PM_{10} na stacjach UB i REG, a także na stacji tła krajowego, służąca określeniu udziału źródeł RT w stężeniach PM_{10} obserwowanych w poszczególnych miastach.
2. Analiza sytuacji synoptycznej oraz lokalnych warunków meteorologicznych, panujących w trakcie epizodu.
3. Analiza przebiegu trajektorii wstecznych, która pozwala wskazać czy w czasie epizodu stacje UB i REG w danym mieście znajdowały się pod wpływem tych samych mas powietrza, a także określić potencjalne obszary źródłowe tych mas.
4. Modelowanie receptorowe:
 - a. Analiza składowych głównych połączone z wielowymiarową analizą regresji (PCA-MLRA), w której wykorzystano wyniki pomiarów specjacji chemicznej PM_{10} na stacji tła krajowego. Dodatkowo, przeprowadzono również ocenę przydatności analizy PCA do identyfikacji źródeł emisji pyłów.
 - b. Podejście Lenschow'a, w którym wykorzystano wyniki pomiarów stężeń pyłu na stacjach UB, TRAF i REG w każdym mieście.
5. Analiza przebiegu stężeń PM_{10} oraz jonów SIA na stacji tła krajowego, na podstawie której określano udział źródeł LRT w stężeniach pyłu w trakcie epizodów.
6. Analiza róż stężeń zanieczyszczeń powietrza zmierzonych również na stacji tła krajowego, której wyniki pozwalają na określenie potencjalnych obszarów źródłowych zarówno pyłu PM_{10} , jak i jego składników: metali śladowych oraz jonów SIA.
7. Identyfikacja rodzaju źródeł LP wpływających na wysokie stężenia pyłów, na podstawie analizy korelacji pomiędzy zanieczyszczeniami gazowymi a pyłowymi. W tym kroku wykorzystywana jest wiedza o tym jakich źródeł markerami są poszczególne

zanieczyszczenia gazowe. Przyjęto, iż wysoka korelacja PM_{10} z SO_2 oraz PM_{10} z NO_2 wskazuje odpowiednio na spalanie węgla oraz transport drogowy jako źródła LP determinujące wysokie stężenia pyłu w danym mieście. Dodatkowo, wysoka korelacja stężeń NO_2 z CO wskazuje na transport drogowy jako główne źródło zanieczyszczenia powietrza.

Narzędzia informatyczne

Trajektorie wsteczne mas powietrza docierających do stacji tła miejskiego i regionalnego, a także do stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze wyznaczono za pomocą modelu HYSPLIT-4, którego krótką charakterystykę zawarto w rozdziale 2.10.4. W obliczeniach wykorzystano interaktywną wersję modelu, udostępnioną na stronie internetowej Air Resources Laboratory (ARL), jednostki podlegającej NOAA (<http://ready.arl.noaa.gov>). Symulacje wykonano przy użyciu globalnych danych meteorologicznych, pochodzących z reanalizy danych historycznych (*REANALYSIS*), obejmującej okres od 1948 r. do chwili obecnej. Trajektorie wsteczne obliczano dla danego dnia o godz. 00 UTC z wysokości 50, 100 i 200 metrów nad poziomem gruntu do 72 godzin wstecz.

Do identyfikacji źródeł emisji PM_{10} wykorzystano scharakteryzowaną w rozdziale 2.10.2 analizę składowych głównych zastosowaną do pomiarów stężeń metali śladowych i jonów SIA zmierzonych na stacji monitoringu w Diablej Górze. W celu uzyskania bardziej czytelnej struktury otrzymanych składowych głównych zastosowano rotację Varimax. W obliczeniach uwzględniano jedynie składowe główne o wartościach własnych większe od 1. Udziały poszczególnych typów źródeł emisji określono za pomocą analizy MLRA, w której stężenia PM_{10} traktowano jako zmienną zależną, natomiast wartości czynnikowe uzyskane z analizy PCA stanowiły zmienne niezależne.

Wszystkie obliczenia statystyczne, w tym analiza PCA-MLRA, zostały przeprowadzone w pakiecie STATISTICA v. 10

Sytuację synoptyczną w okresie epizodów przeanalizowano na podstawie danych synoptycznych ze stacji pomiarowych zlokalizowanych w większych miastach Europy, archiwizowanych na serwerze http://rp5.ru/Weather_in_the_world, gromadzącym dane meteorologiczne dostępne w ramach międzynarodowej wymiany. Dane, opracowane przez Brytyjską Służbę Meteorologiczną (Met Office), są asymilowane osiem razy na dobę co 3 godziny: 00:30, 03:30, 06:30, 09:30, 12:30, 15:30, 18:30 oraz 21:30 UTC. Ponadto korzystano z depesz synoptycznych METAR dostępnych dla wszystkich polskich lotnisk co pół godziny. Depesze pobrano z archiwum <http://www.ogimet.com/metars.phtml.en>.

Dodatkowo, dla każdego epizodu pobrano mapy ciśnienia opracowane przez Met Office, gromadzone w archiwum <http://www.wetter3.de>. Dane dotyczące pola ciśnienia, wysokości geopotencjału 500 hPa, topografii względnej 500 – 1000 hPa, wielkości zachmurzenia chmurami piętra niskiego i średniego, prędkości wiatru na poziomie 300 hPa, pola wiatru na wysokości 10 m, a także minimalnej temperatury powietrza, są wynikami modelowania Globalnego Systemu Prognozowania NOAA (GFS – *Global Forecast System*), opracowanymi przez Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Forschungsbereich Troposphäre, również dostępnymi na stronie <http://www.wetter3.de>. Z kolei, graficzne zobrazowania sondaży aerologicznych prowadzonych w Polsce w trzech lokalizacjach (Legionowo, Wrocław, Łeba), opracowane przez University of Wyoming, College of Engineering, Department of Atmospheric Science, zostały pobrane ze strony <http://weather.uwyo.edu/upperair>.

3.2. Charakterystyka analizowanych miast

Analizie poddano epizody pyłowe występujące w 5 polskich miastach, zlokalizowanych w północnej (Szczecin), centralnej (Warszawa) oraz południowej (Kraków, Zabrze, Jelenia Góra) części kraju (Rys. 3.8). Wybrane miasta charakteryzują się odmienną specyfiką, jeśli chodzi o warunki klimatyczne, topograficzne, emisyjne. Ponadto, wybór podyktowany był dostępnością stacji monitoringu jakości powietrza (UB, TRAF, REG) oraz danych pomiarowych stężeń zanieczyszczeń powietrza.

Szczecin

Szczecin, położony w zachodniej części województwa zachodniopomorskiego w odległości około 60 km od Morza Bałtyckiego, jest stolicą i zarazem największym miastem województwa. Zajmuje powierzchnię 300,55 km² i liczy 408 913 mieszkańców (stan na 1.01.2013 r.), co czyni go trzecim pod względem zajmowanej powierzchni i siódmym pod względem liczby ludności miastem w Polsce (GUS, 2013).

Szczecin jest głównym węzłem komunikacyjnym południowego Bałtyku, w którym krzyżują się ważne szlaki komunikacyjne, między innymi: autostrada A6 (przedłużenie autostrady A11 z Berlina do Kołbaskowa – na polskim odcinku: Kołbaskowo – Szczecin), droga ekspresowa S3 i droga krajowa nr 3 (Świnoujście – Goleniów – Szczecin – Gorzów Wielkopolski – Zielona Góra – Legnica – Jakuszyce), droga ekspresowa S10 i droga krajowa nr 10 (Szczecin – Bydgoszcz – Toruń – Płońsk), droga krajowa nr 6 (Szczecin – Goleniów –

Koszalin – Gdańsk), droga krajowa nr 13 (Szczecin – Przeclaw – Rosówek), a także droga krajowa nr 31 (Szczecin – Gryfino – Chojna – Kostrzyn – Ślubice).



Rysunek 3.1. Zdjęcie lotnicze Szczecina. Źródło: <http://metropolitalny.szczecin.pl>.

Figure 3.1. Aerial photo of Szczecin. Source: <http://metropolitalny.szczecin.pl>.

Do największych zakładów energetycznych i przemysłowych zlokalizowanych na terenie miasta, a także w jego najbliższej okolicy, należą: Elektrociepłownie *Pomorzany* i *Szczecin*, wchodzące w skład Zespołu Elektrowni Dolna Odra S.A.; 3 ciepłownie rejonowe (CR), należące do Szczecińskiej Energetyki Ciepłej Sp. z o.o. (*CR Benesza*, *CR – Śsiedzka*, *CR – Dąbska*); zakłady produkujące nawozy *Fosfan* S.A.; zakłady produkujące kable i przewody *Telefonika Kable* S.A.; zakłady mięsne *Animex Foods* Sp. z o.o. – Oddział Szczecin; a także Elektrownia *Dolna Odra*, należąca do PGE Górnictwo i Energetyka Konwencjonalna S.A., oddalona o ok. 40 km na południe oraz *Zakłady Chemiczne Police*, należące do Grupy Azoty S.A., położone około 20 km na północ od Szczecina. Należy także dodać, iż do 2009 r. na terenie Szczecina działały 2 duże nieistniejące już zakłady przemysłowe – *Huta Szczecin* S.A. oraz *Stocznia Szczecińska Nowa* Sp. z o.o.

Według opracowanego dla aglomeracji szczecińskiej w 2013 r. Programu Ochrony Powietrza (POP) największy wpływ na stężenia zanieczyszczeń powietrza w mieście ma sektor komunalno-bytowy – zwłaszcza w dzielnicy Śródmieście położonej w lewobrzeżnej części miasta nad Odrą – odpowiedzialny za 66% całkowitej emisji PM_{10} oraz transport drogowy, odpowiadający za 22% całkowitej emisji PM_{10} . Z kolei emisja pyłu ze źródeł punktowych stanowi około 12% całkowitej emisji. Ważnym źródłem zanieczyszczenia powietrza w mieście jest również emisja niezorganizowana z terenów portowych, a także

napływ zanieczyszczeń z przygranicznych obszarów Niemiec (POP, 2013a).

Warszawa

Warszawa – z powierzchnią wynoszącą 517.24 km² i liczbą mieszkańców 1 715 517 (stan na 1.01.2013 r.) – jest największym miastem w Polsce, z największą liczbą ludności, a także największą gęstością zaludnienia, wynoszącą 3 317 osób/km² (GUS, 2013). Stolica kraju i jednocześnie województwa mazowieckiego położona jest w środkowo-wschodniej Polsce na Nizinie Środkowomazowieckiej.

Warszawa jest głównym węzłem transportowym Mazowsza, w związku z tym przez miasto przebiega wiele kluczowych szlaków komunikacyjnych, między innymi: droga ekspresowa S8; 5 dróg krajowych: nr 2 (Świecko – Poznań – Warszawa – Terespol), nr 7 (Gdańsk – Warszawa – Kraków – Chyżne), nr 8 (Kudowa Zdrój – Wrocław – Belchatów – Warszawa – Białystok – Suwałki – Budzisko), nr 61 (Warszawa – Pułtusk – Ostrołęka – Łomża – Augustów) oraz nr 79 (Warszawa – Sandomierz – Kraków – Bytom); a także kilkanaście dróg wojewódzkich.

Z kolei najważniejszymi punktowymi źródłami emisji pyłów w mieście są: największa polska elektrociepłownia i druga co do wielkości w Europie – Elektrociepłownia *Siekierki*, a także Elektrociepłownie *Żerań* i *Pruszków* oraz Ciepłownie *Kawęczyn* i *Wola*, należące do PGNiG TERMIKA S.A., jak również Elektrociepłownia *Energetyka Ursus* Sp. z o.o.



Rysunek 3.2. Zdjęcie lotnicze Warszawy. Źródło: <http://www.lubuskie.pl>.

Figure 3.2. Aerial photo of Warsaw. Source: <http://www.lubuskie.pl>.

Źródła komunalno-bytowe z ogrzewaniem indywidualnym w aglomeracji warszawskiej

występują jedynie w Ursusie i fragmentarycznie na Pradze Północ i Południe oraz na Targówku, a także w dzielnicy Wawer. Natomiast centralne dzielnice miasta (Śródmieście, Mokotów, Wola, Ochota, Ursynów i Bielany) podłączone są do sieci centralnego ogrzewania.

Na podstawie modelowania dyspersji przeprowadzonego w ramach POP dla aglomeracji warszawskiej oszacowano, że największy wpływ na stężenia zanieczyszczeń powietrza w Warszawie mają sektory transportu drogowego oraz komunalno-bytowy, odpowiadające odpowiednio za ponad 67% i blisko 21% całkowitej emisji PM₁₀. Podobnie jak w przypadku Szczecina, zdecydowanie najmniejszy udział w stężeniach zanieczyszczeń powietrza na obszarze miasta ma emisja ze źródeł punktowych, która stanowi około 12% całkowitej emisji pyłów (POP, 2007).

Kraków

Kraków, o powierzchni 326.85 km² oraz liczbie mieszkańców 758 463 mieszkańców, zajmuje 2 miejsce w kraju pod względem zarówno liczby mieszkańców, jak i powierzchni (GUS, 2013). Miasto jest położone w dolinie Wisły, na pograniczu 5 makroregionów fizycznogeograficznych – Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej, Niziny Nidziańskiej, Brama Krakowskiej, Kotliny Sandomierskiej i Pogórza Zachodniobeskidzkiego. To specyficzne usytuowanie Krakowa w szerokiej dolinie rzeki o przebiegu równoleżnikowym oraz ograniczenie od północy i południa wzniesieniami, sprzyja kształtowaniu się warunków meteorologicznych, znacznie utrudniających rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza. Kraków charakteryzuje się również niekorzystnymi warunkami przewietrzania – znaczną częstością występowania ciszy wiatrowej w ciągu roku (około 27%), dominującym udziałem bardzo słabego wiatru – o prędkości poniżej 2 m/s (około 42%), a także występowaniem stałej równowagi atmosfery przez ponad 60% roku (Ośródka i in., 2010).

Do źródeł punktowych, odpowiedzialnych za największą emisję zanieczyszczeń powietrza należą: druga pod względem wielkości produkcji stali huta w Polsce – *ArcelorMittal Poland S.A.* – Oddział w Krakowie (dawna Huta im. T. Sendzimira); *ArcelorMittal Refractories Sp. z o.o.* (dawne Przedsiębiorstwo Materiałów Ogniotrwałych KOMEX Sp. z o.o.); Elektrociepłownia *Kraków S.A.*, należąca do grupy EDF; odlewnie *Metalodlew S.A.* i *Krakodlew S.A.* oraz Cementownia *Kraków – Nowa Huta Sp. z o.o.* Ponadto, w okolicach Krakowa zlokalizowane są jedne z największych elektrowni w Polsce – Elektroownia *Skawina S.A.* (grupa CEZ), oddalona o około 20 km na południowy zachód oraz Elektroownia *Siersza* w Trzebini, wchodząca w skład spółki TAURON Wytwarzanie S.A., położona 50 km na północy zachód.



Rysunek 3.3. Panorama Krakowa. Źródło: <http://www.krakow4u.pl>.

Figure 3.3. Panorama of Cracow. Source: <http://www.krakow4u.pl>.

Przez miasto przechodzą także szlaki komunikacyjne, z których do najważniejszych należą: autostrada A4 (Jędrzychowice – Zgorzelec – Wrocław – Opole – Gliwice – Katowice – Kraków – Tarnów); drogi krajowe: nr 7, nr 44 (Gliwice – Tychy – Oświęcim – Kraków), nr 75 (Kraków – Brzesko – Nowy Sącz – Muszyna), nr 79, nr 94 (Zgorzelec – Wrocław – Opole – Bytom – Sosnowiec – Kraków – Targowisko); oraz kilkanaście dróg wojewódzkich.

Według opracowanej w 2009 r. *Aktualizacji założeń do planu zaopatrzenia Gminy Miejskiej Kraków w ciepło, energię elektryczną i paliwa gazowe* energia cieplna za pośrednictwem sieci ciepłowniczej dostarczana jest do około 65% procent mieszkańców Krakowa. Jeszcze w 2008 r. na terenie miasta istniało około 65 000 pieców węglowych, z których blisko 1/3 zlokalizowana była w centrum. Pozostałe 2/3 tych urządzeń grzewczych występowało poza centrum oraz na terenach peryferyjnych, w dzielnicach z dominującą zabudową jednorodziną (Stare Podgórze, Łobzów, Nowa Wieś, Dębniki, Półwieś Zwierzynieckie). Ponadto, na terenie miasta funkcjonowało około 1 200 lokalnych kotłowni, w tym 200 opalanych paliwem stałym, 900 – gazem ziemnym oraz 100 – olejem opałowym lekkim (Aktualizacja..., 2009). Należy jednak podkreślić, iż w Krakowie od wielu lat realizowany jest program likwidacji niskiej emisji poprzez dofinansowanie wymiany starych węglowych pieców na nowe proekologiczne rozwiązania, w wyniku którego w latach 1995 – 2009 zlikwidowano ponad 19 000 starych pieców węglowych oraz 325 kotłowni (<http://www.krakow.pl>).

Mimo to, według POP opracowanego dla województwa małopolskiego główną

pryczyną przekraczania poziomów dopuszczalnych dla PM_{10} w Krakowie jest emisja pochodząca z sektora komunalno-bytowego (42%), a także emisje ze źródeł punktowych (21%) i liniowych (17%). Ważnym źródłem zanieczyszczenia powietrza w mieście jest również napływ zanieczyszczeń spoza województwa małopolskiego – zwłaszcza z województwa śląskiego – którego udział w stężeniach pyłu wynosi niemal 20% (POP, 2013b).

Zabrze

Zabrze zajmuje powierzchnię 80.4 km² i liczy 179 452 mieszkańców, co klasyfikuje go na 48. miejscu pod względem powierzchni i 20. pod względem liczby ludności. Jest jednym z 14 miast – razem z Bytomiem, Chorzowem, Gliwicami, Dąbrową Górniczą, Jaworzniem, Katowicami, Mysłowicami, Piekarami Śląskimi, Rudą Śląską, Siemianowicami Śląskimi, Sosnowcem, Świętochłowicami oraz Tychami – wchodzących w skład Górnośląskiego Związku Metropolitalnego (GZM) *Silesia* o powierzchni 1 217.93 km² i liczbie mieszkańców 1 917 482 (GUS, 2013).

Na terenie województwa śląskiego znajduje się najwięcej (355) zakładów szczególnie uciążliwych dla czystości powietrza, co stanowi 20% tego typu zakładów w skali kraju, a emisje zanieczyszczeń zarówno pyłowych, jak i gazowych z tych zakładów stanowią odpowiednio 22.1% i 19.6% emisji krajowej (GUS, 2012). Do najważniejszych punktowych źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza zlokalizowanych na terenie GZM należą: największa w Polsce huta stali *ArcelorMittal Poland S.A.* – Oddział w Dąbrowie Górniczej (dawna Huta Katowice); Elektrownie: *Jaworzno III*, *Halemba* (Ruda Śląska), *Łagisza* (Będzin, około 15 km na północ od GZM), należące do Południowego Koncernu Energetycznego S.A., *Łaziska* wchodząca w skład grupy TAURON Wytwarzanie S.A. (Łaziska Górne, około 10 km na południe od GZM); Elektrociepłownie: *Miechowice* (Zespół Elektrociepłowni Bytom S.A.), *EC NOWA Sp. z o.o.* (Dąbrowa Górnicza); Ciepłownia *Nowy Wirek* (Ruda Śląska), *Koksownia Przyjaźń S.A.* w Dąbrowie Górniczej.

Górnośląski Związek Metropolitalny znajduje się na skrzyżowaniu szeregu szlaków komunikacyjnych. W obrębie Zabrze przebiegają między innymi: autostrada A4 i A1, trasa europejska E40 (Francja – Belgia – Niemcy – Polska – Ukraina – Rosja – Kazachstan), drogi krajowe: nr 78 (Chałupki – Wodzisław Śląski – Rybnik – Gliwice – Katowice – Zawiercie – Chmielnik), nr 88 (Strzelce Opolskie – Gliwice – Zabrze – Bytom), nr 94; drogi wojewódzkie: nr 902 – Drogowa Trasa Średnicowa (Katowice – Chorzów – Świętochłowice – Ruda Śląska – Zabrze – Gliwice), nr 921 (Zabrze – Knurów – Rudy).



Rysunek 3.4. Zdjęcie lotnicze Zabrze. Źródło: <http://www.kocjan.pl>.

Figure 3.4. Aerial photo of Zabrze. Source: <http://www.kocjan.pl>.

Według opracowanego w 2012 r. projektu *Aktualizacji założeń do planu zaopatrzenia w ciepło, energię elektryczną i paliwa gazowe na obszarze miasta Zabrze* w 2011 r. potrzeby cieplne budownictwa mieszkaniowego w mieście zaledwie w 36% pokrywane były z systemów centralnego ogrzewania, natomiast w pozostałych 64% ciepło wytwarzane było w indywidualnych kotłach węglowych o niskiej sprawności (Aktualizacja..., 2013).

Wyniki modelowania dyspersji przeprowadzonego w ramach POP dla aglomeracji śląskiej wskazują, że głównym źródłem zanieczyszczenia powietrza pyłem na obszarze GZM jest emisja ze źródeł powierzchniowych, stanowiąca ponad 47% całkowitej emisji pyłu oraz punktowych, odpowiadająca za blisko 44% emisji PM_{10} . W przeciwieństwie do pozostałych miast, zdecydowanie najmniejszy udział stanowi emisja z sektora transportu drogowego, wynosząca około 9% (POP, 2010a).

Jelenia Góra

W Jeleniej Górze, położonej w południowo-zachodniej części województwa dolnośląskiego, na powierzchni 109.22 km² mieszka 82 846 mieszkańców, co stawia miasto na 26. miejscu w kraju pod względem powierzchni i na 45. miejscu pod względem liczby ludności (GUS, 2013). Miasto, usytuowane w północnej części Kotliny Jeleniogórskiej, ze wszystkich stron otoczone jest górami: od zachodu znajdują się Góry Izerskie i Pogórze Izerskie, od północy Góry Kaczawskie, od wschodu Rudawy Janowickie, zaś od południa najwyższe pasmo Sudetów – Karkonosze. W granicach administracyjnych miasta, na

południowy zachód od centrum, znajduje się jego część uzdrowskowa – Cieplice Zdrój, a także tereny Karkonoskiego Parku Narodowego, Parku Krajobrazowego Doliny Bobru, Rudawskiego Parku Krajobrazowego oraz obszary Natura 2000.

W Jeleniej Górze z sieci ciepłowniczej pokrywanych jest zaledwie około 30% potrzeb ciepłych gospodarstw domowych. Ciepło dostarczane jest głównie do tych rejonów miasta, gdzie koncentruje się zabudowa wielorodzinna i budynki użyteczności publicznej (POP, 2010b). W pozostałych gospodarstwach domowych ciepło wytwarzane jest indywidualnie w piecach węglowych o niskiej sprawności, opalanych zazwyczaj paliwem stałym o niskiej jakości.

Do najważniejszych punktowych źródeł emisji pyłu w mieście należą Elektrociepłownia *Miasto* i Ciepłownia *Zabobrze*, prowadzone przez Przedsiębiorstwo Energetyki Ciepłej Sp. z o.o., a także *Przedsiębiorstwo Farmaceutyczne Jelfa S.A.*, należące do międzynarodowej grupy *Valeant Pharmaceuticals International*; zakład produkujący maszyny papiernicze *PMPoland S.A.*; zakład produkujący soczewki optyczne *JZO Sp. z o.o.*; *DSE Draexlmaier Systemy Elektryczne Sp. z o.o.*; zakład produkujący narzędzia do obróbki skrawaniem *DOLFAMEX Sp. z o.o.*; zakład produkujący meble *ZORKA Sp. z o.o.*; oraz *Jeleniogórska Przędzalnia Czesankowa Anilux S.A.*, obecnie w upadłości likwidacyjnej.



Rysunek 3.5. Jelenia Góra – widok z Łysej Góry. Źródło: <http://pl.wikipedia.org>.

Figure 3.5. Jelenia Góra – view from Łysa Góra. Source: <http://pl.wikipedia.org>.

Jelenia Góra leży na skrzyżowaniu ważnych dróg, z których najważniejszą jest droga krajowa nr 3, łącząca miasto z Morzem Bałtyckim. Trasami biegnącymi przez Jelenią Górę są także trasa europejska E65 (Szwecja – Polska – Czechy – Słowacja – Węgry – Chorwacja –

Bośnia i Hercegowina – Czarnogóra – Kosowo – Macedonia – Grecja), droga krajowa nr 30 (Jelenia Góra – Zgorzelec) oraz kilka dróg wojewódzkich.

Zdecydowanie największy – spośród analizowanych miast – udział w wielkości emisji PM_{10} w Jeleniej Górze ma emisja powierzchniowa (blisko 80%), a następnie emisja liniowa i punktowa – po około 10% (POP, 2010b).

3.3. Dane i metody pomiarowe

Wyniki pomiarów dobowych stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} oraz zanieczyszczeń gazowych (SO_2 , NO_2 , CO) z lat 2004 – 2011 zostały pobrane z europejskiej bazy danych o jakości powietrza *AirBase*, administrowanej przez Europejską Agencję ds. środowiska (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/airbase-the-european-air-quality-database-7>).

Są to zweryfikowane wyniki pomiarów z sieci stacji Państwowego Monitoringu Środowiska, przekazywane corocznie na mocy unijnych przepisów przez Głównego Inspektora Ochrony Środowiska do EEA, a za jej pośrednictwem do Komisji Europejskiej. Ponieważ aktualna – siódma – wersja bazy *Airbase* zawiera dane pomiarowe do 2011 r., dane dla roku 2012 pobrano ze stron internetowych automatycznych systemów monitoringu jakości powietrza należących do Wojewódzkich Inspektoratów Ochrony Środowiska w:

- Szczecinie (http://www.wios.szczecin.pl/bip/chapter_16082.asp),
- Warszawie (<http://sojp.wios.warszawa.pl>),
- Krakowie (<http://monitoring.krakow.pios.gov.pl/iseo>),
- Katowicach (<http://stacje.katowice.pios.gov.pl/monitoring>),
- Wrocławiu (<http://air.wroclaw.pios.gov.pl>).

Dla każdego analizowanego miasta zgromadzono dane pomiarowe PM_{10} z trzech typów stacji monitoringu jakości powietrza: UB (Rys. 3.6), TRAF (Rys. 3.7) i REG. Wyniki pomiarów zanieczyszczeń gazowych zostały zebrane jedynie ze stacji typu UB, w celu określenia korelacji z zanieczyszczeniami pyłowymi i wskazania głównego źródła lokalnego determinującego stężenia pyłu w każdym mieście. Dodatkowo, dane pomiarowe stężeń PM_{10} , metali śladowych (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn) oraz wtórnych jonów nieorganicznych zmierzonych na stacji tła krajowego w Diabłej Górze w latach 2005 – 2012 pozyskano z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Do analiz wykorzystano jedynie ciągi pomiarowe, które w rozpatrywanych okresach spełniały kryterium 75% kompletności danych.



Rysunek 3.6. Stacja monitoringu jakości powietrza typu tła miejskiego w Zabrze (fot. M. Reizer).

Figure 3.6. Urban background air quality monitoring site in Zabrze (Photo: M. Reizer).



Rysunek 3.7. Komunikacyjna stacja monitoringu jakości powietrza w Warszawie (fot. M. Reizer).

Figure 3.7. Traffic air quality monitoring site in Warsaw (Photo: M. Reizer).

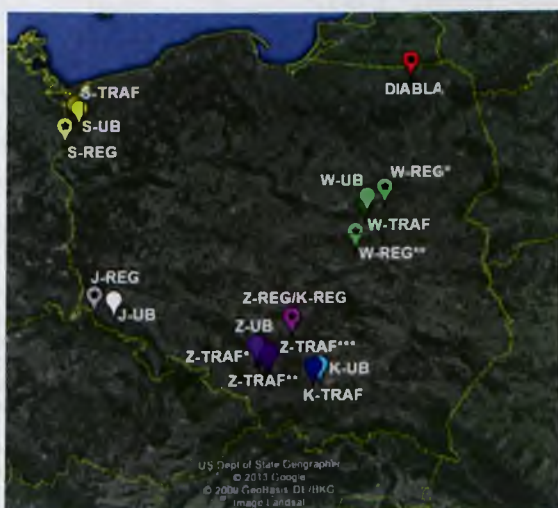
Należy zaznaczyć, iż w przypadku stacji tła regionalnego dla Warszawy do analiz wykorzystano dane z dwóch stacji pomiarowych – Belsk IGPAN (W-REG^{**}) oraz Tłuszcz (W-REG^{*}). Pomiary stężeń PM₁₀ na stacji w Belsku prowadzone są od 2008 r., w związku z tym dla epizodu ze stycznia 2006 r. jako stację REG wybrano stację zlokalizowaną w Tłuszczu. Stacja ta spełnia wymagania stawiane stacjom pozamiejskim, a także

charakteryzuje się wysoką korelacją wyników pomiarów PM_{10} ze stacją w Belsku w latach 2008 – 2010 ($r = 0.69 \div 0.84$).

Dodatkowo, w przypadku stacji TRAF w Zabrze w analizach wykorzystano dane pomiarowe z trzech stacji monitoringu jakości powietrza. Dla epizodu z 2006 r. stężenia PM_{10} były mierzone w punkcie zlokalizowanym w centrum miasta (Z-TRAF^{*}), przy skrzyżowaniu o dużym natężeniu ruchu pojazdów, pracującym w ramach kampanii pomiarowej przeprowadzonej na terenie Zabrze w styczniu 2006 r. (Pastuszka i in., 2010). Dane pozyskano dzięki uprzejmości Prof. Józefa Pastuszki z Politechniki Śląskiej. W latach 2009 – 2010 stężenia PM_{10} pochodziły ze stacji monitoringu jakości powietrza zlokalizowanej w Chorzowie przy autostradzie A4 (Z-TRAF^{**}). Od 31 grudnia 2010 r. stacja ta została wyłączona, uruchomiono natomiast nową stację komunikacyjną zlokalizowaną również w rejonie autostrady A4 w Katowicach (Z-TRAF^{***}).

Ponieważ na wszystkich pozamiejskich stacjach monitoringu jakości powietrza w województwie małopolskim nie prowadzi się pomiarów stężeń PM_{10} , jako stację tła regionalnego dla Krakowa (K-REG) wybrano najbliższą stację pozamiejską w Złotym Potoku, będącą jednocześnie stacją REG dla Zabrze (Z-REG).

Rozmieszczenie wszystkich stacji pomiarowych wybranych do analizy przedstawiono na Rys. 3.8, natomiast ich krótką charakterystykę zawarto w Tabeli 3.1.



Rysunek 3.8. Lokalizacja wybranych stacji pomiarowych jakości powietrza: tła miejskiego (UB, jasne odcienie), komunikacyjnych (TRAF, ciemne odcienie) oraz tła regionalnego (REG, gwiazdki). Oznaczenia: patrz Tabela 3.1. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 3.8. Location of selected urban background (UB, light shades), traffic (TRAF, dark shades) and regional background (REG, stars) air quality monitoring sites. For interpretation of symbols please see Table 3.1. Source: Author's elaboration.

Jak zaznaczono w Tabeli 3.1, w zależności od stacji monitoringu, stężenia PM_{10} są określane za pomocą różnych metod pomiarowych: (1) referencyjnej metody grawimetrycznej (PN-EN 12341), (2) mikrowagi oscylacyjnej (*Tapered element oscillating microbalance* – TEOM[®]) oraz (3) pochłaniania promieniowania beta.

Tabela 3.1. Charakterystyka stacji pomiarowych jakości powietrza. Źródło: Opracowanie własne.

Table 3.1. Characteristics of air quality monitoring sites. Source: Author's elaboration.

Stacja	Kod stacji	Oznaczenie	Metoda analizy PM_{10}	Długość geogr. [° ' „ E]	Szerokość geogr. [° ' „ N]	Wysokość [m n.p.m]
Szczecin-Andrzejewskiego	PL0248A	S-UB	3	14° 39' 47"	53° 22' 36"	17
Szczecin-Piłsudskiego	PL0249A	S-TRAF	1	14° 33' 11"	53° 25' 36"	38
Widuchowa	PL0182A	S-REG	1	14° 23' 06"	53° 07' 36"	15
Warszawa-Targówek	PL0143A	W-UB	2	21° 02' 33"	52° 17' 36"	85
Warszawa-Komunikacyjna	PL0140A	W-TRAF	2	21° 00' 17"	52° 13' 00"	103
Tuszczy	PL0139A	W-REG [†]	1	21° 25' 44"	52° 25' 36"	108
Belsk IGPAN	PL0014A	W-REG ^{**}	2	20° 47' 30"	51° 50' 00"	176
Kraków-Nowa Huta	PL0039A	K-UB	3	20° 03' 07"	50° 04' 00"	195
Kraków-Krasińskiego	PL0012A	K-TRAF	3	19° 55' 20"	50° 03' 00"	175
Zabrze-Składowskiej	PL0242A	Z-UB	1	18° 46' 19"	50° 19' 12"	255
Zabrze	-	Z-TRAF [†]	3	18° 47' 20"	50° 18' 33"	-
Chorzów	PL0235A	Z-TRAF ^{**}	2	18° 56' 13"	50° 15' 00"	285
Katowice	PL0567A	Z-TRAF ^{***}	1	19° 01' 13"	50° 14' 48"	294
Złoty Potok	PL0243A	Z-REG (K-REG)	3	19° 27' 36"	50° 42' 36"	291
Jelenia Góra-Cieplice	PL0189A	J-UB	3	15° 44' 06"	50° 51' 36"	341
Czernaśwa	PL0028A	J-REG	3	15° 18' 51"	50° 54' 36"	645
Diabla Góra	PL0005R	DIABLA	1	22° 04' 01"	54° 08' 00"	157

Zgodnie z normą PN-EN 12341: *Jakość powietrza – Oznaczenie frakcji PM_{10} pyłu zawieszzonego – Metoda odniesienia i procedura badania terenowego do wykazania równoważności stosowanej metody pomiarowej z metodą odniesienia* metoda referencyjna polega na wagowym oznaczeniu masy pyłu PM_{10} zebranego na filtrze, kondycjonowanym przez minimum 48 godzin w pokoju wagowym o ściśle określonych warunkach – temperaturze powietrza 20 ± 1 °C i wilgotności względnej 50 ± 5 %.

TEOM[®] jest przyrządem umożliwiającym określenie stężenia pyłu PM_{10} w sposób ciągły, za pomocą metody mikrowagi oscylacyjnej. Metoda ta polega na pomiarze częstotliwości drgań stożkowego elementu, na którym osadzony jest filtr. Zmiana

częstotliwości drgań spowodowana jest zwiększeniem masy filtra wskutek osadzania się na nim cząstek pyłu.

Metoda absorpcji promieniowania beta również jest metodą pomiaru stężeń PM_{10} w sposób ciągły. Stężenia pyłu określane są poprzez pomiar promieniowania zaabsorbowanego przez próbkę, eksponowaną na oddziaływanie źródła radioaktywnego (najczęściej węgla C_{14}), detektorem jest licznik Geigera-Müllera.

Zgodnie z Dyrektywą 2008/50/WE, Polska jako kraj członkowski UE, w przypadku stosowania innych niż referencyjna metod pomiarowych stężeń pyłu, musi wykazać, iż uzyskane wyniki są równoważne z metodą referencyjną, bądź zastosować odpowiednie współczynniki korekcyjne (EC, 2010). Zarówno metoda TEOM[®], jak i pomiar pochłaniania promieniowania beta nie są metodami referencyjnymi. Dotychczas w Polsce nie określono współczynników korekcyjnych dla tych metod, zatem w pracy wykorzystano surowe dane pozyskane z bazy danych AirBase, zakładając że są one równoważne z metodą referencyjną.

Na wszystkich stacjach pomiarowych stężenia SO_2 , NO_2 oraz CO były określane za pomocą metod referencyjnych, zgodnych odpowiednio z normami PN-EN 14212, PN-EN 14211 oraz PN-EN 14626. Stężenie SO_2 oznaczane jest z wykorzystaniem fluorescencyjnej metody UV, polegającej na zjawisku fluorescencji SO_2 w ultrafiolecie. Cząsteczki SO_2 , pod wpływem promieniowania ultrafioletowego o długości fali 200 – 220 nm, wzbudzone są do nietrwałych energetycznie form, które wracając do stanu podstawowego, emitują energię w postaci światła o długości fali 240 – 420 nm. Ilość wyemitowanego promieniowania jest proporcjonalna do stężenia SO_2 . Z kolei stężenia NO_2 były określane za pomocą metody chemiluminescencji, czyli emisji energii w postaci światła podczas reakcji chemicznej NO w fazie gazowej z O_3 . W wyniku tej reakcji wytwarza się wzbudzona niestabilna cząsteczka NO_2 , która powracając do stanu podstawowego, emituje promieniowanie w zakresie długości fali 600 – 3 000 nm, z maksimum przypadającym na 1 200 nm, a intensywność tego promieniowania jest proporcjonalna do stężenia NO. W metodzie chemiluminescencyjnej stężenie NO_2 oznaczane jest po jego konwersji do tlenku azotu. Wielkość emisji promieniowania jest w tym przypadku proporcjonalna do sumy stężenia NO powstałego z NO_2 oraz NO zawartego w analizowanej próbce powietrza. Stężenie dwutlenku azotu wyliczane jest na podstawie różnicy pomiędzy wielkością emisji dla próbki, która przeszła przez konwerter, a wielkością emisji dla próbki, która nie została poddana konwersji. Stężenia CO były oznaczane natomiast za pomocą niedyspersyjnej spektroskopii w podczerwieni. Metoda ta działa na zasadzie pochłaniania promieniowania podczerwonego przez cząstki CO, zgodnie z prawem Lambert'a – Beer'a (IOŚ, 2010).

Jako referencyjną stację tła krajowego w Polsce wybrano Stację Kompleksowego Monitoringu Środowiska *Puszcza Borecka*, należącą do Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego.

Stacja, działająca w ramach Europejskiego Programu Monitoringu i Oceny EMEP (*European Monitoring and Evaluation Programme*), zlokalizowana jest na zachodnim skraju Puszczy Boreckiej w Diablej Górze, na granicy gmin Kruklanki i Kowale Oleckie, pomiędzy ciągiem Wielkich Jezior Mazurskich na zachodzie, a pojezierzem Ełckim na wschodzie (Rys 3.9).



Rysunek 3.9. Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska *Puszcza Borecka*. Źródło: <http://www.ios.edu.pl>.

Figure 3.9. Integrated Environment Monitoring Station *Puszcza Borecka*. Source: <http://www.ios.edu.pl>.

Gmina Kruklanki, na terenie której znajduje się stacja, jest terenem o leśno-rolniczym charakterze użytkowania ziemi. Lasy stanowią ponad 50% powierzchni obszaru, natomiast grunty orne oraz łąki i pastwiska odpowiednio 20% i 13% powierzchni, drogi i zabudowa zajmują około 3% i 1.5% powierzchni gminy. Zgodnie z wymogami lokalizacji stacji tła w Programie EMEP, stacja w Diablej Górze oddalona jest od źródeł emisji. Najbliższe miasta powyżej 10 000 mieszkańców (Giżycko i Węgorzewo) oddalone są o ponad 20 km, natomiast droga (powyżej 50 pojazdów dziennie) o 16 km (GIOŚ, 2011). W związku ze swoim położeniem, stacja ta została wybrana jako miejsce referencyjne, w którym określone są udziały transportu zanieczyszczeń na dalekie odległości oraz źródeł regionalnych w stężeniach PM_{10} .

Na stacji w Diablej Górze stężenia PM_{10} w powietrzu atmosferycznym określone są

zgodnie z referencyjną metodą grawimetryczną, natomiast do oznaczenia metali śladowych stosowana jest metoda emisyjnej spektrometrii atomowej z plazmą sprzężoną indukcyjnie (ICP-AES, *Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectroscopy*). Jon siarczanowy i związki azotu azotanowego ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$) oraz związki azotu amonowego ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), na oznaczenie których Laboratorium Monitoringu Środowiska IOŚ-PIB posiada akredytację Państwowego Centrum Akredytacji (nr AB 336), oznaczane są odpowiednio za pomocą elektroforezy kapilarnej oraz kolorymetrii (GIOŚ, 2012b).

Metoda emisyjnej spektrometrii atomowej ICP-AES jest metodą analityczną wykorzystującą promieniowanie wysyłane przez atomy pierwiastków w odpowiednio wysokiej temperaturze. Niektóre elektrony w atomie, wzbudzone w plazmie wytworzonej w gazowym argonie, w której temperatura dochodzi do 10 000 K, zostają przeniesione na poziomy o wyższej energii. Przy powrocie na niższe poziomy emitują one promieniowanie z zakresu rentgenowskiego, charakterystyczne dla wzbudzonego atomu.

W elektroforezie kapilarnej, rozdzielenie mieszaniny związków chemicznych na możliwie jednorodne frakcje prowadzone jest w cienkiej i długiej kapilarze wypełnionej elektrolitem. Do końców kapilary zanurzonych w zasobnikach z odpowiednimi elektrolitami przykładają się wysokie napięcie, co skutkuje powstawaniem pola elektrycznego wewnątrz kapilary. Detekcja rozdzielonych grup makrocząsteczek realizowana jest u ujścia kapilary przy pomocy detektora o konstrukcji zbliżonej do przepływowego detektora stosowanego w chromatografii cieczowej.

Na stacjach pomiarowych pracujących w ramach Programu EMEP, dostępne są pomiary jonów siarczanowych, azotu utlenionego wyrażonego jako suma kwasu azotowego (V) i jonu azotanowego ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$) oraz azotu zredukowanego w postaci sumy amoniaku i jonu amonowego ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$). W powietrzu atmosferycznym jony siarczanowe, azotanowe i amonowe występują w postaci stałej, natomiast kwas azotowy (V) i amoniak są w stanie gazowym. Ponadto, stężenia wszystkich form azotu oraz jonu siarczanowego wyrażone są jako zawartość w powietrzu odpowiednio azotu i siarki. W związku z tym, do analiz przyjęto sumę jonów SIA (C_{ion}), wyrażoną wzorem (Aarnio i in., 2008):

$$C_{ion} = 3.0 \cdot [\text{SO}_4^{2-}]_K + 4.4 \cdot [(\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-)]_N + 1.3 \cdot [(\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)]_N \quad (3.1)$$

gdzie: S i N oznaczają masę związków wyrażoną odpowiednio w ekwiwalencie masy siarki i azotu.

Suma C_{ion} , za Aarnio i in. (2008), została uznana za odpowiedni marker transportu zanieczyszczeń z dalekich odległości (LRT), pomimo faktu, iż oprócz stężeń związków

wchodzących w skład cząstek PM, bierze ona również pod uwagę substancje gazowe, tj. HNO_3 i NH_3 .

Na stacji w Diablej Górze wyniki pomiarów stężeń PM_{10} , a także jonu siarczanowego oraz azotu azotanowego i amonowego dostępne są w uśrednieniu dobowym, natomiast stężenia wszystkich metali śladowych analizowane są jako próbki tygodniowe. W związku z tym, w celu zwiększenia liczby danych wykorzystanych do analizy PCA, tygodniowe sumy stężeń metali zdezagregowano na dane dobowe, wykorzystując wagi uzyskane na podstawie pomiarów pyłu.

3.4. Klasyfikacja epizodów pyłowych

W pracy dokonano podziału epizodów pyłowych, które wystąpiły w 5 miastach Polski w latach 2005 – 2012, w zależności od ich zasięgu przestrzennego, a także od wysokości stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w trakcie epizodu.

Do klasyfikacji epizodów ze względu na ich zasięg przestrzenny przyjęto zmodyfikowaną typologię epizodów wysokich stężeń pyłu w Polsce zastosowaną w ramach projektu KLIMAT. Typologia ta wyróżnia epizody (Ośródko i in., 2012):

- **globalne** – obejmujące obszar prawie całego kraju;
- **regionalne** – obejmujące kilka województw lub regionów;
- **lokalne** – występujące na terenie miasta lub aglomeracji.

Jako epizod globalny klasyfikowano sytuacje, kiedy epizod wystąpił na wszystkich analizowanych stacjach miejskich. Jednak ze względu na stosunkowo rzadkie występowanie wysokich stężeń PM_{10} ($S_{24}(\text{PM}_{10}) > 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) w Szczecinie, uznawano, że epizod ma charakter globalny również w przypadku jego wystąpienia jedynie w miastach środkowej i południowej Polski – w 4 z 5 analizowanych miast. Za epizod typu regionalnego uznawano natomiast sytuację wystąpienia epizodu w 2 lub 3 miastach jednocześnie, w przeciwnym wypadku epizod klasyfikowano jako lokalny.

W celu dokonania klasyfikacji epizodów w odniesieniu do stężeń PM_{10} zastosowano 4-stopniową skalę. Epizody były klasyfikowane na podstawie stężeń pyłu zawieszonego zmierzonych na stacjach tła miejskiego. W celu uniknięcia sytuacji przeszacowania zagrożenia wynikającego z danego epizodu, spowodowanej wystąpieniem ekstremalnego poziomu PM_{10} jednego dnia, jako kryterium przyjęto jednocześnie poziom maksymalnego dobowego stężenia PM_{10} oraz średnie stężenie pyłu z 3 kolejnych dni, w których wystąpiły najwyższe dobowe stężenia pyłu. Ze względu na zróżnicowanie wysokości stężeń PM_{10}

pomiędzy miastami, nie było możliwe ustalenie jednego, wspólnego kryterium dla wszystkich analizowanych miast. W związku z tym, zastosowano inne wartości progowe dla stacji położonych w południowej Polsce (Kraków, Zabrze, Jelenia Góra) oraz inne dla stacji Polski północnej i środkowej (Warszawa, Szczecin). Szczegółowe kryteria klasyfikacji epizodów pyłowych pod kątem wysokości stężeń pyłu przedstawiono w Tabeli 3.2.

Tabela 3.2. Kryteria klasyfikacji epizodów pyłowych pod kątem wysokości stężeń PM₁₀.
Źródło: Opracowanie własne.

Table 3.2. Criteria for classification of PM episodes with respect to PM₁₀ concentrations.
Source: Author's elaboration.

Stopień epizodu	Polska Południowa		Polska Północna i Centralna	
	Stężenie PM ₁₀ [µg/m ³]			
	Max 24h	Średnia z 3 dni	Max 24h	Średnia z 3 dni
IV	> 500	> 400	> 250	> 200
III	250 – 500	200 – 400	200 – 250	150 – 200
II	150 – 250	150 – 200	150 – 200	125 – 150
I	100 – 150	100 – 150	100 – 150	100 – 125

Dla najniższych stopni (I i II) siły epizodu zarówno kryteria dotyczące maksymalnych 24-godzinnych stężeń PM₁₀, jak i średnich stężeń z trzech dni z maksymalnymi stężeniami są zbliżone dla wszystkich analizowanych miast. Natomiast wartości progowe zastosowane dla III i IV stopnia są 2-krotnie wyższe dla miast Polski południowej.

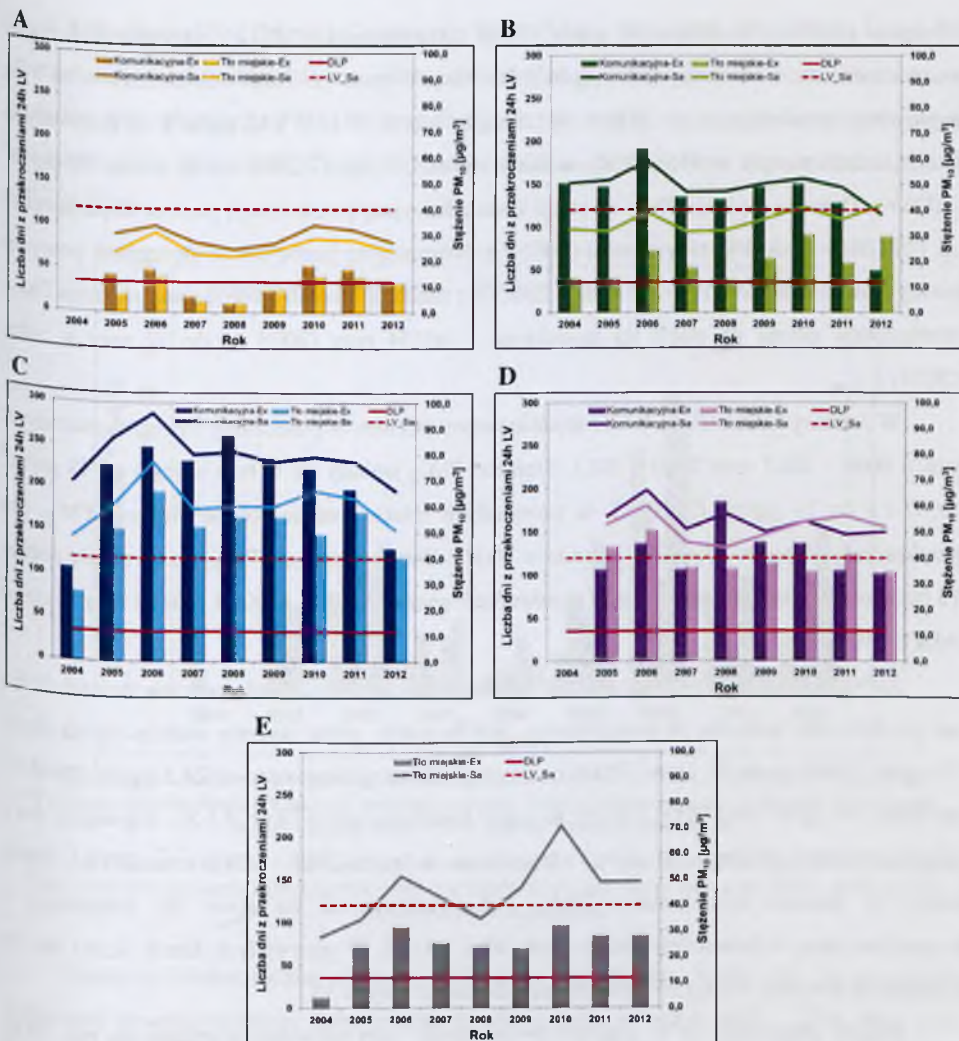
4. WYNIKI BADAŃ I Dyskusja

4.1. Jakość powietrza w latach 2004 – 2012

Dotrzymanie standardów jakości powietrza w poszczególnych miastach analizowano w odniesieniu do liczby dni ze średnimi dobowymi stężeniami PM_{10} przekraczającymi poziom dopuszczalny ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a także średniorocznych stężeń tego zanieczyszczenia powietrza zarejestrowanych na stacjach tła miejskiego i typu komunikacyjnego w okresie 9 lat (2004 – 2012) (Rys. 4.1). Wykorzystano dane z rocznych ocen jakości powietrza przeprowadzonych w województwach zachodnio-pomorskim, mazowieckim, małopolskim, śląskim oraz dolnośląskim w tym okresie.

Kraków jest miastem, w którym zaobserwowano najwyższe średnioroczne stężenia PM_{10} , a także największą liczbę dni z przekroczeniami dobowego poziomu dopuszczalnego. W całym rozpatrywanym okresie, średnie roczne stężenia PM_{10} na stacji Kraków – Nowa Huta przekraczały poziom dopuszczalny ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), wahały się od $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2004 r.) do $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2006 r.). Znacznie wyższe stężenia odnotowano na stacji komunikacyjnej – od $66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2012 r.) do $96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2006 r.). W przypadku stężeń dobowych, ponownie w całym okresie 2004 – 2012, zanotowano przekroczenia dopuszczalnej liczby 35 dni ze stężeniami PM_{10} powyżej $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na stacji tła miejskiego dobowy poziom dopuszczalny przekraczany był od 81 (2004 r.) do 198 razy w ciągu roku (2006 r.), natomiast na stacji komunikacyjnej – od 108 (2004 r.) do aż 262 razy w ciągu roku (2008 r.) (Rys. 4.1.C).

Również w Zabrze (Rys. 4.1.D), w całym rozpatrywanym okresie zanotowano przekroczenia zarówno średniorocznego poziomu dopuszczalnego, jak i liczby dni ze stężeniami powyżej dobowego poziomu dopuszczalnego. Średnie roczne stężenia PM_{10} na stacji tła miejskiego wahały się od $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2008 r.) do $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2006 r.), natomiast na stacji komunikacyjnej – od $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2011 r.) do $66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2006 r.). Dobowe stężenia PM_{10} na stacji tła miejskiego przekraczały poziom dopuszczalny od 105 (lata 2010 i 2012) do 153 razy w ciągu roku (2006 r.), zaś na stacji komunikacyjnej – od 103 (2012 r.) do ponad 180 razy w ciągu roku (2008 r.).



Rysunek 4.1. Liczba dni z przekroczeniami dobowego poziomu dopuszczalnego (24h LV) PM₁₀ (słupki) oraz średnioroczne stężenia PM₁₀ [µg/m³] zarejestrowane w latach 2004 – 2012 na stacjach tła miejskiego (jasne odcienie) i komunikacyjnych (ciemne odcienie) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrze i E) Jeleniej Górze. Czerwoną ciągłą linią oznaczono dopuszczalną liczbę przekroczeń poziomu dopuszczalnego (DLP) wynoszącą 35, natomiast czerwoną przerywaną linią – poziom dopuszczalny dla średniorocznych stężeń PM₁₀ (LV_Sa) równy 40 µg/m³. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.1. Number of days with exceedances of daily PM₁₀ limit value – 24 h LV (bars) and annual mean PM₁₀ concentrations [µg/m³] recorded between 2004 and 2012 at urban background (light shades) and traffic (dark shades) air quality monitoring sites in: A) Szczecin, B) Warsaw, C) Cracow, D) Zabrze and E) Jelenia Góra. Red solid line indicates number of days with the maximum permissible exceedances of the daily limit value in a calendar year (DLP) which equals 35, while the red dashed line indicates limit value for annual mean PM₁₀ concentration (LV_Sa) that is equal to 40 µg/m³. Source: Author's elaboration.

W Warszawie (Rys. 4.1.B) średnioroczne stężenia PM₁₀ przekraczały poziom dopuszczalny w okresie 2004 – 2011 jedynie na stacji komunikacyjnej – wynosiły od

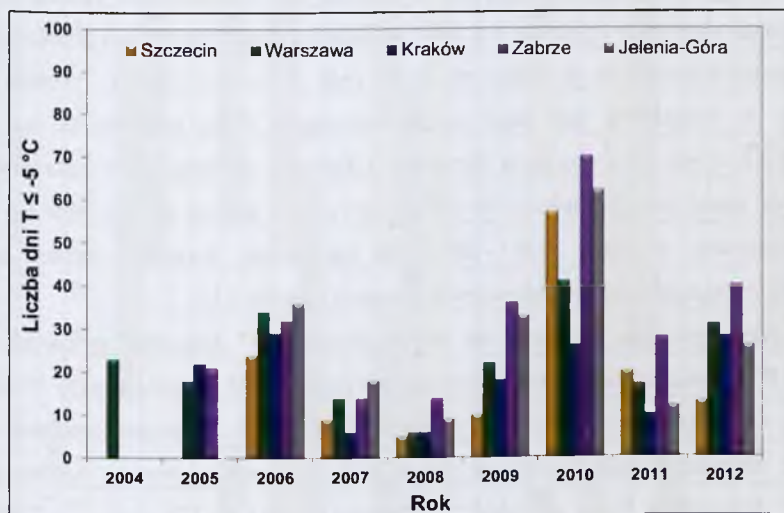
47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2007 r.) do blisko 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2006 r.), natomiast w 2012 r. stężenie PM_{10} było nieznacznie niższe od normy (38.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Na stacji Warszawa–Targówek norma roczna była nieznacznie przekroczone w 2010 r. (41.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz 2012 r. (42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), w pozostałych latach średnie roczne stężenia PM_{10} wahały się od 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2005 r.) do około 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2006 r.). Dobowe stężenia PM_{10} na stacji komunikacyjnej przekraczają poziom dopuszczalny od 129 (2011 r.) do 192 razy w roku (2006 r.). Najmniejszą liczbę dni ze stężeniami powyżej normy zanotowano w 2012 r. (50 dni). Znacznie rzadziej średnie 24-godzinne stężenia PM_{10} przekraczają normę na stacji tła miejskiego – od 34 razy (2008 r.) do 92 razy w roku (2010 r.).

W Jeleniej Górze (Rys. 4.1.E) średnioroczny poziom dopuszczalny był przekroczony w latach 2006 – 2007 oraz 2009 – 2012. Stężenia PM_{10} wahały się w tym okresie od 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2007 r.) do 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2010 r.), w pozostałych latach średnie roczne stężenia PM_{10} nie przekraczały 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ponadto, jedynie w 2004 r. dobowe stężenia PM_{10} przekraczały normę 13 razy, w pozostałych latach liczba przekroczeń wynosiła od 71 (2009 r.) do 98 razy w ciągu roku (2010 r.).

Jedynym miastem, w którym w całym okresie 2004 – 2012 średnioroczne stężenia PM_{10} nie przekraczały poziomu dopuszczalnego, był Szczecin, gdzie stężenia wahały się od około 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2005 r.) do 31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2006 r.) na stacji tła miejskiego oraz od 24.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2008 r.) do blisko 34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (lata 2006 i 2010) na stacji komunikacyjnej (Rys. 4.1.A). Najwięcej dni z przekroczeniami poziomu 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zanotowano w latach 2005 – 2006 oraz 2010 – 2011. Kiedy to poziom dopuszczalny PM_{10} był przekroczony na stacji tła miejskiego i komunikacyjnej, odpowiednio przez około 40 i 50 dni. W pozostałych latach liczba dni ze stężeniami powyżej normy nie przekraczała dopuszczalnych 35.

Należy zauważyć, że w analizowanym okresie zdecydowanie wyróżnia się rok 2006, który w większości miast charakteryzował się zarówno najwyższymi średniorocznymi stężeniami PM_{10} , jak i największą liczbą dni z przekroczeniami dobowego poziomu dopuszczalnego. Średnie roczne stężenia pyłu PM_{10} przekraczały w tym roku normę w Jeleniej Górze (o 25%), Warszawie i Zabrzu (o 50%), a także w Krakowie (o 90% i 140% odpowiednio na stacji tła miejskiego i komunikacyjnej). W Jeleniej Górze wyższe średnioroczne stężenie pyłu zanotowano jedynie w 2010 r. W pozostałych miastach, 2010 r. był drugim w kolejności pod względem wysokości stężeń oraz liczby dni z dobowymi stężeniami przekraczającymi poziom dopuszczalny. W obu tych latach zaobserwowano również największą liczbę dni ze średnią temperaturą powietrza poniżej $-5\text{ }^\circ\text{C}$, przy czym rok 2010 charakteryzował się największą liczbą tego typu dni: 26 w Krakowie, 41 w Warszawie.

57 w Szczecinie, 62 w Jeleniej Górze oraz 70 w Zabrzu (Rys. 4.2). W 2006 r., w którym obserwowano wyższe stężenia zanieczyszczeń powietrza oraz więcej dni z przekroczeniami poziomu dopuszczalnego PM_{10} , zanotowano znacznie mniej dni z niskimi temperaturami powietrza: 24 w Szczecinie, 29 dni w Krakowie, 32 w Zabrzu, 34 w Warszawie oraz 36 w Jeleniej Górze.



Rysunek 4.2. Liczba dni ze średnią dobową temperaturą powietrza $\leq 5^{\circ}\text{C}$ w Szczecinie (żółte słupki), Warszawie (zielone słupki), Krakowie (niebieskie słupki), Zabrzu (fioletowe słupki) i Jeleniej Górze (szare słupki) w latach 2004 – 2012. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.2. Number of days with average daily air temperature $\leq 5^{\circ}\text{C}$ in Szczecin (yellow bars), Warsaw (green bars), Cracow (blue bars), Zabrze (purple bars) and Jelenia Gora (grey bars) during the 2004 – 2012 period.

Source: Author's elaboration.

Najniższe średnioroczne stężenia PM_{10} oraz najmniejszą liczbę dni ze stężeniami dobowymi powyżej poziomu dopuszczalnego odnotowano w latach 2007 – 2008 (Rys. 4.1). Jednocześnie, w tym okresie obserwowano kilkakrotnie mniej – w porównaniu z rokiem 2010 – dni ze średnią temperaturą powietrza poniżej -5°C : od 6 dni w Krakowie do 18 dni w Jeleniej Górze (Rys. 4.2). W 2008 r. na stacjach komunikacyjnych w Krakowie i Zabrzu odnotowano największą liczbę dni z przekroczeniem normy, odpowiednio 262 i 185, pomimo stwierdzenia w obu miastach w tym okresie najmniejszej liczby dni z temperaturą powietrza poniżej -5°C – 6 dni w Krakowie oraz 14 dni w Zabrzu.

4.2. Identyfikacja przyczyn występowania epizodów pyłowych

4.2.1. Katalog epizodów pyłowych

Po przeanalizowaniu danych pomiarowych stężeń PM_{10} w poszczególnych miastach w latach 2004 – 2012 dokonano klasyfikacji występujących w tym okresie epizodów, według zasad przedstawionych w rozdziale 3.4. Sieci automatycznego monitoringu jakości powietrza w większości województw w Polsce tworzone były dopiero w 2004 r. (projekt PHARE 01.05.06), w związku z tym ciągi pomiarowe stężeń PM_{10} rejestrowane na stacjach pomiarowych w tym roku – m.in. w Szczecinie i Zabrzu – zawierają zbyt mało danych, aby można było uznać je za kompletne. W związku z tym, do dalszej analizy wybrano stężenia PM_{10} rejestrowane w latach 2005 – 2012. Dla tego okresu utworzono katalog epizodów pyłowych, występujących w analizowanych miastach (Tabela 4.1).

W rozpatrywanym okresie 8 lat zidentyfikowano 77 epizodów pyłowych, w tym 1 epizod IV stopnia, 10 epizodów III stopnia, 29 epizodów II stopnia, a także 37 epizodów I stopnia. Wszystkie epizody wystąpiły głównie w miesiącach zimowych (grudzień, styczeń, luty), ale również jesienią (wrzesień, październik, listopad) i wczesną wiosną (marzec, kwiecień). Największą liczbę epizodów zanotowano w 2011 r. (13), a także w 2006 r. (12) oraz w 2009 r. (11). Należy jednak zauważyć, iż w latach 2009 i 2011 występowały głównie epizody lokalne, w obu przypadkach zaobserwowano 7 epizodów tego typu, podczas gdy rok 2006 charakteryzował się występowaniem przede wszystkim epizodów globalnych (2) i regionalnych (6). Najmniej epizodów wystąpiło natomiast w 2007 r. (7) oraz w latach 2005 i 2008 (po 5). Jednocześnie epizody, które odnotowano w tych latach charakteryzowały się najniższymi stężeniami PM_{10} – w 2005 i 2008 r. nie zanotowano żadnego epizodu III i IV stopnia, natomiast w roku 2007 wystąpił zaledwie jeden epizod lokalny III stopnia. Ponadto, w tych latach nie zaobserwowano epizodów o zasięgu globalnym. Związane jest to przede wszystkim z warunkami meteorologicznymi w poszczególnych latach, zwłaszcza w 2007 i 2008 r., kiedy zarejestrowano najmniej dni ze średnią temperaturą powietrza poniżej $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$.

W latach 2005 – 2012 w analizowanych miastach zanotowano 6 globalnych epizodów pyłowych, z czego 2 w styczniu 2006 r. i 2 w lutym 2012 r., a pozostałe w styczniu 2010 r., a także na przełomie lutego i marca 2011 r. Najpoważniejszym, w całym rozpatrywanym okresie, był epizod zaobserwowany w dniach 21 – 30 stycznia 2006 r., który jako jedyny osiągnął IV stopień. Według Ośródku in. (2012) był to również epizod o największym zasięgu przestrzennym – 26 stycznia na wszystkich stacjach w Polsce odnotowano wysokie stężenia PM_{10} . Pozostałe epizody globalne były epizodami III stopnia (2006, 2010, 2012) i II stopnia (2011, 2012).

W analizowanym okresie zidentyfikowano również 32 epizody regionalne, obejmujące swoim zasięgiem najczęściej Kraków i Zabrze, rzadziej Kraków, Zabrze i Jelenią Górę. Nie odnotowano natomiast epizodu regionalnego w Polsce północnej i centralnej. Epizody te 4-krotnie osiągały III stopień (styczeń 2006 r., grudzień 2010 r., styczeń 2011 r., grudzień 2012 r.), 14-krotnie II stopień (2 razy w 2005 r., 2 razy w 2006 r., 1 raz w 2007 r., 1 raz w 2009 r., 3 razy w 2010 r., 4 razy w 2011 r., 1 raz w 2012 r.) oraz 14-krotnie najniższy – I stopień (3 razy w 2005 r., 3 razy w 2006 r., 1 raz w 2007 r., 1 raz w 2008 r., 3 razy w 2009 r., 1 raz w 2010 r., 2 razy w 2012 r.).

W rozpatrywanym ośmioleciu zaobserwowano 39 lokalnych epizodów pyłowych, które podobnie jak w przypadku epizodów regionalnych, obejmowały – poza jednym epizodem w Warszawie (w kwietniu 2009 r.) – tylko Polskę południową. Aż 27 przypadków zarejestrowano w Krakowie, w tym 11-krotnie były to epizody II stopnia (2 razy w 2006 r., 2 razy w 2007 r., 2 razy w 2008 r., 2 razy w 2009 r., 1 raz w 2010 r., 1 raz w 2011 r., 1 raz w 2012 r.), a 16-krotnie – I stopnia (3 razy w 2005 r., 1 raz w 2006 r., 2 razy w 2007 r., 2 razy w 2008 r., 2 razy w 2009 r., 1 raz w 2010 r., 5 razy w 2011 r.). Zdecydowanie mniej epizodów lokalnych odnotowano w Zabrzu (5) oraz w Jeleniej Górze (6). Epizod obserwowany w Zabrzu w lutym 2009 r. osiągnął II stopień, natomiast epizody z lutego 2005 r., marca 2006 r. oraz marca i października 2012 r. były epizodami I stopnia. W Jeleniej Górze natomiast 4-krotnie wystąpiły epizody III stopnia (grudzień 2007 r., grudzień 2009 r., luty 2010 r., styczeń 2012 r.), a także II i I stopnia, odpowiednio w lutym 2010 r. oraz w lutym 2011 r. W Szczecinie nie zanotowano żadnego epizodu lokalnego.

4.2.2. Ogólna charakterystyka epizodów wybranych do analizy

Do dalszej analizy wybrano 5 epizodów pyłowych, w tym 4 globalne (IV, III i II stopnia) i 1 regionalny (II stopnia). Epizody te, których krótką charakterystykę przedstawiono w Tabeli 4.2, wystąpiły w okresach:

1. 21 – 30 stycznia 2006 (w dalszej części pracy określane jako *epizod 1*)
2. 7 – 16 stycznia 2009 (w dalszej części pracy określane jako *epizod 2*)
3. 22 – 28 stycznia 2010 (w dalszej części pracy określane jako *epizod 3*)
4. 21 lutego – 6 marca 2011 (w dalszej części pracy określane jako *epizod 4*)
5. 5 – 15 lutego 2012 (w dalszej części pracy określane jako *epizod 5*)

Jak już wspomniano, epizod 1 był najpoważniejszym w całym analizowanym okresie 2005 – 2012, i równocześnie jedynym, który sklasyfikowano jako epizod IV stopnia (Tabela 4.1). Należy podkreślić, iż stężenia PM_{10} rejestrowane w styczniu 2006 r. osiągały poziomy nie notowane w historii pomiarów stężeń PM_{10} w Polsce (Tabela 4.2). Średnie stężenia PM_{10} w czasie tego epizodu wahały się od ponad $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Szczecinie ($125.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i Warszawie ($122.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aż do $286.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie oraz $303.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu. W Jeleniej Górze średnie stężenie pyłu wynosiło $146.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Maksymalne dobowe stężenia PM_{10} , rejestrowane w trakcie epizodu w Szczecinie i Warszawie wynosiły odpowiednio $287 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $296.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, przekraczając blisko 6-krotnie dobowy poziom dopuszczalny. Nieco niższe maksymalne stężenie zanotowano w Jeleniej Górze – $243 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najwyższe dobowe stężenia PM_{10} , przekraczające poziom dopuszczalny blisko 12-krotnie oraz 15-krotnie, wystąpiły odpowiednio w Krakowie ($592 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i Zabrzu ($778 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

W trakcie epizodu 1 rejestrowano również najwyższe 1-godzinne stężenia PM_{10} (Tabela 4.2), które w Jeleniej Górze i Szczecinie wynosiły odpowiednio $330 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $390 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast w Warszawie dochodziły do $570 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najwyższe 1-godzinne stężenia pyłu zanotowano, podobnie jak w przypadku stężeń dobowych, w Krakowie i Zabrzu – odpowiednio $721 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $962 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Analizę tego epizodu przeprowadzono według oryginalnej metodyki zaproponowanej przez Judę-Rezler i in. (2011).

Należy podkreślić, iż w Szczecinie, pomimo występowania w kolejnych latach maksymalnych dobowych stężeń PM_{10} przekraczających $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nie odnotowano epizodów pyłowych. W latach 2010 – 2012 maksymalne stężenia PM_{10} obserwowane w tym mieście wahały się od $118.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w 2011 r.) do $161.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w 2010 r.), natomiast w 2009 r. dobowe stężenia pyłu nie przekroczyły $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (maksymalne – $87 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabela 4.2. Charakterystyka analizowanych epizodów pyłowych z lat 2006 – 2012.

Źródło: Opracowanie własne.

Table 4.2. Characteristic of analyzed PM episodes from the 2006 – 2012 period. Source: Author's elaboration.

Epizod	Okres wystąpienia	Miasto	Stężenie PM ₁₀ [µg/m ³]			Typ epizodu
			MAX 24h	ŚR 24h	MAX 1h	
1	21-30.01.2006	Szczecin	287.0	125.9	390.0	Globalny IV stopnia
		Warszawa	296.3	122.8	566.8	
		Kraków	592.0	286.2	721.0	
		Zabrze	778.0	303.5	962.0	
		Jelenia Góra	243.0	146.1	330.0	
		DIABLA	88.7	43.3	-	
2	07-16.01.2009	Szczecin	87.0	41.6	147.0	Regionalny II stopnia
		Warszawa	159.7	72.5	220.1	
		Kraków	224.5	132.1	471.0	
		Zabrze	181.0	115.9	377.0	
		Jelenia Góra	371.8	259.1	375.0	
		DIABLA	115.4	36.7	-	
3	22-28.01.2010	Szczecin	161.6	74.1	236.0	Globalny III stopnia
		Warszawa	250.1	134.6	366.1	
		Kraków	381.0	162.7	489.0	
		Zabrze	277.0	141.6	509.0	
		Jelenia Góra	480.6	266.7	771.0	
		DIABLA	56.2	38.1	-	
4	21.02-06.03.2011	Szczecin	118.4	75.1	292.0	Globalny II stopnia
		Warszawa	174.3	88.6	314.2	
		Kraków	240.0	101.4	373.0	
		Zabrze	417.0	118.2	1 040.0	
		Jelenia Góra	224.4	145.0	233.0	
		DIABLA	-	-	-	
5	05-15.02.2012	Szczecin	140.0	65.9	237.0	Globalny III stopnia
		Warszawa	223.1	110.2	433.6	
		Kraków	309.0	166.8	448.0	
		Zabrze	614.0	229.8	1 054.0	
		Jelenia Góra	342.0	175.8	-	
		DIABLA	70.6	41.9	-	

Epizod 2 był drugim, po epizodzie z 2006 r., najpoważniejszym w ostatnich latach, chociaż stężenia pyłu notowane w jego trakcie były znacznie niższe niż w styczniu 2006 r.

(Tabela 4.2). W Warszawie średnie stężenia PM_{10} dochodziły do $135 \mu\text{g}/\text{m}^3$, w Zabrzu przekraczały $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a w Krakowie – $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Maksymalne dobowe stężenia pyłu przekraczały $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($250.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Warszawie, $277 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu, $381 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie), zaś 1-godzinne stężenia osiągały $366.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $489 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $509 \mu\text{g}/\text{m}^3$, odpowiednio w Warszawie, Krakowie i Zabrzu. Najwyższe stężenia obserwowano w Jeleniej Górze, gdzie średnie stężenie PM_{10} w trakcie epizodu wynosiło $266.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast maksymalne dobowe i 1-godzinne osiągały odpowiednio $480.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $771 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jelenia Góra okazała się również jedynym miastem, w którym w styczniu 2010 r. notowano wyższe stężenia niż w 2006 r.

W trakcie kolejnego epizodu globalnego III stopnia – epizodu 5 – notowano nieco niższe, niż w 2010 r., stężenia PM_{10} (Tabela 4.2). Najniższe stężenia pyłu obserwowano ponownie w Warszawie, gdzie średnie stężenie wynosiło $110.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, maksymalne 24-godzinne – $223.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, zaś 1-godzinne – $433.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wyższe stężenia notowano w Krakowie i Jeleniej Górze, gdzie średnie stężenia PM_{10} wynosiły odpowiednio $166.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $175.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dobowe stężenia przekraczały zaś $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($309 \mu\text{g}/\text{m}^3$, w Krakowie, $342 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Jeleniej Górze), natomiast 1-godzinne stężenie pyłu w Krakowie wynosiło blisko $450 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najwyższe stężenia wystąpiły w Zabrzu, gdzie średnie i dobowe stężenia PM_{10} osiągnęły odpowiednio $229.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $614 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W czasie tego epizodu zanotowano maksymalne 1-godzinne stężenia pyłu powyżej $1054 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tak wysokie stężenia wystąpiły w Zabrzu jeszcze tylko podczas epizodu w 2011 r. ($1040 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Ostatni z analizowanych globalnych epizodów pyłowych – epizod 4 – został sklasyfikowany jako epizod II stopnia (Tabela 4.2). We wszystkich miastach średnie stężenia PM_{10} nie przekraczały $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($88.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Warszawie, $101.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie, $118 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu, $145 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Jeleniej Górze). Maksymalne dobowe stężenia pyłu wahały się natomiast od $174.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Warszawie, przez ponad $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie i Jeleniej Górze, do $417 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu, gdzie także 1-godzinne stężenia były najwyższe ($1040 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W pozostałych miastach 1-godzinne stężenia pyłu były ponad 3-krotnie niższe i wynosiły $233 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Jeleniej Górze, $314.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Warszawie oraz $373 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie.

Epizod 3 został zakwalifikowany jako regionalny epizod II stopnia. W Warszawie nie stwierdzono obecności epizodu, chociaż maksymalne dobowe stężenie PM_{10} wyniosło $159.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, to jednak wartość ta nie utrzymała się przez 3 kolejne dni. W miastach południowej Polski średnie stężenia pyłu w czasie epizodu wynosiły $116 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $132 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $259 \mu\text{g}/\text{m}^3$ odpowiednio w Zabrzu, Krakowie i Jeleniej Górze. Maksymalne dobowe

stężenia pyłu osiągnęły natomiast poziom $181 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrze, $224 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie oraz $371 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Jeleniej Górze. Dodatkowo, 1-godzinne stężenia pyłu przekraczały $370 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrze i Jeleniej Górze, a także $470 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie (Tabela 4.2).

Na stacji tła krajowego w Diablej Górze najwyższe średnie stężenie PM_{10} w trakcie epizodu zaobserwowano, podobnie jak na pozostałych stacjach, w 2006 r. – $43.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a poziom $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ przekroczyło ono jeszcze tylko w 2012 r. ($41.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W latach 2009 i 2010 średnie stężenie wynosiło odpowiednio $36.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $38.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najwyższe 24-godzinne stężenie PM_{10} zanotowano w 2009 r. – $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – podczas pozostałych epizodów maksymalne stężenie pyłu nie przekroczyło $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, osiągając $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w 2010 r., $70.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w 2012 r. oraz $88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w 2006 r.

Szczegółową analizę 5 wybranych epizodów pyłowych zawarto w rozdziałach 4.2.3 – 4.2.6.

4.2.3. Przebiegi stężeń PM_{10}

Pierwszym etapem analizy przyczyn wystąpienia epizodów pyłowych było porównanie przebiegów stężeń pyłu PM_{10} zarejestrowanych na stacjach tła miejskiego (UB) i odpowiadających im stacjach tła regionalnego (REG), a także na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (DIABLA). Na Rys. 4.3 – 4.7 przedstawiono przebiegi dobowych stężeń PM_{10} w miesiącach, w których wystąpiły analizowane epizody pyłowe: w styczniu 2006 r. (Rys 4.3), w styczniu 2009 r. (Rys 4.4), w styczniu 2010 r. (Rys 4.5), w okresie od 1 lutego do 15 marca 2011 r. (Rys 4.6) oraz w lutym 2012 r. (Rys 4.7). Na rysunkach zaznaczono także aktualnie obowiązujące w Polsce poziomy: informowania społeczeństwa o ryzyku przekroczenia poziomu alarmowego ($\text{INF} = 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz alarmowy ($\text{AV} = 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla pyłu PM_{10} . Należy jednak podkreślić, iż w 2006 r. poziomy te nie były prawnie wiążące. W kolejnych latach – aż do października 2012 r. – obowiązywał jedynie *poziom informowania społeczeństwa o ryzyku wystąpienia przez trzy kolejne doby niekorzystnych skutków zdrowotnych*, wynoszący $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

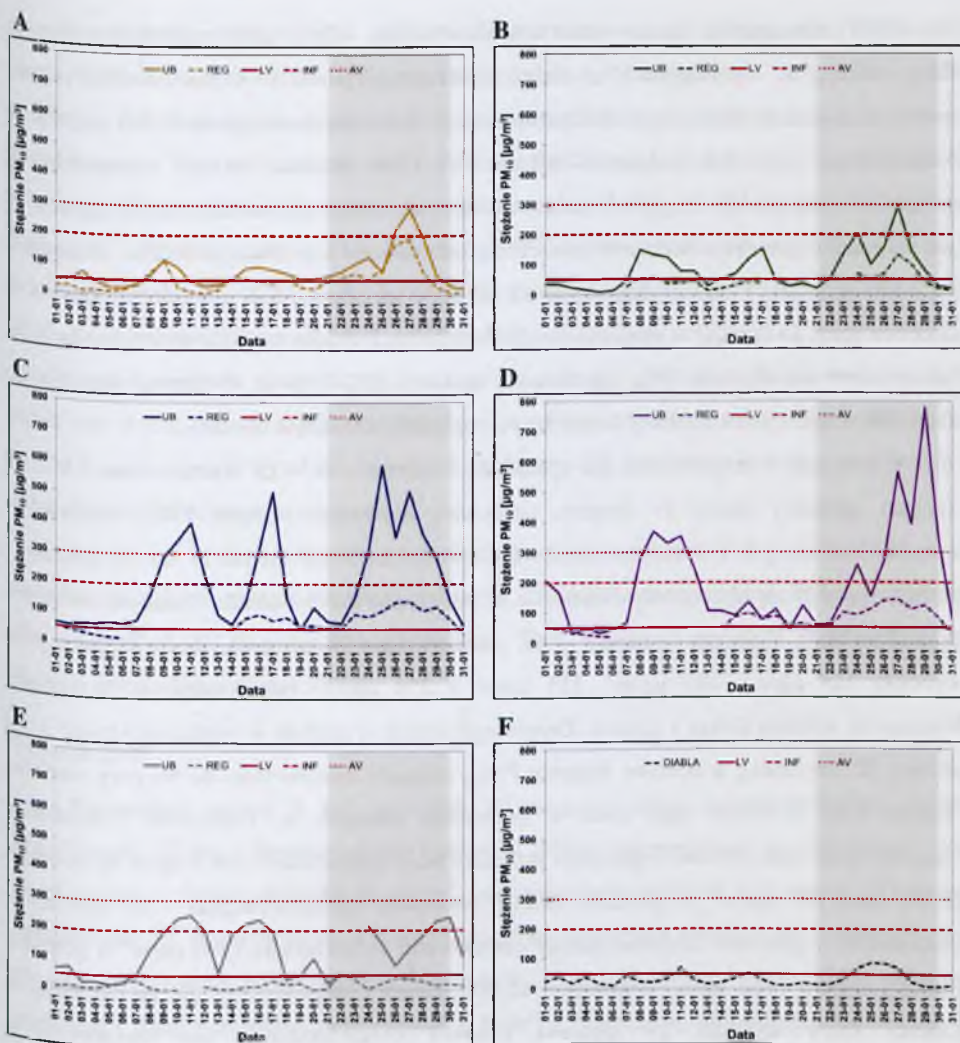
Styczeń 2006

W styczniu 2006 r. zaobserwowano 3 epizody pyłowe występujące bezpośrednio po sobie. Pierwszy z nich, sklasyfikowany jako globalny epizod III stopnia, trwał od 6 do 13 stycznia (Tabela 4.1). W tym czasie we wszystkich miastach, rejestrowano dobowe stężenia PM_{10} znacznie przekraczające poziom dopuszczalny. Jedynie w Szczecinie nie

zidentyfikowano epizodu, pomimo przekroczenia poziomu dopuszczalnego w dniach 8 – 10 stycznia. Maksymalne stężenie pyłu wyniosło $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (9 stycznia), zaś w pozostałych dniach utrzymywało się poniżej poziomu $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rys. 4.3.A). W Warszawie maksymalne dobowe stężenie PM_{10} , wynoszące blisko $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wystąpiło 8 stycznia (Rys. 4.3.B). W Jeleniej Górze (Rys. 4.3.E) w dniach 10 – 12 stycznia zanotowano stężenia od $203 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$, przekraczające poziom INF. Natomiast najwyższe stężenia PM_{10} , przekraczające także poziom alarmowy, zanotowano w pozostałych miastach Polski południowej. W Krakowie poziom ten został przekroczony 10 i 11 stycznia, kiedy stężenia pyłu wynosiły $343 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $402 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rys. 4.3.C). W Zabrzu natomiast poziom alarmowy przekroczony był w dniach 9 – 11 stycznia, w ciągu 3 kolejnych dni zanotowano średniodobowe stężenia PM_{10} wynoszące $369 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $333 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $353 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rys. 4.3.D).

Na wszystkich stacjach tła regionalnego obserwowano w trakcie tego epizodu niskie stężenia pyłu. Na stacji REG dla Warszawy oscylowały one wokół $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast dla Jeleniej Góry (J-REG) nie przekraczały $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co może świadczyć o dużym udziale lokalnych źródeł emisji w stężeniach pyłu w trakcie tego epizodu. Na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (Rys. 4.3.F) dobowe stężenia PM_{10} podczas epizodu wahały się od $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do ponad $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, maksymalne stężenie odnotowano, podobnie jak na wszystkich stacjach UB, 11 stycznia ($71 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Wyższe stężenia pyłu zanotowano natomiast na stacji REG dla Szczecina, gdzie rejestrowano stężenia na poziomie zbliżonym do stacji UB, co z kolei może wskazywać na duży udział regionalnych źródeł emisji w stężeniach PM_{10} tym mieście. Na stacji tła regionalnego dla Krakowa i Zabrza odnotowano brak pomiarów w trakcie epizodu, co uniemożliwia ocenę udziału potencjalnych źródeł emisji w stężeniach pyłu w tych miastach.

Kolejny epizod, który wystąpił w dniach 13 – 19 stycznia, był regionalnym epizodem III stopnia (Tabela 4.1). W miastach Polski północnej i środkowej (Rys. 4.3.A-B) odnotowano wzrost stężeń pyłu w tym okresie, do około $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Szczecinie oraz do $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Warszawie, jednak w obu przypadkach nie zidentyfikowano epizodu. Stosunkowo niskie stężenia rejestrowano również w Zabrzu (Rys. 4.3.D), gdzie dobowe stężenia PM_{10} wahały się od $76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $134 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Znacznie wyższe stężenia pyłu – ponad 4-krotnie przekraczające poziom dopuszczalny, a także poziom INF – zanotowano w Jeleniej Górze, z maksymalną wartością wynoszącą $236 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rys. 4.3.E).



Rysunek 4.3. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu g/m^3$] zmierzonych w styczniu 2006 r. na stacjach tła miejskiego (UB) (linia ciągła) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrze, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy dopuszczalny (LV = $50 \mu g/m^3$), poziom informowania (INF = $200 \mu g/m^3$) oraz poziom alarmowy (AV = $300 \mu g/m^3$) dla pyłu PM_{10} . Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS (F).

Figure 4.3. Patterns of PM_{10} daily concentrations [$\mu g/m^3$] measured in January 2006 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = $50 \mu g/m^3$), information threshold (INF = $200 \mu g/m^3$) and alert threshold (AV = $300 \mu g/m^3$) for PM_{10} , respectively. Days of the episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

Najwyższe stężenia obserwowano w Krakowie (Rys. 4.3.C), gdzie maksymalne stężenie PM_{10} – $505 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – wystąpiło 17 stycznia, przekraczając ponad 10-krotnie standard jakości powietrza, a poziom alarmowy został przekroczony także poprzedniego dnia ($318 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W Diablej Górze (Rys. 4.3.F) dobowe stężenia PM_{10} były zbliżone do tych z poprzedniego epizodu (od $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), jednak ze znacznie mniejszym maksimum ($53 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W tym przypadku ponownie maksymalne stężenie odnotowano tego samego dnia co na stacjach UB – 16 stycznia. Przebieg dobowych stężeń pyłu na stacji REG dla Jeleniej Góry i w Krakowa może świadczyć o znaczącym udziale lokalnych źródeł emisji w tych epizodach. W Zabrzu natomiast stężenia PM_{10} rejestrowane na stacji REG były na zbliżonym poziomie do stacji UB, wskazując na większy udział źródeł regionalnych na tym obszarze.

Występujący bezpośrednio po epizodach z okresów 6 – 13 stycznia oraz 13 – 19 stycznia, globalny epizod IV stopnia, cechowały najwyższe stężenia PM_{10} , zarówno w styczniu 2006 r., jak i w całym okresie 2005 – 2012. Trwał on od 21 do 30 stycznia i charakteryzował się obecnością dwóch – a w przypadku Zabrza trzech – maksimum stężeń pyłu (Rys. 4.3). Pierwszy – niższy – pik obserwowano 24 stycznia, kiedy stężenia pyłu wynosiły $129 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $203 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $215 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $258 \mu\text{g}/\text{m}^3$, odpowiednio w Szczecinie, Warszawie, Jeleniej Górze i Zabrzu. Drugie maksimum wystąpiło w większości miast 3 dni później (27 stycznia), a dobowe stężenia PM_{10} osiągały nienotowane do tej pory wartości (Tabela 4.2). Również tego dnia w godzinach nocnych w Warszawie i Krakowie zarejestrowano maksymalne 1-godzinne stężenia PM_{10} , odpowiednio $566.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 22.00) oraz $721 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 19.00). Natomiast następnego dnia – 28 stycznia – maksymalne 1-godzinne stężenia zostały odnotowane w Szczecinie ($390 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o godzinie 12.00) i Zabrzu ($962 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o godzinie 22.00). Trzeci – najwyższy – pik stężeń PM_{10} w Zabrzu, który wystąpił 29 stycznia również charakteryzował się niespotykanym średniodobowym stężeniem pyłu – $778 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W Jeleniej Górze drugi pik stężeń PM_{10} ($243 \mu\text{g}/\text{m}^3$) obserwowany był najpóźniej, ostatniego dnia epizodu – 30 stycznia. W Krakowie epizod miał inny przebieg, bowiem wyższe stężenie PM_{10} – $592 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – rejestrowano w czasie pierwszego pik, który wystąpił dzień później niż w pozostałych miastach (25 stycznia), przy czym już 24 stycznia zanotowano najwyższe stężenie PM_{10} równe $314 \mu\text{g}/\text{m}^3$, przekraczające także poziom alarmowy. Drugi, niższy pik ($507 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wystąpił także 27 stycznia, kiedy na pozostałych stacjach UB obserwowano maksymalne stężenia (Rys 4.3.C). Na stacji w Diablej Górze poziom dopuszczalny dla PM_{10} został przekroczony w ciągu 4 kolejnych dni – od 24 do 27 stycznia – a stężenia pyłu wahały się w tym czasie od $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do blisko $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rys. 4.3.F). Na pozostałych stacjach REG stężenia pyłu były

znacznie wyższe, przekraczając poziom dopuszczalny nawet kilkakrotnie. Porównanie przebiegów dobowych stężeń PM_{10} na stacjach UB i REG wskazuje na znaczny udział lokalnych źródeł emisji w stężeniach pyłu we wszystkich analizowanych miastach. Jest on największy w Warszawie, Krakowie i Zabrzu, dla których na stacji tła regionalnego w Tłuszczu i Złotym Potoku obserwowano najniższe stężenia PM_{10} – odpowiednio $132 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $143 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wyższe stężenia PM_{10} na stacji REG dla Szczecina ($186 \mu\text{g}/\text{m}^3$) świadczą o większym udziale regionalnych źródeł emisji w stężeniach pyłu w tym mieście. Jediną stacją REG, na której stwierdzono dobowy przebieg PM_{10} zbliżony do przebiegu na stacji w Diablej Górze była Czerniawa, stacja tła regionalnego dla Jeleniej Góry (Rys. 4.3.E). Podobieństwo przebiegu stężeń pyłu do stacji zlokalizowanej w najczystszej części Polski wskazuje, że w tym mieście, epizod wysokich stężeń pyłu związany był w największym stopniu z emisją z lokalnych źródeł antropogenicznych.

Analizując rozkład przestrzenny stężeń pyłu zaobserwowanych w styczniu 2006 r. na stacjach miejskich można również zauważyć znaczny wzrost stężeń PM_{10} z północy (Szczecin; Rys. 4.3.A) i centrum (Warszawa; Rys. 4.3.B) na południe Polski (Kraków, Zabrze, Jelenia Góra; Rys. 4.3.C-E).

Styczeń 2009

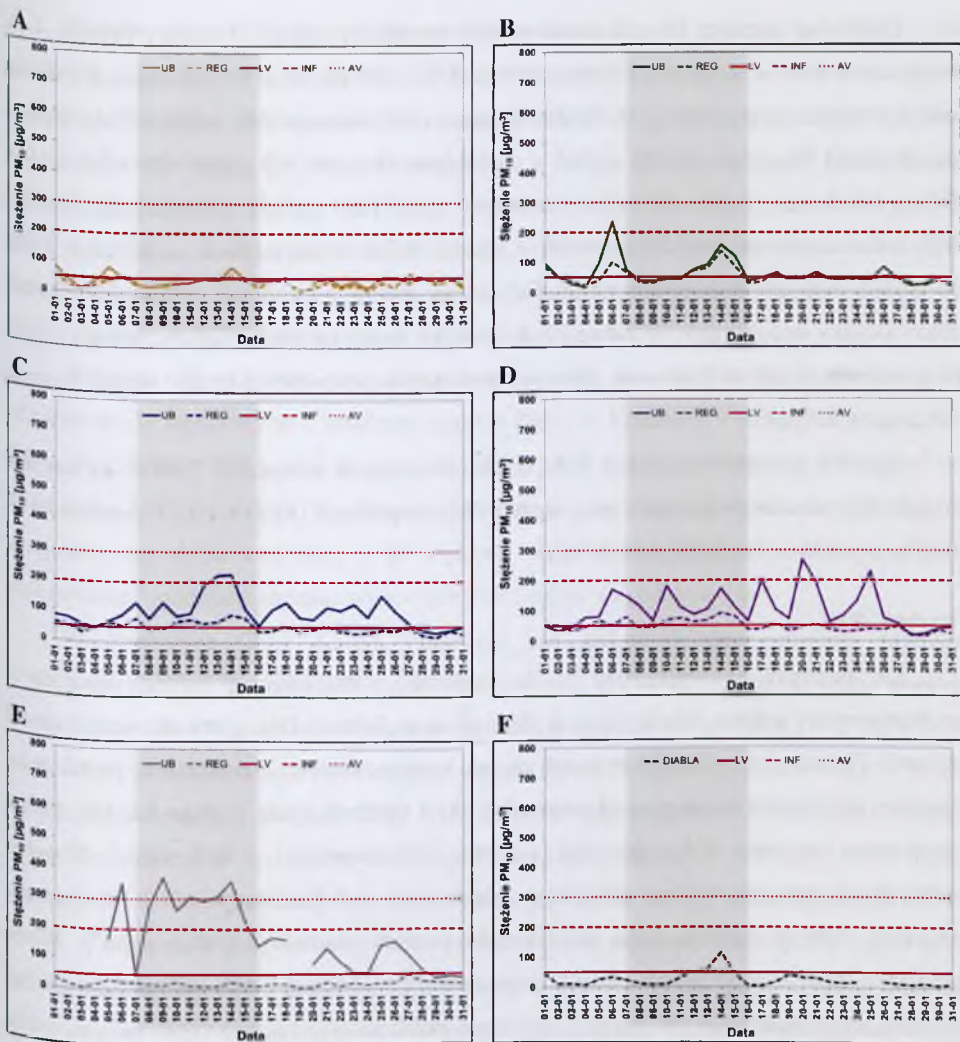
Regionalny epizod 3 był epizodem II stopnia i objął swoim zasięgiem miasta południowej Polski. Średniodobowe stężenia PM_{10} rejestrowane w Szczecinie nie przekraczały w czasie epizodu $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, zaś najwyższe stężenie wynoszące $87 \mu\text{g}/\text{m}^3$ odnotowano 14 stycznia (Rys. 4.4.A). Tego dnia najwyższe stężenia były obserwowane również w pozostałych analizowanych miastach, a według Ośródki i in. (2012) także na większości stacji pomiarowych w Polsce. Z kolei w Warszawie, 24-godzinne stężenia pyłu wahały się w tym okresie od $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do blisko $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ale jak już wspomniano, w tym przypadku również nie zidentyfikowano epizodu (Rys. 4.4.B).

Bezpośrednio przed okresem epizodu – 6 stycznia – w Warszawie i Jeleniej Górze zanotowano stężenia PM_{10} przekraczające odpowiednio poziom informowania społeczeństwa ($236.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz poziom alarmowy ($351 \mu\text{g}/\text{m}^3$), nieco niższe stężenie wystąpiło tego dnia w Zabrzu – $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W Szczecinie najwyższe stężenie pyłu – $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – odnotowano dzień wcześniej (5 stycznia), natomiast w Krakowie dzień później ($130 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Należy zauważyć, iż wzrostowi stężeń na stacjach UB towarzyszył w tych dniach wzrost stężeń na stacjach REG, w tym także w Diablej Górze, od $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co może świadczyć o dużym wpływie źródeł regionalnych oraz LRT na stężenia PM_{10} w całej Polsce.

Epizod charakteryzował się występowaniem dwóch maksimumów stężeń PM_{10} w Zabrzu (Rys. 4.4.D) i w Jeleniej Górze (Rys. 4.4.E), przy czym w obu przypadkach pierwszy pik był nieznacznie wyższy. W Zabrzu maksymalne średniodobowe stężenia PM_{10} , ponad 3-krotnie przekraczające poziom dopuszczalny, obserwowano 10 stycznia oraz 14 stycznia (odpowiednio $181 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $171 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W Jeleniej Górze przez cały epizod występowały stężenia pyłu od 5 do 7 razy przekraczające poziom dopuszczalny. Pierwszy pik zanotowano dzień wcześniej niż w Zabrzu – 9 stycznia ($372 \mu\text{g}/\text{m}^3$), drugi pik ($358 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zarejestrowano, tak jak w pozostałych miastach, 14 stycznia.

W Krakowie epizod miał inny przebieg, charakteryzował się trzema maksimumami stężeń PM_{10} , przy czym pierwsze wystąpiło już pierwszego dnia epizodu – 7 stycznia (Rys. 4.4.C). Drugi pik zanotowano dwa dni później – 9 stycznia, średniodobowe stężenie pyłu było takie samo jak w czasie pierwszego maksimum i wynosiło $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Trzeci pik obserwowany był 14 stycznia ($224.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a już dzień wcześniej odnotowano stężenie przekraczające poziom informowania społeczeństwa ($221.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Również 13 stycznia, o godzinie 23.00, obserwowano maksymalne 1-godzinne stężenie pyłu równe $471 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W Diablej Górze (Rys. 4.4.F) w pierwszych dniach epizodu notowano stosunkowo niskie dobowe stężenia PM_{10} (od $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$), w kolejnych dniach obserwowano wyższe stężenia, które wahały się od blisko $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do aż $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ponownie maksymalne stężenie odnotowano tego samego dnia co na stacjach UB – 14 stycznia.

Pomimo braku epizodu, na stacji REG dla Warszawy zaobserwowano, zbliżony do stacji DIABLA, przebieg dobowych stężeń PM_{10} , co przy niemal pokrywającym się przebiegu stężeń na stacji UB może świadczyć o pomijalnym udziale w stężeniach pyłu lokalnych źródeł emisji. W przeciwieństwie do Warszawy, przebieg stężeń pyłu – nie przekraczających $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – na stacji REG dla Jeleniej Góry wskazuje natomiast na znaczący udział źródeł lokalnych w poziomach PM_{10} rejestrowanych w okresie epizodu. Przebieg stężeń pyłu na stacji REG w Złotym Potoku – od $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – świadczy z kolei o większym udziale w Krakowie i Zabrzu regionalnych źródeł emisji.



Rysunek 4.4. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM₁₀ [µg/m³] zmierzonych w styczniu 2009 r. na stacjach tła miejskiego (UB) (linia ciągła) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrze, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy poziom dopuszczalny (LV = 50 µg/m³), poziom informowania (INF = 200 µg/m³) oraz poziom alarmowy (AV = 300 µg/m³) dla pyłu PM₁₀. Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMŚ (F).

Figure 4.4. Patterns of PM₁₀ daily concentrations [µg/m³] measured in January 2009 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = 50 µg/m³), information threshold (INF = 200 µg/m³) and alert threshold (AV = 300 µg/m³) for PM₁₀, respectively. Days of the episode threshold are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

Do końca miesiąca obserwowano jeszcze regionalny epizod II stopnia (Tabela 4.1), który zanotowano w Krakowie i Zabrzu w dniach 20 – 27 stycznia. W obu miastach miał on jednak zupełnie inny przebieg. W Krakowie przez cały okres epizodu stężenia PM_{10} wahały się od ponad $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, z maksimum równym $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (25 stycznia). W Zabrzu zanotowano 2 piki – 20 i 25 stycznia ($269 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $231 \mu\text{g}/\text{m}^3$), przekraczające poziom INF. Jednocześnie na stacji REG w trakcie epizodu rejestrowano stężenia na poziomie około $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co może wskazywać z jednej strony na emisję z lokalnych źródeł jako czynnik determinujący stężenia pyłu w Zabrzu, z drugiej zaś strony na źródła regionalne wpływające na wysokość stężeń w Krakowie, gdzie w tym okresie notowano 2-krotnie niższe stężenia PM_{10} niż w Zabrzu.

Rozkład przestrzenny stężeń PM_{10} zaobserwowanych w styczniu 2009 r. na stacjach miejskich ponownie pokazuje wzrost stężeń PM_{10} z północy (Rys. 4.4.A) i centrum (Rys. 4.4.B) na południe Polski (Rys. 4.4.C-E).

Styczeń 2010

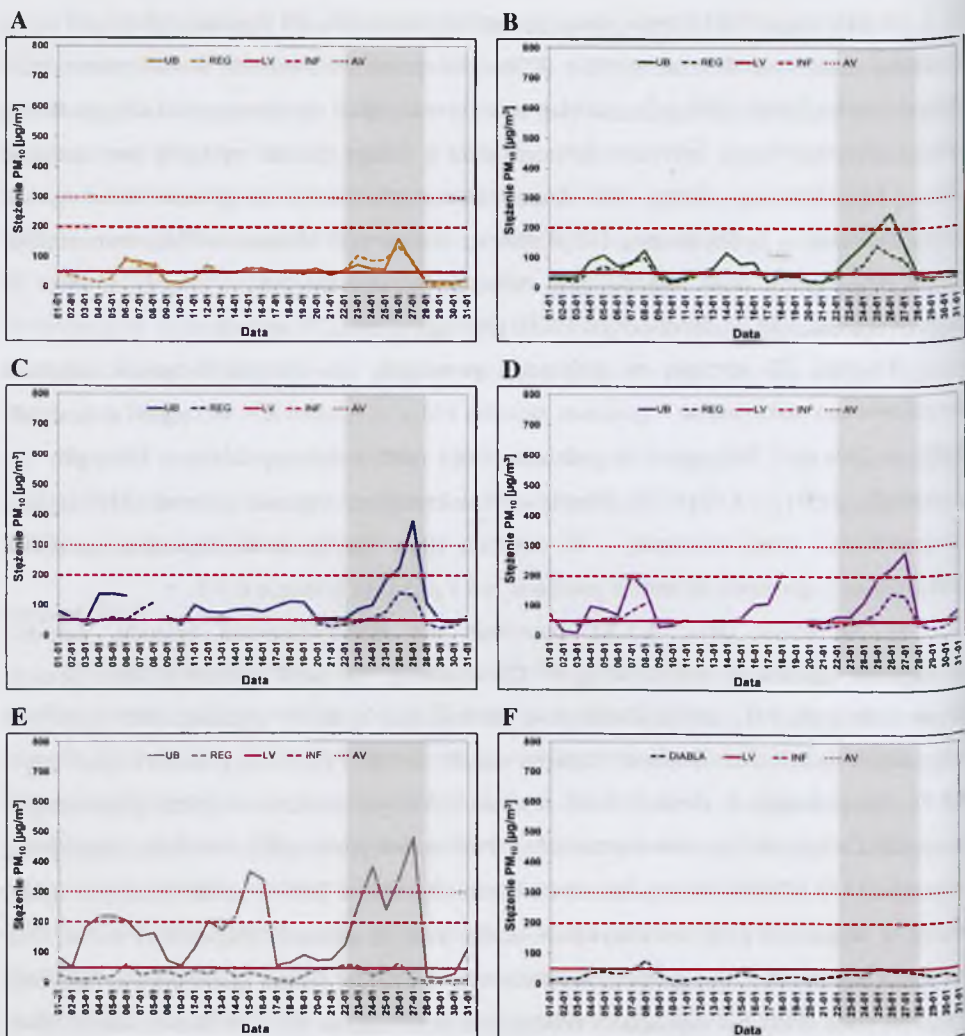
Od początku stycznia 2010 r. do momentu wystąpienia globalnego epizodu 2 zaobserwowano jedynie lokalny epizod III stopnia w Jeleniej Górze, trwający od 1 do 17 stycznia (Tabela 4.1). Charakteryzował się on występowaniem 2 maksimów stężeń pyłu. Pierwszy pik pojawił się na początku epizodu – 4 i 5 stycznia, kiedy w ciągu 2 kolejnych dni zanotowano stężenia PM_{10} powyżej poziomu informowania – $219 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Drugi i jednocześnie znacznie wyższy pik stężeń odnotowano pod koniec epizodu – 15 stycznia, wówczas dobowe stężenie pyłu przekroczyło poziom alarmowy ($366.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Warto zauważyć, że w trakcie całego epizodu stężenia pyłu w Jeleniej Górze nie spadały poniżej poziomu dopuszczalnego ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 5-krotnie przekraczając także poziom informowania (4, 5, 6, 12 oraz 14 stycznia), a także 2-krotnie poziom alarmowy (15 i 16 stycznia). W pozostałych miastach nie zidentyfikowano w tym okresie epizodu wysokich stężeń pyłu, chociaż kilkakrotnie występowały stężenia przekraczające poziom $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W Warszawie sytuacja taka miała miejsce 5 i 14 stycznia ($107.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $117.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), w Krakowie natomiast 3-krotnie – w dniach 4 – 6 stycznia, kiedy stężenia PM_{10} wahały się od $131 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $138 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W Zabrzu w ciągu ponad 2-tygodniowego okresu stężenia pyłu powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zarejestrowano 4-krotnie – 7 stycznia ($204 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 8 stycznia ($154 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 16 stycznia ($106 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz 17 stycznia ($110 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W Szczecinie najwyższe stężenia PM_{10} obserwowano 6 i 7 stycznia, odpowiednio $90.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$, w pozostałych dniach średniodobowe stężenia pyłu nie przekroczyły $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Globalny epizod III stopnia, który wystąpił w dniach 22 – 28 stycznia, był drugim co do wielkości – po epizodzie ze stycznia 2006 r. W przeciwieństwie do dwóch poprzednich epizodów z lat 2006 i 2009, jego przebieg w większości miast charakteryzował się obecnością tylko 1 pikę stężeń pyłu. Jedynie w Jeleniej Górze w trakcie epizodu wystąpiły dwa maksima (Rys. 4.5.E). Pierwszy – niższy – pik obserwowano w tym mieście 24 stycznia ($382.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), drugi natomiast – 3 dni później (27 stycznia), z dobowym stężeniem PM_{10} wynoszącym ponad $480 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tego samego dnia maksymalne stężenia pyłu wystąpiły również w Krakowie (Rys. 4.5.C) i Zabrzu (Rys. 4.5.D) ($381 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $277 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Również 27 stycznia w godzinach porannych we wszystkich trzech miastach zarejestrowano maksymalne 1-godzinne stężenia PM_{10} : w Krakowie – $489 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 5.00), w Zabrzu – $509 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 10.00) oraz w Jeleniej Górze – $771 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w godzinach 5.00 – 6.00). W Warszawie maksymalne stężenie (ponad $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zarejestrowano dzień wcześniej – 26 stycznia (Rys. 4.5.B), także tego dnia wystąpiło maksymalne 1-godzinne stężenie wynoszące $366.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 6.00).

W Szczecinie (Rys. 4.5.A), ponownie nie zidentyfikowano epizodu, pomimo wystąpienia stężenia powyżej $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (26 stycznia). Na stacji w Diabłej Górze poziom dopuszczalny dla PM_{10} został nieznacznie przekroczony tylko 25 stycznia ($56.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), w pozostałych dniach średniodobowe stężenia wahały się od $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do ponad $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rys. 4.5.F). Na pozostałych stacjach REG stężenia pyłu były znacznie wyższe, przekraczając nawet blisko 3-krotnie poziom dopuszczalny. Porównanie przebiegów dobowych stężeń PM_{10} na stacjach UB i REG wskazuje na znacznie mniejszy niż w 2006 r. udział lokalnych źródeł emisji w stężeniach pyłu we wszystkich analizowanych miastach. Największy udział tych źródeł w stężeniach PM_{10} stwierdzono ponownie w Jeleniej Górze, gdzie dobowy przebieg PM_{10} na stacji REG był najbardziej zbliżony do przebiegu na stacji w Diabłej Górze (Rys. 4.5.E). Na pozostałych stacjach tła regionalnego w Tłuszczu i Złotym Potoku obserwowano znacznie wyższe stężenia PM_{10} – powyżej $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, świadczące o większym udziale regionalnych źródeł emisji w stężeniach zanieczyszczeń powietrza w miastach południowej i centralnej Polski.

Rozkład przestrzenny stężeń pyłu zaobserwowanych w trakcie analizowanego epizodu potwierdza wzrost stężeń PM_{10} z północy (Szczecin; Rys. 4.5.A) i centrum (Warszawa; Rys. 4.5.B) na południe Polski (Kraków, Zabrze, Jelenia Góra; Rys. 4.5.C-E). Równocześnie w ciągu całego okresu poprzedzającego epizod nie stwierdzono wyraźnych różnic w stężeniach pyłu w różnych regionach Polski, z wyjątkiem Jeleniej Góry, gdzie obserwowano kilkakrotnie wyższe stężenia w porównaniu z pozostałymi miastami.



Rysunek 4.5. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w styczniu 2010 r. na stacjach tła miejskiego (UB) (linia ciągła) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrzu, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy poziom dopuszczalny (LV = $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), poziom informowania (INF = $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz poziom alarmowy (AV = $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla pyłu PM_{10} . Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMŚ (F).

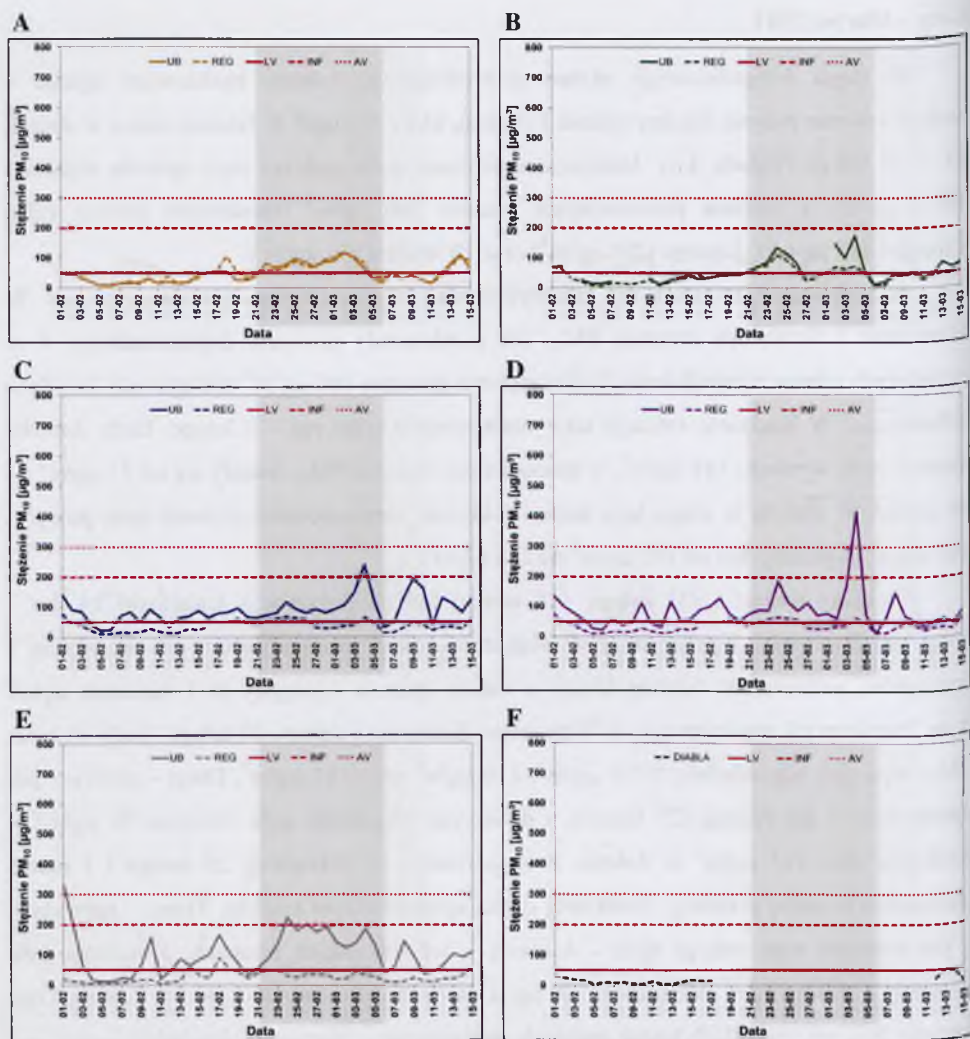
Figure 4.5. Patterns of PM_{10} daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured in January 2010 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), information threshold (INF = $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and alert threshold (AV = $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) for PM_{10} , respectively. Days of the episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

Luty – Marzec 2011

W ciągu 3-tygodniowego okresu poprzedzającego kolejny analizowany epizod 4 zaobserwowano jedynie lokalny epizod I stopnia, który wystąpił w Jeleniej Górze w dniach 14 – 19 lutego (Tabela 4.1). Maksymalne stężenie pyłu podczas tego epizodu wynosiło $165.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a stężenia przekraczające poziom $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ odnotowano jeszcze tylko 1 lutego ($335 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 2 lutego ($205 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz 10 lutego ($156 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

W pozostałych miastach nie zidentyfikowano w tym okresie epizodu pyłowego. W Warszawie i Szczecinie stężenia PM_{10} nie przekraczały poziomu dopuszczalnego, a w pozostałych miastach południowej Polski stężenia powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ występowały zaledwie kilkakrotnie. W Krakowie sytuacja taka miała miejsce tylko raz – 1 lutego, kiedy dobowe stężenie pyłu wynosiło $141 \mu\text{g}/\text{m}^3$, w pozostałe dni stężenia PM_{10} wahały się od $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $96 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W Zabrzu w ciągu tego okresu 6-krotnie zarejestrowano stężenia pyłu powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wynosiły one od $102 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $136 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Globalny epizod 4 (21 lutego – 6 marca) był najdłuższym – trwającym 14 dni – epizodem II stopnia. Jego przebieg w większości miast charakteryzował się obecnością 3 maksimów, natomiast w Jeleniej Górze w trakcie epizodu wystąpiły aż 4 maksima stężeń pyłu. Pierwszy pik obserwowano w Warszawie, Krakowie i Zabrzu 24 lutego, kiedy stężenia PM_{10} wynosiły odpowiednio $135.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $116 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $187 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Drugi – niższy – pik zanotowano 3 dni później (27 lutego), z dobowymi stężeniami pyłu równymi $93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie oraz $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu. Brak pomiarów w Warszawie 28 lutego i 1 marca uniemożliwia ocenę przebiegu środkowej części epizodu w tym mieście. Trzeci – najwyższy – pik wystąpił tego samego dnia – 4 marca – we wszystkich miastach, a stężenia pyłu wynosiły $174.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Warszawie, $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie oraz $417 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu. Tego samego dnia we wszystkich trzech miastach zarejestrowano również maksymalne 1-godzinne stężenia PM_{10} : w Warszawie – $314.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 4.00), w Krakowie – $373 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 21.00) oraz w Zabrzu – $1\ 040 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 22.00). W Jeleniej Górze w czasie pierwszego (24 lutego) i ostatniego (4 marca) maksimum, pokrywających się z pozostałymi miastami, zarejestrowano stężenia równe odpowiednio $224.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $187 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pozostałe dwa piki zanotowano 26 lutego ($202.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz 28 lutego ($192.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



Rysunek 4.6. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu g/m^3$] zmierzonych w okresie 1 lutego – 15 marca 2011 r. na stacjach tła miejskiego (UB) (linia ciągła) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrze, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy poziom dopuszczalny (LV = $50 \mu g/m^3$), poziom informowania (INF = $200 \mu g/m^3$) oraz poziom alarmowy (AV = $300 \mu g/m^3$) dla pyłu PM_{10} . Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS (F).

Figure 4.6. Patterns of PM_{10} daily concentrations [$\mu g/m^3$] measured during the period of 1st February – 15th March 2011 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = $50 \mu g/m^3$), information threshold (INF = $200 \mu g/m^3$) and alert threshold (AV = $300 \mu g/m^3$) for PM_{10} , respectively. Days of the episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

Należy także zaznaczyć, iż pomimo braku epizodu w Szczecinie, w przebiegu stężeń PM_{10} w tym mieście również uwidaczniają się 3 piki – występujące 2 dni wcześniej niż w pozostałych miastach – 22 lutego ($82.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 25 lutego ($98.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), oraz największy 2 marca ($118.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Z powodu braku pomiarów stężeń PM_{10} na stacji w Diabłej Górze w okresie od 18 lutego do 12 marca nie jest możliwa dokładna ocena charakteru epizodu (Rys. 4.6.F). Przebieg stężeń pyłu na pozostałych stacjach REG wskazuje jednak na znaczny udział lokalnych źródeł emisji w maksymalnym stężeniu pyłu obserwowanym w dniu 4 marca oraz zdecydowanie większym udziale źródeł regionalnych w pozostałych dniach epizodu. Jedynie na stacji REG dla Jeleniej Góry, gdzie stężenia były 4-krotnie niższe niż na stacji UB, udział źródeł lokalnych jest ponownie największy.

Bezpośrednio po epizodzie globalnym zaobserwowano jeszcze lokalny epizod I stopnia w Krakowie, trwający od 7 do 17 marca (Tabela 4.1), który charakteryzował się występowaniem 3 maksimów. Pierwszy pik pojawił się na początku epizodu – 9 marca, kiedy zanotowano stężenie PM_{10} równe $193 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pozostałe dwa piki były niższe, a stężenia wynosiły $129 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (12 marca) oraz $126 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (15 marca). W pozostałych miastach nie zidentyfikowano w tym okresie żadnego epizodu pyłowego, przy czym stężenia przekraczające poziom $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zanotowano zaledwie kilkakrotnie – 14 marca w Szczecinie ($112 \mu\text{g}/\text{m}^3$), także 14 marca w Warszawie ($105 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 8 marca w Zabrzu ($148 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz 8, 13 i 15 marca w Jeleniej Górze, gdzie zarejestrowano stężenia wynoszące odpowiednio $147.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $105.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $112.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Rozkład przestrzenny stężeń pyłu w okresie od 1 lutego do 15 marca 2011 r., podobnie jak w poprzednich latach, wskazuje na wzrost stężeń PM_{10} z północy (Rys. 4.6.A) i centrum (Rys. 4.6.B) na południe Polski (Rys. 4.6.C-E).

Luty 2012

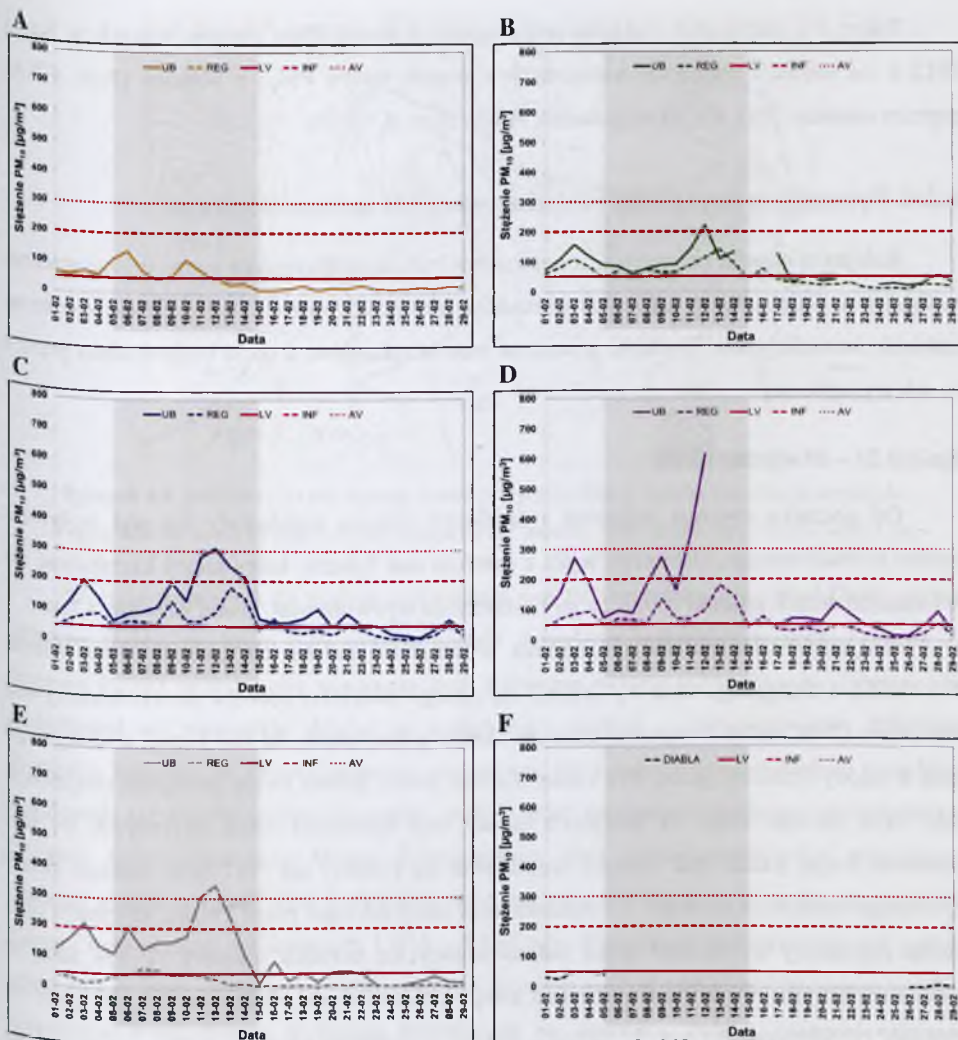
Epizod 5 (5 – 15 lutego 2012 r.), był bezpośrednio poprzedzony 3-dniowym epizodem globalnym II stopnia, podczas którego maksymalne rejestrowane stężenia wynosiły $157.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Warszawie, $202 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie, $216 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Jeleniej Górze i $272 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu.

Analizowany epizod, będący globalnym epizodem III stopnia, charakteryzował się występowaniem 2 maksimów stężeń PM_{10} w Krakowie (Rys. 4.7.C) i Zabrzu (Rys. 4.7.D). W obu miastach, pierwszy – niższy – pik wystąpił 9 lutego, kiedy dobowe stężenia PM_{10} wynosiły $196 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie oraz $271 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu. Drugi pik w tych miastach obserwowano 12 lutego, kiedy najwyższe średniodobowe stężenia pyłu były rejestrowane

również w pozostałych analizowanych miastach. W Krakowie stężenie PM_{10} wynosiło w tym dniu $309 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast w Zabrzu było 2-krotnie wyższe – $614 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W Warszawie (Rys. 4.7.B) maksymalne stężenie PM_{10} zanotowano jedynie 12 lutego ($223.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), chociaż 9 lutego również odnotowano podwyższone stężenie ($88.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W Jeleniej Górze epizod miał inny przebieg – przez cały epizod występowały stężenia pyłu powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a ponadto charakteryzował się on obecnością 3 maksimów stężeń PM_{10} (Rys. 4.7.B). Pierwszy pik zanotowano już w drugim dniu epizodu, 6 lutego, kiedy stężenie PM_{10} osiągnęło poziom informowania społeczeństwa – $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, drugi – znacznie niższy – pik ze średniodobowym stężeniem równym $154 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zarejestrowano, tak jak w pozostałych miastach, 9 lutego.

Trzeci pik obserwowany był w Jeleniej Górze również tego samego dnia co w pozostałych miastach – 12 lutego ($342 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a już dzień wcześniej odnotowano stężenie równe poziomowi alarmowemu dla pyłu zawieszonego. W tym dniu w 3 miastach obserwowano także maksymalne 1-godzinne stężenia PM_{10} : w Warszawie – $433.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 5.00), w Krakowie – $448 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 1.00) oraz w Zabrzu – $1\,054 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (o godzinie 22.00). W Szczecinie epizod nie został zidentyfikowany, jednak w przebiegu stężeń PM_{10} w tym mieście pojawiają się stężenia powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – 5 lutego ($113 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 6 lutego ($140 \mu\text{g}/\text{m}^3$), oraz dzień po wystąpieniu pierwszego piku stężeń pyłu w pozostałych miastach – 10 lutego ($110 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Z powodu braku pomiarów stężeń PM_{10} na stacji w Diablej Górze w okresie 6 – 25 lutego nie jest możliwa – podobnie jak w 2011 r. – dokładna ocena charakteru epizodu (Rys. 4.7.F). Przebieg stężeń pyłu na pozostałych stacjach REG wskazuje jednak na znaczny udział lokalnych źródeł emisji w maksymalnych stężeniach pyłu obserwowanych w 12 lutego oraz zdecydowanie większym udziale źródeł regionalnych w pozostałych dniach epizodu. Ponownie udział źródeł lokalnych w stężeniach PM_{10} był największy w Jeleniej Górze, gdzie na stacji REG notowano znacznie niższe stężenia niż na stacji UB, na pozostałych stacjach REG przez cały okres epizodu rejestrowano stężenia przekraczające poziom dopuszczalny ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), co wskazuje na większy udział źródeł regionalnych.

Po zakończeniu epizodu 5, do końca lutego 2012 r. we wszystkich analizowanych miastach tylko 3 razy obserwowano średniodobowe stężenia PM_{10} przekraczające $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – 17 lutego w Warszawie ($126 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 19 lutego w Krakowie ($108 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz 21 lutego w Zabrzu ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



Rysunek 4.7. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w lutym 2012 r. na stacjach tła miejskiego (UB) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrze, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy poziom dopuszczalny (LV = $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), poziom informowania (INF = $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz poziom alarmowy (AV = $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla pyłu PM_{10} . Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMŚ (F).

Figure 4.7. Patterns of PM_{10} daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured in February 2012 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), information threshold (INF = $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and alert threshold (AV = $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) for PM_{10} , respectively. Days of the episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

Także i w przypadku rozkładu przestrzennego stężeń PM_{10} obserwowanych w lutym 2012 r. na stacjach miejskich widoczny jest wzrost stężeń PM_{10} z północy (Rys. 4.7.A) poprzez centrum (Rys. 4.7.B) na południe Polski (Rys. 4.7.C-E).

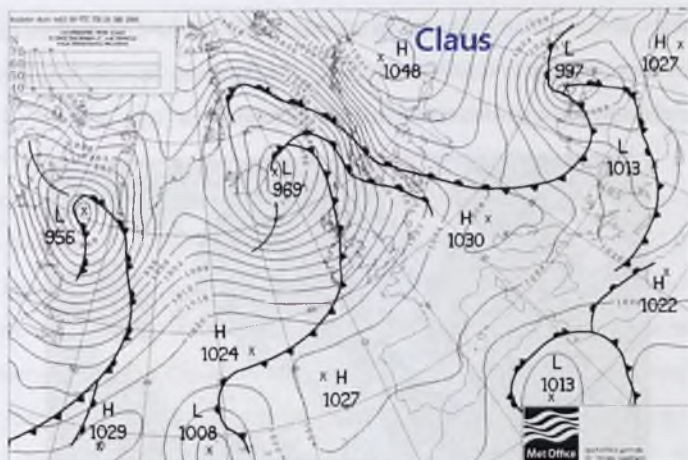
4.2.4. Sytuacja synoptyczna i lokalne warunki meteorologiczne

Kolejnym etapem przeprowadzonej analizy była charakterystyka sytuacji synoptycznej panującej w Europie oraz lokalnych warunków meteorologicznych (temperatura powietrza, ciśnienie atmosferyczne, prędkość wiatru) w trakcie epizodów, a także bezpośrednio przed i po ich wystąpieniu.

Epizod 21 – 30 stycznia 2006

Od początku stycznia północna i środkowa Europa znajdowały się pod wpływem bardzo rozbudowanego, stabilnego wyżu z centrum nad Syberią, który zaczął kształtować się w ostatnich dniach grudnia 2005 r., a gdy ostatecznie wyewoluował, został nazwany Claus.

6 stycznia klin wysokiego ciśnienia wysunął się daleko na zachód, aż po Morze Norweskie, a następnego dnia wyodrębnił się z niego oddzielny ośrodek umiejscowiony nad Bałtykiem (1 042 hPa). 9 stycznia centrum układu przemieściło się nad Litwę, a następnego dnia w rejonach Moskwy, gdzie wyż zaczął słabnąć, wciąż jednak swym zasięgiem obejmował cały teren naszego kraju. W kolejnych dniach wyż syberyjski nadal utrzymywał się nad północną Rosją, jednak nad Arktyką rozbudował się potężny niż (957 hPa), którego zimny front sięgał łukiem aż po Alpy. 12 stycznia front ten przebiegał przez Polskę, kolejnego dnia został zepchnięty na wschód przez odbudowujący się ośrodek wyżowy (1 039 hPa) w środkowej Europie. Wyż ten nie zmieniał swego położenia przez 2 kolejne dni, po czym 16 stycznia zaczął nieco słabnąć. 17 stycznia Polska znalazła się na skraju oddziaływań mocno rozbudowanego układu niżowego, który znajdował się na północny wschód od Islandii. Następnego dnia obszar całego kraju znalazł się w obrębie głębokiej zatoki niżowej, która następnie oddzieliła się w odrębny niż nad Bałkanami. Ten ośrodek 20 stycznia oddalił się szybko nad Morze Czarne, a przez środek Europy nastąpiło połączenie dwóch układów wyżowych – jeden formował się od 2 dni nad Finlandią w klinie wyżu syberyjskiego, drugi napłynął z nad środkowego Atlantyku (Rys. 4.8).



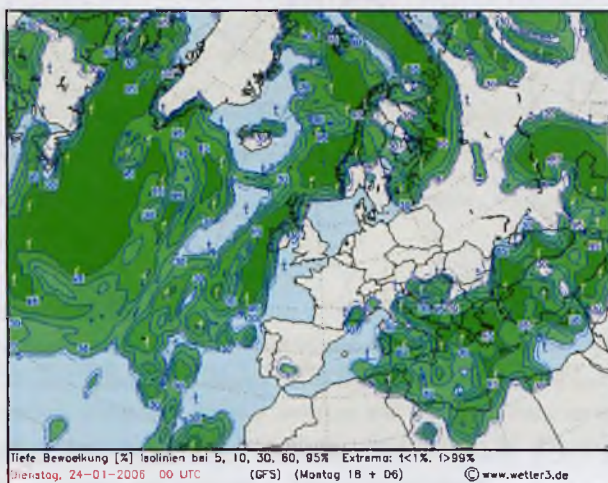
Rysunek 4.8. Pole baryczne nad Europą w dniu 20 stycznia 2006 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.8. Surface level pressure over Europe on 20th January 2006. Source: <http://www.wetter3.de>.

W ciągu kolejnych 24 godzin naciągnęła nad Polskę zatoka niżu znaną z Danii, niosąc aktywne fronty, po czym odbudowana została cyrkulacja wyżowa i w nocy z 21 na 22 stycznia Polska znalazła się ponownie pod wpływem układu syberyjskiego, którego klin rozbudował się niezwykle daleko na południowy zachód – obejmując cały Półwysep Iberyjski. Zarówno po stronie północno-zachodniej, jak i południowo-wschodniej tego klina znajdowały się ośrodki niżowe, aktywnie zasilane przez energię zgromadzoną odpowiednio w Oceanie Atlantyckim oraz Morzu Śródziemnym. Niże północnoatlantyckie osiągały w centrum ciśnienia rzędu 975 – 980 hPa, podczas gdy układy zlokalizowane na południu Europy były płytsze, o ciśnieniach 1 016 – 1 018 hPa. Cyrkulację strefową blokował jednak wspomniany klin wyżowy, który 23 stycznia umocnił się i w swojej osi, biegnącej wzdłuż południowo-wschodniego wybrzeża Bałtyku aż po centralną Polskę, osiągnął ciśnienie 1 049 hPa. Niże nad północnym Atlantykiem przesunęły się po krawędzi układu wyżowego na północny wschód, sięgając Spitsbergenu, w rejonie północnej Skandynawii i Morza Barentsa obserwowano więc niezwykle silny gradient ciśnienia. W związku z tym na granicy troposfery i stratosfery występował silny strumień wiatru, który kierował łagodniejsze masy powietrza polarno-morskiego w rejony Arktyki, pozostawiając środkową Europę pod wpływem syberyjskiego powietrza kontynentalnego.

24 stycznia w obrębie klina wysokiego ciśnienia uformował się samodzielny ośrodek wyżowy, z centrum położonym nad Ukrainińskimi Bieszczadami, gdzie ciśnienie przekraczało 1 053 hPa, co jest w tym rejonie wartością ekstremalną. Północno-wschodnie krańce Polski również znalazły się w obrębie centralnej części tego ośrodka, a maksymalne ciśnienie

odnotowano tego dnia w Zamościu na poziomie 1 053.2 hPa. Tam również wystąpiło minimum termiczne osiągając wartość -30.5 °C. Dodatkowo wychłodzeniu sprzyjał brak zachmurzenia, ułatwiający wypromieniowanie ciepła z podłoża (Rys. 4.9).



Rysunek 4.9. Chmury piętra niskiego [% pokrycia] nad Europą w dniu 24 stycznia 2006 r.

Źródło: <http://www.wetter3.de>.

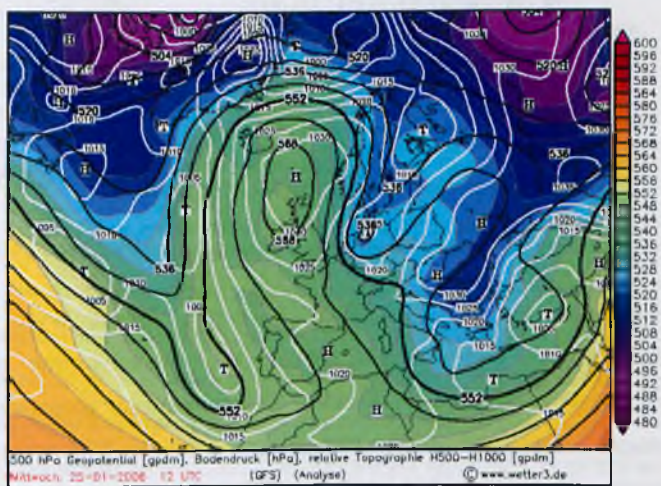
Figure 4.9. Low-level clouds [% coverage] over Europe on 24th January 2006. Source: <http://www.wetter3.de>.

Silne osiadanie mas powietrza w wyżu wywołało zjawisko inwersji, zaś powyżej warstwy inwersyjnej ukształtowała się strefa niemal izotermiczna, sięgająca na wysokość ponad 1 000 m. Panowały ponadto warunki bezwietrzne, co w połączeniu z całkowitym zahamowaniem konwekcji i pionowych ruchów powietrza prowadzących do jego mieszania, zablokowało możliwość dyspersji zanieczyszczeń powietrza. Na skutek silnych mrozów wzrosła natomiast potrzeba ogrzewania gospodarstw domowych i wszystkich pozostałych budynków, w związku z czym nasiloną została emisja zanieczyszczeń pochodzących ze spalania, w tym pyłu PM₁₀ i jego prekursorów.

Tego dnia obserwowano przekroczenie wartości 200 µg/m³ przez średniodobowe stężenia PM₁₀ w Krakowie, Zabrzu, Jeleniej Górze i Warszawie, zaś w Szczecinie poziom pyłu w powietrzu wynosił 128 µg/m³. W większości tych miast obserwowano tego dnia lokalne maksimum w przebiegu stężeń w omawianym epizodzie, wyjątkiem był Kraków, gdzie pik PM₁₀ o wartości 590 µg/m³ pojawił się kolejnego dnia, i jednocześnie była to najwyższa wartość zanotowana w tym mieście w okresie 21 – 30 stycznia. Takie zjawisko było najprawdopodobniej spowodowane innym niż w pozostałych miastach przebiegiem zmienności wiatru w Krakowie – 24 stycznia notowano tam nieco wyższe prędkości wiatru.

rzędu 3 m/s – 4 m/s zwłaszcza w pierwszej połowie doby, zaś w nocy i kolejnego dnia panowała cisza, podczas gdy na przykład w Warszawie to 24 stycznia prędkości wiatru były minimalne, a nasiliły się w kolejnym dniu (Rys. 4.15), ułatwiając nieco dyspersję zanieczyszczeń.

25 stycznia układ wyżowy przesunął się na południowy wschód w głąb Ukrainy, jednocześnie słabnąc – ciśnienie w jego centrum spadło do 1 043 hPa. W Polsce również zanotowano spadki ciśnień, nawet o około 20 hPa, wzrosły także o średnio 5 °C wartości średniodobowe temperatury (Rys. 4.15). Na południu Polski wiatr zmienił kierunek z wcześniej obserwowanego południowo-wschodniego na południowy. Nad większością kraju pojawiły się napływające od północnego zachodu chmury piętra średniego i wysokiego, powstałe na skutek adwekcji cieplejszego powietrza znad południowej Szwecji, gdzie ukształtował się niż. Granica tego zachmurzenia nie sięgnęła jednak województw małopolskiego i podkarpackiego. Ze względu na charakter tych chmur opady nie występowały. Cały kraj znalazł się tego dnia w obrębie zatoki obniżonego geopotencjału (Rys. 4.10).

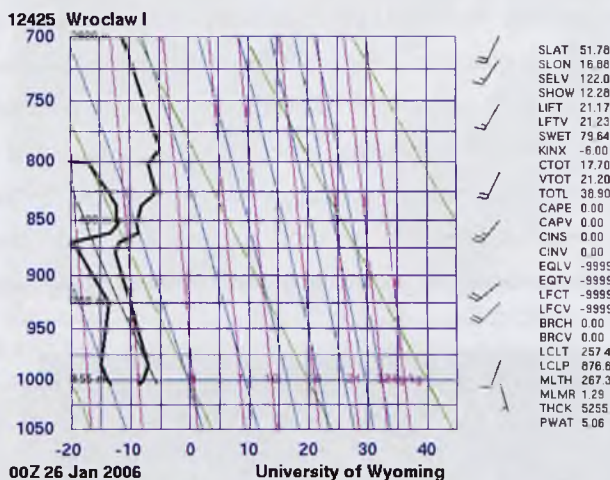


Rysunek 4.10. Pole ciśnienia (białe linie), wysokości geopotencjału 500 hPa (czarne linie) oraz topografii względnej 500 – 1 000 hPa (kolor) nad Europą w dniu 25 stycznia 2006. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.10. Surface level pressure (white lines), 500 hPa geopotential height (black lines) and 500 – 1 000 hPa relative topography (colour bar) over Europe on 25th January 2006. Source: <http://www.wetter3.de>.

W dniu 26 stycznia nastąpiło dalsze słabnięcie wyżu nad południowo-wschodnią Europą, pozostającego w klinie wyżu syberyjskiego. Nad Morze Północne naciągnął natomiast kolejny ośrodek wyżowy (1 035 hPa), który zaczął się formować dwie doby wcześniej nad Islandią. Niż znad Szwecji odsunął się nad Francję, zaś drugi ośrodek niżowy

znajdował się na pograniczu Finlandii i Rosji, przez co Polska znalazła się w siodle barycznym, na skraju oddziaływań tych czterech układów, z ciśnieniami wyrównanymi na poziomie ok. 1 025 hPa w całym kraju i temperaturą na poziomie -12 °C. W całym kraju było niemal bezwietrznie, z analizowanych miast tylko w Jeleniej Górze notowano wiatr o prędkości powyżej 3 m/s, skracający z SW na SE. Niebo zasnuwała cienka warstwa chmur piętra średniego, z podstawami powyżej 2 000 m – znajdowały się one ponad warstwą inwersyjną (Rys. 4.11).

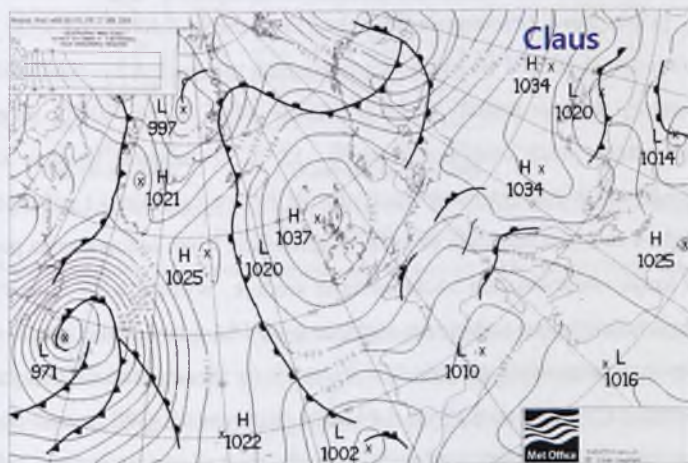


Rysunek 4.11. Diagram aerologiczny do wysokości 700 hPa ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 26 stycznia 2006 r. Źródło: <http://weather.uwyo.edu>.

Figure 4.11. Vertical sounding up to 700 hPa from Wrocław station on 26th January 2006. Source: <http://weather.uwyo.edu>.

27 stycznia układ wysokiego ciśnienia związany z klinem wyżu syberyjskiego zwiększył zasięg swojego oddziaływania, obejmując całe terytorium naszego kraju (Rys. 4.12), które wciąż znajdowało się w zatoce niskich wartości geopotencjału 500 hPa. Tego dnia wystąpił kolejny pik stężeń PM_{10} , przy czym w Warszawie i Szczecinie odnotowane wartości (odpowiednio 296 i 290 $\mu g/m^3$) były maksymalnymi w trakcie trwania całego epizodu. Warto zaznaczyć, że w tym samym czasie w Krakowie stężenia pyłu osiągnęły poziom 502 $\mu g/m^3$, a w Zabrzu 564 $\mu g/m^3$, lecz nie były to wartości największe dla tych miast w okresie 21 – 30 stycznia. W dniu 27 stycznia w całym kraju panowało wysokie ciśnienie (1 027 – 1 030 hPa, Rys. 4.15). Zalegająca nad Polską masa powietrza była mroźna i sucha. Temperatury w analizowanych miastach zwłaszcza w nocy były bardzo niskie, na poziomie około -19 °C (poza Jelenią Górą, gdzie nie spadły poniżej -14 °C). To ochłodzenie nocą związane było z silnym wypromieniowaniem ciepła z podłoża, jako że niebo nad

większością kraju było bezchmurne. Wyższe temperatury obserwowane w Jeleniej Górze (średnia dobowa $-9\text{ }^{\circ}\text{C}$) były związane z faktem, iż nad tym miastem, jako jedynym spośród analizowanych, pojawiła się nocą pokrywa chmur średnich, niemal całkowicie przesłaniająca niebo. Również w Jeleniej Górze obserwowano prędkości wiatru przekraczające 3 m/s , podczas gdy w pozostałych miastach panowała cisza. Warunki dyspersji zanieczyszczeń powietrza były więc na Dolnym Śląsku lepsze niż w pozostałych rejonach kraju, stąd nie obserwowano tam tego dnia piku PM_{10} .



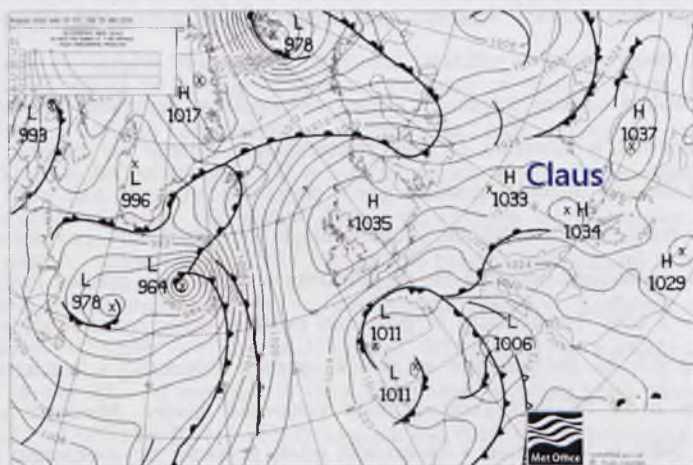
Rysunek 4.12. Pole baryczne nad Europą w dniu 27 stycznia 2006 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.12. Surface level pressure over Europe on 27th January 2006. Source: <http://www.wetter3.de>.

Kolejnego dnia ośrodki wyżowe znad wschodniej Europy oraz Wysp Brytyjskich połączyły się, tworząc wał wysokiego ciśnienia, obejmujący większość Polski, poza jej północno-wschodnią częścią. Prędkości wiatru zwłaszcza w centralnej i północnej Polsce nasiliły się znacznie w stosunku do dnia poprzedniego, zmienił się też jego kierunek na zachodni i południowo-zachodni, podczas gdy w poprzednich dniach, o ile wiatr występował, to wiał przede wszystkim ze wschodu. Zmianie uległa topografia baryczna atmosfery, zatoka obniżonego geopotencjału odsunęła się na północny wschód poza granice Polski. Ciśnienie wzrosło o $2 - 3\text{ hPa}$. Temperatury w pierwszej połowie doby pozostawały wciąż bardzo niskie, poniżej $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$, po południu na skutek operacji słonecznej i bezchmurnego nieba wzrosły nawet o $10\text{ }^{\circ}\text{C}$, zaś kolejnej nocy ponownie spadły. Mniejsze wychłodzenie obserwowano tylko w Warszawie i Szczecinie, gdzie pojawiło się wieczorem sporo chmur niskich. W całym kraju 28 stycznia utrzymywała się nadal inwersja termiczna w dolnej atmosferze, spowodowana osiadaniem mas powietrza w warunkach wyżowych. Nocą warstwa inwersyjna umiejscowiona była przy powierzchni gruntu, w ciągu dnia powierzchnia

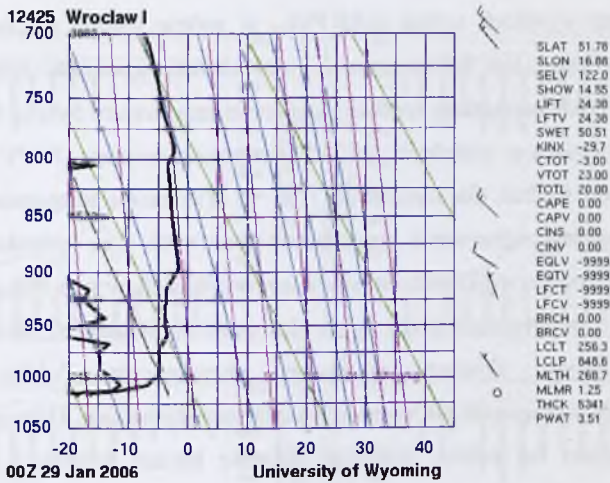
ziemi ogrzewana przez słońce oddawała ciepło najniższym partiom atmosfery, przez co tworzyła się inwersja podniesiona, z dolną granicą na wysokości nieco powyżej 600 m. W dniu 28 stycznia nastąpiło zepchnięcie wyżu syberyjskiego daleko na wschód poprzez rozbudowujący się niż nad Arktyką. Był to początek zasadniczej przebudowy pola barycznego, która dokonała się w następujących dniach.

29 stycznia od północnego wschodu pogłębił się zasięg oddziaływania zatoki niżu arktycznego (Rys. 4.13). Wał wyżowy obejmował przede wszystkim południowo-zachodnie rejonys Polski, przez które przebiegała jego oś. W Zabrze i Jeleniej Górze odnotowano ciśnienia odpowiednio 1 035 i 1 033 hPa, w pozostałych miastach o 3 – 4 hPa niższe. Średnie dobowe temperatury w kraju wahały się w przedziale od -5 °C do -10 °C, na południowym zachodzie były niższe, nocą osiągając wartość -15 °C. Przeważał wiatr z zachodu, a w Szczecinie i Krakowie z południowego zachodu. W Polsce centralnej i północnej prędkości wiatru były rzędu 4 m/s, zaś znacznie słabsze, w granicach 1 m/s notowano na południu kraju. W większości kraju obserwowano zachmurzenie średnie, występowały chmury wszystkich pięter. Tego dnia odnotowano najwyższe stężenie pyłu PM₁₀ w Zabrze, gdzie wyniosło 778 µg/m³. Uwarstwienie atmosfery na południu Polski było szczególnie niekorzystne z punktu widzenia dyspersji zanieczyszczeń (Rys. 4.14). Do poziomu ok. 300 m nad ziemią zalegała warstwa inwersyjna, zaś powyżej panowały warunki niemal izotermiczne, czyli silnie stała równowaga atmosfery, aż do wysokości 2 000 m. W tym samym czasie również w Jeleniej Górze oraz Krakowie stężenia PM₁₀ osiągały wysokie wartości.



Rysunek 4.13. Pole baryczne nad Europą w dniu 29 stycznia 2006 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.13. Surface level pressure over Europe on 29th January 2006. Source: <http://www.wetter3.de>.



Rysunek 4.14. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 29 stycznia 2006 r.
 Źródło: <http://weather.uwyo.edu>.

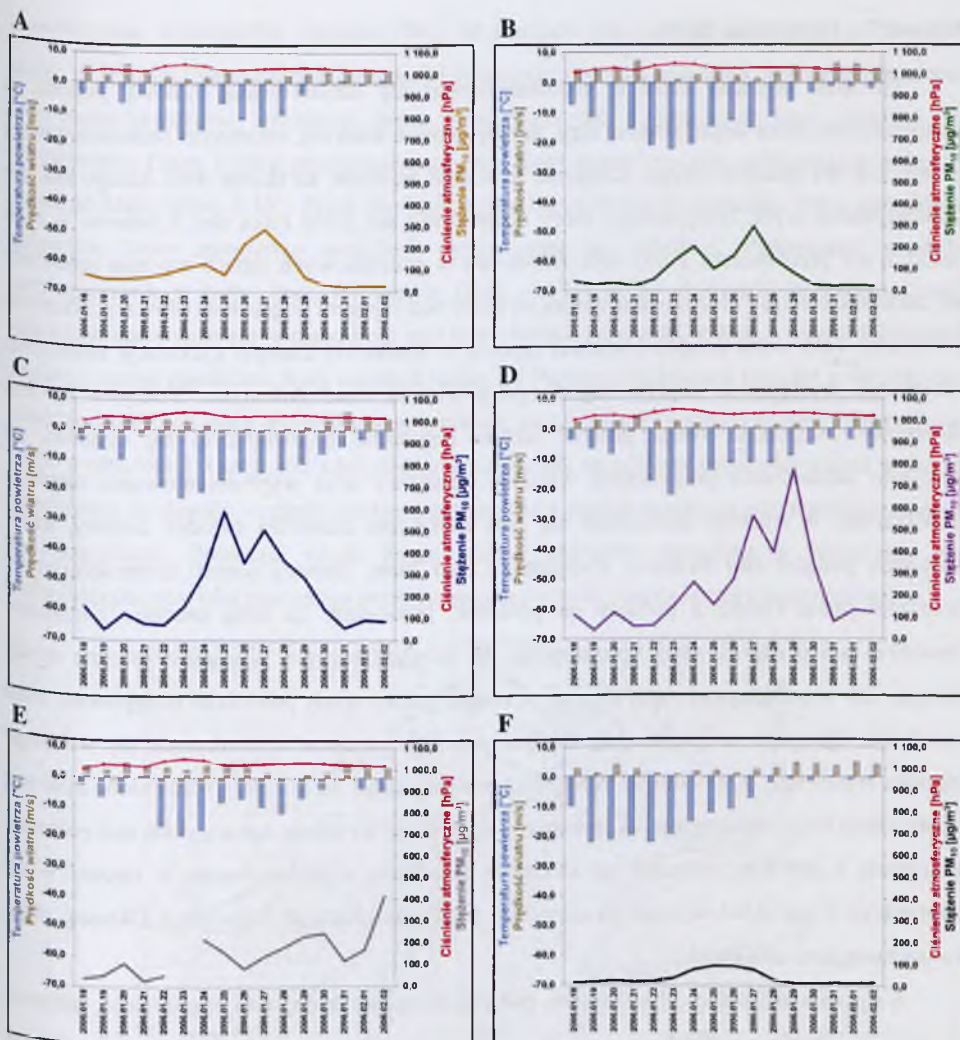
Figure 4.14. Vertical sounding from Wrocław station on 29th January 2006. Source: <http://weather.uwyo.edu>.

30 stycznia północny wschód Europy zdominowały trzy układy niżowe, leżące niemal południkowo od Morza Barentsa po Moskwę. Polska znajdowała się w większości pod wpływem układu wyżowego, który od poprzedniego dnia nie zmienił zasadniczo swojego położenia, jednak z biegiem czasu jego aktywność słabła. Ciśnienie w całym kraju zaczęło w ciągu dnia spadać, do wieczora obniżając się do poziomu ok. 1 025 hPa. Temperatury istotnie wzrosły, na południu do poziomu -5 °C, w Warszawie notowano średnio -3 °C, a w Szczecinie około 0 °C. Wzmógł się wiatr, wiejący tego dnia głównie z zachodu i południowego zachodu. Wzrost temperatury i wilgotności oraz stopniowe zanikanie blokady konwekcji poskutkowało pojawieniem się w całym kraju silnego zachmurzenia chmurami piętra niskiego oraz mgieł, nie występowały natomiast opady. Tego dnia odnotowano najwyższe stężenie pyłu w Jeleniej Górze, wciąż wysokie wartości występowały w Zabrze i Krakowie, natomiast w Warszawie i Szczecinie, które leżały poza obrębem wyżu, poziomy PM_{10} spadły poniżej stężenia dopuszczalnego.

Przez kolejne cztery doby utrzymywał się jeszcze słabnący wyż nad Wielką Brytanią, którego klin sięgał południowo-zachodnich krańców Polski, jednak większość kraju stopniowo dostawała się w zasięg niżu ułokowanego na wschód od naszego kraju. Pogoda zmieniała się zdecydowanie – z bardzo mroźnej, słonecznej i bezwietrznej na nieco cieplejszą, z silnym zachmurzeniem, mgłami i niewielkimi opadami śniegu, była więc typowa dla obrzeży niżu, w przeciwieństwie do utrzymujących się wcześniej warunków charakterystycznych dla silnego wyżu kontynentalnego. W kontekście występowania

wysokich i bardzo wysokich stężeń pyłu PM_{10} w trakcie całego stycznia 2006 należy wspomnieć, że miesiąc ten był wyjątkowo niekorzystny z punktu widzenia dyspersji zanieczyszczeń. Przede wszystkim średnia miesięczna temperatura była o wiele niższa, niż typowa dla tego miesiąca w wieloletiu. W 2006 r. wyniosła bowiem $-7.8\text{ }^{\circ}\text{C}$, podczas gdy w latach 1971 – 2000 średnia dla stycznia to $-1.6\text{ }^{\circ}\text{C}$. Tak niskie temperatury powodowały konieczność silniejszego ogrzewania gospodarstw domowych oraz budynków użyteczności publicznej, co skutkowało większymi emisjami zanieczyszczeń, w tym PM_{10} . Ponadto niskie prędkości wiatru i występująca przez wiele dni inwersja osiadania, związana z wyżem syberyjskim i innymi układami wyżowymi obejmującymi Polskę, spowodowały zahamowanie rozprzestrzeniania się wyemitowanych zanieczyszczeń, które gromadziły się w niewielkiej odległości od źródeł, skutkując lokalnie bardzo wysokimi stężeniami pyłu zawieszonego w atmosferze.

Przebiegi zmienności parametrów meteorologicznych w analizowanych miastach są przedstawione na Rys. 4.15. Jedną z charakterystycznych cech pogody w czasie trwania omawianego epizodu jest bardzo wysokie ciśnienie, rosnące gwałtownie zwłaszcza w okresie od 21 do 23 stycznia, gdy osiągnęło maksimum (najwyższe w Warszawie, 1 050 hPa), a następnie jego spadek i ponowny, mniejszy wzrost w dniach 26 – 29 stycznia. Temperatura utrzymywała się znacznie poniżej $0\text{ }^{\circ}\text{C}$, ze zdecydowanym minimum, poniżej $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, w dniu 23 stycznia (w Diablej Górze 22 stycznia). Najniższą średniodobową temperaturę odnotowano w Krakowie: $-22.5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Niezwykle istotne znaczenie dla dyspersji zanieczyszczeń w tym okresie miała prędkość wiatru, utrzymująca się poniżej 5 m/s, a nierzadko zbliżająca się do zera. Właśnie w tych dniach, gdy obserwowano w poszczególnych miastach niemal całkowity zanik wiatru (średniodobowa prędkość około 1 m/s lub poniżej), notowano tam maksymalne stężenia PM_{10} . Najniższe prędkości wiatru wystąpiły w Krakowie, gdzie w dniach 25 – 28 stycznia średniodobowe wartości tego parametru nie przekraczały 0.5 m/s.



Rysunek 4.15. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu g/m^3$] zmierzonych w okresie 18 stycznia – 2 lutego 2006 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (żółta linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła); D) Zabrze (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi, dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [$^{\circ}C$] (niebieskie słupki), prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czerwona ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMŚ (F).

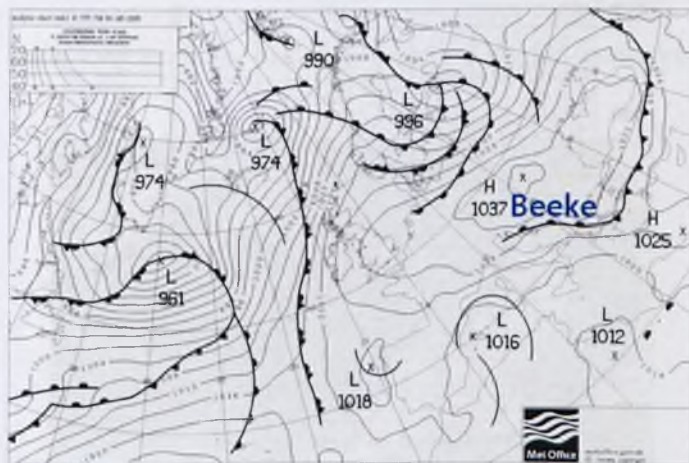
Figure 4.15. Patterns of PM_{10} daily concentrations [$\mu g/m^3$] (solid lines) measured during the period of 18th January – 2nd February 2006 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [$^{\circ}C$] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

Epizod 7 – 16 stycznia 2009

Początek stycznia 2009 r. charakteryzował się umiarkowaną zimową pogodą, z temperaturami kilka stopni poniżej zera, niezbyt silnym wiatrem, zmiennym zachmurzeniem i przejściowymi opadami śniegu. Ciśnienie było dość wysokie, na skutek dość dużego zasięgu oddziaływania wyżu brytyjskiego, który utrzymywał się przez kilka dni. Ciśnienie w jego centrum nie przekraczało 1 035 hPa. Okresowo w początkowych dniach stycznia pojawiały się także niewielkie i niezbyt silne centra wyżowe nad rejonem pogranicza Słowacji, Rumunii i Ukrainy. Taki układ ciśnień blokował typową w środkowej Europie cyrkulację zachodnią, zatem nie występował napływ łagodnego powietrza z nad Atlantyku. Pokrywa śnieżna stopniowo zwiększała swoją grubość dzięki regularnie pojawiającym się opadom, co sprzyjało ochłodzeniu przyziemnej warstwy atmosfery oraz wypromieniowaniu ciepła z powierzchni. 4 stycznia uformował się nad Bałtykiem niewielki ośrodek niżowy, który następnie podążył nad Białoruś. Związany z nim front, ułożony niemal równoleżnikowo, przeszedł przez Polskę z północy na południe, prowadząc za sobą znacznie zimniejsze powietrze arktyczne aż spod Spitsbergenu. W strefie frontowej wystąpiły znaczne opady śniegu, zaś w podążającej dalej zimnej, a więc ciężkiej masie powietrza następowało silne osiadanie. Zjawisko to prowadziło do kompensacji ciśnienia i utworzenia się wtórnego ośrodka wyżowego, a ponadto do tłumienia konwekcji, stąd też kolejnego dnia niebo było nad większością kraju bezchmurne. Wspomniany wyż, który wyraźnie zaznaczył się nad północną Białorusią 5 stycznia, połączył się klinem z ośrodkiem zlokalizowanym w rejonie Wysp Brytyjskich i ten układ wysokiego ciśnienia, z osią biegnącą od Irlandii po Ukrainę, objął swym zasięgiem całą Polskę.

6 stycznia niebo nad całym krajem, poza rejonami górskimi, było bezchmurne, ciśnienie sięgnęło 1 030 hPa, a temperatury spadły poniżej -15°C (Rys. 4.24). Układ wyżów jednak szybko się rozpadł, oddzielił się wyż brytyjski i pozostał w rejonie Anglii, zaś drugi ośrodek z nad Ukrainy powędrował dalej na wschód. 7 stycznia Polska dostała się pod wpływ zatoki niżowej ośrodka idącego z nad Morza Grenlandzkiego aż nad Finlandię. W ciągu dnia przeszedł przez kraj front, a z nim opady śniegu i podwyższone prędkości wiatru, jednak strefa frontowa poruszała się na tyle szybko, że te warunki niebawem ustąpiły. W dniu 8 stycznia, w masie powietrza za frontem nieco łagodniejszej temperaturowo niż zepchnięta wcześniej masa wyżowa, rozwinął się kolejny wyż, nazwany Beeke. Ośrodek ten, początkowo z centrum nad Czechami (1 033 hPa), kolejnego dnia umocnił się i przemieścił się nad pogranicze Węgier i Rumunii, osiągając 1 040 hPa. Tego dnia, tj. 9 stycznia,

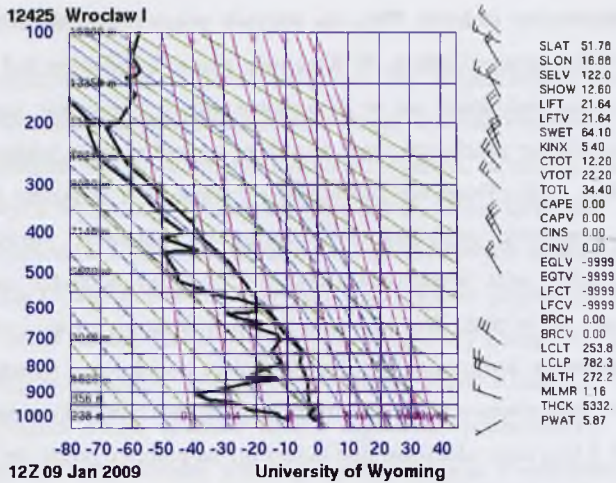
obserwowano maksymalne stężenia PM_{10} na stacjach położonych najbardziej na południe kraju: w Jeleniej Górze oraz w Zabrze. W Krakowie również widoczny był wzrost poziomu tego zanieczyszczenia, natomiast ani w Warszawie ani w Szczecinie tego zjawiska nie odnotowano. Przez Polskę przebiegał tego dnia front atmosferyczny, oddzielający północ i południe kraju (Rys. 4.16). Front ten nadszedł od północy, a związany był z ośrodkiem niżowym, który stopniowo pogłębiał swój zasięg na południe. Porównanie sondaży aerologicznych z Łeby oraz Wrocławia (Rys. 4.17 i 4.18) dowodzi, że istotnie masy powietrza znajdujące się w ciągu dnia nad tymi dwoma miastami, a więc i warunki dyspersji zanieczyszczeń powietrza, były zupełnie różne. W Polsce południowej (sondaż z Wrocławia) obserwowana była stała równowaga w warstwie przyziemnej (warunki niemal izotermiczne aż do wysokości 2.5 km) oraz zdecydowanie niższe niż na północy prędkości wiatru w dolnej atmosferze, co dawało warunki bardzo niekorzystne z punktu widzenia rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Północna część kraju, objęta chwiejną stratyfikacją termiczną, nie doświadczyła zjawiska znacznego wzrostu poziomów pyłu zawieszonego w powietrzu.



Rysunek 4.16. Pole baryczne nad Europą w dniu 9 stycznia 2009 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

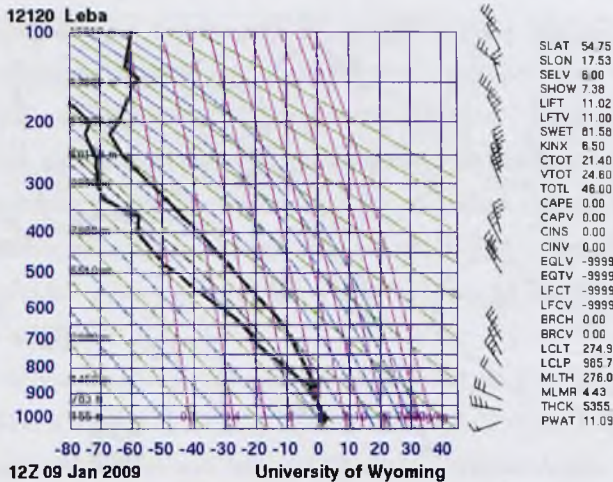
Figure 4.16. Surface level pressure over Europe on 9th January 2009. Source: <http://www.wetter3.de>.

Po przejściu przez cały kraj ciepłego frontu temperatury uległy wzrostowi, niebo zakryły chmury, niosące opady śniegu, a na północnym zachodzie deszczu ze śniegiem, co świadczy o adwekcji cieplejszego i wilgotnego powietrza.



Rysunek 4.17. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 9 stycznia 2009 r.
 Źródło: <http://weather.uwoy.edu>.

Figure 4.17. Vertical sounding from Wrocław station on 9th January 2009. Source: <http://weather.uwoy.edu>.

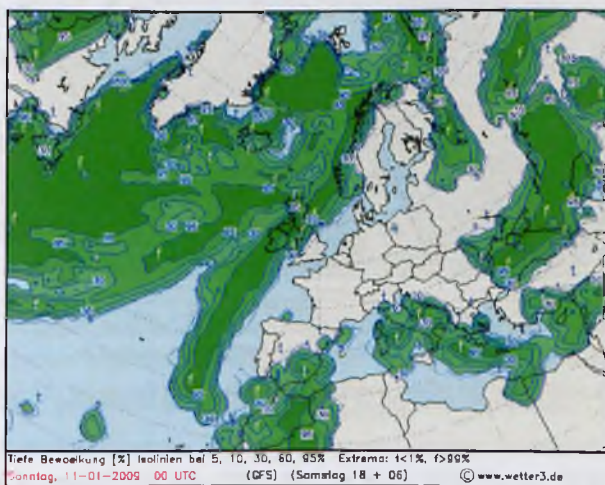


Rysunek 4.18. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej w Lebie w dniu 9 stycznia 2009 r.
 Źródło: <http://weather.uwoy.edu>.

Figure 4.18. Vertical sounding from Leba station on 9th January 2009. Source: <http://weather.uwoy.edu>.

10 stycznia, po odejściu niżu nad kontynentalną Rosję, Polskę swym zasięgiem objął ponownie wyż Beeke, wciąż pozostający w rejonie Węgier. Pod warstwą inwersyjną związaną z osiadaniem powietrza w tym układzie uformowały się chmury Stratus, jako efekt kondensacji wilgoci w powietrzu przyniesionym wcześniej wraz z niżem znad Atlantyku. Nastąpił ponowny wzrost ciśnienia i spadek prędkości wiatru (Rys. 4.24), który zmienił kierunek na południowy. Stopniowo warunki wyżowe spowodowały całkowity zanik

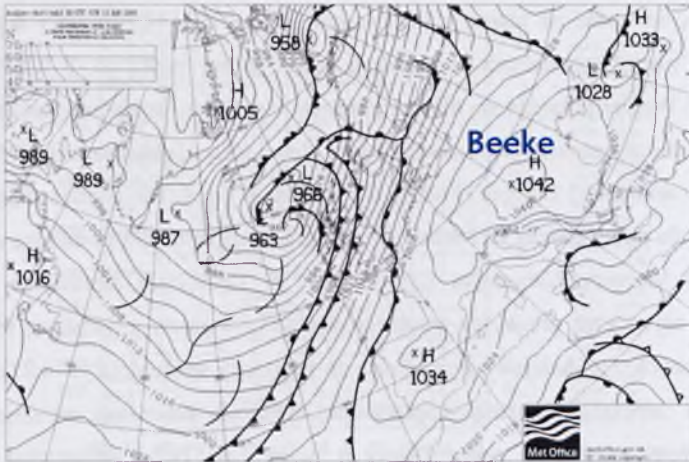
zachmurzenia, co widać na mapie z 11 stycznia (Rys. 4.19). Temperatury tego dnia znów obniżyły swą wartość, zwłaszcza na południu Polski, gdzie spadły do -8°C , -10°C . Układ wyżowy z nad Węgier połączył się klinem z innym ośrodkiem, który powstał nad Hiszpanią. Nad Sztetlandami uformowały się natomiast dwa blisko leżące, głębokie nize (963 i 966 hPa), jednak wyż w środkowej Europie również się umacniał, ponownie przekraczając 1 040 hPa, co poskutkowało pojawianiem się bardzo silnego gradientu ciśnienia zwłaszcza nad Wyspami Brytyjskimi i Morzem Północnym (Rys. 4.20). W swobodnej atmosferze tam właśnie występowały największe prędkości wiatru, a prąd strumieniowy układał się równoległe do izobar, biegnących z południowego zachodu na północny wschód (Rys. 4.21). Również w tym kierunku zepchnięte zostały wspomniane nize, nie naruszając struktury wyżowej. Zasadniczy front przebiegał przez Bałtyk i przez całą dobę pozostawał w zasadzie nieruchomy, a Polska znajdowała się poza zasięgiem głównego strumienia wiatrów południowo-zachodnich. 12 stycznia po południu wyż środkowoeuropejski zaczął słabnąć, co zaznaczyło się powolnym spadkiem ciśnienia w Polsce, jednak niebo nadal było bezchmurne, a wiatr słaby. Warstwa wymrożonego powietrza, o najniższych temperaturach występujących na południu kraju, zalegała jednak dalej i w związku z tym nie zaobserwowano wzrostu temperatury.



Rysunek 4.19. Chmury piętra niskiego [% pokrycia] nad Europą w dniu 11 stycznia 2009 r.

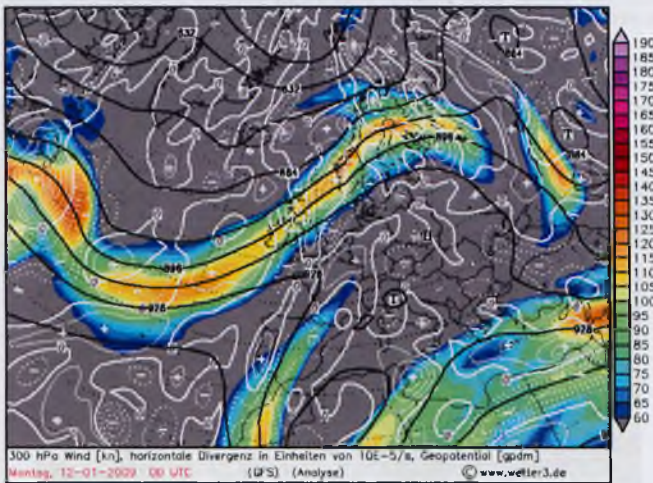
Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.19. Low-level clouds [% coverage] over Europe on 11th January 2009. Source: <http://www.wetter3.de>.



Rysunek 4.20. Pole baryczne nad Europą w dniu 11 stycznia 2009 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.20. Surface level pressure over Europe on 11th January 2009. Source: <http://www.wetter3.de>.



Rysunek 4.21. Prędkość wiatru na poziomie 300 hPa (położenie prądu strumieniowego – kolor) nad Europą w dniu 12 stycznia 2009 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

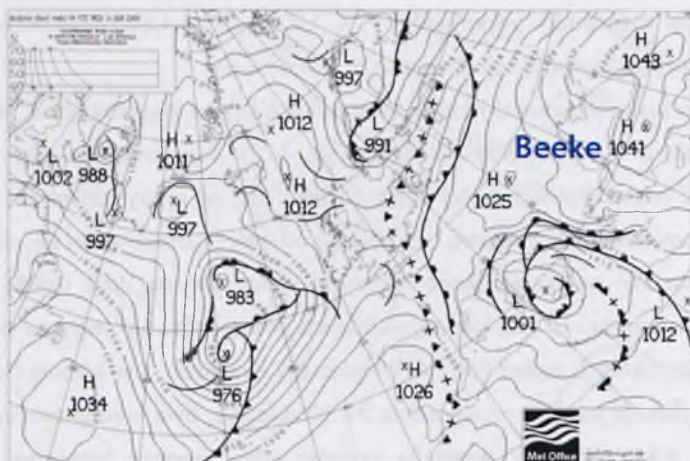
Figure 4.21. 300 hPa wind speed (jet stream position – colour bar) over Europe on 12th January 2009. Source: <http://www.wetter3.de>.

13 stycznia wyż znad Węgier przeniósł się szybko na południowy wschód aż w rejony Turcji, jednak jego klin sięgał wciąż Europy Środkowej. Północna Polska znalazła się natomiast w strefie frontowej, która przyniosła tam silne zachmurzenie i dużą wilgotność powietrza, a wraz z nią mgły. Ciśnienie w Szczecinie było o 10 hPa niższe niż w miastach na południu Polski. Wyraźnie różniły się także temperatury na północy i południu. W Szczecinie wynosiły przez cały dzień około 0 °C, w Warszawie zanotowano średnio -5 °C, zaś w Jeleniej

Górze i Zabrze termometry pokazywały $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$, $-8\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Rys. 4.24), co wskazuje na dalsze zaleganie zimnej masy wyżowego powietrza w tym rejonie.

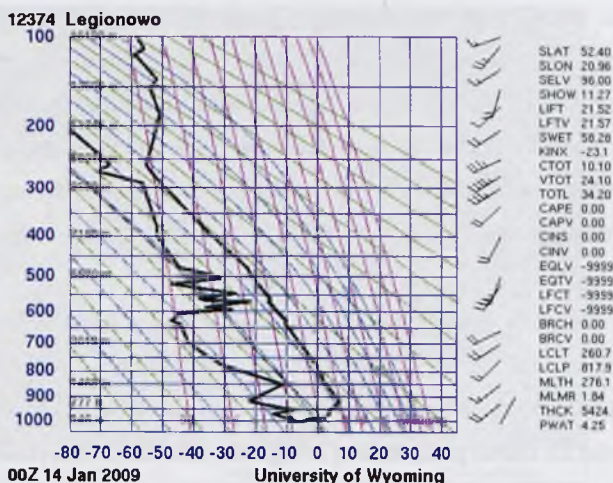
Słabnący wyż rozbudował jeszcze 14 stycznia klin nad Węgry, choć już o ciśnieniu znacznie niższym niż pierwotny ośrodek (Rys. 4.22). Jego oddziaływanie można było zaobserwować w południowej części Polski, oddzielonej od reszty terytorium przez dobrze zarysowaną powierzchnię frontową, na północ od której znajdowały się skandynawskie ośrodki niżowe. W większości kraju notowano wciąż jeszcze dość niskie temperatury, chwilami spadające do $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$, lecz najważniejszą cechą, która wpłynęła na pojawienie się tego dnia maksymalnych stężeń PM_{10} w Warszawie i Krakowie, a w Jeleniej Górze i Zabrze niemal tak wysokich jak piki odpowiednio 9 i 10 stycznia, była bardzo niewielka prędkość wiatru (Rys. 4.24). W nocy wystąpiła ponadto silna inwersja termiczna (Rys. 4.23), uniemożliwiająca pionowe ruchy w dolnej atmosferze, co prowadziło do gromadzenia się zanieczyszczeń powietrza w niewielkiej odległości od źródeł ich emisji i tym samym do osiągnięcia przez nie wysokich wartości stężeń. Na południu Polski niebo było bezchmurne, co sprzyjało ucieczce ciepła z powierzchni ziemi. W ciągu dnia warunki pogodowe zaczęły się zmieniać, a wieczorem cała Polska objęta została zatoką niżową, która powstała na skutek zafalowania na froncie nad Bałtykiem. Cały kraj znalazł się w strefie zachmurzenia, jednak warstwa chmur nie była rozbudowana w pionie. Wszędzie obserwowano też zamglenia, a na południu kraju opady śniegu. Temperatury wzrosły do około $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$, a ciśnienie spadło do $1\ 015\text{ hPa}$.

15 stycznia zachodnia część kraju dostała się pod wpływ klina wyżu znad Finlandii, który następnie przesuwał się wolno na wschód przez Europę Środkową. To chłodne powietrze z północy spowodowało dalsze utrzymanie się temperatur lekko poniżej $0\text{ }^{\circ}\text{C}$. Z cienkiej warstwy niskich chmur padał drobny śnieg. Niemal identyczna sytuacja utrzymała się 16 stycznia, lecz z biegiem dnia zarówno zachmurzenie, jak i opady ustępowały. 17 stycznia aktywny front szybko przemieszczający się na wschód znad Irlandii dał impuls do rozpoczęcia adwekcji powietrza atlantyckiego nad kontynent europejski. Cyrkulacja strefowa była jeszcze częściowo blokowana przez wyż, którego centrum przemieściło się co prawda daleko w głąb Rosji, jednak jego klin sięgał wciąż Europy Środkowej i zaniknął całkowicie dopiero kolejnego dnia, czyli 18 stycznia, dając drogę napływającemu znad Atlantyku cieplejszemu i wilgotnemu powietrzu, które przyniosło odwilż.



Rysunek 4.22. Pole baryczne nad Europą w dniu 14 stycznia 2009 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.22. Surface level pressure over Europe on 14th January 2009. Source: <http://www.wetter3.de>.



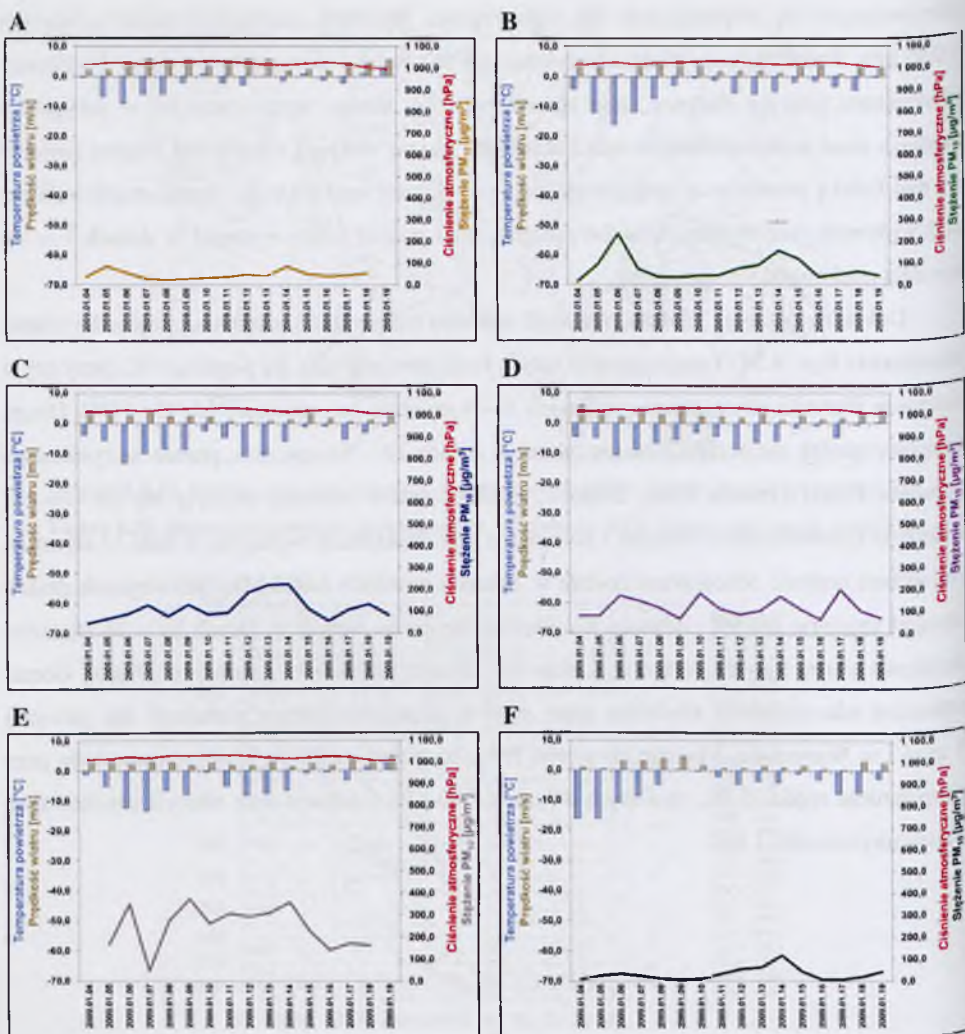
Rysunek 4.23. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej w Legionowie w dniu 14 stycznia 2009 r. Źródło: <http://weather.uwyo.edu>.

Figure 4.23. Vertical sounding from Legionowo station on 14th January 2009. Source: <http://weather.uwyo.edu>.

Sytuacja synoptyczna w trakcie epizodu w styczniu 2009 stanowiła jeden z typowych układów warunków przyczyniających się do znacznego wzrostu stężeń zanieczyszczeń powietrza. Przeważnie najsilniejsze epizody globalne i regionalne obserwowane są, gdy cyrkulację nad środkową Europą zdominuje silny wyż stacjonarny z centrum nad Syberią. W omawianym przypadku układ wyżowy zalegał w okolicy Węgier, nie był też tak rozbudowany przestrzennie jak wyż syberyjskie. Ośrodek ten był bardzo stabilny, z

utrzymującym się nieprzeciętnie dla tego regionu wysokim ciśnieniem, przekraczającym 1 040 hPa. Powietrze napływające w tym czasie nad Polskę niesione było wzdłuż krzywizny antycyklonu poprzez Bałkany, stąd też nie było tak bardzo wymrożone jak w przypadku napływu z nad kontynentalnej Rosji. Zasadniczy obszar wpływu wyżu z nad Węgier kończył się nad Polską południową, reszta kraju przez większość omawianego okresu znajdowała się pod wpływem innych ośrodków barycznych, stąd epizod który wystąpił w dniach 7 – 16 stycznia miał charakter regionalny.

Dokładny przebieg średniodobowych wartości temperatury, ciśnienia i prędkości wiatru przedstawia Rys. 4.24. Temperatura w całym kraju utrzymywała się poniżej 0 °C, przy czym najniższe wartości obserwowano w dniach 6 – 7 stycznia na poziomie -10 °C, -15°C. Drugi, mniejszy spadek temperatury zaznaczył się w dniach 12 – 14 stycznia, przede wszystkim na południu Polski (Jelenia Góra, Kraków, Zabrze), gdzie wartości zbliżyły się do -10 °C. Ciśnienie systematycznie rosło od 7 stycznia, a jego maksimum wystąpiło w dniu 11 stycznia. Najwyższa wartość odnotowana została w Zabrzu i wyniosła 1 035 hPa. W kolejnych dniach nastąpił najpierw spadek ciśnienia, a następnie ponowny wzrost w dniach 14 – 16 stycznia. Prędkości wiatru były najniższe w Krakowie i Jeleniej Górze oraz na stacji w Diabłej Górze, natomiast zdecydowanie silniejszy wiatr wiał w Szczecinie (przez większość dni powyżej 5 m/s) i w Warszawie. Maksimum stężeń PM₁₀ na południu Polski obserwowane było przy temperaturze rzędu -5 °C, rosnącym do ok. 1 020 hPa ciśnieniu oraz niskich prędkościach wiatru na poziomie 1 m/s.

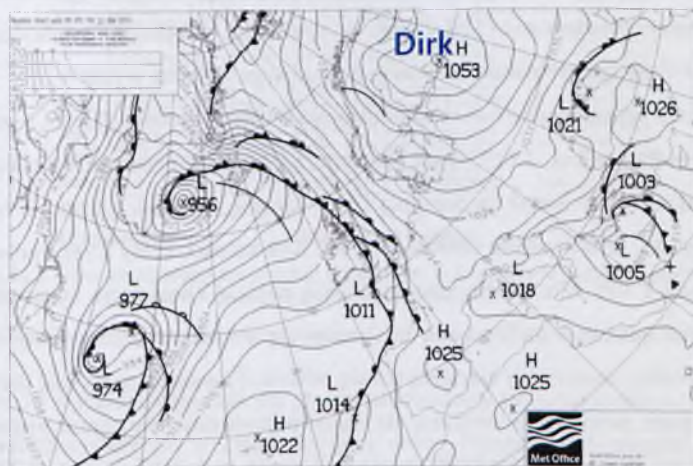


Rysunek 4.24. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu g/m^3$] zmierzonych w okresie 4 – 19 stycznia 2009 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (żółta linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła); D) Zabrzu (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [$^{\circ}C$] (niebieskie słupki), prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czerwona ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMŚ (F).

Figure 4.24. Patterns of PM_{10} daily concentrations [$\mu g/m^3$] (solid lines) measured during the period of 4 – 19th January 2009 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [$^{\circ}C$] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

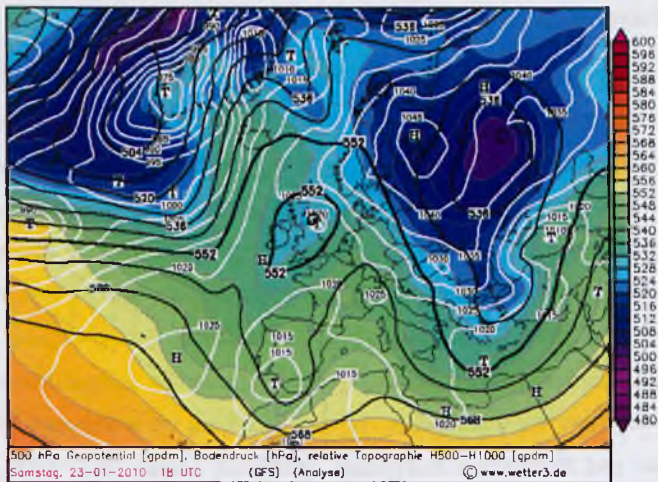
Epizod 22 – 28 stycznia 2010

W połowie stycznia 2010 r. zaczął rozbudowywać się wyż rosyjski Dirk, w którego centrum, położonym nad zachodnią Syberią, ciśnienie 20 stycznia przekroczyło 1 060 hPa. Klin wyżowy rozpościerał się daleko na południowy zachód, aż po Alpy i półwysep Bałkański, a w jego obrębie, na skutek osiadania atmosferycznego, gromadziło się przy gruncie wymrożone powietrze. W tym czasie w Polsce panować zaczęły mroźne temperatury rzędu $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$, a ciśnienie rosło systematycznie, osiągając wieczorem 21 stycznia poziom ok. 1 030 hPa. Przeważały słabe wiatry wschodnie. Zachmurzenie grubą warstwą chmur niskich (podstawy już na wysokości 300 – 500 m) niesło ciągłe opady śniegu. Przez 2 kolejne dni wyżowy układ baryczny nie zmieniał pozycji, połączył się za to klinem z rozbudowanym systemem wyżów nad Półwyspem Iberyjskim i północną Afryką (Rys. 4.25). Zablokowane zostały w ten sposób atlantyckie nize, które swym zasięgiem nie przekraczały długości geograficznej 5° E . Pogłębiała się w tym czasie zatoka obniżonych wysokości powierzchni geopotencjalnej 500 hPa, aż objęła swym zasięgiem całą powierzchnię Polski (Rys. 4.26). W ciągu tego czasu wciąż napływało mroźne powietrze ze wschodu, powodując dalsze spadki temperatury aż do $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, nastąpił też wzrost ciśnienia o 3 – 5 hPa oraz stopniowe rozpozgodzenie, co jeszcze ułatwiło spadek temperatury – bezchmurne niebo powoduje nocą szybkie wypromieniowanie ciepła, zwłaszcza z podłoża pokrytego śniegiem, które fizycznie stanowi bowiem ciało niemal doskonale czarne.



Rysunek 4.25. Pole baryczne nad Europą w dniu 22 stycznia 2010 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.25. Surface level pressure over Europe on 22nd January 2010. Source: <http://www.wetter3.de>.

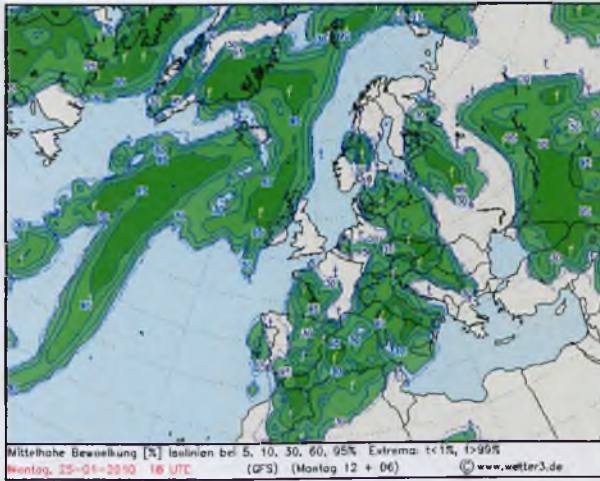


Rysunek 4.26. Pole ciśnienia (białe linie), wysokości geopotencjału 500 hPa (czarne linie) oraz topografii względnej 500 – 1 000 hPa (kolor) nad Europą w dniu 25 stycznia 2010. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.26. Surface level pressure (white lines), 500 hPa geopotential height (black lines) and 500 – 1 000 hPa relative topography (colour bar) over Europe on 23rd January 2010. Source: <http://www.wetter3.de>.

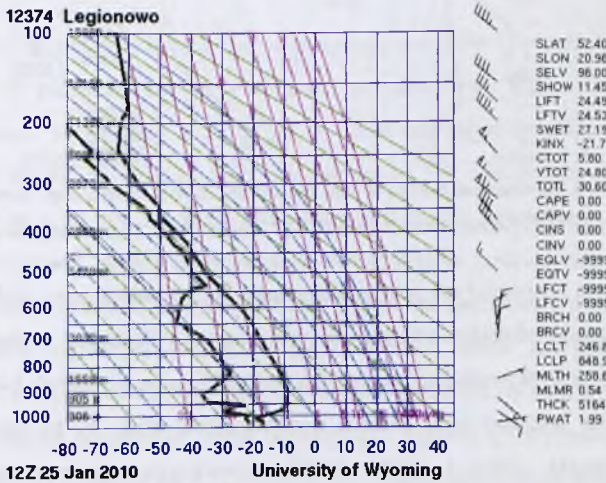
23 stycznia zanikły wyże nad Hiszpanią i północną Afryką, a na ich miejsce nadszedł niż, połączony powierzchnią frontową z cyklonalnym układem znad Wysp Brytyjskich. Ten system obniżonego ciśnienia nadal jednak nie miał możliwości przedostać się na wschód, gdzie utrzymywała się blokada cyrkulacji strefowej w postaci wyżu rosyjskiego. Dla Polski oznaczało to umacnianie się pogody wyżowej, utrzymywanie mrozu i znikanie pokrywy chmur. Przeważał umiarkowany i słaby wiatr ze wschodu i północnego wschodu, wskazujący na spływ nad Polskę mas powietrza wzdłuż południowego obrzeża wyżu.

24 stycznia zachmurzenie ostatecznie ustąpiło z całego obszaru Polski, a temperatura w całym kraju spadła poniżej -15 °C. Nad Kanałem La Manche utworzył się ośrodek niżowy, który jednak skierowany został na południe i nad Alpami zaniknął, a fronty z nim związane nie sięgnęły Polski. W tym czasie umacniał się też wyż azorski, który 25 stycznia połączył się wspólną izobarą 1 028 hPa z północno-zachodnią częścią klina wyżu syberyjskiego. Tego dnia nad Polską adwekcja ze wschodu utrzymała się w warstwie przy powierzchni ziemi, jednak w swobodnej atmosferze kierunek ten się odwrócił i zaczęło napływać nieco cieplejsze i bardziej wilgotne powietrze z zachodu, skutkując pojawieniem się chmur piętra średniego i wysokiego, które stopniowo przykryły większość nieba nad Polską (Rys. 4.27). Adwekcja cieplejszego powietrza poskutkowała oczywiście wystąpieniem inwersji termicznej, którą widać na diagramie aerologicznym (Rys. 4.28).



Rysunek 4.27. Chmury piętra średniego [% pokrycia] nad Europą w dniu 25 stycznia 2010 r.
 Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.27. Mid-level clouds [% coverage] over Europe on 25th January 2010. Source: <http://www.wetter3.de>.

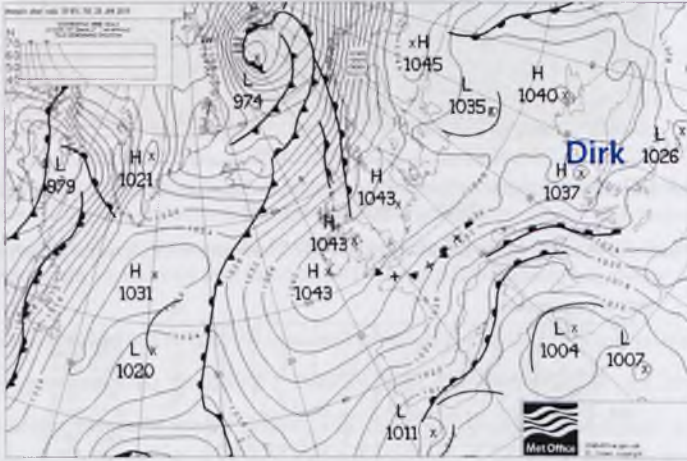


Rysunek 4.28. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej w Legionowie w dniu 25 stycznia 2010 r.
 Źródło: <http://weather.uwyo.edu>.

Figure 4.28. Vertical sounding from Legionowo station on 25th January 2010. Source: <http://weather.uwyo.edu>.

W dniu 25 stycznia rozpoczął się proces przebudowy pola barycznego, którego skutki wyraźnie widoczne stały się w ciągu kolejnej doby. Potężny wyż rosyjski, połączony z wyżem syberyjskim, zaczął rozdzielać się na swym południowym krańcu na mniejsze, odrębne ośrodki (Rys. 4.29). Jeden z tych wyżów skierował się nad Ural, zaś drugi zaczął się przemieszczać w stronę umiarkowanych szerokości geograficznych nad Atlantykiem, gdzie wchłonął resztki wspomnianego wcześniej wyżu azorskiego.

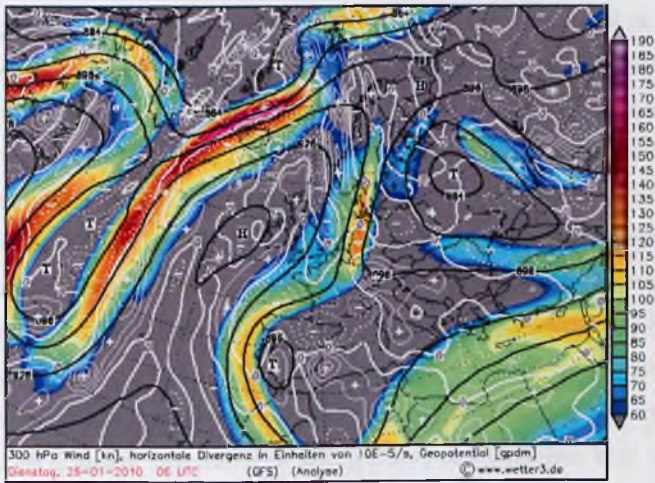
W Polsce centralnej i północno-zachodniej, otoczonej izobarą 1 040 hPa, przyniosło to zanik wiatru i szybkie zaniknięcie pokrywy chmur wszystkich pięter, połączone z silnym wychłodzeniem – w Warszawie i Szczecinie temperatura 26 stycznia spadła poniżej -20°C (Rys. 4.31). W połączeniu z występującą inwersją termiczną dało to warunki do dużego wzrostu stężenia PM_{10} w powietrzu. W miastach położonych bardziej na południu kraju poziomy PM_{10} również wzrósł, osiągając swe maksimum kolejnego dnia, a precyzyjniej mówiąc w nocy z 26 na 27 stycznia.



Rysunek 4.29. Pole baryczne nad Europą w dniu 26 stycznia 2010 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.29. Surface level pressure over Europe on 26th January 2010. Source: <http://www.wetter3.de>.

Już 26 stycznia rozpoczął się proces nasuwania się od północnego zachodu nad Bałtyk zatoki niżowej układu zlokalizowanego na północnym Atlantyku. Układ ten dążył do połączenia się z niżami okupującymi rejon Morza Śródziemnego, jednak blokada cyrkulacji strefowej przez klin wyżowy była jeszcze wystarczająco silna, by to uniemożliwić. Nad Polską wciąż zalegała sucha i zimna warstwa powietrza, spowodowana kilkudniową adwekcją ze wschodu powietrza polarnego o charakterze kontynentalnym, płynącego po południowych obrzeżach stabilnego wyżu rosyjskiego. Również w górnej atmosferze warunki nie sprzyjały zmianie cyrkulacji. Zafalowanie geopotencjału, biegnące na południowy zachód przez Niemcy, tworzyło tor dla prądu strumieniowego, który układając się w sposób widoczny na Rys. 4.30, blokował napływ w nasze rejony ośrodków barycznych z nad Atlantyku.

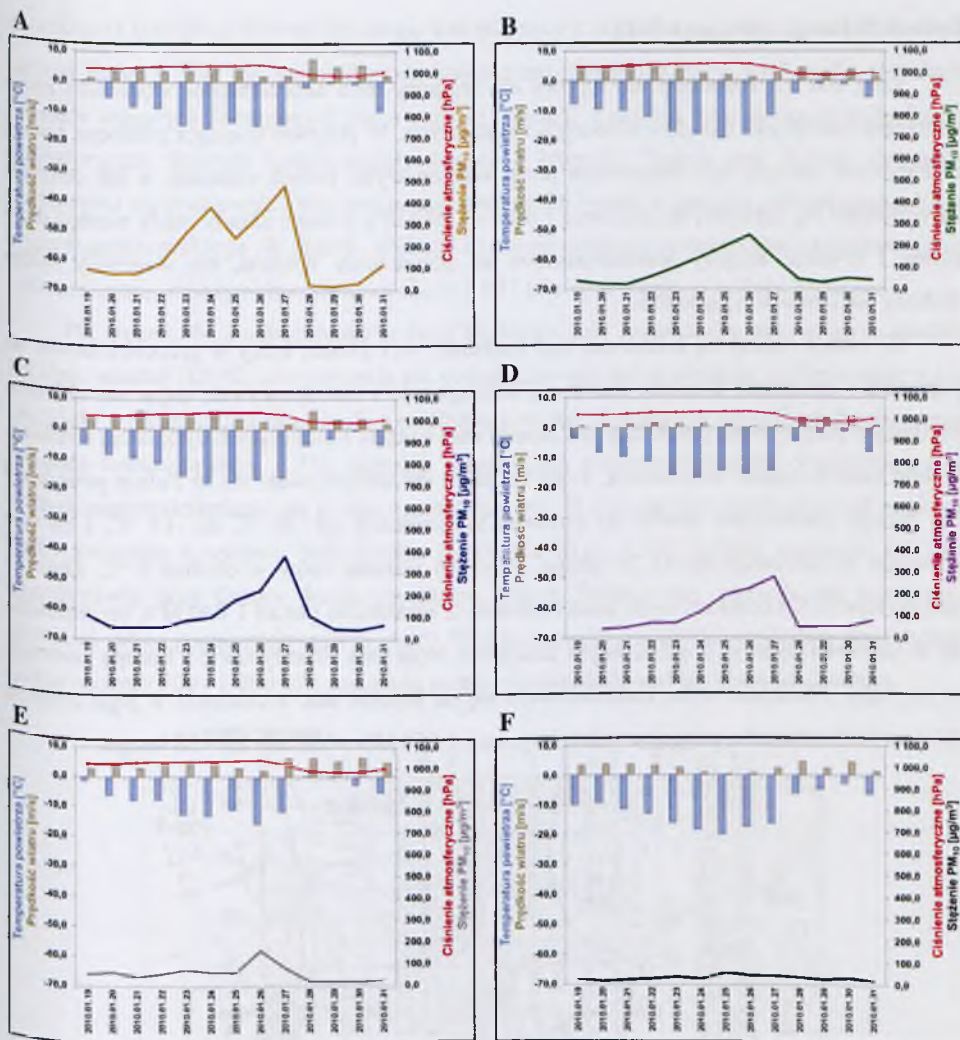


Rysunek 4.30. Prędkość wiatru na poziomie 300 hPa (położenie prądu strumieniowego – kolor) nad Europą w dniu 26 stycznia 2010 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.30. 300 hPa wind speed (jet stream position – colour bar) over Europe on 26th January 2010. Source: <http://www.wetter3.de>.

Zasadnicza zmiana pola barycznego nad Europą nastąpiła 27 stycznia, kiedy głęboki niż nad Skandynawii zaczął nurkować w kierunku południowym. Jego centrum, z ciśnieniem 980 hPa przesunęło się w nocy z 27 na 28 stycznia nad rejon Bornholmu, wtedy też cała Polska znalazła się już w zasięgu jego oddziaływania. W Szczecinie, w ciągu 48 godzin ciśnienie spadło aż o 50 hPa, niewiele tylko mniejsze spadki zanotowano też w pozostałych analizowanych miastach, jednak przesunięte w czasie o kilka godzin, jako że niż nasuwał się od strony północnej. Zmienił się też kierunek wiatru na zachodni i południowo-zachodni. Jednakże warstwa ciężkiego, wymrożonego powietrza, która zalegała nad Polską od dłuższego czasu, stanowiła masę o dużej bezwładności, stąd też jej usunięcie nie nastąpiło od razu. Wyraźny wzrost temperatur został odnotowany dopiero 29 stycznia, kiedy to zaczęły pojawiać się wartości dodatnie do 2 °C (Rys. 4.31). Napływająca masa powietrza niosła duże zasoby wilgoci, więc już 28 stycznia cały kraj przykryły zwarte chmury, z których padał gęsty śnieg. Centrum niżu powoli przesunęło się na wschód, powodując przejście przez Polskę frontu zokludowanego, za którym podążały kolejne masy powietrza polarno-morskiego. Wzrosła prędkość wiatru i nasiliły się opady śniegu, więc zdecydowanie poprawiły się warunki dyspersji zanieczyszczeń powietrza, co odnotowano w postaci gwałtownych spadków stężeń PM_{10} na stacjach monitoringu jakości powietrza. Tym samym zakończył się okres epizodu pyłowego.

Wykresy na Rys. 4.31 obrazują przebieg w czasie parametrów meteorologicznych na analizowanych stacjach. Ponieważ cały kraj objęty był działaniem syberyjskiego wyżu Dirk, lokalne warunki meteorologiczne były we wszystkich przypadkach bardzo zbliżone. Od 20 stycznia ciśnienie systematycznie rośnie, w dniu 26 stycznia osiągając maksimum, które w większości obszarów osiągnęło 1 040 hPa. Następnie nastąpił bardzo gwałtowny jego spadek i dwie doby później notowano już wartości o 40 – 50 hPa niższe. Temperatury w trakcie epizodu były bardzo niskie, rzędu $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$, zaś minimum wartości obserwowano w dniach 24 – 26 stycznia (najniższa średniodobowa temperatura wystąpiła w Warszawie 25 stycznia i wyniosła $-19\text{ }^{\circ}\text{C}$). 28 stycznia, w ostatnim dniu epizodu, temperatury były już znacznie wyższe, w Szczecinie zanotowano średnią na poziomie około $0\text{ }^{\circ}\text{C}$. Na początku epizodu prędkość wiatru była umiarkowana, przekraczała w większości miejsc 5 m/s, lecz wraz ze wzrostem ciśnienia jej wartości istotnie malały. Jedynie w Zabrzu prędkości te były cały czas bardzo niskie, na poziomie około 1 m/s i dopiero w ostatnim dniu epizodu wzrosły. W tym przypadku maksima stężeń PM_{10} wystąpiły w czasie, gdy notowano najwyższe ciśnienia oraz bardzo niskie temperatury i prędkości wiatru. Charakterystyczny był gwałtowny koniec epizodu, związany z bardzo szybką zmianą warunków meteorologicznych, wywołaną wycofaniem się wyżu i zdominowaniem sytuacji pogodowej w kraju przez niż nurkujący z nad Skandynawii.



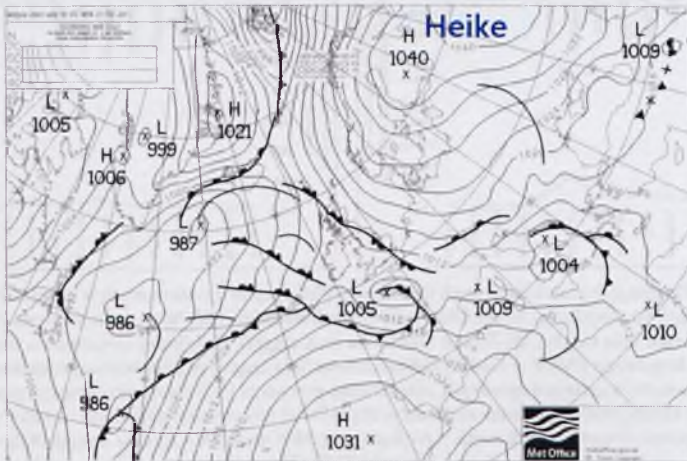
Rysunek 4.31. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM₁₀ [µg/m³] zmierzonych w okresie 19 – 31 stycznia 2010 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (żółta linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła); D) Zabrze (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [°C] (niebieskie słupki), prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czarna linia ciągła). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PM₅ (F).

Figure 4.31. Patterns of PM₁₀ daily concentrations [µg/m³] (solid lines) measured during the period of 19 – 31st January 2010 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [°C] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

Epizod 21 lutego – 6 marca 2011

Luty 2011 r. rozpoczął się typową dla tej pory roku naprzemienną wędrówką przez kontynent Europejski układów niżowych i wyżowych. W połowie miesiąca północne krańce Skandynawii zaczęły być okupowane przez kolejne wyży, jednak ciśnienie w ich centrach utrzymywało się najwyżej na poziomie 1 035 – 1 040 hPa, a same układy miały niezbyt duży zasięg i również ulegały przemieszczeniu na południowy wschód, nie stanowiły zatem blokady dla cyrkulacji zachodniej.

20 lutego zaczął się formować nad Finlandią wyż Heike, który w przeciwieństwie do poprzednio opisanych układów z czasem wzrastał się i rozbudowywał, stając się układem sterującym przepływem powietrza nad niemal całą Europą i blokującym cyrkulację strefową. W tym samym czasie temperatura, która od kilku dni utrzymywała się w Polsce powyżej 0 °C, zaczęła gwałtownie spadać do poziomu w granicach od -10 °C do -15 °C, i na tym poziomie utrzymywała się do 25 lutego, po czym wzrosła znów w okolice 0 °C. Dnia 21 lutego (Rys. 4.32) centrum wyżu znad Finlandii, z ciśnieniem ponad 1 040 hPa, przemieściło się w kierunku Syberii, a układ swym zasięgiem objął całą Skandynawię i Europę centralną aż po Alpy. Położenie wyżu ustabilizowało się na kolejne dni, a ciśnienie w jego centrum dalej powoli wzrastało, osiągając wartości ponad 1 050 hPa w dniach 23 – 28 lutego.



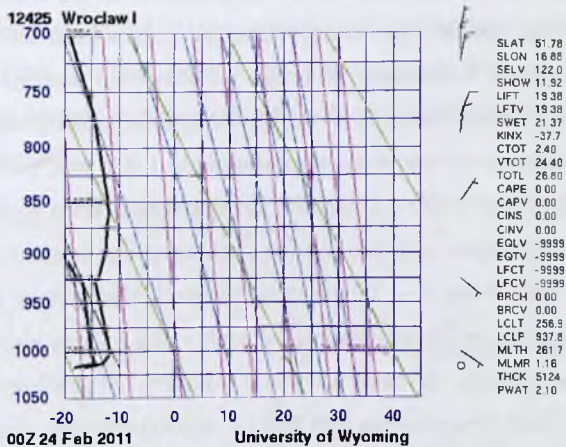
Rysunek 4.32. Pole baryczne nad Europą w dniu 21 lutego 2011 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.32. Surface level pressure over Europe on 21st February 2011. Source: <http://www.wetter3.de>.

21 i 22 lutego nad Francją, Morzem Śródziemnym oraz Włochami przemieszczały się kolejne układy niżowe, a po ich przejściu i po zaniknięciu frontów oddzielających masy o niskim ciśnieniu (ok. 1 005 hPa), klin wyżu syberyjskiego połączył się z rozległym wyżem

azorskim (1 030 hPa), tworząc 23 lutego wał biegnący z północnego wschodu na południowy zachód Europy. Wał ten stanowił przez kolejne dni nieprzekraczalną barierę dla głębokich układów niżowych formujących się w rejonie Islandii. Z niżami tymi związane były fronty atmosferyczne, których końce sięgały Francji i Niemiec, jednak nad Polskę nie miały możliwości się przesunąć. Nasz kraj pozostawał do 26 lutego w zasięgu oddziaływania klina wyżu skandynawskiego. W dniach od 20 do 25 lutego ciśnienie w całym kraju systematycznie rosło, osiągając maksymalne wartości około 1 037 hPa w Warszawie w dniu 25 lutego.

Pik stężeń PM₁₀ odnotowano w dniu 24 lutego, gdy temperatury przy gruncie spadały lokalnie poniżej -15 °C, utrzymywała się cyrkulacja wyżowa ze średnim zachmurzeniem (co ułatwiało wypromieniowanie ciepła z podłoża), a w dolnej warstwie atmosfery obserwowano inwersję termiczną (Rys. 4.33), znacznie utrudniającą pionowe mieszanie powietrza, a tym samym rozprzestrzenianie się w nim zanieczyszczeń. W tym samym czasie również poziome ruchy związane z wiatrem były bardzo niewielkie (Rys. 4.34). Polska, podobnie jak cała Skandynawia oraz Europa środkowa aż po Morze Śródziemne, znalazła się w obrębie głębokiej zatoki geopotencjału (Rys. 4.35). Niskie wartości wysokości względnej powierzchni izobarycznych 500 i 1 000 hPa wskazują na adwekcję chłodu nad ten rejon kontynentu.

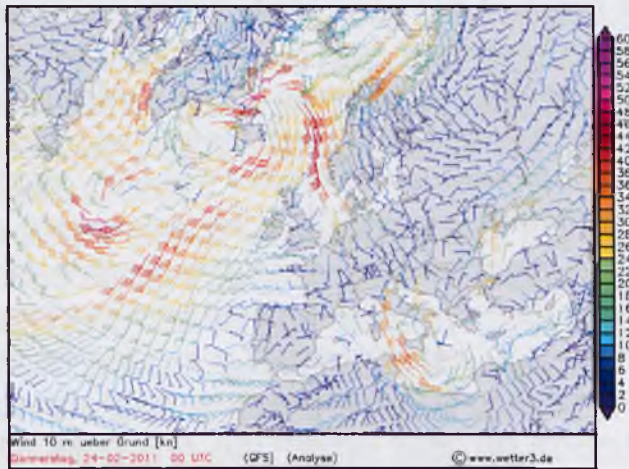


Rysunek 4.33. Diagram aerologiczny do wysokości 700 hPa ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 24 lutego 2011 r. Źródło: <http://weather.uwyo.edu>.

Figure 4.33. Vertical sounding up to 700 hPa from Wrocław station on 24th February 2011. Source: <http://weather.uwyo.edu>.

Dzień po odnotowaniu najwyższego ciśnienia w Polsce, jego wartość dość gwałtownie spadła (o ok. 10 hPa). Tego dnia, czyli 26 lutego, nastąpiło przerwanie wału wysokiego ciśnienia łączącego dotychczas wyże skandynawski i azorski, a uformowany na Morzu

Północnym niż objął swym zasięgiem kraje Beneluksu, Niemcy i wschodnią część Francji. 27 lutego również i Polska znalazła się na skraju oddziaływania tego układu.

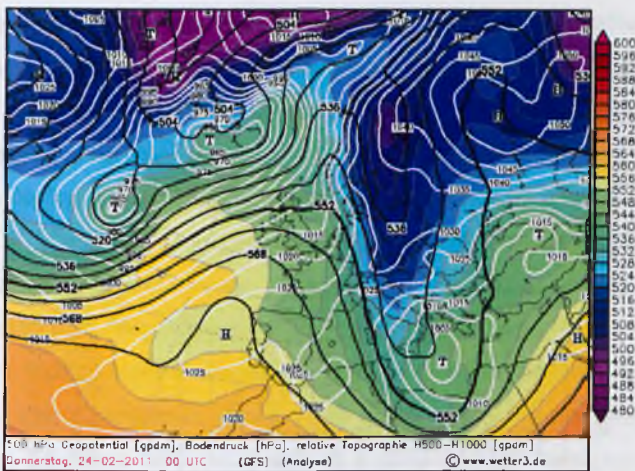


Rysunek 4.34. Pole wiatru nad Europą w dniu 24 lutego 2011 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.34. Wind speed over Europe on 24th February 2011. Source: <http://www.wetter3.de>.

Kolejnego dnia centrum niżu nad Holandii przemieściło się szybko na południowy wschód nad Węgry, po drodze wypełniając się aż do całkowitego zaniku. Wał wyżowy odbudował się, ale jego oś przebiegała 28 lutego na północ od naszego kraju, ciągnąc się przez Bałtyk, Szwecję, Morze Północne po Wyspy Brytyjskie, gdzie umiejscowił się kolejny wyż - Isabelle. Ciśnienie w osi tego wału wynosiło około 1 035 hPa, podczas gdy w Polsce kształtowało się na poziomie 1 030 – 1 032 hPa. Temperatura w kraju wynosiła nieco poniżej 0 °C, wiał słaby i umiarkowany wiatr ze wschodu i południowego wschodu.

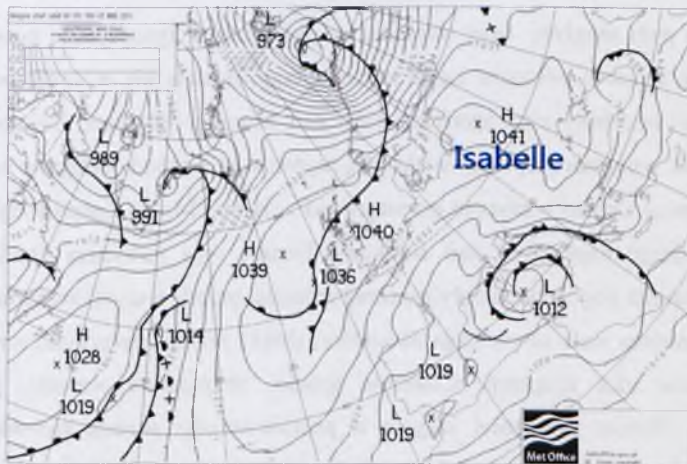
Przez kolejne dwie doby (1 – 2 marca) zasadniczy układ wyżów nie zmienił swego położenia, jednak ciśnienie w całym obszarze oddziaływania jeszcze wzrosło, osiągając nad Morzem Północnym i Wielką Brytanią wartość 1 042 hPa, co przełożyło się 1 marca na wzrost do 1 036 – 1 040 hPa ciśnienia nad Polską. Wieczorem tego dnia powstał także w obrębie układu Isabelle lokalny ośrodek wyżowy nad Litwą (1 041 hPa), który kolejnego dnia połączył się z wyżem o centrum umiejscowionym nad cieśninami duńskim (1 043 hPa). Układ obejmował swym zasięgiem większość obszaru Polski. Przez te dwie doby panowały w Polsce typowo wyżowe warunki pogodowe: bezchmurne niebo, słaby wiatr z kierunków E – NE lub cisza, sucha masa powietrza o lekko ujemnych temperaturach (do -8 °C). Na skutek osiadania powietrza w wyżu, w dolnych partiach atmosfery występowała warstwa inwersyjna przyziemna (nocą) lub podniesiona (w ciągu dnia).



Rysunek 4.35. Pole ciśnienia (białe linie), wysokości geopotencjału 500 hPa (czarne linie) oraz topografii względnej 500 – 1 000 hPa (kolor) nad Europą w dniu 24 lutego 2011. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.35. Surface level pressure (white lines), 500 hPa geopotential height (black lines) and 500 – 1 000 hPa relative topography (colour bar) over Europe on 24th February 2011. Source: <http://www.wetter3.de>.

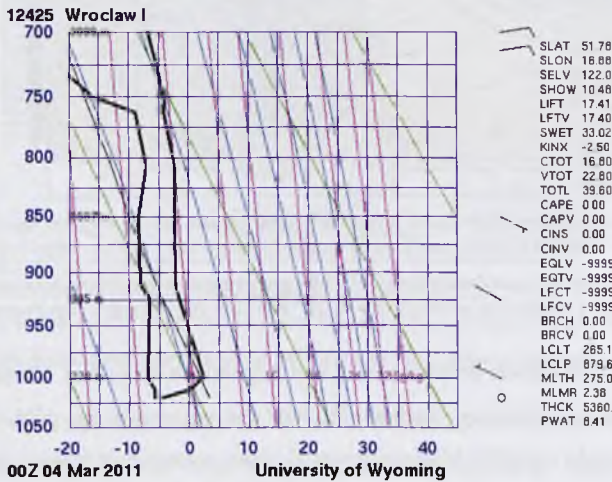
3 marca centrum układu przesunęło się nad pogranicze Rumunii i Ukrainy, po czym tor jego ruchu skręcił na północny wschód. W tym samym czasie na północ od Nord Cap uformował się głęboki niż (970 hPa), co spowodowało wystąpienie bardzo dużego gradientu ciśnienia w północnej Europie (Rys. 4.36). Natomiast w Polsce, w większości kraju obserwowano wciąż pogody wyżowe, tylko na południu i na krańcach północno-wschodnich wystąpiło zachmurzenie.



Rysunek 4.36. Pole baryczne nad Europą w dniu 3 marca 2011 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.36. Surface level pressure over Europe on 3rd March 2011. Source: <http://www.wetter3.de>.

Sytuacja wyżowa utrzymywała się w kraju także 4 marca, kiedy wystąpiło kolejne maksimum stężeń PM_{10} . Duża koncentracja pyłu w powietrzu wynikała w tym przypadku z trwającej przez kilka kolejnych dni inwersji termicznej (Rys. 4.37) oraz bardzo słabego wiatru, które to warunki nie pozwalały na dyspersję zanieczyszczeń. Temperatura wciąż wahała się na poziomie niewielkich wartości ujemnych, zatem sezon grzewczy był jeszcze w pełni, skutkując emisjami zanieczyszczeń powietrza.



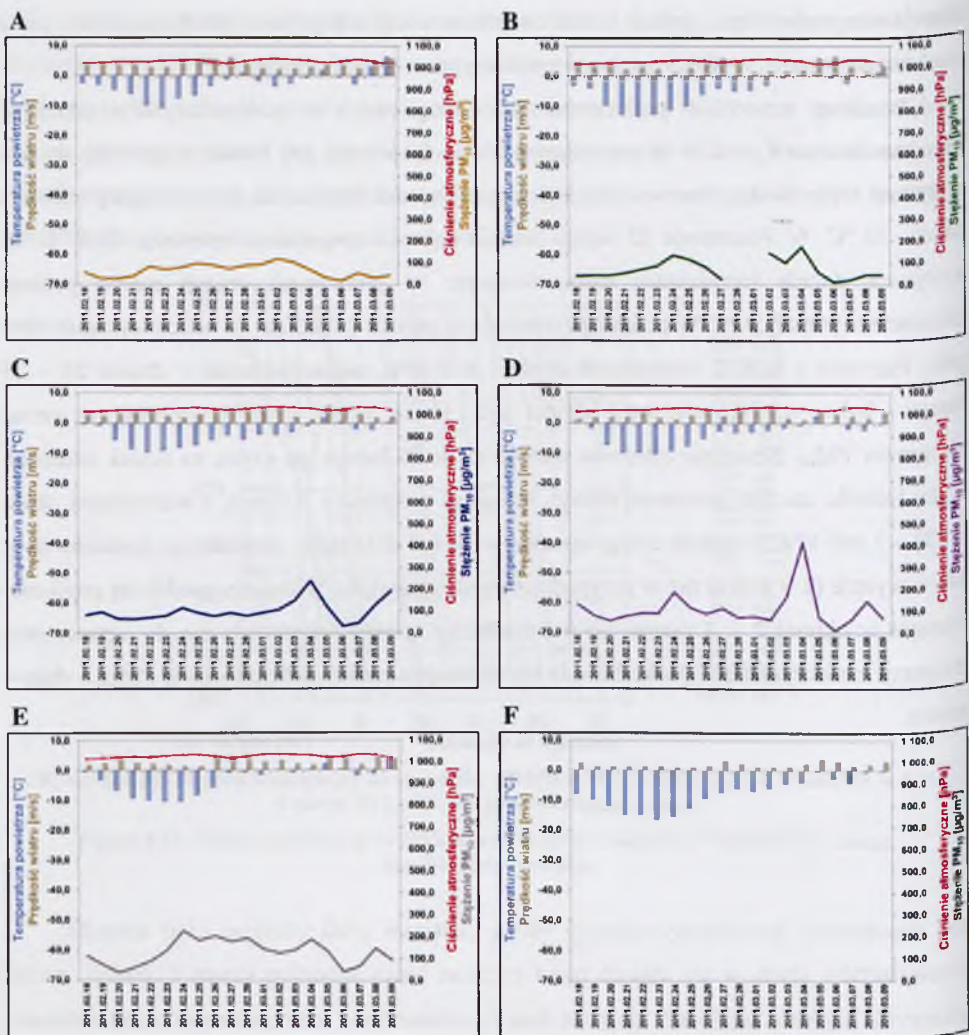
Rysunek 4.37. Diagram aerologiczny do wysokości 700 hPa ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 4 marca 2012 r. Źródło: <http://weather.uwo.edu>.

Figure 4.37. Vertical sounding up to 700 hPa from Wrocław station on 4th March 2012. Source: <http://weather.uwo.edu>.

Stężenia pyłu mogłyby dalej wzrastać, gdyby sytuacja synoptyczna pozostawała bez zmian. Jednak 5 marca północna część naszego kraju dostała się w strefę oddziaływania wspomnianego wcześniej niżu uformowanego nad Morzem Barentsa, którego aktywność jeszcze wzrosła, a on sam rozpoczął wędrówkę najpierw na wschód, następnie na południe. 6 marca przemieścił się nad kontynent euroazjatycki w rejon Morza Kaspijskiego, otwierając tym samym drogę napływowi nad środkową Europę mas powietrza znanego z północnego Atlantyku. Warunki pogodowe uległy znacznej zmianie, przede wszystkim naruszona została mocno wcześniejsza równowaga atmosfery, dzięki czemu zanieczyszczenia powietrza mogły wreszcie ulec dyspersji. Ciśnienie spadło, temperatura wzrosła, pojawiło się zachmurzenie. Wzrost zawartości wilgoci w powietrzu oraz zmiana kierunku wiatru na zachodni i północno-zachodni świadczą o tym, iż istotnie nad Polskę nadciągnęły masy powietrza polarno-morskiego. Były one związane z kolejnym wyżem, tym razem o

charakterze wędrownym, jednak został on uformowany nad północnym Atlantykiem, niósł więc znacznie mniej zanieczyszczone i zasobniejsze w wilgoć powietrze.

Przebiegi zmienności parametrów meteorologicznych w analizowanych miastach są przedstawione na Rys. 4.38. W początkowych dniach epizodu, gdy Polska znajdowała się pod wpływem wyżu Heike, obserwowany był znaczny spadek temperatur, które osiągały wartości około $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$. W Warszawie 22 lutego średnia dobowa temperatura wyniosła $-13.3\text{ }^{\circ}\text{C}$. W kolejnych dniach temperatura rosła, osiągając w pierwszych dniach marca poziom nieznacznie poniżej $0\text{ }^{\circ}\text{C}$. W przebiegu ciśnienia w okresie 21 lutego – 6 marca wystąpiły dwa piki. Pierwszy z nich, o wartościach około $1\ 035\text{ hPa}$, zaobserwowano w dniach 24 – 25 lutego – był to wzrost związany z klinem wyżu Heike, wtedy też obserwowany był wzrost poziomów PM_{10} . Następnie ciśnienie spadało aż do 28 lutego, po czym, na skutek nadejścia wyżu Isabelle, zaczęło ponownie rosnąć, osiągając maksimum 2 marca, z wartościami około $1\ 038 - 1\ 040\text{ hPa}$. W trakcie całego epizodu wiatr był dość słaby, jednak jego prędkości były nieco wyższe ($2 - 4\text{ m/s}$) niż w przypadku innych epizodów. Widoczny spadek tej prędkości nastąpił w okresie 2 – 4 marca, co w zasadniczy sposób przyczyniło się do ograniczenia dyspersji zanieczyszczeń i poskutkowało wystąpieniem maksymalnych stężeń PM_{10} w dniu 4 marca.



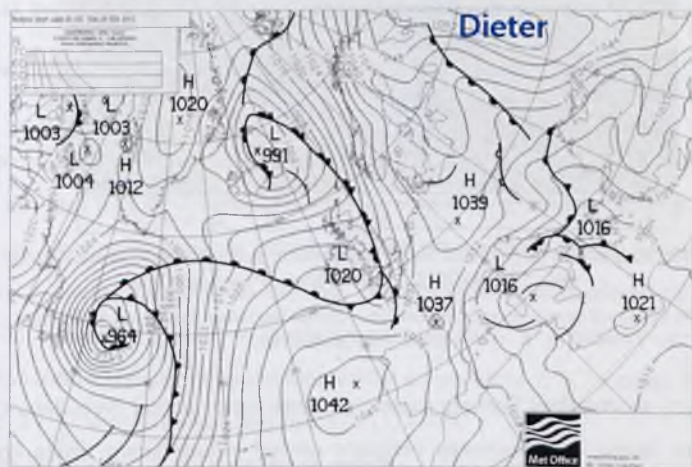
Rysunek 4.38. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w okresie 18 lutego – 9 marca 2011 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (żółta linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła), D) Zabrzu (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [$^{\circ}\text{C}$] (niebieskie słupki), prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czerwona ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOS uzyskanych w ramach PMS (F).

Figure 4.38. Patterns of PM_{10} daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (solid lines) measured during the period of 18th February – 9th March 2011 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [$^{\circ}\text{C}$] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

Epizod 5 – 15 lutego 2012

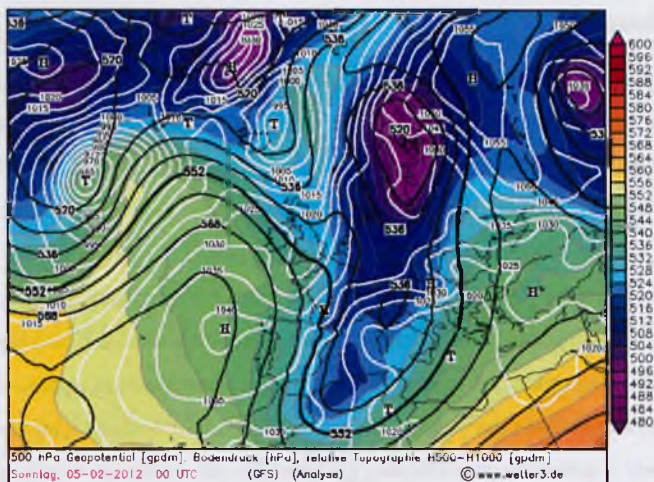
Od początku lutego nad północno-wschodnią Europą utrzymywał się potężny wyż Syberyjski o nazwie Dieter. 1 lutego w jego centrum, ulokowanym nad Morzem Białym, ciśnienie wynosiło 1 063 hPa. Polska znajdowała się w zasięgu tego układu. Sucha i bardzo zimna masa powietrza zalegała nad całym krajem, nie dając warunków do kondensacji pary wodnej a tym samym do powstawania chmur. Na skutek braku warstwy ograniczającej wypromieniowanie ciepła z podłoża, zwłaszcza w nocy, temperatury spadały nawet do -20 °C. W dniach 3 – 4 lutego nad Bałtykiem uformował się niewielki niż, który przeszedł przez nasz kraj na południe, po czym wypełnił się. W nocy temperatura spadła do -20 °C nad większością obszaru Polski, zaś krańce północno-wschodnie dotknął mróz poniżej -30 °C. Wiatr, przeważnie z północnego wschodu, nie przekraczał prędkości 4 m/s, a zachmurzenie było niewielkie.

Po przejściu ośrodka niżowego w dniu 5 lutego nad Polskę sięgnął klin wysokiego ciśnienia (1 039 hPa), pochodzący od układu syberyjskiego i łączący się w wał wysokiego ciśnienia z wyżem azorskim (Rys. 4.39). Pas ciągnący się od Skandynawii poprzez środkową i południową Europę aż po północną Afrykę (Algieria) znajdował się w głębokiej zatoce obniżonego geopotencjału (Rys. 4.40), tworzącej wysuniętą daleko na południe fałę grawitacyjną, otoczoną prądem strumieniowym (Rys. 4.41). Dlatego też powstające nad Atlantykiem niże kierowane były na południe, a nie tak jak ma to zazwyczaj miejsce na wschód.



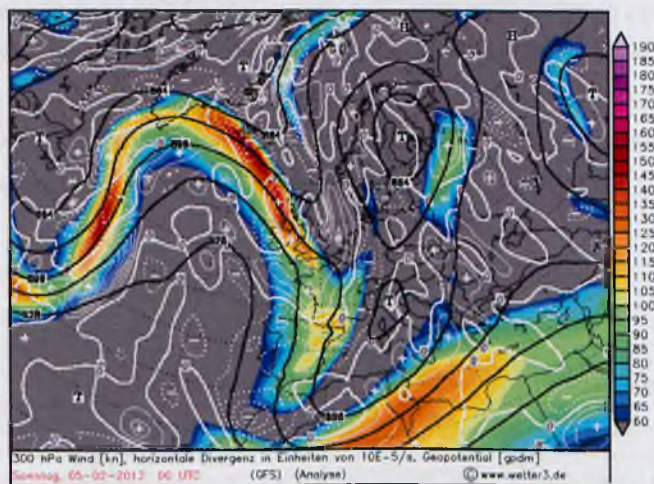
Rysunek 4.39. Pole baryczne nad Europą w dniu 5 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.39. Surface level pressure over Europe on 5th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de>.



Rysunek 4.40. Pole ciśnienia (białe linie), wysokości geopotencjału 500 hPa (czarne linie) oraz topografii względnej 500 – 1 000 hPa (kolor) nad Europą w dniu 5 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.40. Surface level pressure (white lines), 500 hPa geopotential height (black lines) and 500 – 1 000 hPa relative topography (colour bar) over Europe on 5th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de>.



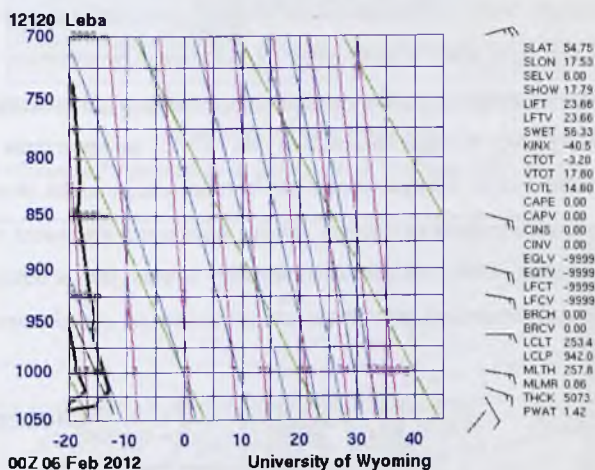
Rysunek 4.41. Prędkość wiatru na poziomie 300 hPa (położenie prądu strumieniowego – kolor) nad Europą w dniu 5 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.41. 300 hPa wind speed (jet stream position – colour bar) over Europe on 5th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de>.

Zalegającą w centralnej Europie masę powietrza przez niemal dwie doby (5 – 6 lutego) wydzielali dwa fronty atmosferyczne biegnące niemal południkowo: jeden (zokludowany) ciągnął się od wybrzeży Norwegii aż po Francję, zaś drugi (ciepły) położony był nad Zachodnią Rosją, Białorusią i Ukrainą. Związane z tymi frontami zachmurzenie stopniowo

objęto swym zasięgiem całą Polskę, powodując zahamowanie radiacji, dzięki czemu w tych dniach temperatura nie spadała poniżej $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$.

W dniach 6 i 7 lutego tworzyły się nad południową Skandynawią lokalne ośrodki wyżowe, wzmacniające cyrkulację antycykloniczną nad naszym regionem. Najsilniej ich wpływ zaznaczył się na północno zachodnim krańcu Polski, gdzie w warstwie przyziemnej wystąpiła inwersja osiadania (Rys. 4.42, diagram aerologiczny z Łeby), blokująca dyspersję zanieczyszczeń emitowanych przy spalaniu paliw w domowych kotłach i paleniskach. Stąd też 6 lutego odnotowano w Szczecinie maksymalne w ciągu całego omawianego epizodu stężenie pyłu PM_{10} (Tabela 4.2).



Rysunek 4.42. Diagram aerologiczny do wysokości 700 hPa ze stacji pomiarowej w Łebie w dniu 6 lutego 2012 r. Źródło: <http://weather.uwyo.edu>.

Figure 4.42. Vertical sounding up to 700 hPa from Łeba station on 6th February 2012. Source: <http://weather.uwyo.edu>.

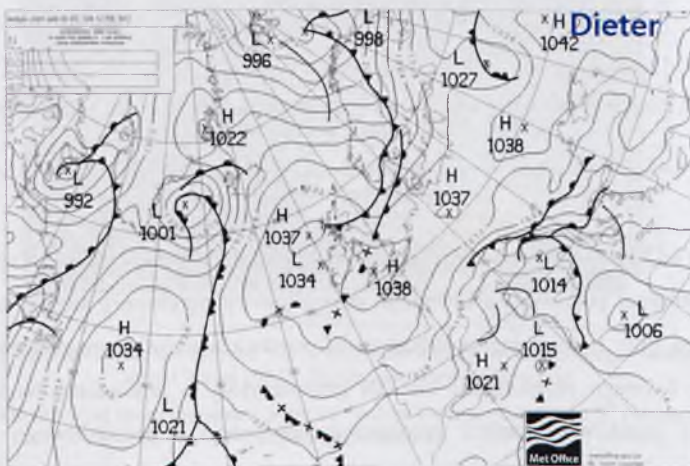
6 lutego oś klina wyżowego przebiegała nad Polską, co powodowało utrzymywanie się słonecznej i mroźnej pogody, zaś kolejnego dnia pojawiły się chmury średnie z niewielkimi opadami śniegu, przy ziemi zalegała jednak nadal warstwa wymrożonego powietrza.

W dniu 8 lutego przesunięcie się fali grawitacyjnej w atmosferze na wschód poza granice Polski umożliwiło napływ cieplejszego powietrza z południowego zachodu, co poskutkowało krótkotrwałym wzrostem temperatur do poziomu $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ w ciągu dnia w centrum kraju i około $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ w pozostałych regionach (Rys. 4.47).

9 lutego Polska znów znalazła się w obrębie zatoki geopotencjału, a nad południową częścią Morza Bałtyckiego uformował się niewielki niż, który w ciągu dnia przemieścił się przez zachodnią Polskę przynosząc silne zachmurzenie chmurami piętra niskiego oraz

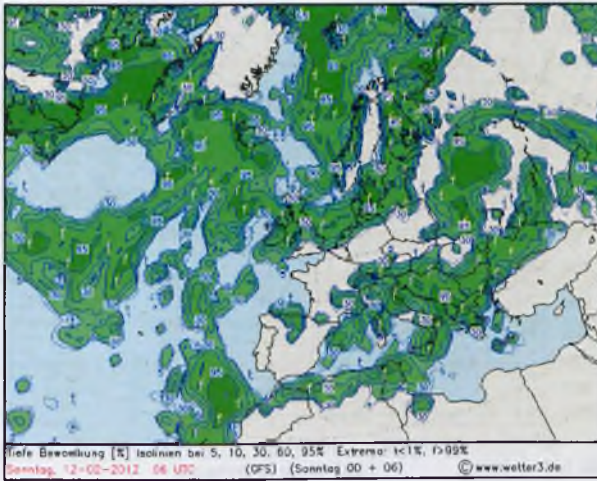
niewielkie opady śniegu. Nad pograniczem Czech i Niemiec układ wypełnił się i zanikł w godzinach popołudniowych. Dało to drogę na południowy zachód dobrze rozbudowanemu klinowi wysokiego ciśnienia z osią biegnącą do Finlandii po południową Szwecję, który 10 lutego wyodrębnił się w samodzielny układ wyżowy z centrum nad cieśninami duńskimi (1 047 hPa), a kolejnego dnia połączył się z wyżem znad Ukrainy, ponownie zlewając się w długi, równoleżnikowo ułożony klin kontynentalnego wyżu, obejmujący swym zasięgiem także cały obszar Polski. Sytuacji tej towarzyszył spadek temperatur w większości kraju poniżej $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, bezchmurne niebo i niemal całkowity brak wiatru w warstwie przyziemnej. Ciśnienie w Warszawie wynosiło około 1 040 hPa.

12 lutego centrum wyżu przemieściło się nad Ukrainę, zaś na zachód od wybrzeży Irlandii uformował się dość silny wyż brytyjski z ciśnieniem w centrum 1 039 hPa (Rys. 4.43). Polska znalazła się zatem w siodle barycznym, ciśnienie w całym kraju wynosiło około 1 030 hPa, temperatury tylko w ciągu dnia wzrosły do $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$, zachmurzenie nie występowało a wiatr nie przekraczał 1 m/s. Utrzymywanie się bezchmurnego nieba przez ponad 2 doby (Rys. 4.44) zaowocowało, zwłaszcza nocami, silnym wypromieniowaniem ciepła z podłoża i spadkiem temperatur (Rys. 4.45), zaś obecność warstwy inwersyjnej w atmosferze utrudniała znacznie dyspersję zanieczyszczeń powietrza, emitowanych na skutek zwiększenia potrzeb grzewczych.



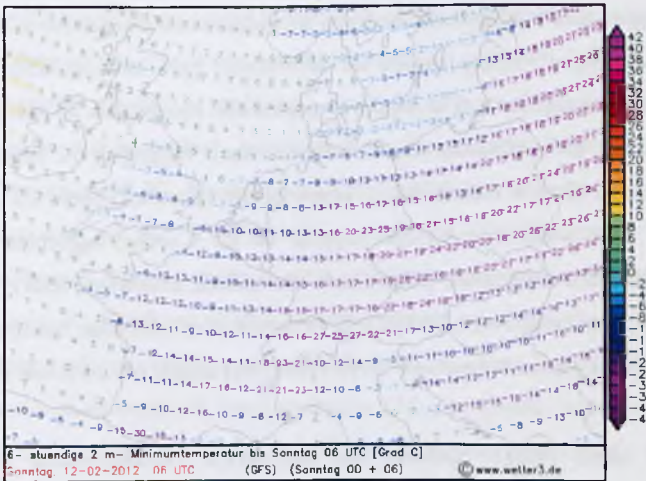
Rysunek 4.43. Pole baryczne nad Europą w dniu 12 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.43. Surface level pressure over Europe on 12th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de>.



Rysunek 4.44. Chmury piętra niskiego [% pokrycia] nad Europą w dniu 12 lutego 2012 r.
 Źródło: <http://www.wetter3.de>.

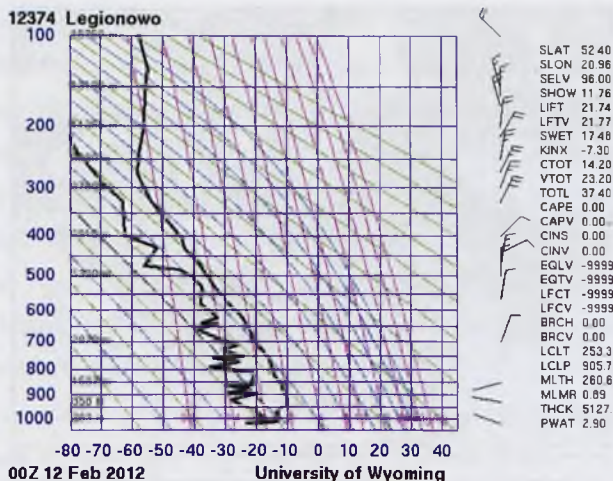
Figure 4.44. Low-level clouds [% coverage] over Europe on 12th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de>.



Rysunek 4.45. Minimalna temperatura w Europie Środkowej w dniu 12 lutego 2012 r.
 Źródło: <http://www.wetter3.de>.

Figure 4.45. Minimum temperature in Central Europe on 12th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de>.

W kolejnych dniach od 9 do 12 lutego na stacji w Legionowie obserwowano nocą przyziemną inwersję osiadania do wysokości około 200 metrów (Rys. 4.46), natomiast w ciągu dnia, na skutek operacji słonecznej przy bezchmurnym niebie następowało podgrzanie podłoża i podniesienie inwersji na wysokość ok. 500 m (dolna granica warstwy).



Rysunek 4.46. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej w Legionowie w dniu 12 lutego 2012 r.
Źródło: <http://weather.uwyo.edu>.

Figure 4.46. Vertical sounding from Legionowo station on 12th February 2012. Source: <http://weather.uwyo.edu>.

Fakt występowania kilkudniowej inwersji termicznej oraz bardzo niewielkich prędkości wiatru przyczyniły się w istotny sposób do akumulacji pyłu zawieszzonego w niewielkiej odległości od źródeł emisji (w tym wypadku w większości należących do sektora komunalno-bytowego). Stąd też na większości analizowanych stacji miejskich 12 lutego zanotowano maksymalne stężenia PM_{10} w trakcie całego omawianego epizodu (Tabela 4.2).

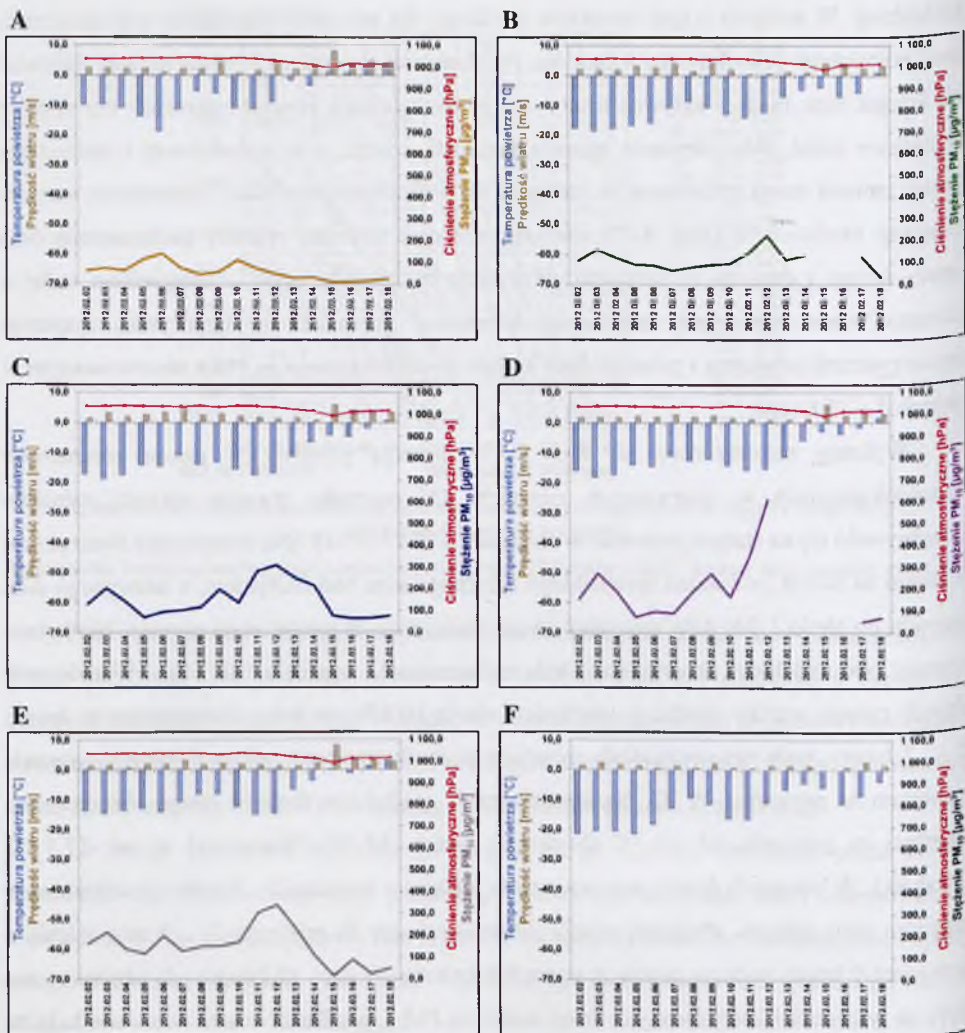
13 lutego klin wyżu brytyjskiego sięgnął aż po Czechy, natomiast przez Polskę przemieścił się zokludowany front pochodzący od układu niżowego, który uformował się poprzedniego dnia nad środkowym Bałtykiem. Front ten przyniósł silne zachmurzenie i opady śniegu oraz niewielki wzrost temperatur. Wyż syberyjski zaczął odsuwać się nad Ural i nieco słabnąć.

Kolejnego dnia Polska znalazła się na skraju oddziaływania kolejnego niżu naciągającego znad Morza Norweskiego (tzw. niż nurkujący). Układ ten, z ciśnieniem w centrum rzędu 980 hPa gwałtownie rozwinął się i 15 lutego przemieścił przez nasz kraj na południe na skutek wciąż utrzymującego się nietypowego położenia zatoki geopotencjału i związanego z nią prądu strumieniowego. W zachodniej części kraju pojawił się silny wiatr zachodni, skręcający na północno-zachodni, tam też zanotowano opady śniegu i deszczu ze śniegiem – temperatura wyraźnie się podniosła.

W dniu 16 lutego fala utworzona przez zatokę geopotencjału, pozostająca w tym położeniu od dłuższego czasu, zdecydowanie spłycała się, a utrzymująca się przez wcześniejszych kilkanaście dni blokada wyżowa przestała być przeszkodą dla cyrkulacji

zachodniej. W związku z tym otworzyła się droga dla adwekcji wilgotnych mas powietrza z nad północnego i środkowego Atlantyku. Na skutek tej sytuacji nad Polskę zaczęły nasuwać się kolejne niży, niosące aktywne fronty. Już pierwszy z nich zmienił całkowicie typ pogody w naszym kraju. Zdecydowanie wzrosła prędkość wiatru, a w południowej i zachodniej Polsce zmienił on także kierunek na zachodni lub południowo-zachodni. Temperatura wzrosła osiągając okolice 0 °C (Rys. 4.47), zaczęły nadciągać frontalne systemy zachmurzenia oraz opady śniegu i deszczu ze śniegiem. Wszystkie te czynniki, wraz z ustąpieniem stałej a czasami wręcz inwersyjnej równowagi atmosfery, poskutkowały intensywną dyspersją zanieczyszczeń powietrza i położyły kres bardzo wysokim stężeniom PM₁₀ obserwowanym w okresie 5 – 15 lutego.

Wykresy zamieszczone na Rys. 4.47 obrazują przebieg w czasie parametrów meteorologicznych w omawianych miastach. Od początku trwania epizodu ciśnienie utrzymywało się na stałym poziomie w okolicach 1 035 – 1 038 hPa, nieznacznie obniżyło się 9 lutego na skutek powstania niewielkiego lokalnego niżu nad Bałtykiem, a następnego dnia wzrosło do około 1 040 hPa, osiągając swoje maksimum w omawianym okresie. Najwyższa wartość średniodobowa obserwowana była w Szczecinie i wyniosła 1 042 hPa. W kolejnych dniach zaczęło szybko spadać, z prędkością około 10 hPa na dobę. Temperatura w dniach 5 – 7 lutego rosła we wszystkich miastach poza Szczecinem, gdzie 6 lutego osiągnęła minimum na poziomie -19 °C. Następnie zaczęła spadać i w dniu 11 lutego obserwowano wartości na poziomie od -11 °C (Szczecin), przez -14 °C (Warszawa) aż po -17.5 °C (Kraków). W kolejnych dniach ponownie rosła, osiągając wartości 2 – 4 stopni poniżej zera w ostatnim dniu epizodu. Prędkość wiatru utrzymywała się na poziomie 2 – 3 m/s, z lekkim wzrostem 9 lutego podczas przejścia przez Polskę niżu. W dniu 12 lutego, gdy obserwowane były na większości analizowanych stacji maksima PM₁₀, prędkości wiatru notowane były na poziomie 1 m/s z wyjątkiem Szczecina, gdzie tego dnia wiatr wzmógł się do ponad 4 m/s, stąd też pik zanieczyszczeń nie był tam tak duży jak 6 lutego przy niemal bezwietrznej pogodzie. Najwyższe poziomy zanieczyszczeń pyłowych obserwowane były w ostatnim dniu panowania pogody wyżowej, z dość niskimi temperaturami i prędkościami wiatru.



Rysunek 4.47. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w okresie 2 – 18 lutego 2012 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (żółta linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła); D) Zabrze (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [$^{\circ}\text{C}$] (niebieskie słupki), prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czerwona ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMŚ (F).

Figure 4.47. Patterns of PM_{10} daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (solid lines) measured during the period of 2 – 18th January 2012 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [$^{\circ}\text{C}$] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F).

4.2.5. Trajektorie wsteczne mas powietrza

Kolejnym krokiem analizy było określenie napływu mas powietrza zarówno do stacji UB, jak i REG dla poszczególnych miast oraz stacji tła krajowego w Diabłej Górze. Trajektorie wsteczne mas powietrza, docierające do par stacji UB-REG, wyznaczono za pomocą modelu HYSPLIT (rozdział 3.1).

Epizod 21 – 30 stycznia 2006

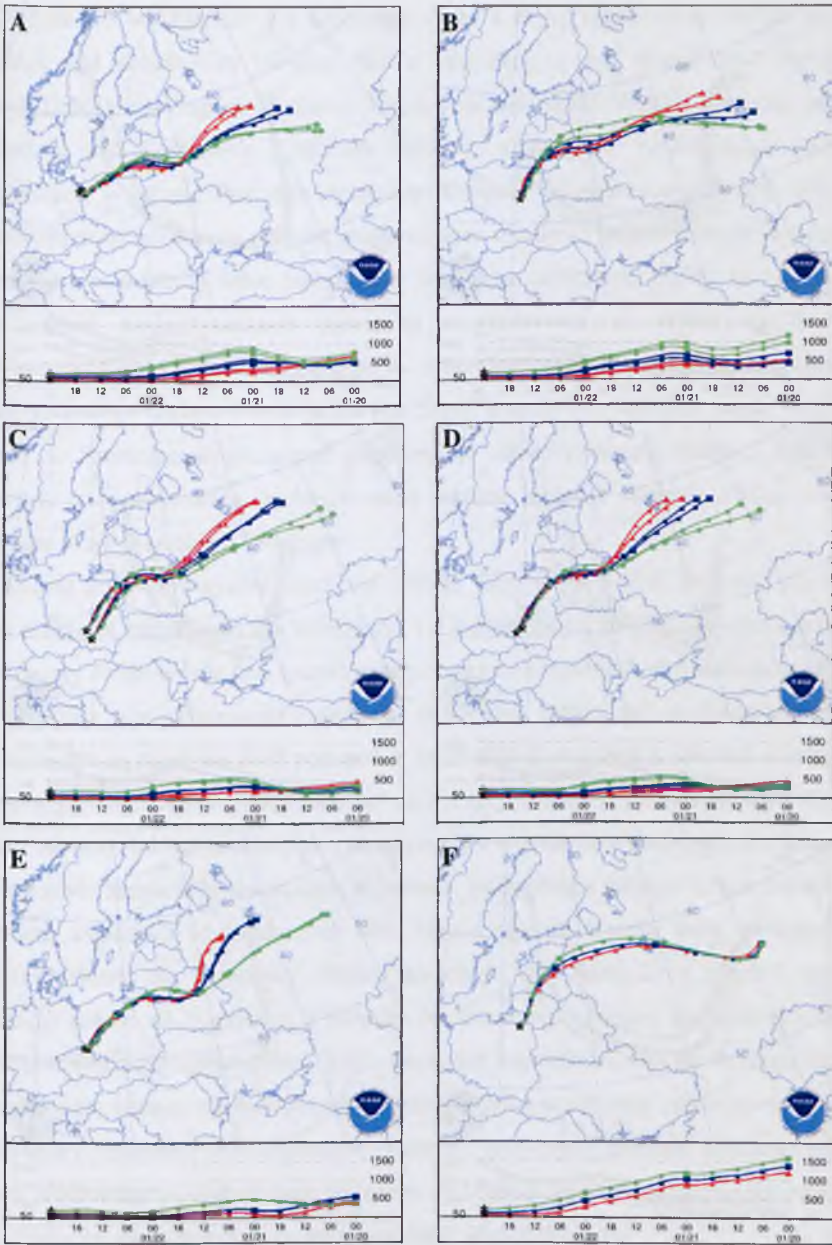
Epizod pyłowy ze stycznia 2006 związany był z oddziaływaniem bardzo rozbudowanego ośrodka wyżowego Claus, utrzymującego się nad Syberią przez większą część stycznia. W trakcie tego epizodu w Polsce maksimum ciśnienia odnotowano dnia 23 stycznia – jego wartości przekraczały w niektórych miejscach 1 050 hPa. Maksymalne stężenia PM₁₀ były natomiast obserwowane kilka dni później. W różnych miastach maksymalne stężenia pyłu zanotowano między 25 a 30 stycznia. Jako datę początkową dla trajektorii wstecznych mas powietrza przyjęto w tym przypadku dzień 27 stycznia, gdyż we wszystkich analizowanych miastach wystąpiły tego dnia jednocześnie bardzo duże przekroczenia poziomu dopuszczalnego (od 2.5- do ponad 11-krotnie), a w przypadku Szczecina i Warszawy obserwowano wtedy najwyższe w całym okresie stężenia PM₁₀. Również na stacji tła krajowego w Diabłej Górze zanotowano poziom pyłu półtorakrotnie wyższy niż stężenie dopuszczalne. Dla porównania pokazano także trajektorie wygenerowane dla dnia 23 stycznia (maksimum ciśnienia), gdyż na tak wysokie stężenia zanieczyszczeń pyłowych miały wpływ również wcześniejsze warunki synoptyczne i długotrwała adwekcja mroźnego powietrza kontynentalnego z Syberii.

Trajektorie z 23 stycznia (Rys. 4.48) wskazują na napływ mas powietrza z południowej części europejskiej Rosji – z okolic Niżnego Nowogrodu i Jarosławia. Trasa przemieszczania się powietrza nad południową Polskę (do Krakowa, Zabrza i Jeleniej Góry – Rys. 4.48.C-E) przechodzi ze wschodu na zachód ponad Białorusią, a następnie z północnego wschodu na południowy zachód przez teren Polski. Dla miast położonych bardziej na północy kraju (Rys. 4.48.A-B i 4.48.F) wykreślone trajektorie przechodzą łukiem przez kraje bałtyckie. Ten kierunek adwekcji pokrywa się z osią klina wysokiego ciśnienia, który nasuwał się w tym czasie z północnego wschodu nad środkową Europę. Niósł ze sobą silnie wymrożone, suche powietrze syberyjskie. W kolejnych dniach kierunek napływu powietrza zmienił się (Rys. 4.49). Było to związane z wyodrębnieniem się w obszarze wspomnianego klina samodzielnego ośrodka wyżowego z centrum nad Ukrainą, którego wirowanie

powodowało spływ powietrza najpierw na południe, w rejony Rumunii, a następnie zakręcanie wzdłuż obrzeża wyżu na północ.

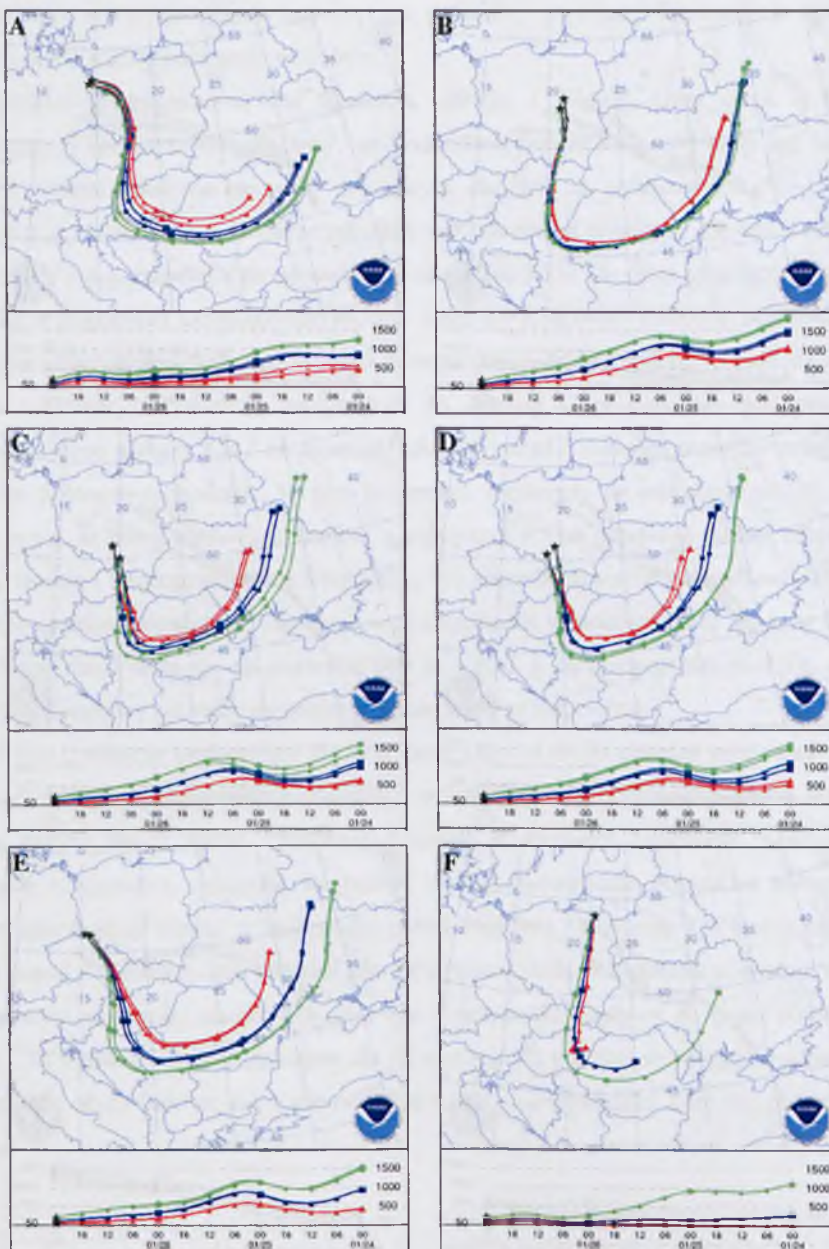
Trajektorie wyznaczone dla Krakowa, Zabrza i Jeleniej Góry (Rys. 4.49.C-E) przebiegają w sposób bardzo zbliżony, we wszystkich przypadkach widoczny jest też dość znaczny rozrzut położenia obszarów źródłowych dla linii na wysokościach 50, 100 oraz 200 m n.p.g. Najniższa z nich bierze początek nad Ukrainą w okolicach Kijowa. Trajektorie 100 i 200 m n.p.g. zaczynają się odpowiednio około 300 i 550 km dalej na północny wschód, w obszarze pogranicza ukraińsko-rosyjskiego. Linie dla Krakowa i Zabrza przebiegają przez Mołdawię, Rumunię w okolicach Sybina i następnie zakręcają na północ, przechodząc przez Węgry i Słowację. Powietrze napływające do Jeleniej Góry pokonało podobną trasę, zataczając nieco głębszy łuk i na ostatnim odcinku ponad Czechami przemieszczało się w kierunku północno-zachodnim. W tym przypadku trajektorie na wysokościach 50, 100 i 200 m n.p.g. są nieco bardziej rozsunęte, a najwyższa z nich przebiega łukiem także przez Serbię, Bośnię i Hercegowinę oraz Chorwację. We wszystkich trzech przypadkach widoczne jest silne osiadanie powietrza, trajektoria wyznaczona dla wysokości 50 m n.p.g. w punkcie źródłowym znajdowała się na poziomie 500 m n.p.g., a na poziom 200 m n.p.g. osiadło powietrze z warstwy początkowo znajdującej się 1 500 m nad ziemią.

Masy powietrza napływające do Warszawy (Rys. 4.49.B) również miały swój obszar źródłowy nad pograniczem Rosji i Ukrainy, jednak w tym przypadku wszystkie trzy linie biegną bardzo blisko siebie. Przecinają Ukrainę w kierunku Mołdawii, przechodzą w okolicach Kiszyniowa, zakręcają na zachód wzdłuż Rumuńskich Karpat, a następnie na północ, przechodząc niemal w linii prostej ponad Węgrami i Słowacją, a w końcu na terenie Polski ponad województwami małopolskim i świętokrzyskim. W tej masie powietrza również występowało osiadanie, jeszcze silniejsze niż w przypadku napływu do miast południowej Polski – tu bowiem warstwa określona dla 50 m n.p.g. 72 godziny wcześniej znajdowała się na poziomie około 1000 m, zaś warstwa 200 m n.p.g. – na wysokości 2 km nad powierzchnią gruntu.



Rysunek 4.48. Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 23 stycznia 2006 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrze, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.48. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on January 23rd 2006. Source: Author's elaboration.



Rysunek 4.49. Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 27 stycznia 2006 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrze, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze. Źródło: opracowanie własne.

Figure 4.49. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Krakow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on January 27th 2006. Source: Author's elaboration.

Trajektorie wyznaczone dla Szczecina (Rys. 4.49.A) rozpoczynają się w wyższych warstwach nad południową Ukrainą, zaś w najniższej – nad pograniczem Mołdawii i Rumunii. Dalej biegną łagodnym łukiem sięgającym zachodnich Węgier, zakręcają na północ przechodząc nad Bratysławą i rejonem Ostrawy, a następnie województwa opolskie i wielkopolskie, w rejonie Poznania zmieniając kierunek na północno-zachodni. Tak jak w poprzednich przypadkach, tu również miało miejsce osiadanie mas powietrza. Warto jednak zauważyć, że w ostatniej dobie ruchu masy powietrza znajdowały się już na tyle nisko, iż mogły unosić zanieczyszczenia powietrza wyemitowane ze źródeł na trasie ich przemieszczania się. Odcinek ten biegł m. in. przez Opolszczyznę, w sąsiedztwie najbardziej zanieczyszczonego regionu Polski jakim jest Śląsk, a także bezpośrednio ponad Poznaniem. Stąd też do Szczecina mogły zostać przyniesione zanieczyszczenia nawet z dość dużych odległości, co potwierdzają zaobserwowane bardzo wysokie stężenia PM_{10} , osiągające maksimum właśnie w dniu 27 stycznia.

Kształt trajektorii wykreślonych dla Diabiej Góry (Rys. 4.49.F) pokrywa się w dużej mierze z liniami biegnącymi do Warszawy. Tu jednak model HYSPLIT wyznaczył bardzo różne obszary źródłowe dla linii rozpatrywanych na poszczególnych wysokościach. Najniższa warstwa, która nie wykazywała osiadania, miała swe źródło nad wschodnimi Węgrami. Trajektorium 100 m n.p.g. ma swój początek w środkowej Rumunii, i tu również osiadanie mas powietrza jest nieznaczne, natomiast w najwyższej warstwie powietrze napłynęło z centrum Ukrainy, łukiem niemal pokrywającym się z trajektorią wyznaczoną dla Warszawy, i w tej warstwie zaznaczyło się znaczne osiadanie. Interpretacja takiego układu trajektorii nie jest prosta, zwłaszcza iż wyznaczone linie biegną prawie tą samą trasą, co odpowiednie odcinki trajektorii dla Warszawy. Należy zauważyć, że Diabla Góra znajduje się ponad 200 km na północ od Warszawy, a ponadto powietrze w najniższej warstwie poruszało się cały czas blisko powierzchni ziemi, gdzie tarcie jest największe, stąd też w ciągu 72 godzin pokonać mogło krótszy odcinek niż gdyby przynajmniej część trasy pokonało na większych wysokościach. Złożenie tych czynników może być przyczyną znacznie bliższego położenia obszaru źródłowego powietrza napływającego do Diabiej Góry niż w przypadku pozostałych miast. Ponadto należy pamiętać o możliwym błędzie modelowania.

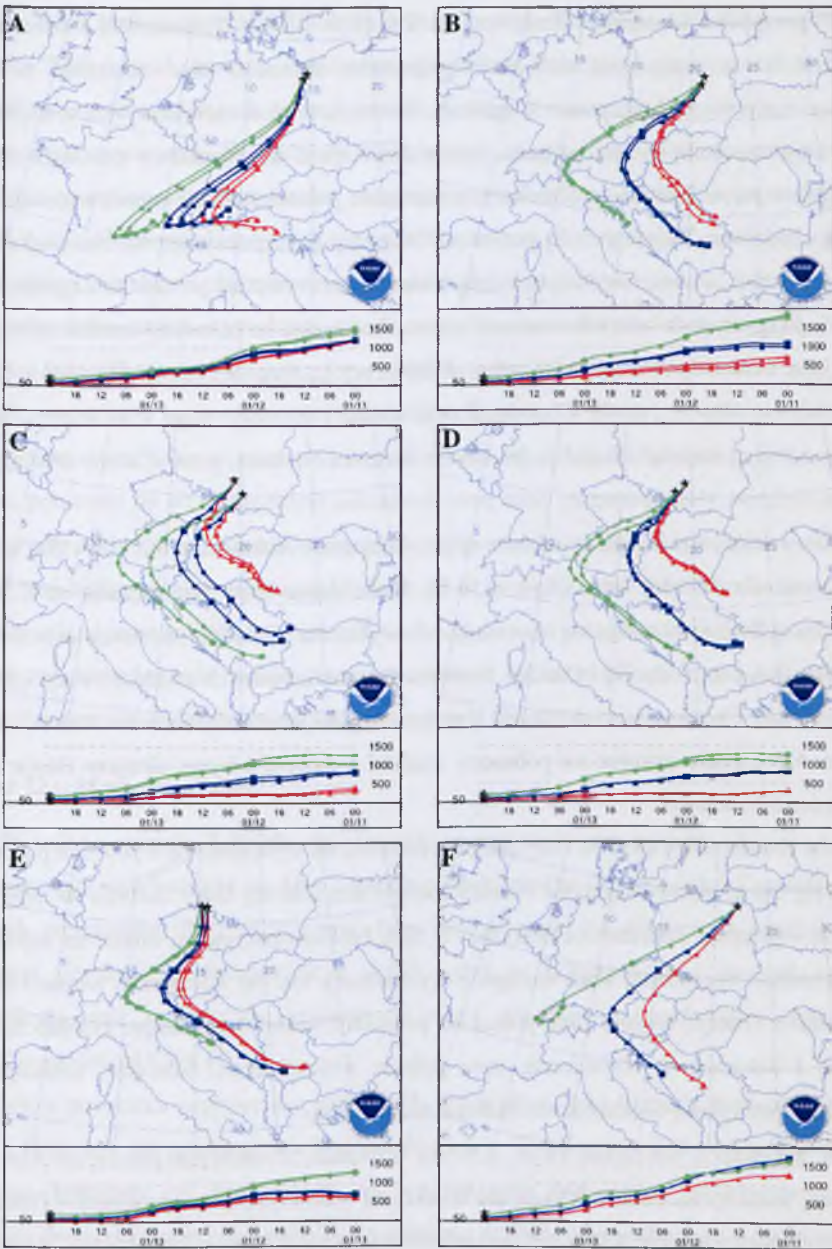
Analizując przebiegi trajektorii oraz diagramy aerologiczne, można wnioskować, iż na wysokie stężenia PM_{10} obserwowane w Polsce w styczniu 2006 r. wpływ miał zarówno transport z dużych odległości, jak i emisje lokalne i regionalne. W pierwszych dniach epizodu występowała nad Polską niezbyt silna inwersja podniesiona, z podstawą na wysokości kilkuset metrów. To umożliwiło przeniesienie zanieczyszczeń z rejonu Moskwy i

Białorusi. Następnie pogłębiający swój zasięg wyżej spowodował silniejsze osiadanie mas powietrza i wystąpienie inwersji przyziemnej, która ograniczyła dyspersję zanieczyszczeń, których emisje, na skutek bardzo niskich temperatur powietrza, istotnie wzrosły, przede wszystkim w sektorze ciepłownictwa i komunalno-bytowym. Podobna sytuacja miała miejsce w całej Europie środkowo-wschodniej.

Epizod 7 – 16 stycznia 2009

Sytuacja synoptyczna podczas epizodu w styczniu 2009 r. charakteryzowała się dominacją wyżu atmosferycznego Beeke, z centrum nad Węgrami. Układ ten zalegał w środkowej Europie od 8 stycznia, stopniowo się wzmacniając. Maksymalne wartości ciśnień obserwowano w Polsce 11 stycznia, zaś maksimum stężeń PM_{10} wystąpiło 14 stycznia, poza Jelenią Górą i Zabrzem, gdzie nieznacznie większe poziomy pyłu odnotowano odpowiednio 9 i 10 stycznia, lecz w obu przypadkach również 14 stycznia zaznaczył się wyraźny pik, w związku z czym ta właśnie data przyjęta została jako moment startu 72-godzinnych trajektorii wstecznych dla mas powietrza napływających nad analizowane miasta.

Większość otrzymanych trajektorii (Rys. 4.50) charakteryzuje się dość znaczną rozbieżnością w przebiegu torów napływu powietrza w warstwach położonych na różnych wysokościach względem gruntu. Trajektorie te układają się wzdłuż obrzeża wyżu Beeke, łukiem rozpoczynającym się nad Bałkanami i biegnącym nad Austrią lub Węgrami a następnie przez Czechy/Słowację. Każdorazowo tor wykreślony dla masy powietrza na poziomie 200 m n.p.g. układa się znacznie dalej na zachód niż pozostałe linie. Świadczy to o różnych prędkościach przepływu na różnych wysokościach w atmosferze, co może być związane z odmiennym ukształtowaniem pola barycznego przy powierzchni ziemi oraz w wyższych partiach atmosfery. Pionowy przebieg wyznaczonych trajektorii wskazuje na osiadanie powietrza, co jest wynikiem ruchów zstępujących w obrębie układu wyżowego.



Rysunek 4.50. Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 14 stycznia 2009 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrzu, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.50. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on January 14th 2009. Source: Author's elaboration.

W przypadku Warszawy, Krakowa i Zabrza (Rys. 4.50.B-D) obszarem źródłowym dla trajektorii 50 m n.p.g. jest zachodnie pogranicze Rumunii, skąd następnie powietrze przemieszczało się po łuku ponad Węgry i Słowacją w okolicach Bratysławy, napływając nad Polskę z południowego zachodu. Masa docierająca do Warszawy pokonała na swej drodze także rejon Ostrawy w Czechach, a następnie przemieściła się ponad województwem śląskim i łódzkim. Trajektorie dla poziomu 100 m n.p.g. rozpoczynają się nad pograniczem Bułgarii i Serbii, a następnie bieżą zakrzywionym torem mijając po drodze Zagrzeb, Graz i Wiedeń, po czym podobnie jak w niższej warstwie skręcają na północny wschód kierując się nad Polskę. Linie odpowiadające wysokości 200 m n.p.g., biegnące jeszcze większym łukiem, mają swoje źródło w rejonie Chorwacji oraz Bośni i Hercegowiny, skąd kierują się nad środkowe Alpy i stamtąd, ponad pograniczem Austrii i Niemiec, przez Czechy docierają nad Polskę.

Nieco bliżej siebie leżą trajektorie odpowiadające wysokościami 50, 100 i 200 m n.p.g. wyznaczone dla Jeleniej Góry (Rys. 4.50.E). Dwie dolne linie rozpoczynają swój bieg w południowej Serbii i układają się równoległe do wybrzeża Adriatyku, a następnie przechodzą ponad Alpami, przez Austrię i Czechy. Najwyższa z analizowanych trajektorii rozpoczyna się natomiast nad Chorwacją w okolicach Knina i biegnie prosto w kierunku Wenecji aż nad włoskie Alpy, gdzie zakręca na północny wschód i dalej przebiega skrajem Bawarii, a w końcu ponad Czechami.

Dla Diabłej Góry (Rys. 4.50.F) linie wykreślone na wysokości 50 i 100 m n.p.g. niemal pokrywają się z odpowiadającymi im trajektoriami dla Jeleniej Góry. Jedynie w najwyższej warstwie występuje znaczna rozbieżność. W tym bowiem przypadku obszarem źródłowym jest zachodnia Szwajcaria, skąd następnie wyznaczony tor, po wykonaniu niewielkiej pętli nad skrajem Francji, biegnie linią prostą na północny wschód, pokonując kolejno Badenię, Bawarię i Saksonię w Niemczech, oraz polskie województwa: lubuskie, wielkopolskie, kujawsko-pomorskie i większość warmińsko-mazurskiego.

W przypadku Szczecina (Rys. 4.50.A) obszarem źródłowym jest rejon Alp – dla najniższej warstwy na terenie Włoch, dla środkowej – Szwajcarii, a najwyższej – Francji. Tu na wszystkich poziomach widoczne jest zakrzywienie trajektorii na kształt pętli, a następnie tor ruchu układa się niemal w linii prostej, przecinając Niemcy z południowego zachodu na północny wschód. Wystąpienie wspomnianego zakrzywienia trajektorii jest prawdopodobnie związane z wysunięciem się 11 stycznia nad południe Francji długiego klina wyżowego, który następnie zaczął się wycofywać na zachód.

Należy zwrócić uwagę na zupełnie odmienny kształt trajektorii oraz obszar źródłowy

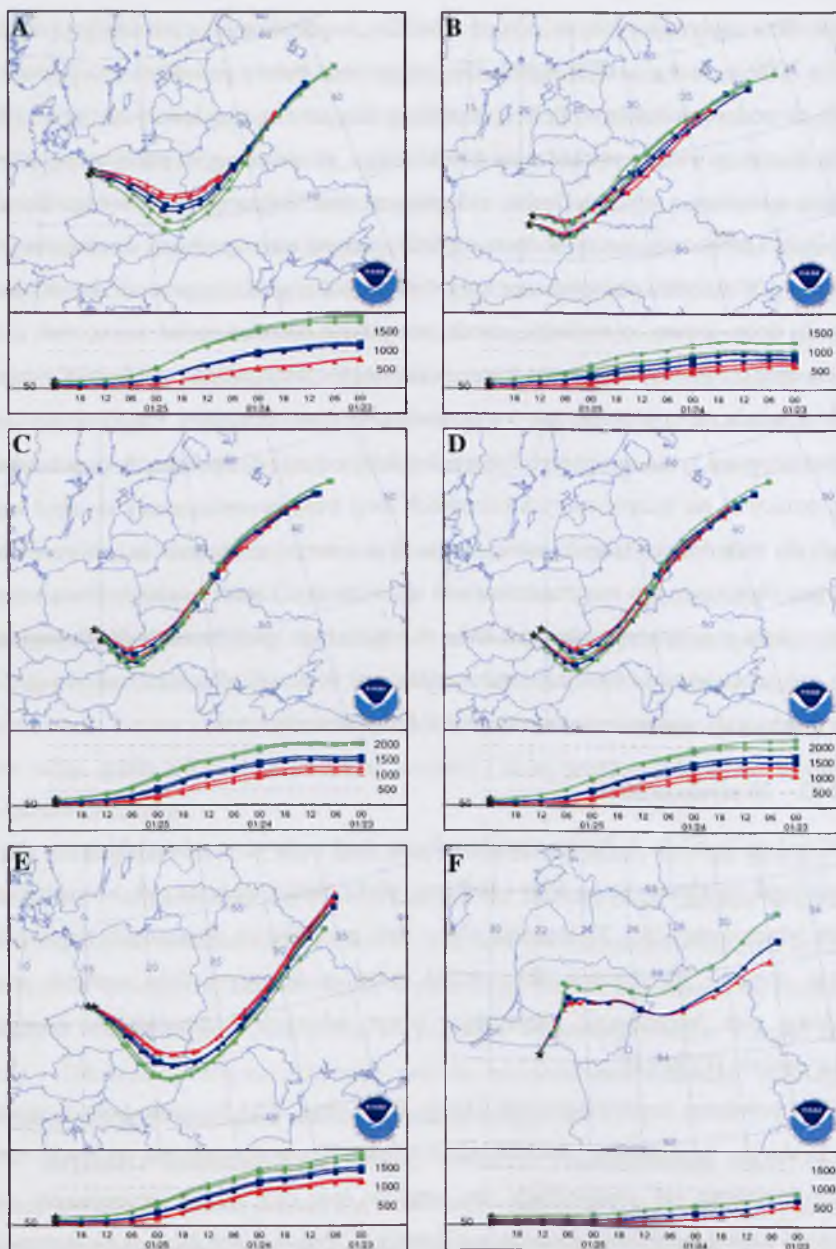
mas powietrza napływających nad północną Polskę, w porównaniu z pozostałymi regionami. Epizod z 2009 r. miał charakter regionalny, obejmował Polskę południową, a podwyższone stężenia obserwowano także w Polsce centralnej. Obszary te znajdowały się pod wpływem podobnych mas powietrza pochodzenia bałkańskiego, przyniesionych przez antycykloniczną cyrkulację związaną z wyżem Beeke, zalegającym nad Węgrami. Wpływ tego układu nie sięgnął Polski północnej. Jest to widoczne między innymi na diagramach aerologicznych – w Legionowie i Wrocławiu obserwowane były dość głębokie warstwy inwersji utrzymującej się przez całą dobę, zatem wywołanej przede wszystkim osiadaniem w wyżu, zaś w Łebie widoczna była jedynie typowa nocna inwersja radiacyjna, która niemal zanikała w ciągu dnia.

Ze względu na to, iż masy powietrza miały charakter osiadający, mogły unosić ze sobą pyły wyemitowane tylko w niezbyt dużej odległości od miast, dla których prowadzona jest analiza, ponieważ na wcześniejszych odcinkach swej trasy przemieszczały się zbyt wysoko, by mogły do nich dotrzeć ładunki zanieczyszczeń powietrza, zwłaszcza, że istnienie warstwy inwersyjnej blokowało ich rozprzestrzenianie się w pionie. Zatem spodziewać się można, iż znaczący udział w wysokich stężeniach PM_{10} w trakcie tego epizodu miały źródła regionalne i lokalne, zaś zdecydowanie mniejszy emitory leżące w większej odległości, nawet jeżeli w ich pobliżu przebiegały wyznaczone trajektorie napływu mas powietrza.

Epizod 22 – 28 stycznia 2010

W trakcie epizodu 2 Polska znajdowała się pod wpływem syberyjskiego wyżu Dirk, który rozciągał się klinem aż po Alpy i Bałkany. Maksymalne stężenia pyłu w analizowanych miastach odnotowano 26 i 27 stycznia. Jako datę początkową wstecznych trajektorii mas powietrza przyjęto 26 stycznia (Rys. 4.51), gdyż w kolejnym dniu nastąpiła znaczna przebudowa pola barycznego, zaburzająca obraz adwekcji i utrudniająca interpretację wyników modelu HYSPLIT.

Masy powietrza napływające nad Diabłą Górę (Rys. 4.51.F) pochodziły z pogranicza Rosji i Białorusi, na północny wschód od Witebska. Tor trajektorii dla tej stacji różni się znacząco kształtem od pozostałych, ze względu na fakt, iż w omawianym okresie następowało rozdzielenie klina wysokiego ciśnienia na dwie odnogi, łączące się w niewielkiej odległości od północno-wschodniego krańca Polski. Powietrze sphywające w tę okolicę pokonało trasę przez północne obrzeża Białorusi nad centrum Litwy, gdzie w ostatniej dobie skrzyło na południe.



Rysunek 4.51. Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 26 stycznia 2010 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrze, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.51. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on January 26th 2010. Source: Author's elaboration.

Do pozostałych miast masy powietrza napływały z północnego wschodu, łukiem wzdłuż południowej krzywizny klina wysokiego ciśnienia. Obszarem źródłowym trajektorii wyznaczonych dla Warszawy (Rys. 4.51.B) były tereny zlokalizowane około 100 km na północ od Moskwy w przypadku warstwy najniższej (50 m n.p.g.), zaś dla mas na poziomach 100 i 200 m n.p.g. okolice leżącego 250 km dalej na północny wschód Jarosławia. Stamtąd powietrze przemieszczało się niemal w linii prostej nad Smoleńsk, następnie na południe od Mińska aż po zbieg granic Polski, Białorusi i Ukrainy, gdzie zakręciło łukiem na wschód aż po Warszawę. Niemal równoległym torem napływało powietrze w najniższej warstwie napływającej nad Szczecin (Rys. 4.51.A). Dolna trajektoria rozpoczyna się w tym przypadku około 250 km na wschód od Moskwy i biegnie aż po południowo-zachodni kraniec Białorusi, gdzie zakręca przechodząc przez województwo lubelskie, następnie przecina Mazowsze aż po Płock, skąd kieruje się prosto na północny zachód sięgając Szczecina. Natomiast górna trajektoria, kreślona dla wysokości 200 m n.p.g. rozpoczyna się aż 500 km dalej na północny wschód niż linia odpowiadająca 50 m n.p.g. Powietrze w wyższych warstwach przemieszczało się ponadto znacznie głębszym łukiem, wygiętym daleko na południe aż po Rzeszów.

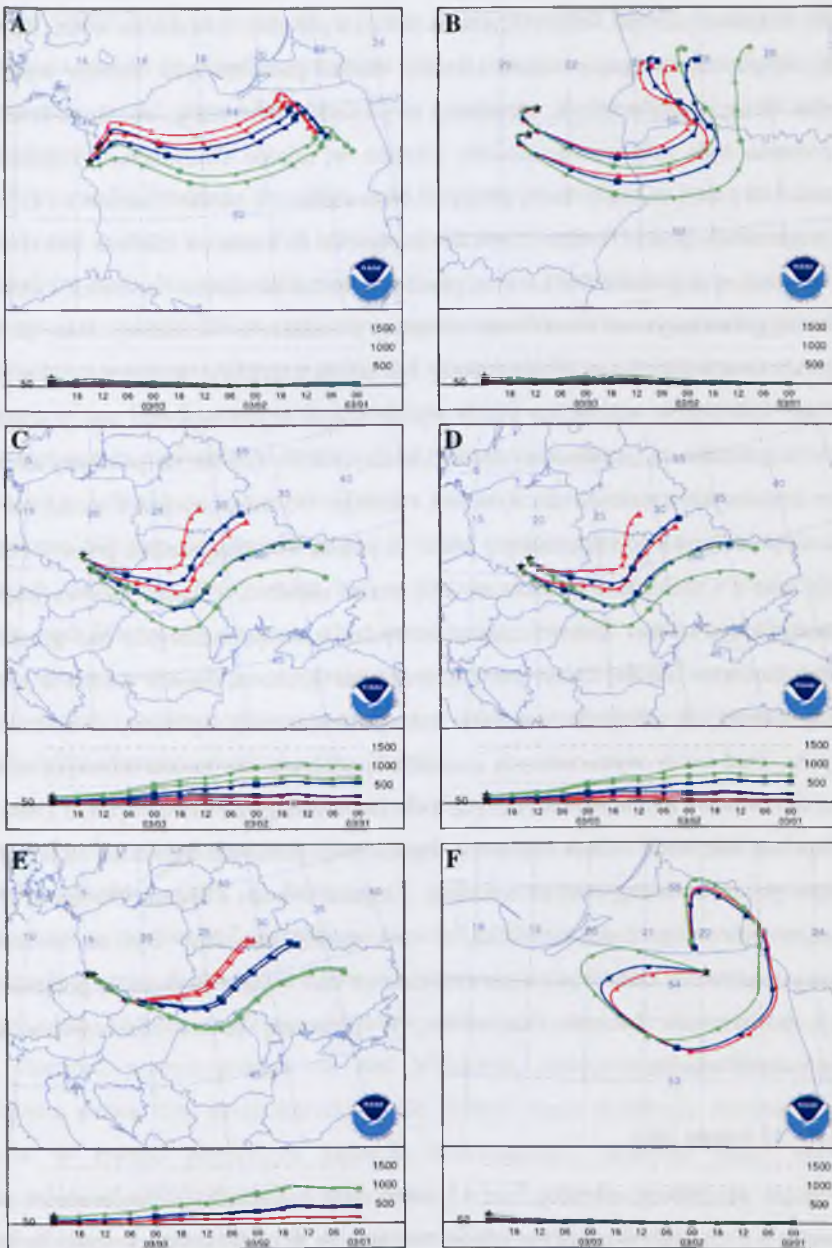
Obszarem źródłowym mas powietrza płynących do Krakowa i Zabrza (Rys. 4.51.C-D) była również centralna część Europejskiej Rosji, w okolicach Obwodu Iwanowskiego. Trajektorie dla tych dwóch miast biegną przez większość swej trasy na południowy zachód: najpierw kierują się nad Moskwę, następnie przebiegają południowo-wschodnim krańcem Białorusi i nad Ukrainą na południe od Lwowa, a w rejonie Bieszczadów zakręcają na północny zachód, przechodząc przez pogranicze polsko-słowackie, a w końcu przez Małopolskę. W przypadku Jeleniej Góry końce trajektorii ulokowane są w zachodnich krańcach Rosji, w rejonie Brińska. Przechodzą przez północno-zachodnią Ukrainę nad Tarnopolem w kierunku Węgier, gdzie skręcają na północny zachód, przecinając Słowację i Czechy równoległe do granicy z Polską. Ponownie powietrze w wyższych warstwach zatacza głębszy łuk na południe, niż masa określona na poziomie 50 m n.p.g.

Masy powietrza napływające nad Polskę przetransportowane zostały z dość odległych rejonów, a na ich trasie występowały liczne źródła emisji zanieczyszczeń powietrza. Jednak z analizy pionowego profilu trajektorii widać, iż powietrze wzdłuż całego toru ruchu poddawane było silnemu osiadananiu, a na większości swej trasy trajektorie te przebiegały zbyt wysoko, by unieść ze sobą wyemitowane pyły, które ze względu na występującą na całym obszarze silną inwersję osiadania, nie mogły rozprzestrzeniać się w kierunku pionowym nad źródłami emisji.

Epizod 21 lutego – 6 marca 2011

W trakcie epizodu wysokich stężeń pyłu w 2011 r. wystąpiły dwa maksima ciśnień (25 lutego i 2 marca) oraz dwa maksima PM_{10} (24 lutego i 4 marca). Pierwszy pik związany był z wałem wysokiego ciśnienia, łączącym syberyjski ośrodek wyżowy Heike z układem wyżów nad Hiszpanią i Atlantykiem. Tydzień później Polska znalazła się w obrębie oddziaływania wyżu Isabelle, który uformował się nad Azorami już 28 lutego, a następnie przemieścił nad centralną Europę, gdzie w jego obrębie tworzyły się mniejsze, lokalne centra. To właśnie z działaniem antycyklonu Isabelle związane było drugie, większe maksimum ciśnień, po którym nastąpił znaczny wzrost poziomów PM_{10} – we wszystkich miastach poza Jelenią Górą stężenia pyłu 4 marca były wyższe niż 24 lutego, dlatego też analizie poddane zostaną trajektorie wsteczne mas powietrza dla 4 marca 2011 r.

Przebiegi trajektorii wstecznych wyznaczonych modelem HYSPLIT (Rys. 4.52) dla tego dnia są mocno zróżnicowane i dość skomplikowane. Widać jednak wyraźnie wpływ cyrkulacji antycyklonicznej ośrodka Isabelle, z centrum ulokowanym w rejonie Obwodu Kaliningradzkiego. Spośród analizowanych stacji niemal w centrum układu znajdowała się Diabla Góra. Wyznaczone dla tej miejscowości trajektorie (Rys. 4.52.F) biegną po krzywej obrazującej wirowanie powietrza wokół ośrodka wyżowego, w kierunku zgodnym z ruchem wskazówek zegara. W tym rejonie wyznaczony obszar źródłowy niemal pokrywa się z punktem końcowym. Nieco dalej na południe, w Warszawie, również obserwowano silnie zakrzywiony tor napływu powietrza (Rys. 4.52.B), tu jednak obszarem źródłowym była zachodnia część Białorusi, skąd masa powietrza przemieściła się najpierw na południe, przepływając przez pogranicze Ukrainy, a następnie łukiem przez ziemię lubelską nad Warszawę. Stolica Polski znajdowała się także w strefie antycyklonicznego wiru, jednak dalej od jego środka, stąd możliwy był napływ powietrza w skali regionalnej. Jedynie w ciągu nocy obserwowana była przyziemna warstwa inwersji radiacyjnej.



Rysunek 4.52. Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 4 marca 2011 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrze, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.52. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on March 4th 2011. Source: Author's elaboration.

Dla Krakowa i Zabrza, leżących jeszcze dalej na południe od centrum wyżu, trajektorie układały się po łuku biegnącym znad Ukrainy wzdłuż południowych obrzeży wyżu (Rys. 4.52.C-D). W najniższej warstwie, określonej na poziomie 50 m n.p.g., obszarem źródłowym mas powietrza była północno-wschodnia Ukraina w rejonie Czernihowa. Trajektorie na wysokości 100 i 200 m n.p.g. biorą początek odpowiednio z okolic Charkowa i Doniecka, czyli z wschodnich części Ukrainy. Powietrze napływało do Krakowa i Zabrza zakrzywionym torem, biegnącym na południe od Lwowa, przez pogranicze ukraińsko-rumuńskie i ukraińsko-słowackie, i wchodzącym na teren Polski od strony południowo-wschodniej. Masy powietrza wykazywały istotne osiadanie. Nieco płytszy łuk kreślą trajektorie wyznaczone dla Jeleniej Góry (Rys. 4.52.E). Na wszystkich trzech wysokościach źródła napływu mas powietrza do tego miasta położone są w północnej części Ukrainy, około 150 km na północny zachód od punktów końcowych trajektorii dla Krakowa i Zabrza. Wyznaczony przez model tor ruchu zmierza na południowy zachód, zakręca lekko na północ i biegnie wzdłuż granicy Polski ze Słowacją oraz z Czechami. Powietrze w całej masie osiadało, a dolna warstwa troposfery miała stratyfikację niemal izotermiczną, z niewielką inwersją radiacyjną nad gruntem. W przypadku zarówno Jeleniej Góry, jak i Zabrza oraz Krakowa mówić można o napływie powietrza z dalszych odległości, na trasie którego znajdowały się rejony dość znacznych emisji pyłu. Stąd też w wymienionych miastach spodziewać się można istotnych udziałów zanieczyszczeń powietrza transportowanych z obszarów odległych nawet o ponad 1 000 km.

Zupełnie odmienny kształt trajektorii wyznaczony został dla Szczecina (Rys. 4.52.A). Tu napływ powietrza następował ze wschodu, z rejonu Warmii i Mazur. Odległość obszaru źródłowego była więc dość niewielka, a ruch raczej powolny. Był on związany z rozbudowywaniem się klina wysokiego ciśnienia aż nad Wyspy Brytyjskie, połączonego z adwekcją powietrza w kierunku zachodnim. W północnej Polsce obserwowano cienką warstwę inwersji osiadania.

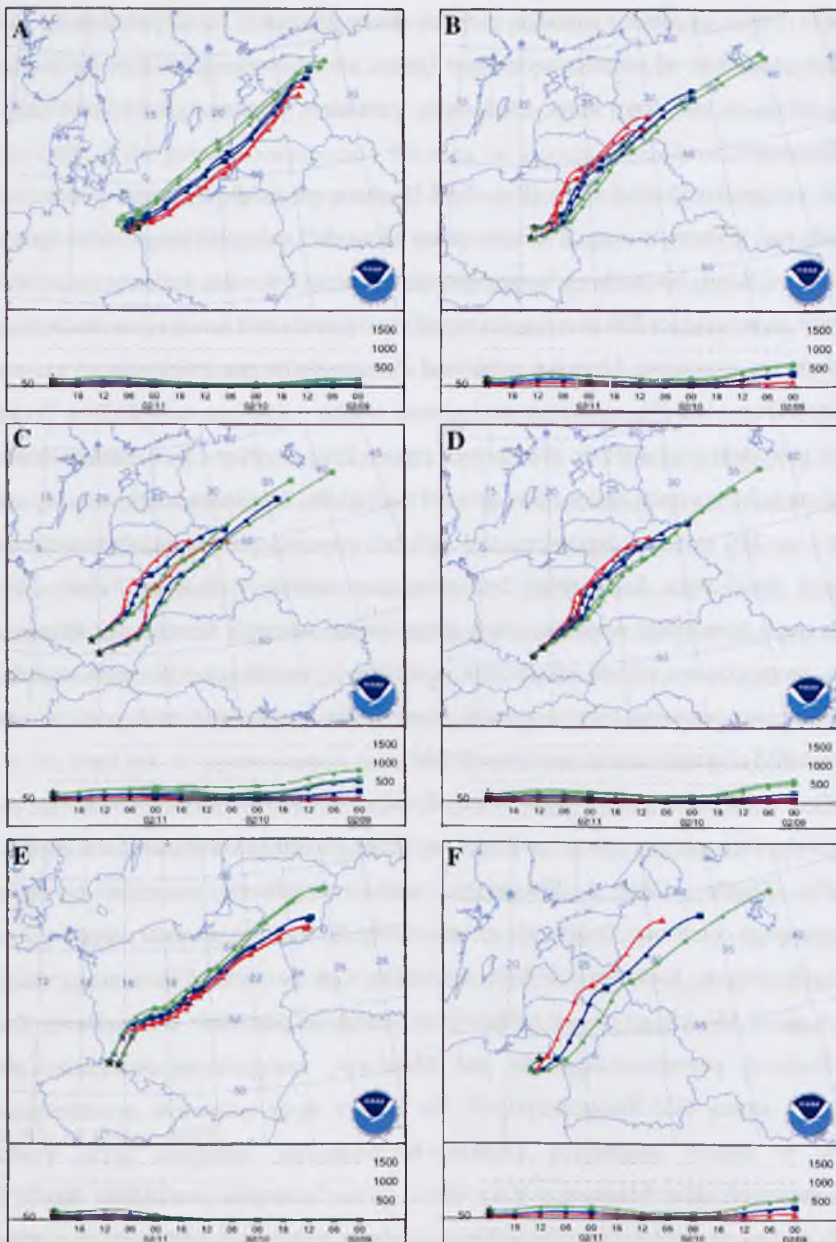
Epizod 5 – 15 lutego 2012

Podczas epizodu w okresie 5 – 15 lutego 2012 r. maksymalne wartości ciśnień odnotowano we wszystkich analizowanych miastach w dniu 10 lutego i wynosiły one, w przeliczeniu do poziomu morza, około 1 040 hPa. Maksimum stężeń PM_{10} odnotowano natomiast 12 lutego i dla tego dnia wyznaczone zostały trajektorie wsteczne mas powietrza (Rys. 5.53). Wszystkie uzyskane krzywe wskazują na napływ nad całą Polskę powietrza z północnego wschodu, z rejonów zachodniej Rosji i znad Białorusi. Linie są niemal proste i dla wszystkich miast mają bardzo zbliżony kierunek i nachylenie. W tym czasie następowało

rozbudowywanie się klina wysokiego ciśnienia, który przesuwał się na południowy zachód, a następnie na zachód od ośrodka wyżowego Dieter, zlokalizowanego nad zachodnią Syberią. Polska leżała w osi tego klina, stąd masy powietrza napływały nad cały kraj torem prostoliniowym.

W przypadku Diablej Góry (Rys. 5.53.F) obszarem źródłowym mas powietrza, które napłynęły nad tę stację w ciągu 72h były tereny Obwodu Leningradzkiego i Nowogrodzkiego w zachodniej Rosji. Na większych wysokościach napływ był nieco szybszy, na co wskazuje trajektoria na wysokości 200 m n.p.g., zaczynająca się około 450 km dalej na wschód niż linia odpowiadająca wysokości 50 m n.p.g. Niemal równoległe bieżą trajektorie wyznaczone dla Warszawy (Rys. 4.53.B), są jednak przesunięte o 120 – 150 km na południe. Przyziemna warstwa powietrza napłynęła do Warszawy z rejonu Pskowa przez Litwę, następnie skręcając bardziej na południe trasą nad województwem podlaskim. Środkowa trajektoria, wyznaczona dla poziomu 100 m n.p.g., przebiega nad Wilnem stanowiącym potencjalne miejsce emisji znacznych ilości pyłu, który mógł być przetransportowany nad teren Polski. 12 lutego zalegała nad Warszawą warstwa silnej przyziemnej inwersji termicznej, sięgająca 800 metrów, spowodowana silnym osiadaniami powietrza w warunkach wyżowych stąd możliwe jest, że zanieczyszczenia transportowane znad Wilna mogły stanowić pewien udział w stężeniach PM obserwowanych w stolicy Polski.

Masy powietrza napływające nad Kraków i Zabrze (Rys. 4.53.C-D) również wykazywały silne zróżnicowanie prędkości napływu w kolejnych warstwach i podobnie jak w przypadku Diablej Góry i Warszawy, analiza trajektorii pokazuje występowanie umiarkowanego osiadanania. Trajektorie na wysokości 50 m n.p.g. rozpoczynają się w rejonie północnych obrzeży Białorusi, zaś linie wyznaczone na poziomie 200 m n.p.g. mają swój początek około 150 km na północ od Moskwy. Następnie powietrze napływało do Krakowa przez Białoruś, przemieszczając się nad Mińskiem, następnie w okolicach Lublina i południową stroną Gór Świętokrzyskich. Do Zabrza masy powietrza przemieszczały się najpierw w rejonie pogranicza Litewsko-Białoruskiego, następnie przez Podlasie i południowo-wschodnie Mazowsze a na końcu przez tereny województwa śląskiego. Ze względu na licznie występujące na tym terenie źródła emisji pyłów taki ruch mas powietrza mógł przynieść do Zabrza zanieczyszczenia powietrza o charakterze regionalnym.



Rysunek 4.53. Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 12 lutego 2012 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrze, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.53. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on February 12th 2012. Source: Author's elaboration.

Tor napływu powietrza do Jeleniej Góry (Rys. 4.53.E) ma swój początek w okolicach Wilna, następnie biegnie nad Polską przez województwa warmińsko-mazurskie i kujawsko-pomorskie na południowy zachód aż nad Dolny Śląsk. Wyniki modelu HYSPLIT wskazują, że w przypadku tego napływu masa powietrza utrzymywała się cały czas bardzo blisko powierzchni ziemi, zatem w obrębie warstwy inwersyjnej obejmującej większość kraju. W przypadku ostatniego z omawianych miast, Szczecina (Rys. 4.53.A), obszarem źródłowym dla nadciągających z północnego wschodu mas powietrza była wschodnia część Estonii. Następnie na trasie przepływu w dolnej warstwie znalazła się Ryga, południowe wybrzeże Bałtyku i Trójmiasto. W wyższych warstwach powietrze przemieszczało się torem położonym nieco bardziej na północ, omijając wspomniane miasta, natomiast większą część trasy pokonując nad wodami Morza Bałtyckiego. Nad Szczecin napływało zatem dość czyste powietrze, a ponadto w północnej Polsce obserwowano relatywnie słabo zarysowaną, cienką warstwę inwersyjną, która nie stanowiła tak istotnej przeszkody w dyspersji zanieczyszczeń emitowanych lokalnie, jak miało to miejsce w innych miastach. Stąd też maksimum stężeń PM_{10} w Szczecinie osiągnęło znacznie niższą wartość ($140 \mu\text{g}/\text{m}^3$) niż na przykład w Zabrze ($614 \mu\text{g}/\text{m}^3$) czy Jeleniej Górze ($342 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Podsumowując, przebieg trajektorii wstecznych (Rys. 4.48 – 4.53) wyznaczonych dla 5 analizowanych epizodów wskazuje, że dla wszystkich miast zarówno stacje tła miejskiego, jak i regionalnego w czasie epizodów znajdowały się pod wpływem tych samych mas powietrza.

4.2.6. Modelowanie receptorowe

W ostatnim etapie identyfikacji źródeł pyłu zastosowano:

- różne techniki modelowania receptorowego: tzw. podejście Lenschow'a oraz analizę składowych głównych wraz z wielowymiarową analizą regresji;
- analizę przebiegu stężeń PM_{10} oraz jonów SIA;
- analizę róż stężeń pyłu i jego składników;
- analizę korelacji PM_{10} z zanieczyszczeniami gazowymi.

Podejście Lenschow'a

W Tabeli 4.3 zestawiono średnie stężenia PM_{10} rejestrowane w trakcie 5 analizowanych epizodów pyłowych na stacjach tła miejskiego, tła regionalnego oraz komunikacyjnych wraz

ze stosunkami stężeń zmierzonych na stacjach tła regionalnego i miejskiego (REG/UB) oraz na stacjach komunikacyjnych i tła miejskiego (TRAF/UB).

Tabela 4.3. Średnie stężenia PM₁₀ zmierzone w trakcie 5 analizowanych epizodów pyłowych w latach 2006 – 2012 na stacjach tła miejskiego (UB), tła regionalnego (REG) oraz komunikacyjnych (TRAF) w 5 miastach Polski. Źródło: Opracowanie własne.

Table 4.3. Average PM₁₀ concentrations measured during 5 analysed PM episodes from 2006 – 2012 period at urban (UB) or regional background (REG) and traffic (TRAF) monitoring sites of 5 Polish cities. Source: Author's elaboration.

L.p.	Epizod	Miasto	UB średnia [µg/m ³]	TRAF średnia [µg/m ³]	REG średnia [µg/m ³]	REG/UB	TRAF/UB
1	21-30. 01.2006	Szczecin	125.9	134.7	80.8	0.64	1.07
		Warszawa	122.8	119.1	69.6	0.57	0.97
		Kraków	286.2	260.8	101.3	0.35	0.91
		Zabrze	303.5	284.0	101.3	0.33	0.94
		Jelenia Góra	146.1	-	26.8	0.18	-
2	07-16.01.2009	Szczecin	41.6	49.3	38.5	0.93	1.19
		Warszawa	72.5	89.0	63.4	0.87	1.23
		Kraków	132.1	165.9	64.1	0.49	1.26
		Zabrze	115.9	95.3	64.1	0.55	0.82
		Jelenia Góra	259.1	-	16.3	0.06	-
3	22-28.01.2010	Szczecin	74.1	79.1	83.0	1.12	1.07
		Warszawa	134.6	95.7	76.9	0.57	0.71
		Kraków	162.7	197.0	75.9	0.47	1.21
		Zabrze	141.6	117.2	75.9	0.54	0.83
		Jelenia Góra	266.7	-	39.6	0.15	-
4	21.02-06.03.2011	Szczecin	75.1	71.1	74.8	0.996	0.95
		Warszawa	88.6	76.6	61.1	0.67	0.86
		Kraków	101.4	130.3	45.6	0.45	1.29
		Zabrze	118.2	88.1	45.6	0.39	0.75
		Jelenia Góra	145.0	-	33.2	0.23	-
5	05-15.02.2012	Szczecin	65.9	-	-	-	-
		Warszawa	110.2	83.8	80.5	0.73	0.76
		Kraków	166.8	90.5*	88.1	0.53	0.54
		Zabrze	229.8	173.1	88.1	0.38	0.75
		Jelenia Góra	175.8	-	37.5	0.21	-

* średnia z pomiarów PM₁₀ z dwóch dni (5 – 6 lutego 2012 r.), w dalszym przebiegu epizodu brak pomiarów

W trakcie każdego z analizowanych epizodów pyłowych zauważalny jest dominujący udział regionalnych źródeł emisji w stężeniach PM₁₀ obserwowanych w miastach Polski

północnej i centralnej. W latach 2009, 2010 oraz 2012 w Szczecinie nie został zidentyfikowany żaden epizod pyłowy, co potwierdzają współczynniki REG/UB bliskie 1, wynoszące w czasie epizodów z tych okresów odpowiednio 0.93, 1.12 i 0.996. Podczas jedynego epizodu, który wystąpił w Szczecinie – w styczniu 2006 r. – odnotowano znaczny udział źródeł RT w stężeniach PM_{10} (REG/UB = 0.64). Podobny udział tych źródeł zanotowano podczas tego epizodu także w Warszawie (REG/UB = 0.57). W czasie pozostałych 3 epizodów globalnych, w latach 2010, 2011 i 2012, udział źródeł RT w stężeniach PM_{10} w Warszawie był na zbliżonym poziomie – stosunki stężeń REG/UB wynosiły odpowiednio 0.57, 0.67 oraz 0.73. Największy udział regionalnego transportu zanieczyszczeń pyłowych (REG/UB = 0.87) zaobserwowano w Warszawie w 2009 r., kiedy mimo braku epizodu, przebieg stężeń PM_{10} był podobny do tego z miast, w których wystąpił epizod regionalny (Rys. 4.4).

W przeciwieństwie do Szczecina i Warszawy, w miastach Polski południowej większy udział w stężeniach pyłu wykazują lokalne źródła emisji. W Krakowie w czasie epizodów występujących w latach 2009 – 2011 notowano większy udział źródeł LP – niż RT – w stężeniach PM_{10} (REG/UB = 0.45 ÷ 0.49). Największy udział regionalnych źródeł emisji (REG/UB = 0.53) zanotowano jedynie w lutym 2012 r., jednak należy zwrócić uwagę, iż brak pomiarów na stacji komunikacyjnej przez większą część epizodu, nie pozwala w pełni oszacować udziału poszczególnych rodzajów źródeł emisji w trakcie tego epizodu. Lokalne źródła emisji zanieczyszczeń pyłowych miały zdecydowanie największy udział w stężeniach pyłu w Krakowie podczas epizodu 1 (REG/UB = 0.35). W Zabrze udział źródeł LP na zbliżonym poziomie odnotowano podczas epizodów: 1 (REG/UB = 0.33), 4 (REG/UB = 0.39) oraz 5 (REG/UB = 0.38). Natomiast w czasie epizodów 2 i 3 stosunki REG/UB wynoszące odpowiednio 0.55 oraz 0.54, wskazują na nieznacznie większy udział transportu regionalnego w stężeniach pyłu w tym mieście.

Jelenia Góra jest jedynym miastem, w którym w czasie wszystkich analizowanych epizodów współczynniki REG/UB nie przekraczały 0.25, potwierdzając największy – w porównaniu z innymi miastami – wpływ lokalnych źródeł emisji na wielkość stężeń PM_{10} w trakcie epizodów. Wszystkie epizody globalne w tym mieście charakteryzowały się dominującym udziałem źródeł LP (REG/UB = 0.15 ÷ 0.21), natomiast wielkość współczynnika REG/UB = 0.06 wskazuje, że w styczniu 2009 r. praktycznie tylko emisja z lokalnych źródeł emisji zanieczyszczeń wpływała na stężenia pyłu w Jeleniej Górze.

W trakcie epizodu 1 we wszystkich analizowanych miastach na stacjach UB i TRAF zanotowano stężenia na porównywalnym poziomie (TRAF/UB = 0.94 + 1.07). Z jednej

strony wskazuje to na transport drogowy jako istotne źródło emisji wpływające na stężenia pyłu podczas epizodu, z drugiej zaś strony świadczy o występowaniu w czasie epizodu niekorzystnych warunków meteorologicznych, w znacznym stopniu utrudniających rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza. W pozostałych latach stężenia PM_{10} rejestrowane na obu typach stacji pomiarowych wykazywały mniejszą homogeniczność ($TRAF/UB = 0.71 \pm 1.29$), wskazując na mniej stabilne – niż w 2006 r. – warunki meteorologiczne panujące w czasie tych epizodów.

Ponadto, na uwagę zasługuje fakt, iż w Krakowie w latach 2009 – 2011 współczynnik $TRAF/UB$ za każdym razem przekraczał 1.2 ($TRAF/UB = 1.21 \div 1.29$), co przemawia za transportem drogowym jako głównym lokalnym źródłem emisji zanieczyszczeń pyłowych w tym mieście. W 2009 r. zanotowano także znaczny udział emisji z sektora SNAP07 w stężeniach PM_{10} w miastach Polski północnej i centralnej ($TRAF/UB = 1.19$ w Szczecinie, $TRAF/UB = 1.23$ w Warszawie). Natomiast jedynym miastem, w którym podczas epizodów pyłowych występujących w latach 2009 – 2012, transport drogowy nie stanowił głównego źródła LP było Zabrze, gdzie współczynniki $TRAF/UB$ wahały się od 0.75 (w latach 2011 i 2012) do 0.83 (w 2010 r.).

Analiza składowych głównych

W literaturze można spotkać różne poziomy ładunków czynnikowych, wyodrębnionych w analizie PCA, przy których uznawane są one za istotnie związane z daną składową główną. Najczęściej jako istotne przyjmowane są zmienne o ładunkach czynnikowych powyżej:

- 0.4: np. Ilacqua i in. (2007);
- 0.5: np. Negral i in. (2008), Fernández-Camacho i in. (2012), Rogula-Kozłowska i in. (2013);
- 0.6: np. Salvador i in. (2004), López i in. (2005); Tositti i in. (2013);
- 0.65: np. Almeida i in. (2005);
- 0.7: np. Karar i in. (2006), Amodio i in. (2010), Sówka i in. (2012).

Do analizy zastosowano analizę PCA z rotacją Varimax, dla stężeń jonów SIA i metali śladowych zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze.

Identyfikacja źródeł emisji pyłów

Dla zimy 2006 r. analiza PCA pozwoliła na wyodrębnienie 3 składowych głównych, wyjaśniających łącznie 89.1% wariacji oryginalnych zmiennych (Tabela 4.4). Pierwsza

składowa główna (PC1), odpowiadająca największej wartości własnej (5.12), wyjaśnia największą część całkowitej wariancji – 51.2%. Druga składowa główna (PC2), o mniejszej wartości własnej (2.42), wyjaśnia ponad 24% ogółu wariancji, zaś trzecia składowa główna (PC3) – blisko 14% wariancji zmiennych wejściowych.

Składowa PC1 jest skorelowana ze wszystkimi – poza Cr – metalami śladowymi. Zmienne te mają bardzo wysokie ładunki czynnikowe dla tej składowej, wynoszące 0.83 dla As, 0.92 dla Cd i Zn, 0.93 dla Cu, 0.94 dla Pb, oraz mniejszy ładunek czynnikowy w przypadku Ni (0.61). Składowa PC2 jest natomiast związana z jonami SIA, których ładunki czynnikowe wahają się od 0.76 do 0.87, z kolei składową PC3 reprezentuje jedynie Cr o ładunku czynnikowym równym 0.72.

Ponieważ jony SIA są powszechnie uznawanymi markerami transportu zanieczyszczeń pyłowych z dalekich odległości (np. Aarnio i in., 2008; Belis i in., 2013), składowa PC2 została zidentyfikowana jako źródła LRT.

Tabela 4.4. Ładunki czynnikowe, określone w analizie PCA z rotacją Varimax, na podstawie stężeń TM i SIA zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP DIABLA w okresie styczeń – marzec 2006. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS.

Table 4.4. Factor loadings determined in the Varimax rotated PCA analysis of TMs and SIA measured at rural background EMEP site DIABLA during January – March 2006. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring.

Składnik PM ₁₀	PC1	PC2	PC3
As [ng/m ³]	0.83^{a)}	0.17	0.42
Cd [ng/m ³]	0.92	0.30	0.13
Cr [ng/m ³]	0.60	0.04	0.72
Cu [ng/m ³]	0.93	0.19	0.14
Ni [ng/m ³]	0.61	0.38	0.59
Pb [ng/m ³]	0.94	0.20	0.26
Zn [ng/m ³]	0.92	0.28	0.18
SO ₄ ²⁻ [μg(S)/m ³]	0.27	0.82	0.16
NH ₃ + NH ₄ ⁺ [μg(N)/m ³]	0.13	0.87	0.27
HNO ₃ + NO ₃ ⁻ [μg(N)/m ³]	0.40	0.76	-0.31
Wartość własna	5.12	2.42	1.37
% wyjaśnionej wariancji	51.2	24.2	13.7
Źródło PM	RT	LRT	LP

^{a)} ładunki czynnikowe > 0.6 pogrubiono

Trudniejsza jest natomiast interpretacja składowych PC1 i PC3, w związku z niejednoznaczną różnicą pomiędzy źródłami emisji metali śladowych: As, Cd, Cu, Pb, Zn i Ni związanymi z PC1 oraz Cr i Ni powiązanymi z PC3. Pierwiastki śladowe, występujące w

węgłu i rudach metali, podczas wysokotemperaturowych procesów spalania paliw, spalania odpadów, a także produkcji towarów przemysłowych, mogą zostać całkowicie lub częściowo odparowane z surowców i wprowadzone do powietrza atmosferycznego wraz z gazami odlotowymi (Pacyna i Pacyna, 2001). Całkowitemu odparowaniu na skutek wysokiej temperatury ulegają bardzo lotne pierwiastki śladowe, takie jak Se i Hg. Z kolei mniej lotne pierwiastki, a wśród nich As, Pb, Cu, Cd i Zn podczas spalania odparowują częściowo, a następnie w czasie ochładzania gazów odlotowych mogą skroplić się na cząstkach popiołu lotnego (Pacyna, 1980; Meij, 1994; Senior i in., 2000a; Helble, 2000; Nelson, 2007). Badania wskazują, że stopień odparowania pierwiastków śladowych podczas spalania zależy od wielu czynników, między innymi od formy występowania pierwiastków śladowych w węglu, rozkładu wielkości ziaren węgla, a także od warunków spalania (temperatura, zawartość tlenu). Ponadto, kondensacja prowadzi do wzbogacenia niektórych metali śladowych w cząstkach submikronowych, które charakteryzują się dużo większą powierzchnią w porównaniu z pozostałymi cząstkami. A właśnie cząstki PM₁ są wychwytywane przez urządzenia odpylające z najmniejszą skutecznością. Helble (2000) podsumowując prowadzone od połowy lat 70. XX w. badania dotyczące wzbogacania pierwiastków śladowych wykazał, że As, Cd, Co, Pb, Sb oraz Se niemal zawsze są wzbogacane w najmniejszych cząstkach – niezależnie od rodzaju spalanego węgla oraz mocy kotła, podczas zachowanie Cr i Ni jest uzależnione od rodzaju zastosowanego paliwa. Wynika to najprawdopodobniej z odmiennych form występowania tych pierwiastków w węglu. Metale, takie jak As, Cd i Pb występują zazwyczaj w mineralnej frakcji węgla, natomiast Cr i Ni mogą być związane zarówno z częścią mineralną, jak i organiczną (Senior i in., 2000a). Pierwiastki występujące w części organicznej węgla są bardziej lotne, nawet przy niższych temperaturach spalania, które zazwyczaj panują w paleniskach domowych. Z kolei uwalnianie metali śladowych związanych z częścią mineralną węgla – jak na przykład As związanego w pirycie – jest opóźnione, ponieważ muszą one dyfundować z cząstek pirotynu utworzonych we wczesnych etapach spalania (Nelson, 2007). Ponadto, badania przeprowadzone przez Sterlina i Helble (2003) wykazały, że w temperaturze 600 – 1 000 °C As jest wiązany w arsenianie wapnia – Ca₃(AsO₄)₂, dzięki czemu jego emisja w tym zakresie temperatur jest niska. Z wysokotemperaturowych procesów przemysłowych As emitowany jest w submikronowej frakcji pyłu zawieszonego, przez co łatwo może być transportowany na duże odległości. W przeciwieństwie do As, Cr ze względu na stosunkowo niską lotność oraz fakt, iż jest zazwyczaj emitowany w większych frakcjach pyłu, może być transportowany na znacznie mniejsze odległości. W związku z powyższym, As i Cr zostały uznane za markery

odpowiednio emisji z regionalnych źródeł przemysłowych oraz komunalno-bytowych lokalnych źródeł emisji pyłów.

Podsumowując, składowa główna PC1 została zidentyfikowana jako regionalny transport zanieczyszczeń powietrza (RT), natomiast składowa PC3 – jako wpływ lokalnych źródeł emisji na stężenia pyłu zawieszonego (LP).

W zimie 2009 r., również wyodrębniono 3 składowe główne, wyjaśniające łącznie 87.8% całkowitej wariancji (Tabela 4.5). Składowa PC1 o największej wartości własnej (4.24) wyjaśnia w tym przypadku 42.4% wariancji oryginalnych zmiennych. Druga składowa PC2 (wartość własna wynosi 2.96) wyjaśnia natomiast blisko 30% ogółu wariancji, zaś trzecia składowa główna – o wartości własnej równej 1.58 – niemal 16% całkowitej wariancji.

Tabela 4.5. Ładunki czynnikowe, określone w analizie PCA z rotacją Varimax, na podstawie stężeń metali śladowych i jonów SIA zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP DIABLA w okresie styczeń – marzec 2009. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS.

Table 4.5. Factor loadings determined in the Varimax rotated PCA analysis of trace elements and SIA measured at rural background EMEP site DIABLA during January – March 2009. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring.

Składnik PM ₁₀	PC1	PC2	PC3
As [ng/m ³]	0.92^{a)}	0.24	0.21
Cd [ng/m ³]	0.93	0.17	0.12
Cr [ng/m ³]	0.30	0.05	0.92
Cu [ng/m ³]	0.04	0.72	0.63
Ni [ng/m ³]	0.65	0.63	0.13
Pb [ng/m ³]	0.84	0.41	0.26
Zn [ng/m ³]	0.71	0.53	0.32
SO ₄ ²⁻ [μg(S)/m ³]	0.53	0.73	0.13
NH ₃ + NH ₄ ⁺ [μg(N)/m ³]	0.35	0.89	0.01
HNO ₃ + NO ₃ ⁻ [μg(N)/m ³]	0.63	0.44	0.30
Wartość własna	4.24	2.96	1.58
% wyjaśnionej wariancji	42.4	29.6	15.8
Źródło PM	RT	LRT	LP

^{a)} ładunki czynnikowe > 0.6 pogrubiono

Składowa PC1, podobnie jak w 2006 r., jest najsilniej skorelowana ze wszystkimi – poza Cr – metalami śladowymi, które charakteryzują się bardzo wysokimi ładunkami czynnikowymi, wynoszącymi 0.92 dla As, 0.93 dla Cd oraz 0.84 dla Pb, mniejszym ładunkiem czynnikowym charakteryzują się tym razem Zn (0.71) oraz Ni (0.65). Ponownie składowa ta została zidentyfikowana jako regionalny transport zanieczyszczeń powietrza.

Azot azotanowy (wyrażony w postaci sumy $\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$) w 2009 r. wykazuje najsilniejszy związek ze składową PC1, która wyjaśnia 40% wariancji tej zmiennej (ładunek czynnikowy 0.63). Ponieważ jednak składowa PC2 wyjaśnia około 20% wariancji zmiennej $\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$ (ładunek czynnikowy 0.44), a jednocześnie ładunki czynnikowe jonu siarczanowego oraz azotu amonowego (w postaci sumy $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) wynoszą odpowiednio 0.73 oraz 0.89, uznano, iż składową PC2 można zidentyfikować jako transport zanieczyszczeń z dalekich odległości. Składową PC3 reprezentuje Cr z bardzo wysokim ładunkiem czynnikowym równym 0.92, co ponownie pozwala zidentyfikować tę składową główną jako wpływ lokalnych źródeł emisji na stężenia PM_{10} w Diablej Górze. Warto zauważyć, że 52% wariancji Cu wyjaśnia składowa PC2 (ładunek czynnikowy 0.72), równocześnie nieznacznie mniejsza część wariancji – 40% (ładunek czynnikowy 0.63) – jest wyjaśniona przez składową PC3, w związku z tym nie było możliwe jednoznaczne przypisanie tej zmiennej do jednej składowej.

Tabela 4.6. Ładunki czynnikowe, określone w analizie PCA z rotacją Varimax, na podstawie stężeń metali śladowych i jonów SIA zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP DIABLA w okresie styczeń – marzec 2010. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOS uzyskanych w ramach PMS.

Table 4.6. Factor loadings determined in the PCA analysis with Varimax rotation of trace elements and SIA measured at rural background EMEP site DIABLA during January – March 2010. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring.

Składnik PM_{10}	PC1	PC2	PC3
As [ng/m^3]	0.82^{a)}	0.37	0.05
Cd [ng/m^3]	0.86	0.09	0.37
Cr [ng/m^3]	0.44	0.27	0.62
Cu [ng/m^3]	0.30	0.30	0.75
Ni [ng/m^3]	0.53	0.68	0.09
Pb [ng/m^3]	0.91	0.28	0.21
Zn [ng/m^3]	0.91	0.20	0.27
SO_4^{2-} [$\mu\text{g}(\text{S})/\text{m}^3$]	0.49	0.32	0.52
$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ [$\mu\text{g}(\text{N})/\text{m}^3$]	0.31	0.85	0.17
$\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$ [$\mu\text{g}(\text{N})/\text{m}^3$]	0.11	0.91	0.25
Wartość własna	3.97	2.55	1.57
% wyjaśnionej wariancji	39.7	25.5	15.7
Źródło PM	RT	LRT	LP

^{a)} ładunki czynnikowe > 0.6 pogrubiono

W 2010 r., podobne jak w przypadku dwóch poprzednich lat, także wyodrębniono 3 składowe główne, wyjaśniające łącznie nieco mniej całkowitej wariancji oryginalnych

zmiennych – 80.9% (Tabela 4.6). Składowa PC1, ponownie o największej wartości własnej (3.97), wyjaśnia 39.7% całkowitej wariancji, składowa PC2 (o wartości własnej 2.55) wyjaśnia ponad 25% ogółu wariancji, zaś składowa PC3 – blisko 16% całkowitej wariancji.

Składowa PC1 w tym przypadku jest najsilniej skorelowana z 4 metalami śladowymi – As, Cd, Pb i Zn – o bardzo wysokich ładunkach czynnikowych, które wynoszą odpowiednio 0.82, 0.86, 0.91 oraz 0.91. Ni jest silniej związany ze składową PC1 niż PC2, jednak obie składowe charakteryzują się ładunkami czynnikowymi na podobnym poziomie – odpowiednio 0.53 oraz 0.68. Zatem ponownie pierwsza składowa może zostać zidentyfikowana jako regionalny transport zanieczyszczeń powietrza. Z drugą składową główną najsilniej związane są azot amonowy ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) oraz azotanowy ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$), których ładunki czynnikowe wynoszą odpowiednio 0.85 i 0.91. W związku z tym, składową PC2 można zidentyfikować jako źródło LRT, pomimo braku silnego związku z jonem siarczanowym. Warto zauważyć, iż jonu SO_4^{2-} nie można jednoznacznie przypisać do żadnej z 3 składowych głównych, które wyjaśniają kolejno 24% (ładunek czynnikowy 0.49), 10% (ładunek czynnikowy 0.32), 27% (ładunek czynnikowy 0.52) zmienności stężeń SO_4^{2-} . Ponadto, ładunki czynnikowe dla wszystkich składowych głównych są poniżej poziomu 0.6. Składową PC3 reprezentuje ponownie Cr z ładunkiem czynnikowym równym 0.62, co pozwala zidentyfikować tę składową główną jako wpływ lokalnych źródeł emisji na stężenia PM_{10} . Dodatkowo, z tą składową skorelowana jest także Cu (ładunek czynnikowy 0.75), co może wskazywać na transport drogowy jako dodatkowe – obok spalania paliw w celach grzewczych – źródło emisji lokalnej, jako że Cu jest powszechnie używanym w literaturze markerem emisji pyłu ze ścierania opon i hamulców (np. Schauer i in., 2006).

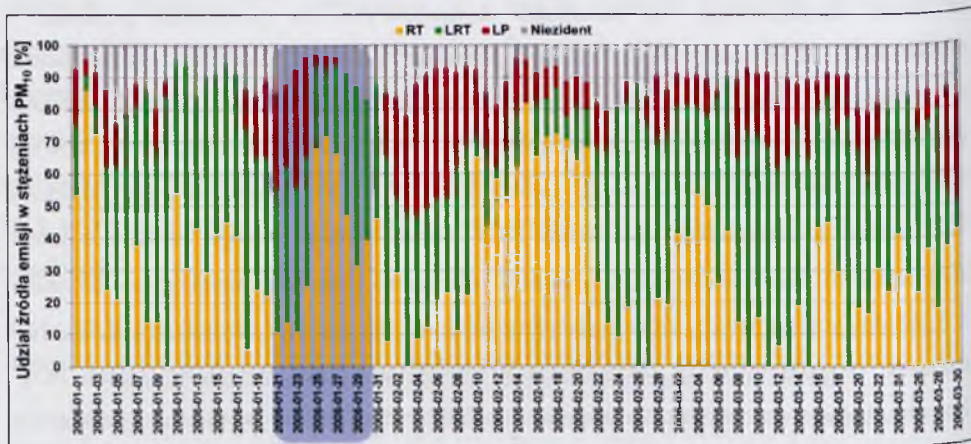
Ze względu na brak pomiarów stężeń pyłu PM_{10} , a także jego składu chemicznego, na stacji w Diablej Górze w czasie epizodów 4 i 5 (2011 – 2012), nie było możliwe przeprowadzenie analizy PCA, a także określenie udziałów poszczególnych typów źródeł emisji dla tych epizodów.

Udział różnych typów źródeł emisji w stężeniach pyłu

W celu określenia udziału poszczególnych typów źródeł emisji w stężeniach PM_{10} przeprowadzono analizę MLRA dla wartości czynnikowych uzyskanych w analizie PCA. Określone w ten sposób udziały poszczególnych typów źródeł emisji w stężeniach pyłu dla pojedynczych dni oraz uśrednione dla zimy 2006 r. przedstawiono odpowiednio na Rys. 4.54 i 4.55.

W zimie 2006 r. największy udział w stężeniach PM_{10} , wynoszący średnio około 43%,

miały źródła LRT (Rys. 4.55). W poszczególnych dniach udział ten wzrastał nawet do blisko 90%, taki udział zanotowano 26 lutego. Zdarzały się również dni, w których nie odnotowano udziału LRT w stężeniach pyłu zmierzonych w Diabłej Górze – 15 lutego (Rys. 4.54). W okresie epizodu (21 – 30 stycznia) średni udział źródeł LRT wynosił 39.6%, a udziały w poszczególnych dniach wahały się od 20.6% (26 stycznia) do 55.9% (przedostatniego dnia epizodu – 29 stycznia).



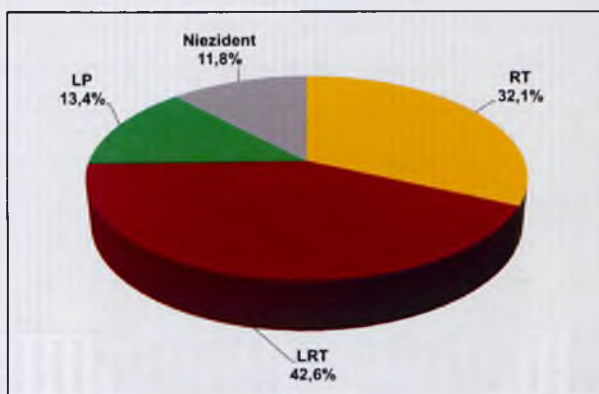
Rysunek 4.54. Udziały źródeł emisji PM₁₀: LRT (zielony), RT (żółty), LP (czerwony), niezidentyfikowane źródło emisji (szary), wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA dla poszczególnych dni w okresie styczeń – marzec 2006. Kolorem niebieskim zaznaczono okres trwania epizodu 1. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.54. Contributions of PM₁₀ emission sources: LRT (green), RT (yellow), LP (red), unknown source (grey), determined in the PCA-MLRA analysis for each day of January – March 2006. Days of episode 1 are indicated in blue. Source: Author's elaboration.

Drugim istotnym źródłem pyłu były źródła RT, których średni udział od stycznia do marca 2006 r. wynosił 32.1% (Rys. 4.55). Największy udział źródeł RT zanotowano 2 stycznia, kiedy wynosił on ponad 85%, w całym okresie zaobserwowano 10 dni z zerowym wpływem źródeł RT na stężenia pyłu (Rys. 4.54). Warto zauważyć, iż w okresie epizodu, w dniach 25 – 27 stycznia, kiedy zanotowano najwyższe stężenia PM₁₀ – zaobserwowano największe udziały źródeł RT, które wynosiły odpowiednio 68%, 72% oraz 66.5%. W początkowych dniach epizodu (21 – 23 stycznia) udział RT był na najniższym poziomie – od 11% do 14%, zaś średni udział tych źródeł w okresie epizodu wynosił 38.5%.

Udział lokalnych źródeł emisji w stężeniach PM₁₀ zimą 2006 r. kształtował się średnio na poziomie powyżej 13% (Rys. 4.55). W niektórych dniach, jak na przykład 4 i 5 lutego, wzrastał on do 41%, ale odnotowano także 18 dni bez udziału źródeł LP (Rys. 4.54). W okresie epizodu średni udział LP wynosił 15.7%, największy zaś zaobserwowano 23 stycznia (36.4%). Ponadto, przez dwa dni w końcowej fazie epizodu – 28 i 29 stycznia nie

odnotowano udziału źródeł LP.



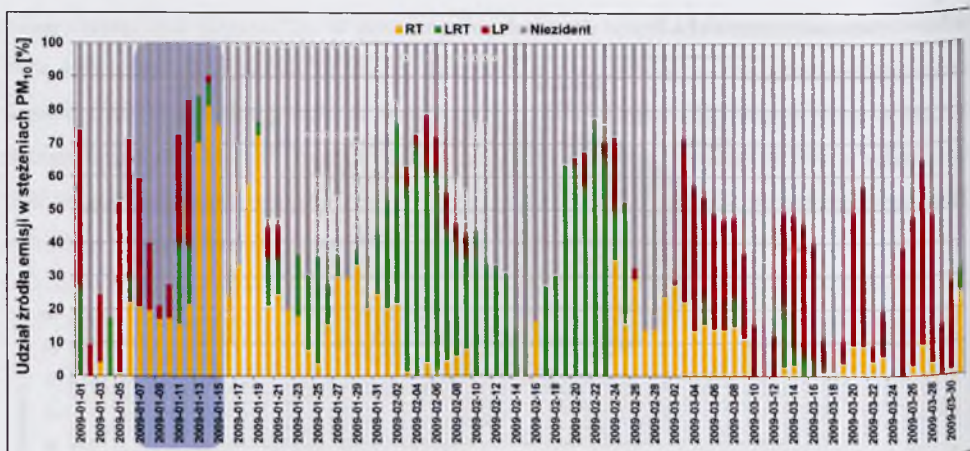
Rysunek 4.55. Udziały źródeł emisji PM_{10} , wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA, uśrednione dla całego okresu styczeń – marzec 2006. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.55. Contributions of PM_{10} emission sources, determined in the PCA-MLRA analysis averaged for the whole period of January – March 2006. Source: Author's elaboration.

Najmniejszy udział w stężeniach PM_{10} określono dla pozostałych – niezidentyfikowanych źródeł emisji, których średni udział wynosił blisko 12% (Rys. 4.55), niekiedy był on nawet 2-krotnie wyższy – w dniu 5 stycznia odnotowano udział niezidentyfikowanych źródeł na poziomie 25% (Rys. 4.54). W okresie epizodu nie zostały zidentyfikowanych znacznie mniej typów źródeł – średnio 8.6%, a w okresie największych stężeń PM_{10} – od 23 do 27 stycznia, było to nawet poniżej 4% źródeł.

Wyniki analizy MLRA dla poszczególnych dni oraz uśrednione dla zimy 2009 r. przedstawiono odpowiednio na Rys. 4.56 i 4.57.

W 2009 r., przeciwieństwie do 2006 r., największy udział w pyłe PM_{10} , średnio aż 58.1%, miały niezidentyfikowane źródła emisji (Rys. 4.57), a należy również zaznaczyć, iż występowały dni – 15 lutego, 11 marca i 24 marca – w których w 100% nie udało się zidentyfikować pochodzenia zanieczyszczeń powietrza (Rys. 4.56). W okresie epizodu (7 – 16 stycznia) nie zostało zidentyfikowanych nieznacznie mniej typów źródeł – średnio 44.5%. W dniu kiedy występowały najwyższe stężenia PM_{10} – 14 stycznia – zanotowano najmniejszy udział niezidentyfikowanego czynnika wpływającego na te stężenia – 9.8%.



Rysunek 4.56. Udziały źródeł emisji PM_{10} : LRT (zielony), RT (żółty), LP (czerwony), niezidentyfikowane źródło emisji (szary), wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA dla poszczególnych dni w okresie styczeń – marzec 2009. Kolorem niebieskim zaznaczono okres trwania epizodu 2. Źródło: Opracowanie własne.

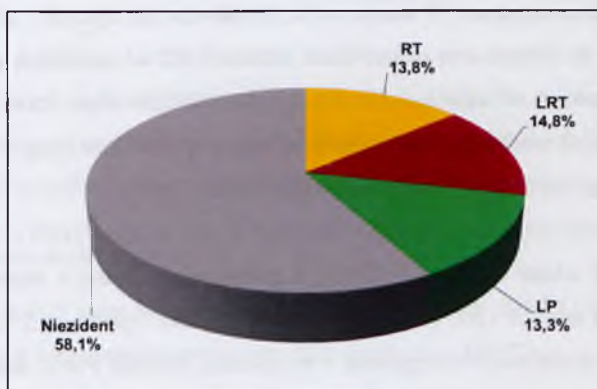
Figure 4.56. Contributions of PM_{10} emission sources: LRT (green), RT (yellow), LP (red), unknown source (grey), determined in the PCA-MLRA analysis for each day of January – March 2009. Days of episode 2 are indicated in blue. Source: Author's elaboration.

Udział pozostałych źródeł emisji wynosił poniżej 15%. Największy zanotowano dla źródeł LRT, których średni udział wynosił zimą 2009 r. 14.8% (Rys. 4.57). Największy udział oszacowano 22 stycznia (77%), ale występowały również dni, w których nie odnotowano udziału LRT – w sumie obserwowano 43 dni, w których na stężenia pyłu zmierzone w Diablej Górze wpływały inne źródła emisji (Rys. 4.56). W okresie epizodu średni udział źródeł LRT wynosił 6.3%, w dniach od 11 do 14 stycznia udziały te wahały się od 7% do 25%, w pozostałych dniach epizodu nie zanotowano udziału LRT, co zdecydowanie potwierdza regionalny charakter analizowanego epizodu pyłowego.

Średni udział źródeł RT zimą 2009 r. wynosił 13.8% (Rys. 4.57). Największy – ponad 80% – zanotowano 14 stycznia, w momencie występowania maksymalnych stężeń PM_{10} w czasie epizodu, co ponownie dowodzi, że źródłem stężeń pyłu obserwowanych w dniach 7 – 16 stycznia 2009 r. był regionalny transport zanieczyszczeń powietrza. Średni udział źródeł RT w epizodzie wynosił ponad 36%, a w poszczególnych dniach wahał się od 15% do 81%. W całym okresie styczeń – marzec zaobserwowano 2-krotnie mniej niż w przypadku LRT dni z zerowym wpływem źródeł RT na stężenia pyłu – 23 (Rys. 4.57).

Udział lokalnych źródeł emisji w stężeniach PM_{10} zimą 2009 r. był najmniejszy, kształtując się średnio na poziomie 13.3% (Rys. 4.57). W niektórych dniach wzrastał on do ponad 50%, ale odnotowano także 38 dni bez udziału źródeł LP w stężeniach pyłu (Rys. 4.56). W okresie epizodu średni udział LP wynosił 16.7%, największy zaś zaobserwowano 12

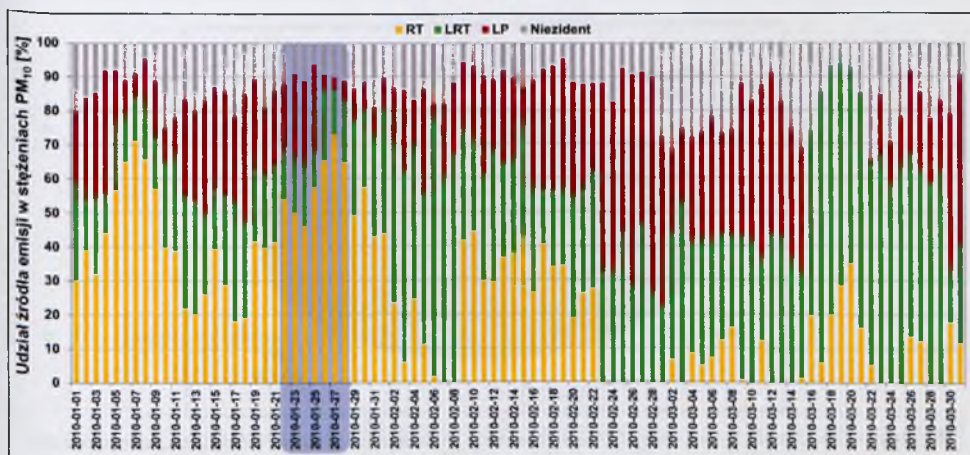
stycznia (43.5%), 2 dni przed wystąpieniem maksimum stężeń pyłu. Ponadto, w końcowej fazie epizodu – od 13 do 16 stycznia – praktycznie nie odnotowano udziału źródeł LP. 14 stycznia udział ten wyniósł zaledwie 2%, w pozostałe zaś dni – 0%.



Rysunek 4.57. Udziały źródeł emisji PM_{10} , wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA, uśrednione dla całego okresu styczeń – marzec 2009. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.57. Contributions of PM_{10} emission sources, determined in the PCA-MLRA analysis averaged for the whole period of January – March 2009. Source: Author's elaboration.

Udziały poszczególnych typów źródeł emisji w stężeniach pyłu, określone za pomocą analizy MLRA dla pojedynczych dni oraz uśrednione dla zimy 2010 r. przedstawiono odpowiednio na Rys. 4.58 i 4.59.

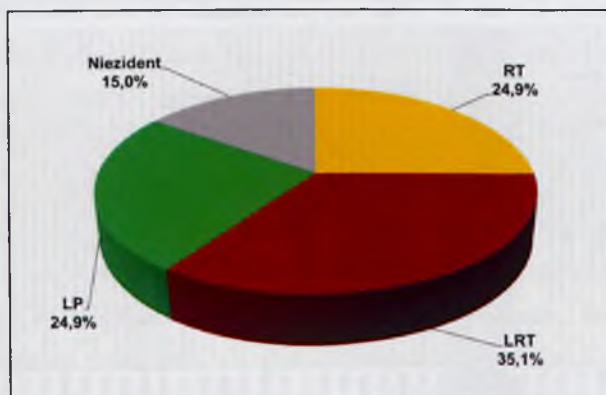


Rysunek 4.58. Udziały źródeł emisji PM_{10} : LRT (zielony), RT (żółty), LP (czerwony), niezidentyfikowane źródło emisji (szary), wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA dla poszczególnych dni w okresie styczeń – marzec 2010. Kolorem niebieskim zaznaczono okres trwania epizodu 3. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.58. Contributions of PM_{10} emission sources: LRT (green), RT (yellow), LP (red), unknown source (grey), determined in the PCA-MLRA analysis for each day of January – March 2010. Days of episode 3 are indicated in blue. Source: Author's elaboration.

W zimie 2010 r. – podobnie jak w 2006 r. – największy udział w stężeniach pyłu miały źródła LRT, których średni udział był nieznacznie mniejszy i wynosił w tym okresie ponad 35% (Rys. 4.59). W niektórych dniach udział ten wzrastał nawet do blisko 80%, największy udział źródeł LRT zanotowano 17 marca – 79,3%. W okresie styczeń – marzec 2010 r. nie występowały dni, w których nie odnotowano udziału LRT w stężeniach pyłu, najmniejszy udział LRT oszacowano w czasie epizodu 25 stycznia – 10,5% (Rys. 4.58). W całym okresie epizodu średni udział źródeł LRT był o połowę niższy niż średnio zimą i wynosił 16,6%, a udziały w poszczególnych dniach nie przekraczały 20%.

Średnie udziały zarówno źródeł RT, jak i LP wynosiły zimą 2010 r. blisko 25% (Rys. 4.59). Największy udział źródeł RT (73%), a jednocześnie jedne z najniższych udziałów źródeł LRT (13%) oraz LP (3,7%) zaobserwowano w czasie epizodu – 27 stycznia, kiedy w miastach Polski południowej występowały maksymalne stężenia PM_{10} . Średni udział źródeł RT w czasie epizodu był ponad 2-krotnie wyższy niż w okresie styczeń – marzec i wynosił 55,3%. W ciągu 19 dni w zimie 2010 r. nie odnotowano wpływu źródeł RT na stężenia PM_{10} w Diablej Górze. Najwyższy udział źródeł LP w stężeniach pyłu (63%) zaobserwowano natomiast 28 lutego, ale w całym analizowanym okresie wystąpiło także 6 dni bez udziału źródeł LP w stężeniach pyłu (Rys. 4.58). W okresie epizodu średni udział LP wynosił 16%, przy czym w jego pierwszej fazie obserwowano udział tych źródeł na poziomie 20% – 25%, natomiast w ciągu ostatnich 3 dni epizodu (26 – 28 stycznia) nie przekraczał on 6%.



Rysunek 4.59. Udziały źródeł emisji PM_{10} , wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA, uśrednione dla całego okresu styczeń – marzec 2010. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.59. Contributions of PM_{10} emission sources, determined in the PCA-MLRA analysis averaged for the whole period of January – March 2010. Source: Author's elaboration.

Wyniki analizy PCA-MLRA potwierdzają przebieg trajektorii wstecznych mas powietrza w trakcie analizowanych epizodów (rozdział 4.2.4). Największy średni udział

źródeł LRT odnotowano podczas epizodu 1 (39.6%), w trakcie którego obszarem źródłowym mas powietrza była środkowa część europejskiej Rosji (Rys. 4.49), z kolei najmniejszy udział odnotowano podczas epizodu 2 (6%), kiedy masy powietrza napływały nad stację w Diablej Górze znad Węgier (Rys. 4.51). Największy udział źródeł RT w stężeniach PM_{10} zanotowano podczas epizodu 3 (55%), kiedy obszarem źródłowym mas powietrza docierających do Diablej Góry było pogranicze Białorusi i Rosji (Rys. 4.52). W czasie epizodów 1 i 2, przepływ mas powietrza nad terytorium Polski był zbliżony, czego potwierdzeniem są średnie udziały źródeł RT w tych epizodach na poziomie 36 – 38%.

Ocena dopasowania modelu regresji

Do oceny modeli regresji, uzyskanych za pomocą analizy MLRA, zastosowano pakiet miar statystycznych zaproponowanych przez Judę-Rezler i in. (2012):

- *MB* – odchylenie przeciętne (*Mean Bias*):

$$MB = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - O_i) \quad (4.1)$$

- *FB* – odchylenie frakcyjne (*Fractional Bias*):

$$FB = \left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{P_i - O_i}{(P_i + O_i)/2} \right) \cdot 100 \quad (4.2)$$

- *RMSE* – błąd średniokwadratowy (*Root Mean Square Error*):

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2} \quad (4.3)$$

- *r* – współczynnik korelacji Pearsona:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O}) \cdot (P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2 \cdot \sum_{i=1}^N (P_i - \bar{P})^2}} \quad (4.4)$$

- *IA* – indeks zgodności (*Index of Agreement*) (Willmott, 1982):

$$IA = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|O_i - \bar{O}| + |P_i - \bar{P}|)^2} \quad (4.5)$$

gdzie:

O_i – wartość obserwowana

P_i – wartość estymowana

Wyniki tej oceny przedstawiono w Tabeli 4.7 oraz na wykresach rozrzutu stężeń pyłu PM_{10} zmierzonych w poszczególnych dniach oraz obliczonych na podstawie wyznaczonych udziałów źródeł emisji (Rys. 4.60).

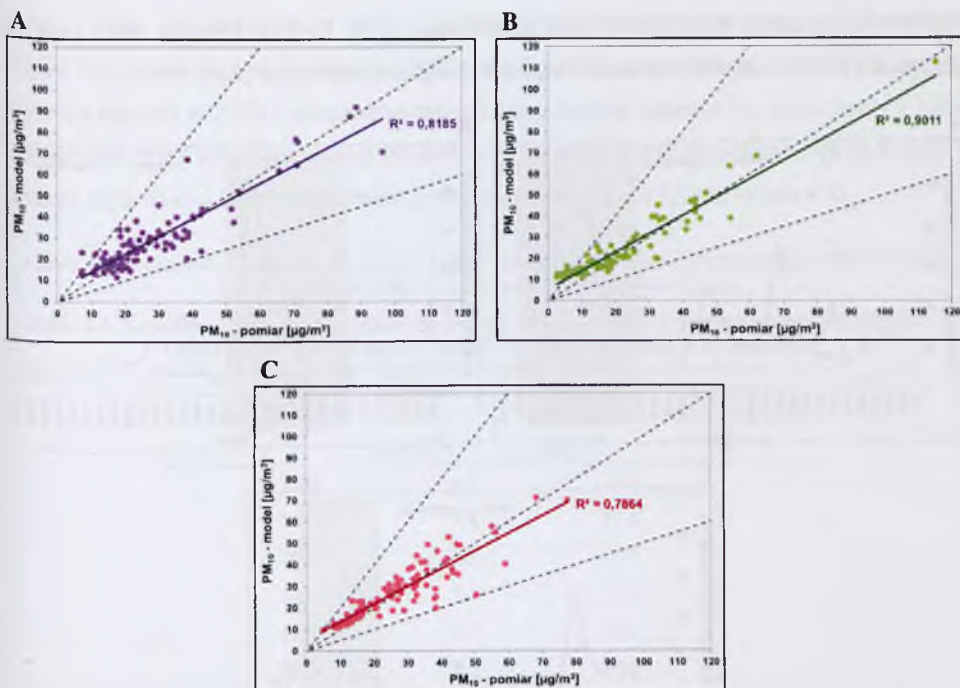
Tabela 4.7. Wartości miar statystycznych oceny działania modeli regresji uzyskanych za pomocą analizy PCA-MLRA. Źródło: Opracowanie własne.

Table 4.7. The values of statistical measures of the PCA-MLRA regression models performance evaluation. Source: Author's elaboration.

Miara statystyczna	2006	2009	2010
N	89	89	90
MB [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0.96	2.73	0.64
FB [%]	6.73	24.00	5.80
RMSE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	7.75	5.92	6.50
r	0.90	0.95	0.89
R^2	0.82	0.90	0.79
IA	0.95	0.97	0.94

W przypadku wszystkich analizowanych okresów uzyskano dobrą zgodność wyników pomiarów z wartościami stężeń PM_{10} obliczonymi na podstawie udziałów źródeł emisji wyznaczonych za pomocą analizy MLRA. Zarówno dla 2006 r., jak i 2010 r. otrzymano niskie wartości miar odchylenia: *MB* w obu okresach wynosiło poniżej $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast *FB* – odpowiednio 6.73% oraz 5.80%. Błąd średniokwadratowy obliczony dla roku 2006 wynosił $RMSE = 7.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ natomiast dla 2010 r. był nieznacznie niższy – $RMSE = 6.50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W 2006 r. uzyskano istotną korelację pomiędzy danymi pomiarowymi i obliczonymi $r = 0.90$, $R^2 = 0.82$ oraz $IA = 0.95$, natomiast w 2010 r. obliczono nieznacznie mniejsze wartości miar korelacji: $r = 0.89$, $R^2 = 0.79$ oraz $IA = 0.94$ (Tabela 4.8; Rys. 4.60). Dla danych z 2009 r. uzyskano gorsze, ale wciąż satysfakcjonujące, wartości miar odchylenia ($MB = 2.73 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $FB = 24\%$). Z kolei błąd średniokwadratowy był niższy niż w pozostałych latach ($RMSE = 5.92 \mu\text{g}/\text{m}^3$), zaś miary korelacji ($r = 0.95$, $R^2 = 0.90$ oraz $IA = 0.97$) okazały się wyższe niż w latach 2006 i 2010 (Tabela 4.8; Rys. 4.60).

Dodatkowo należy podkreślić, iż we wszystkich okresach obliczone stężenia PM_{10} mieszczą się w obszarze faktora 2, powszechnie stosowanej miary zgodności wyników modelowania z pomiarami (Juda-Rezler i in., 2012), określającej procent prognoz, których wartości mieszczą się w przedziale $0.5 \cdot O_i < P_i < 2 \cdot O_i$ (linie przerywane na Rys. 4.60). W kolejnych latach zgodność taką otrzymano dla 100%, 85% (76 z 89) oraz 96% (86 z 90) przypadków (Rys. 4.60).



Rysunek 4.60. Wykresy rozrzutu obliczonych średniodobowych stężeń PM_{10} względem wartości pomiarowych w okresach: A) styczeń – marzec 2006, B) styczeń – marzec 2009, C) styczeń – marzec 2010. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.60. Scatter plots of predicted versus observed daily PM_{10} concentrations for the periods of: A) January – March 2006, B) January – March 2009, C) January – March 2010. Source: Author's elaboration.

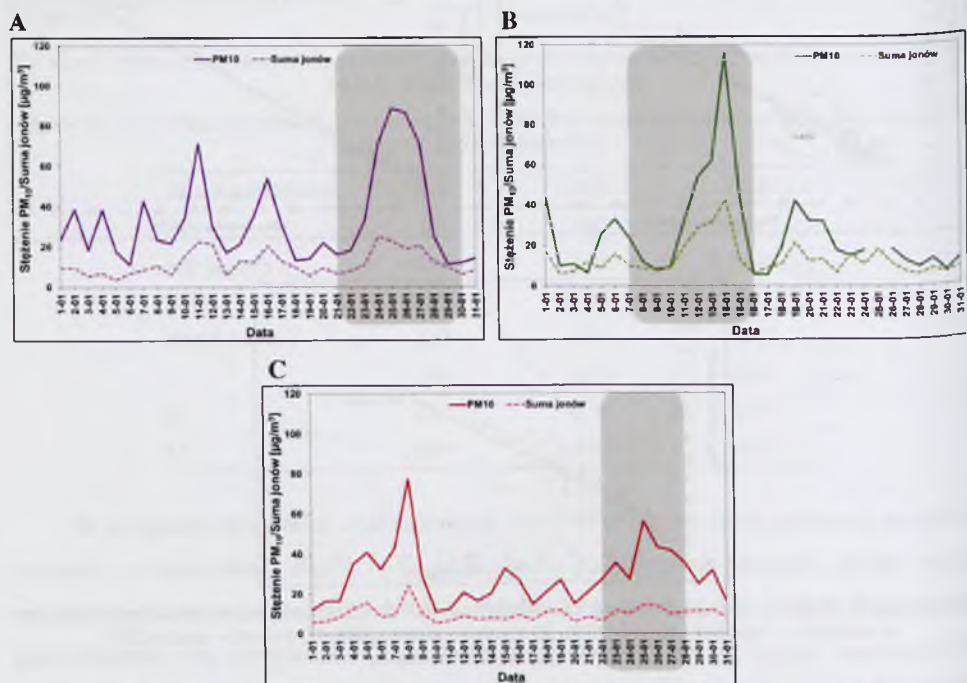
Wysoka zgodność wartości stężeń PM_{10} , wyznaczonych na podstawie wyników analiz PCA i MLRA, z wartościami pomiarowymi wskazuje, że zastosowane metody statystyczne mogą być przydatnym narzędziem do identyfikacji źródeł pochodzenia pyłów w powietrzu atmosferycznym.

Suma jonów SIA

Dalszej analizie poddano przebieg średniodobowej sumy jonów SIA (C_{ion} , wzór 3.1) w zestawieniu z przebiegiem stężeń PM_{10} w miesiącach, kiedy obserwowano globalne epizody pyłowe (Rys. 4.61), jak również średnie stężenia sumy jonów w ostatnich latach (Tabela 4.9).

We wszystkich analizowanych okresach zaobserwowano znaczny wzrost stężenia jonów SIA w trakcie epizodów, a maksymalne stężenia C_{ion} notowane były w tych samych dniach, kiedy maksymalne stężenia PM_{10} . W 2006 r. sytuacja taka miała miejsce 11, 16 oraz 20 stycznia, a także 24 stycznia (dzień wcześniej niż pik stężenia PM_{10}), natomiast w 2009 r. – 6 i 14 stycznia oraz 19 stycznia (dzień później niż maksimum PM_{10}). W 2010 r.

maksymalne stężenia sumy jonów SIA odnotowano 5, 8, 19 i 25 stycznia, przy czym w przypadku dwóch ostatnich dni wzrost stężeń był najmniej widoczny (Rys. 4.61).



Rysunek 4.61. Przebiegi średniodobowych stężeń PM_{10} (linia ciągła) oraz sumy jonów C_{ion} (linia przerywana) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze w: A) styczniu 2006 r., B) styczniu 2009 r., C) styczniu 2010 r. Kolorem beżowym zaznaczono okresy trwania poszczególnych epizodów. Źródło: Opracowanie własne.

Figure 4.61. Patterns of daily PM_{10} (solid line) and ion sum C_{ion} concentrations (dashed line) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured at the rural background EMEP site in Diabla Góra during periods of: A) January – March 2006, B) January – March 2009, C) January – March 2010. Days of each episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration.

Średnie stężenie C_{ion} wynosi około $7 - 8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, podczas gdy w styczniu jest zazwyczaj znacznie wyższe, a jeszcze bardziej wzrasta w okresie epizodów. Średnie stężenie C_{ion} podczas epizodu 1 osiągnęło poziom $14.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co okazało się prawie 2-krotnie wyższą wartością, zarówno od średniej dla całego 2006 r. ($7.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), jak i dla wielolecia 1994 – 2010 ($7.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz 2005 – 2010 ($7.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Był to także znacznie wyższy poziom od średniego stężenia C_{ion} zanotowanego w styczniu 2006 r. ($11.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a także od wartości uśrednionej dla miesiąca stycznia w wieloletnich 1994 – 2010 ($10.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i 2005 – 2010 ($9.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Jeszcze wyższe średnie stężenie C_{ion} zaobserwowano podczas epizodu w styczniu 2009 r. – $17.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co okazało się ponownie wartością około 2 razy większą od stężeń C_{ion} uśrednionych zarówno dla miesiąca stycznia, jak i dla całych wielolecia 1994 – 2010 oraz

2005 – 2010. Podobnie jak w 2006 r., był to także poziom znacznie wyższy od średnich stężeń C_{ion} zanotowanych w styczniu 2009 r. ($13.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz w całym 2009 r. ($8.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Podczas epizodu w 2010 r. zarejestrowano najniższe średnie stężenie C_{ion} ($11.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), tylko nieznacznie przewyższające średnią dla stycznia ($9.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz dla całego roku ($8.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a także stężenia C_{ion} uśrednione zarówno na przestrzeni 6, jak i 17 lat (Tabela 4.8).

Tabela 4.8. Zmienność stężeń sumy jonów C_{ion} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze w latach 2005 – 2010. Źródło: Opracowanie własne.

Table 4.8. Variability of ion sum C_{ion} concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured at the rural background EMEP site in Diabla Góra during the period of 2005 – 2010. Source: Author's elaboration.

Okres	Średnia roczna [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Średnia w styczniu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Średnia w okresie epizodu [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
2005	6.5	9.2	-
2006	7.4	11.8	-
2007	6.2	4.7	-
2008	7.4	9.2	-
2009	8.9	13.3	-
2010	8.3	9.9	-
2005-2010	7.5	9.7	-
1994-2010	7.6	10.4	-
21 – 30.01.2006	-	-	14.1
07 – 16.01.2009	-	-	17.9
22 – 28.01.2010	-	-	11.1

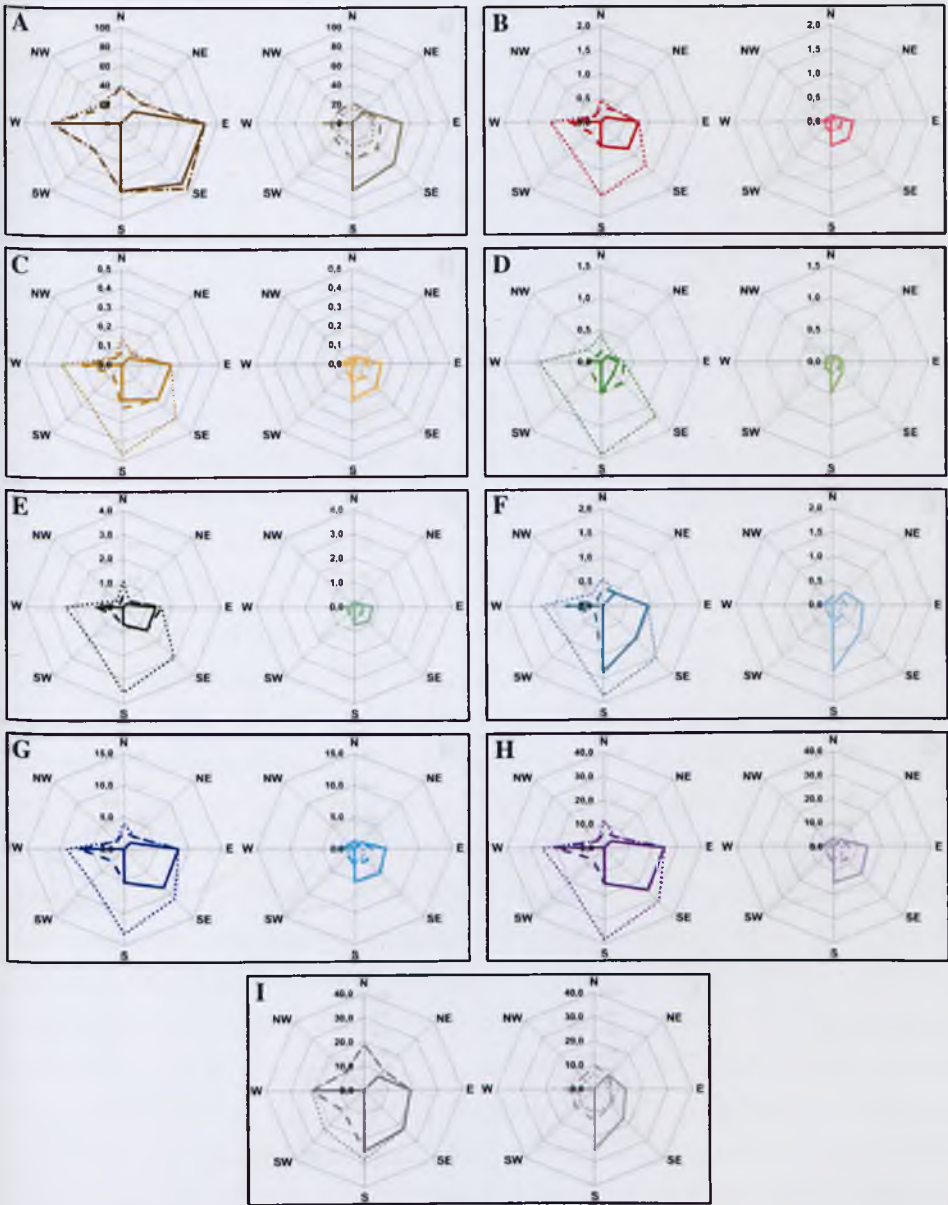
Należy również podkreślić, iż stężenia sumy jonów SIA podczas epizodów były silnie skorelowane ze stężeniami PM_{10} . W trakcie epizodów ze stycznia 2006 r. i stycznia 2009 r. zaobserwowano bardzo wysokie współczynniki korelacji, które wynosiły odpowiednio $r = 0.92$ ($p < 0.0000$) oraz $r = 0.95$ ($p < 0.0000$), nieco słabszą korelację odnotowano natomiast w trakcie epizodu w 2010 r. ($r = 0.81$, $p < 0.028$). Zdecydowanie niższe – jednak wciąż świadczące o silnym związku stężeń C_{ion} i PM_{10} – wartości współczynników korelacji zostały obliczone dla całego roku, które zarówno dla 2006 r., jak i 2009 r. wynosiły $r = 0.68$ ($p < 0.0000$), zaś dla 2010 r. związek ten był znacznie silniejszy ($r = 0.83$, $p < 0.0000$).

Analiza przebiegów stężeń sumy jonów SIA i PM_{10} potwierdza wyniki analizy PCA-MLRA wskazującej na źródła LRT jako niebagatelne – stanowiące nawet ponad 50% – źródła stężeń pyłu mierzonych w trakcie analizowanych epizodów na stacji tła krajowego.

Różne stężenia zanieczyszczeń powietrza

Kolejnym krokiem analizy epizodów pyłowych była analiza różnic stężeń pyłu PM_{10} oraz jego składników – metali śladowych i sumy jonów C_{ion} na stacji w Diablej Górze. Na Rys. 4.62 – 4.64 zestawiono różnice maksymalnych i średnich dobowych stężeń PM_{10} , 7 metali śladowych (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) oraz sumy jonów SIA, zaobserwowanych na stacji tła krajowego w okresach epizodów, zimy oraz całego roku w latach 2006, 2009 oraz 2010.

Podczas epizodu w styczniu 2006 r. odnotowano najwyższe – spośród analizowanych epizodów – stężenia 3 metali śladowych – Cd, Cu i Ni (Rys. 4.62). Największe różnice zanotowano w przypadku Cu i Ni, których maksymalne dobowe stężenia były kilkakrotnie wyższe niż podczas pozostałych epizodów, dochodziły odpowiednio do 1.36 ng/m^3 i 1.37 ng/m^3 , podczas gdy w pozostałych epizodach notowano stężenia tych metali na poziomie 0.4 ng/m^3 i 0.6 ng/m^3 (2009 r.) oraz 0.2 ng/m^3 i 0.3 ng/m^3 (2010 r.). Stężenie Cd osiągnęło w 2006 r. poziom 0.25 ng/m^3 i było zbliżone do stężenia odnotowanego podczas epizodu w styczniu 2009 r. (0.23 ng/m^3) oraz 2.5-krotnie wyższe niż w 2010 r. (0.1 ng/m^3). W przypadku pozostałych metali śladowych – As, Cr, Pb i Zn – najwyższe stężenia maksymalne wystąpiły w 2009 r. (Rys. 4.63). Maksymalne średniodobowe stężenia As i Cr wynosiły odpowiednio 1.14 ng/m^3 oraz 1 ng/m^3 , znacząco przekraczając stężenia obserwowane podczas epizodu w 2006 r. – 0.8 ng/m^3 (As) i 0.5 ng/m^3 (Cr), zaś stężenia Pb (9.2 ng/m^3) i Zn (28 ng/m^3) były tylko nieznacznie wyższe od tych rejestrowanych w styczniu 2006 r. – 8.5 ng/m^3 (Pb) i 25 ng/m^3 (Zn). Również podczas epizodu w styczniu 2009 r. zanotowano najwyższe – ponad 1.5-krotnie wyższe niż w 2006 r. (25 ng/m^3) i niemal 3-krotnie wyższe niż w 2010 r. (14.5 ng/m^3) – stężenie sumy jonów C_{ion} wynoszące 42.7 ng/m^3 . Ponadto można zauważyć, iż najniższe stężenia As, Cr, Pb, Zn oraz sumy jonów SIA, podobnie jak pozostałych metali śladowych, a także PM_{10} , obserwowano w 2010 r. (Rys. 4.64).



Rysunek 4.62. Różne stężenia zanieczyszczeń powietrza [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: A) PM_{10} , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) suma jonów C_{ions} zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze, maksymalnych (lewe panele) oraz uśrednionych (prawe panele) dla: całego roku 2006 (kropkowana linia), okresu styczeń – marzec 2006 r. (przerwywana linia) oraz okresu epizodu 21 – 30 stycznia 2006 r. (ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS.

Figure 4.62. Air pollution roses [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: A) PM_{10} , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) ion sum C_{ions} measured at the rural background EMEP site in Diabla Góra. Maximum (left panels) and average (right panels) values for periods of the whole year 2006 (dotted line), January – March 2006 (dashed line) and episode of 21 – 30th January 2006 (solid line) are shown. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring.



Rysunek 4.63. Różne stężenia zanieczyszczeń powietrza [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: A) PM_{10} , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) suma jonów C_{ion} , zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diabli Górze, maksymalnych (lewe panele) oraz uśrednionych (prawe panele) dla: całego roku 2009 (kropkowana linia), okresu styczeń – marzec 2009 r. (przerywana linia) oraz okresu epizodu 7 – 16 stycznia 2009 r. (ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOS uzyskanych w ramach PMS.

Figure 4.63. Air pollution roses [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: A) PM_{10} , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) ion sum C_{ion} , measured at the rural background EMEP site in Diabla Góra. Maximum (left panels) and average (right panels) values for periods of the whole year 2009 (dotted line), January – March 2009 (dashed line) and episode of 7 – 16th January 2009 (solid line) are shown. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring.



Rysunek 4.64. Różne stężenia zanieczyszczeń powietrza [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: A) PM_{10} , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) suma jonów C_{ions} zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diabli Górze, maksymalnych (lewe panele) oraz uśrednionych (prawe panele) dla: całego roku 2010 (kropkowana linia), okresu styczeń – marzec 2010 r. (przerywana linia) oraz okresu epizodu 22 – 28 stycznia 2010 r. (ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMŚ.

Figure 4.64. Air pollution roses [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: A) PM_{10} , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) ion sum C_{ions} measured at the rural background EMEP site in Diabla Góra. Maximum (left panels) and average (right panels) values for periods of the whole year 2010 (dotted line), January – March 2010 (dashed line) and episode of 22 – 28th January 2010 (solid line) are shown. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring.

Widać także wyraźnie, iż podczas epizodów, które wystąpiły w styczniu 2006 r. oraz w styczniu 2009 r., średnie stężenia zarówno PM_{10} , jak i wszystkich metali śladowych, a także sumy jonów SIA, były nawet kilkakrotnie wyższe od średnich stężeń tych zanieczyszczeń powietrza rejestrowanych w okresie zimy i całego roku (Rys. 4.62 – 4.63). W trakcie epizodu w 2010 r. wyższe stężenia obserwowano jedynie dla PM_{10} , Cr, Ni, Pb i Zn, w pozostałych przypadkach podczas epizodu notowano stężenia zbliżone do średnich z okresu styczeń – marzec oraz całego roku (Rys. 4.64). Ponadto, maksymalne stężenia wszystkich zanieczyszczeń powietrza obserwowane podczas epizodu w dniach 21 – 30 stycznia 2006 r. występujące przy wschodnim wietrze były maksymalnymi stężeniami odnotowanymi w okresie zimowym i całym roku 2006. W pozostałych przypadkach, maksymalne stężenia były obserwowane w innych miesiącach niż zimowe, najczęściej był to październik. W 2009 r. maksymalne stężenia wszystkich zanieczyszczeń w czasie epizodu pochodzące z kierunków S, SE i NW, były także maksymalnymi wartościami w całym roku. Wyjątkiem były stężenia Cr i C_{ion} z kierunku NW, Ni z kierunku S, oraz Cu (wszystkie 3 kierunki wiatru), kiedy maksymalne wartości stężeń były obserwowane w innym okresie niż 7 – 16 stycznia. Stężenia notowane podczas epizodu w 2010 r. były stężeniami maksymalnymi również w zimie i w całym roku tylko w przypadku PM_{10} , Ni, Pb i Zn przy wietrze zachodnim oraz As przy wietrze z kierunku SW, w pozostałych przypadkach maksymalne stężenia zanieczyszczeń powietrza rejestrowane były w innym czasie niż okres epizodu.

W trakcie epizodu 1, nie odnotowano wiatru wiejącego z kierunków NW, N oraz SW (Rys. 4.62). Najwyższe maksymalne stężenia PM_{10} rejestrowano zaś w przypadku wiatru wiejącego z kierunków E ($86.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i SE ($88.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), nieco niższe stężenia występowały przy wietrze wiejącym z południa ($70.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i zachodu ($71.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), natomiast zdecydowanie najniższe z kierunku NE ($18.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W przypadku średnich stężeń PM_{10} rozkład podczas epizodu jest nieco inny – najwyższe średnie obserwowane są przy wietrze wiejącym z kierunków S ($70.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i SE ($60.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), niższe z kierunku E ($51.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), zaś najniższe z W ($29.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i NE ($18.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Analogicznym rozkładem zarówno stężeń maksymalnych, jak i średnich charakteryzują się różnie dla As, Cd, Cu, Pb i Zn. Natomiast zupełnie inny rozkład wykazują maksymalne stężenia Cr oraz Ni. Zdecydowanie najwyższe wartości obserwowane są przy wietrze wiejącym z południa – $0.48 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Cr) i $1.37 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Ni), niższe – od $0.21 \text{ ng}/\text{m}^3$ do $0.26 \text{ ng}/\text{m}^3$ dla Cr oraz od $0.77 \text{ ng}/\text{m}^3$ do $0.95 \text{ ng}/\text{m}^3$ dla Ni – pochodzą z 3 kierunków (E, SE i W), natomiast najniższe, podobnie jak dla PM_{10} , z NE ($0.12 \text{ ng}/\text{m}^3$ – Cr, $0.35 \text{ ng}/\text{m}^3$ – Ni). W przypadku wartości średnich rozkład jest zbliżony, z wyjątkiem najniższych stężeń, które rejestrowane są przy wietrze zachodnim ($0.09 \text{ ng}/\text{m}^3$ –

Cr, 0.32 ng/m^3 – Ni). Taki kształt róż stężeń zanieczyszczeń powietrza świadczy o innym źródle pochodzenia Cr i Ni niż pozostałych metali śladowych i jednocześnie potwierdza wyniki analizy PCA. Różce stężeń maksymalnych i średnich dla C_{ion} są podobne do róż dla Cr i Ni. Najwyższe stężenia sumy jonów SIA występują przy południowym wietrze ($25.13 \text{ } \mu\text{g/m}^3$), natomiast najniższe przy kierunku wiatru NE ($8.12 \text{ } \mu\text{g/m}^3$), co również wskazuje na inne pochodzenie jonów nieorganicznych.

Podczas epizodu 2 nie występowały wiatry wiejące z kierunków północno-wschodnich (N, NE i E). W tym przypadku różce stężeń PM_{10} , As, Cd, Ni, Pb i Zn, podobnie jak w 2006 r., przybierają niemal identyczny kształt (Rys. 4.63). Najwyższe maksymalne stężenia tych zanieczyszczeń rejestrowano w przypadku wiatru wiejącego z kierunków SE, nieco niższe stężenia przy wietrze wiejącym z kierunku S, natomiast najniższe z SW, W i NW. W przypadku wartości średnich różce stężeń zmieniają kształt rombu na trójkątny z najwyższymi stężeniami ponownie z kierunku SE, niższymi z południa oraz najniższymi z W oraz NW. Zupełnie inny rozkład wykazują maksymalne i średnie stężenia ponownie Cr, a także Pb, dla których różce przyjmują kształt pięciokąta z najwyższymi stężeniami przy południowym wietrze. Niższe wartości pochodzą z kierunków SE i SW, natomiast najniższe, podobnie jak dla PM_{10} , z W i NW. Taki kształt róż stężeń zanieczyszczeń powietrza potwierdza inne źródła pochodzenia Cr i Ni oraz pozostałych metali śladowych, określone w analizie PCA dla tego epizodu. Dla sumy jonów SIA różca stężeń maksymalnych ma kształt zbliżony do róż PM_{10} i 5 metali śladowych, natomiast różca średnich stężeń – do róż dla Cr i Pb, co również może świadczyć o innym pochodzeniu jonów SIA.

Z kolei podczas epizodu 3 wiatr wiał tylko z 2 kierunków – W oraz SW. W tym przypadku różce stężeń wszystkich metali śladowych – poza Cr – oraz sumy jonów SIA przybierają ten sam kształt co różca dla PM_{10} (Rys. 4.64). Przy wiatrach wiejących z obu kierunków maksymalne i średnie stężenia tych zanieczyszczeń są na podobnym poziomie, przy czym nieznacznie wyższe stężenia występują przy wietrze zachodnim. Zupełnie inny kształt przyjmuje różca dla Cr, gdzie stężenia rejestrowane przy wietrze wiejącym z kierunku SW były 3-krotnie wyższe w przypadku stężenia maksymalnego i ponad 5-krotnie wyższe w przypadku stężeń średnich niż stężenia pochodzące z kierunku zachodniego.

Wyniki analiz róż stężeń zanieczyszczeń w trakcie analizowanych epizodów wskazujące, że najwyższe stężenia większości metali śladowych i sumy C_{ion} występują przy południowych kierunkach wiatrów (SE, S, SW), są również potwierdzeniem wyników analizy trajektorii wstecznych mas powietrza dla stacji w Diablej Górze (rozdział 4.2.4)

Korelacja PM₁₀ z zanieczyszczeniami gazowymi

Ostatnim etapem analizy było określenie rodzaju źródeł LP determinujących stężenia PM₁₀ w trakcie epizodu, na podstawie analizy korelacji pomiędzy zanieczyszczeniami pyłowymi a gazowymi.

Epizod 21 – 30 stycznia 2006

Analiza korelacji pomiędzy stężeniami PM₁₀ i zanieczyszczeniami gazowymi rejestrowanymi na stacjach UB oraz na stacji DIABLA podczas epizodu w styczniu 2006 r. (Tabela 4.9) pokazuje, że na wszystkich obszarach miejskich pył zawieszony był silnie związany z NO₂ ($r = 0.82 \div 0.96$), a także z CO ($r = 0.88 \div 0.996$).

Tabela 4.9. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM₁₀ oraz SO₂, NO₂ i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrze; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze podczas epizodu w dniach 21 – 30 stycznia 2006 r. Źródło: Opracowanie własne.

Table 4.9. Pearson's correlation coefficients between PM₁₀ and SO₂, NO₂, CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during 21 – 30th January 2006. Source: Author's elaboration.

Miasto		SO ₂	NO ₂	CO
Diabla Góra	PM ₁₀	0.71^{a)}	0.73	-
	SO ₂	-	0.40	-
Szczecin	PM ₁₀	0.12	0.96	-
	SO ₂	-	0.09	-
Warszawa	PM ₁₀	0.75	0.95	0.98
	SO ₂	-	0.71	0.67
	NO ₂	-	-	0.96
Kraków	PM ₁₀	0.45	0.95	0.996
	SO ₂	-	0.57	0.50
	NO ₂	-	-	0.97
Zabrze	PM ₁₀	0.80	0.82	0.88
	SO ₂	-	0.94	0.92
	NO ₂	-	-	0.93
Jelenia Góra	PM ₁₀	0.81	0.91	0.97
	SO ₂	-	0.83	0.84
	NO ₂	-	-	0.96

^{a)} korelacje istotne na poziomie $p > 0.05$ pogrubiono

Największa korelacja PM₁₀ z NO₂ wystąpiła w aglomeracjach Polski północnej ($r = 0.96$) i centralnej ($r = 0.95$), a także w Krakowie ($r = 0.95$), gdzie dodatkowo

odnotowano najwyższą korelację PM_{10} z CO ($r = 0.996$). Bardzo wysoka korelacja pyłu z CO wystąpiła także w Warszawie ($r = 0.98$). Najniższe współczynniki korelacji, ale wciąż wskazujące na silny związek pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza odnotowano w Zabrzu ($r = 0.82$ dla NO_2 ; $r = 0.88$ dla CO). Tak wysokie wartości współczynników korelacji pyłu z typowymi zanieczyszczeniami komunikacyjnymi (NO_2 , CO) świadczą o tym, że emisja z transportu drogowego reprezentowała ważne źródło lokalnego zanieczyszczenia w tych miastach w trakcie epizodu w styczniu 2006 r. Równocześnie, wysoka korelacja pomiędzy stężeniami PM_{10} i SO_2 w Warszawie, Zabrzu i Jeleniej Górze, wskazuje, że spalanie węgla w energetycznych i/lub domowych kotłach mogło również stanowić istotne źródło emisji PM_{10} w tych miastach ($r = 0.71 + 0.81$). W Jeleniej Górze, gdzie spalanie węgla w sektorze komunalno-bytowym stanowi kluczowe źródło zanieczyszczenia atmosfery, współczynnik korelacji pomiędzy stężeniami tych dwóch zanieczyszczeń był najwyższy ($r = 0.81$). Równie wysoki współczynnik korelacji ($r = 0.80$) uzyskano w Zabrzu, gdzie spalanie węgla w energetyce, przemyśle i sektorze komunalno-bytowym jest głównym źródłem zanieczyszczenia powietrza. Z kolei słaba i nieistotna korelacja pomiędzy PM_{10} i SO_2 w Szczecinie ($r = 0.12$, $p = 0.75$) oraz w Krakowie ($r = 0.45$, $p = 0.21$) wskazuje na transport drogowy, a nie spalanie węgla, jako główne lokalne źródło emisji zanieczyszczeń powietrza. Wysoka i na zbliżonym poziomie korelacja stężeń PM_{10} zarówno z NO_2 ($r = 0.73$), jak i z SO_2 ($r = 0.71$) w Diablej Górze, powoduje, iż nie można jednoznacznie wskazać głównego źródła LP na tej stacji podczas epizodu w styczniu 2006 r.

Epizod 7 – 16 stycznia 2009

Podczas epizodu w styczniu 2009 r., podobnie jak w 2006 r., pył PM_{10} był silnie skorelowany z NO_2 ($r = 0.71 + 0.92$) oraz z CO ($r = 0.81 + 0.97$) we wszystkich miastach. Najwyższe współczynniki korelacji PM_{10} z NO_2 ($r = 0.92$), a także z CO ($r = 0.97$) odnotowano tym razem w Krakowie, nieco niższe zaś w Warszawie ($r = 0.81$ dla NO_2 ; $r = 0.94$ dla CO). Najniższa korelacja pomiędzy tymi zanieczyszczeniami powietrza wystąpiła ponownie w Zabrzu i Jeleniej Górze, gdzie PM_{10} było skorelowane z NO_2 na poziomie odpowiednio $r = 0.71$ i $r = 0.82$, natomiast z CO – odpowiednio $r = 0.95$ oraz $r = 0.81$. Zatem ponownie można uznać, iż transport drogowy odgrywał w tych miastach ważną rolę w tworzeniu wysokich stężeń PM_{10} podczas tego epizodu (Tabela 4.10).

W styczniu 2009 r. w miastach centralnej i południowej Polski odnotowano znacznie wyższą – niż w 2006 r. – korelację stężeń pyłu z SO_2 ($r = 0.81 + 0.91$). Najsilniejsza korelacja wystąpiła w Warszawie ($r = 0.95$), jednak należy przypomnieć, iż w tym mieście pomimo

podwyższonych stężeń pyłu nie zidentyfikowano epizodu w tym czasie. W miastach objętych epizodem regionalnym, najwyższe korelacje PM_{10} z SO_2 zaobserwowano ponownie w Zabrzu ($r = 0.85$) i Jeleniej Górze ($r = 0.83$), co przy niższych wartościach korelacji z NO_2 i CO , może wskazywać na spalanie węgla jako główne źródło LP w tych miastach. Nieco niższy współczynnik korelacji pomiędzy stężeniami tych dwóch zanieczyszczeń uzyskano w Krakowie ($r = 0.81$), jednak zdecydowanie wyższa korelacja z NO_2 i CO świadczy o tym, że spalanie węgla w tym mieście może być drugim – po transporcie drogowym – lokalnym źródłem emisji PM_{10} w tym mieście.

Tabela 4.10. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM_{10} oraz $PM_{2,5}$, SO_2 , NO_2 i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrzu; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diabli Górze podczas epizodu w dniach 7 – 16 stycznia 2009 r. Źródło: Opracowanie własne.

Table 4.10. Pearson's correlation coefficients between PM_{10} and $PM_{2,5}$, SO_2 , NO_2 , CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during 7 – 16th January 2009. Source: Author's elaboration.

Miasto		SO_2	NO_2	CO	$PM_{2,5}$
Diabla Góra	PM_{10}	0.95^{a)}	0.34	-	0.999
	SO_2	-	0.45	-	0.95
	NO_2	-	-	-	0.36
Szczecin	PM_{10}	0.35	0.82	-	-
	SO_2	-	0.29	-	-
Warszawa	PM_{10}	0.91	0.81	0.94	-
	SO_2	-	0.66	0.80	-
	NO_2	-	-	0.93	-
Kraków	PM_{10}	0.81	0.92	0.97	0.998
	SO_2	-	0.82	0.81	0.83
	NO_2	-	-	0.91	0.91
	CO	-	-	-	0.97
Zabrze	PM_{10}	0.85	0.71	0.95	0.97
	SO_2	-	0.69	0.88	0.87
	NO_2	-	-	0.75	0.82
	CO	-	-	-	0.93
Jelenia Góra	PM_{10}	0.83	0.82	0.81	-
	SO_2	-	0.95	0.92	-
	NO_2	-	-	0.94	-

^{a)} korelacje istotne na poziomie $p > 0.05$ pogrubiono

Z kolei w Szczecinie, podobnie jak w 2006 r., zanotowano słabą i nieistotną korelację pomiędzy PM_{10} i SO_2 ($r = 0.35$, $p = 0.32$), co przy istotnej korelacji z NO_2 ($r = 0.82$),

ponownie wskazuje na transport drogowy, a nie spalanie węgla, jako główne lokalne źródło emisji zanieczyszczeń powietrza w tym mieście. Tym razem w Diablej Górze odnotowano bardzo wysoką korelację stężeń PM_{10} z SO_2 ($r = 0.95$) oraz niską i nieistotną korelację PM_{10} z NO_2 ($r = 0.35$, $p = 0.33$). Zatem jako główne źródło pyłu podczas epizodu 2 należy uznać spalanie biomasy w tym obszarze. Dodatkowo, wysoka korelacja $PM_{2.5}$ z SO_2 ($r = 0.95$) może wskazywać na transport regionalny zanieczyszczeń pyłowych, jako że ta frakcja PM jest transportowana na znacznie większe odległości niż PM_{10} .

Epizod 22 – 28 stycznia 2010

Podczas epizodu 3 zaobserwowano najsilniejszą – spośród analizowanych epizodów – korelację pomiędzy stężeniami PM_{10} i NO_2 ($r = 0.90 \div 0.997$) oraz PM_{10} i CO ($r = 0.97 \div 0.99$), wskazującą na największy wpływ transportu drogowego na stężenia pyłu podczas tego epizodu (Tabela 4.11).

Najwyższe współczynniki korelacji PM_{10} z NO_2 i CO odnotowano ponownie w Krakowie ($r = 0.99$), gdzie także $PM_{2.5}$ było silnie związane z tymi zanieczyszczeniami powietrza ($r = 0.98$), a także w Jeleniej Górze ($r = 0.996$ dla NO_2 ; $r = 0.99$ dla CO). Nieco niższą korelację zaobserwowano w Warszawie ($r = 0.96$ dla NO_2 ; $r = 0.97$ dla CO), natomiast nieco słabsza korelacja pomiędzy stężeniami PM_{10} i NO_2 wystąpiła w Zabrze ($r = 0.92$) i Szczecinie ($r = 0.90$).

W styczniu 2010 r. w Szczecinie i Warszawie zanotowano nieistotną korelację stężeń PM_{10} z SO_2 , odpowiednio $r = 0.66$, $p = 0.10$ oraz $r = 0.54$, $p = 0.21$. Również korelacje $PM_{2.5}$ z SO_2 w tych miastach okazały się stosunkowo niskie i nieistotne: $r = 0.64$, $p = 0.12$ w Szczecinie oraz $r = 0.18$, $p = 0.70$ w Warszawie. Uniemożliwia to określenie udziału w trakcie epizodu spalania węgla jako źródła LP w tych miastach. Najsilniejsza korelacja PM_{10} z SO_2 wystąpiła w Jeleniej Górze ($r = 0.998$), nieznacznie niższa w Krakowie ($r = 0.95$), najniższa zaś w Zabrze ($r = 0.81$), co pokazuje, że spalanie węgla w tych miastach mogło być drugim – po transporcie drogowym – lokalnym źródłem emisji pyłu podczas epizodu. W Diablej Górze korelacje stężeń PM_{10} zarówno z NO_2 ($r = -0.19$, $p = 0.68$), jak i z SO_2 ($r = -0.18$, $p = 0.71$) okazały się słabe i nieistotne, podobnie jak korelacje $PM_{2.5}$ z NO_2 ($r = -0.15$, $p = 0.75$) oraz $PM_{2.5}$ z SO_2 ($r = -0.09$, $p = 0.85$), co także i tym razem uniemożliwia wskazanie głównego źródła LP na tej stacji.

Tabela 4.11. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM₁₀ oraz PM_{2,5}, SO₂, NO₂ i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrze; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze podczas epizodu w dniach 22 – 28 stycznia 2010 r. Źródło: Opracowanie własne.

Table 4.11. Pearson's correlation coefficients between PM₁₀ and PM_{2,5}, SO₂, NO₂, CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during 22 – 28th January 2010. Source: Author's elaboration.

Miasto		SO ₂	NO ₂	CO	PM _{2,5}
Diabla Góra	PM ₁₀	-0.18	-0.19	-	0.98
	SO ₂	-	0.88	-	-0.09
	NO ₂	-	-	-	-0.15
Szczecin	PM ₁₀	0.66	0.90	-	0.994
	SO ₂	-	0.53	-	0.64
	NO ₂	-	-	-	0.86
Warszawa	PM ₁₀	0.54	0.96	0.97	0.84
	SO ₂	-	0.73	0.34	0.18
	NO ₂	-	-	0.89	0.70
	CO	-	-	-	0.87
Kraków	PM ₁₀	0.95	0.99	0.99	0.994
	SO ₂	-	0.96	0.94	0.92
	NO ₂	-	-	0.99	0.98
	CO	-	-	-	0.98
Zabrze	PM ₁₀	0.81	0.92	-	-
	SO ₂	-	0.93	-	-
Jelenia Góra	PM ₁₀	0.998	0.996	0.99	-
	SO ₂	-	0.996	0.98	-
	NO ₂	-	-	0.98	-

^{a)} korelacje istotne na poziomie $p > 0.05$ pogrubiono

Epizod 21 lutego – 6 marca 2011

Podczas epizodu 4 zaobserwowano silną korelację pomiędzy stężeniami PM₁₀ i NO₂ ($r = 0.90 \div 0.99$) oraz PM₁₀ i CO ($r = 0.87 \div 0.98$) w miastach Polski centralnej i południowej. W Szczecinie korelacja pomiędzy PM₁₀ i NO₂ okazała się słabsza, a współczynnik korelacji wynosił $r = 0.58$ (Tabela 4.12). Najsilniejszy związek pomiędzy stężeniami rozpatrywanych zanieczyszczeń powietrza znaleziono w Krakowie, gdzie współczynniki korelacji pomiędzy PM₁₀ i NO₂ oraz PM_{2,5} i NO₂ wynosiły odpowiednio $r = 0.99$ i $r = 0.96$, natomiast pomiędzy PM₁₀ i CO oraz PM_{2,5} i CO – odpowiednio $r = 0.96$ oraz $r = 0.93$. Przy jednocześnie występującej słabszej i nieistotnej korelacji pyłu z SO₂ ($r = 0.53$, $p = 0.054$ dla PM₁₀; $r = 0.50$, $p = 0.07$ dla PM_{2,5}) należy wskazać transport drogowy jako główne lokalne źródło

zanieczyszczenia powietrza. Silny związek pomiędzy stężeniami PM₁₀ oraz NO₂ i CO odnotowano w Zabrze ($r = 0.94$ dla NO₂; $r = 0.98$ dla CO), Jeleniej Górze ($r = 0.90$ dla NO₂; $r = 0.87$ dla CO) i Warszawie ($r = 0.90$ dla NO₂; $r = 0.97$ dla CO), co przy nieco niższych korelacjach pyłu z SO₂ w tych miastach ($r = 0.83$ w Zabrze; $r = 0.88$ w Jeleniej Górze; $r = 0.72$ w Warszawie), pozwala wskazać na transport drogowy jako istotne – ale nie jedyne – źródło LP w tych miastach.

Tabela 4.12. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM₁₀ oraz PM_{2,5}, SO₂, NO₂ i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrze; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze podczas epizodu w dniach 21 lutego – 6 marca 2011 r. Źródło: Opracowanie własne.

Table 4.12. Pearson's correlation coefficients between PM₁₀ and PM_{2,5}, SO₂, NO₂, CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during period of 21st February – 6th March 2011. Source: Author's elaboration.

Miasto		SO ₂	NO ₂	CO	PM _{2,5}
Diabla Góra	PM ₁₀	-	-	-	-
	SO ₂	-	0.36	-	-
Szczecin	PM ₁₀	0.39	0.58	-	0.99
	SO ₂	-	-0.38	-	0.46
	NO ₂	-	-	-	0.52
Warszawa	PM ₁₀	0.72	0.90	0.97	0.97
	SO ₂	-	0.65	0.62	0.68
	NO ₂	-	-	0.92	0.90
	CO	-	-	-	0.94
Kraków	PM ₁₀	0.53	0.99	0.96	0.98
	SO ₂	-	0.51	0.57	0.50
	NO ₂	-	-	0.95	0.96
	CO	-	-	-	0.93
Zabrze	PM ₁₀	0.83	0.94	0.98	-
	SO ₂	-	0.96	0.73	-
	NO ₂	-	-	0.87	-
Jelenia Góra	PM ₁₀	0.88	0.90	0.87	-
	SO ₂	-	0.79	0.64	-
	NO ₂	-	-	0.83	-

^{a)} korelacje istotne na poziomie $p > 0.05$ pogrubiono

W związku z brakiem pomiarów PM₁₀ podczas epizodu w 2011 r. niemożliwe było określenie rodzaju źródeł LP wpływających na stężenia pyłu w Diablej Górze w tym okresie.

W trakcie epizodu w lutym 2012 r. stężenia PM_{10} w analizowanych miastach były silnie – choć nieznacznie słabiej niż poprzednich latach – skorelowane z NO_2 ($r = 0.77 \div 0.93$) i z CO ($r = 0.87 \div 0.99$) (Tabela 4.13).

Tabela 4.13. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM_{10} oraz $PM_{2,5}$, SO_2 , NO_2 i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrzu; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze podczas epizodu w dniach 5 – 15 lutego 2012 r. Źródło: Opracowanie własne.

Table 4.13. Pearson's correlation coefficients between PM_{10} and $PM_{2,5}$, SO_2 , NO_2 , CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during period of 5 – 15th February 2012. Source: Author's elaboration.

Miasto		SO_2	NO_2	CO	$PM_{2,5}$
Diabla Góra	PM_{10}	-	-	-	-
	SO_2	-	0.03	-	0.70
	NO_2	-	-	-	0.27
Szczecin	PM_{10}	0.55	0.82	-	0.98
	SO_2	-	0.49	-	0.58
	NO_2	-	-	-	0.79
Warszawa	PM_{10}	0.58	0.77	0.97	-
	SO_2	-	0.53	0.45	-
	NO_2	-	-	0.75	-
Kraków	PM_{10}	0.76	0.78	0.99	0.999
	SO_2	-	0.91	0.78	0.76
	NO_2	-	-	0.80	0.77
Zabrze	CO	-	-	-	0.995
	PM_{10}	0.97	0.93	0.94	-
	SO_2	-	0.93	0.93	-
Jelenia Góra	NO_2	-	-	0.96	-
	PM_{10}	-	0.77	0.87	-
	SO_2	-	-	-	-
	NO_2	-	-	0.91	-

^{a)} korelacje istotne na poziomie $p > 0.05$ pogrubiono

Najsilniejszy związek pomiędzy stężeniami rozpatrywanych zanieczyszczeń powietrza znaleziono w Zabrzu, gdzie współczynniki korelacji pomiędzy PM_{10} a NO_2 i CO wynosiły odpowiednio $r = 0.93$ i $r = 0.94$, niższą korelację PM_{10} i NO_2 ($r = 0.82$) zanotowano natomiast w Szczecinie, gdzie także współczynnik korelacji pomiędzy $PM_{2,5}$ i NO_2 był na zbliżonym poziomie ($r = 0.79$). W pozostałych miastach stężenia PM_{10} były niewiele słabiej związane z

NO₂ oraz CO – współczynniki korelacji w Krakowie wynosiły $r = 0.78$ (NO₂) oraz $r = 0.99$ (CO), w Jeleniej Górze – $r = 0.77$ (NO₂) i $r = 0.87$ (CO), zaś w Warszawie – $r = 0.77$ (NO₂) i $r = 0.97$ (CO). Jednocześnie, w miastach Polski północnej i centralnej zaobserwowano nieistotną korelację pomiędzy pyłem i SO₂ ($r = 0.55$, $p = 0.08$ w Szczecinie; $r = 0.58$, $p = 0.08$ w Warszawie), co wskazuje na transport drogowy jako istotne źródło LP w tych miastach. W Krakowie współczynnik korelacji zarówno pomiędzy PM₁₀ i SO₂, jak i PM_{2.5} oraz SO₂ wynosił $r = 0.76$, natomiast w Zabrze stężenia PM₁₀ były jeszcze silniej skorelowane z SO₂ ($r = 0.97$), co z kolei pozwala na zidentyfikowanie spalania węgla – obok transportu drogowego – jako istotnych źródeł LP wpływających na poziomy PM₁₀ w tych miastach Polski południowej.

W związku z brakiem pomiarów PM₁₀ podczas epizodu w lutym 2012 r., podobnie jak w 2011 r., niemożliwe było określenie potencjalnych źródeł LP wpływających na stężenia pyłu na stacji w Diablej Górze.

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W pracy przeprowadzono szeroki, obejmujący ostatnie 60 lat, przegląd literatury dotyczącej pyłów atmosferycznych. Wynika z niego jednoznacznie, że pyłowe zanieczyszczenia powietrza są grupą bardzo niejednorodną, a poszczególne cząstki różnią się pomiędzy sobą – często bardzo znacząco – zarówno cechami fizycznymi: stanem skupienia, rozmiarem, powierzchnią, kształtem ziaren, jak i cechami mineralogicznymi oraz składem chemicznym. Jako grupa pyły mają najszersze, ze wszystkich zanieczyszczeń powietrza, spektrum oddziaływań – wpływają negatywnie na zdrowie ludzkie, roślinność i materiały, a także mają udział w globalnych zmianach klimatu i ograniczaniu widzialności. W aspekcie opracowanej w tej pracy metodyki identyfikacji przyczyn występowania epizodów wysokich stężeń pyłu, szczególnie ważny jest ich znaczący negatywny wpływ na zdrowie, dotyczący chorób układu oddechowego, sercowo-naczyniowego, mózgowo-naczyniowego, rozwoju płodu i noworodków, a według najnowszych badań – także chorób przewlekłych, takich jak cukrzyca. Ostatnie globalne zestawienie wiodących czynników ryzyka prowadzących do śmierci stawia zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego przez pyły aż na 6. miejscu, czemu odpowiada około 3 milionów zgonów rocznie (Lim i in., 2012).

W związku z powyższym, badania zjawiska epizodów pyłowych i identyfikacja źródeł pochodzenia poszczególnych składowych PM mają niezwykle istotne znaczenie poznawcze. Wykorzystywane w tym celu modelowanie receptorowe zdobywa coraz większą popularność na całym świecie (Belis i in., 2013; Johnson i in., 2011), jednakże techniki identyfikacji źródeł emisji pyłów nie są szeroko stosowane w Polsce, gdzie badania ograniczały się do tej pory jedynie do Aglomeracji Górnośląskiej (np. Rogula-Kozłowska i in., 2013) oraz Wrocławia (np. Sówka i in., 2012).

W 2011 r., w Zespole Ochrony Atmosfery PW opracowano autorską metodę identyfikacji źródeł ponadnormatywnych stężeń PM_{10} w Polsce, z rozróżnieniem źródeł dalekiego transportu (LRT), transportu regionalnego (RT) i źródeł lokalnych (LP) oraz zastosowano ją dla epizodów pyłowych, które wystąpiły w 5 miastach północnej, centralnej i południowej Polski w styczniu 2006 r. (Juda-Rezler K., Reizer M., Oudinet J.P., 2011. Determination and analysis of PM_{10} source apportionment during episodes of air pollution in Central Eastern European urban areas: The case of wintertime 2006. *Atmospheric Environment*, 45 (36), 6557–6566). W niniejszej rozprawie doktorskiej rozwinięto, dopracowano i zweryfikowano powyższą metodykę, poprzez zastosowanie jej do pięciu

poważnych epizodów pyłowych z lat 2006 – 2012. Identyfikacja źródeł tych epizodów została przeprowadzona dla tych samych miast, co w cytowanym artykule, tj. dla Szczecina, Warszawy, Krakowa, Zabrza i Jeleniej Góry, a także dla stacji tła krajowego zlokalizowanej w Diablej Górze w Puszczy Boreckiej na Pojezierzu Mazurskim. Zastosowana metodyka jest kombinacją różnych technik identyfikacji typów źródeł emisji pyłu: analizy statystycznej, modelowania receptorowego i modelowania trajektorii wstecznych mas powietrza, uzupełnioną o analizę sytuacji synoptycznej oraz lokalnych warunków meteorologicznych.

Zdefiniowano pojęcie epizodu pyłowego – jako sytuację ze średniodobowym stężeniem PM_{10} na stacji tła miejskiego powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (co stanowi dwukrotność obowiązującego w UE poziomu dopuszczalnego), przez co najmniej 3 dni z rzędu. Następnie utworzono katalog epizodów, występujących w analizowanych miastach w latach 2005 – 2012, obejmujący 77 takich zdarzeń. Klasyfikacja epizodów pod względem ich zasięgu przestrzennego wskazała, że 6 z nich miało zasięg globalny, 32 regionalny oraz 39 lokalny. Epizody sklasyfikowano również pod kątem ich siły – w analizowanym okresie 8 lat zanotowano 1 epizod najsilniejszego – IV stopnia, a także 10 epizodów III stopnia, 29 II stopnia oraz 37 stopnia I. Do dalszej analizy wybrano 5 przypadków, które wystąpiły w okresach: (1) 21 – 30 stycznia 2006 r.; (2) 7 – 16 stycznia 2009 r.; (3) 22 – 28 stycznia 2010 r.; (4) 21 lutego – 6 marca 2011 r. oraz (5) 5 – 15 lutego 2012 r. Epizod 2 był regionalnym epizodem II stopnia, natomiast pozostałe sklasyfikowano jako globalne epizody IV (epizod 1), III (3 i 5) oraz II stopnia (4).

Analiza sytuacji synoptycznej w Europie oraz lokalnych warunków meteorologicznych panujących w trakcie epizodów pokazała, iż na stężenia pyłu PM_{10} wpływały w różnym stopniu zarówno transport zanieczyszczeń z dalekich odległości, jak i emisja zanieczyszczeń pyłowych z regionalnych oraz lokalnych źródeł. Wyniki tej analizy potwierdziły także w pełni postawioną w pracy **tezę numer jeden**, wskazując, że występowanie wszystkich globalnych epizodów pyłowych związane było głównie z zalegającymi nad obszarem Polski silnymi wyżami syberyjskimi, przynoszącymi znaczny spadek temperatury powietrza, prowadzący do zwiększonego zapotrzebowania na ciepło, i związanej z nim zwiększonej emisji zanieczyszczeń powietrza. Na regionalny epizod ze stycznia 2009 r. wpływały natomiast inne układy baryczne – układ połączonych ośrodków wyżowych zlokalizowanych na południe od Polski. Dodatkowo, lokalne warunki meteorologiczne obserwowane w czasie wszystkich analizowanych epizodów pyłowych charakteryzowały się – oprócz wysokiego ciśnienia atmosferycznego i niskich temperatur powietrza – niskimi prędkościami wiatru oraz

występowaniem inwersji. Charakterystyka porównawcza analizowanych przypadków przedstawiona jest w Tabeli 5.1.

Tabela 5.1. Charakterystyka sytuacji synoptycznej, lokalnych warunków meteorologicznych oraz źródeł emisji w trakcie analizowanych epizodów pyłowych z lat 2006 – 2012. Źródło: Opracowanie własne.

Table 5.1. Characteristic of synoptic situation, local meteorological conditions and emission sources during analyzed PM episodes from the 2006 – 2012 period. Source: Author's elaboration.

L.p.	Data	Sytuacja synoptyczna	Lokalne warunki meteorologiczne	Typ inwersji	Dominujący rodzaj źródeł PM ₁₀
1	21-30.01. 2006	Stacjonarny, silny wyż syberyjski Claus z klinem nad Europą środkową, gdzie uformował się odrębny ośrodek (1 053 hPa).	Bardzo niskie temperatury powietrza (20.01 poniżej -20 °C, w następnych dniach ok. -15 °C). Maksimum ciśnienia odnotowano 23.01. Wiatr słaby, początkowo ze wschodu, następnie zmiana na kierunki zachodnie. 26 – 28.01 warunki niemal bezwietrzne.	Inwersja osiadania w całej Polsce – początkowo podniesiona na wys. kilkuset metrów, później przyziemna.	Transport z dalekich odległości (Rosja) w pierwszych dniach epizodu, transport regionalny i źródła lokalne w kolejnych dniach.
2	07-16.01. 2009	Układ połączonych ośrodków wyżowych na południe od Polski (do 1 040 hPa). Stacjonarny wyż Beeke.	Temperatury ujemne w granicach -5 °C, -10 °C. Spadek temperatury w dn. 12 – 14.01 na południu Polski, tam także niewielkie prędkości wiatru rzędu 1 m/s. Wiatr głównie południowo zachodni. Ciśnienie maksymalne 11.01.	Początkowo inwersja radiacyjna w środkowej i południowej Polsce, od 10.01 inwersja osiadania – podniesiona na północy (dolna granica na wys. 1 000 m) i silna, przyziemna na południu kraju.	Początkowo źródła lokalne, następnie także transport regionalny i z większych odległości.
3	22-28.01. 2010	Stacjonarny, silny wyż syberyjski Dirk, blokujący cyrkulację strefową.	Niskie temperatury zwłaszcza w dniach 23 – 26.01 (-15 °C i poniżej). Ciśnienie stabilne, powoli wzrastające do ok. 1 040 hPa, a od 26.01 bardzo gwałtowny spadek. Wiatr słaby, poniżej 5 m/s, w Zabrzu poniżej 2 m/s, początkowo z E/SE, w ostatnich dniach skręcający na SW/W.	Inwersja osiadania w Polsce centralnej i południowej, w ciągu dnia podniesiona, nocą 26. i 27.01 przyziemna. W Polsce północnej inwersja radiacyjna, znacznie słabnąca w ciągu dnia.	Transport z dalekich odległości, a także regionalne i lokalne źródła emisji.

Tabela 5.1. Ciąg dalszy.

Table 5.1. Continued.

L.p.	Data	Sytuacja synoptyczna	Lokalne warunki meteorologiczne	Typ inwersji	Dominujący rodzaj źródeł PM ₁₀
4	21.02-06.03.2011	Wyż syberyjski Heike z klinem daleko wysuniętym na zachód, następnie wyż Isabelle w obrębie klina Heike.	Na początku epizodu temperatury na poziomie -10 °C, następnie systematyczny wzrost do ok. 0 °C 3.03. Dwa piki ciśnienia: 24 – 25.02 (1 035 hPa, Heike) i 2.03 (1 040 hPa, Isabelle). Wiatr przez większość epizodu w granicach 3 – 4 m/s z kierunków od NE do SE, 4.03 cisza, następnie zmiana na SW do NW.	Do 26.02 dominująca inwersja radiacyjna, następnie inwersja osiadania, podniesiona na wysokość 500 – 1 000 m, od 2.03 ponownie inwersja radiacyjna, zanikająca w ciągu dnia.	Południowa Polska: transport z dalekich odległości (Ukraina) oraz źródła regionalne i lokalne. Polska centralna i północna: źródła lokalne i transport regionalny.
5	05-15.02.2012	Wyż syberyjski Dieter połączony wałem z kolejnymi ośrodkami wysokiego ciśnienia aż po Wielką Brytanię.	Temperatury w granicach -10 °C do -15 °C, spadki 11.02. Ciśnienie wysokie do 10.02 (maksimum około 1 040 hPa), następnie szybki spadek. Do 12.02 wiatr z północnego wschodu, w kolejnych dniach z południowego zachodu. Prędkości wiatru do 3 m/s, 12.02 – 1 m/s i poniżej.	Inwersja osiadania, przeważnie podniesiona na wysokość 600 – 1 000 m, przyziemna w trakcie nocy 10 – 12.02. Zanik inwersji 13.02.	W Polsce południowej i centralnej transport z dalekich odległości (Białoruś, Litwa, Rosja), w północnej transport regionalny i emisje lokalne

Wyznaczony przebieg trajektorii wstecznych mas powietrza pozwolił na wskazanie obszarów źródłowych tych mas. Transport zanieczyszczeń z dalekich odległości następował wzdłuż obrzeży układów wyżowych, głównie z obszarów Rosji, Ukrainy, Białorusi czy Litwy (Tabela 5.1), natomiast transport regionalny charakteryzowało zazwyczaj przemieszczanie się mas powietrza nad obszarem Polski z kierunku południowego i południowo-wschodniego. Pokazano także, że w trakcie wszystkich analizowanych epizodów stacje tła miejskiego i regionalnego dla danego miasta były pod wpływem tych samych mas powietrza, co uprawniało do przeprowadzenia dalszych analiz.

W pierwszym etapie modelowania receptorowego zastosowano podejście Lenschow'a. Wyniki świadczą o dominującym wpływie źródeł RT w miastach Polski północnej i centralnej. W Krakowie i Zabrzu w czasie epizodów 2 i 3 odnotowano udział lokalnych i regionalnych źródeł emisji na zbliżonym poziomie, z kolei podczas epizodu 1 w Krakowie oraz 1, 4 i 5 w Zabrzu dominowały źródła lokalne. Analiza ta wskazała na zdecydowanie największy wpływ na stężenia PM₁₀ lokalnych źródeł emisji w Jeleniej Górze, a także na

transport drogowy jako główne źródło LP w Krakowie w trakcie wszystkich epizodów. Za jej pomocą stwierdzono również występowanie bardzo stabilnych warunków meteorologicznych utrudniających rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza podczas epizodu w 2006 r., a także mniej stabilnych warunków podczas pozostałych epizodów.

Drugi etap modelowania receptorowego stanowiła analiza składowych głównych, przeprowadzona dla stężeń PM_{10} i jego składników rejestrowanych na stacji tła krajowego w Diablej Górze. W porównaniu z oryginalną metodyką zaproponowaną przez Judę-Rezler i in. (2011) została ona rozszerzona o wielowymiarową analizę regresji MLRA. Jako marker źródeł LRT uznano, zgodnie z aktualnym stanem wiedzy, wtórne jony nieorganiczne (SIA). Natomiast Cr – niekiedy występujący wspólnie z Ni lub Cu – zidentyfikowano jako marker lokalnej emisji komunalno-bytowej, z kolei As – wspólnie z Cd, Pb i Zn – jako marker emisji przemysłowej związanej z regionalnym transportem zanieczyszczeń powietrza. Średni udział źródeł LRT w okresie epizodów wahał się od 36% do ponad 55%, zaś źródeł RT od 6% do nawet 40%. Największy udział źródeł RT zanotowano podczas epizodu w 2010 r., natomiast źródła LRT miały największy udział w roku 2006. W czasie wszystkich analizowanych epizodów udział lokalnych źródeł emisji w stężeniach PM_{10} na stacji tła krajowego wynosił około 16%. W związku z brakiem pomiarów PM_{10} na tej stacji podczas epizodów w latach 2011 – 2012, nie było możliwe przeprowadzenie analizy składowych głównych dla tych przypadków.

W celu potwierdzenia wyników analizy PCA-MLRA zbadano współprzebiegi stężeń PM_{10} oraz sumy jonów SIA w trakcie epizodów, co również wskazało na transport zanieczyszczeń powietrza z dalekich odległości jako znaczące źródło stężeń PM_{10} na stacji tła krajowego. Także wygenerowane dla tej stacji róże stężeń PM_{10} , 7 metali śladowych oraz sumy jonów SIA potwierdziły wyniki analizy PCA-MLRA. Okazało się, że w trakcie analizowanych epizodów róże stężeń Cr (wraz z Ni w 2006 r. oraz Cu w 2009 r.), a także jonów SIA przyjmują zupełnie inny kształt niż róże stężeń PM_{10} i pozostałych metali śladowych – As, Cd, Pb, Zn, co wskazało, że wybrane związki są dobrymi markerami dla źródeł LRT, RT i LP, potwierdzając postawioną w pracy **tezę numer trzy**.

Analiza przebiegu stężeń PM_{10} zmierzonych podczas poszczególnych epizodów na stacji miejskiej i odpowiadającej jej stacji tła regionalnego potwierdziła, iż w Jeleniej Górze w trakcie wszystkich 5 epizodów największy wpływ na stężenia pyłu miały lokalne źródła emisji. W pozostałych miastach w całym przebiegu epizodów uwidaczniał się natomiast wpływ regionalnego transportu zanieczyszczeń pyłowych, zaś w dniach, kiedy obserwowano najwyższe stężenia PM_{10} , dominujący udział miały lokalne źródła emisji.

Analiza korelacji stężeń PM_{10} z zanieczyszczeniami gazowymi w trakcie epizodów ($r = 0.77 \div 0.96$ dla NO_2 oraz $r = 0.94 \div 0.98$ dla CO) pokazała, że w Warszawie, dla wszystkich okresów, transport drogowy był głównym źródłem LP. Bardzo wysoka korelacja PM_{10} z SO_2 w Jeleniej Górze ($r = 0.81 \div 0.998$) świadczy, iż spalanie węgla w sektorze komunalno-bytowym jest głównym lokalnym źródłem pyłu w tym mieście w czasie wszystkich epizodów. W pozostałych miastach Polski południowej – Krakowie i Zabrzu – wysokie korelacje PM_{10} zarówno z NO_2 i CO ($r = 0.82 \div 0.99$ dla NO_2 oraz $r = 0.88 \div 0.996$ dla CO), jak i SO_2 ($r = 0.76 \div 0.97$), wskazały jednocześnie na transport drogowy i spalanie węgla jako główne źródła LP w tych miastach.

Przeprowadzone w pracy badania dowodzą, że – pomimo braku w Polsce pomiarów umożliwiających tradycyjne modelowanie receptorowe – zaproponowana metodyka może służyć identyfikacji typów źródeł emisji zanieczyszczeń w trakcie epizodów pyłowych, występujących w różnych miastach Polski i dla różnych uwarunkowań meteorologiczno-emisyjnych. A zatem potwierdzona została postawiona w pracy **teza numer dwa**.

Uzyskane w rozprawie wyniki i ich dyskusja pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków końcowych:

1. Globalne epizody pyłowe, obejmujące większość miast w Polsce, są związane z występowaniem nad obszarem kraju wyżu syberyjskiego, przynoszącego warunki znacznie utrudniające rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza, podczas gdy epizody regionalne mogą być związane z innymi układami wysokiego ciśnienia (np. wyż z centrum nad Węgrami).
2. W trakcie globalnego epizodu pyłowego, który wystąpił w dniach 21 – 30 stycznia 2006 r., zaobserwowano najwyższe stężenia pyłu PM_{10} notowane w Polsce w historii obserwacji. Dobowe stężenia PM_{10} rejestrowane w trakcie tego epizodu przekraczały poziom dopuszczalny nawet 15-krotnie, a 1-godzinne poziomy tego zanieczyszczenia dochodziły do $1\ 000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. We wszystkich analizowanych miastach panowały stabilne warunki meteorologiczne, w znacznym stopniu utrudniające rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza (współczynniki TRAF/UB bliskie 1). W pozostałych latach stężenia PM_{10} rejestrowane na obu typach stacji pomiarowych wykazywały mniejszą homogeniczność, wskazując na mniej stabilne warunki meteorologiczne.
3. Podczas globalnych epizodów pyłowych transport z dalekich odległości sprowadza do Polski zanieczyszczenia powietrza z obszarów Rosji, Białorusi i Ukrainy. Ponadto, w miastach Polski północnej i centralnej na występowanie wysokich stężeń PM_{10}

dominujący wpływ ma zazwyczaj regionalny – z obszarów Polski południowej – transport zanieczyszczeń powietrza, natomiast w Krakowie, Zabrzu i Jeleniej Górze głównym źródłem są lokalne źródła emisji.

4. W okresie styczeń – marzec średni udział regionalnego transportu zanieczyszczeń powietrza oszacowany za pomocą analizy PCA-MLRA wynosił 32% w 2006 r., 14% w 2009 r. oraz 25% w 2010 r. W czasie epizodów udział tego transportu wzrasta – odpowiednio do 38.5%, 36% i ponad 55%. Najwyższy udział regionalnego transportu zanieczyszczeń powietrza podczas globalnych epizodów pyłowych występuje w dniach, kiedy obserwowane są maksymalne stężenia PM_{10} . Oszacowane udziały regionalnych źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza wynosiły w tych dniach około 70% w 2006 r., ponad 80% w 2009 r. oraz ponad 70% w 2010 r.
5. Największy wpływ lokalnych źródeł emisji na wielkość stężeń PM_{10} obserwowany jest w Jeleniej Górze, będącej jedynym miastem, w którym w czasie wszystkich analizowanych epizodów współczynniki REG/UB nie przekraczały 0.25.
6. Wtórne jony nieorganiczne (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+) są dobrym markerem do identyfikacji transportu zanieczyszczeń powietrza z dalekich odległości, Cr – lokalnej emisji ze źródeł komunalno-bytowych, natomiast As – regionalnego transportu zanieczyszczeń ze źródeł przemysłowych.

Wyniki niniejszej pracy, poza znaczeniem poznawczym, mogą także znaleźć zastosowanie w praktyce zarządzania jakością powietrza, zwłaszcza przy tworzeniu i rozwijaniu smogowych systemów alarmowych. Analizowane epizody pyłowe, obejmujące obszar całego kraju, związane były zawsze z silnymi wyżami syberyjskimi, a maksymalne stężenia PM_{10} występowały zazwyczaj 2 – 3 dni po wystąpieniu maksymalnych wartości ciśnienia atmosferycznego oraz minimalnych wartości temperatury powietrza. Wydaje się, że pogłębienie analiz w tym kierunku pozwoli w przyszłości na podjęcie działań zapobiegawczych – w okresach poprzedzających epizody – zwłaszcza w odniesieniu do lokalnych źródeł emisji, w tym przede wszystkim transportu drogowego. Z kolei, w dłuższej perspektywie czasowej, identyfikacja typów lokalnych źródeł emisji, które odpowiadają w głównej mierze za wysokie stężenia pyłów w analizowanych miastach, powinno znaleźć zastosowanie w tworzonych programach ochrony powietrza.

Ponadto, wyniki pracy pokazały, że analiza PCA-MLRA może być przydatnym narzędziem do wskazania źródeł emisji pyłów odpowiedzialnych za przekroczenia poziomów dopuszczalnych tego zanieczyszczenia, czego wymaga Dyrektywa 2008/50/WE w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy.

Podziękowania

Składam serdeczne podziękowania:

Mgr inż. Magdalenie Fortunie z Zakładu Ekologistyki Politechniki Wrocławskiej oraz **dr Piotrowi Oskarowi Czechowskiemu** z Katedry Systemów Informacyjnych Akademii Morskiej w Gdyni za poszerzenie horyzontów w analizie PCA-MLRA;

Mgr inż. Krzysztofowi Skotakowi z Instytutu Ochrony Środowiska – PIB za przybliżenie świata monitoringu jakości powietrza;

Profesorowi Józefowi Pastuszce z Politechniki Śląskiej za udostępnienie danych pomiarowych stężeń zanieczyszczeń powietrza, uzyskanych w ramach kampanii pomiarowej w Zabrze.

Część badań została zrealizowana w ramach projektu badawczego Narodowego Centrum Nauki, **OPUS-2** nr UMO-2011/03/B/ST10/04624.

Dane pomiarowe ze stacji Diabla Góra, uzyskane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, zostały udostępnione dzięki uprzejmości Instytutu Ochrony Środowiska – PIB.

Amerykańskiej Narodowej Służbie Oceanicznej i Meteorologicznej – NOAA ARL dziękuję za możliwość wykorzystania w niniejszej pracy modelu transportu i dyspersji HYSPLIT, udostępnionego na stronie internetowej <http://www.arl.noaa.gov/ready.php>.

Literatura

- Aarnio P., Martikainen J., Hussein T., Valkama I., i inni, 2008. Analysis and evaluation of selected PM₁₀ pollution episodes in the Helsinki Metropolitan Area in 2002. *Atmospheric Environment*, 42 (17), 3992–4005.
- Abdalmogith S.S., Harrison R.M., 2005. The use of trajectory cluster analysis to examine the long-range transport of secondary inorganic aerosol in the UK. *Atmospheric Environment*, 39 (35), 6686–6695.
- Abu-Allaban M., Lowenthal D.H., Gertler A.W., Labib M., 2007a. Sources of PM₁₀ and PM_{2.5} in Cairo's ambient air. *Environmental Monitoring & Assessment*, 133 (1–3), 417–425.
- Abu-Allaban M., Gillies J.A., Gertler A.W., Clayton R., Proffitt D., 2007. Motor vehicle contributions to ambient PM₁₀ and PM_{2.5} at selected urban areas in the USA. *Environmental Monitoring & Assessment*, 132, (1–3), 155–163.
- Aiken A.C., Salcedo D., Cubison M.J., Huffman J.A., i inni, 2009. Mexico City aerosol analysis during MILAGRO using high resolution aerosol mass spectrometry at the urban supersite (T0) – Part 1: Fine particle composition and organic source apportionment. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9 (17), 6633–6653.
- AIRPARIF, 2012. Source apportionment of airborne particles in Ile-de-France: Final Report. AIRPARIF, Paris 2012.
- Aktualizacja..., 2012. Aktualizacja założeń do planu zaopatrzenia w ciepło, energię elektryczną i paliwa gazowe na obszarze miasta Zabrze – Projekt. Biuro Studiów, Projektów i Realizacji ENERGOPROJEKT-KATOWICE S.A. na zlecenie miasta Zabrze, Katowice 2012.
- Aktualizacja..., 2009. Aktualizacja założeń do planu zaopatrzenia Gminy Miejskiej Kraków w ciepło, energię elektryczną i paliwa gazowe. Projektowanie Systemów Grzewczych inż. Andrzej Łążecki na zlecenie Gminy Miejskiej Kraków, Kraków 2009.
- Aldabe J., Elustondo D., Santamaría C., Lasheras E., i inni, 2011. Chemical characterisation and source apportionment of PM_{2.5} and PM₁₀ at rural, urban and traffic sites in Navarra (North of Spain). *Atmospheric Research*, 102 (1–2), 191–205.
- Allan J.D., Williams P.I., Morgan W.T., Martin C.L., i inni, 2010. Contributions from transport, solid fuel burning and cooking to primary organic aerosols in two UK cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10 (2), 647–668.
- Alleman L.Y., Lamaison L., Perdrix E., Robache A., Galloo J.-C., 2010. PM₁₀ metal concentrations and source identification using positive matrix factorization and wind sectoring in a French industrial zone. *Atmospheric Research*, 96 (4), 612–625.
- Almeida S.M., Pio C.A., Freitas M.C., Reis M.A., Trancoso M.A., 2005. Source apportionment of fine and coarse particulate matter in a sub-urban area at the Western European Coast. *Atmospheric Environment*, 39 (17), 3127–3138.
- Amato F., Pandolfi M., Moreno T., Furger M., i inni, 2011. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. *Atmospheric Environment*, 45 (37), 6777–6787.
- Amodio M., Andriani E., Cafagna I., Caselli M., i inni, 2010. A statistical investigation about sources of PM in South Italy. *Atmospheric Research*, 98 (2–4), 207–218.
- Amodio M., Bruno P., Caselli M., de Gennaro G., i inni, 2008. Chemical characterization of fine particulate matter during peak PM₁₀ episodes in Apulia (South Italy). *Atmospheric Research*, 90 (2–4), 313–325.
- Anderson J.O., Thundiyil J.G., Stolbach A., 2012. Clearing the air: A review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *Journal of Medical Toxicology*, 8 (2), 166–175.
- Anderson H.R., 1999. Health effects of air pollution episodes. W: *Air pollution and health*, pod redakcją: S.T. Holgate, J.M. Samet, H.S. Koren & R.L. Maynard, Academic Press, London 1999, 461–482.
- Andreae M.O., Rosenfeld D., 2008. Aerosol–cloud–precipitation interactions. Part 1. The nature and sources of cloud-active aerosols. *Earth-Science Reviews*, 89 (1–2), 13–41.
- Andriani E., Caselli M., de Gennaro G., Giove A., Tortorella C., 2011. Synergistic use of several receptor models (CMB, APCS and PMF) to interpret air quality data. *Environmetrics*, 22 (6), 789–797.

- Atkinson R., 2000. Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x. *Atmospheric Environment*, 34 (12–14), 2063–2101.
- Ayrault S., Senhou A., Moskura M., Gaudry A., 2010. Atmospheric trace element concentrations in total suspended particles near Paris, France. *Atmospheric Environment*, 44 (30), 3700–3707.
- Ballester F., Medina S., Boldo E., Goodman P., i inni, 2008. Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 62 (2), 98–105.
- Bari M.A., Baumbach G., Sarachage-Ruiz L., Kleanthous S., 2009. Identification of PM₁₀ sources in a Mediterranean Island. *Water, Air & Soil Pollution: Focus*, 9 (1–2), 39–53.
- Beelen R., Hoek G., van den Brandt P.A., Goldbohm R.A., i inni, 2008. Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR Study). *Environmental Health Perspectives*, 116 (2), 196–202.
- Begum B.A., Biswas S.K., Hopke P.K., 2006. Temporal variations and spatial distribution of ambient PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations in Dhaka, Bangladesh. *Science of the Total Environment*, 358 (1–3), 36–45.
- Belis C.A., Karagulian F., Larsen B.R., Hopke P.K., 2013. Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe. *Atmospheric Environment*, 69, 94–108.
- Bell M.L., Davis D.L., 2001. Reassessment of the lethal London fog of 1952: Novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. *Environmental Health Perspectives*, 109 (Suppl. 3), 389–394.
- Bencs L., Ravindra K., de Hoog J., Spolnik Z., i inni, 2010. Appraisal of measurement methods, chemical composition and sources of fine atmospheric particles over six different areas of Northern Belgium. *Environmental Pollution*, 158 (11), 3421–3430.
- Berndt T., Böge O., Stratmann F., Heintzenberg J., Kulmala M., 2005. Rapid Formation of Sulfuric Acid Particles at Near-Atmospheric Conditions. *Science*, 307 (5710), 698–700.
- Bessagnet G.B., Hodzic A., Blanchard O., Lattuati M., i inni, 2005. Origin of particulate matter pollution episodes in wintertime over the Paris Basin. *Atmospheric Environment*, 39 (33), 6159–6174.
- Beuck H., Quass U., Klemm O., Kuhlbusch T.A.J., 2011. Assessment of sea salt and mineral dust contributions to PM₁₀ in NW Germany using tracer models and positive matrix factorization. *Atmospheric Environment*, 45 (32), 5813–5821.
- Bi X., Feng Y., Wu J., Wang Y., Zhu T., 2007. Source apportionment of PM₁₀ in six cities of northern China. *Atmospheric Environment*, 41 (5), 903–912.
- Boldo E., Medina S., LeTertre A., Hurley F., i inni, 2006. APHEIS: Health impact assessment of long-term exposure to PM_{2.5} in 23 European cities. *Environmental Epidemiology*, 21 (6), 449–458.
- Braga C.F., Teixeira E.C., Meira L., Wiegand L., i inni, 2005. Elemental composition of PM₁₀ and PM_{2.5} in urban environment in South Brazil. *Atmospheric Environment*, 39 (10), 1801–1815.
- Brandt C., van Eldik R., 1995. Transition Metal-Catalyzed Oxidation of Sulfur(IV) Oxides. Atmospheric-Relevant Processes and Mechanisms. *Chemical Reviews*, 95 (1), 119–190.
- Brimblecombe P., 1987. *The Big Smoke*. Methuen, London 1987.
- Brook R.D., Franlin B., Cascio W., Hong Y., i inni, 2004. Air pollution and cardiovascular disease. *Circulation*, 109 (21), 2655–2671.
- Brown S.S., Ryerson T.B., Wollny A.G., Brock C.A., i inni, 2006. Variability in nocturnal nitrogen oxide processing and its role in regional air quality. *Science*, 311 (5757), 67–70.
- Bruinen de Bruin Y., Koistinen K., Yli-Tuomi T., Kephelopoulos S., Jantunen M., 2006. A review of source apportionment techniques and marker substances available for identification of personal exposure, indoor and outdoor sources of chemicals. Raport EUR 22349 EN, European Commission Joint Research Centre, Ispra 2006.
- Brunekreef B., Forsberg B., 2005. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *European Respiratory Journal*, 26 (2), 309–318.

- Brunekreef B., Holgate S.T., 2002. Air pollution and health. *The Lancet*, 360 (9341), 1233–1242.
- Brunekreef, B., Dockery D.W., Krzyzanowski M., 1995. Epidemiologic studies on short-term effects of low levels of major ambient air pollution components. *Environmental Health Perspectives*, 103 (Supplement 2), 3–13.
- Cakmak S., Dales R.E., Vida C.B., 2009. Components of particulate air pollution and mortality in Chile. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 15 (2), 152–158.
- Callén M.S., López J.M., Mastral A.M., 2013. Influence of organic and inorganic markers in the source apportionment of airborne PM₁₀ in Zaragoza (Spain) by two receptor models. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (5), 3240–3251.
- Capaldo K., Corbett J.J., Kasibhatla P., Fischbeck P., Pandis S.N., 1999. Effects of ship emissions on sulphur cycling and radiative climate forcing over the ocean. *Nature*, 400 (6746), 743–746.
- Chavent M., Guegan H., Kuentz V., Patouille B., Saracco J., 2009. PCA- and PMF-based methodology for air pollution sources identification and apportionment. *Environmetrics*, 20 (8), 928–942.
- Chiou P., Tang W., Lin C.-L., Chu H.-W., Ho T.C., 2009. Atmospheric aerosol over a southeastern region of Texas: Chemical composition and possible sources. *Environmental Modeling & Assessment*, 14 (5), 333–350.
- Chow J.C., Watson J.G., 2002. Review of PM_{2.5} and PM₁₀ apportionment for fossil fuel combustion and other sources by the Chemical Mass Balance receptor model. *Energy & Fuels*, 16 (2), 222–260.
- Chu S.-H., 2004. PM_{2.5} episodes as observed in the speciation trends network. *Atmospheric Environment*, 38 (31), 5237–5246.
- Ciocco A., Thompson D.J., 1961. A follow-up of Donora ten years after: Methodology and findings. *American Journal of Public Health and the Nations Health*, 51 (2), 155–164.
- Clancy L., Goodman P., Sinclair H., Dockery D.W., 2002. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *The Lancet*, 360 (9341), 1210–1214.
- Colbeck I., Lazaridis M., 2010. Aerosols and environmental pollution. *Naturwissenschaften*, 97 (2), 117–131.
- Crouse D.L., Peters P.A., van Donkelaar A., Goldberg M.S., i inni, 2012. Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study. *Environmental Health Perspectives*, 120 (5), 708–714.
- Docherty K.S., Aiken A.C., Huffman J.A., Ulbrich I.M., i inni, 2011. The 2005 Study of Organic Aerosols at Riverside (SOAR-1): instrumental intercomparisons and fine particle composition. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11 (23), 12387–12420.
- Dockery D.W., Pope C.A.III, Xu X., Spengler J.D., i inni, 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England Journal of Medicine*, 329 (24), 1753–1759.
- Doğan G., Gülü G., Tuncel G., 2008. Sources and source regions effecting the aerosol composition of the Eastern Mediterranean. *Microchemical Journal*, 88 (2), 142–149.
- Dongarra G., Manno E., Varrica D., Lombardo M., Vultaggio M., 2010. Study on ambient concentrations of PM₁₀, PM_{10-2.5}, PM_{2.5} and gaseous pollutants. Trace elements and chemical speciation of atmospheric particulates. *Atmospheric Environment*, 44 (39), 5244–5257.
- Dordević D., Mihajlić-Zelić A., Relić D., 2005. Differentiation of the contribution of local resuspension from that of regional and remote sources on trace elements content in the atmospheric aerosol in the Mediterranean area. *Atmospheric Environment*, 39 (34), 6271–6281.
- Draxler R.R., Rolph G.D., 2013. HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website. NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring. Dostępny on-line <http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>.
- Dunn M.J., Jiménez J.-L., Baumgardner D., Castro T., i inni, 2004. Measurements of Mexico City nanoparticle size distributions: Observations of new particle formation and growth. *Geophysical Research Letters*, 31, L10102.
- Duplissy J., DeCarlo P.F., Dommen J., Alfarra M.R., i inni, 2011. Relating hygroscopicity and composition of organic aerosol particulate matter. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11 (3), 1155–1165.

- Durant A.J., Bonadonna C., Horwell C.J., 2010. Atmospheric and environmental impacts of volcanic particulates. *Elements*, 6 (4), 235–240.
- Dvorská A., Lammel G., Holoubek I., 2009. Recent trends of persistent organic pollutants in air in central Europe - Air monitoring in combination with air mass trajectory statistics as a tool to study the effectivity of regional chemical policy. *Atmospheric Environment*, 43 (6), 1280–1287.
- EC, 2011a. Commission Staff Working Paper establishing guidelines for demonstration and subtraction of exceedances attributable to natural sources under the Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe.
- EC, 2011b. Commission Staff Working Paper establishing guidelines for determination of contributions from the re-suspension of particulates following winter sanding or salting of roads under the Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe.
- EC, 2010. Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods. Report by an EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence.
- EC, 2008. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy.
- EC, 2004. Dyrektywa 2004/107/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 grudnia 2004 r. w sprawie arsenu, kadmu, rtęci, niklu i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w otaczającym powietrzu.
- EEA, 2012a. Air quality in Europe – 2012 report. Raport 4/2012. European Environmental Agency, Copenhagen 2012.
- EEA, 2012b. European Union emission inventory report 1990–2010 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). Raport 8/2012. European Environmental Agency, Copenhagen 2012.
- Elsom D.M., 1992. *Atmospheric pollution: A global problem*, 2nd edition. Basil Blackwell, Oxford 1992.
- Engelbrecht J.P., Derbyshire E., 2010. Airborne mineral dust. *Elements*, 6 (4), 241–246.
- Engelbrecht J.P., Swanepoel L., Chow J.C., Watson J.G., Egami R.T., 2002. The comparison of source contributions from residential coal and low-smoke fuels, using CMB modeling, in South Africa. *Environmental Science & Policy*, 5 (2), 157–167.
- Engel-Cox J.A., Weber S.A., 2007. Compilation and assessment of recent Positive Matrix Factorization and UNMIX receptor model studies on fine particulate matter source apportionment for the Eastern United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 57 (11), 1307–1316.
- Fabretti J.-F., Sauret N., Gal J.-F., Maria P.-C., Schärer U., 2009. Elemental characterization and source identification of PM_{2.5} using Positive Matrix Factorization: The Malraux road tunnel, Nice, France. *Atmospheric Research*, 94 (2), 320–329.
- Falkowska L., Lewandowska A., 2009. *Aerozole i gazy w atmosferze ziemskiej – zmiany globalne*. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk 2009.
- Fang G.-C., Wu Y.-S., Lee J.-F., Chang C.-C., 2008. Characteristics and source identification study of ambient suspended particulates and ionic pollutants in an area abutting a highway. *Powder Technology*, 185 (3), 223–230.
- Fernández-Camacho R., Rodríguez S., de la Rosa J., Sánchez de la Campa A.M., i inni, 2012. Ultrafine particle and fine trace metal (As, Cd, Cu, Pb and Zn) pollution episodes induced by industrial emissions in Huelva, SW Spain. *Atmospheric Environment*, 61, 507–517.
- Filleul L., Rondeau V., Vandentorren S., Le Moual N., i inni, 2005. Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occupational & Environmental Medicine*, 62 (7), 453–460.
- Firker J., 1936. Fog along the Meuse Valley. *Transactions of the Faraday Society*, 32, 1192–1196.
- Furusjö E., Sternbeck J., Cousins A.P., 2007. PM₁₀ source characterization at urban and highway roadside locations. *Science of the Total Environment*, 387 (1–3), 206–219.
- Gao J., Wang T., Zhou X., Wu W., Wang W., 2009. Measurement of aerosol number size distributions in the Yangtze River delta in China: Formation and growth of particles under polluted conditions. *Atmospheric Environment*, 43 (4), 829–836.

- Gao X., Yu Q., Chen L.-M., 2005. Health effects of airborne particulate matter trace elements. *Biomedical and Environmental Sciences*, 18 (5), 349–355.
- Gao Y., Nelson E.D., Field M.P., Ding Q., i inni, 2002. Characterization of atmospheric trace elements on PM_{2.5} particulate matter over the New York–New Jersey harbor estuary. *Atmospheric Environment*, 36 (6), 1077–1086.
- Gianini M.F.D., Gehrig R., Fischer A., Ulrich A., Wichser A., Hueglin C., 2012. Chemical composition of PM₁₀ in Switzerland: An analysis for 2008/2009 and changes since 1998/1999. *Atmospheric Environment*, 54, 97–106.
- Gierè R., Querol X., 2010. Solid particulate matter in the atmosphere. *Elements*, 6 (4), 215–222.
- Gietl J.K., Klemm O., 2009. Source identification of size-segregated aerosol in Munster, Germany, by Factor Analysis. *Aerosol Science and Technology*, 43 (8), 828–83.
- GIOŚ, 2012a. Informacja o wartości wskaźnika średniego narażenia dla miasta o liczbie mieszkańców większej niż 100 tysięcy i aglomeracji oraz wartości krajowego wskaźnika średniego narażenia dla pyłu PM_{2.5} w Polsce za rok 2011. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2012.
- GIOŚ, 2012b. Monitoring tła zanieczyszczenia atmosfery w Polsce dla potrzeb EMEP, GAW/WMO i Komisji Europejskiej. Raport syntetyczny 2011. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2012.
- GIOŚ, 2011. Analiza stanu zanieczyszczenia powietrza pyłem PM₁₀ i PM_{2.5} z uwzględnieniem składu chemicznego pyłu oraz wpływu źródeł naturalnych. Raport końcowy. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Zabrze 2011.
- GIOŚ, 2008. Analiza stanu zanieczyszczenia powietrza pyłem PM₁₀ i PM_{2.5} z uwzględnieniem składu chemicznego pyłu, w tym metali ciężkich i WWA. Raport końcowy. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2008.
- Golden D.M., Smith G.P., 2000. Reaction of OH + NO₂ + M: A New View. *Journal of Physical Chemistry A*, 104 (17), 3991–3997.
- Gomišček B., Hauck H., Stopper S., Preining O., 2004. Spatial and temporal variations of PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀ and particle number concentration during the AUPHEP–project. *Atmospheric Environment*, 38 (24), 3917–3934.
- Górkiewicz-Kot I., 2013. Smog a problemy kardiologii. W: Konferencja *Czyste Powietrze w Krakowie*. Materiały Pokonferencyjne. Krakowski Szpital Specjalistyczny im. Jana Pawła II, Kraków 2013.
- Grantz D.A., Garner J.H.B., Johnson D.W., 2003. Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29 (2–3), 213–239.
- Grivas G., Chaloulakou A., Kassomenos P., 2008. An overview of the PM₁₀ pollution problem, in the Metropolitan Area of Athens, Greece. Assessment of controlling factors and potential impact of long range transport. *Science of the Total Environment*, 389 (1), 165–177.
- Gu J., Pitz M., Schnelle-Kreis J., Diemer J., i inni, 2011. Source apportionment of ambient particles: Comparison of positive matrix factorization analysis applied to particle size distribution and chemical composition data. *Atmospheric Environment*, 45 (10), 1849–1857.
- Gummeneni S., Yusup Y.B., Chavali M., Samadi S.Z., 2011. Source apportionment of particulate matter in the ambient air of Hyderabad city, India. *Atmospheric Research*, 101 (3), 752–764.
- Gupta I., Salunkhe A., Kumar R., 2012. Source apportionment of PM₁₀ by Positive Matrix Factorization in urban area of Mumbai, India. *The Scientific World Journal*, doi:10.1100/2012/585791.
- Gupta A.K., Karar K., Srivastava A., 2007. Chemical mass balance source apportionment of PM₁₀ and TSP in residential and industrial sites of an urban region of Kolkata, India. *Journal of Hazardous Materials*, 142 (1–2), 279–287.
- GUS, 2013. Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2013 r. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2013.
- GUS, 2012. Ochrona Środowiska 2012. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2012.
- Hales S., Blakely T., Woodward A., 2012. Air pollution and mortality in New Zealand: cohort study. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 66 (5), 468–473.

- Haq G., 2002. Learning from Urban Air Pollution Management in Europe. W: *Urban Air Pollution Management and Practice in Major and Mega Cities of Asia*, pod redakcją: G. Haq, W.-J. Han & C. Kim, Korea Environment Institute, Seoul 2002, 160–185.
- Healy R.M., Hellebust S., Kourtchev I., Allan A., i inni, 2010. Source apportionment of PM_{2.5} in Cork Harbour, Ireland using a combination of single particle mass spectrometry and quantitative semi-continuous measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10 (19), 9593–9613.
- Helble J.J., 2000. A model for the air emissions of trace metallic elements from coal combustors equipped with electrostatic precipitators. *Fuel Processing Technology*, 63, (1–2), 125–147.
- Henry R.C., 1997. History and fundamentals of multivariate air quality receptor models. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 37 (1), 37–42.
- Heo J.-B., Hopke P. K., Yi S.-M., 2009. Source apportionment of PM_{2.5} in Seoul, Korea. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9 (14), 4957–4971.
- Hinds W.C., 1999. *Aerosol technology: Properties, behavior, and measurement of airborne particles*, 2nd Edition. John Wiley & Sons, Inc., New York 1999.
- Hjortenkrans D., Bergback B., Haggerud A., 2006. New metal emission patterns in road traffic environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117 (1–3), 85–98.
- Hoek G., Brunekreef B., Goldbohm S., Fischer P., van den Brandt P.A., 2002. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *The Lancet*, 360 (9341), 1203–1209.
- Hoffmann M.R., Calvert J.G., 1985. Chemical transformation models for Eulerian acid deposition models, Vol. 2, The Aqueous-phase chemistry. Raport EPA/600/3-85/017. United States Environment Protection Agency, Research Triangle Park 1985.
- Hopke P.K., Ramadan Z., Paatero P., Norris G.A., i inni, 2003. Receptor modeling of ambient and personal exposure samples: 1998 Baltimore Particulate Matter Epidemiology-Exposure Study. *Atmospheric Environment*, 37 (23), 3289–3302.
- Huang X.-F., Yu J.Z., Yuan Z., Lau A.K.H., Louie P.K.K., 2009. Source analysis of high particulate matter days in Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 43 (6), 1196–1203.
- Huang S., Arimoto R., Rahn K.A., 2001. Sources and source variations for aerosol at Mace Head, Ireland. *Atmospheric Environment*, 35 (8), 1421–1437.
- IARC, 2012. A Review of Human Carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. International Agency for Research on Cancer, Lyon 2012.
- IATA, 2010. Volcano Crisis Cost Airlines \$1.7 Billion in Revenue – IATA Urges Measures to Mitigate Impact. Komunikat prasowy nr 15 z dnia 21 kwietnia 2010 roku. <http://www.iata.org/pressroom/pr/Pages/2010-04-21-01.aspx>.
- Ilaqua V., Hanninen O., Saarela K., Katsouyanni K., i inni, 2007. Source apportionment of population representative samples of PM_{2.5} in three European cities using structural equation modeling. *Science of the Total Environment*, 384 (1–3), 77–92.
- Im U., Markakis K., Unal A., Kindap T., i inni, 2010. Study of a winter PM episode in Istanbul using the high resolution WRF/CMAQ modeling system. *Atmospheric Environment*, 44 (26), 3085–3094.
- IOŚ, 2012. Ocena jakości powietrza w strefach w Polsce za rok 2011. Państwowy Monitoring Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, na zlecenie GIOŚ, Warszawa 2012.
- IOŚ, 2011. Ocena jakości powietrza w strefach w Polsce za rok 2010. Państwowy Monitoring Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, na zlecenie GIOŚ, Warszawa 2011.
- IOŚ, 2010. Przewodnik technicznej eksploatacji stacji monitoringu jakości powietrza. Państwowy Monitoring Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2010.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, pod redakcją: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York 2007.

- Jacobson M.Z., 2002. *Atmospheric pollution: History, science, and regulation*. Cambridge University Press, Cambridge 2002.
- Jędrzychowski W., 2013. Wielopokoleniowe zagrożenie zdrowia mieszkańców Krakowa skażeniem powietrza węglowodorami aromatycznymi. W: Konferencja *Czyste Powietrze w Krakowie*. Materiały Pokonferencyjne. Krakowski Szpital Specjalistyczny im. Jana Pawła II, Kraków 2013.
- Jędrzychowski W., 2000. Environmental respiratory health in central and eastern Europe. *Central European Journal of Public Health*, 8 (1), 33–39.
- Ji D., Wang Y., Wang L., Chen L., i inni, 2012. Analysis of heavy pollution episodes in selected cities of northern China. *Atmospheric Environment*, 50, 338–348.
- Jimenez J.L., Canagaratna M.R., Donahue N.M., Prevôt A.S.H., i inni, 2009. Evolution of Organic Aerosols in the Atmosphere. *Science*, 326 (5959), 1525–1529.
- Jimenez J.L., Jayne J.T., Shi Q., Kolb C.E., i inni, 2003. Ambient Aerosol Sampling with an Aerosol Mass Spectrometer. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres*, 108 (D7), 8425.
- Jiménez-Vélez B., Detrés Y., Armstrong R.A., Gioda A., 2009. Characterization of African Dust (PM_{2.5}) across the Atlantic Ocean during AEROSE 2004. *Atmospheric Environment*, 43 (16), 2659–2664.
- Johnson T.M., Guttikunda S., Wells G.J., Artaxo P., Bond T.C., Russell A.G., Watson J.G., West J., 2011. Tools for improving air quality management: A review of top-down source apportionment techniques and their application in developing countries. Report 339/11, Energy Sector Management Assistance Program, World Bank Group, Washington 2011.
- Jorquera H., 2009. Source apportionment of PM₁₀ and PM_{2.5} at Tocopilla, Chile (22°05' S, 70°12' W). *Environmental Monitoring & Assessment*, 153 (1–4), 235–251.
- Juda J., 1968. *Pomiary zapylenia i technika odpylania*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1968.
- Juda-Rezler K., Reizer M., Huszar P., Krüger B.C., i inni, 2012. Modelling the effects of climate change on air quality over Central and Eastern Europe: concept, evaluation and projections. *Climate Research*, 53 (3), 179–203.
- Juda-Rezler K., Reizer M., Oudinet J.P., 2011. Determination and analysis of PM₁₀ source apportionment during episodes of air pollution in Central Eastern European urban areas: The case of wintertime 2006. *Atmospheric Environment*, 45 (36), 6557–6566.
- Juda-Rezler K., 2006a. *Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko*. Wyd. II. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2006.
- Juda-Rezler K., 2006b. Urban Air Pollution and Its Health Effects. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15 (5c), 118–122.
- Junninen H., Mønster J., Rey M., Cancelinha J., i inni, 2009. Quantifying the impact of residential heating on the urban air quality in a typical European coal combustion region. *Environmental Science & Technology*, 43 (20), 7964–7970.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Wyd. II. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1999.
- Kaiser J., 2005. Mounting Evidence Indicts Fine-Particle Pollution. *Science*, 307 (5717), 1858–1861.
- Kanakidou M., Seinfeld J.H., Pandis S.N., Barnes I., i inni, 2005. Organic aerosol and global climate modelling: a review. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5 (4), 1053–1123.
- Karaca F., Anil I., Alagha O., 2009. Long-range potential source contributions of episodic aerosol events to PM₁₀ profile of a megacity. *Atmospheric Environment*, 43 (36), 5713–5722.
- Karagulian F., Belis C.A., 2012. Enhancing source apportionment with receptor models to foster the air quality directive implementation. *International Journal of Environment and Pollution*, 50 (1–4), 190–199.
- Karanasiou A.A., Siskos P.A., Eleftheriadis K., 2009. Assessment of source apportionment by Positive Matrix Factorization analysis on fine and coarse urban aerosol size fractions. *Atmospheric Environment*, 43 (21), 3385–3395.
- Karar K., Gupta A.K., 2007. Source apportionment of PM₁₀ at residential and industrial sites of an urban region of Kolkata, India. *Atmospheric Research*, 84 (1), 30–41.

- Kardas A.E., Markowicz K.M., Stelmaszczyk K., Karasiński G., i inni, 2010. Saharan aerosol sensed over Warsaw by backscatter depolarization lidar. *Optica Applicata*, 40 (1), 219–237.
- Katragkou E., Kazadzis S., Amiridis V., Papaioannou V., i inni, 2009. PM₁₀ regional transport pathways in Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, 43 (5), 1079–1085.
- Katsouyanni K., Touloumi G., Samoli E., Gryparis A., i in., 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*, 12 (5), 521–531.
- Ketzel M., Wählin P., Kristensson A., Swietlicki E., i inni, 2004. Particle size distribution and particle mass measurements at urban, near-city and rural level in the Copenhagen area and Southern Sweden. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 4 (1), 281–292.
- Khan M.F., Hirano K., Masunaga S., 2012. Assessment of the sources of suspended particulate matter aerosol using US EPA PMF 3.0. *Environmental Monitoring & Assessment*, 184 (2), 1063–1083.
- Kim E., Hopke P.K., 2005. Identification of fine particle sources in mid-Atlantic US area. *Water, Air, & Soil Pollution*, 168 (1–4), 391–421.
- Kim N.K., Kim Y.P., 2008. Major factors affecting the ambient particulate nitrate level at Gosan, Korea. *Atmospheric Research*, 90 (2–4), 104–114.
- Klejnowski K., Osródka L., Krajny E., Rogula-Kozłowska W., i inni, 2012. Frakcja drobnych cząstek aerozolu atmosferycznego – możliwości monitorowania, ocena zagrożeń na podstawie badań eksperymentalnych. W: *Wpływ zmian klimatu na środowisko, gospodarkę i społeczeństwo – zmiany skutki i sposoby ich ograniczania. wnioski dla nauki, praktyki inżynierskiej i planowania gospodarczego. TOM II: Zmiany klimatu a monitoring i prognozowanie stanu środowiska atmosferycznego*, pod redakcją: M. Ziemiański & L. Osródka, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2012, 171–223.
- KOBIZE, 2012. Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NMLZO, NH₃, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2009–2010 w układzie klasyfikacji SNAP i NFR. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, Warszawa 2012.
- Koçak M., Mihalopoulos N., Kubilay N., 2009. Origin and source regions of PM₁₀ in the Eastern Mediterranean atmosphere. *Atmospheric Research*, 92 (4), 464–474.
- Komorowski J., 2012. Epidemiologia astmy w Polsce w oparciu o wyniki badania ECAP. Praca na stopień doktora nauk medycznych. Warszawski Uniwersytet Medyczny, Warszawa 2012.
- Konduracka E., 2013. Skutki zdrowotne smogu. W: *Konferencja Czyste Powietrze w Krakowie*. Materiały Pokonferencyjne. Krakowski Szpital Specjalistyczny im. Jana Pawła II, Kraków 2013.
- Kothai P., Saradhi I.V., Pandit G.G., Markwitz A., Puranik V.D., 2011. Chemical characterization and source identification of particulate matter at an urban site of Navi Mumbai, India. *Aerosol and Air Quality Research*, 11 (5), 560–569.
- Krecl P., Larsson E.H., Ström J., Johansson C., 2008. Contribution of residential wood combustion and other sources to hourly winter aerosol in Northern Sweden determined by positive matrix factorization. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8 (13), 3639–3653.
- Krewski D., Burnett R.T., Goldberg M.S., Hoover K., i inni, 2000. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Special Report. Health Effects Institute, Cambridge 2000.
- Krueger B.J., Grassian V.H., Cowin J.P., Laskin A., 2004. Heterogeneous chemistry of individual mineral dust particles from different dust source regions: the importance of particle mineralogy. *Atmospheric Environment*, 38 (36), 6253–6261.
- Kukkonen J., Pohjola M., Sokhi R.S., Luhana L., i inni, 2005. Analysis and evaluation of selected local-scale PM₁₀ air pollution episodes in four European cities: Helsinki, London, Milan and Oslo. *Atmospheric Environment*, 39 (15), 2759–2773.
- Laakso L., Koponen I.K., Mönkkönen P., Kulmala M., i inni, 2006. Aerosol particles in the developing world; a comparison between New Delhi in India and Beijing in China. *Water, Air, and Soil Pollution*, 173 (1–4), 5–20.

- LaBrecque J.J., Benzo Z., Alfonso J.A., Cordoves Manuelita Quintal P.R., i inni, 2004. The concentrations of selected trace elements in clams, *Trivela mactroidea* along the Venezuelan coast in the state of Miranda. *Marine Pollution Bulletin*, 49 (7–8), 659–667.
- Larsen B.R., Gilardoni S., Stenström K., Niedzialek J., Jimenez J., Belis C.A., 2012. Sources for PM air pollution in the Po Plain, Italy: II. Probabilistic uncertainty characterization and sensitivity analysis of secondary and primary sources. *Atmospheric Environment*, 50, 203–213.
- Larsen B.R., Junninen H., Monster J., Viana M., i inni, 2008. The Krakow receptor modelling intercomparison exercise. Joint Research Center Scientific and Technical Report EUR 23621 EN, Ispra 2008.
- Lau A., Yuan Z., Turner J., Yadav V., 2012. Study on integrated data analysis and characterization of particulate matter in Hong Kong: Final Report. Environmental Protection Department, Hong Kong 2012.
- Laupsa H., Denby B., Larssen S., Schaug J., 2009. Source apportionment of particulate matter (PM_{2.5}) in an urban area using dispersion, receptor and inverse modelling. *Atmospheric Environment*, 43 (6), 4733–4744.
- Lenschow P., Abraham H.J., Kutzner K., Lutz M., i inni, 2001. Some ideas about the sources of PM₁₀. *Atmospheric Environment*, 35 (Supplement 1), 123–133.
- Li X., Wang L., Wang Y., Wen T., i inni, 2012. Chemical composition and size distribution of airborne particulate matters in Beijing during the 2008 Olympics. *Atmospheric Environment*, 50, 278–286.
- Lim C.-J., Cheng M.-D., Schroeder W.H., 2001. Transport patterns and potential sources of total gaseous mercury measured in Canadian high Arctic in 1995. *Atmospheric Environment*, 35 (6), 1141–1154.
- Lim J.-H., Sabin L.D., Schiff K.C., Stolzenbach K.D., 2006. Concentration, size distribution, and dry deposition rate of particle-associated metals in the Los Angeles region. *Atmospheric Environment*, 40 (40), 7810–7823.
- Lim S.S., Vos T., Flaxman A.D., Danaei G., i inni, 2012. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet*, 380 (9859), 2224–2260.
- Lonati G., Colombi C., Cernuschi S., 2012. PM_{2.5} source apportionment in Milan by UNMIX receptor model. European Aerosol Conference – EAC-2012: Abstract book, P141.
- López J.M., Callén M.S., Murillo R., Garcia T., i inni, 2005. Levels of selected metals in ambient air PM₁₀ in an urban site of Zaragoza (Spain). *Environmental Research*, 99 (1), 58–67.
- Louie P.K.K., Watson J.G., Chow J.C., Chen A., Sin D.W.M., Lau A.K.H., 2005. Seasonal characteristics and regional transport of PM_{2.5} in Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 39 (9), 1695–1710.
- Manoli E., Voutsas D., Samara C., 2002. Chemical characterization and source identification/apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, 36 (6), 949–961.
- Marcazzan G.M., Vaccaro S., Valli G., Vecchi R., 2001. Characterisation of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter in the ambient air of Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 35 (27), 4639–4650.
- Maricq M.M., 2007. Chemical characterization of particulate emissions from diesel engines: A review. *Journal of Aerosol Science*, 38 (11), 1079–1118.
- Masiol M., Squizzato S., Ceccato D., Rampazzo G., Pavoni B., 2012. Determining the influence of different atmospheric circulation patterns on PM₁₀ chemical composition in a source apportionment study. *Atmospheric Environment*, 63, 117–124.
- Mazzei F., D'Alessandro A., Lucarelli F., Nava S., Prati P., Valli G., Vecchi R., 2008. Characterization of particulate matter sources in an urban environment. *Science of the Total Environment*, 401 (1–3), 81–89.
- Meij R., 1994. Trace element behavior in coal-fired power plants. *Fuel Processing Technology*, 39 (1–3), 199–217.
- Merešová J., Florek M., Holý K., Jeřkovský M., i inni, 2008. Evaluation of elemental content in air-borne particulate matter in low-level atmosphere of Bratislava. *Atmospheric Environment*, 42 (34), 8079–8085.
- Mijić Z., Stojić A., Perišić M., Rajšić S., i inni, 2010. Seasonal variability and source apportionment of metals in the atmospheric deposition in Belgrade. *Atmospheric Environment*, 44 (30), 3630–3637.
- Miller K.A., Siscovick D.S., Sheppard L., Shepherd K., i inni, 2007. Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *The New England Journal of Medicine*, 356 (5), 447–458.

- Mooibroek D., Schaap M., Weijers E.P., Hoogerbrugge R., 2011. Source apportionment and spatial variability of PM_{2.5} using measurements at five sites in the Netherlands. *Atmospheric Environment*, 45 (25), 4180–4191.
- Moreno T., Karanasiou A., Amato F., Lucarelli F., i inni, 2013. Daily and hourly sourcing of metallic and mineral dust in urban air contaminated by traffic and coal-burning emissions. *Atmospheric Environment*, 68, 33–44.
- Moreno T., Querol X., Alastuey A., Viana M., i inni, 2006. Variations in atmospheric PM trace metal content in Spanish towns: Illustrating the chemical complexity of the inorganic urban aerosol cocktail. *Atmospheric Environment*, 40 (35), 6791–6803.
- Morgenstern V., Zutavern A., Cyrys J., Brockow I., i inni, 2008. Atopic diseases, allergic sensitization, and exposure to traffic-related air pollution in children. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 177 (12), 1331–1337.
- Muir D., Longhurst J.W.S., Tubb A., 2006. Characterisation and quantification of the sources of PM₁₀ during air pollution episodes in the UK. *Science of the Total Environment*, 358 (1–3), 188–205.
- Negral L., Moreno-Grau S., Moreno J., Querol X., i inni, 2008. Natural and anthropogenic contributions to PM₁₀ and PM_{2.5} in an urban area in the Western Mediterranean Coast. *Water, Air and Soil Pollution*, 192 (1–4), 227–238.
- Nelson P.F., 2007. Trace metal emissions in fine particles from coal combustion. *Energy & Fuels*, 21 (2), 477–484.
- Nemery B., Hoet P.H.M., Nemmar A., 2001. The Meuse Valley fog of 1930: an air pollution disaster. *The Lancet*, 357 (9257), 704–708.
- Ng N.L., Canagaratna M.R., Jimenez J.L., Chhabra P.S., i inni, 2011. Changes in organic aerosol composition with aging inferred from aerosol mass spectra. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11 (13), 6465–6474.
- Ng N.L., Canagaratna M.R., Zhang Q., Jimenez J.L., i inni, 2010. Organic aerosol components observed in Northern Hemispheric datasets from Aerosol Mass Spectrometry. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10 (10), 4625–4641.
- Niemi J.V., Saarikoski S., Aurela M., Tervahattu H., i inni, 2009. Long-range transport episodes of fine particles in southern Finland during 1999–2007. *Atmospheric Environment*, 43 (6), 1255–1264.
- Noble C.A., Mukerjee S., Gonzales M., Rodes C.E., i inni, 2003. Continuous measurement of fine and ultrafine particulate matter, criteria pollutants and meteorological conditions in urban El Paso, Texas. *Atmospheric Environment*, 37 (6), 827–840.
- Norris G., Vedantham R., Wade K., Brown S., i inni, 2008. EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 3.0: Fundamentals & User Guide. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington 2008.
- Odabasi M., Muezzinoglu A., Bozlaker A., 2002. Ambient concentrations and dry deposition fluxes of trace elements in Izmir, Turkey. *Atmospheric Environment*, 36 (38), 5841–5851.
- OECD, 2012. OECD Environmental Outlook to 2050. The Consequences of Inaction. Organisation for Economic Co-operation and Development Publishing, Paris 2012.
- Oliveira C., Pio C., Caseiro A., Santos P., i inni, 2010. Road traffic impact on urban atmospheric aerosol loading at Oporto, Portugal. *Atmospheric Environment*, 44 (26), 3147–3158.
- Oppenheimer C., 2003. Climatic, environmental and human consequences of the largest known historic eruption: Tambora volcano (Indonesia) 1815. *Progress in Physical Geography*, 27 (2), 230–259.
- Oravisjärvi K., Timonen K.L., Wiikinkoski T., Ruuskanen A.R., i inni, 2003. Source contributions to PM_{2.5} particles in the urban air of a town situated close to a steel works. *Atmospheric Environment*, 37 (8), 1013–1022.
- Ośródką L., Wojtylak M., Krajny E., Klejnowski K., 2012. Pogoda chemiczna a meteorologia. W: *Wpływ zmian klimatu na środowisko, gospodarkę i społeczeństwo – zmiany skutki i sposoby ich ograniczania, wnioski dla nauki, praktyki inżynierskiej i planowania gospodarczego. TOM II: Zmiany klimatu a monitoring i prognozowanie stanu środowiska atmosferycznego*, pod redakcją: M. Ziemiański & L. Ośródką, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2012, 147–170.

- Ośródką L., Godłowska J., Hajto M., Krajny E., i inni, 2010. Określenie warunków anemologicznych dla obszaru Krakowa na podstawie danych z sieci obserwacyjno pomiarowej IMGW. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej na zlecenie Krakowskiego Holdingu Komunalnego S.A., Kraków 2010.
- Paatero P., 1997. Least squares formulation of robust non-negative factor analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 37 (1), 23–35.
- Pacyna J.M., Pacyna E.G., 2001. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews*, 9 (4), 269–298.
- Pacyna J., 1980. Elektrownie węglowe jako źródło skażenia środowiska metalami i radionuklidami. Monografia habilitacyjna. Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1980.
- Pandis S.N., Seinfeld J.H., 1989. Sensitivity analysis of a chemical mechanism for aqueous-phase atmospheric chemistry. *Journal of Geophysical Research*, 94 (D1), 1105–1126.
- Pandolfi M., Viana M., Minguillón M.C., Querol X., i inni, 2008. Receptor models application to multi-year ambient PM₁₀ measurements in an industrialized ceramic area: Comparison of source apportionment results. *Atmospheric Environment*, 42 (40), 9007–9017.
- Papayannis A., Amiridis V., Mona L., Tsaknakis G., i inni, 2008. Systematic lidar observations of Saharan dust over Europe in the frame of EARLINET (2000–2002). *Journal of Geophysical Research*, 113, D10204.
- Pastuszka J.S., Rogula-Kozłowska W., Zajusz-Zubek E., 2010. Characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} and associated heavy metals at the crossroads and urban background site in Zabrze, Upper Silesia, Poland, during the smog episodes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168 (1–4), 613–627.
- Perrone M.G., Larsen B.R., Ferrero L., Sangiorgi G., i inni, 2012. Sources of high PM_{2.5} concentrations in Milan, Northern Italy: Molecular marker data and CMB modelling. *Science of the Total Environment*, 414 (1), 343–355.
- Peters A., Dockery D.W., Muller J.E., Mittleman M.A., 2001. Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. *Circulation*, 103 (23), 2810–2815.
- Pey J., Querol X., Alastuey A., 2010. Discriminating the regional and urban contributions in the North-Western Mediterranean: PM levels and composition. *Atmospheric Environment*, 44 (13), 1587–1596.
- PN-EN 14211: 2013-02E. Powietrze atmosferyczne – Standardowa metoda pomiaru stężenia ditlenku azotu i tlenku azotu za pomocą chemiluminescencji.
- PN-EN 14212: 2013-02E. Powietrze atmosferyczne – Standardowa metoda pomiaru stężenia ditlenku siarki za pomocą fluorescencji w nadfiolecie.
- PN-EN 14626: 2013-02E. Powietrze atmosferyczne – Standardowa metoda pomiaru stężenia tlenku węgla za pomocą niedyspersyjnej spektroskopii w podczerwieni.
- PN-EN 12341: 2006. Jakość powietrza – Oznaczanie frakcji PM₁₀ pyłu zawieszonego – Metoda odniesienia i procedura badania terenowego do wykazania równoważności stosowanej metody pomiarowej z metodą odniesienia.
- PN-EN 14907: 2006. Jakość powietrza atmosferycznego – Standardowa grawimetryczna metoda oznaczania frakcji masowej PM_{2.5} pyłu zawieszonego.
- PN-ISO 4225: 1999. Jakość powietrza – Zagadnienia ogólne – Terminologia.
- PN-Z-01001: 1964. Ochrona powietrza atmosferycznego przed zapyleniem – Pyły, zapyłony gaz, urządzenia odpylające – Nazwy, określenia i symbole.
- POP, 2013a. Projekt Programu Ochrony Powietrza dla stref województwa zachodniopomorskiego, tj. aglomeracji szczecińskiej, miasta Koszalin oraz strefy zachodniopomorskiej – TOM I – STREFA AGLOMERACJA SZCZECIŃSKA. Biuro Studiów i Pomiarów Proekologicznych EKOMETRIA Sp. z o.o., Gdańsk 2013.
- POP, 2013b. Projekt Programu Ochrony Powietrza dla województwa małopolskiego. ATMOTERM S.A., Kraków 2013.
- POP, 2010a. Program Ochrony Powietrza dla stref województwa śląskiego, w których stwierdzone zostały ponadnormatywne poziomy substancji w powietrzu – A. AGLOMERACJA GORNOŚLĄSKA. ATMOTERM S.A., Katowice 2010.

- POP, 2010b. Naprawcze programy ochrony powietrza dla stref województwa dolnośląskiego, w których zostały przekroczone poziomy dopuszczalne i docelowe substancji w powietrzu – B. MIASTO JELENIA GÓRA. ATMOTERM S.A., Wrocław 2010.
- POP, 2007. Program Ochrony Powietrza dla strefy aglomeracja warszawska. Biuro Studiów i Pomiarów Proekologicznych EKOMETRIA Sp. z o.o., Gdańsk 2007.
- Pope C.A.III, Dockery D.W., 2006. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56 (6), 709–742.
- Pope C.A.III, Burnett R.T., Thun M.J., Calle E.E., i inni, 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of American Medical Association*, 287 (9), 1132–1141.
- Pope C.A.III, Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W., i inni, 1995. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151 (3), 669–674.
- Pope C.A.III, 1989. Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill, Utah Valley. *American Journal of Public Health*, 79 (5), 623–628.
- Putaud J.-P., Van Dingenen R., Alastuey A., Bauer H., i inni, 2010. A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmospheric Environment*, 44 (10), 1308–1320.
- Querol X., Pey J., Pandolfi M., Alastuey A., i inni, 2009. African dust contributions to mean ambient PM₁₀ mass-levels across the Mediterranean Basin. *Atmospheric Environment*, 43 (28), 4266–4277.
- Querol X., Alastuey A., Moreno T., Viana M., 2008. New Directions: Legislative considerations for controlling exposure to atmospheric aerosols in rural areas. *Atmospheric Environment*, 42 (39), 8979–8984.
- Querol X., Alastuey A., Moreno T., Viana M., i inni, 2007. Atmospheric particulate matter in Spain: levels, composition and source origin. W: *EMEP Particulate Matter Assessment Report*, EMEP/CCC-Report 8/2007, Norwegian Institute for Air Research, Kjeller 2007.
- Querol X., Alastuey A., Ruiz C.R., Artifano B., i inni, 2004. Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities. *Atmospheric Environment*, 38 (38), 6547–6555.
- Querol X., Alastuey A., de la Rosa J., Sánchez-de-la-Campa A., i inni, 2002. Source apportionment analysis of atmospheric particulates in an industrialised urban site in southwestern Spain. *Atmospheric Environment*, 36 (19), 3113–3125.
- Querol X., Alastuey A., Rodriguez S., Plana F., i inni, 2001. PM₁₀ and PM_{2.5} source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment*, 35 (36), 6407–6419.
- Raatikainen T., Vaattovaara P., Tiitta P., Miettinen P., i inni, 2010. Physicochemical properties and origin of organic groups detected in boreal forest using an aerosol mass spectrometer. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10 (4), 2063–2077.
- Rabczenko D., Wojtyniak B., Wysocki M., Goryński P., 2005. Krótkookresowy wpływ zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego dwutlenkiem siarki, pyłami zawieszonymi i dwutlenkiem azotu na umieralność mieszkańców miast w Polsce. *Przegląd Epidemiologiczny*, 59 (4), 969–979.
- Raja S., Biswas K.F., Husain L., Hopke P.K., 2010. Source apportionment of the atmospheric aerosol in Lahore, Pakistan. *Water, Air & Soil Pollution*, 208 (1–4), 43–57.
- Reche C., Querol X., Alastuey A., Viana M., i inni, 2011. New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11 (13), 6207–6227.
- Reich S., Robledo F., Gomez D., Smichowski P., 2009. Air pollution sources of PM₁₀ in Buenos Aires City. *Environmental Monitoring & Assessment*, 155 (1–4), 191–204.
- Richter P., Griño P., Ahumada I., Giordano A., 2007. Total element concentration and chemical fractionation in airborne particulate matter from Santiago, Chile. *Atmospheric Environment*, 41 (32), 6729–6738.
- Rodríguez S., Van Dingenen R., Putaud J.-P., Dell'Acqua A., i inni, 2007. A study on the relationship between mass concentrations, chemistry and number size distribution of urban fine aerosols in Milan, Barcelona and London. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7 (9), 2217–2232.

- Rogula-Kozłowska W., Błaszczak B., Szopa S., Klejnowski K., i inni, 2013. PM_{2.5} in the central part of Upper Silesia, Poland: concentrations, elemental composition, and mobility of components. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (1), 581–601.
- Rogula-Kozłowska W., 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., 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.
- Rohde R., Muller R.A., Jacobsen R., Muller E., i inni, 2013. A new estimate of the average Earth surface land temperature spanning 1753 to 2011. *Geoinformatics & Geostatistics: An Overview*, 1 (1), doi:10.4172/gigs.1000101.
- Rohr A.C., Wyzga R.E., 2012. Attributing health effects to individual particulate matter constituents. *Atmospheric Environment*, 62, 130–152.
- Rückel R., Schneider A., Breitner S., Cyrus J., Peters A., 2011. Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhalation Toxicology*, 23 (9–11), 555–592.
- Ruellan S., Cachier H., 2001. Characterisation of fresh particulate vehicular exhausts near a Paris high flow road. *Atmospheric Environment*, 35 (2), 453–468.
- Ruuskanen J., Tuch T., Ten Brink H., Peters A., i inni, 2001. Concentrations of ultrafine, fine and PM_{2.5} particles in three European cities. *Atmospheric Environment*, 35 (21), 3729–3738.
- Saliba N.A., Kouyoumdjian H., Roumié M., 2007. Effect of local and long-range transport emissions on the elemental composition of PM_{10-2.5} and PM_{2.5} in Beirut. *Atmospheric Environment*, 41 (31), 6497–6509.
- Salvador P., Artiñano B., Querol X., Alastuey A., Costoya M., 2007. Characterisation of local and external contributions of atmospheric particulate matter at a background coastal site. *Atmospheric Environment*, 41 (1), 1–17.
- Salvador P., Artiñano B., Alonso D.G., Querol X., Alastuey A., 2004. Identification and characterisation of sources of PM₁₀ in Madrid (Spain) by statistical methods. *Atmospheric Environment*, 38 (3), 435–447.
- Schauer J.J., Lough G.C., Shafer M.M., Christensen W.F., i inni, 2006. Characterization of metals emitted from motor vehicles. Research Report 133. Health Effects Institute, Boston 2006.
- Schleicher N.J., Norra S., Chai F., Chen Y., i inni, 2011. Temporal variability of trace metal mobility of urban particulate matter from Beijing – A contribution to health impact assessments of aerosols. *Atmospheric Environment*, 45 (39), 7248–7265.
- Schrenk H.H., Heimann H., Clayton G.D., Gafafer W.M., Wexler H., 1949. Air pollution in Donora, PA. Epidemiology of the unusual smog episode of October 1948: Preliminary report. Public Health Service; Public Health Service bulletin no. 306, Washington 1949.
- Schwartz J., 2000. Harvesting and long – term exposure effects in the relation between air pollution and mortality. *American Journal of Epidemiology*, 151 (5), 440–448.
- Scott J.A., 1953. Fog and deaths in London, December 1952. *Public Health Reports*, 68 (5), 474–479.
- Seinfeld J.H., Pandis S.N., 2006. *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change*, 2nd edition. John Wiley & Sons, New Jersey 2006.
- Senaratne I., Shooter D., 2004. Elemental composition in source identification of brown haze in Auckland, New Zealand. *Atmospheric Environment*, 38 (19), 3049–3059.
- Senior C.L., Bool L.E.III, Srinivasachar S., Pease B.R., Porle K., 2000a. Pilot scale study of trace element vaporization and condensation during combustion of a pulverized sub-bituminous coal. *Fuel Processing Technology*, 63 (2–3), 149–165.
- Senior C.L., Zeng T., Che J., Ames M.R., i inni, 2000b. Distribution of trace elements in selected pulverized coals as a function of particle size and density. *Fuel Processing Technology*, 63 (2–3), 215–241.
- Senlin L., Zhenkun Y., Xiaohui C., Minghong W., i inni, 2008. The relationship between physicochemical characterization and the potential toxicity of fine particulates (PM_{2.5}) in Shanghai atmosphere. *Atmospheric Environment*, 42 (31), 7205–7214.

- Shen X.J., Sun J.Y., Zhang Y.M., Wehner B., i inni, 2011. First long-term study of particle number size distributions and new particle formation events of regional aerosol in the North China Plain. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11 (4), 1565–1580.
- Singh D.P., Gadi R., Mandal T.K., 2011. Characterization of particulate-bound polycyclic aromatic hydrocarbons and trace metals composition of urban air in Delhi, India. *Atmospheric Environment*, 45 (40), 7653–7663.
- Skov H., Wählén P., Christensen J., Heidam N.Z., Petersen D., 2006. Measurements of elements, sulphate and SO₂ in Nuuk Greenland. *Atmospheric Environment*, 40 (25), 4775–4781.
- Sówka I., Zwoździak A., Trzepla-Nabagło K., Skrętowicz M., Zwoździak J., 2012. PM_{2.5} elemental composition and source apportionment in a residential area of Wrocław, Poland. *Environment Protection Engineering*, 38 (1), 73–79.
- Srivastava A., Gupta S., Jain V.K., 2009. Winter-time size distribution and source apportionment of total suspended particulate matter and associated metals in Delhi. *Atmospheric Research*, 92 (1), 88–99.
- Staneš L.W., Sacks J.D., Dutton S.J., Dubois J.-J.B., 2011. Attributing health effects to apportioned components and sources of particulate matter: An evaluation of collective results. *Atmospheric Environment*, 45 (32), 5655–5663.
- Stanier C.O., Khlystov A.Y., Pandis S.N., 2004. Ambient aerosol size distributions and number concentrations measured during the Pittsburgh Air Quality Study (PAQS). *Atmospheric Environment*, 38 (20), 3275–3284.
- Stanisz A., 2007. *Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem STATISTICA PL na przykładach z medycyny. Tom 3. Analizy wielowymiarowe*. StatSoft Polska, Kraków 2007.
- Sterling R.O., Helble J.J., 2003. Reaction of arsenic vapor species with fly ash compounds: kinetics and speciation of the reaction with calcium silicates. *Chemosphere*, 51 (10), 1111–1119.
- Stohl A., Wotawa G., Seibert P., Kromp-Kolb H., 1995. Interpolation errors in wind fields as a function of spatial and temporal resolution and their impact on different types of kinematic trajectories. *Journal of Applied Meteorology*, 34 (10), 2149–2165.
- Tanaka T.Y., Chiba M., 2006. A numerical study of the contributions of dust source regions to the global dust budget. *Global and Planetary Change*, 52 (1–4), 88–104.
- Tanaka N., Rye D.M., Xiao Y., Lasaga A.C., 1994. Use of stable sulfur isotope systematics for evaluating oxidation reaction pathways and in-cloud-scavenging of sulfur dioxide in the atmosphere. *Geophysical Research Letters*, 21 (14), 1519–1522.
- Tauler R., Viana M., Querol X., Alastuey A., i inni, 2009. Comparison of the results obtained by four receptor modelling methods in aerosol source apportionment studies. *Atmospheric Environment*, 43 (26), 3989–3997.
- Thevenon F., Graham N.D., Chiaradia M., Arpagaus P., i inni, 2011. Local to regional scale industrial heavy metal pollution recorded in sediments of large freshwater lakes in central Europe (lakes Geneva and Lucerne) over the last centuries. *Science of the Total Environment*, 412–413, 239–247.
- Thimmaiah D., Hovorka J., Hopke P.K., 2009. Source apportionment of winter submicron Prague aerosols from combined particle number size distribution and gaseous composition data. *Aerosol and Air Quality Research*, 9 (2), 209–236.
- Thurston G.D., Spengler J.D., 1985. A quantitative assessment of source contributions to inhalable particulate matter pollution in metropolitan Boston. *Atmospheric Environment (1967)*, 19 (1), 9–25.
- Torén K., Bergdahl I.A., Nilsson T., Jarvholm B., 2007. Occupational exposure to particulate air pollution and mortality due to ischaemic heart disease and cerebrovascular disease. *Occupational & Environmental Medicine*, 64 (8), 515–519.
- Tositti L., Brattich E., Masiol M., Baldacci D., i inni, 2013. Source apportionment of particulate matter in a large city of southeastern Po Valley (Bologna, Italy). *Environmental Science and Pollution Research*, opublikowany on-line, DOI 10.1007/s11356-013-1911-7.
- Tsai J., Owega S., Evans G., Jervis R., i inni, 2004. Chemical composition and source apportionment of Toronto summertime urban fine aerosol (PM_{2.5}). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 259 (1), 193–197.

- UNPD, 2012. World Urbanization Prospects: The 2011 Revision. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York 2012.
- US EPA, 2009. Integrated Science Assessment for Particulate Matter. Report EPA/600/R-08/139F. United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park 2008.
- US EPA, 2008. Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen and Sulfur – Ecological Criteria. Report EPA/600/R-08/082F. United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park 2008.
- US EPA, 2004. Air quality criteria for particulate matter. Report EPA/600/P-99/002F. United States Environmental Protection Agency, Washington 2004.
- Vallius M., Lanki T., Tiittanen P., Koistinen K., i inni, 2003. Source apportionment of urban ambient PM_{2.5} in two successive measurement campaigns in Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment*, 37 (5), 615–623.
- van der Wal J.T., Janssen L.H.J.M., 2000. Analysis of spatial and temporal variations of PM₁₀ concentrations in the Netherlands using Kalman filtering. *Atmospheric Environment*, 34 (22), 3675–3687.
- Vardoulakis S., Kassomenos P., 2008. Sources and factors affecting PM₁₀ levels in two European cities: Implications for local air quality management. *Atmospheric Environment*, 42 (17), 3949–3963.
- Vega E., Lowenthal D., Ruiz H., Reyes E., i inni, 2009. Fine particle receptor modeling in the atmosphere of Mexico City. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59 (12), 1417–1428.
- Vestenius M., Leppanen S., Anttila P., Kyllonen K., i inni, 2011. Background concentrations and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in south-eastern Finland. *Atmospheric Environment*, 45 (20), 3391–3399.
- Viana M., Kuhlbusch T.A.J., Querol X., Alastuey A., i inni, 2008. Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results. *Journal of Aerosol Science*, 39 (10), 827–849.
- Viana M., Querol X., Götschi T., Alastuey A., i inni, 2007. Source apportionment of ambient PM_{2.5} at five Spanish centres of the European community respiratory health survey (ECRHS II). *Atmospheric Environment*, 41 (7), 1395–1406.
- Viana M., Querol X., Alastuey A., Cuevas E., Rodriguez S., 2002. Influence of African dust on the levels of atmospheric particulates in the Canary Islands air quality network. *Atmospheric Environment*, 36 (38), 5861–5875.
- Voutsas D., Samara C., Kouimtzis T., Ochsenkuhn K., 2002. Elemental composition of airborne particulate matter in the multi-impacted urban area of Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, 36 (28), 4453–4462.
- Wählin P., Berkowicz R., Palmgren F., 2006. Characterisation of traffic-generated particulate matter in Copenhagen. *Atmospheric Environment*, 40 (12), 2151–2159.
- Wählin P., 2003. COPREM – a multivariate receptor model with a physical approach. *Atmospheric Environment* 37 (35), 4861–4867.
- Wang X., Bi X., Sheng G., Fu J., 2006. Chemical composition and sources of PM₁₀ and PM_{2.5} aerosols in Guangzhou, China. *Environmental Monitoring & Assessment*, 119 (1–3), 425–439.
- Watson J.G., Chen L.-W.A., Chow J.C., Doraiswamy P., Lowenthal D.H., 2008. Source apportionment: Findings from the U.S. Supersites Program. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58 (2), 265–288.
- WHO, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. First results. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen 2013.
- WHO, 2011. Urban outdoor air pollution database. Department of Public Health and Environment, World Health Organization, Geneva 2011.
- WHO, 2006. Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen 2006.
- WHO, 2005a. WHO air quality guidelines global update 2005. Report on a Working Group meeting, Bonn, Germany 18-20 October 2005. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen 2005.
- WHO, 2005b. Particulate matter air pollution: how it harms health. World Health Organization, Regional Office for Europe, Fact sheet EURO/04/05: Berlin, Copenhagen, Rome 2005.

- WHO, 2000. Air Quality Guidelines for Europe. 2nd edition. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen 2000.
- Willmott C.J., 1982. Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 63 (11), 1309–1313.
- Wine P.H., Thompson R.J., Ravishankara A.R., Semmes D.H., i inni, 1984. Kinetics of the reaction $\text{OH} + \text{SO}_2 + \text{M} \rightarrow \text{HOSO}_2 + \text{M}$. Temperature and pressure dependence in the fall-off region. *The Journal of Physical Chemistry*, 88 (10), 2095–2104.
- Winiwarter W., Bauer H., Caseiro A., Puxbaum H., 2009. Quantifying emissions of primary biological aerosol particle mass in Europe. *Atmospheric Environment*, 43 (7), 1403–1409.
- Winiwarter W., Bauer H., Caseiro A., 2006. Emission of primary biological aerosol particles (PBAP'S) in Europe – Quantitative estimated based on atmospheric measurements. W: *Contribution of Natural Sources to PM levels in Europe: Outcomes of a workshop held in Ispra – October 2006*, pod redakcją: L. Marelli & L. Emblico, European Commission, Directorate-General Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra 2006, 86–87.
- Woo K.S., Chen D.R., Pui D.Y.H., McMurry P.H., 2001. Measurement of Atlanta Aerosol Size Distributions: Observations of Ultrafine Particle Events. *Aerosol Science and Technology*, 34 (1), 75–87.
- Wu Z., Hu M., Lin P., Liu S., i inni, 2008. Particle number size distribution in the urban atmosphere of Beijing, China. *Atmospheric Environment*, 42 (34), 7967–7980.
- Yang W., Omaye S.T., 2009. Air pollutants, oxidative stress and human health. *Mutation Research*, 674 (1–2), 45–54.
- Yatkin S., Bayram A., 2008. Source apportionment of PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ using positive matrix factorization and chemical mass balance in Izmir, Turkey. *Science of the Total Environment*, 390 (1), 109–123.
- Yin J., Harrison R.M., Chen Q., Rutter A., Schauer J.J., 2010. Source apportionment of fine particles at urban background and rural sites in the UK atmosphere. *Atmospheric Environment*, 44 (6), 841–851.
- Yue W., Stölzel M., Cyrus J., Pitz M., i inni, 2008. Source apportionment of ambient fine particle size distribution using positive matrix factorization in Erfurt, Germany. *Science of the Total Environment*, 398 (1–3), 133–144.
- Zanobetti A., Schwartz J., 2007. Particulate air pollution, progression, and survival after myocardial infarction. *Environmental Health Perspectives*, 115 (5), 769–775.
- Zawadzka O., Markowicz K.M., Pietruczuk A., Zieliński T., Jarosławski J., 2013. Impact of urban pollution emitted in Warsaw on aerosol properties. *Atmospheric Environment*, 69, 15–28.
- Zemp E., Elsasser S., Schindler C., Künzli N., i inni, 1999. Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA Study). *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 159 (4), 1257–1266.
- Zhang Q., Jimenez J.L., Canagaratna M.R., Ulbrich I.M., i inni, 2011. Understanding atmospheric organic aerosols via factor analysis of aerosol mass spectrometry: a review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 401 (10), 3045–3067.
- Zhang Q., Jimenez J.L., Canagaratna M.R., Allan J.D., i inni, 2007. Ubiquity and dominance of oxygenated species in organic aerosols in anthropogenically-influenced Northern Hemisphere midlatitudes. *Geophysical Research Letters*, 34, L13801.
- Zhang W., Guo J., Sun Y., Yuan H., i inni, 2007. Source apportionment for urban PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ in the Beijing area. *Chinese Science Bulletin*, 52 (5), 608–615.
- Zhou F., Guo H., Liu L., 2007. Quantitative identification and source apportionment of anthropogenic heavy metals in marine sediment of Hong Kong. *Environmental Geology*, 53 (2), 295–305.
- Zmirou D., Schwartz J., Saez M., Zanobetti A., i inni, 1998. Time – series analysis of air pollution and cause specific mortality. *Epidemiology*, 9 (5), 495–503.
- Zwoździak A., Samek L., Sówka I., Furman L., Skrętowicz M., 2012. Aerosol pollution from small combustors in a village. *The Scientific World Journal*, doi:10.1100/2012/956401.
- Zwoździak J., 1986. Metody identyfikacji źródeł emisji pyłów i oceny ich oddziaływania. Monografia 55. Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1986.

Spis rysunków

- Rysunek 2.1.** Rozkład wielkości cząstek pyłu zawieszzonego w zależności od: A) liczby [$1000/\text{cm}^3$]; B) powierzchni [$\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$]; C) objętości [$\mu\text{m}^3/\text{cm}^3$] cząstek, dla obszaru tła miejskiego (czarna linia) i okolicy ruchliwej drogi (przerywana czarna linia), pozamiejskiego (czerwona linia) oraz tła kontynentalnego (niebieska linia); D) główne procesy tworzenia i usuwania cząstek pyłu oraz miejsca ich wchłaniania w układzie oddechowym. Źródło: Opracowanie własne na podstawie Seinfeld i Pandis (2006) oraz Gieré i Querol (2010)..... 21
- Rysunek 2.2.** Całkowite stężenia ilościowe cząstek pyłu zawieszzonego [$1000 \text{ cząstek}/\text{cm}^3$] w wybranych obszarach: miejskich (zielone tło), okolicach ruchliwych dróg (żółte tło), strefie oddziaływania przemysłu (różowe tło), podmiejskich (fioletowe tło), pozamiejskich (niebieskie tło). Źródło: opracowanie własne 23
- Rysunek 2.3.** Zdjęcia cząstek pyłu antropogenicznego (A–C) i naturalnego (D–I), wykonane mikroskopem skaningowym. A) skupisko cząstek sadzy; B) kryształy siarczanu wapnia pochodzące ze spalania; C) cząstki plagioklaz i kuliste cząstki magnetytu pochodzące ze spalania, cząstki zawarte w pyłe mineralnym z Sahary (D – F); D) cząstki kalcytu i itów, E) okrzemka, F) kryształy halitu (małe jasne szesciany) przyłączone do cząstek illitu; G) pyłek krzewu ognistego (*Hamelia patens*); H) spory rdzy brunatnej pszenicy (*Puccinia triticina*); I) aglomerat brochosomów (cząstki organiczne wytwarzane przez owady z rodziny cykadowatych). Źródło: Gieré i Querol (2010)..... 24
- Rysunek 2.4.** Struktura emisji pyłów pierwotnych: A) PM_{10} ; B) $\text{PM}_{2.5}$ według sektorów SNAP97 w Polsce w 2010 r. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z KOBIZE (2012) 27
- Rysunek 2.5.** Grzywacze na Morzu Bałtyckim (fot. M. Reizer) 30
- Rysunek 2.6.** Zdjęcie satelitarne chmury pyłu mineralnego z nad Sahary rozciągającej się ponad 1 600 km nad Oceanem Atlantyckim (26 lutego 2000). Źródło: SeaWiFS Project, NASA/Goddard Space Flight Center i ORBIMAGE 31
- Rysunek 2.7.** Rozkład wielkości cząstek materiału biologicznego [μm]. Źródło: Opracowanie własne na podstawie Kaiser (2005) 32
- Rysunek 2.8.** Stężenia masowe [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzone na stacjach pomiarowych zlokalizowanych na Półkuli Północnej: a) PM_1 oraz udziały [%] składników nieorganicznych i organicznych w PM_1 ; b) OOA; c) HOA. Górny panel: Średni skład pyłu bardzo drobnego PM_1 na stacjach miejskich, podmiejskich i pozamiejskich. Źródło: Zhang i in. (2011)..... 39
- Rysunek 2.9.** Wykres współczynnika f_{44} względem f_{43} dla aerozoli organicznych na podstawie danych z 43 pomiarów. Źródło: zmodyfikowany za Ng i in. (2011)..... 40
- Rysunek 2.10.** Możliwe efekty zdrowotne wywołane ekspozycją na zanieczyszczenie powietrza przez pył zawieszony. Źródło: Opracowanie własne..... 46
- Rysunek 2.11.** Średnie globalne wymuszenia radiacyjne [W/m^2] wywołane działalnością antropogeniczną i procesami naturalnymi wraz z oszacowanym poziomem naukowego zrozumienia. Obliczenia obejmują okres od 1750 do 2005 r. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z IPCC (2007)..... 55
- Rysunek 2.12.** Roczne średnie kroczące globalnych anomalii temperatury [$^{\circ}\text{C}$] w latach 1753 – 2011 w stosunku do okresu 1950 – 1980, na podstawie obliczeń przeprowadzonych w projekcie Berkeley Earth Surface Temperature. Czerwone linie wskazują najsilniejsze erupcje wulkaniczne w ostatnich 200 latach. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Rohde i in., 2013..... 56
- Rysunek 2.13.** A) Chmura pyłu wulkanicznego z wulkanu Eyjafjallajökull na Islandii (kwiecień 2010); B) Smog na Placu Czerwonym w Moskwie spowodowany pożarami torfowisk i lasów (sierpień 2010). Źródło: <http://www.bbc.co.uk> 58
- Rysunek 2.14.** Średnie roczne stężenia PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzone w miastach w poszczególnych regionach świata. Ciągłe i przerywane linie oznaczają poziomy dopuszczalne odpowiednio dla PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z WHO (2011) 62
- Rysunek 2.15.** Claude Monet: *Budynki Parlamentu w Londynie: Słońce przebijaające się przez mgłę* (1904). Muzeum d'Orsay w Paryżu. Źródło: <http://www.musee-orsay.fr> 68
- Rysunek 2.16.** Średnie dobowe stężenia [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] pyłów (czerwona linia) i SO_2 (zielona linia) zarejestrowane w Londynie w okresie od 17 listopada do 27 grudnia 1952 r. w zestawieniu z odchyleniami temperatury powietrza od średniej 80-letniej [$^{\circ}\text{C}$] (niebieskie słupki) oraz liczbą zgonów (brązowe słupki) w tygodniach kończących się

pomiędzy 22 listopada i 27 grudnia 1952 r. Kolorem szarym zaznaczono okres trwania Wielkiego Smogu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Scott (1953).....	69
Rysunek 2.17. Plac Piccadilly Circus w Londynie w trakcie: A) Wielkiego Smogu w grudniu 1952 r. (fot. Central Press/Hulton Archive/Getty Images); B) XXX Igrzysk Olimpijskich w sierpniu 2012 r. (fot. K. Juda-Rezler).....	70
Rysunek 2.18. Badanie histopatologiczne tkanek dróg oddechowych i pęcherzyków płucnych pobranych od ofiar smogu w dolinie Mozy w grudniu 1930 r.: A) błona śluzowa oskrzeli z widocznym złuszczeniem nabłonka i przekrwieniem podśluzówkowych naczyń krwionośnych; B) tkanki pęcherzyków płucnych z widocznym obrzękiem i krwawieniem oraz cząstkami sadzy. Źródło: Nemery i in. (2001).....	72
Rysunek 2.19. Zdjęcie satelitarne smogu w Pekinie (Chiny) zarejestrowane przez sensor MODIS (<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>) satelity Terra w dniach: A) 3 stycznia 2013 oraz B) 14 stycznia 2013. Źródło: NASA Earth Observatory	73
Rysunek 2.20. Zabrze w czasie epizodu wysokich stężeń pyłu zawieszonego, który wystąpił w styczniu 2006 r. (fot. K. Klejnowski)	74
Rysunek 2.21. Podejścia wykorzystywane w identyfikacji źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza. Źródło: Opracowanie własne	75
Rysunek 2.22. Wiedza o źródłach emisji zanieczyszczeń powietrza wymagana w różnych technikach modelowania receptorowego. Modele receptorowe zaznaczono kursywą i przerywaną linią. Źródło: Opracowanie własne na podstawie Viana i in. (2008)	77
Rysunek 2.23. Profil średniorocznych stężeń PM_{10} dla Warszawy, opracowany zgodnie z podejściem Lenschow'a. Źródło: Opracowanie własne	80
Rysunek 3.1. Zdjęcie lotnicze Szczecina. Źródło: http://metropolitalny.szczecin.pl	98
Rysunek 3.2. Zdjęcie lotnicze Warszawy. Źródło: http://www.lubuskie.pl	99
Rysunek 3.3. Panorama Krakowa. Źródło: http://www.krakow4u.pl	101
Rysunek 3.4. Zdjęcie lotnicze Zabrza. Źródło: http://www.kocjan.pl	103
Rysunek 3.5. Jelenia Góra – widok z Łysej Góry. Źródło: http://pl.wikipedia.org	104
Rysunek 3.6. Stacja monitoringu jakości powietrza typu tła miejskiego w Zabrzu (fot. M. Reizer)	106
Rysunek 3.7. Komunikacyjna stacja monitoringu jakości powietrza w Warszawie (fot. M. Reizer)	106
Rysunek 3.8. Lokalizacja wybranych stacji pomiarowych jakości powietrza: tła miejskiego (UB, jasne odcienie), komunikacyjnych (TRAF, ciemne odcienie) oraz tła regionalnego (REG, gwiazdki). Oznaczenia: patrz Tabela 3.1. Źródło: Opracowanie własne.....	107
Rysunek 3.9. Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska <i>Puszcza Borecka</i> . Źródło: http://www.ios.edu.pl	110
Rysunek 4.1. Liczba dni z przekroczeniami dobowego poziomu dopuszczalnego (24h LV) PM_{10} (słupki) oraz średnioroczne stężenia PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (linie) zarejestrowane w latach 2004 – 2012 na stacjach tła miejskiego (jasne odcienie) i komunikacyjnych (ciemne odcienie) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrzu i E) Jeleniej Górze. Czerwoną ciągłą linią oznaczono dopuszczalną liczbę przekroczeń poziomu dopuszczalnego (DLP) wynoszącą 35, natomiast czerwoną przerywaną linią – poziom dopuszczalny dla średniorocznych stężeń PM_{10} (LV_Sa) równy $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Źródło: Opracowanie własne	115
Rysunek 4.2. Liczba dni ze średnią dobową temperaturą powietrza $\leq 5^\circ\text{C}$ w Szczecinie (zółte słupki), Warszawie (zielone słupki), Krakowie (niebieskie słupki), Zabrzu (fioletowe słupki) i Jeleniej Górze (szare słupki) w latach 2004 – 2012. Źródło: Opracowanie własne	117
Rysunek 4.3. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w styczniu 2006 r. na stacjach tła miejskiego (UB) (linia ciągła) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrzu, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy poziom dopuszczalny (LV = $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), poziom informowania (INF = $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz poziom alarmowy (AV = $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla pyłu PM_{10} . Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOS uzyskanych w ramach PMS (F).....	127

Rysunek 4.4. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w styczniu 2009 r. na stacjach tła miejskiego (UB) (linia ciągła) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrzdu, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy poziom dopuszczalny ($LV = 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), poziom informowania ($INF = 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz poziom alarmowy ($AV = 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla pyłu PM_{10} . Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS (F).....	131
Rysunek 4.5. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w styczniu 2010 r. na stacjach tła miejskiego (UB) (linia ciągła) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrzdu, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy poziom dopuszczalny ($LV = 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), poziom informowania ($INF = 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz poziom alarmowy ($AV = 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla pyłu PM_{10} . Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS (F).....	134
Rysunek 4.6. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w okresie 1 lutego – 15 marca 2011 r. na stacjach tła miejskiego (UB) (linia ciągła) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrzdu, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy poziom dopuszczalny ($LV = 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), poziom informowania ($INF = 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz poziom alarmowy ($AV = 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla pyłu PM_{10} . Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS (F).....	136
Rysunek 4.7. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w lutym 2012 r. na stacjach tła miejskiego (UB) (linia ciągła) i tła regionalnego (REG) (linia przerywana) w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie; D) Zabrzdu, E) Jeleniej Górze, oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (linia przerywana). Ciągłe, przerywane i kropkowane czerwone linie oznaczają odpowiednio: dobowy poziom dopuszczalny ($LV = 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), poziom informowania ($INF = 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz poziom alarmowy ($AV = 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla pyłu PM_{10} . Kolorem beżowym zaznaczono okres trwania epizodu. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z bazy danych AirBase (A-E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS (F).....	139
Rysunek 4.8. Pole baryczne nad Europą w dniu 20 stycznia 2006 r. Źródło: http://www.wetter3.de	141
Rysunek 4.9. Chmury piętra niskiego [% pokrycia] nad Europą w dniu 24 stycznia 2006 r. Źródło: http://www.wetter3.de	142
Rysunek 4.10. Pole ciśnienia (białe linie), wysokości geopotencjału 500 hPa (czarne linie) oraz topografii względnej 500 – 1 000 hPa (kolor) nad Europą w dniu 25 stycznia 2006. Źródło: http://www.wetter3.de	143
Rysunek 4.11. Diagram aerologiczny do wysokości 700 hPa ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 26 stycznia 2006 r. Źródło: http://weather.uwyo.edu	144
Rysunek 4.12. Pole baryczne nad Europą w dniu 27 stycznia 2006 r. Źródło: http://www.wetter3.de	145
Rysunek 4.13. Pole baryczne nad Europą w dniu 29 stycznia 2006 r. Źródło: http://www.wetter3.de	146
Rysunek 4.14. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 29 stycznia 2006 r. Źródło: http://weather.uwyo.edu	147
Rysunek 4.15. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w okresie 18 stycznia – 2 lutego 2006 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (złota linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła), D) Zabrzdu (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [$^{\circ}\text{C}$] (niebieskie słupki), prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czerwona ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS (F)	149
Rysunek 4.16. Pole baryczne nad Europą w dniu 9 stycznia 2009 r. Źródło: http://www.wetter3.de	151
Rysunek 4.17. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 9 stycznia 2009 r. Źródło: http://weather.uwyo.edu	152

Rysunek 4.18. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej w Łebie w dniu 9 stycznia 2009 r. Źródło: http://weather.uwo.edu	152
Rysunek 4.19. Chmury piętra niskiego [% pokrycia] nad Europą w dniu 11 stycznia 2009 r. Źródło: http://www.wetter3.de	153
Rysunek 4.20. Pole baryczne nad Europą w dniu 11 stycznia 2009 r. Źródło: http://www.wetter3.de	154
Rysunek 4.21. Prędkość wiatru na poziomie 300 hPa (położenie prądu strumieniowego – kolor) nad Europą w dniu 12 stycznia 2009 r. Źródło: http://www.wetter3.de	154
Rysunek 4.22. Pole baryczne nad Europą w dniu 14 stycznia 2009 r. Źródło: http://www.wetter3.de	156
Rysunek 4.23. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej w Legionowie w dniu 14 stycznia 2009 r. Źródło: http://weather.uwo.edu	156
Rysunek 4.24. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM ₁₀ [µg/m ³] zmierzonych w okresie 4 – 19 stycznia 2009 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (żółta linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła), D) Zabrzu (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [°C] (niebieskie słupki), prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czerwona ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS (F).....	158
Rysunek 4.25. Pole baryczne nad Europą w dniu 22 stycznia 2010 r. Źródło: http://www.wetter3.de	159
Rysunek 4.26. Pole ciśnienia (białe linie), wysokości geopotencjału 500 hPa (czarne linie) oraz topografii względnej 500 – 1 000 hPa (kolor) nad Europą w dniu 25 stycznia 2010. Źródło: http://www.wetter3.de	160
Rysunek 4.27. Chmury piętra średniego [% pokrycia] nad Europą w dniu 25 stycznia 2010 r. Źródło: http://www.wetter3.de	161
Rysunek 4.28. Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej w Legionowie w dniu 25 stycznia 2010 r. Źródło: http://weather.uwo.edu	161
Rysunek 4.29. Pole baryczne nad Europą w dniu 26 stycznia 2010 r. Źródło: http://www.wetter3.de	162
Rysunek 4.30. Prędkość wiatru na poziomie 300 hPa (położenie prądu strumieniowego – kolor) nad Europą w dniu 26 stycznia 2010 r. Źródło: http://www.wetter3.de	163
Rysunek 4.31. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM ₁₀ [µg/m ³] zmierzonych w okresie 19 – 31 stycznia 2010 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (żółta linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła), D) Zabrzu (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [°C] (niebieskie słupki), prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czerwona ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS (F).....	165
Rysunek 4.32. Pole baryczne nad Europą w dniu 21 lutego 2011 r. Źródło: http://www.wetter3.de	166
Rysunek 4.33. Diagram aerologiczny do wysokości 700 hPa ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 24 lutego 2011 r. Źródło: http://weather.uwo.edu	167
Rysunek 4.34. Pole wiatru nad Europą w dniu 24 lutego 2011 r. Źródło: http://www.wetter3.de	168
Rysunek 4.35. Pole ciśnienia (białe linie), wysokości geopotencjału 500 hPa (czarne linie) oraz topografii względnej 500 – 1 000 hPa (kolor) nad Europą w dniu 24 lutego 2011. Źródło: http://www.wetter3.de	169
Rysunek 4.36. Pole baryczne nad Europą w dniu 3 marca 2011 r. Źródło: http://www.wetter3.de	169
Rysunek 4.37. Diagram aerologiczny do wysokości 700 hPa ze stacji pomiarowej we Wrocławiu w dniu 4 marca 2012 r. Źródło: http://weather.uwo.edu	170
Rysunek 4.38. Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM ₁₀ [µg/m ³] zmierzonych w okresie 18 lutego – 9 marca 2011 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (żółta linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła), D) Zabrzu (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [°C] (niebieskie słupki),	

- prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czerwona ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMŚ (F)..... 172
- Rysunek 4.39.** Pole baryczne nad Europą w dniu 5 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>..... 173
- Rysunek 4.40.** Pole ciśnienia (białe linie), wysokości geopotencjału 500 hPa (czarne linie) oraz topografii względnej 500 – 1 000 hPa (kolor) nad Europą w dniu 5 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de> 174
- Rysunek 4.41.** Prędkość wiatru na poziomie 300 hPa (położenie prądu strumieniowego – kolor) nad Europą w dniu 5 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>..... 174
- Rysunek 4.42.** Diagram aerologiczny do wysokości 700 hPa ze stacji pomiarowej w Łebie w dniu 6 lutego 2012 r. Źródło: <http://weather.uwyo.edu>..... 175
- Rysunek 4.43.** Pole baryczne nad Europą w dniu 12 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>..... 176
- Rysunek 4.44.** Chmury piętra niskiego [% pokrycia] nad Europą w dniu 12 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>..... 177
- Rysunek 4.45.** Minimalna temperatura w Europie Środkowej w dniu 12 lutego 2012 r. Źródło: <http://www.wetter3.de>..... 177
- Rysunek 4.46.** Diagram aerologiczny ze stacji pomiarowej w Legionowie w dniu 12 lutego 2012 r. Źródło: <http://weather.uwyo.edu>..... 178
- Rysunek 4.47.** Przebiegi średnich dobowych stężeń pyłu PM₁₀ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] zmierzonych w okresie 2 – 18 lutego 2012 r. na stacjach tła miejskiego w: A) Szczecinie (żółta linia ciągła), B) Warszawie (zielona linia ciągła), C) Krakowie (niebieska linia ciągła), D) Zabrzu (fioletowa linia ciągła), E) Jeleniej Górze (szara linia ciągła), oraz F) na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze (czarna linia ciągła) w zestawieniu ze średnimi dobowymi wartościami parametrów meteorologicznych: temperaturą powietrza [°C] (niebieskie słupki), prędkością wiatru [m/s] (beżowe słupki) oraz ciśnieniem atmosferycznym [hPa] (czerwona ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych pozyskanych z AirBase oraz MetOffice (A – E) oraz danych IOŚ uzyskanych w ramach PMŚ (F)..... 180
- Rysunek 4.48.** Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 23 stycznia 2006 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrzu, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze. Źródło: Opracowanie własne..... 183
- Rysunek 4.49.** Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 27 stycznia 2006 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrzu, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze. Źródło: opracowanie własne 184
- Rysunek 4.50.** Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 14 stycznia 2009 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrzu, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze. Źródło: Opracowanie własne..... 187
- Rysunek 4.51.** Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 26 stycznia 2010 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrzu, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze. Źródło: Opracowanie własne..... 190
- Rysunek 4.52.** Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 4 marca 2011 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrzu, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze. Źródło: Opracowanie własne..... 193
- Rysunek 4.53.** Trajektorie wsteczne mas powietrza na wysokości 50 m n.p.g. (czerwone), 100 m n.p.g. (niebieskie), 200 m n.p.g. (zielone), obliczone za pomocą modelu HYSPLIT dla 12 lutego 2012 r., godz. 00 UTC dla stacji tła miejskiego i tła regionalnego w: A) Szczecinie, B) Warszawie, C) Krakowie, D) Zabrzu, E) Jeleniej Górze, oraz F) dla stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze. Źródło: Opracowanie własne..... 196
- Rysunek 4.54.** Udziały źródeł emisji PM₁₀: LRT (zielony), RT (żółty), LP (czerwony), niezidentyfikowane źródło emisji (szary), wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA dla poszczególnych dni w

okresie styczeń – marzec 2006. Kolorem niebieskim zaznaczono okres trwania epizodu 1. Źródło: Opracowanie własne	206
Rysunek 4.55. Udziały źródeł emisji PM ₁₀ , wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA, uśrednione dla całego okresu styczeń – marzec 2006. Źródło: Opracowanie własne	207
Rysunek 4.56. Udziały źródeł emisji PM ₁₀ : LRT (zielony), RT (żółty), LP (czerwony), niezidentyfikowane źródło emisji (szary), wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA dla poszczególnych dni w okresie styczeń – marzec 2009. Kolorem niebieskim zaznaczono okres trwania epizodu 2. Źródło: Opracowanie własne	208
Rysunek 4.57. Udziały źródeł emisji PM ₁₀ , wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA, uśrednione dla całego okresu styczeń – marzec 2009. Źródło: Opracowanie własne	209
Rysunek 4.58. Udziały źródeł emisji PM ₁₀ : LRT (zielony), RT (żółty), LP (czerwony), niezidentyfikowane źródło emisji (szary), wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA dla poszczególnych dni w okresie styczeń – marzec 2010. Kolorem niebieskim zaznaczono okres trwania epizodu 3. Źródło: Opracowanie własne	209
Rysunek 4.59. Udziały źródeł emisji PM ₁₀ , wyznaczone na podstawie analizy PCA-MLRA, uśrednione dla całego okresu styczeń – marzec 2010. Źródło: Opracowanie własne	210
Rysunek 4.60. Wykresy rozrzutu obliczonych średniodobowych stężeń PM ₁₀ względem wartości pomiarowych w okresach: A) styczeń – marzec 2006, B) styczeń – marzec 2009, C) styczeń – marzec 2010. Źródło: Opracowanie własne	213
Rysunek 4.61. Przebiegi średniodobowych stężeń PM ₁₀ (linia ciągła) oraz sumy jonów C _{ion} (linia przerywana) [µg/m ³] zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze w: A) styczniu 2006 r., B) styczniu 2009 r., C) styczniu 2010 r. Kolorem beżowym zaznaczono okresy trwania poszczególnych epizodów. Źródło: Opracowanie własne	214
Rysunek 4.62. Różne stężeń zanieczyszczeń powietrza [µg/m ³]: A) PM ₁₀ , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) suma jonów C _{ion} , zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze, maksymalnych (lewe panele) oraz uśrednionych (prawe panele) dla: całego roku 2006 (kropkowana linia), okresu styczeń – marzec 2006 r. (przerywana linia) oraz okresu epizodu 21 – 30 stycznia 2006 r. (ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS	217
Rysunek 4.63. Różne stężeń zanieczyszczeń powietrza [µg/m ³]: A) PM ₁₀ , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) suma jonów C _{ion} , zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze, maksymalnych (lewe panele) oraz uśrednionych (prawe panele) dla: całego roku 2009 (kropkowana linia), okresu styczeń – marzec 2009 r. (przerywana linia) oraz okresu epizodu 7 – 16 stycznia 2009 r. (ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS	218
Rysunek 4.64. Różne stężeń zanieczyszczeń powietrza [µg/m ³]: A) PM ₁₀ , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) suma jonów C _{ion} , zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diabłej Górze, maksymalnych (lewe panele) oraz uśrednionych (prawe panele) dla: całego roku 2010 (kropkowana linia), okresu styczeń – marzec 2010 r. (przerywana linia) oraz okresu epizodu 22 – 28 stycznia 2010 r. (ciągła linia). Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS	219

Spis tabel

Tabela 2.1. Roczne emisje pyłów pierwotnych[Gg/a]. Źródło: Opracowanie własne	26
Tabela 2.2. Udział [%] głównych składników pyłu zawieszonego zmierzonych na stacjach tła miejskiego (UB), komunikacyjnych (TRAF) i pozamiejskich (REG) w Europie. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Putaud i in. (2010)	42
Tabela 2.3. Udział [%] głównych składników pyłu zawieszonego zmierzonych na stacjach tła miejskiego (UB), komunikacyjnych (TRAF) i pozamiejskich (REG) w Polsce. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z GIOŚ (2008), GIOŚ (2011), Klejnowski i in. (2012)	43
Tabela 2.4. Wybrane badania dotyczące długoterminowego wpływu pyłu zawieszonego na zdrowie ludzkie. Źródło: Opracowanie własne	50
Tabela 2.5. Zestawienie najbardziej zanieczyszczonych przez PM ₁₀ i PM _{2,5} [µg/m ³] miast na świecie, zawierające 10 pierwszych pozycji oraz miejsca zajmowane przez polskie miasta (pogrubione). Źródło:	

Opracowanie własne na podstawie danych z WHO (2011)	63
Tabela 2.6. Najpoważniejsze epizody zimowego zanieczyszczenia powietrza w XIX i XX wieku. Źródło: Na podstawie Brimblecombe (1987), Elsom (1992) oraz Anderson (1999).....	66
Tabela 3.1. Charakterystyka stacji pomiarowych jakości powietrza. Źródło: Opracowanie własne.....	108
Tabela 3.2. Kryteria klasyfikacji epizodów pyłowych pod kątem wysokości stężeń PM ₁₀ . Źródło: Opracowanie własne	113
Tabela 4.1. Katalog globalnych (GLOB), regionalnych (REG) oraz lokalnych (LOK) epizodów pyłowych z lat 2005 – 2012. Kolorami oznaczono stopnie poszczególnych epizodów: I° (zielony), II° (żółty), III° (pomarańczowy), IV° (czerwony). Gwiazdką zaznaczono epizody wybrane do analizy. Źródło: Opracowanie własne	119
Tabela 4.2. Charakterystyka analizowanych epizodów pyłowych z lat 2006 – 2012. Źródło: Opracowanie własne	123
Tabela 4.3. Średnie stężenia PM ₁₀ zmierzone w trakcie 5 analizowanych epizodów pyłowych w latach 2006 – 2012 na stacjach tła miejskiego (UB), tła regionalnego (REG) oraz komunikacyjnych (TRAF) w 5 miastach Polski. Źródło: Opracowanie własne	198
Tabela 4.4. Ładunki czynnikowe, określone w analizie PCA z rotacją Varimax, na podstawie stężeń TM i SIA zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP DIABLA w okresie styczeń – marzec 2006. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS.....	201
Tabela 4.5. Ładunki czynnikowe, określone w analizie PCA z rotacją Varimax, na podstawie stężeń metali śladowych i jonów SIA zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP DIABLA w okresie styczeń – marzec 2009. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS	203
Tabela 4.6. Ładunki czynnikowe, określone w analizie PCA z rotacją Varimax, na podstawie stężeń metali śladowych i jonów SIA zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP DIABLA w okresie styczeń – marzec 2010. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IOŚ uzyskanych w ramach PMS	204
Tabela 4.7. Wartości miar statystycznych oceny działania modeli regresji uzyskanych za pomocą analizy PCA-MLRA. Źródło: Opracowanie własne.....	212
Tabela 4.8. Zmienność stężeń sumy jonów C _{ion} [μg/m ³] zmierzonych na stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze w latach 2005 – 2010. Źródło: Opracowanie własne	215
Tabela 4.9. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM ₁₀ oraz SO ₂ , NO ₂ i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrzu; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze podczas epizodu w dniach 21 – 30 stycznia 2006 r. Źródło: Opracowanie własne	222
Tabela 4.10. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM ₁₀ oraz PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrzu; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze podczas epizodu w dniach 7 – 16 stycznia 2009 r. Źródło: Opracowanie własne	224
Tabela 4.11. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM ₁₀ oraz PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrzu; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze podczas epizodu w dniach 22 – 28 stycznia 2010 r. Źródło: Opracowanie własne.....	226
Tabela 4.12. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM ₁₀ oraz PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrzu; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze podczas epizodu w dniach 21 lutego – 6 marca 2011 r. Źródło: Opracowanie własne.....	227
Tabela 4.13. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy stężeniami PM ₁₀ oraz PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ i CO zmierzonymi na stacjach tła miejskiego (UB) w: Szczecinie; Warszawie; Krakowie; Zabrzu; Jeleniej Górze oraz stacji tła krajowego EMEP w Diablej Górze podczas epizodu w dniach 5 – 15 lutego 2012 r. Źródło: Opracowanie własne.....	228
Tabela 5.1. Charakterystyka sytuacji synoptycznej, lokalnych warunków meteorologicznych oraz źródeł emisji w trakcie analizowanych epizodów pyłowych z lat 2006 – 2012. Źródło: Opracowanie własne	232

List of Figures

- Figure 2.1.** Size distributions of particulate matter by: A) number [$1000/\text{cm}^3$]; B) area [$\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$]; C) volume [$\mu\text{m}^3/\text{cm}^3$] for urban (black line), traffic (dotted black line), rural (red line) and remote continental (blue line) areas; D) main particles formation and removal processes as well as areas in respiratory track where PM is deposited. Source: Author's elaboration based on Seinfeld & Pandis (2006) and Gieré & Querol (2010) 21
- Figure 2.2.** Total particle number concentrations [$1000 \text{ particles}/\text{cm}^3$] in selected areas: urban (green background), traffic (yellow background), industrial (pink background), sub-urban (violet background), rural (blue background). Source: Author's elaboration 23
- Figure 2.3.** Scanning electron microscope images of anthropogenic (A–C) and natural (D–I) particles. A) aggregate of soot particles; B) combustion-derived Ca-sulphate crystals; C) plagioclase and spheres of combustion-derived magnetite; particles in Saharan dust (D – F): D) calcite and clays, E) diatom, F) illite with attached halite crystals (small bright cubes); G) firebush pollen (*Hamelia patens*); H) spores of wheat leaf rust (*Puccinia triticina*); I) agglomerate of brochosomes (carbon-rich particles produced by leaf-hopping insects). Source: Gieré & Querol (2010) 24
- Figure 2.4.** Structure of primary particulate matter emission: A) PM_{10} ; B) $\text{PM}_{2.5}$ according to SNAP97 in Poland in 2010. Source: Author's elaboration based on data from KOBIZE (2012) 27
- Figure 2.5.** Crests in the Baltic Sea (Photo: M. Reizer) 30
- Figure 2.6.** Satellite image of Saharan dust extending more than 1 600 km over the Atlantic Ocean (February 26, 2000). Source: SeaWiFS Project, NASA/Goddard Space Flight Center and ORBIMAGE 31
- Figure 2.7.** Size distribution of bioaerosol particles [μm]. Source: Author's elaboration based on Kaiser (2005) 32
- Figure 2.8.** Mass concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] of: a) PM_{10} and contributions [%] of inorganic and organic components in PM_{10} ; b) OOA; c) HOA, measured at sites in the Northern Hemisphere. Upper panel: average PM_{10} composition at urban, sub-urban and rural sites. Source: Zhang et al. (2011) 39
- Figure 2.9.** Plot of f_{44} vs. f_{43} for the OA components from 43 ambient datasets. Source: modified after Ng et al. (2011) 40
- Figure 2.10.** Possible health effects of particulate matter air pollution. Source: Author's elaboration 46
- Figure 2.11.** Global mean radiative forcings [W/m^2] resulting from human activities and natural processes with the assessed level of scientific understanding. The values represent the radiative forcings between 1750 and 2005. Source: Author's elaboration based on data from IPCC (2007) 55
- Figure 2.12.** Annual running averages of global mean temperature anomalies [$^{\circ}\text{C}$] between 1750 and 2011 relative to the period 1950 – 1980 based on calculations of the Berkeley Earth Surface Temperature project. Red lines indicate major volcanic eruptions in the past 200 years. Source: Author's elaboration based on data from Rohde et al., 2013 56
- Figure 2.13.** A) The volcanic ash cloud from the Eyjafjallajökull volcano in Iceland (April 2010); B) Smog on the Red Square in Moscow caused by peat bog and forest fires (August 2010). Source: <http://www.bbc.co.uk>... 58
- Figure 2.14.** Annual mean PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured in cities, grouped by region. Solid and dashed lines indicate PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ limit values, respectively. Source: Author's elaboration based on data from WHO (2011) 62
- Figure 2.15.** Claude Monet: *London, Houses of Parliament: The Sun Shining through the Fog* (1904). Musée d'Orsay. Source: <http://www.musee-orsay.fr> 68
- Figure 2.16.** Daily mean concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] of smoke (red line) and SO_2 (green line) recorded in London between November 17 and December 27, 1952 in comparison with temperature deviations from 80-year average [$^{\circ}\text{C}$] (blue bars) as well as number of deaths (brown bars) registered in the weeks ending between November 22 and December 27, 1952. Days of the Great Smog are indicated in grey. Source: Author's elaboration based on data from Scott (1953) 69
- Figure 2.17.** Piccadilly Circus in London during: A) Great Smog in December 1952 (Photo: Central Press/Hulton Archive/Getty Images); B) XXX Olympic Games in August 2012 (Photo: K. Juda-Rezler) 70
- Figure 2.18.** Histopathology of airways and alveolar region in post-mortem specimens from victims of fog in Meuse Valley, December 1930: A) bronchial mucosa with desquamation of epithelium and congestion of

submucosal blood vessels; B) alveolar oedema and haemorrhage with small soot particles. Source: Nemery et al. (2001).....	72
Figure 2.19. Satellite image of the smog over Beijing, China registered by MODIS (<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>) on Terra satellite at: A) January 3, 2013 and B) January 14, 2013. Source: NASA Earth Observatory	73
Figure 2.20. Zabrze during PM episode in January 2006 (Photo: K. Klejnowski).....	74
Figure 2.21. Approaches to source apportionment of air pollutants. Source: Author's elaboration.....	75
Figure 2.22. Knowledge about pollution sources required in different receptor modelling techniques. Receptor models are shown in italic and with dotted line. Source: Author's elaboration based on Viana et al. (2008)	77
Figure 2.23. Profile of annual mean PM ₁₀ concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] in Warsaw, according to the Lenschow approach. Source: Author's elaboration	80
Figure 3.1. Aerial photo of Szczecin. Source: http://metropolitalny.szczecin.pl	98
Figure 3.2. Aerial photo of Warsaw. Source: http://www.lubuskie.pl	99
Figure 3.3. Panorama of Cracow. Source: http://www.krakow4u.pl	101
Figure 3.4. Aerial photo of Zabrze. Source: http://www.kocjan.pl	103
Figure 3.5. Jelenia Góra – view from Łysa Góra. Source: http://pl.wikipedia.org	104
Figure 3.6. Urban background air quality monitoring site in Zabrze (Photo: M. Reizer)	106
Figure 3.7. Traffic air quality monitoring site in Warsaw (Photo: M. Reizer)	106
Figure 3.8. Location of selected urban background (UB, light shades), traffic (TRAF, dark shades) and regional background (REG, stars) air quality monitoring sites. For interpretation of symbols please see Table 3.1. Source: Author's elaboration	107
Figure 3.9. Integrated Environment Monitoring Station <i>Puszcza Borecka</i> . Source: http://www.ios.edu.pl	110
Figure 4.1. Number of days with exceedances of daily PM ₁₀ limit value – 24 h LV (bars) and annual mean PM ₁₀ concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (lines) recorded between 2004 and 2012 at urban background (light shades) and traffic (dark shades) air quality monitoring sites in: A) Szczecin, B) Warsaw, C) Cracow, D) Zabrze and E) Jelenia Góra. Red solid line indicates number of days with the maximum permissible exceedances of the daily limit value in a calendar year (DLP) which equals 35, while the red dashed line indicates limit value for annual mean PM ₁₀ concentration (LV_Sa) that is equal to 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Source: Author's elaboration.....	115
Figure 4.2. Number of days with average daily air temperature $\leq 5^\circ\text{C}$ in Szczecin (yellow bars), Warsaw (green bars), Cracow (blue bars), Zabrze (purple bars) and Jelenia Gora (grey bars) during the 2004 – 2012 period. Source: Author's elaboration	117
Figure 4.3. Patterns of PM ₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured in January 2006 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), information threshold (INF = 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and alert threshold (AV = 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) for PM ₁₀ , respectively. Days of the episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F)	127
Figure 4.4. Patterns of PM ₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured in January 2009 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), information threshold (INF = 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and alert threshold (AV = 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) for PM ₁₀ , respectively. Days of the episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F)	131
Figure 4.5. Patterns of PM ₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured in January 2010 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), information threshold (INF = 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and alert threshold (AV = 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) for PM ₁₀ , respectively. Days of the episode	

are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F)	134
Figure 4.6. Patterns of PM ₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured during the period of 1 st February – 15 th March 2011 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), information threshold (INF = 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and alert threshold (AV = 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) for PM ₁₀ , respectively. Days of the episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F)	136
Figure 4.7. Patterns of PM ₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured in February 2012 at urban background (UB) (solid line) and regional background (REG) (dashed line) monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra; and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (dashed line). Solid, dashed and dotted red lines represent the daily limit value (LV = 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), information threshold (INF = 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and alert threshold (AV = 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) for PM ₁₀ , respectively. Days of the episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration based on data from AirBase database (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F)	139
Figure 4.8. Surface level pressure over Europe on 20 th January 2006. Source: http://www.wetter3.de	141
Figure 4.9. Low-level clouds [% coverage] over Europe on 24 th January 2006. Source: http://www.wetter3.de	142
Figure 4.10. Surface level pressure (white lines), 500 hPa geopotential height (black lines) and 500 – 1 000 hPa relative topography (colour bar) over Europe on 25 th January 2006. Source: http://www.wetter3.de	143
Figure 4.11. Vertical sounding up to 700 hPa from Wrocław station on 26 th January 2006. Source: http://weather.uwyo.edu	144
Figure 4.12. Surface level pressure over Europe on 27 th January 2006. Source: http://www.wetter3.de	145
Figure 4.13. Surface level pressure over Europe on 29 th January 2006. Source: http://www.wetter3.de	146
Figure 4.14. Vertical sounding from Wrocław station on 29 th January 2006. Source: http://weather.uwyo.edu	147
Figure 4.15. Patterns of PM ₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (solid lines) measured during the period of 18 th January – 2 nd February 2006 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [°C] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F)	149
Figure 4.16. Surface level pressure over Europe on 9 th January 2009. Source: http://www.wetter3.de	151
Figure 4.17. Vertical sounding from Wrocław station on 9 th January 2009. Source: http://weather.uwyo.edu ..	152
Figure 4.18. Vertical sounding from Łeba station on 9 th January 2009. Source: http://weather.uwyo.edu	152
Figure 4.19. Low-level clouds [% coverage] over Europe on 11 th January 2009. Source: http://www.wetter3.de	153
Figure 4.20. Surface level pressure over Europe on 11 th January 2009. Source: http://www.wetter3.de	154
Figure 4.21. 300 hPa wind speed (jet stream position – colour bar) over Europe on 12 th January 2009. Source: http://www.wetter3.de	154
Figure 4.22. Surface level pressure over Europe on 14 th January 2009. Source: http://www.wetter3.de	156
Figure 4.23. Vertical sounding from Legionowo station on 14 th January 2009. Source: http://weather.uwyo.edu	156
Figure 4.24. Patterns of PM ₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (solid lines) measured during the period of 4 – 19 th January 2009 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid	

line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [°C] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F) 158

Figure 4.25. Surface level pressure over Europe on 22nd January 2010. Source: <http://www.wetter3.de> 159

Figure 4.26. Surface level pressure (white lines), 500 hPa geopotential height (black lines) and 500 – 1 000 hPa relative topography (colour bar) over Europe on 23rd January 2010. Source: <http://www.wetter3.de> 160

Figure 4.27. Mid-level clouds [% coverage] over Europe on 25th January 2010. Source: <http://www.wetter3.de> 161

Figure 4.28. Vertical sounding from Legionowo station on 25th January 2010. Source: <http://weather.uwyo.edu> 161

Figure 4.29. Surface level pressure over Europe on 26th January 2010. Source: <http://www.wetter3.de> 162

Figure 4.30. 300 hPa wind speed (jet stream position – colour bar) over Europe on 26th January 2010. Source: <http://www.wetter3.de> 163

Figure 4.31. Patterns of PM₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (solid lines) measured during the period of 19 – 31st January 2010 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [°C] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F) 165

Figure 4.32. Surface level pressure over Europe on 21st February 2011. Source: <http://www.wetter3.de> 166

Figure 4.33. Vertical sounding up to 700 hPa from Wrocław station on 24th February 2011. Source: <http://weather.uwyo.edu> 167

Figure 4.34. Wind speed over Europe on 24th February 2011. Source: <http://www.wetter3.de> 168

Figure 4.35. Surface level pressure (white lines), 500 hPa geopotential height (black lines) and 500 – 1 000 hPa relative topography (colour bar) over Europe on 24th February 2011. Source: <http://www.wetter3.de> 169

Figure 4.36. Surface level pressure over Europe on 3rd March 2011. Source: <http://www.wetter3.de> 169

Figure 4.37. Vertical sounding up to 700 hPa from Wrocław station on 4th March 2012. Source: <http://weather.uwyo.edu> 170

Figure 4.38. Patterns of PM₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (solid lines) measured during the period of 18th February – 9th March 2011 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [°C] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F) 172

Figure 4.39. Surface level pressure over Europe on 5th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de> 173

Figure 4.40. Surface level pressure (white lines), 500 hPa geopotential height (black lines) and 500 – 1 000 hPa relative topography (colour bar) over Europe on 5th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de> 174

Figure 4.41. 300 hPa wind speed (jet stream position – colour bar) over Europe on 5th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de> 174

Figure 4.42. Vertical sounding up to 700 hPa from Łeba station on 6th February 2012. Source: <http://weather.uwyo.edu> 175

Figure 4.43. Surface level pressure over Europe on 12th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de> 176

Figure 4.44. Low-level clouds [% coverage] over Europe on 12th February 2012. Source: <http://www.wetter3.de> 177

Figure 4.45. Minimum temperature in Central Europe on 12th February 2012. Source:

Figure 4.46. Vertical sounding from Legionowo station on 12th February 2012. Source: http://weather.uwyo.edu.....178

Figure 4.47. Patterns of PM₁₀ daily concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (solid lines) measured during the period of 2 – 18th January 2012 at urban background monitoring sites of the following cities: A) Szczecin (yellow solid line); B) Warsaw (green solid line); C) Cracow (blue solid line); D) Zabrze (purple solid line); E) Jelenia Góra (grey solid line); and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra (black solid line) in comparison with daily mean of meteorological parameters: air temperature [$^{\circ}\text{C}$] (blue bars), wind speed [m/s] (beige bars) and air pressure [hPa] (red solid line). Source: Author's elaboration based on data from AirBase database and MetOffice (A-E) and from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring (F)180

Figure 4.48. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on January 23rd 2006. Source: Author's elaboration183

Figure 4.49. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on January 27th 2006. Source: Author's elaboration184

Figure 4.50. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on January 14th 2009. Source: Author's elaboration187

Figure 4.51. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on January 26th 2010. Source: Author's elaboration190

Figure 4.52. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on March 4th 2011. Source: Author's elaboration193

Figure 4.53. Air mass back trajectories at the altitude of 50 m a.g.l. (red), 100 m a.g.l. (blue), 200 m a.g.l. (green), at urban and regional monitoring sites of the following cities: A) Szczecin; B) Warsaw; C) Cracow; D) Zabrze; E) Jelenia Góra, and F) at rural background EMEP site in Diabla Góra, calculated by HYSPLIT model at 00 UTC on February 12th 2012. Source: Author's elaboration196

Figure 4.54. Contributions of PM₁₀ emission sources: LRT (green), RT (yellow), LP (red), unknown source (grey), determined in the PCA-MLRA analysis for each day of January – March 2006. Days of episode 1 are indicated in blue. Source: Author's elaboration206

Figure 4.55. Contributions of PM₁₀ emission sources, determined in the PCA-MLRA analysis averaged for the whole period of January – March 2006. Source: Author's elaboration.....207

Figure 4.56. Contributions of PM₁₀ emission sources: LRT (green), RT (yellow), LP (red), unknown source (grey), determined in the PCA-MLRA analysis for each day of January – March 2009. Days of episode 2 are indicated in blue. Source: Author's elaboration208

Figure 4.57. Contributions of PM₁₀ emission sources, determined in the PCA-MLRA analysis averaged for the whole period of January – March 2009. Source: Author's elaboration.....209

Figure 4.58. Contributions of PM₁₀ emission sources: LRT (green), RT (yellow), LP (red), unknown source (grey), determined in the PCA-MLRA analysis for each day of January – March 2010. Days of episode 3 are indicated in blue. Source: Author's elaboration209

Figure 4.59. Contributions of PM₁₀ emission sources, determined in the PCA-MLRA analysis averaged for the whole period of January – March 2010. Source: Author's elaboration.....210

Figure 4.60. Scatter plots of predicted versus observed daily PM₁₀ concentrations for the periods of: A) January – March 2006, B) January – March 2009, C) January – March 2010. Source: Author's elaboration213

Figure 4.61. Patterns of daily PM₁₀ (solid line) and ion sum C_{ion} concentrations (dashed line) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured

at the rural background EMEP site in Diabla Góra during periods of: A) January – March 2006, B) January – March 2009, C) January – March 2010. Days of each episode are indicated in beige. Source: Author's elaboration.....214

Figure 4.62. Air pollution roses [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: A) PM_{10} , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) ion sum C_{ions} , measured at the rural background EMEP site in Diabla Góra. Maximum (left panels) and average (right panels) values for periods of the whole year 2006 (dotted line), January – March 2006 (dashed line) and episode of 21 – 30th January 2006 (solid line) are shown. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring217

Figure 4.63. Air pollution roses [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: A) PM_{10} , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) ion sum C_{ions} , measured at the rural background EMEP site in Diabla Góra. Maximum (left panels) and average (right panels) values for periods of the whole year 2009 (dotted line), January – March 2009 (dashed line) and episode of 7 – 16th January 2009 (solid line) are shown. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring218

Figure 4.64. Air pollution roses [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: A) PM_{10} , B) As, C) Cd, D) Cr, E) Cu, F) Ni, G) Pb, H) Zn, I) ion sum C_{ions} , measured at the rural background EMEP site in Diabla Góra. Maximum (left panels) and average (right panels) values for periods of the whole year 2010 (dotted line), January – March 2010 (dashed line) and episode of 22 – 28th January 2010 (solid line) are shown. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring219

List of Tables

Table 2.1. Annual emissions of primary particulate matter [Gg/a]. Source: Author's elaboration	26
Table 2.2. Contribution [%] of major constituents in particulate matter measured at urban background (UB), traffic (TRAF) and rural background (REG) sites in Europe. Source: Author's elaboration based on data from Putaud et al. (2010)	42
Table 2.3. Contribution [%] of major constituents in particulate matter measured at urban background (UB), traffic (TRAF) and rural background (REG) sites in Poland. Source: Author's elaboration based on data from GIOŚ (2008), GIOŚ (2011), Klejnowski et al. (2012)	43
Table 2.4. Selected studies concerning long-term health effects of particulate matter. Source: Author's elaboration.....	50
Table 2.5. Worldwide ranking of the cities most polluted by PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], including top 10 positions and the ranks of Polish cities (in bold type). Source: Author's elaboration based on data from WHO (2011).....	63
Table 2.6. Major winter air pollution episodes in the 19 th and 20 th centuries. Source: Based on Brimblecombe (1987), Elsom (1992) and Anderson (1999). Source: Author's elaboration	66
Table 3.1. Characteristics of air quality monitoring sites. Source: Author's elaboration	108
Table 3.2. Criteria for classification of PM episodes with respect to PM_{10} concentrations. Source: Author's elaboration.....	113
Table 4.1. Catalog of global (GLOB), regional (REG) and local (LOK) PM episodes from the 2005 – 2012 period. Colors indicated level of individual episodes: I° (green), II° (yellow), III° (orange), IV° (red). Episodes selected for analysis are marked with asterisk. Source: Author's elaboration	119
Table 4.2. Characteristic of analyzed PM episodes from the 2006 – 2012 period. Source: Author's elaboration.....	123
Table 4.3. Average PM_{10} concentrations measured during 5 analysed PM episodes from 2006 – 2012 period at urban (UB) or regional background (REG) and traffic (TRAF) monitoring sites of 5 Polish cities. Source: Author's elaboration	198
Table 4.4. Factor loadings determined in the Varimax rotated PCA analysis of TMs and SIA measured at rural background EMEP site DIABLA during January – March 2006. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring	201
Table 4.5. Factor loadings determined in the Varimax rotated PCA analysis of trace elements and SIA measured at rural background EMEP site DIABLA during January – March 2009. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring	203

Table 4.6. Factor loadings determined in the PCA analysis with Varimax rotation of trace elements and SIA measured at rural background EMEP site DIABLA during January – March 2010. Source: Author's elaboration based on data from the Environmental Protection Inspectorate obtained within the State Environmental Monitoring	204
Table 4.7. The values of statistical measures of the PCA-MLRA regression models performance evaluation. Source: Author's elaboration	212
Table 4.8. Variability of ion sum C_{ion} concentrations [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] measured at the rural background EMEP site in Diabla Góra during the period of 2005 – 2010. Source: Author's elaboration	215
Table 4.9. Pearson's correlation coefficients between PM_{10} and SO_2 , NO_2 , CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during 21 – 30 th January 2006. Source: Author's elaboration	222
Table 4.10. Pearson's correlation coefficients between PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during 7 – 16 th January 2009. Source: Author's elaboration	224
Table 4.11. Pearson's correlation coefficients between PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during 22 – 28 th January 2010. Source: Author's elaboration	226
Table 4.12. Pearson's correlation coefficients between PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during period of 21 st February – 6 th March 2011. Source: Author's elaboration	227
Table 4.13. Pearson's correlation coefficients between PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , CO concentrations measured at urban background (UB) air quality monitoring sites of: Szczecin; Warsaw; Cracow; Zabrze; Jelenia Góra and at rural background EMEP site in Diabla Góra during period of 5 – 15 th February 2012. Source: Author's elaboration	228
Table 5.1. Characteristic of synoptic situation, local meteorological conditions and emission sources during analyzed PM episodes from the 2006 – 2012 period. Source: Author's elaboration	232



**BG Magazyn
Podstawowy**



400000000248204

BIBLIOTEKA GŁÓWNA
Politechniki Warszawskiej

C. 150571