

**Politechnika  
Warszawska**

# **Rozprawa doktorska**

**WYDZIAŁ INSTALACJI  
BUDOWLANYCH, HYDROTECHNIKI  
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**mgr inż. Katarzyna  
Maciejewska**

**Analiza krótkoterminowego  
wpływu różnych typów  
zanieczyszczeń pyłowych  
na zdrowie  
mieszkańców Warszawy**



**WARSZAWA 2017**



POLITECHNIKA WARSZAWSKA

WYDZIAŁ INSTALACJI BUDOWLANYCH,  
HYDROTECHNIKI I INŻYNIERII ŚRODOWISKA

# Rozprawa doktorska

mgr inż. Katarzyna Maciejewska

**Analiza krótkoterminowego wpływu  
różnych typów zanieczyszczeń pyłowych  
na zdrowie mieszkańców Warszawy**

Promotor

prof. dr hab. inż. Katarzyna Juda-Rezler

WARSZAWA 2017

POLITECHNIKA WARSZAWSKA

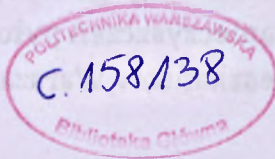
WYDZIAŁ INSTALACJI BUDOWLANYCH  
HYDROTECHNIKI I INŻYNIERII ŚRODOWISKA

# Rozprawa doktorska

mgr inż. Katarzyna Maciejewska

Analiza kłótni w procesie wady

rozprawy typów ...  
na terenie ...



Pracownia

prof. dr hab. inż. Katarzyna Maciejewska

WARSZAWA 2017

10.10.2017

*Za wszelką pomoc i rady, za wsparcie i motywację  
oraz za wiarę we mnie serdecznie dziękuję*

*prof. dr hab. inż. Katarzynie Juda-Rezler, mojej  
Promotor,*

*a także:*

*Magdalenie Reizer, Lidii Piestrzeniewicz,  
Małgorzacie Paciorek, Agnieszce Bemka,  
Danielowi Rabczenko oraz moim Najbliższym –  
Rodzinie i Przyjaciółom.*



## Streszczenie

Celem niniejszej pracy było dokonanie oceny wpływu krótkoterminowej ekspozycji na pył zawieszony w powietrzu na zdrowie mieszkańców Warszawy, z rozróżnieniem oddziaływań podstawowych frakcji pyłów ( $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$ ,  $PM_c$ ), pochodzących z różnych źródeł emisji (źródła punktowe – przemysłowe; liniowe – transportu drogowego, powierzchniowe – z sektora komunalno-bytowego oraz napływ spoza miasta), a także porównanie poszczególnych zanieczyszczeń pyłowych pod kątem ich szkodliwości. Szczególną uwagę poświęcono wpływowi pyłu pochodzącego ze spalania paliw stałych w źródłach indywidualnych.

Średniodobowe narażenie populacji na wyróżnione typy PM w okresie 2013-2014 określono na podstawie uśrednionych dla obszaru miasta wyników modelu CALPUFF, ważąc je gęstością zaludnienia. Zastosowano autorską metodę filtracji i kalibracji wyników (procedurę RM), która pozwoliła na znaczną poprawę wyników ewaluacji modelu, której dokonano przy zastosowaniu metodyki Delta, uwzględniającej niepewność danych pomiarowych.

Średnie narażenie w całym okresie wyniosło ok.  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  i ok.  $25 \mu\text{g m}^{-3}$ , odpowiednio dla  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ . Stwierdzono dominujący udział pyłu pochodzącego z napływu spoza miasta (52% masy  $PM_{10}$  i 68.5% masy  $PM_{2.5}$ ), zaś wśród źródeł lokalnych – pyłu z transportu drogowego (41% masy  $PM_{10}$  i 23% masy  $PM_{2.5}$ ). Pył ze źródeł komunalno-bytowych stanowi od ok. 1% masy pyłu latem, do ok. 10% w sezonie zimowym, zarówno w przypadku  $PM_{10}$  jak i  $PM_{2.5}$ .

Za pomocą uogólnionych modeli addytywnych (GAM) zbadano wpływ poszczególnych typów PM na dobową liczbę zgonów i przyjęć do szpitali na skutek ogółu przyczyn oraz chorób układu krążenia (CV) i oddechowego (RS). Stwierdzono, iż oddziaływania zdrowotne wyróżnionych typów pyłu wykazują statystycznie istotne różnice.  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$  zwiększają przede wszystkim ryzyko względne zgonu (odpowiednio o 0.3% i 0.7% na każde  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  dla przyczyn ogólnych), a  $PM_c$  – hospitalizacji.  $PM_{10}$  pochodzący ze źródeł powierzchniowych zwiększa ryzyko umieralności ogólnej o 3.2%, CV o 3.9% i RS o 8%, zaś  $PM_{2.5}$  ze źródeł liniowych wpływa na zwiększenie ogólnego ryzyka zgonu o 2.8%. Ryzyko hospitalizacji ogółem wzrasta o 2.5% na każde  $10 \mu\text{g m}^{-3}$   $PM_c$ . W przypadku chorób CV najsilniej oddziałuje  $PM_c$  ze źródeł powierzchniowych (12.4%), zaś RS – z napływu (9.9%). Stwierdzono, iż najszerszym spektrum oddziaływań charakteryzuje się pył pochodzący z tzw. niskiej emisji – jest istotnie związany z ryzykiem zgonu z wszystkich rozpatrywanych

przyczyn (najsilniej dla RS), wpływa też na ryzyko hospitalizacji ogółem i CV. Pył ze źródeł liniowych w największym stopniu oddziałuje na ryzyko zgonów CV i hospitalizacji RS, zaś pył napływający spoza miasta – na ryzyko zgonów ogółem oraz hospitalizacji CV.

**Słowa kluczowe:** zanieczyszczenie atmosfery, pył zawieszony, modelowanie, CALPUFF, identyfikacja źródeł, ocena oddziaływań zdrowotnych, uogólniony modeli liniowy



## Summary

The aim of this work was to assess the impact of short-term exposure to airborne particulate matter on the health of the inhabitants of Warsaw, distinguishing between the effects of basic fractions of PM ( $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$ ,  $PM_c$ ), originating from different types of emission sources (point – industrial sources; linear – road transport; areal – residential sources, and from external inflow), as well as the comparison of the discerned PM types in terms of their harmfulness. Special attention was been paid to the impact of particulate matter derived from solid fuel combustion in residential sources.

Daily mean population exposure to various PM types in the period 2013-2014 was calculated as an average of the CALPUFF model results for the whole city, weighted by the population density. Author's own procedure of filtration and calibration of the results (the RM Procedure) was applied, which allowed for significant improvement of the statistical measures of model evaluation.

The average population exposure in the whole period reached approximately  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  and  $25 \mu\text{g m}^{-3}$  for  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ , respectively. It was found that the predominant proportion of PM (52% of  $PM_{10}$  and 68.5% of  $PM_{2.5}$ ) originates from the external inflow to the city, while among the local sources road transport is the most important one (41% of  $PM_{10}$  and 23% of  $PM_{2.5}$ ). PM originating from individual combustion accounts for about 1% of PM mass in summer, and up to about 10% in winter, both for  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ .

Generalized additive models (GAM) were applied to investigate the effects of various PM types on daily number of all-cause, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) deaths and hospitalizations. It was found that the health effects of the distinguished PM types show statistically significant differences.  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  increase primarily the relative risk of all-cause mortality (0.3% and 0.7% per  $10 \mu\text{g m}^{-3}$ , respectively), while  $PM_c$  – the risk of hospitalization.  $PM_{10}$  originating from residential sources increases the overall mortality risk by 3.2%, CV by 3.9% and RS by 8%, and  $PM_{2.5}$  from linear sources magnifies the all-cause mortality risk by 2.8%. The overall hospitalization risk increases by 2.5% per  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  of  $PM_c$ . In case of CV diseases, the highest effects are observed for  $PM_c$  from residential sources (12.4%), and for RS – from external inflow (9.9%). It has been found that PM originating from individual combustion has the broadest spectrum of impacts – it is significantly related to the risk of mortality from all considered causes (the strongest in the case of RS), it also

affects the all-cause and CV hospitalization risk. PM from linear sources has the greatest impact on the risk of CV deaths and RS hospitalization, while PM from external inflow – on the risk of all-cause mortality and CV hospitalization.

**Key words:** air pollution, particulate matter, modelling, CALPUFF, source apportionment, health impact assessment, generalized additive model

## Spis treści

Streszczenie .....	5
Summary .....	7
Wykaz najważniejszych skrótów i oznaczeń .....	11
1. Wstęp.....	13
1.1. Tematyka pracy .....	13
1.2. Cel i tezy pracy.....	16
1.3. Zakres pracy .....	16
2. Pył zawieszony w atmosferze.....	18
2.1. Charakterystyka pyłu.....	18
2.1.1 Definicja i klasyfikacja.....	18
2.1.2 Skład pyłu.....	20
2.1.3 Oddziaływania pyłu.....	27
2.1.4 Przemiany fizyko-chemiczne .....	30
2.1.5 Wpływ warunków meteorologicznych na zanieczyszczenie powietrza pyłem .....	33
2.2. Źródła pyłu w atmosferze.....	38
2.3. Wielkość emisji pyłu na świecie, w Unii Europejskiej oraz w Polsce .....	48
2.4. Stan zanieczyszczenia powietrza pyłem.....	57
2.5. Wpływ pyłu na zdrowie ludzkie.....	64
2.5.1 Mechanizmy oddziaływań.....	66
2.5.2 Przegląd badań .....	70
2.6. Modelowanie dyspersji zanieczyszczeń pyłowych .....	89
2.6.1 Informacje wstępne .....	89
2.6.2 Komponenty kluczowe dla modelowania.....	91
2.6.3 Funkcjonowanie nowoczesnych systemów modelowania .....	99
2.6.4 Klasyfikacja i przegląd modeli jakości powietrza.....	100
3. Metodologia .....	107
3.1. Charakterystyka obszaru badawczego.....	107
3.1.1 Charakterystyka fizjograficzna, topograficzna, administracyjna i demograficzna.....	107
3.1.2 Klimat i pogoda w Warszawie .....	109
3.1.3 Źródła i wielkość emisji pyłu na terenie Warszawy.....	114
3.1.4 Stan jakości powietrza w województwie mazowieckim oraz w Warszawie .....	121
3.2. Modelowanie stężeń pyłu.....	127
3.2.1 Charakterystyka modelu CALPUFF .....	127
3.2.2 Dane wejściowe.....	130
3.2.3 Implementacja modeli CALMET i CALPUFF .....	135
3.2.4 Ewaluacja wyników modelowania .....	136

3.2.5 Opracowanie metody filtracji i kalibracji wyników modelu CALPUFF – Procedura RM	143
3.2.6 Określenie średniego narażenia mieszkańców Warszawy na pył zawieszony w powietrzu	145
3.2.7 Określanie udziałów źródeł emisji pyłu	146
3.3. Badanie krótkoterminowych oddziaływań na zdrowie	147
3.3.1 Dane medyczne	147
3.3.2 Metodyka GAM	152
4. Wyniki i dyskusja	158
4.1. Wyniki modelu CALMET	158
4.2. Ewaluacja wyników modelu CALMET	163
4.3. Wyniki modelowania stężeń pyłu i jego składowych za pomocą modelu CALPUFF	166
4.3.1 Stężenia poszczególnych typów pyłu	166
4.3.2 Udziały pyłu z różnych źródeł w masie poszczególnych frakcji	175
4.4. Ewaluacja wyników modelu CALPUFF	179
4.5. Średnie narażenie mieszkańców Warszawy na pył $PM_{2,5}$ , $PM_{10}$ i $PM_c$	189
4.6. Umieralność i chorobowość szpitalna w Warszawie w latach 2013-2014	197
4.7. Ryzyko względne związane z ekspozycją na różne rodzaje zanieczyszczeń pyłowych	200
4.7.1 Budowa modeli GAM	200
4.7.2 Efekty zdrowotne – umieralność	206
4.7.3 Efekty zdrowotne – hospitalizacje	220
5. Podsumowanie i wnioski	233
LITERATURA	247
Spis rysunków	264
List of figures	268
Spis tabel	272
List of tables	274
ZAŁĄCZNIK 1	277
ZAŁĄCZNIK 2	285

## Wykaz najważniejszych skrótów i oznaczeń

- APHENA** – projekt *Air Pollution and Health: a European and North American Approach*
- AQM** – model jakości powietrza (ang. *air quality model*)
- B(a)P** – benzo-alfa-piren
- BC** – sadza (ang. *black carbon*)
- BS** – dawny wskaźnik zapylenia powietrza (ang. *black smoke*)
- CAFE** – Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 roku w sprawie jakości powietrza i czystszeo powietrza dla Europy (ang. *Clean Air for Europe*)
- CTM** – Eulerowskie modele siatkowe (ang. *chemical transport models*)
- CV** – układ krwionośny, sercowo-naczyniowy (ang. *cardiovascular*)
- df** – liczba stopni swobody (ang. *degrees of freedom*)
- EC** – węgiel elementarny (ang. *elemental carbon*)
- EEA** – Europejska Agencja Środowiska (ang. *European Environment Agency*)
- EGM** – Eulerowskie modele siatkowe (ang. *Eulerian grid models*)
- EMEP** – Europejski Program Monitoringu i Oceny (ang. *European Monitoring and Evaluation Programme*), do Konwencji Genewskiej z 1979 r. w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości
- EPA** – Agencja Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych Ameryki Północnej (ang. *Environmental Protection Agency*), wł. USEPA
- FAIRMODE** – Forum na rzecz Modelowania Jakości Powietrza w Europie (ang. *Forum for air quality modelling in Europe*)
- FEV<sub>1</sub>** – natężona objętość wydechowa pierwszosekundowa (ang. *forced expiratory volume in 1 second*)
- FVC** – natężona pojemność życiowa (ang. *forced vital capacity*)
- GAM** – uogólnione modele addytywne (ang. *generalized additive models*)
- GIOS** – Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
- GPM** – Gaussowski model smugi (ang. *Gaussian plume model*)
- GUS** – Główny Urząd Statystyczny
- IARC** - Międzynarodowa Agencja Badań nad Nowotworami (ang. *International Agency for Research on Cancer*)
- IED** - Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r., w sprawie emisji przemysłowych - zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola (ang. *Industrial Emissions Directive*)
- IMGW** – Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
- IQR** – rozstęp międzykwartyłowy (ang. *interquartile range*)
- JRC** – Wspólnotowe Centrum Badawcze (ang. *Joint Research Centre*)
- KOBiZE** – Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami
- LCP** - Dyrektywa 2001/80/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2001 r. w sprawie ograniczenia emisji niektórych zanieczyszczeń do powietrza z dużych obiektów energetycznego spalania (ang. *Large Combustion Plants*)

**lin** – źródła liniowe  
**LZO** – lotne związki organiczne  
**MPC** – kryteria poprawności modelu (ang. *model performance criteria*)  
**MQI** – wskaźniki jakości modelu (ang. *model quality indicators*)  
**NIZP-PZH** – Narodowy Instytut Zdrowia Publicznego - Państwowy Zakład Higieny  
**NOAA** - Amerykańska Narodowa Służba Oceaniczna i Meteorologiczna (ang. *National Oceanic and Atmospheric Administration*)  
**OC** – węgiel organiczny (ang. *organic carbon*)  
**PACF** – funkcja częściowej autokorelacji reszt (ang. *partial autocorrelation function*)  
**pkt** – źródła punktowe  
**PM** – pył zawieszony (ang. *particulate matter*)  
**POChP** – przewlekła obturacyjna choroba płuc  
**POP** – program ochrony powietrza  
**pow** – źródła powierzchniowe  
**prec** – opad (ang. *precipitation*)  
**REVIHAAP** – projekt *Review of evidence on health aspects of air pollution*, WHO (2013a)  
**RF** – wymuszenie radiacyjne (ang. *radiative forcing*)  
**RH** – wilgotność względna (ang. *relative humidity*)  
**ROS** – reaktywne formy tlenu (ang. *reactive oxygen species*)  
**RR** – ryzyko względne (ang. *relative risk*)  
**RS** – układ oddechowy (ang. *respiratory*)  
**SA** – identyfikacja źródeł (ang. *source apportionment*)  
**SIA** – wtórny aerozol nieorganiczny (ang. *secondary inorganic aerosol*)  
**SOA** – wtórny aerozol organiczny (ang. *secondary organic aerosol*)  
**SUB** – stacja podmiejska (ang. *suburban*)  
**T** – temperatura  
**TC** – węgiel całkowity (ang. *total carbon*)  
**tło** – stężenia tłowe, pochodzące z napływu  
**TRAF** – stacja komunikacyjna (ang. *traffic*)  
**TSP** – całkowity pył zawieszony (ang. *total suspended particles*)  
**UB** – stacja tła miejskiego (ang. *urban background*)  
**UE** – Unia Europejska  
**wdir** – kierunek wiatru (ang. *wind direction*)  
**WHO** – Światowa Organizacja Zdrowia (ang. *World Health Organization*)  
**WIOŚ** – Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska; w pracy skrót ten dotyczy każdorazowo Inspektoratu dla województwa mazowieckiego, z siedzibą w Warszawie  
**ws** – prędkość wiatru (ang. *wind speed*)  
**WWA** – wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne  
**ΔRR** – zmiana procentowa ryzyka względnego

## 1. Wstęp

### 1.1. Tematyka pracy

Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego pozostaje jednym z najważniejszych problemów środowiskowych ostatnich lat, a szczególnie mocno zaznacza się ono w regionach silnie zurbanizowanych. Jednym z zanieczyszczeń, którego poziomy są często alarmująco wysokie, jest pył zawieszony (PM, ang. *particulate matter*) – mieszanina cząstek o różnych wielkościach i składzie chemicznym, występujących w fazie stałej i ciekłej. Zanieczyszczenie powietrza przez pył w warunkach miejskich jest bardzo złożoną kwestią, ponieważ na obserwowany poziom tych zanieczyszczeń składają się zarówno pyły wyemitowane lokalnie z różnego typu źródeł, jak również aerozol transportowany w skali regionalnej, kontynentalnej a nawet globalnej – tzw. stężenia tłowe. Ponadto, pył może powstać już w atmosferze jako zanieczyszczenie wtórne, jak również podlegać różnym przemianom chemicznym.

Od wielu lat prowadzone są badania, które bezsprzecznie udowodniły, iż zanieczyszczenia pyłowe negatywnie wpływają na zdrowie ludzkie, a rezultaty te potwierdzają się w badaniach kliniczno-kontrolnych, toksykologicznych i epidemiologicznych, zarówno dla ekspozycji krótko- jak i długoterminowych (np. Rückerl i in., 2011; Kelly i in., 2012; WHO 2013a; WHO 2013b). Szacuje się, iż w samej tylko Europie około 430 000 osób umiera co roku przedwcześnie na skutek zanieczyszczenia powietrza pyłem  $PM_{2.5}$  (pył o cząstkach, których średnica aerodynamiczna nie przekracza  $2.5 \mu m$ ) (WHO, 2013b). W skali globalnej, zanieczyszczenie powietrza przez pył znajduje się wciąż na wysokiej pozycji na liście wiodących czynników ryzyka zachorowań na szereg chorób, utraty liczby lat przeżytych w zdrowiu, a także przedwczesnych zgonów (Lim i in., 2012; Forouzanfar i in., 2015). Przeglądy i metaanalizy wielu badań z tego zakresu dają jednak bardzo różne oszacowania wielkości tych efektów. Według Światowej Organizacji Zdrowia (WHO, ang. *World Health Organization*), długoterminowa ekspozycja na  $PM_{2.5}$  zwiększa ryzyko zgonu z przyczyn krążeńiowo-oddechowych o 6%-13% na każde  $10 \mu g m^{-3}$ , podczas gdy oszacowanie dla umieralności ogólnej w analizach krótkoterminowych wynosi 0.2%-0.6%  $10 \mu g m^{-3}$  pyłu  $PM_{10}$  (pył o cząstkach, których średnica aerodynamiczna nie przekracza  $10 \mu m$ ) (WHO, 2013c), zauważono jednak bardzo istotne różnice tych oszacowań w zależności od regionu, w którym prowadzone są badania. Ważniejsze od położenia geograficznego wydają się jednak

aspekty związane ze zróżnicowaniem składu oraz struktury źródeł emisji pyłu w poszczególnych krajach bądź obszarach.

Jak podkreślają eksperci (np. Fuzzi i in., 2015), najważniejszymi nierozwiązanymi kwestiami dotyczącymi wpływu pyłowych zanieczyszczeń powietrza na zdrowie jest określenie związków pomiędzy różnymi typami źródeł emisji, a konkretnymi negatywnymi efektami zdrowotnymi, ze szczególnym uwzględnieniem źródeł niedostatecznie przebadanych, takich jak np. domowe instalacje grzewcze opalane paliwami stałymi (WHO, 2013b). Panuje przekonanie, iż transport drogowy jest odpowiedzialny za najsilniejsze negatywne skutki zdrowotne (np. Kelly i in., 2012), niemniej jednak ta opinia może w dużej mierze wynikać z faktu, iż to właśnie zanieczyszczenia pochodzące z transportu są najczęściej badane, podczas gdy innym kategoriom źródeł poświęconych jest znacznie mniej prac (WHO, 2013a,b). Badania toksykologiczne z ostatnich lat wskazują jednak, że w przypadku oddziaływań krótkoterminowych, już kilkugodzinna ekspozycja na wysokie stężenia cząstek pochodzących z procesów spalania paliw w celach energetycznych wywołuje natychmiastowe niekorzystne zmiany fizjologiczne w organizmie (WHO, 2013a). Pośród innych typów źródeł emitujących pyły o największej szkodliwości wymienia się także instalacje spalające biomasę, która z pozoru wydawać się może paliwem mniej szkodliwym niż np. węgiel. Przegląd badań przeprowadzony przez Naeher i in. (2007) doprowadził jednak do wniosku, iż nie ma podstaw, by uznać pył pochodzący ze spalania biomasy za mniej szkodliwy, niż cząstki emitowane z innych źródeł antropogenicznych. W dość specyficznym przypadku Kopenhagi stwierdzono nawet, iż zachorowalność na choroby układu krążenia i oddechowego jest związana z narażeniem na pył pochodzący ze spalania biomasy, nie jest jednak powiązana z pyłem emitowanym z transportu (Andersen i in., 2007). Intuicyjnie wydaje się, iż źródła przemysłowe, szczególnie z branży metalurgicznej, emitujące cząstki bogate w metale śladowe, stanowią także źródło pyłów o wysokiej szkodliwości. Niemniej jednak, szereg badań przeprowadzonych w ciągu ostatnich kilkunastu lat nie potwierdził jednoznacznie tej tezy, a część rezultatów wskazuje wręcz na brak takiego wpływu (WHO, 2013a). Być może jednak problem stanowi tu brak jednoznaczności w identyfikacji źródeł, co wywołuje znaczny szum informacyjny i nie pozwala wykryć istniejących zależności. Relatywnie najmniej dowodów wskazuje na szkodliwość pyłów pochodzenia naturalnego, takich jak aerozol soli morskiej czy pył pustylny, jednak w niektórych regionach świata zwłaszcza ten ostatni zdaje się mieć pewien wpływ na zdrowie ludzkie, zwłaszcza gdy brane są pod uwagę grubsze frakcje pyłu –  $PM_{10}$  lub  $PM_c$  (pył o cząstkach, których średnica aerodynamiczna znajduje się



w przedziale od 2.5 do 10  $\mu\text{m}$ ) (np. Jimenez i in., 2010). Badacze Europejscy i Amerykańscy podkreślają jednak, iż ilość dowodów naukowych jest wciąż dalece niewystarczająca, by jednoznacznie wskazać, które komponenty pyłu, bądź które źródła jego emisji oddziałują na jakie efekty zdrowotne, oraz by określić ten wpływ ilościowo (WHO, 2013a). Wiele badań epidemiologicznych skupia się bowiem na analizie wpływu zanieczyszczeń pyłowych tylko na jeden rodzaj efektów zdrowotnych (np. umieralność na skutek chorób układu krążenia), lub też analizuje wpływ tylko jednej frakcji pyłu, co nie pozwala sformułować konkluzji o oddziaływaniach poszczególnych kategorii źródeł emisji na różne wskaźniki zdrowotne, oraz na porównanie źródeł pod kątem ich szkodliwości. Brakuje także badań nad wpływem zdrowotnym cząstek  $\text{PM}_{10}$ , a zwłaszcza takich, które uwzględniałyby źródło ich pochodzenia (WHO, 2013a). W związku z tym, w Zespole Ochrony Atmosfery podjęto próbę przeprowadzenia wszechstronnych badań nad oddziaływaniem różnych typów zanieczyszczeń pyłowych na zdrowie mieszkańców Warszawy, pozyskując na ten cel środki finansowe w ramach realizowanego obecnie grantu Narodowego Centrum Nauki, pt. *Identyfikacja różnych typów pyłów atmosferycznych wraz z oceną ich oddziaływań* (projekt SAHIA). Niniejsza rozprawa stanowi fragment szeroko zakrojonych badań, a jej celem aplikacyjnym jest pokonanie bariery interdyscyplinarności tego typu badań, a także dopracowanie metodyki i narzędzi badawczych, które zostaną wykorzystane w dalszych analizach, uwzględniających m.in. dane o składzie chemicznym pyłu.

Szczegółowe rozpoznanie zagrożeń środowiskowych stanowi pierwszy i najważniejszy krok na drodze ku skutecznej ochronie ludzkiego zdrowia przed szkodliwym wpływem zanieczyszczeń. Słynny pionier zdrowotnej profilaktyki ekologicznej, profesor Julian Aleksandrowicz, w swojej książce pt. *Sumienie ekologiczne* pisze:

*Jeżeli z jednej strony huta aluminium nasycza nas fluorem, huta żelaza dwutlenkiem siarki, liczne pojazdy zatruwają nas ołowiem, pożywienie zanieczyszczone jest substancjami rakotwórczymi, to zbliżamy się do granicy samounicestwienia. Czynniki te uszkadzają nasz organizm i powinniśmy się przed nimi bronić, stosując rozsądną profilaktykę zdrowotną, która o wiele mniej kosztuje niż leczenie skutków tych zagrożeń. Dzisiaj profilaktyka ekologiczna jest wyzwaniem naszych czasów* (Aleksandrowicz, 1979).

Niech ta myśl stanie się mottem niniejszej rozprawy.

## 1.2. Cel i tezy pracy

Celem pracy jest dokonanie oceny wpływu krótkoterminowej ekspozycji na pył zawieszony w powietrzu na zdrowie mieszkańców Warszawy, z rozróżnieniem oddziaływań podstawowych frakcji pyłów, pochodzących z różnych źródeł emisji, a także porównanie poszczególnych zanieczyszczeń pyłowych pod kątem ich szkodliwości.

### **Tezy pracy**

1. Poszczególne frakcje pyłu zawieszonego w powietrzu, pochodzące z odmiennych źródeł emisji, mogą być traktowane jako różne zanieczyszczenia.
2. Wyróżnione typy zanieczyszczeń pyłowych mają odmienny wpływ na zdrowie ludzkie.
3. Możliwe jest oszacowanie ryzyka zdrowotnego związanego z poszczególnymi rodzajami pyłu za pomocą analizy szeregów dobowych stężeń tych zanieczyszczeń oraz dziennej liczby zgonów i przyjęć do szpitali na skutek ogółu przyczyn oraz przyczyn związanych z chorobami układu oddechowego i układu krążenia. .

## 1.3. Zakres pracy

W pracy dokonano szerokiego przeglądu literatury z zakresu charakterystyki pyłowych zanieczyszczeń powietrza i ich wpływu na zdrowie. Szczególny nacisk położono na poszukiwanie informacji o tym, które z właściwości pyłu odpowiadają za jego szkodliwe oddziaływania zdrowotne, oraz o wynikach badań nad rodzajem, wielkością i mechanizmami biologicznymi tych oddziaływań. Osobną część pracy poświęcono tematyce modelowania jakości powietrza, zwracając szczególną uwagę na komponenty kluczowe dla poprawnego modelowania. Następnie opisano proponowaną metodykę analiz, opartą o wyniki modelowania dyspersji zanieczyszczeń pyłowych oraz o dane statystyczne, dotyczące dobowej liczby przyjęć do szpitali oraz zgonów w Warszawie w latach 2013-2014.

Dokonano charakterystyki obszaru badawczego, z uwzględnieniem aspektów topograficznych, klimatycznych i demograficznych. Scharakteryzowano zastosowane narzędzia badawcze – system modelowania dyspersji zanieczyszczeń powietrza CALMET/CALPUFF oraz klasę statystycznych modeli GAM (uogólnione modele addytywne, ang. *generalized additive models*), wykorzystywanych w analizach szeregów czasowych. Za pomocą modelu CALPUFF przeprowadzono modelowanie stężeń pyłu na

obszarze Warszawy. Uzyskane wyniki poddano filtracji i kalibracji za pomocą autorskiej metody nazwanej Procedurą RM (regresyjno-meteorologiczną), a następnie uśredniono przestrzennie, wążąc je gęstością zaludnienia w poszczególnych rejonach miasta, uzyskując w ten sposób oszacowanie średniego narażenia na pył danej frakcji w całej Warszawie.

Poza stężeniami całkowitymi poszczególnych frakcji, z modelu uzyskano także stężenia różnych typów pyłu. Przez "typ pyłu" rozumiana jest tu pewna część całkowitej masy pyłu o danej ziarnistości  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  lub  $PM_c$ , której pochodzenie przypisać można jednemu z trzech rodzajów źródeł lokalnych (punktowe, liniowe i powierzchniowe), lub napływowi spoza granic miasta. Wyróżnionych zostaje w ten sposób 12 typów pyłu. Rozróżnienie to jest jednym z kluczowych założeń pracy (por. teza badawcza nr 1) i stanowi innowacyjne podejście do kwestii typologii zanieczyszczeń pyłowych, tradycyjnie rozróżnianych jedynie pod względem frakcji wielkościowej uziarnienia (patrz rozdział 2.1.1).

Za pomocą analizy szeregów czasowych badano oddziaływanie każdego z wyróżnionych typów pyłu na zdrowie ludzkie, obliczając każdorazowo wartość ryzyka względnego związaną ze wzrostem stężeń danego zanieczyszczenia o  $10 \mu g m^{-3}$ . Chcąc zachować spójność z literaturą przedmiotu, w taki sam sposób przeanalizowano także całkowite oddziaływanie trzech frakcji pyłu ( $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  i  $PM_c$ ), bez uwzględniania źródeł ich pochodzenia. Mimo faktu, iż  $PM_{2.5}$  oraz  $PM_c$  zawierają się w pyłe  $PM_{10}$ , podjęto decyzję o analizie wszystkich tych frakcji, ponieważ w chwili obecnej nie wiadomo jeszcze, czy oddziaływania zdrowotne poszczególnych rodzajów pyłu sumują się w prosty sposób, czy też mają charakter interakcyjny – synergistyczny lub antagonistyczny. Badanymi efektami były umieralność oraz chorobowość szpitalna, a w obu wariantach brano pod uwagę zarówno ogół przypadków zgonów/hospitalizacji (z wyłączeniem przyczyn nagłych), oraz przypadki związane jedynie z chorobami układu krążenia (CV, ang. *cardiovascular*) i układu oddechowego (RS, ang. *respiratory*). Analizy przeprowadzono dla całej populacji Warszawy oraz w subpopulacjach wyróżnionych ze względu na wiek i płeć. Szczególną uwagę poświęcono badaniu oddziaływań zdrowotnych pyłu pochodzącego z lokalnych źródeł komunalno-bytowych (tzw. niska emisja), ponieważ ten typ pyłu, pochodzący przede wszystkim ze spalania węgla, stanowi zanieczyszczenie specyficznie polskie, nieuwzględniane (a więc i nieprzebadane) przez autorów pokrewnych badań prowadzonych w krajach Zachodu.

## 2. Pył zawieszony w atmosferze

### 2.1. Charakterystyka pyłu

#### 2.1.1 Definicja i klasyfikacja

W literaturze przedmiotu istnieje wiele definicji oraz terminów odnoszących się do pyłu zawartego w atmosferze, a funkcjonująca nomenklatura wciąż jeszcze nie jest w pełni spójna. Szczegółowo wyjaśnia tę kwestię Reizer (2013), proponując m.in. zastosowanie terminów *pył* i *pył zawieszony* (wymiennie) jako łącznego określenia dla cząstek stałych i kropelek cieczy obecnych w atmosferze, natomiast słowa *aerozol* – w znaczeniu zawiesiny stałych cząstek pyłu oraz kropelek cieczy rozproszonych w ośrodku dyspersyjnym, czyli powietrzu (układ trójfazowy). W niniejszej pracy wykorzystano wyniki modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń pyłowych; ze względu na swą konstrukcję, modele dają wyniki dotyczące stężeń fazy rozproszonej, zatem – zgodnie z zaproponowaną terminologią – pyłu zawieszonego, do którego poszczególnych frakcji odnosi się powszechnie stosowany skrót PM (ang. *particulate matter*; np. PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub>).

Zanieczyszczenia pyłowe należą do grupy zanieczyszczeń podstawowych i powszechnych – występują w atmosferze (przede wszystkim w troposferze, lecz także w stratosferze (Giere i Querol, 2010)) w każdym miejscu na Ziemi, najczęściej w stężeniach rzędu od kilku do kilkuset  $\mu\text{g m}^{-3}$  (por. rozdział 2.4). Ich pochodzenie jest zarówno pierwotne, wynikające z emisji ze źródeł naturalnych i antropogenicznych, jak i wtórne – na skutek przemian i reakcji zachodzących w atmosferze. Charakterystyka fizyko-chemiczna tej grupy zanieczyszczeń jest niezwykle złożona i zróżnicowana w czasie i przestrzeni, przede wszystkim w wyniku różnic w strukturze emisji oraz aktywności poszczególnych źródeł, a także ze względu na zmienność warunków meteorologicznych, determinujących warunki dyspersji i transformacji pyłu w atmosferze, a także – pośrednio – wielkość emisji z niektórych sektorów (np. energetyka, ogrzewanie indywidualne). W literaturze polskojęzycznej ukazały się niedawno dwie publikacje, opisujące wyczerpująco liczne aspekty związane z zanieczyszczeniem atmosfery przez pył: praca doktorska Reizer (2013) oraz Kompendium Judy-Rezler i Toczko (2016). W związku z tym, niniejsza praca zawiera jedynie podsumowanie najważniejszych informacji dotyczących pyłu zawieszonego, odsyłając jednocześnie Czytelnika do wspomnianych pozycji bibliograficznych.

Charakterystyką tradycyjnie wykorzystywaną do klasyfikacji pyłu jest wielkość jego ziaren. Ze względu na znaczne zróżnicowanie kształtów tychże ziaren (np. Giere i Querol, 2010),

jako wymiar charakterystyczny stosuje się średnicę aerodynamiczną (zwaną także równoważną bądź zastępczą), tzn. taką średnicę, jaką miałaby kula o gęstości takiej samej jak rozpatrywane ziarno, opadająca w tych samych warunkach z taką samą prędkością. W całkowitym pyłe zawieszonym (TSP, ang. *total suspended particles*) najczęściej wyróżnia się następujące frakcje  $PM_d$ , gdzie  $d$  – wyrażona w  $\mu m$  największa średnica aerodynamiczna, jaką osiągać mogą cząstki danej frakcji:

- $PM_{10}$  – pył drobny (cząstki o średnicach zastępczych  $< 10 \mu m$ )
- $PM_{10-2.5}$  – oznaczany także jako  $PM_c$  (ang. *coarse*; cząstki o średnicach zastępczych z przedziału od 2.5 do  $10 \mu m$ )
- $PM_{2.5}$  – pył bardzo drobny (cząstki o średnicach zastępczych  $< 2.5 \mu m$ )
- $PM_1$  – pył submikronowy (cząstki o średnicach zastępczych  $< 1 \mu m$ )
- $PM_{0.1}$  – pył ultradrobny (cząstki o średnicach zastępczych  $< 0.1 \mu m$ ).

Dodatkowo, wśród najmniejszych cząstek PM wyróżnia się także frakcje związane z mechanizmem ich powstawania:

- cząstki fazy nukleacji (ang. *nucleation mode*; cząstki o średnicach zastępczych  $< 0.01 \mu m$ )
- cząstki fazy Aitkena (ang. *Aiken's mode*; cząstki o średnicach zastępczych od 0.01 do  $0.1 \mu m$ )
- cząstki fazy akumulacji (ang. *accumulation mode*; cząstki o średnicach zastępczych od 0.1 do  $1 \mu m$ ).

Cząstki fazy nukleacji to produkt kondensacji gazów zaraz po ich wyemitowaniu w procesie spalania. Ulegają one bardzo szybko koagulacji i kondensacji, formując większe cząstki fazy Aitkena. Razem, te dwie frakcje składają się na najliczniejszą frakcję całego pyłu zawieszonego, jednak czas przebywania w atmosferze tych cząstek jest stosunkowo krótki (rzędu minut – godzin), gdyż podlegają dalszej koagulacji, tworząc kolejno frakcję akumulacji. W tej fazie występują także cząstki formujące się na skutek kondensacji związków organicznych i nieorganicznych soli (siarczanów, azotanów) na wcześniej powstałych cząstkach (Seinfeld i Pandis, 2006). Ich czas przebywania w atmosferze znacznie się wydłuża i sięga od kilku dni do nawet kilku tygodni, przez co mogą być transportowane na największe odległości, rzędu tysięcy kilometrów. Cząstki frakcji akumulacji mają także największy udział w powierzchni (70-80%) i objętości (ponad 80%) wszystkich cząstek pyłu (Woo i in., 2001).

Pochodzenie cząstek  $PM_{10-2.5}$  i większych jest odmienne od wcześniej wymienionych frakcji – powstają one bowiem przede wszystkim na skutek mechanicznego kruszenia i ścierania różnych materiałów, zarówno antropogenicznych (nawierzchnie dróg, układziny hamulcowe pojazdów), jak i naturalnych (np. skały, gleby), są także emitowane np. w postaci soli morskiej. Ze względu na większe rozmiary, cząstki te relatywnie szybko ulegają depozycji i pozostają w atmosferze najwyżej przez kilka dni. Ich udział w całkowitym pyłe zawieszonym jest zazwyczaj niewielki, z wyjątkiem terenów nieurbanizowanych i niepodlegających silnym wpływom emisji antropogenicznej. W obszarach charakteryzujących się wysoką antropopresją dominujący udział w pyłe zawieszonym mają bowiem cząstki bardzo drobne – np. w rejonie Górnego Śląska zawartość  $PM_{2.5}$  w TSP wynosi około 80%, zaś  $PM_{10}$  to już ok. 95% TSP (Rogula-Kozłowska i in., 2015). Skład frakcyjny pyłu jest jednak zmienny również w czasie, co ma związek ze zmianami nasilenia aktywności poszczególnych typów źródeł emisji. Przykładowo, okres zimowy, a zwłaszcza godziny popołudniowe i wieczorne, sprzyjają nasileniu ogrzewania indywidualnego, będącego źródłem cząstek submikronowych, co skutkuje wzrostem ich udziału w całkowitym pyłe zawieszonym.

### 2.1.2 Skład pyłu

Poszczególne frakcje pyłu, ze względu na odmienne pochodzenie, charakteryzują się różnym składem chemicznym. Wśród najważniejszych naturalnych komponentów pyłu pochodzenia pierwotnego wyróżnić należy:

- materiał mineralny (ang. *crustal matter*),
- sól morską (ang. *sea salt*),
- pierwotny aerozol biologiczny (PBAP, ang. *primary biogenic aerosol particles*) oraz
- organiczne związki węgla – tzw. węgiel organiczny (OC, ang. *organic carbon*).

Ten ostatni może mieć jednak także pochodzenie antropogeniczne, oraz powstawać w procesach wtórnych (Juda-Rezler i Toczko, 2016). Procesy spalania oraz inna działalność przemysłowa są z kolei źródłem innych ważnych pierwotnych składników pyłu:

- węgla elementarnego (EC, ang. *elemental carbon*)
- pierwiastków śladowych, w tym toksycznych metali ciężkich.

Pozostałe komponenty pyłu mają charakter wtórny; zalicza się tu:

- wtórny aerozol nieorganiczny (SIA, ang. *secondary inorganic aerosol*)
- wtórny aerozol organiczny (SOA, ang. *secondary organic aerosol*).

Pył mineralny zawiera przede wszystkim związki Si, Al, Fe, Mg, Ti, K, P i Ca, w postaci tlenków oraz minerałów zaliczających się do krzemianów, glinokrzemianów, węglanów, a także ewaporatów (halit, gips, arkanit) (Engelbrecht i Derbyshire, 2010).

Cząstki emitowane z powierzchni oceanów (na skutek falowania i rozpryskiwania się wody) to głównie nieorganiczne sole (chlorki, siarczany, węglany), różne związki organiczne (pochodzące z przemian metabolicznych organizmów morskich), a także mikroorganizmy roślinne i zwierzęce (lub ich fragmenty). Te drobne organizmy, obok bakterii, wirusów, sporów mchów, grzybów i porostów oraz pyłków kwiatowych, wchodzi w skład PBAP. Cząstki bioaerozolu mogą mieć zatem bardzo zróżnicowaną wielkość – od 0,02 do 200  $\mu\text{m}$  (Juda-Rezler i Toczko, 2016).

Węgiel elementarny, zgodnie z formalną definicją, to część pyłu zawieszzonego składająca się wyłącznie z węgla pierwiastkowego, występującego w różnych odmianach alotropowych, lecz niezwiązanego z żadnymi innymi pierwiastkami (Petzold i in., 2013). Częściej jednak określa się w ten sposób frakcję zwaną inaczej sadzą (BC, ang. *black carbon*), charakteryzującą się bardzo wysoką zdolnością pochłaniania światła, a zbudowaną niemal wyłącznie z agregatów kulistych cząstek węgla grafitowego (Maciejewska i in., 2015).

Jedną z najbardziej heterogennych grup składników pyłu jest z kolei OC, do którego zalicza się organiczne związki zawierające węgiel: węglowodory, w tym n-alkany oraz WWA (wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne), pochodne węglowodorów (m.in. alkohole, fenole, kwasy, ketokwasy, węglowodany, aminy), które składają się na substancje oleiste, smoliste i humusowe, a także większość aerozoli biologicznych. Jak już wspomniano, organiczne związki węgla mogą także pochodzić z procesów wtórnych, co pozwala zaliczyć je do grupy SOA. Biorąc pod uwagę cały aerozol organiczny (OA, ang. *organic aerosol*), dokonać można podziału na dwie podstawowe jego frakcje:

- węglowodorowe aerozole organiczne (HOA, ang. *hydrocarbon-like OA*)
- utlenowane aerozole organiczne (OOA, ang. *oxygenated OA*).

Wśród OOA występują związki dość znacznie różniące się lotnością oraz stopniem utleniania, co prowadzi do kolejnego podziału na:

- organiczne związki o niskiej lotności (LV-OOA, ang. *low-volatility OOA*) oraz
- pół-lotne OOA (SV-OOA, ang. *semi-volatile OOA*).

Ponieważ związki organiczne ulegają licznym i dynamicznym przemianom w atmosferze, ich obserwacja i badanie są zadaniem trudnym, a stan wiedzy na temat składu i charakterystyki OA jest wciąż niepełny. Niemniej jednak, dużą ilość szczegółowych informacji na temat organicznych składników pyłu znaleźć można m.in. w pracach Turpin i in. (2000), Kanakidou i in. (2005), Jimenez i in. (2009), Heald i in. (2010).

Składnikami wtórnego aerozolu nieorganicznego są przede wszystkim powszechnie występujące jony  $\text{SO}_4^{2-}$  (jon siarczanowy VI),  $\text{NO}_3^-$  (jon azotanowy V) oraz  $\text{NH}_4^+$  (jon amonowy), które w fazie stałej formują cząsteczki soli:  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (siarczanu VI amonu) oraz  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (azotanu V amonu).

Grupa pierwiastków śladowych, których obecność w cząstkach pyłu została stwierdzona poprzez badanie jego składu elementarnego, liczy ponad 40 substancji: 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) (Juda-Rezler i Toczko, 2016). W grupie tej znajdują się pierwiastki niezbędne do życia, substancje obojętne dla zdrowia, lecz również metale toksyczne. Stwierdzenie obecności poszczególnych pierwiastków śladowych lub ich grup w pyłe zawieszonym może pozwolić ustalić, z jakiego typu źródła ten pył pochodzi. Wykorzystuje się w tym celu najczęściej statystyczne metody identyfikacji źródeł (SA, ang. *source apportionment*), zaimplementowane w różnego typu modelach receptorowych (Reizer, 2013).

Proporcje poszczególnych składników i rozkład ich masy w cząstkach różnej wielkości są zróżnicowane i zależą przede wszystkim od rodzaju źródeł pyłu, aktywnych w określonej lokalizacji. Niemniej jednak wskazać można pewne prawidłowości. Największe cząstki pyłu zawieszonego –  $\text{PM}_{10-2.5}$  i większe – składają się w przeważającej mierze (>50% masy) z materii mineralnej. Ponadto, cząstki grube zawierają także duże cząstki soli morskiej, oraz organiczną i nieorganiczną materię węglową (Rogula-Kozłowska i in., 2012). W cząstkach  $\text{PM}_{2.5}$  materia mineralna nie przekracza 10% masy, natomiast zdecydowaną większość stanowią dwie formy węgla – OC i EC. W różnych obszarach miejskich w Europie łączna zawartość węgla elementarnego i organicznego w  $\text{PM}_{2.5}$  waha się od około 30% do nawet ponad 70% (IPIŚ PAN, 2015), przy czym zwykle zawartość OC jest kilku-kilkunastokrotnie



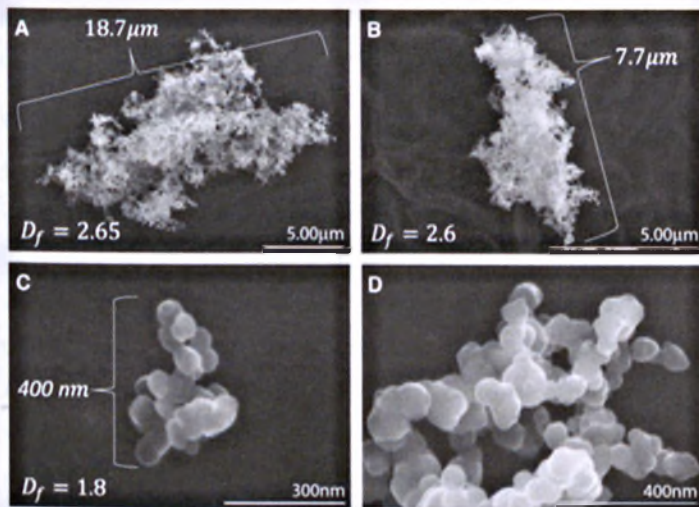
większa niż EC (Juda-Rezler i Toczko, 2016). Jedynie zimą na obszarach charakteryzujących się dużą emisją ze źródeł komunalno-bytowych, jak np. w rejonie Śląska, stężenia EC mogą osiągać wartości porównywalne lub wyższe niż OC (Rogula-Kozłowska i in., 2012). Pozostałymi składnikami  $PM_{2.5}$  są przede wszystkim wtórne aerozole nieorganiczne. Najmniejsze cząstki pyłu – należące do frakcji  $PM_1$  oraz  $PM_{0.1}$  – składają się przede wszystkim z materii węglowej (EC i OC) oraz pierwotnych i wtórnych aerozoli i nieorganicznych. Węgiel elementarny stanowi około 10% całkowitej masy frakcji  $PM_1$  – zawartość ta, mierzona na różnych stacjach europejskich, waha się od 4% na stacjach tła regionalnego latem, do 16% w lokalizacjach tła miejskiego w okresie zimowym. Udział SIA wynosi zwykle od 20% do ponad 50% masy  $PM_1$  (Rogula-Kozłowska i Klejnowski, 2013), zaś materii organicznej – od 20% do nawet 90% masy tej frakcji pyłu (Kanakidou i in., 2005). Organiczna i nieorganiczna materia węglowa stanowią w sumie niemal 100% masy cząstek o średnicach  $< 0,15 \mu m$  (Putaud i in., 2010).

Szczególną uwagę poświęcić należy składnikom pyłu, które choć stanowią niewielki ułamek jego masy, silnie wpływają na jego właściwości, w tym przede wszystkim na negatywne oddziaływanie na zdrowie. Mowa tu przede wszystkim o toksycznych pierwiastkach śladowych oraz wielopierścieniowych węglowodorach aromatycznych. Substancje te osadzają się na powierzchni cząstek pyłu i wraz z nim przedostają m.in. do dróg oddechowych człowieka. IARC (Międzynarodowa Agencja Badań nad Nowotworami, ang. *International Agency for Research on Cancer*), uznaje związki aromatyczne należące do WWA za toksyczne, przede wszystkim ze względu na ich działanie rakotwórcze. Należy podkreślić, że poszczególne WWA różnią się między sobą stopniem toksyczności i potencjałem rakotwórczym, jednak wiedza o ich oddziaływaniu jest wciąż niepełna (IARC, 2013). Niemniej jednak, benzo(a)piren (B(a)P) – jeden z najbardziej rozpowszechnionych przedstawicieli WWA – został w roku 2010 zakwalifikowany w klasyfikacji IARC do związków grupy I, obejmującej czynniki o potwierdzonym działaniu rakotwórczym dla człowieka (IARC, 2010). Ponadto, badania potwierdzają, że B(a)P oraz dziewięć innych WWA wykazuje działanie rakotwórcze dla zwierząt, gdy drogą podania tych związków jest inhalacja lub bezpośrednie wstrzykiwanie do tchawicy (IARC, 2013). B(a)P, traktowany jako wskaźnik narażenia na zawartość WWA w powietrzu atmosferycznym, jest często jedynym monitorowanym zanieczyszczeniem z grupy WWA. W chwili pisania niniejszej rozprawy, w Polsce jego stężenia (w pyle  $PM_{10}$ ) mierzone są na 45 stacjach, wśród których 27 monitoruje także stężenia sześciu innych związków aromatycznych: benzo(a)antracenu,

benzo(b)fluorantenu, benzo(j)fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, indeno(1,2,3-cd)pirenu i dibenzo(a,h)antracenu (Juda-Rezler i Toczko, 2016). W Stanach Zjednoczonych mierzone są stężenia 16 WWA, uznanych za priorytetowe ze względu na ich oddziaływania zdrowotne.

Drugą grupą składników pyłu o najbardziej szkodliwym wpływie na zdrowie są wybrane metale śladowe. Według IARC, As oraz Cd to pierwiastki rakotwórcze dla człowieka (grupa 1) w swym stanie podstawowym, natomiast w postaci związanej kancerogenne są także Ni oraz Cr na +III stopniu utlenienia. Pb zakwalifikowany został do grupy 2B – substancji o możliwym działaniu kancerogennym. Według WHO, osiem metali: As, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb i V zaliczyć należy do grupy substancji szczególnie niebezpiecznych dla zdrowia człowieka (WHO, 2000). Ze względu na sposób oddziaływania, wśród metali toksycznych wymienia się przede wszystkim te, które powodują powstawanie szkodliwych reaktywnych form tlenu w tkankach (Fe, V, Cu, Ni, Cr) oraz takie, które wpływają na tempo produkcji wolnych rodników (Zn, Al., Pb) (Kelly i Fussell, 2012).

Składnikiem pyłu, który najlepiej absorbuje wspomniane substancje toksyczne – WWA oraz metale śladowe – jest sadza. Jest to spowodowane jej morfologią (por. rys. 2.1), posiada bowiem strukturę kłaczkowatych i porowatych aglomeratów, która ułatwia trwałe osadzenie się na jej powierzchni innych związków (WHO, 2012). Największa zawartość składników toksycznych związana jest zatem z frakcjami pyłu o najwyższej zawartości BC – PM<sub>1</sub> oraz PM<sub>2.5</sub>. Należy ponadto pamiętać, że najmniejsze cząstki pyłu charakteryzują się największym stosunkiem swej powierzchni do masy, co pociąga za sobą możliwość absorpcji dużej ilości toksyn w przeliczeniu na jednostkę masy PM. Jest to sytuacja bardzo niekorzystna z punktu widzenia zdrowia ludzkiego, gdyż to właśnie najmniejsze cząstki przedostają się najskuteczniej w głąb układu oddechowego, niosąc ze sobą substancje o silnym i zróżnicowanym, negatywnym oddziaływaniu. Należy podkreślić, iż wraz z najdrobniejszymi cząstkami niesione są przede wszystkim te składniki, które pochodzą z tego samego źródła co sadza – a więc z procesów niecałkowitego spalania, zachodzącego w paleniskach domowych, silnikach samochodów, ciepłowniach i innych zakładach przemysłowych. Niektóre metale śladowe znajdować się mogą także w większych cząstkach pyłu pochodzenia mineralnego oraz powstającego przy ścieraniu różnych materiałów, np. nawierzchni bitumicznych, tarcz i okładzin hamulcowych. Przykładami takich pierwiastków są Ni, Cr i Cu, często spotykane w pyle PM<sub>10-2.5</sub>. W ostatnich latach przyjęło się traktować PM<sub>2.5</sub> jako frakcję najbardziej reprezentatywną z punktu widzenia negatywnych oddziaływań na zdrowie ludzkie, i pod tym kątem sformułowane są regulacje prawne.



Rys. 2.1. Obraz typowych cząstek sadzy w skaningowej mikroskopii elektronowej (SEM). Źródło: Chakrabarty i in. (2014).

Fig. 2.1. Typical soot particles depicted by a scanning electron microscope (SEM). Source: Chakrabarty et al. (2014).

Ustawa Prawo Ochrony Środowiska (POŚ, Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627), implementując zapisy Dyrektywy 2008/50/WE w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (tzw. Dyrektywa CAFE), wprowadza – dla celów oceny zagrożenia zdrowotnego spowodowanego pyłem zawieszonym – wskaźnik średniego narażenia na pył  $PM_{2.5}$ . Jest to średni poziom  $PM_{2.5}$  w powietrzu, określony na podstawie pomiarów przeprowadzonych w obszarze tła miejskiego, odzwierciedlający narażenie ludności na działanie zanieczyszczeń; zdefiniowany został zarówno wskaźnik krajowy, jak i wskaźnik średniego narażenia dla miast o liczbie mieszkańców większej niż 100 tysięcy i dla aglomeracji. Niemniej jednak, istnieje szereg badań wskazujących, iż również większe cząstki respirabilne (o rozmiarach do  $10\ \mu m$ ) są szkodliwe dla zdrowia. Badania takie prowadzone były przede wszystkim w pierwszej dekadzie XXI w. Metaanaliza przeprowadzona w 2005 r. wykazała, iż większość efektów związanych z wpływem stężeń  $PM_{2.5}$  na umieralność zależy również od stężeń  $PM_c$  (Brunekreef i Forsberg, 2005). Badania prowadzone w Barcelonie wykazały natomiast, iż  $PM_c$  przyczynia się istotnie do wzrostu umieralności na skutek chorób układu sercowo-naczyniowego i mózgowo-naczyniowego (Perez i in., 2009). Negatywne oddziaływanie  $PM_c$  na zdrowie może także wynikać z obecności w tej frakcji cząsteczek endotoksyn, uwolnionych z komórek bakteryjnych (Kelly i Fussell, 2012). Podejmując działania na rzecz ochrony zdrowia populacji przed szkodliwym wpływem PM, powinno się zatem wdrażać

mechanizmy ograniczania emisji nie tylko pyłów bardzo drobnych, lecz także frakcji grubszych.

Badania prowadzone w Polsce wskazują na występowanie odmiennego składu pyłu w porównaniu z danymi dla Europy Zachodniej. Zaznacza się przede wszystkim wysoki udział sadzy, zwłaszcza na stacjach tła miejskiego w rejonie Polski południowej w okresie grzewczym. Stężenia BC obserwowane w Zabrze, Katowicach i Raciborzu są od 1,5 do ok. 12 razy wyższe niż wartości raportowane dla innych miast europejskich (Klejnowski i Błaszczyk, 2012; Rogula-Kozłowska i in., 2014a; Rogula-Kozłowska i in., 2014b; Maciejewska i in., 2015). Również poziomy niektórych pierwiastków toksycznych mierzonych w Polsce znacznie przekraczają wartości europejskie – np. stężenia Ni, As i Pb (w pyłe  $PM_{10}$ ) w Zabrze i Raciborzu w latach 2009 i 2010 były nawet dziesięciokrotnie wyższe niż w innych miastach Europy (Rogula-Kozłowska i Klejnowski, 2013). Znacznie podwyższona jest także zawartość B(a)P – w roku 2013 średnie stężenie tego zanieczyszczenia ze wszystkich stacji w kraju przekraczało 4,6-krotnie średnioroczną wartość dopuszczalną ( $1 \text{ ng m}^{-3}$ ) i było najwyższe spośród wszystkich krajów Unii Europejskiej (UE) (EEA, 2015). Należy podkreślić, iż większość badań dotyczących składu chemicznego pyłu w Polsce prowadzona jest w południowej części kraju, gdzie struktura emisji PM zdominowana jest przez spalanie węgla w sektorze komunalno-bytowym. Nie jest możliwe bezpośrednie odniesienie tych wyników do innych lokalizacji w kraju, zwłaszcza tam, gdzie dominują inne źródła emisji.

W przypadku Warszawy, gdzie bardzo istotny wkład w emisję PM ma transport drogowy, opublikowane zostały wyniki jednej, miesięcznej kampanii pomiarowej składu  $PM_{2.5}$ , przeprowadzonej zimą 2013 r. (Majewski i Rogula-Kozłowska, 2016). Wskazują one, że choć stężenia  $PM_{2.5}$  w Warszawie są relatywnie niskie, to zawartość niektórych metali śladowych – V, As, Co, Ni, Se, Cd, Sr – jest wyższa niż w miastach Polski południowej. Na podstawie analizy składowych głównych (PCA, ang. *principal component analysis*) wyróżniono cztery główne źródła emisji: spalanie węgla i biomasy (18,4%), transport drogowy (15,7%), spalanie paliw ciekłych (9,9%) oraz pył pochodzący z gleb i unoszony z dróg (8%). Pochodzenie pozostałych 48% pyłu nie zostało ustalone, można zatem określić je mianem stężeń tła, zawierającego pył pochodzący z transportu na dalekie odległości a także cząstki pyłu wtórnego. Niskie zawartości pierwiastków takich jak K, S i Cl wskazują na mniejszy, niż w Polsce południowej, udział indywidualnego spalania węgla i drewna. Autorzy wskazują także, iż, w zależności od temperatury, zmienia się relatywny udział transportu drogowego – w

przypadku cieplejszych dni, gdy intensywność ogrzewania spada, pył pochodzący z silników samochodowych stanowi nawet ponad 22% całej masy  $PM_{2.5}$ .

W trakcie pilotażowej kampanii pomiarowej projektu SAHIA, przeprowadzonej latem 2015 r. przez Zespół Ochrony Atmosfery Wydziału Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej, również przeanalizowano skład  $PM_{2.5}$ , biorąc pod uwagę także zawartość EC i OC oraz wtórnych jonów nieorganicznych (dane niepublikowane). Zaobserwowano dość wysoki udział węgla elementarnego – powyżej 11% masy  $PM_{2.5}$  (>14% w przypadku stanowiska komunikacyjnego) i organicznego – powyżej 30%. Znaczące były także udziały SIA, w tym przede wszystkim jonów siarczanowych. Może to świadczyć o wysokim udziale pyłu transportowanego z dużych odległości. Pomiary prowadzono latem, w okresie bezdeszczowym i słonecznym, sprzyjającym przemianom fotochemicznym i pozostawaniu pyłu w powietrzu przez długi czas, na skutek braku zjawiska depozycji mokrej. Potwierdzać to może zaobserwowana znaczna zawartość Ca i Mg, które w tym wypadku wiązać należy z kurczem drogowym i pyłem pochodzącym z robót budowlanych na terenie miasta. W porównaniu z danymi dla zimy (Majewski i Rogula-Kozłowska, 2016), w pyłe w okresie letnim występuje znacząco – od kilku do nawet kilkunastokrotnie – mniejszy udział (wyrażony w ppm, ang. *parts per million*) metali śladowych. Jest to z pewnością w dużej mierze spowodowane znacznym ograniczeniem emisji pyłu z elektrowni, elektrociepłowni i sektora komunalno-bytowego w sezonie letnim, niemniej jednak znaczenie może mieć również zastosowanie w obu badaniach odmiennych technik pomiarowych składu pyłu. Zgodnie z wynikami Boogaard i in. (2011), w obszarach narażonych na duże oddziaływanie emisji z silników samochodowych, obserwuje się przede wszystkim wysokie stężenia BC oraz takich pierwiastków jak Cu, Fe, Cr i Mn, których udział w pyłe obecnym w okolicach ruchliwych dróg jest ponad dwukrotnie większy niż dla lokalizacji tła miejskiego.

### 2.1.3 Oddziaływania pyłu

Poza oddziaływaniami zdrowotnymi (które zostaną szerzej omówione w rozdziale 2.5), pył zawieszony wykazuje także wpływ na klimat, widzialność, ekosystemy oraz materiały.

Oddziaływania pyłu na system klimatyczny podzielić można na bezpośrednie oraz pośrednie. Efekty bezpośrednie związane są ze zmianami bilansu promieniowania w atmosferze poprzez rozpraszanie i absorbowanie promieniowania słonecznego, a także – w mniejszym stopniu – promieniowania ziemskiego. Obecność cząstek pyłu w atmosferze powoduje zmniejszenie ilości światła słonecznego docierającego do powierzchni Ziemi, wywołując efekt zacielenia

(ang. *dimming*) i zmieniając albedo planetarne. Związane z tym faktem wymuszenie radiacyjne (RF, ang. *radiative forcing*) jest zwykle ujemne, co wskazuje na ochładzający wpływ aerozolu na klimat, jednak w pewnych warunkach może być również dodatnie. Zależy to od albedo powierzchni, nad którą znajduje się aerozol – w przypadku powierzchni ciemnych (jak np. ocean), rozpraszanie wsteczne promieniowania słonecznego jest niewielkie, zaś obecność cząstek pyłu zwiększa je, powodując wzrost albedo planetarnego i ujemną wartość RF; w przypadku powierzchni pokrytej śniegiem, która ma duże albedo i odbija większość promieniowania słonecznego, aerozol będzie powodował spadek ilości promieniowania rozpraszanego w przestrzeń kosmiczną, a zatem zmniejszenie albedo planetarnego i dodatnie RF (Juda-Rezler i Toczko, 2016). Wartość wymuszenia radiacyjnego zależy także od własności samego pyłu – różne jego komponenty wykazują się odmiennym wkładem. Według najnowszego raportu IPCC (2013), wtórne jony siarczanowe stanowią komponent najlepiej rozpraszający promieniowanie słoneczne ( $RF = -0.4 \text{ W m}^{-2}$ ), ujemne RF mają także jony azotanowe, pył pochodzenia mineralnego oraz pierwotny i wtórny aerozol organiczny (odpowiednio  $-0.11$ ,  $-0.1$ ,  $-0.12 \text{ W m}^{-2}$ ). Przeciwnym oddziaływaniem wykazuje się natomiast sadza, której wymuszenie radiacyjne jest dodatnie ( $+0.4 \text{ W m}^{-2}$ ). Ze względu na swe właściwości optyczne ma ona zdolność pochłaniania około miliona razy więcej energii w przeliczeniu na jednostkę masy, niż najbardziej znany gaz cieplarniany –  $\text{CO}_2$  (Bond i Sun, 2005). Według najnowszych badań, BC stanowi drugi (po  $\text{CO}_2$ ) najważniejszy czynnik powodujący globalne ocieplenie (Bond i in., 2013). Pośredni wpływ pyłu atmosferycznego na klimat związany jest przede wszystkim z jego oddziaływaniem na właściwości chmur. Mechanizmy wpływu aerozolu atmosferycznego na procesy chmurowe są bardzo złożone, zatem wspomniane zostaną jedynie w bardzo dużym uproszczeniu. Higroskopijne cząstki pyłu stanowią jądra kondensacji, powodujące formowanie chmur złożonych z dużej liczby bardzo małych kropeł wody, w przeciwieństwie do chmur powstających w czystej atmosferze, które składają się z większych kropeł. Chmury zbudowane z mniejszych kropeł odbijają więcej promieniowania słonecznego, zwiększają zatem albedo planetarne. Ponadto, mniejsze krople trudniej koagulują, przez co wolniej zachodzi proces formowania się kropeł opadowych, zatem czas życia chmur w atmosferze zanieczyszczonej wydłuża się, maleje natomiast prawdopodobieństwo wystąpienia opadu (IPCC, 2013). Innym przykładem pośredniego oddziaływania zanieczyszczeń pyłowych na klimat jest osadzanie się cząstek sadzy na powierzchni obszarów pokrytych śniegiem bądź lodem, co powoduje zmniejszanie albeda, pochłanianie większej ilości promieniowania słonecznego, a w efekcie roztapianie się śniegu i lodu (Flanner i in., 2009). Prowadzi to do dalszego spadku albeda i przyspieszenia

całego mechanizmu, stanowi więc jedno z tzw. dodatnich klimatycznych sprzężeń zwrotnych. Efekt ten obserwowany jest przede wszystkim w rejonie Arktyki.

Zanieczyszczenie atmosfery pyłem powoduje także pogorszenie widzialności, poprzez pochłanianie oraz rozpraszanie światła, które skutkują zmniejszeniem dostrzegalnego przez obserwatora kontrastu pomiędzy obiektem a tłem. Większość składników pyłu, w tym przede wszystkim wtórne jony siarczanowe i azotanowe, powoduje rozpraszanie światła, które jest głównym mechanizmem wpływającym na pogorszenie widzialności. Drugi z procesów – absorpcja światła – zachodzi jedynie w przypadku cząstek sadzy oraz niektórych typów materii mineralnej. Stopień rozpraszania światła zależy m.in. od wielkości cząstek. Większe cząstki rozpraszają więcej światła, jednak w przeliczeniu na jednostkę masy, najsilniejszym potencjałem rozpraszania charakteryzują się cząstki pyłu o średnicach z zakresu 0,3 – 1,0  $\mu\text{m}$ . Dodatkowo, istotnym parametrem jest wilgotność względna powietrza. Higroskopijne cząstki pyłu (należące głównie do SIA), absorbując wodę zwiększają swe zdolności rozpraszania światła. Przy wilgotności powyżej 85% aerozol siarczanowy i azotanowy to składniki pyłu najsilniej przyczyniające się do efektu pogorszenia widzialności. Ilościowo zjawisko to opisywane jest poprzez parametr atmosferycznej ekstynkcji światła (ang. *atmospheric light extinction*), wyrażany w jednostce będącej odwrotnością długości ( $\text{km}^{-1}$ ) i okreśłany zwykle dla światła o długości fali 550 nm (EPA, 2009).

Wpływ pyłu na ekosystemy lądowe, w tym przede wszystkim na roślinność, odbywa się także drogą bezpośrednią i pośrednią. Oddziaływanie bezpośrednio związane jest z osadzaniem się cząstek pyłu na liściach, co prowadzi do zaburzenia procesu fotosyntezy oraz modyfikacji bilansu wymiany gazowej poprzez blokowanie aparatów szparkowych (EPA, 2009). Osadzanie cząstek pyłu zachodzi łatwiej w przypadku większych jego frakcji – przede wszystkim  $\text{PM}_{10}$ . Ilość osadzonego pyłu, a zatem wielkość jego oddziaływania, zależy również od czasu, w jakim zachodzi depozycja – najsilniejsze efekty obserwowane będą w przypadku drzew iglastych oraz roślin zimozielonych, których igły/liście przez długi czas nie ulegają opadnięciu i akumulują na swej powierzchni znaczne ilości pyłu. Mniejsze cząstki pyłu mogą przenikać przez aparaty szparkowe w głąb tkanek liścia, przynosząc zaabsorbowane na swej powierzchni substancje toksyczne – WWA i metale śladowe (Sæbø i in., 2012). Poza negatywnym oddziaływaniem na samą roślinę należy mieć również na uwadze potencjalny wpływ na zdrowie ludzkie, gdy wspomniane zjawisko występuje w przypadku roślin uprawnych, przeznaczonych do spożycia. Pośredni wpływ pyłu na ekosystemy roślinne związany jest natomiast ze zmianą chemizmu gleb, i jest to często wpływ pozytywny.

Osadzające się na powierzchni ziemi cząstki pochodzenia mineralnego oraz morskiego dostarczają potrzebnych składników odżywczych (Giere i Querol, 2010), zaś obecność kationów zasadowych w pyłe zmniejsza zakwaszenie gleb, powodując pozostawianie toksycznych metali w formach trudnodostępnych dla roślin (Grantz i in, 2003; Juda-Rezler, 2006). Pył atmosferyczny pochodzenia eolicznego oddziałuje także w istotny sposób na ekosystemy morskie. Zawarte w nim składniki takie jak żelazo, fosfor i krzem stanowią ważne nutrieny, stymulujące wzrost i przemiany enzymatyczne fitoplanktonu. Przyrost biomasy w oceanach wiąże się natomiast ze zwiększonym potencjałem pochłaniania atmosferycznego CO<sub>2</sub>, co stanowi kolejny przykład pośredniego wpływu PM na system klimatyczny (Giere i Querol, 2010).

Pył zawieszony, osadzając się na materiałach budowlanych i zabytkach, powoduje ich brudzenie oraz niszczenie, pogarszając ich stan techniczny oraz walory estetyczne. Oddziaływanie zachodzi przede wszystkim na drodze korozji pod wpływem substancji kwaśnych zawartych w pyłe. Ulegają jej metale oraz materiały takie jak cement, wapień czy granit. Alkaliczne składniki pyłu powodują natomiast uszkodzenia powłok malowanych i lakierowanych (Juda i Chróściel, 1974; Jimoda, 2012).

#### *2.1.4 Przemiany fizyko-chemiczne*

Rozdział napisany na podstawie: EPA (2008) oraz Juda-Rezler i Toczko (2016)

Procesy fizykochemiczne, którym ulega pył atmosferyczny, mają istotny wpływ zarówno na kształtowanie się tzw. tła zanieczyszczeń, które jest wynikiem ustalania się stanu równowagi dynamicznej w dalszej odległości od źródeł emisji, jak i na występowanie podwyższonych stężeń w rejonie bezpośredniego oddziaływania emitorów. Procesy te podzielić można na dwie główne kategorie:

- procesy prowadzące do powstawania cząstek pyłu z prekursorów
- procesy, jakim ulegają obecne już w atmosferze pyły.

Pierwsza grupa przemian dotyczy tworzenia się pyłów wtórnych i zachodzić może na drodze przejścia produktów (częściowego) utleniania prekursorów z fazy gazowej do fazy ciekłej, a także w wyniku nukleacji, kondensacji i koagulacji produktów różnych reakcji. Reakcje te zachodzą zarówno w fazie gazowej, jak i ciekłej, mogą mieć także miejsce na powierzchni istniejącej już cząstki pyłu. Najpowszechniejsze przemiany dotyczą utleniania ditlenku siarki (SO<sub>2</sub>), tlenków azotu (NO<sub>x</sub>) oraz pochodnych węglowodorów wchodzących w skład lotnych



związków organicznych (LZO), co prowadzi do powstania odpowiednio kwasu siarkowego VI ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), kwasu azotowego V ( $\text{HNO}_3$ ) oraz produktów degradacji LZO (przede wszystkim izoprenu i monoterenów) – takich jak np. aldehydy, ketony czy kwasy karboksylowe. Mechanizm ten inicjowany jest zwykle działaniem czynnika silnie utleniającego – rodnika hydroksylowego ( $\bullet\text{OH}$ ), ozonu ( $\text{O}_3$ ), rodnika azotanowego ( $\bullet\text{NO}_3$ ) czy promieniowania ultrafioletowego. Czas, w jakim zachodzi utlenienie  $\text{NO}_x$  do  $\text{HNO}_3$  w warstwie granicznej atmosfery to od 4 do 20 godzin w zależności od szerokości geograficznej i pory roku. Utlenianie  $\text{SO}_2$  jest procesem bardziej długotrwałym, a średni czas jego przebywania w atmosferze to około 4-7 dni. Reakcja ta zachodzi bowiem stopniowo – w pierwszej kolejności dwutlenek siarki rozpuszcza się w wodzie, w wyniku czego powstają związki siarki na czwartym stopniu utlenienia (kwas siarkowy IV:  $\text{H}_2\text{SO}_3$ , oraz jego aniony: wodorosiarczanowy IV –  $\text{HSO}_3^-$  i siarczanowy IV –  $\text{SO}_3^{2-}$ ). Ulegają one utlenianiu przez nieorganiczne i organiczne rodniki, ozon, nadtlenek wodoru ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), a także jony metali takich jak Fe, Mn, Cu w obecności tlenu, w wyniku czego powstają związki siarki na szóstym stopniu utlenienia ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Kwasy  $\text{HNO}_3$  i  $\text{H}_2\text{SO}_4$  w postaci gazowej, powstałe w wyniku utleniania prekursorów, charakteryzują się mniejszą od nich lotnością i lepszą rozpuszczalnością w wodzie, co prowadzi do ich przejścia w fazę ciekłą, wchodzącą w skład pyłu zawieszonego. Proces ten zachodzi z większą wydajnością w warunkach wyższej wilgotności względnej powietrza i skutkuje powstaniem anionów reszt kwasowych:  $\text{NO}_3^-$  (anion azotanowy V) oraz  $\text{SO}_4^{2-}$  (anion siarczanowy VI). Kwasy w fazie gazowej mogą także kondensować na powierzchni obecnych w atmosferze cząstek pyłu. W przypadku niskich stężeń PM,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  ulega również samoistnej nukleacji, tworząc nowe cząsteczki. Źródłem obecności w atmosferze jonów siarczanowych jest utlenianie nie tylko pierwotnego  $\text{SO}_2$ , lecz także wtórnego ditlenku siarki, powstającego w reakcjach emitowanego przez fitoplankton oceaniczny siarczku dimetylu (DMS, ang. *dimethyl sulfide*) z rodnikami hydroksylowymi i azotanowymi. Obecny w atmosferze gazowy amoniak ( $\text{NH}_3$ , nazwa systematyczna: trihydroksyazot) ulega reakcjom z gazowym  $\text{HNO}_3$  oraz z jonem  $\text{SO}_4^{2-}$ , dając w efekcie kolejne produkty nukleacji: azotan V amonu ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ), wodorosiarczan IV amonu ( $\text{NH}_4\text{HSO}_4$ ) i siarczan IV amonu ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ). Większa wydajność tych procesów związana jest z obecnością jonów  $\text{H}^+$ , które powodują przesunięcie równowagi fazowej  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  od fazy gazowej ( $\text{NH}_3$ ) w kierunku skondensowanego  $\text{NH}_4^+$ .

Należy zaznaczyć, że związki azotu i siarki ulegają w atmosferze znacznie większej liczbie przemian i reakcji niż opisane powyżej. Tlenki azotu biorą udział w procesach

fotchemicznych prowadzących do powstawania i rozpadu ozonu troposferycznego oraz generowania różnego rodzaju rodników. Jony siarczanowe mają natomiast istotne znaczenie w transformacjach aerozolu morskiego, gdzie ulegają reakcjom m.in. z wysokoreaktywnymi halogenkami. Przemiany te jednak nie wchodzą w zakres tematyczny niniejszej rozprawy, nie będą zatem szczegółowo omawiane. Informacje w tym zakresie znaleźć można m.in. w publikacjach Seinfeld i Pandis (2006) oraz EPA (2008), a także ich podsumowanie w języku polskim w pracach Reizer (2013) i Judy-Rezler i Toczko (2016).

W przypadku LZO, rodzaj zachodzącej reakcji i powstające w jej wyniku produkty zależą w znacznym stopniu od czynników zewnętrznych, takich jak np. wilgotność powietrza, rodzaj dostępnych rodników oraz stężenia ozonu i tlenków azotu, które biorą udział w procesach przemian fotochemicznych. Do powstania cząstek pyłu wtórnego dochodzi najczęściej na skutek reakcji tych LZO, które mają budowę cykliczną bądź aromatyczną. Poza procesami w fazie gazowej, istotną rolę odgrywają również przemiany zachodzące już w samej cząstce pyłu, w fazie skondensowanej. Prowadzą one do wzrostu masy cząsteczkowej substancji tworzących SOA, a co za tym idzie przyczyniają się do dalszego spadku ich lotności. Należy podkreślić, iż dokładne mechanizmy atmosferycznych przemian LZO są znane tylko dla nielicznych, najprostszych związków z tej grupy. W pozostałych przypadkach zakłada się, że ulegają one reakcjom analogicznym, jak prostsze związki o podobnej reaktywności.

Wpływ promieniowania słonecznego na przemiany prowadzące do powstawania pyłu wtórnego polega przede wszystkim na wywoływaniu procesu fotodysocjacji cząsteczek związków obecnych w atmosferze, w wyniku czego powstają rodniki, takie jak wspomniane już  $\bullet\text{OH}$  i  $\bullet\text{NO}_3$ , a także atomowy tlen ( $\bullet\text{O}$ ) i wodór ( $\bullet\text{H}$ ) oraz rodnik wodoronadtlenkowy ( $\bullet\text{HO}_2$ ).

Procesy, którym ulegają pyły obecne już w atmosferze podzielić można na reakcje, w których nie zachodzi dalsza zmiana stopni utlenienia reagentów, oraz reakcje utleniające, nazywane też starzeniem się aerozolu (ang. *aerosol ageing*). Przemiany te zachodzą w fazie skondensowanej i dotyczą związków organicznych wchodzących w skład pyłu zawieszonego. Reakcje nieutleniające prowadzą przede wszystkim do wzrostu wielkości cząsteczek związków organicznych poprzez wydłużanie łańcucha węglowego (np. dimeryzacja), co skutkuje bardzo szybkim spadkiem ich lotności. Starzenie się aerozolu zachodzić może na drodze różnych przemian, takich jak kondensacja/ewaporacja, utlenianie, reakcje w fazie cząsteczkowej, a także mieszanie różnych mas powietrza. Generalnie, reakcje utleniające

powodują przechodzenie SV-OOA w LV-OOA, charakteryzujące się wyższym stosunkiem O:C, a co za tym idzie – również większą masą. Wraz z upływem czasu, powstające związki coraz bardziej upodabniają się do siebie pod względem składu chemicznego, niezależnie od tego, z jakiego źródła aerozol organiczny pierwotnie pochodził. Analiza spektrofotometryczna ujawnia, iż aerozol taki zdominowany jest przez substancje o charakterze kwaśnym (Zhang in., 2011). Badania wykazują również, iż cząstki bardziej utlenowane charakteryzują się większą higroskopijnością, zatem w warunkach wysokiej wilgotności ich rozmiary przyrastają szybciej, łatwiej też stają się jądrami kondensacji kropeł chmurowych (Jimenez i in., 2009).

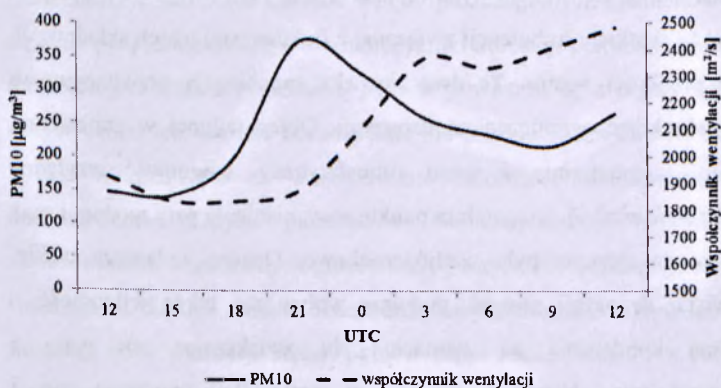
### *2.1.5 Wpływ warunków meteorologicznych na zanieczyszczenie powietrza pyłem*

Oddziaływania pomiędzy warunkami meteorologicznymi oraz pyłowymi zanieczyszczeniami powietrza są dwukierunkowe, przy czym wiele z nich funkcjonuje w oparciu o zasadę (dodatniego lub ujemnego) sprzężenia zwrotnego. Stan atmosfery determinuje parametry dyspersji, przemian chemicznych i depozycji zanieczyszczeń pyłowych, zaś obecność pyłu w atmosferze wpływa na pogodę, oraz – w dłuższej perspektywie czasowej – na klimat. Warstwa graniczna atmosfery, do której emitowanych jest większość zanieczyszczeń powietrza i gdzie większość z nich pozostaje, charakteryzuje się znaczną zmiennością czasową i przestrzenną (poziomą i pionową) warunków meteorologicznych oraz turbulentnym przepływem powietrza; podlega ona także silnym oddziaływaniom podłoża (powierzchni Ziemi). Sama wysokość warstwy granicznej istotnie wpływa na wartość obserwowanych stężeń zanieczyszczeń atmosferycznych, gdyż determinuje ona miąższość warstwy mieszania, w której, na skutek turbulencji, swobodnie rozprzestrzeniać się mogą te zanieczyszczenia, wyemitowane w danym przedziale czasowym w określonej ilości. Jednym z najważniejszych czynników wpływających na dyspersję zanieczyszczeń jest pionowa stratyfikacja termiczna atmosfery, opisywana często za pomocą klas stabilności atmosfery. W przypadku silnego spadkowego pionowego gradientu termicznego (większego niż gradient suchoadiabatyyczny =  $1^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ ), stan równowagi atmosferycznej określa się jako chwiejny, sprzyjający wentylacji. Gradient zbliżony do suchoadiabatycznego opisuje równowagę obojętną, w której nie występuje zjawisko konwekcji, jednak dyspersja zanieczyszczeń nie podlega znacznym ograniczeniom. Najgorsze warunki wentylacyjne związane są z wystąpieniem równowagi stałej, o gradiencie poniżej  $0,5^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ , lub wybitnie stałej, gdy obserwowane jest zjawisko inwersji termicznej (wzrostu temperatury wraz z wysokością nad poziomem gruntu). Drugim ważnym czynnikiem dyspersji jest wiatr. Jego niskie prędkości ( $<3\text{ m s}^{-1}$ ), lub w skrajnym

przypadku cisza atmosferyczna, sprzyjają kumulacji zanieczyszczeń w niewielkiej odległości od źródła emisji, zatem w tej sytuacji kluczową rolę odgrywają czynniki lokalne, takie jak natężenie emisji czy ukształtowanie terenu, które może dodatkowo hamować rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń (np. położenie w dolinie czy kotlinie). Analiza zależności stężeń  $PM_{10}$  oraz prędkości wiatru, wykonana dla stacji monitoringowych w Polsce, wykazała istnienie korelacji na poziomie  $-0.185$  w przypadku analizy całego roku, zaś  $-0.291$  gdy brane jest pod uwagę jedynie półrocze chłodne (styczeń-marzec i październik-grudzień) (Juda-Rezler i Toczko, 2016). Niewysoka wartość współczynnika korelacji spowodowana jest występowaniem zależności wielokierunkowych, związanych z całym szeregiem zmiennych meteorologicznych. Ponadto, wyższe prędkości wiatru ( $>5$  m/s) mogą także skutkować podwyższeniem stężeń PM, poprzez zjawisko unosu wtórnego cząstek pyłu z powierzchni gruntu. W tego typu analizach brana jest pod uwagę prędkość wiatru dolnego, występującego w warstwie o wysokości do 30 m, zaś istotne znaczenie ma także prędkość wiatru górnego (30 – 1000 m n.p.g.), warunkującego transport zanieczyszczeń z większych odległości (Walczewski i in., 2000). Analizy statystyczne wykonane dla 13 stacji pomiarowych w Szwajcarii wykazały natomiast, iż siła porywów wiatru (ang. *wind gusts*) ma znacznie większy wpływ na stężenia PM niż średnia prędkość wiatru, gdyż parametr ten niesie ze sobą również informację o energii kinetycznej turbulencji w atmosferze (Barmpadimos i in., 2011). Kierunek wiatru determinuje obszar źródłowy, z którego napływać mogą zanieczyszczenia. W przypadku Polski, najczęstsze kumulacje zanieczyszczeń prowadzące do powstawania epizodów pyłowych mają miejsce przy napływie mas powietrza z sektora wschodniego (Ziemiański i Ośródk, 2012). Należy zaznaczyć jednak, że mowa tu o transporcie transgranicznym, natomiast w skalach mniejszych – regionalnej i lokalnej – istotne znaczenie ma położenie poszczególnych ważnych emitorów zanieczyszczeń, gdyż to one mogą w największym stopniu determinować lokalną jakość powietrza.

Temperatura powietrza oddziałuje na stężenia zanieczyszczeń dwutorowo. Pierwszy z mechanizmów polega na kształtowaniu warunków równowagi w warstwie granicznej atmosfery, zaś drugi stanowi oddziaływanie pośrednie – tzw. termiczne sterowanie emisją, polegające na wzroście emisji z procesów grzewczych w sytuacji znacznych spadków temperatur. Korelacja średniej dobowej temperatury ze stężeniami  $PM_{10}$  wynosi  $-0.358$ , zaś temperatury minimalnej  $-0.415$ , przy czym zależności te stają się znacznie słabsze w półroczu ciepłym (kwiecień-wrzesień), ze względu na znaczny spadek aktywności grzewczej

(odpowiednio 0.043 i -0.124) (Juda-Rezler i Toczko, 2016). Wysoka temperatura powietrza przyspiesza również parowanie substancji ciekłych, np. paliw, co skutkować może wyższą zawartością w powietrzu węglowodorów, w tym WWA, które osadzają się na powierzchni cząstek pyłu. Wysokość ciśnienia atmosferycznego związana jest z występowaniem cyklonalnych lub antycyklonalnych układów barycznych. Badania wskazują, że większość epizodów pyłowych w Polsce występuje podczas antycyklonalnych typów cyrkulacji atmosferycznej (Ziemiański i Ośródk, 2012; Reizer, 2013), gdyż wysokie ciśnienie oraz osiadanie mas powietrza w układzie wyżowym powodują kumulację zanieczyszczeń w warstwie przyziemnej. Warunki atmosferyczne determinują również wysokość wyniesienia smugi emitowanej z kominów zakładów energetycznych czy przemysłowych, co przekłada się na odległość od emitora, w jakiej wystąpi maksimum stężeń zanieczyszczeń. Dobowa zmienność parametrów meteorologicznych, w tym przede wszystkim stanu równowagi atmosfery, przekłada się na przebieg stężeń pyłu, zwłaszcza w obszarach oddalonych od bezpośredniego oddziaływania lokalnych emisji. Ewolucji warstwy granicznej – od stanu równowagi stałej/wybitnie stałej w nocy, po równowagę chwiejną i nasiloną konwekcję w dzień – towarzyszy występowanie maksimum stężeń pyłu w porze nocnej oraz minimów w godzinach popołudniowych – por. rysunek 2.2 (Juda-Rezler i Toczko, 2016).

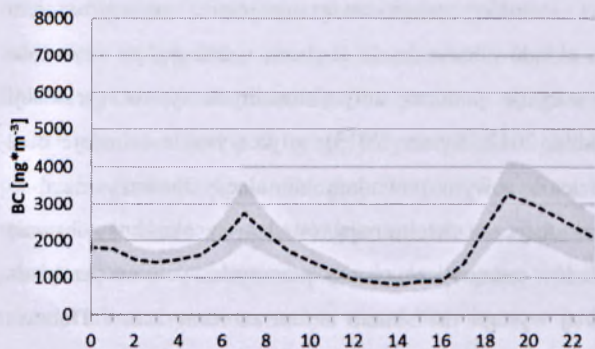


Rys. 2.2. Przebieg stężeń PM<sub>10</sub> zmierzonych na stacji PMŚ Sosnowiec oraz prognozowany modelem meteorologicznym COSMO przez IMGW-PIB współczynnik wentylacji od godz. 12 UTC 23 stycznia 2013 r. do godz. 12 UTC 24 stycznia 2013 r. Źródło: Juda-Rezler i Toczko (2016).

Fig. 2.2. Profile of PM<sub>10</sub> concentrations measured at PMŚ station in Sosnowiec, as well as ventilation coefficient modelled by COSMO meteorological model, from 12 UTC on 23 January 2013 to 12 UTC on 24 January 2013. Source: Juda-Rezler and Toczko (2016).

Niemniej jednak, pierwotne składniki pyłu, których obecność w atmosferze determinowana jest aktywnością emisyjną o silnej zmienności dobowej, mogą na stanowiskach miejskich wykazywać zupełnie inny przebieg. Przykładem jest tu sadza, której profil dobowy jest

bimodalny, z maksimami w godzinach porannych oraz wieczornych, wiązanych z okresami szczytów komunikacyjnych oraz intensyfikacją aktywności grzewczej – por. rysunek 2.3 (Klejnowski i Błaszczyk, 2012; Maciejewska i in., 2015).



Rys. 2.3. Średni przebieg dobowy stężeń sadzy na stanowisku podmiejskim. Źródło: Maciejewska i in. (2015).  
Fig. 2.3. Average daily pattern of soot concentrations at a suburban site. Source: Maciejewska et al. (2015).

Depozycja zanieczyszczeń podlega przede wszystkim wpływowi ruchów pionowych powietrza oraz obiegu wilgoci. W skali układów barycznych ośrodki wyżowe generują ruch osiadania, który sprzyja depozycji. W mniejszej skali mieszanie pionowe występuje zwłaszcza w warunkach silnej konwekcji, typowej dla stanu równowagi chwiejnej w atmosferze, może być także skutkiem turbulencji związanej z fluktuacjami trzech składowych kartezyjskich wektora prędkości wiatru. Te dwa zjawiska zapobiegają grawitacyjnemu opadaniu cząstek pyłu, skutkując ograniczeniem depozycji. Obieg wilgoci w atmosferze, charakteryzowany takimi parametrami jak opad atmosferyczny, wilgotność względna powietrza (RH, ang. *relative humidity*), temperatura punktu rosy, ciśnienie pary wodnej i czas trwania mgły, oddziałuje na stężenia pyłu wielokierunkowo. Opady, zwłaszcza ciekłe, znacząco nasilają zjawisko depozycji mokrej, podobny wpływ ma także wilgotność – cząsteczki pary wodnej kondensują na ziarnach pyłu zwiększając ich masę i prawdopodobieństwo opadnięcia. Niemniej jednak, w przypadku tworzenia się i utrzymywania mgły, koncentracja pyłu w atmosferze może rosnąć – współczynnik korelacji między czasem trwania mgły a stężeniami PM<sub>10</sub> wynosi średnio 0.227 (Juda-Rezler i Toczko, 2016).

Przemiany i reakcje chemiczne, w których uczestniczy pył zawieszony, zależne są m.in. od temperatury, nasłonecznienia, wilgotności oraz prędkości wiatru. Wiele z procesów atmosferycznych katalizowanych jest przez promieniowanie UV, pod wpływem promieniowania słonecznego powstają także rodniki, będące najbardziej reaktywnymi

substancjami w atmosferze. Wysoka temperatura koreluje z tempem przemian fotochemicznych, ponieważ w oczywisty sposób związana jest z irradancją; niemniej jednak, istnieją również inne efekty wpływu tego czynnika na chemizm atmosfery. Badania dowodzą, iż biogeniczna emisja LZO zależy od szeregu parametrów meteorologicznych, w tym temperatury. Związki te stanowią mogą prekursorów pyłów wtórnych, zatem ich zwiększona koncentracja w atmosferze przyczynia się do wzrostu stężeń PM (Barnpadimos i in., 2011). Duża zawartość w powietrzu pary wodnej nasila tempo przemian zachodzących w fazie ciekłej. Przykładem może być utlenianie  $\text{SO}_2$  (prowadzące do powstawania jonów siarczanowych a następnie cząstek pyłu wtórnego), gdzie procesy heterofazowe są znacznie szybsze, niż reakcje zachodzące w fazie gazowej. Para wodna przyczynia się także do wzrostu najmniejszych cząstek pyłu w procesie kondensacji (Seinfeld i Pandis, 2006). Wiatr jest głównym czynnikiem transportu w atmosferze, zatem za jego przyczyną w danej lokalizacji znaleźć się mogą pochodzące z różnych źródeł emisji prekursorów, które reagując ze sobą przyczynią się do powstania wtórnego pyłu zawieszonego.

Jak pokazano, charakter oddziaływań warunków pogodowych na stan zanieczyszczenia pyłem jest bardzo złożony. Analizy statystyczne wykazują, iż niezwykle trudno jest jednoznacznie ilościowo określić wpływ poszczególnych elementów meteorologicznych na stężenia pyłu zawieszonego, a współczynniki korelacji pomiędzy pojedynczymi parametrami meteorologicznymi a poziomami pyłu w powietrzu są z reguły dość niskie, choć istotne statystycznie; ich wartość bezwzględna nie przekracza zwykle 0.43 (Juda-Rezler i Toczko, 2016). Wskazuje to na występowanie zależności nieliniowych oraz współzależności oddziaływania różnych parametrów. Wielowymiarowa analiza nieparametryczna z zastosowaniem uogólnionych modeli addytywnych (GAM, ang. *generalized additive models*) wskazała, iż dopiero modele uwzględniające jednocześnie wpływ średnio ok. 11 zmiennych tłumaczą 65% wariacji stężeń pyłu w ciągu roku. Ponadto, w różnych sezonach zestaw zmiennych objaśniających różni się znacząco – np. zimą najważniejszymi parametrami są siła porywów wiatru, wysokość warstwy konwekcyjnej i temperatura średniodobowa, wykazujące ujemny wpływ na wartość stężeń, zaś latem – siła porywów wiatru (wpływ ujemny) oraz temperatura po południu (wpływ dodatni) (Barnpadimos i in., 2011). Badania polskie wskazują, że wyróżnić można pewne specyficzne układy poszczególnych parametrów meteorologicznych, niekorzystnych z punktu widzenia dyspersji zanieczyszczeń, które prowadzą do występowania epizodów złej i bardzo złej jakości powietrza. Szeroko zakrojone badania metodą eksploracji danych ujawniły, iż najbardziej niekorzystne warunki

wentylacyjne występują w przypadku cyrkulacji antycyklonalnej, z niskimi temperaturami powietrza i małymi prędkościami wiatru. Przekroczenia dopuszczalnych stężeń pyłu na terenie większości kraju (tzw. epizody krajowe) oraz sytuacje wystąpienia bardzo wysokich wartości stężeń  $PM_{10}$  (epizody IV stopnia,  $> 200 \mu g m^{-3}$  jako średnia z 3 kolejnych dni) związane są niemal zawsze z cyrkulacją antycyklonalną. Epizody regionalne i lokalne występować mogą także w innych układach barycznych, przede wszystkim na skraju (klina) układu wyżowego oraz podczas cyklonalnej cyrkulacji południowej i wschodniej. Dodatkowo, warunki meteorologiczne mające istotny wpływ na wystąpienie epizodów to wysokość podstawy chmur piętra niskiego, widzialność pozioma, wielkość zachmurzenia ogólnego i niskiego, prężność pary wodnej, wilgotność względna i ciśnienie atmosferyczne (Ziemiański i Ośródk, 2012). Analiza przeprowadzona przez Reizer (2013) potwierdziła, iż występowanie krajowych epizodów pyłowych w Polsce związane jest z zalegającymi nad obszarem kraju silnymi wyżami syberyjskimi, przynoszącymi znaczny spadek temperatury powietrza; ponadto, wskazany został istotny wpływ występowania inwersji termicznej (równowaga wybitnie stała). Szczegółowa analiza przebiegu stężeń  $PM_{10}$  w trakcie kilku poważnych epizodów pyłowych z ostatnich lat pozwoliła zauważyć, iż maksymalne wartości tych stężeń występowały zazwyczaj 2 – 3 dni po wystąpieniu maksymalnych wartości ciśnienia atmosferycznego oraz minimalnych wartości temperatury powietrza, co może mieć istotne znaczenie praktyczne dla tworzenia i rozwijania systemów alarmów antysmogowych.

## 2.2. Źródła pyłu w atmosferze

Pył, podobnie jak inne zanieczyszczenia, pochodzi może z szerokiej gamy źródeł emisji, zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych. W celu uporządkowania i ujednoczenia metodyki zbierania danych o emisjach, wprowadzone zostały systemy klasyfikacji źródeł emisji, z których dwa najpopularniejsze to SNAP97 oraz NFR.

SNAP97 (ang. *Selected Nomenclature for sources of Air Pollution*) to system opracowany w 1998 r. przez Europejskie Centrum Tematyczne ds. Powietrza i Zmiany Klimatu (ETC/ACM, ang. *European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation*), wyróżniający 11 głównych kategorii. Są to:

- SNAP 01. Procesy spalania w sektorze produkcji i transformacji energii
- SNAP 02. Procesy spalania w sektorze komunalnym i mieszkaniowym
- SNAP 03. Procesy spalania w przemyśle
- SNAP 04. Procesy produkcyjne



- SNAP 05. Wydobycie i dystrybucja paliw kopalnych
- SNAP 06. Zastosowanie rozpuszczalników i innych produktów
- SNAP 07. Transport drogowy
- SNAP 08. Inne pojazdy i urządzenia
- SNAP 09. Zagospodarowanie odpadów
- SNAP 10. Rolnictwo
- SNAP 11. Inne źródła emisji i pochłaniania zanieczyszczeń.

Kategorie główne podzielone są łącznie na 164 kategorie szczegółowe.

NFR (ang. *Nomenclature for Reporting*) to klasyfikacja zaproponowana w 2001 r. przez Europejską Komisję Gospodarczą (UNECE, ang. *United Nations Economic Commission for Europe*), obejmująca 6 głównych sektorów (podzielonych na 1920 niezwykle szczegółowych kategorii):

- energetyka,
- procesy przemysłowe i zastosowanie produktów,
- rolnictwo,
- odpady,
- inne źródła,
- źródła naturalne.

W oparciu o wymienione klasyfikacje tworzone są inwentaryzacje emisji zanieczyszczeń powietrza o różnym stopniu szczegółowości oraz zasięgu terytorialnym. Pył zawieszony należy do tych zanieczyszczeń, które emitowane są z bardzo wielu źródeł. Niemniej jednak całkowita emisja nie przekłada się wprost na wielkość stężeń PM w atmosferze, ze względu na znaczny wpływ procesów formowania się pyłu wtórnego, o czym była mowa w rozdziale 2.1.4.

Wielkość globalnej emisji pierwotnej pyłu ze źródeł naturalnych (ok. 12 100 000 Gg/rok) przewyższa około czterdziestokrotnie emisję ze źródeł antropogenicznych (ok. 312 000 Gg/rok) (Andreae i Rosenfeld, 2008; Giere i Querol, 2010). Wśród najważniejszych źródeł naturalnych wymienić należy emisję soli morskiej z powierzchni oceanów oraz porywanie pyłu mineralnego przez wiatr (głównie z powierzchni pustyni), które stanowią razem około 97% emisji naturalnej. Trzecim w kolejności źródłem naturalnym są wybuchy wulkanów, niemniej jednak ich aktywność jest bardzo zmienna w czasie, stąd zasadne jest rozpatrywanie

ich udziału jedynie w szerszej perspektywie czasowej, w uśrednieniu przynajmniej kilkuletnim (Durant i in., 2010).

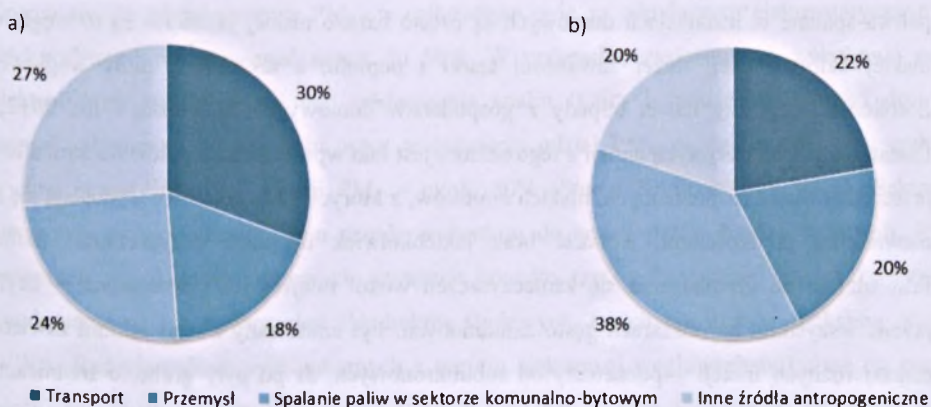
Antropogeniczna emisja pyłu związana jest przede wszystkim z procesami i aktywnościami, w których zachodzi spalanie paliw, a także z przemysłowymi procesami wytwórczymi. W pracy Judy-Rezler i Toczek (2016) wyróżniono pięć głównych kategorii źródeł emisji pyłów:

- energetyka zawodowa,
- energetyka przemysłowa,
- technologie przemysłowe,
- inne źródła stacjonarne (obejmujące: kotłownie lokalne, paleniska domowe, warsztaty rzemieślnicze, rolnictwo i inne),
- źródła mobilne.

Relatywny udział poszczególnych źródeł może być bardzo różny, a zależy od charakterystyki gospodarczej danego regionu. Metaanaliza 419 badań dotyczących identyfikacji źródeł emisji  $PM_{2.5}$  wykazała, iż średnio na całym świecie sektor transportu jest odpowiedzialny za 30% emisji antropogenicznej, spalanie paliw w sektorze komunalno-bytowym za 24%, a procesy przemysłowe (włączając energetykę zawodową) – za 18% tej emisji – por. rysunek 2.4. Nieco odmienny układ źródeł występuje w Europie Środkowo-Wschodniej, gdzie dominujący udział – 38% – stanowi spalanie paliw w paleniskach domowych, transport odpowiedzialny jest średnio za 22%, zaś przemysł – za 20% antropogenicznej emisji  $PM_{2.5}$  (Karagulian i in., 2015).

Struktura zużycia energii pierwotnej w Polsce oparta jest przede wszystkim o paliwa stałe. Węgiel kamienny, brunatny, torf oraz drewno opałowe dostarczają łącznie około 57% energii. Ponadto, około 4% energii pozyskiwane jest z paliw odpadowych stałych, odpadowej biomasy, biogazu oraz półproduktów rafineryjnych (GUS, 2015). Paliwa stałe charakteryzują się największymi współczynnikami emisji zanieczyszczeń powietrza, w tym przede wszystkim pyłów, stąd też problem zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego przez pył nasila się w krajach, gdzie znaczną część energii pozyskuje się właśnie z paliw stałych. Emisja pyłów z procesów spalania paliw stałych następuje na skutek dwóch głównych procesów. Pierwszy z nich polega na odparowaniu i sublimacji składników mineralnych zawartych w paliwie podczas procesu spalania, a następnie na ich ponownej kondensacji po obniżeniu temperatury spalin, z którymi są unoszone. Drugą drogą powstawania pyłów jest niecałkowite spalanie paliw, na skutek którego węglowodory zawarte w paliwie nie utleniają

się do CO<sub>2</sub>, lecz powodują powstanie węgla elementarnego, będącego zasadniczym składnikiem sadzy.



Rys. 2.4. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej emisji antropogenicznej pierwotnego pyłu zawieszzonego PM<sub>2,5</sub>: a) na świecie; b) w Europie Środkowo-Wschodniej. Źródło: Opracowanie własne na podstawie Karagulian i in., 2015.

Fig. 2.4. Share of various sectors in total anthropogenic primary PM<sub>2,5</sub> emissions: a) worldwide; b) in Central-Eastern Europe. Source: Author's own elaboration, based on Karagulian et al., 2015.

Według wyników obliczeń przeprowadzonych modelem RAINS (ang. *Regional Air Pollution and Simulation model*, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg), średni udział emisji PM<sub>10</sub> z instalacji małej mocy wynosi ok. 19% całkowitej emisji w Europie, podczas gdy duże źródła spalania (LCP, ang. *large combustion plants*) odpowiadają średnio za jedynie 8% emisji (Kubica, 2010). Spalanie paliw w paleniskach domowych ma szczególne znaczenie dla emisji pyłu w krajach Europy Środkowo-Wschodniej, w tym w Polsce, gdzie udział tego sektora szacowany jest na 40,1% w przypadku TSP, oraz 50,0% i 50,8% odpowiednio dla PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub> (KOBiZE, 2015a). Obliczenia modelowe z wykorzystaniem modelu CALPUFF, przeprowadzone dla gmin położonych w województwach dolnośląskim, śląskim i opolskim, wykazały, iż udział emisji powodowanej przez indywidualne ogrzewanie gospodarstw domowych w całkowitych stężeniach PM<sub>10</sub> wynosił od 6% do 49% (Hławiczka i in., 2012). Istotny wpływ emisji z palenisk domowych powodowany jest znacznej mierze bardzo wysokimi wskaźnikami emisji pyłu, charakterystycznymi dla nieskończonej liczby kotłów starego typu, wciąż jeszcze szeroko używanych zwłaszcza na obszarach ubogich gmin wiejskich. Według danych EMEP/EEA (2013) (Europejski Program Monitoringu i Oceny, ang. *European Monitoring and Evaluation Programme* oraz Europejska Agencja Środowiska, ang. *European Environment Agency*), manualne kotły starego typu, opalane węglem kamiennym, charakteryzują się emisją

jednostkową równą  $460 \text{ g GJ}^{-1}$  ( $\text{PM}_{10}$ ), podczas gdy dla nowszych urządzeń manualnych wartość ta wynosi jedynie  $130 \text{ g GJ}^{-1}$ , zaś dla kotłów automatycznych  $70 \text{ g GJ}^{-1}$ . Ponadto, paliwa spalane w instalacjach domowych są często bardzo niskiej jakości – są to węgle o niskiej kaloryczności, dużej zawartości siarki i popiołu, a także tzw. muły węglowe, flotokoncentraty, czy nawet odpady z gospodarstw domowych (Hławiczka i in., 2012). Dodatkową charakterystyką emisji z tego sektora jest fakt wprowadzania pyłów do atmosfery przez dużą liczbę rozproszonych, niskich emitorów, z których gazy odlotowe wydostają się z niewielkimi prędkościami, a także brak jakichkolwiek urządzeń oczyszczania spalin. Prowadzi to do gromadzenia się zanieczyszczeń wokół miejsca ich powstawania – czyli przede wszystkim na obszarach gęsto zaludnionych. Pył emitowany z tego sektora zawiera cząstki różnych frakcji – począwszy od submikronowych, aż po pyły grube, o średnicach zastępczych  $> 10 \mu\text{m}$ .

Badania przeprowadzone z wykorzystaniem eksperymentalnej instalacji małej mocy (kocioł o mocy 18 kW z samoczynnym podsuwowym podajnikiem paliwa) wykazały, że popiół lotny powstający w tego typu paleniskach charakteryzuje się przede wszystkim wysoką zawartością węgla elementarnego: w przypadku spalania węgla kamiennego w sortymencie ekogroszek, udział EC stanowił 57%-72% masy, zaś gdy paliwem były pelety ze słomy, miskańta czy słonecznika – 49%-53% (Koniecznyński i in., 2014). Jest to spowodowane nieoptymalnymi warunkami spalania panującymi w kotłach małej mocy, których uwarunkowania konstrukcyjne nie pozwalają na osiągnięcie takich parametrów, jakie charakteryzują komory spalania w LCP. W efekcie, w paleniskach domowych spala się nie więcej niż 90% pierwiastka węgla zawartego w węglu kamiennym (Koniecznyński i in., 2014), co prowadzi do podwyższonej zawartości sadzy w pyłach emitowanych z tego typu źródeł.

Wśród dużych źródeł emisji pyłu bardzo istotną rolę odgrywają instalacje energetyki zawodowej – elektrownie i elektrociepłownie opalane węglem kamiennym i brunatnym. Największe tego typu instalacje w Polsce to Elektrownia Bełchatów o mocy 5420 MW (druga pod względem wielkości elektrownia węglowa na świecie) oraz elektrownia Koźienice o mocy 2840 MW (zajmująca 83. miejsce w rankingu). Łącznie, 51 największych polskich elektrowni raportujących swoje emisje Europejskiej Agencji Środowiskowej w ramach rejestru E-PRTR (ang. *European Pollutant Release and Transfer Register*) emituje rocznie 10420 ton  $\text{PM}_{10}$ , z czego niemal 10% (1010 t) stanowią emisje z elektrowni Bełchatów. Charakterystyka frakcyjna emitowanego pyłu jest jednak odmienna niż w przypadku źródeł sektora komunalno-bytowego, gdyż instalacje dużej mocy wyposażone są w urządzenia

odpylające, których skuteczność maleje wraz ze spadkiem średnicy ziaren pyłu, zatem w pyłe penetrującym poprzez te urządzenia wzrasta relatywny udział najdrobniejszych frakcji pyłu. Ocenia się, że udział masowy  $PM_{2.5}$  w całkowitym pyłe za odpylaczem elektrostatycznym (elektrofiltrem) może osiągać nawet do 50%. W przypadku zastosowania dodatkowo za elektrofiltrem instalacji mokrego odsiarczania spalin (która jednocześnie stanowi drugi stopień odpylania), po przejściu przez tę instalację udział  $PM_{2.5}$  w całkowitej masie pyłu wynosi ponad 90%, zaś frakcji  $PM_1$  – około 50% (Stec i Koniecznyński, 2010). Sektor energetyki przyczynia się zatem przede wszystkim do emisji pyłów bardzo drobnych. W procesach wysokotemperaturowych następuje ponadto tzw. wzbogacanie cząstek poprzez kondensację na ich powierzchni składników śladowych, takich jak metale, dioksydy oraz WWA. Badania próbek pyłu pobranych z sześciu elektrowni węglowych w Polsce (w tym pięciu opalanych węglem kamiennym i jednej opalanej węglem brunatnym) wykazały, że najsilniejszemu wzbogacaniu w pyłe frakcji  $PM_1$ ,  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$  ulegają następujące metale śladowe: Zn, Cu, Ni, Sr, Cr, Mn oraz Se (Stec i Koniecznyński, 2010). Analiza stężeń biodostępnych frakcji<sup>1</sup> metali wskazała natomiast, że najwyższe stężenia tej frakcji w pyłe zawieszonym  $PM_{10}$ , pobranych w odległości ok. 2 km od pracującej elektrowni węglowej o mocy 1775 MW, osiągnęte są przez Pb, Mn, Cr i As. Największy udział frakcji biodostępnej w odniesieniu do całkowitej zawartości danego pierwiastka w  $PM_{10}$  zaobserwowano dla Cd, Cr i Mn (Zajusz-Zubek i Mainka, 2014).

Należy podkreślić, iż duże źródła spalania (>50 MW) podlegają uregulowaniom prawnym tzw. dyrektywy IED (ang. *Industrial Emissions Directive*; Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r., w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola)), która określa m.in. standardy emisyjne dla zanieczyszczeń powietrza, w tym pyłów. Od początku 2016 r. zastępuje ona wcześniejszą dyrektywę, tzw. dyrektywę LCP (ang. *Large Combustion Plants*; Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2001/80/WE z dnia 23 października 2001 r. w sprawie ograniczenia emisji niektórych zanieczyszczeń do powietrza z dużych obiektów energetycznego spalania), wprowadzając jednocześnie ostrzejsze wymogi w zakresie standardów emisyjnych, czyli dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń powietrza w gazach odlotowych, co wymusza stosowanie różnorodnych metod zapobiegania emisjom tych zanieczyszczeń, oraz wysokosprawnych technologii oczyszczania spalin, przyczyniając się do

<sup>1</sup> Frakcja biodostępna – frakcja (jonowo)wymienna, rozpuszczalna w wodzie; stanowią ją metale zaadsorbowane na powierzchni cząstek stałych, które w wyniku zmian składu jonowego wody w procesach adsorpcji i desorpcji mogą przejść do środowiska (np. gleby, wód).

znacznego ograniczenia negatywnego oddziaływania sektora energetyki na stan jakości powietrza. Niemniej jednak, znaczący udział w produkcji energii, zwłaszcza cieplnej, mają w Polsce instalacje o mocy mniejszej niż 50 MW – ciepłownie komunalne i źródła indywidualne. Dotychczas, emisje z tego typu źródeł nie podlegały uregulowaniom prawnym. Ponadto, źródła indywidualne z zasady nie są wyposażane w urządzenia oczyszczania gazów odlotowych, zaś w przypadku lokalnych instalacji ciepłowniczych rozwiązania takie stosowane są tylko w niektórych przypadkach, a zastosowane technologie charakteryzują się często niską skutecznością. Przykładem może być wykorzystanie do odpylania spalin cyklonów, które osiągają sprawność rzędu 70% (Vallero, 2008). Szacunkowe wyliczenia wskazują, że emisje  $PM_1$  i  $PM_{2.5}$  z instalacji ciepłowniczych są niewspółmiernie wysokie w stosunku do ilości zużywanego paliwa, są bowiem odpowiednio 9- i 7,5-krotnie większe niż emisje z sektora elektrowni i elektrociepłowni zawodowych, w którym spalane jest niemal dziewięć razy więcej węgla (Stec i Koniecznyński, 2010). Coraz częściej paliwem wykorzystywanym w instalacjach ciepłowniczych jest biomasa, będąca potencjalnym źródłem emisji znacznych ilości pyłu. W odpowiedzi na rosnący udział tego typu źródeł, Unia Europejska wprowadziła niedawno nową dyrektywę MCP (ang. *medium combustion plants*; Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady UE 2015/2193 z dnia 25 listopada 2015 r. w sprawie ograniczenia emisji niektórych zanieczyszczeń do powietrza ze średnich obiektów energetycznego spalania), dotyczącą standardów emisyjnych dla obiektów o mocy od 1 MW do 50 MW. Wprowadzane wartości normatywne będą obowiązywać od roku 2018 dla nowych obiektów, zaś od 2025/2030 roku (w zależności od zainstalowanej mocy) – dla obiektów istniejących. Podstawowy monitoring emisji z tych instalacji obejmował będzie pomiary wykonywane raz do roku (w przypadku obiektów o mocy >20 MW) lub raz na trzy lata (dla obiektów o mocy 1-20 MW). Wydaje się, iż zaplanowany długi okres na wprowadzenie tych postanowień, a także umożliwienie przyznawania licznych derogacji spowodują, iż poprawa jakości powietrza na skutek przyjęcia tej dyrektywy może okazać się niewielka.

Emisja pyłu ze źródeł przemysłowych cechuje się odmienną charakterystyką niż w przypadku źródeł energetycznych, gdzie podstawowym procesem formowania się pyłu jest spalanie paliwa. W przypadku sektora przemysłu wyróżnić można, poza spalaniem, wiele innych procesów skutkujących emisją, a pył w nich powstający cechuje się właściwościami uzależnionymi od rodzaju przemysłu i stosowanych w nim technologii. Wśród gałęzi przemysłu cechujących się największymi emisjami PM wymienić należy:

- przemysł materiałów budowlanych (zwłaszcza cementowy i wapienniczy),
- przemysł metalurgiczny,
- koksownie węgla.

W przemyśle materiałów budowlanych emisja pyłu następuje przede wszystkim podczas wydobywania surowców, a następnie ich kruszenia, mielenia i transportu; znacznym udziałem charakteryzuje się też emisja z pieców cementowych. PM pochodzący z tego typu źródeł bogaty jest w składniki mineralne – Ca, Mg, Si, Al, K oraz  $SO_4^{2-}$  (Pernigotti i in., 2016). Wśród składników śladowych wzbogacających się w piecu cementowym, zwłaszcza w przypadku współspalania produktów odpadowych takich jak oleje odpadowe, zrębki drewna czy tworzywa sztuczne, najczęściej wymienia się Cr, Pb, Hg, Ni, Zn, Cd (Gupta i in., 2012; Richards i Arganovski, 2016). W przemyśle metalurgicznym i hutniczym emisje pyłów następują podczas przygotowywania wsadu do wielkiego pieca (obejmującego rozdrabnianie, wzbogacanie, prażenie, spiekanie), w procesie wielkopiecowym, a także na etapie dalszej obróbki produktu, prowadzącej do otrzymania jegożądanego składu finalnego. Pyły powstające w tych procesach charakteryzują się dużą zawartością metali takich jak Fe, Ni, Zn, Cu, As, Mn, Cd, Pb. Wyróżnia je także dość duży udział OC oraz WWA (Riffault i in., 2015). Proces koksowania węgla jest źródłem przede wszystkim niezorganizowanej emisji pyłów i innych zanieczyszczeń powietrza, co spowodowane jest brakiem możliwości zhermetyzowania procesu technologicznego, polegającego na pirolizie węgla przy użyciu energii ze spalania części gazu koksowniczego, otrzymywanego jako produkt uboczny procesu (Juda-Rezler i Toczko, 2016). Pył powstający w instalacjach koksowniczych jest silnie zanieczyszczony WWA, w tym benzenem i benzo(a)pirenem. Zawiera także znaczne ilości węgla elementarnego, a wśród metali śladowych charakterystycznymi składnikami są w tym przypadku As i Cr (Dai i in, 2015; Riffault i in., 2015). Wielkość emisji oraz skład frakcyjny pyłu pochodzącego ze źródeł przemysłowych są także w istotny sposób uzależnione od zastosowanych technologii oczyszczania gazów odlotowych. Duże źródła przemysłowe podlegają wymogom dyrektywy IED wymuszającej znaczne redukcje emisji zanieczyszczeń powietrza, niemniej jednak w regionach silnie uprzemysłowionych, jak np. w strefie aglomeracji górnośląskiej, udział emisji z tego sektora w całkowitych stężeniach pyłu zawieszonego jest znaczny. Wyniki uzyskane przez Rogułę-Kozłowską i in. (2013) wskazują, iż pył pochodzący ze źródeł przemysłowych stanowi około 15% masy  $PM_{2,5}$  w Katowicach i ok. 11% w przypadku Zabrze.

Jak wynika z cytowanych wcześniej badań Karagulian i in. (2015), jednym z najważniejszych antropogenicznych źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza, zwłaszcza w miastach, jest transport drogowy. W miastach Europy południowo-zachodniej udział tego sektora w całkowitych stężeniach  $PM_{2.5}$  szacowany jest na 35%, w Europie zachodniej – 25%, w Europie północno-zachodniej – 21%, zaś w Europie środkowo-wschodniej na 19%. Zgodnie z krajową inwentaryzacją emisji, w roku 2013 sektor transportu drogowego był odpowiedzialny za 18.6% antropogenicznej emisji TSP, 8.7%  $PM_{10}$  oraz 12.9%  $PM_{2.5}$  w całej Polsce (KOBiZE, 2015a). Emisja pyłu z transportu związana jest z trzema mechanizmami:

- spalaniem paliw w silnikach (ang. *exhaust emission*),
- mechanicznym ścieraniem części samochodowych i nawierzchni dróg (ang. *non-exhaust emission, abrasion*),
- wtórnym unoszeniem pyłu z powierzchni jezdni (ang. *resuspension*).

Emisja pyłu z silników Diesla (o zapłonie samoczynnym) jest znacznie większa niż w przypadku silników o zapłonie iskrowym. Jest to spowodowane występowaniem w silnikach o zapłonie samoczynnym spalania dyfuzyjnego, gdzie proces mieszania paliwa z powietrzem następuje wyłącznie na drodze dyfuzji i odbywa się dopiero w cylindrze, co skutkuje niejednorodnością mieszanki oraz przedostawaniem się do komory spalania kropeł paliwa, które nie zostają spalone w tlenie, lecz zawarte w nich cząsteczki węglowodorów ulegają jedynie rozpadowi na krótsze łańcuchy (ang. *cracking*). Ponadto, w takich warunkach częściej zachodzi spalanie niecałkowite, skutkujące powstawaniem stałych cząstek sadzy. W silnikach benzynowych natomiast mieszanie paliwa z powietrzem następuje wcześniej, a stosunek tych składników musi być stały i precyzyjnie dobrany do typu silnika. Wykorzystywany mechanizm spalania wewnętrznego powoduje mniejszą jednostkową emisję PM, nawet pomimo nieco mniejszej sprawności energetycznej (a zatem większego jednostkowego zużycia paliwa) silników iskrowych w porównaniu do silników Diesla. Spalanie paliw w silnikach samochodowych skutkuje przede wszystkim emisją cząstek frakcji  $PM_{2.5}$  (Pant i Harrison, 2013). Poza wspomnianymi procesami, emisja pyłu z silników samochodowych powodowana jest także kondensacją obecnych w spalinach zanieczyszczeń gazowych, prowadzącą do formowania się – jeszcze w układzie wydechowym – cząstek pyłu submikronowego i ultradrobego. Zjawisko ewaporacji LZO z układu paliwowego prowadzi natomiast do emisji prekursorów pyłu wtórnego (EEA, 2016).

Ścieranie dotyczy przede wszystkim takich elementów samochodu jak opony, okładziny i tarcze hamulcowe oraz sprzęgło, a także bitumicznej nawierzchni dróg. Dodatkowo,



niewielkie źródło emisji pyłu stanowi korozja elementów podwozia i nadwozia. Zużywanie się elementów układu hamulcowego jest odpowiedzialne za około 11-21% całkowitej emisji  $PM_{10}$  w sektorze transportu i 16-55% emisji  $PM_{10}$  z tego sektora, pochodzącej ze źródeł innych niż spalanie paliw (Grigoratos i Martini, 2015). W składzie frakcyjnym pyłu pochodzącego z układu hamulcowego znajdują się cząstki zarówno submikronowe, jak również pył drobny  $PM_{10}$ , a także cząstki o średnicach rzędu  $20 \mu m$  i większych. Skład chemiczny zależy w znacznym stopniu od składu materiałów, z których wykonane są tarcze i okładziny hamulcowe. Niemniej jednak, charakterystycznymi pierwiastkami świadczącymi o pochodzeniu pyłu z tego źródła są Fe, Cu, Zn, Sn, Sb, K, Ti oraz Pb, zaznacza się także istotna zawartość materii węglowej, przede wszystkim w postaci OC. Emisja  $PM_{10}$  ze ścierania układu hamulcowego jest szacowana na ok.  $1-8.8 \text{ mg km}^{-1}$  w przypadku samochodów o masie poniżej 3.5 tony, zaś dla samochodów ciężarowych sięgać może ponad  $80 \text{ mg km}^{-1}$  (Grigoratos i Martini, 2015).

Pył unoszony z powierzchni dróg stanowi zanieczyszczenie bardzo heterogeniczne i w znacznym stopniu zależne zarówno od warunków lokalnych, jak i parametrów meteorologicznych (Amato i in., 2016). Jak wskazują badania, źródło to stanowić może istotny wkład w obserwowane stężenia pyłu atmosferycznego (np. Pant i Harrison, 2013; Valotto i in., 2015), a dyrektywa CAFE pozwala na odliczanie pyłu pochodzącego z posypywania dróg (o ile możliwe jest określenie jego udziału) z całkowitych mierzonych stężeń  $PM_{10}$ , w celu wykazania zgodności z nakładanymi przez tę dyrektywę standardami jakości powietrza. Znajdujący się na drogach pył pochodzić może z bardzo wielu źródeł, takich jak: depozycja pyłów emitowanych z silników samochodowych oraz pochodzących ze ścierania części samochodowych, w tym opon; abrazja nawierzchni bitumicznych; niszczenie nawierzchni nieutwardzonych; osadzanie kurzu i pyłu mineralnego pochodzących z gleb i skał w otoczeniu drogi; posypywanie dróg solą i/lub piaskiem w ramach zimowego utrzymania dróg. Ilość i charakterystyka fizykochemiczna tego pyłu będzie więc zmienna i specyficzna dla konkretnej lokalizacji; zależec będzie także np. od pory roku oraz kompozycji floty pojazdów poruszających się po danej drodze. Samo zjawisko unoszenia („porywania”) cząstek pyłu zależne jest natomiast od natężenia ruchu, szybkości poruszających się pojazdów, wilgotności nawierzchni oraz występowania opadów atmosferycznych (Valotto i in., 2015). Utrudnia to szacowanie wielkości emisji pyłu pochodzącego z resuspensji, co odzwierciedla m.in. fakt braku uwzględnienia współczynników emisji z tego źródła w zestawieniu opracowanym przez EMEP/EEA (2013). Najnowsze badania, wykorzystujące

wiele technik analitycznych wskazują, iż w składzie frakcyjnym pyłu wtórnie unoszonego dominują cząstki o średnicach poniżej 10  $\mu\text{m}$ , charakteryzujące się nieregularnym kształtem i ostrymi krawędziami, co najprawdopodobniej wskazuje na ich pochodzenie z procesów ścierania i abrazji. W składzie chemicznym zaobserwowano dominujące udziały Ca, materii węglowej (węgiel całkowity – TC, ang. *total carbon*) oraz Fe, zaś spośród składników śladowych – Ti, Cu, Zn, Mn, Ba i Sb (Valotto i in., 2015). W krajach, w których występuje zjawisko zimowych opadów śniegu i oblodzeń nawierzchni (m. in. w Polsce), stosowane są zabiegi poprawiające warunki jazdy i przyczepność do podłoża – posypywanie piaskiem i/lub solą. Zwiększają one w znaczący sposób ilość pyłu gromadzącego się na powierzchni dróg, nasilając skutki resuspensji również w kolejnych miesiącach, gdy warunki drogowe nie wymuszają już posypywania nawierzchni (Pant i Harrison, 2013). Na skutek piaskowania wzrasta zawartość w pyłe składników pochodzenia mineralnego i geologicznego (przede wszystkim węglanów i krzemianów), zaś solenie przyczynia się do wzrostu zawartości jonów chlorkowych (nawet do ponad 6% w masie  $\text{PM}_{10}$ ) oraz Na, Mg i Ca (Degórska i in., 2012).

### 2.3. Wielkość emisji pyłu na świecie, w Unii Europejskiej oraz w Polsce

Ze względu na dużą liczbę i różnorodność źródeł emisji, określenie wartości całkowitej światowej emisji pyłu jest zadaniem trudnym. Tabela 2.1 przedstawia zestawienie danych z dostępnych źródeł literaturowych. Na podstawie przeglądu kilkunastu prac badawczych, Andreae i Rosenfeld (2008) podali średnie szacowane wielkości emisji pyłu różnych typów, pochodzących zarówno ze źródeł naturalnych, jak i antropogenicznych. Na tej podstawie, wielkość całkowitej światowej emisji pyłu wynosi 12 412 000 Gg rocznie, z czego zdecydowaną większość (12 100 000 Gg  $\text{a}^{-1}$ ) stanowi pył zawieszony pochodzenia naturalnego. Według tych samych autorów, wielkość globalnej emisji antropogenicznej to 312 000 Gg  $\text{a}^{-1}$ . Baza danych EDGAR v4.2 (ang. *Emission Database for Global Atmospheric Research*), opracowana w 2011 przez Wspólnotowe Centrum Badawcze (JRC, ang. *Joint Research Centre*) podaje oszacowanie światowej antropogenicznej emisji frakcji  $\text{PM}_{10}$  wynoszące 107 000 Gg  $\text{a}^{-1}$  dla roku 2008. Niemal połowę tej wartości (50 500 Gg  $\text{a}^{-1}$ ) stanowi spalanie biomasy, w tym wypalanie traw na sawannach. Drugim co do wielkości sektorem emisji antropogenicznej jest sektor komunalno-bytowy, przyczyniający się do rocznych uwolnień rzędu 22 100 Gg  $\text{a}^{-1}$ , zaś źródła związane z energetyką emitują łącznie ok. 13 900 Gg  $\text{a}^{-1}$  pyłu  $\text{PM}_{10}$ . Udziały poszczególnych sektorów w całkowitej globalnej emisji antropogenicznej pyłu  $\text{PM}_{10}$  prezentuje rysunek 2.5. Według danych JRC (2011), wielkość

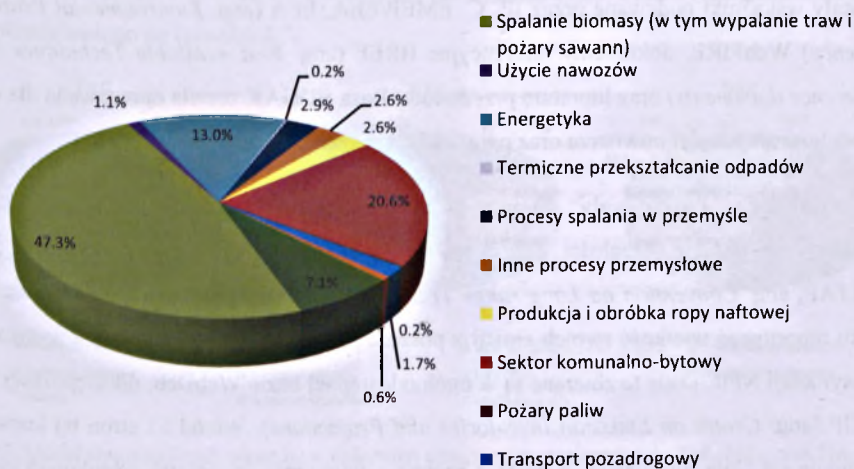
światowej emisji PM<sub>10</sub> od roku 1970 ulega dość znacznym wahaniom, niemniej jednak trend tej emisji jest rosnący – por. rysunek 2.6.

Tabela 2.1. Wielkość rocznej pierwotnej emisji pyłu na świecie [Gg a<sup>-1</sup>]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych literaturowych.

Table 2.1. Annual global emissions of primary particulate matter [Gg a<sup>-1</sup>]. Source: Author's own elaboration based on literature data.

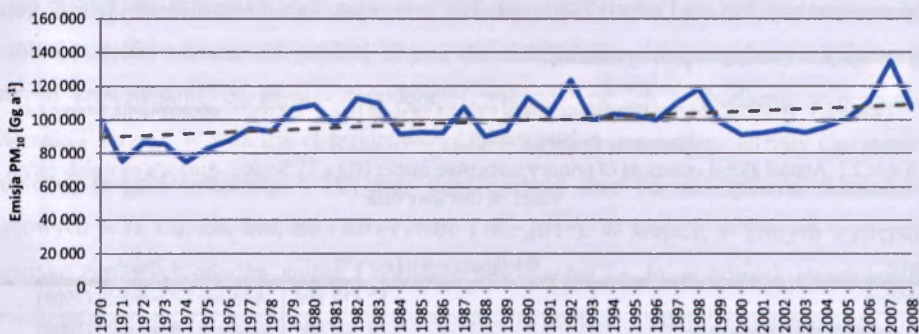
Świat	Wielkość emisji [Gg a <sup>-1</sup> ]	Źródło
<b>Ogółem</b>	<b>12 412 000</b>	Andreae i Rosenfeld (2008)
<i>Pył pochodzenia naturalnego</i>	<i>12 100 000</i>	Andreae i Rosenfeld (2008)
Sól morską (d < 10 µm)	2 200 000 – 9 900 000	de Leeuw i in. (2011)
Wtórny aerozol organiczny pochodzenia morską	2 000 – 100 000	O'Dowd i in. (2004)
Pył mineralny	8 000 [Tg C a <sup>-1</sup> ]	Spracklen i in. (2011)
<i>Pył antropogeniczny</i>	<i>312 000</i>	Andreae i Rosenfeld (2008)
	<i>107 000<sup>a</sup></i>	baza EDGAR v4.2, JRC (2011)
Spalanie biomasy (włączając wypalanie traw na sawannach)	50 500 <sup>a</sup>	baza EDGAR v4.2, JRC (2011)
Sektor komunalno-bytowy	22 100 <sup>a</sup>	baza EDGAR v4.2, JRC (2011)
Energetyka	13 900 <sup>a</sup>	baza EDGAR v4.2, JRC (2011)
Rolnictwo	760 <sup>a</sup>	baza EDGAR v4.2, JRC (2011)
Transport drogowy	62 <sup>a</sup>	baza EDGAR v4.2, JRC (2011)

<sup>a</sup> – oszacowanie dla frakcji PM<sub>10</sub>



Rys. 2.5. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej globalnej emisji antropogenicznej pyłu PM<sub>10</sub> (dane za rok 2008). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy EDGAR v 4.2 (JRC, 2011); <http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42>.

Fig. 2.5. Shares of different sectors in total global anthropogenic PM<sub>10</sub> emissions (data for 2008). Source: Author's own elaboration based on data from EDGAR v4.2 database (JRC, 2011); <http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42>



Rys. 2.6. Zmiany globalnej antropogenicznej emisji pyłu  $PM_{10}$  w latach 1970 – 2008 (niebieska linia) oraz ich trend liniowy (linia przerywana). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy EDGAR v 4.2 (JRC, 2011): <http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42>

Fig. 2.6. Changes of global anthropogenic  $PM_{10}$  emissions in 1970 – 2008 (blue line) and their linear trend (dashed line). Source: Author's own elaboration based on data from EDGAR v4.2 database (JRC, 2011): <http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42>

Należy zaznaczyć, iż wartości zawarte w bazie EDGAR oszacowane zostały na podstawie publicznie dostępnych danych statystycznych, za pomocą metod opartych o wykorzystanie współczynników emisji określonych dla poszczególnych sektorów emisji oraz specyficznych typów źródeł. W zależności od rodzaju zanieczyszczeń oraz kategorii źródeł, zastosowane zostały wskaźniki podawane przez IPCC, EMEP/EEA, EPA (ang. *Environmental Protection Agency*) WebFIRE, dokumenty referencyjne BREF (ang. *Best Available Techniques (BAT) reference documents*) oraz literaturę przedmiotu. Baza EDGAR została opracowana dla celów modelowania jakości powietrza oraz polityki i zarządzania jakością powietrza.

Państwa, które ratyfikowały Konwencję w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości, podpisaną w Genewie dnia 13.11.1979 r.<sup>2</sup> (tzw. Konwencja LRTAP, ang. *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*), zobowiązane są co roku raportować wielkość swoich emisji z poszczególnych sektorów, zgodnie z wytycznymi klasyfikacji NFR. Dane te zbierane są w ogólnodostępnej bazie WebDab, udostępnianej przez CEIP (ang. *Centre on Emission Inventories and Projections*). Wśród 51 stron tej konwencji znajduje się Unia Europejska, a także – osobno – większość jej państw członkowskich. Nie jest to jednak jedyny dokument zobowiązujący państwa unijne do raportowania wielkości emisji zanieczyszczeń powietrza, w tym także gazów cieplarnianych, gdyż istnieje w sumie około 30 aktów prawa Unii Europejskiej, których postanowienia wiążą się z takim

<sup>2</sup> W prawodawstwie polskim, konwencja ta transponowana jest poprzez ustawę z dnia 28.12.1985 r. (Dz.U.85.60.311).

obowiązkiem (KOBiZE, 2011). Najważniejsze z nich to Dyrektywa IED oraz Dyrektywa NEC (ang. *national emission ceilings*; Dyrektywa 2001/81/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2001 r. w sprawie krajowych poziomów emisji dla niektórych rodzajów zanieczyszczenia powietrza).

Tabela 2.2. Wielkość rocznej pierwotnej emisji pyłu antropogenicznego w Unii Europejskiej w 2013 r. [ $Gg a^{-1}$ ].

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy WebDab (EMEP, 2015):

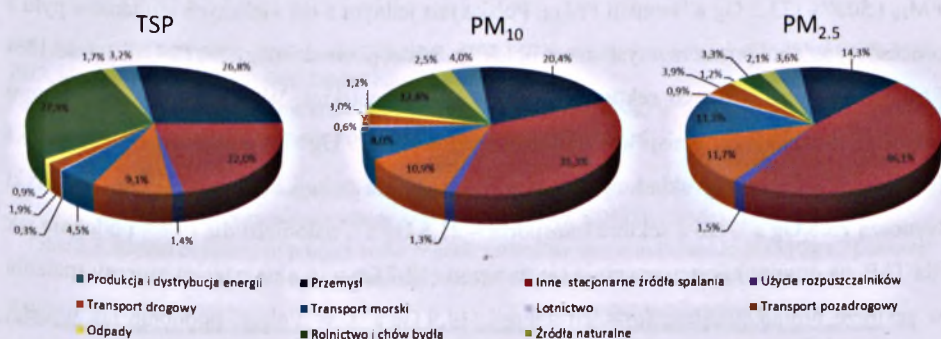
[http://www.ceip.at/ms/ceip\\_home/ceip\\_home/webdab\\_emepdatabase/reported\\_emissiondata/](http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/)

Table 2.2. Annual emissions of primary anthropogenic particulate matter in the European Union in 2013 [ $Gg a^{-1}$ ]. Source: Author's own elaboration based on data from WebDab database (EMEP, 2015):

[http://www.ceip.at/ms/ceip\\_home/ceip\\_home/webdab\\_emepdatabase/reported\\_emissiondata/](http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/)

Unia Europejska	Wielkość emisji pyłu [ $Gg a^{-1}$ ]		
	TSP	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
<i>Pył antropogeniczny ogółem</i>	3659	2012	1402
Produkcja i dystrybucja energii	117	80	51
Przemysł	981	410	200
Inne stacjonarne źródła spalania	806	709	645
Rolnictwo i chów bydła	1021	256	47
Transport drogowy	334	219	164

Na podstawie danych zawartych w bazie WebDab (por. tabela 2.2), wielkość rocznej emisji antropogenicznej pyłu TSP, PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub> wszystkich państw UE wynosi odpowiednio 3659  $Gg a^{-1}$ , 2012  $Gg a^{-1}$  i 1402  $Gg a^{-1}$ . Udział poszczególnych sektorów w emisji tych frakcji pyłu przedstawiono na rysunku 2.7.



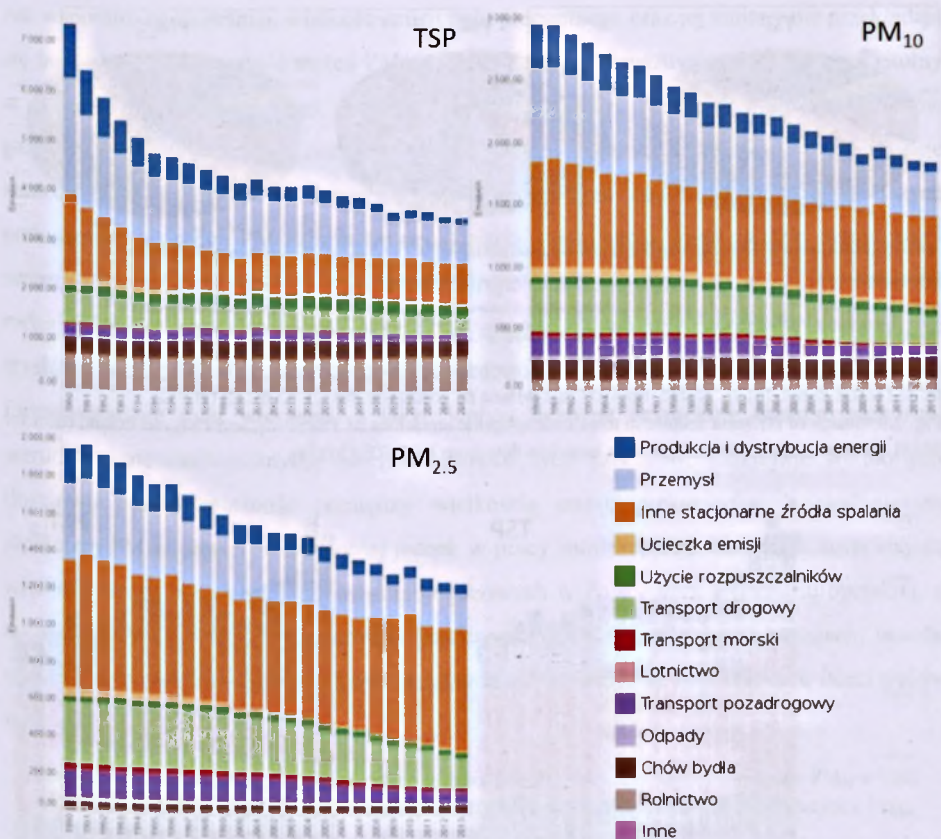
Rys. 2.7. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej emisji antropogenicznej pyłu TSP, PM<sub>10</sub> oraz PM<sub>2,5</sub> w Unii Europejskiej (dane za rok 2013). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy WebDab (EMEP, 2015): [http://www.ceip.at/ms/ceip\\_home/ceip\\_home/webdab\\_emepdatabase/reported\\_emissiondata/](http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/)

Fig. 2.7. Shares of different sectors in total anthropogenic emissions of TSP, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub> in the European Union (data for 2013). Source: Author's own elaboration based on data from WebDab database (EMEP, 2015): [http://www.ceip.at/ms/ceip\\_home/ceip\\_home/webdab\\_emepdatabase/reported\\_emissiondata/](http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/)

W przypadku TSP, najważniejsze źródła to te związane z rolnictwem i hodowlą zwierząt (1021  $Gg a^{-1}$ ), przemysłem (981  $Gg a^{-1}$ ) oraz spalaniem paliw w instalacjach

pozaprzemysłowych ( $806 \text{ Gg a}^{-1}$ ). Ten ostatni sektor, uwzględniający przede wszystkim źródła komunalno-bytowe, stanowi dominujący udział w emisjach  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_{2,5}$  (odpowiednio  $709 \text{ Gg a}^{-1}$  i  $645 \text{ Gg a}^{-1}$ ). Dla obu tych frakcji drugim co do wielkości sektorem emisji jest przemysł (odpowiednio  $410 \text{ Gg a}^{-1}$  i  $200 \text{ Gg a}^{-1}$ ). Znaczna część pyłu drobnego i bardzo drobnego pochodzi także z transportu drogowego (odpowiednio  $219 \text{ Gg a}^{-1}$  i  $164 \text{ Gg a}^{-1}$ ); istotną rolę odgrywa także transport morski. Jak pokazuje rysunek 2.8, wielkość rocznych emisji pyłu w UE, niezależnie od frakcji, spada znacząco od roku 1990. W przypadku TSP jest to spadek niemal dwukrotny, przy czym największe redukcje zaobserwować można dla sektorów energetyki i przemysłu. Redukcje emisji w tych dwóch sektorach przyczyniły się także w największym stopniu do spadku emisji  $\text{PM}_{10}$  oraz  $\text{PM}_{2,5}$ , jednak w przypadku tych frakcji istotny wpływ miały także zmiany emisji pochodzącej z transportu drogowego.

W Polsce gromadzeniem i raportowaniem danych emisyjnych zajmuje się Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE), a zebrane dane przekazywane są do bazy WebDab. Zgodnie z inwentaryzacją za rok 2013, Polska wyemitowała do atmosfery  $407.4 \text{ Gg TSP}$ ,  $246.2 \text{ Gg PM}_{10}$  oraz  $144.5 \text{ Gg PM}_{2,5}$  (por. tabela 2.3), co stanowi odpowiednio 11%, 12% i 10% całkowitej emisji krajów członkowskich UE. Jak wynika z rysunku 2.9, niezależnie od frakcji pyłu źródłem emisji o największym znaczeniu jest w Polsce sektor komunalno-bytowy, odpowiedzialny za 40.1% ( $163.6 \text{ Gg a}^{-1}$ ) emisji TSP, 50.0% ( $123.2 \text{ Gg a}^{-1}$ ) emisji  $\text{PM}_{10}$  i 50.8% ( $73.5 \text{ Gg a}^{-1}$ ) emisji  $\text{PM}_{2,5}$ . Polska jest jednym z największych emitentów pyłu z procesów spalania poza przemysłem – z polskich źródeł pochodzi ok. 11%  $\text{PM}_{2,5}$  i ponad 17%  $\text{PM}_{10}$  emitowanych z tego sektora w całej Unii Europejskiej. W przypadku TSP, drugim sektorem o najwyższej emisji jest transport drogowy ( $75.9 \text{ Gg a}^{-1}$ ), a kolejnym – energetyka ( $35.9 \text{ Gg a}^{-1}$ ). Odwrotny układ charakterystyczny jest dla frakcji  $\text{PM}_{10}$  – emisje z energetyki wynoszą  $23.8 \text{ Gg a}^{-1}$ , zaś z sektora transportu –  $21.5 \text{ Gg a}^{-1}$ , natomiast dla  $\text{PM}_{2,5}$  podobnie jak dla TSP, na drugim miejscu znajduje się transport ( $18.7 \text{ Gg a}^{-1}$ ), a na trzecim procesy spalania w sektorze produkcji i transformacji energii ( $14.9 \text{ Gg a}^{-1}$ ). W Polsce, podobnie jak w całej Unii Europejskiej, trend emisji wszystkich trzech inwentaryzowanych frakcji pyłu jest malejący, przede wszystkim na skutek spadku emisji w sektorach energetycznym i przemysłowym (por. rysunek 2.10). Niemniej jednak, tendencję odwrotną wykazuje sektor transportu drogowego, w którym emisje znacząco wzrosły na przestrzeni ostatnich lat. Wartości podawane dla  $\text{PM}_{2,5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  i TSP dla roku 2013 są odpowiednio o 39%, 58% i 65% większe niż w roku 1995, przy czym dla wszystkich frakcji maksimum emisji przypada na rok 2011, zaś w dwóch kolejnych latach wielkość ta nieco się zmniejsza.



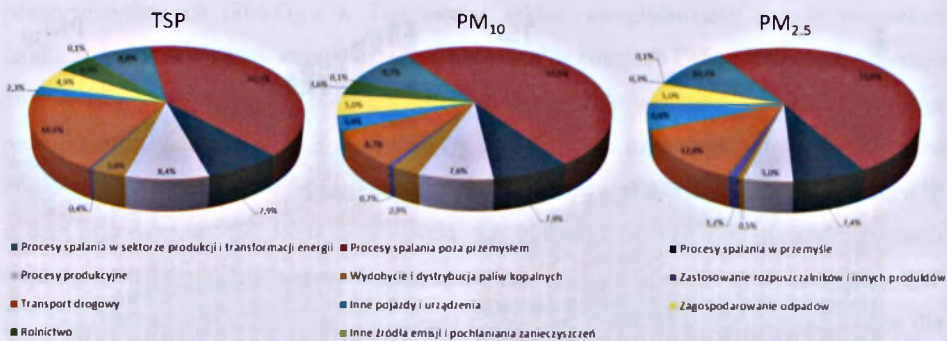
Rys. 2.8. Zmiany antropogenicznej emisji TSP, PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub> [Gg] w Unii Europejskiej (EU-28) w latach 1990 – 2013, w podziale na sektory emisji. Źródło: <http://www.ceip.at>

Fig. 2.8. Changes of anthropogenic emissions of TSP, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub> [Gg] in the European Union (UE-28) in years 1990 – 2013, divided into emission sectors. Source: <http://www.ceip.at>

Tabela 2.3. Wielkość rocznej pierwotnej emisji pyłu antropogenicznego w Polsce w 2013 r. [Gg a<sup>-1</sup>]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych KOBiZE (2015a).

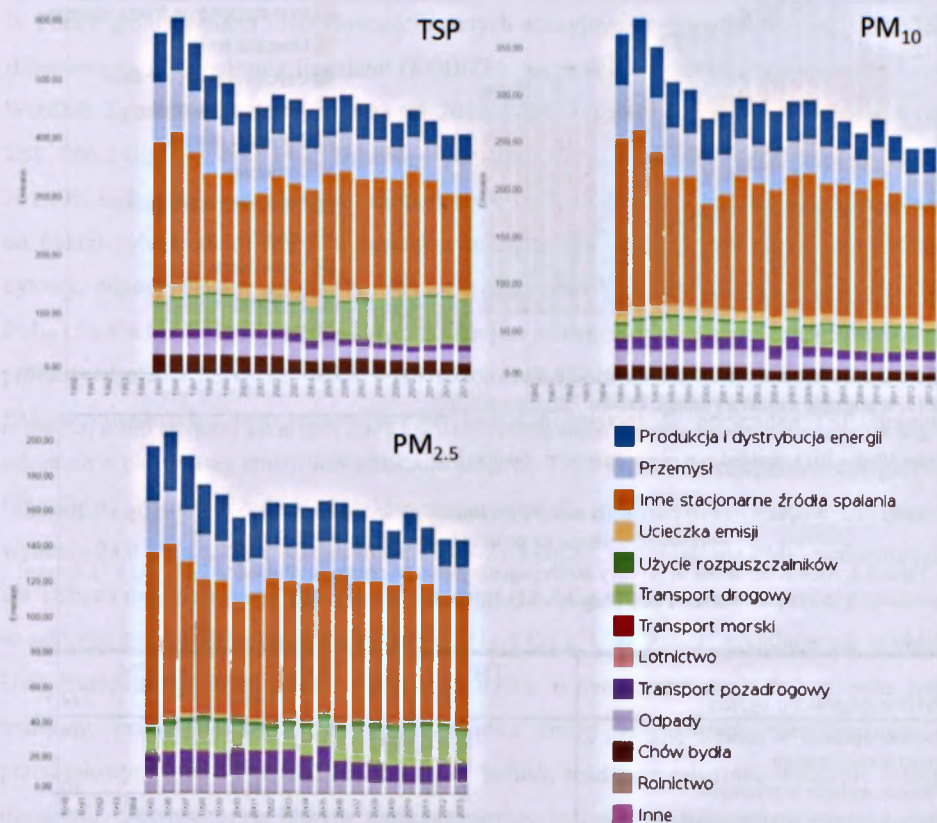
Table 2.3. Annual emissions of primary anthropogenic particulate matter in Poland in 2013 [Gg a<sup>-1</sup>]. Source: Author's own elaboration based on data from KOBiZE (2015a).

Polska	Wielkość emisji pyłu [Gg a <sup>-1</sup> ]		
	TSP	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
<i>Pył antropogeniczny ogółem</i>	407.4	246.2	144.5
Procesy spalania w sektorze produkcji i transformacji energii	35.9	23.8	14.9
Procesy spalania w przemyśle	32.1	19.4	10.7
Procesy spalania poza przemysłem	163.6	123.2	73.5
Rolnictwo	19.9	9.0	0.4
Transport drogowy	75.9	21.5	18.7



Rys. 2.9. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej emisji antropogenicznej pyłu TSP, PM<sub>10</sub> oraz PM<sub>2.5</sub> w Polsce (dane za rok 2013). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych KOBiZE (2015a).

Fig. 2.9. Shares of different sectors in total anthropogenic emissions of TSP, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in Poland (data for 2013). Source: Author's own elaboration based on data from KOBiZE (2015a).



Rys. 2.10. Zmiany antropogenicznej emisji TSP, PM<sub>10</sub> i PM<sub>2.5</sub> [Gg] w Polsce w latach 1995 – 2013, w podziale na sektory emisji. Źródło: <http://www.cein.at>

Fig. 2.10. Changes of anthropogenic emissions of TSP, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> [Gg] in Poland in years 1995 – 2013, divided into emission sectors. Source: <http://www.cein.at>



Jak wspomniano wcześniej, wielkość emisji pyłu pierwotnego oraz jej zmiany nie przekładają się bezpośrednio na wartość stężeń PM w powietrzu atmosferycznym, ze względu na istotny w nich udział pyłu wtórnego, powstającego na skutek reakcji i przemian prekursorów gazowych. W związku z tym, istotny wpływ na poziomy pyłu w powietrzu mają także emisje zanieczyszczeń gazowych, stanowiących substraty tych reakcji. Do najważniejszych prekursorów wtórnego PM zalicza się tlenki siarki, tlenki azotu, lotne związki organiczne i amoniak, które emitowane są z różnego rodzaju źródeł, w ilościach zależnych m.in. od rodzaju źródła, jego aktywności, wykorzystywanego paliwa czy warunków spalania. Ze względu na liczbę i stopień złożoności procesów atmosferycznych prowadzących do formowania się pyłu wtórnego, a także wpływ licznych czynników dodatkowych (np. warunków meteorologicznych) na intensywność tych procesów, niezwykle trudno jest ilościowo opisać zależność pomiędzy wielkością emisji prekursorów, a skutkującym stężeniem PM w powietrzu. Niemniej jednak w pracy zamieszczono tabelę 2.4, zestawiającą wielkość emisji poszczególnych substancji gazowych w Polsce oraz w Unii Europejskiej, a także rysunek 2.11, obrazujący udziały poszczególnych sektorów w tych emisjach, w celu wskazania źródeł potencjalnie odpowiedzialnych za powstawanie największych ilości pyłów wtórnych.

Tabela 2.4. Wielkość rocznej emisji gazowych prekursorów pyłu wtórnego oraz pierwotnego PM<sub>10</sub> w Unii Europejskiej oraz w Polsce w 2013 r. [Gg a<sup>-1</sup>]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy WebDab (EMEP, 2015):

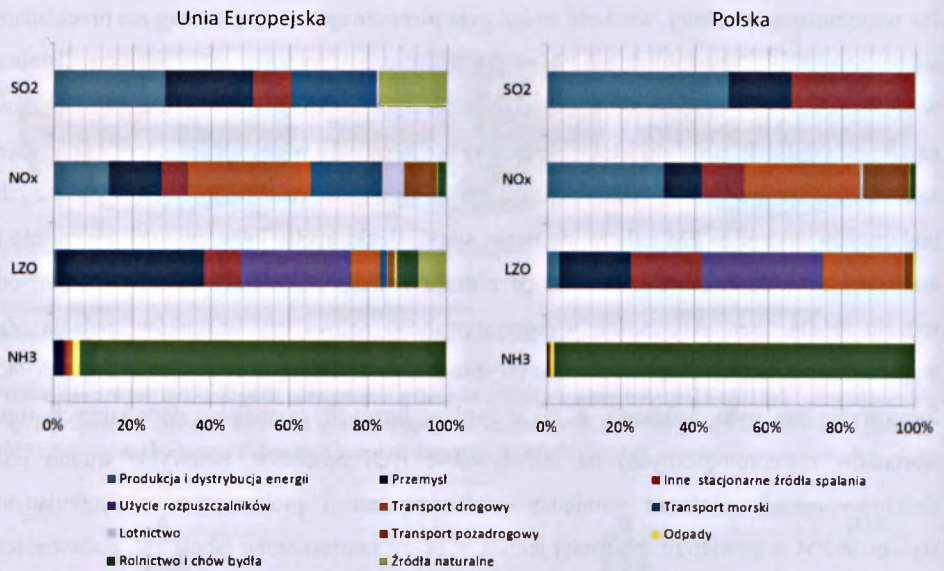
[http://www.ceip.at/ms/ceip\\_home/ceip\\_home/webdab\\_emepdatabase/reported\\_emissiondata/](http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/)

Table 2.4. Annual emissions of gaseous precursors of secondary particulate matter and of primary PM<sub>10</sub> in the European Union and in Poland in 2013 [Gg a<sup>-1</sup>]. Source: Author's own elaboration based on data from WebDab database (EMEP, 2015):

[http://www.ceip.at/ms/ceip\\_home/ceip\\_home/webdab\\_emepdatabase/reported\\_emissiondata/](http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/)

Wielkość emisji [Gg a<sup>-1</sup>]

	<i>Unia Europejska</i>	<i>Polska</i>	<i>% udziału PL w UE</i>
SO <sub>2</sub>	5550	847	15%
NO <sub>x</sub>	10391	804	8%
LZO	10711	636	6%
NH <sub>3</sub>	3859	263	7%
PM <sub>10</sub> - pierwotne	2012	246	12%



Rys. 2.11. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej emisji gazowych prekursorów pyłu wtórnego w Unii Europejskiej oraz w Polsce (dane za rok 2013). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy WebDab (EMEP, 2015): <http://www.ceip.at/>

Fig. 2.11. Shares of different sectors in total emissions of gaseous precursors of secondary particulate matter in the European Union and in Poland (data for 2013). Source: Author's own elaboration based on data from WebDab database (EMEP, 2015): <http://www.ceip.at/>

Największymi emitentami SO<sub>2</sub> w Unii Europejskiej są sektory energetyki, przemysłu i transportu morskiego, zaś w Polsce: energetyki oraz komunalno-bytowej. W przypadku NO<sub>x</sub> w UE dominują emisje z transportu drogowego i morskiego, zaś w Polsce dwa najważniejsze typy źródeł, o podobnych udziałach emisji, to energetyka i transport drogowy. Lotne związki organiczne pochodzą w przeważającej mierze z procesów produkcji i dystrybucji energii (UE) oraz z produkcji rozpuszczalników (Polska), amoniak natomiast to zanieczyszczenie emitowane niemal wyłącznie z sektorów rolnictwa i hodowli zwierząt. Podobnie zatem jak w przypadku pyłu pierwotnego, źródła emisji prekursorów wtórnego PM są różnorokie i obejmują większość typów gospodarczej działalności człowieka, a względne udziały poszczególnych sektorów emisji w Polsce różnią się dość istotnie od średniej dla wszystkich państw członkowskich UE, co spowodowane jest specyfiką gospodarki krajowej oraz struktury zużycia nośników energii pierwotnej.

## 2.4. Stan zanieczyszczenia powietrza pyłem

W Polsce oraz całej Unii Europejskiej prawodawstwo ustala standardy jakości powietrza dla dwóch frakcji pyłu:  $PM_{10}$  oraz  $PM_{2,5}$ . Ich wartości zamieszczono w tabeli 2.5.

Tabela 2.5. Standardy jakości powietrza dla  $PM_{10}$  i  $PM_{2,5}$  obowiązujące w Unii Europejskiej oraz w Polsce.

Table 2.5. Air quality standards for  $PM_{10}$  and  $PM_{2,5}$  as set in the European Union and in Poland.

	Norma roczna [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	Norma średniodobowa [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	Dopuszczalna liczba przekroczeń [-]
$PM_{10}$	40	50	35
$PM_{2,5}$	25	-	-

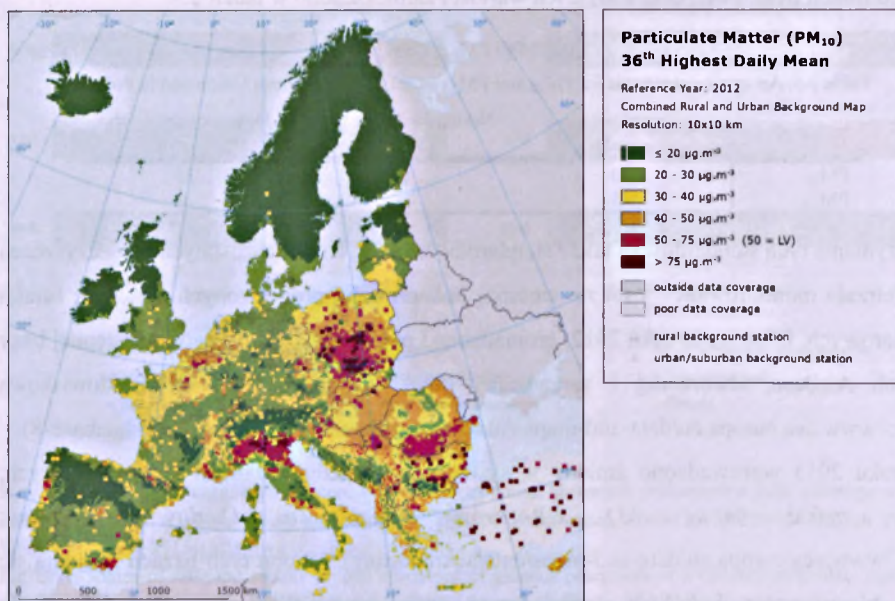
Dotrzymanie tych standardów (a także standardów ustalonych dla pozostałych zanieczyszczeń powietrza) monitorowane jest za pomocą obserwacji prowadzonych w sieci stacji pomiarowych. Dane te, do roku 2012, gromadzone i przesyłane były do ogólnodostępnej bazy danych AirBase, stworzonej i zarządzanej przez Europejską Agencję Środowiskową (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/airbase-the-european-air-quality-database-8>).

Od roku 2013 wprowadzono zmiany w systemie gromadzenia danych monitoringowych, który zyskał nazwę AQ e-Reporting (ang. *Air Quality e-Reporting*, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/aqereporting>). W obu tych bazach znajdują się dane zbierane przez około 8600 stacji, z czego pomiary stężeń  $PM_{10}$  prowadzone są w około 3200 punktach, zaś pyłu  $PM_{2,5}$  – w około 1370 lokalizacjach.

W roku 2013 standardy jakości powietrza dla pyłu były, podobnie jak w latach ubiegłych, przekraczane na znacznych obszarach Europy. Norma dobową dla  $PM_{10}$  nie została dotrzymana (na co najmniej jednej stacji) w 22 z 28 państw członkowskich, zaś norma roczna dla  $PM_{2,5}$  – w 7 z nich. 17% ludności mieszkającej w obszarach miejskich UE-28 było narażone na ponadnormatywne stężenia dobowe  $PM_{10}$ , a 9% - na stężenia przekraczające poziom docelowy<sup>3</sup>  $PM_{2,5}$  (EEA, 2015). Biorąc z kolei pod uwagę całkowitą populację, w 2012 r. 14,7% ludności UE było narażone na przekroczenia standardów średniodobowych  $PM_{10}$  (rysunek 2.12), a 2,9% – norm średniorocznych (rysunek 2.13). W przypadku  $PM_{2,5}$ , 8% populacji UE mieszkało na obszarach, gdzie wystąpiły ponadnormatywne stężenia roczne (rysunek 2.14) (ETC/ACM, 2014). Należy wspomnieć, iż według Światowej Organizacji Zdrowia, zalecane dopuszczalne poziomy pyłowych zanieczyszczeń powietrza powinny być niższe niż obowiązujące normy unijne. W przypadku  $PM_{10}$  proponowane wartości to  $20 \mu\text{g m}^{-3}$  dla średniej rocznej i  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  dla średniej 24h, zaś w przypadku  $PM_{2,5}$  odpowiednio

<sup>3</sup> Poziom dopuszczalny  $PM_{2,5}$ , wynoszący  $25 \mu\text{g m}^{-3}$ , obowiązuje od roku 2015. W latach wcześniejszych był to poziom docelowy, powiększony o odpowiedni margines tolerancji, który w roku 2013 wynosił  $1 \mu\text{g m}^{-3}$ .

$10 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $25 \mu\text{g m}^{-3}$  (WHO, 2005a). Przy uwzględnieniu tych poziomów, odpowiednio 61% i 87% ludności miast europejskich było w roku 2013 narażonych na stężenia pyłu  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_{2.5}$  zagrażające zdrowiu (EEA, 2015).



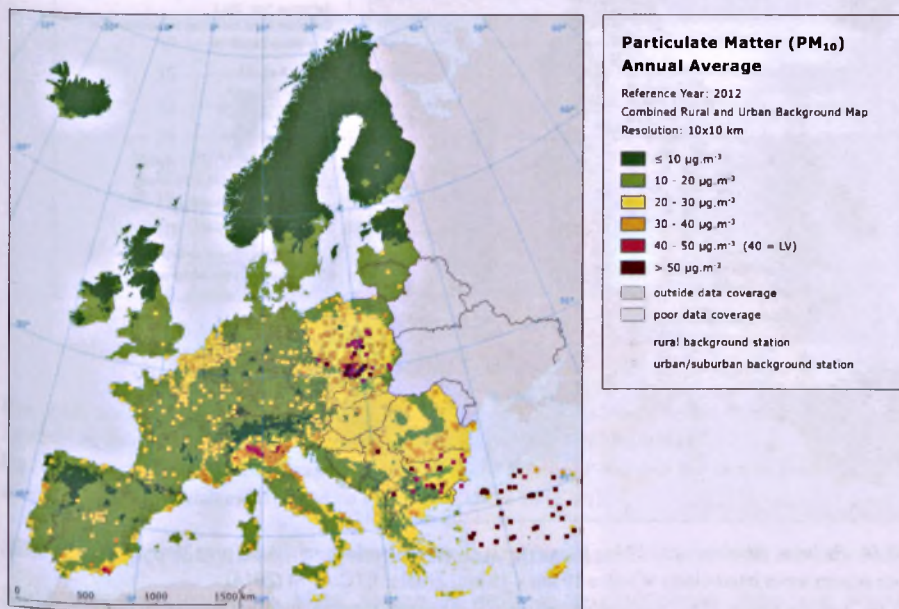
Rys. 2.12. Stężenia średniodobowe  $\text{PM}_{10}$  (36. najwyższa wartość) [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ], mierzone na stacjach miejskich oraz tłoowych w roku 2012, oraz ich przestrzenna interpolacja w siatce  $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ . Źródło: ETC/ACM (2014).

Fig. 2.12. Daily  $\text{PM}_{10}$  concentrations (36<sup>th</sup> highest value) [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ] measured at urban and rural stations in 2012, as well as their spatial interpolation in  $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$  grid. Source: ETC/ACM (2014).

Ponadnormatywne stężenia pyłu najczęściej obserwowane są na terenie Polski, Czech, Słowacji, północnych Włoch, Bułgarii i innych krajów bałkańskich, a także w niektórych miastach pozostałej części Europy. Przekroczenia rejestrowane są w znaczącej większości na stacjach miejskich (95% dla  $\text{PM}_{10}$  i 92% dla  $\text{PM}_{2.5}$ ), zaś stacje tła regionalnego, gdzie obserwuje się stężenia przewyższające standardy jakości powietrza, znajdują się głównie we Włoszech, w Czechach oraz w Polsce.

Dane zgromadzone w bazie AirBase umożliwiły przeprowadzenie analizy trendów zmian stężeń zanieczyszczeń obserwowanych w Europie, której wyniki opublikowano w raporcie ETC/ACM (2015). W przypadku pyłu zawieszonego, kompletność serii pomiarowych pozwoliła jedynie na ocenę zmian poziomów  $\text{PM}_{10}$  w okresie 2002 – 2012. Trend tych zmian jest w Europie spadkowy – na 46% stacji zaobserwowano zmniejszanie się stężeń w tempie ok.  $0.4 - 1 \mu\text{g m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ , zaś na pozostałych trendy zmian nie były istotnie różne od zera. Względny spadek stężeń  $\text{PM}_{10}$  w tym czasie wyniósł sumarycznie około 30% w przypadku

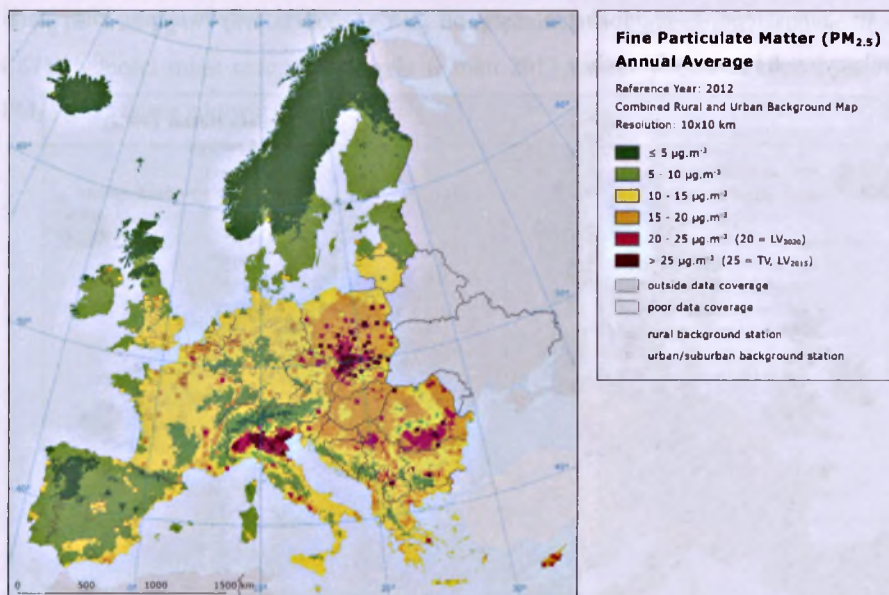
stacji tła miejskiego i regionalnego, zaś ok. 35% i 40% odpowiednio dla stacji komunikacyjnych i przemysłowych.



Rys. 2.13. Stężenia średnioroczne PM<sub>10</sub> [µg m<sup>-3</sup>], mierzone na stacjach miejskich oraz tłowych w roku 2012, oraz ich przestrzenna interpolacja w siatce 10 km x 10 km. Źródło: ETC/ACM (2014).

Fig. 2.13. Average yearly PM<sub>10</sub> concentrations [µg m<sup>-3</sup>] measured at urban and rural stations in 2012, as well as their spatial interpolation in 10 km x 10 km grid. Source: ETC/ACM (2014).

Jak wskazują dane zamieszczone w tabeli 2.6, średnie wartości stężeń pyłu PM<sub>10</sub> oraz PM<sub>2.5</sub>, obserwowane w Polsce, są znacząco wyższe niż w całej Unii Europejskiej. Jak wskazują dane z raportu ETC/ACM (2014), w ciągu kilku ostatnich lat poziomy PM<sub>2.5</sub> i PM<sub>10</sub>, wyznaczone jako wazone gęstością populacji średnie z całego obszaru kraju, nie wykazywały żadnego jednoznacznego trendu zmian – por. rysunek. 2.15. Dane wykorzystane w tej analizie pozwoliły autorom oszacować, iż w roku 2012 odpowiednio 42.6% oraz 65.3% populacji Polski narażone było na stężenia PM<sub>2.5</sub> i PM<sub>10</sub> przekraczające dopuszczalne normy roczne, podczas gdy dla całej UE-28 wartości te wynosiły odpowiednio 6.2% oraz 14.7%. Ponadto, w roku 2013 średnie stężenie PM<sub>2.5</sub> w Polsce było najwyższe spośród wszystkich państw członkowskich (EEA, 2015).



Rys. 2.14. Stężenia średnioroczne  $PM_{2.5}$  [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ], mierzone na stacjach miejskich oraz tłowych w roku 2012, oraz ich przestrzenna interpolacja w siatce 10 km x 10 km. Źródło: ETC/ACM (2014).

Fig. 2.14. Average yearly  $PM_{2.5}$  concentrations [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ] measured at urban and rural stations in 2012, as well as their spatial interpolation in 10 km x 10 km grid. Source: ETC/ACM (2014).

Tabela 2.6. Porównanie średniorocznych stężeń pyłu  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$  oraz 36. najwyższych średniodobowych stężeń  $PM_{10}$  [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ], uśrednionych dla obszaru Unii Europejskiej oraz Polski – dane za rok 2012. Średnie zostały zważone gęstością zaludnienia. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych ETC/ACM (2014).

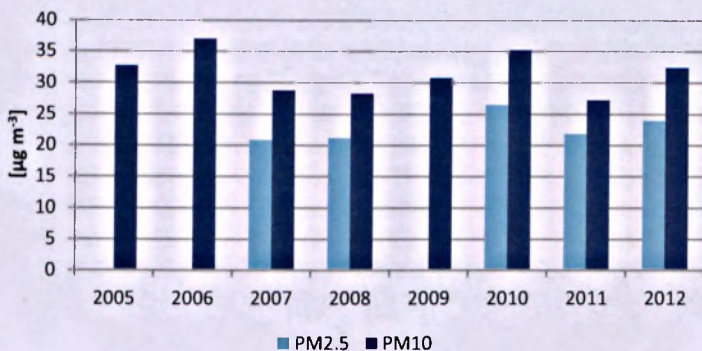
Table 2.6. Comparison of average yearly concentrations of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ , as well as 36<sup>th</sup> highest daily means of  $PM_{10}$  [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ] averaged over the area of the European Union and Poland – data for 2012. The averages are population-weighted. Source: Author's own elaboration based on data from ETC/ACM (2014).

	Unia Europejska	Polska
<i>PM<sub>10</sub></i>		
średnia roczna	22.4	32.4
36. najwyższe stężenie średniodobowe	39.2	60.6
<i>PM<sub>2.5</sub></i>		
średnia roczna	15.5	23.9

Ocena stanu jakości powietrza w Polsce, zgodnie z wymogami ustawy Prawo Ochrony Środowiska (POŚ) z 27 kwietnia 2001 r. z późniejszymi zmianami, przeprowadzana jest dla stref, których ze względu na ochronę zdrowia wyróżniono w kraju 46. Strefą w rozumieniu zapisów ustawy POŚ jest:

- aglomeracja o liczbie mieszkańców powyżej 250 tysięcy (liczba takich stref: 12),
- miasto o liczbie mieszkańców powyżej 100 tysięcy (18),

- pozostałe obszary poszczególnych województw (16), z wyłączeniem wymienionych aglomeracji i miast.



Rys. 2.15. Średnie roczne stężenia  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$  w latach 2005-2012 na obszarze Polski, ważone gęstością zaludnienia. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych ETC/ACM (2014).

Fig. 2.15. Population-weighted average concentrations of  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$  over the area of Poland, 2005-2012. Source: Author's own elaboration based on data from ETC/ACM (2014).

Strefy podlegają klasyfikacji pod względem dotrzymania norm wszystkich monitorowanych zanieczyszczeń, uzyskując klasę łączną A jeśli w analizowanym roku nie wystąpiły ponadnormatywne stężenia żadnego z tych zanieczyszczeń, lub klasę C, jeśli takie przekroczenia zaobserwowano w przypadku nawet tylko jednej substancji. Klasyfikacja prowadzona jest także osobno dla każdego z normowanych zanieczyszczeń. Wyniki najnowszej (w chwili pisania niniejszej pracy) rocznej oceny jakości powietrza w strefach za rok 2015 przedstawia raport Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ) z 2016 r. W roku 2015 tylko dwie spośród 46 stref uzyskały klasę łączną A (strefa województwa warmińsko-mazurskiego oraz zachodniopomorskiego). W przypadku  $PM_{2.5}$  poziom dopuszczalny dla średniej rocznej, wynoszący  $25 \mu\text{g m}^{-3}$ , został przekroczony w 23 strefach zakwalifikowanych do klasy C, z czego 12 stanowiły aglomeracje i miasta, a 11 – strefy województw (por. rysunek 2.16). Przekroczenia zanotowano łącznie na 34 stanowiskach pomiarowych prowadzących w Polsce monitoring stężeń  $PM_{2.5}$ . W większości przypadków, jako dominującą przyczynę występowania ponadnormatywnych stężeń  $PM_{2.5}$  wskazano oddziaływanie emisji związanych z indywidualnym ogrzewaniem budynków, zaś dla 4% stanowisk za sektory powodujące przekroczenia uznano emisję z pobliskich kopalni lub kamieniołomów. Dodatkowymi przyczynami przekroczeń są zwykle transport drogowy, niekorzystne warunki meteorologiczne oraz napływ zanieczyszczeń spoza granic danej strefy.



Rys. 2.16. Klasyfikacja stref w Polsce dla pyłu PM<sub>2,5</sub> na podstawie rocznej oceny jakości powietrza za rok 2015 (kryterium: ochrona zdrowia). Źródło: GIOŚ (2016).

Fig. 2.16. Classification of the zones regarding PM<sub>2,5</sub> in Poland, based on the annual air quality assessment for 2015 (criterion: protection of the human health). Source: GIOŚ (2016).

W przypadku pyłu PM<sub>10</sub> klasyfikację prowadzi się w oparciu o dwa parametry: dopuszczalne stężenie średniodobowe oraz średnioroczne. W roku 2015, na podstawie 24-godzinnych stężeń PM<sub>10</sub>, do klasy A zaliczono 7 stref, zaś pozostałych 39 stref uzyskało klasę C. Liczba stacji, na których stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych średnich 24-godzinnych stężeń PM<sub>10</sub>, z częstością wyższą od dozwolonej, wyniosła 158. Biorąc pod uwagę średnie wartości roczne, klasę A otrzymało 31 stref, zaś C – 15. Poziom dopuszczalny dla średniego rocznego stężenia PM<sub>10</sub> przekroczony został łącznie na 36 stanowiskach pomiarowych w całym kraju. Na podstawie powyższych parametrów, każdej ze stref przypisuje się klasę wynikową ze względu na stężenia PM<sub>10</sub>. Klasą wynikową jest klasa mniej korzystna z określonych na podstawie stężeń 24-godzinnych i stężeń średnich rocznych. W ocenie za 2015 rok, 39 stref uzyskało klasę wynikową C, zaś 7 stref – klasę A (strefa podlaska i lubuska, oraz miasta: Koszalin, Szczecin, Elbląg, Olsztyn i Zielona Góra, por. rysunek 2.17).





Rys. 2.17. Klasyfikacja stref w Polsce dla pyłu  $PM_{10}$  na podstawie rocznej oceny jakości powietrza za rok 2015 (klasa wynikowa, kryterium: ochrona zdrowia). Źródło: GIOŚ (2016).

Fig. 2.17. Classification of the zones regarding  $PM_{10}$  in Poland, based on the annual air quality assessment for 2015 (combined class, criterion: protection of the human health). Source: GIOŚ (2016).

Zanieczyszczenie pyłem  $PM_{10}$  jest w Polsce problemem powszechnym – w ocenie rocznej za 2015 rok klasę C uzyskało 11 z 12 aglomeracji, 14 z 18 miast o liczbie mieszkańców powyżej 100 tysięcy oraz 14 z 16 stref wojewódzkich, co oznacza, iż wysokie stężenia tego zanieczyszczenia występują nie tylko na terenach silnie zurbanizowanych, jak ma to miejsce w większości pozostałych krajów UE-28, lecz także na obszarach pozamiejskich, gdzie oddziaływanie lokalnych źródeł emisji pyłu jest ograniczone. Świadczy to o wysokim poziomie tła  $PM_{10}$  w Polsce. Należy jednak pamiętać, iż klasyfikacja całej strefy odbywa się na podstawie wyników pomiarów prowadzonych zwykle zaledwie w kilku, a czasem tylko w jednym punkcie pomiarowym. Obszary przekroczeń mogą zatem być (i zwykle są) znacznie mniejsze niż powierzchnia całej strefy zaklasyfikowanej do grupy C, co oznacza iż nie należy utożsamiać faktu przypisania strefie klasy C z tym, iż na całej jej powierzchni stężenia zanieczyszczeń przekraczają dopuszczalne wartości. System oparty wyłącznie na pomiarach punktowych nie umożliwia precyzyjnego wskazania obszarów, gdzie rzeczywiście występują stężenia ponadnormatywne – służą do tego metody wykorzystujące modelowanie komputerowe.

Wyznaczenie obszarów przekroczeń oraz określenie przyczyn ich wystąpienia stanowi wymóg prawny w sytuacji, gdy dana strefa zostanie zaliczona do klasy C. Ponadto, w przypadku przyznania klasy C, istnieje ustawowy obowiązek opracowania programu ochrony powietrza (POP) dla danej strefy. Program taki wskazywać musi rodzaje działań oraz obszary, na których powinny być one podjęte, w celu obniżenia obserwowanych ponadnormatywnych stężeń zanieczyszczeń powietrza poniżej wartości dopuszczalnych i utrzymanie ich na tym poziomie. W tym przypadku modelowanie komputerowe jest również elementem niemal niezbędnym. W poszczególnych województwach, przygotowaniem szczegółowych ocen jakości powietrza zajmują się Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska, zaś programy ochrony powietrza i plany działań krótkoterminowych określa, w drodze uchwały, sejmik województwa. Są one sporządzane na podstawie dokumentacji wykonywanej zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r. w sprawie programów ochrony powietrza oraz planów działań krótkoterminowych (Dz. U. z 2012 r. poz. 1028).

#### 2.5. Wpływ pyłu na zdrowie ludzkie

Wpływ zanieczyszczeń powietrza na zdrowie ludzkie jest od wielu lat przedmiotem licznych badań, a negatywne skutki tych oddziaływań są dobrze udokumentowane – potwierdzają to m.in. raporty z przeprowadzonych niedawno projektów Światowej Organizacji Zdrowia, takich jak REVIHAAP (*Review of evidence on health aspects of air pollution*, WHO, 2013a) czy HRAPIE (*Health risks of air pollution in Europe*, WHO, 2013b). Pył zawieszony wyróżnia się spośród innych zanieczyszczeń szczególnie szeroką i zróżnicowaną gamą negatywnych oddziaływań, a ze względu na powszechność jego występowania, oddziaływania te dotyczą bardzo licznych grup ludności. Szacuje się, że zanieczyszczenie powietrza zewnętrznego w roku 2012 było przyczyną przedwczesnej śmierci 3.7 miliona ludzi na całym świecie (WHO, 2014a). Według obliczeń modelowych przeprowadzonych przez Giannandaki i in. (2016) liczba ta może być jeszcze większa, gdyż w roku 2010 nawet 3.15 miliona przedwczesnych zgonów przypisać można samej ekspozycji na pył  $PM_{2.5}$ . Liczne choroby wywoływane bądź nasilane na skutek ekspozycji na wysokie stężenia PM, powodują skrócenie przewidywanej długości życia przeciętnego Europejczyka o około 9 miesięcy. Wyniki badań wskazują ponadto, iż nie jest możliwe ustalenie bezpiecznego poziomu pyłu w powietrzu, którego utrzymanie zapewniłoby uniknięcie negatywnych skutków zdrowotnych (WHO, 2013a). Od wielu lat wskazuje się, iż z punktu widzenia oddziaływań na zdrowie ludzkie, przyjęte w Unii Europejskiej poziomy dopuszczalne dla stężeń pyłu są zbyt wysokie – znacznie przekraczają wartości zalecane przez WHO (por.

rozdział 2.4). W związku z pojawieniem się znacznej liczby nowych badań od czasu publikacji wytycznych WHO z 2005 roku, w ostatnim czasie powrócono do dyskusji nad rewizją i aktualizacją zaleceń tej organizacji w zakresie jakości powietrza. W maju 2015 r. WHO ogłosiło rezolucję „Zdrowie i środowisko: Podjęcie problemu wpływu zanieczyszczeń powietrza na zdrowie” (ang. „*Health and the Environment: Addressing the health impact of air pollution*”, WHO, 2015), w której podkreśla się konieczność zdwojenia wysiłków w celu ochrony populacji przed ryzykiem związanym z zanieczyszczeniem powietrza. We wrześniu 2015 r. zorganizowane zostało spotkanie ekspertów w celu przeprowadzenia szeroko zakrojonych konsultacji naukowych, dotyczących obecnych i przyszłych poziomów zalecanych dla wybranych 32 substancji w powietrzu. Wśród zanieczyszczeń zakwalifikowanych do grupy 1, zawierającej priorytetowe zanieczyszczenia, dla których nowe wytyczne powinny być ustalone w pierwszej kolejności, znalazł się zarówno pył  $PM_{2.5}$ , jak i  $PM_{10}$ , co motywowano istnieniem ogromnej liczby nowych dowodów naukowych potwierdzających ich szkodliwość nawet przy ekspozycji na niewielkie stężenia, nieprzekraczające obecnych poziomów zalecanych, oraz coraz szerzej udowodnionym negatywnym wpływem krótkotrwałej ekspozycji na wysokie stężenia PM, charakterystyczne dla współczesnych miast. Według oszacowań Giannandaki i in. (2016), gdyby w Unii Europejskiej przyjęto bardziej rygorystyczny, amerykański standard jakości powietrza dla  $PM_{2.5}$  (wynoszący  $12 \mu g m^{-3}$  jako średnia roczna), pozwoliłoby to uniknąć około 35 tysięcy przedwczesnych zgonów rocznie w całej Europie, zaś w Polsce przyniosłoby to spadek umieralności o około 4 tysiące przypadków.

Przegląd badań z ostatnich lat wskazuje, iż najczęstszymi i najlepiej udokumentowanymi skutkami narażenia na pył zawieszony jest wystąpienie bądź nasilenie objawów takich schorzeń jak (np. Raaschou-Nielsen i in., 2013; WHO, 2016):

- choroba niedokrwienna serca (tzw. choroba wieńcowa),
- udar mózgu i inne choroby układu krążenia,
- przewlekła obturacyjna choroba płuc (POChP),
- infekcje dolnych dróg oddechowych,
- nowotwory (w tym przede wszystkim nowotwór płuc).

Wszystkie z wymienionych chorób znajdują się w pierwszej dziesiątce schorzeń będących najczęstszymi przyczynami śmierci na świecie w roku 2012 (WHO, 2014b). Badanie na grupie 7000 dorosłych Niemców wykazało, iż fakt zamieszkiwania przy bardzo ruchliwych

drogach, gdzie stężenia pyłu są bardzo wysokie, powoduje występowanie chronicznego zapalenia oskrzeli (Heinrich i in., 2005). Ponadto, wyniki badań wskazują też na możliwe powiązania narażenia na PM z chorobami układu nerwowego (w tym z chorobą Alzheimera), zaburzeniami funkcji poznawczych, zespołem ogólnoustrojowej reakcji zapalnej, cukrzycą oraz przedwczesnym starzeniem (WHO, 2016). Analiza przeprowadzona przez Forouzanfar i in. (2015) wskazuje, iż globalny współczynnik ryzyka zdrowotnego związanego z zanieczyszczeniami pyłowymi, wyrażony poprzez wskaźnik DALY<sup>4</sup>, wzrósł aż o 6% w okresie od roku 2000 do 2013.

### 2.5.1 Mechanizmy oddziaływań

Sama znajomość stężeń pyłu, a nawet jego składu chemicznego i/lub szczegółowego rozkładu frakcyjnego, nie stanowi jeszcze informacji wystarczającej dla oceny jego oddziaływania na zdrowie. Ludzie przebywają bowiem w wielu różnych środowiskach, a mieszkańcy współczesnych miast większość czasu spędzają we wnętrzach budynków, gdzie poziomy PM mogą bardzo się różnić od tych obserwowanych na zewnątrz. Stosuje się zatem pojęcia ekspozycji bądź narażenia (ang. *exposure*), w założeniu opisujące dokładnie, z jakimi stężeniami i w jakim czasie ma styczność badany podmiot (konkretna osoba badana lub statystyczny przedstawiciel wybranej populacji). Tak szczegółowe rozkłady ekspozycji są jednak niezwykle trudne w pomiarze na szerszą skalę – umożliwiają je w zasadzie jedynie pomiary narażenia personalnego, tj. przy użyciu przenośnego sprzętu monitorującego stężenia zanieczyszczeń w dużej rozdzielczości czasowej (np. Broich i in., 2011; Morawska i in., 2013; Buonanno i in., 2014; Steinle i in., 2015). Częściej korzysta się zatem z różnego rodzaju modeli, pozwalających, przy zadanych założeniach, oszacować średnią ekspozycję przedstawicieli pewnej populacji. Choć narażenie jest pojęciem nieco lepiej charakteryzującym ryzyko zdrowotne niż stężenie zanieczyszczeń, niemniej jednak wciąż nie jest jednoznaczne. Osoby o takim samym narażeniu mogą bowiem przyjąć inną dawkę (ang. *dose*) substancji zanieczyszczających powietrze, np. na skutek różnicy w ilości wdychanego powietrza, spowodowanej różnym nasileniem aktywności w tym samym środowisku (np. powolny chód vs. bieg), czy też odmiennością budowy układu oddechowego (np. dorośli vs. dzieci). Na podstawie badań, dla różnych zanieczyszczeń opracowywane są tzw. funkcje dawka-odpowiedź (ang. *dose-response functions*) – zależności pozwalające opisać, jak

---

<sup>4</sup> DALY (ang. *disability adjusted life-years*, dosł. lata życia skorygowane niesprawnością) to wskaźnik wyrażający liczbę lat życia w zdrowiu, utraconych wskutek przedwczesnej śmierci lub uszczerbku na zdrowiu wynikającego z urazu lub choroby. Wskaźnik DALY stosowany jest m.in. przez WHO jako miara stanu zdrowia danego społeczeństwa.

zmienia się nasilenie negatywnych skutków zdrowotnych wraz ze wzrostem dawki zanieczyszczeń. Niemniej jednak są to zależności uogólnione i uśrednione, gdyż indywidualna reakcja każdego organizmu jest wynikiem wielu czynników, w tym m.in. wieku, stanu zdrowia czy też osobniczej podatności na danego rodzaju bodźce.

Dotychczasowe badania pozwoliły rozpoznać i opisać kilka podstawowych dróg-mechanizmów oddziaływania pyłu na organizm człowieka. Pierwsza grupa dotyczy bezpośredniego oddziaływania na układ oddechowy – cząstki o różnych wielkościach penetrują drogi oddechowe, osadzając się w:

- jamie nosowo-gardłowej (ziarna o średnicach 5-30  $\mu\text{m}$ ),
- krtani i tchawicy (1-5  $\mu\text{m}$ ),
- oskrzelach i przewodach pęcherzykowych (<1  $\mu\text{m}$ ), lub
- przenikają aż do pęcherzyków płucnych (<100 nm) (Bakand i in., 2012).

Obecność pyłu powoduje podrażnienia nabłonka i nadreaktywność oskrzeli, co może prowadzić do zaostrzenia przewlekłego zapalenia oskrzeli (Dockery i in., 1993; Samet i in., 2000); pył znajdujący się w układzie oddechowym pogarsza wydajność wymiany gazowej, a także zwiększa podatność na alergen, przez co nasilać może np. objawy astmy (Komorowski, 2012). Wśród różnych rodzajów pyłu sedymentującego w układzie oddechowym szczególnie duże zagrożenie stanowią nanocząstki nierozpuszczalne w wodzie. Mogą one bowiem zalegać w układzie oddechowym przez wiele lat, chronicznie oddziałując na jego tkanki, co w efekcie nasila ich wpływ kancerogenny (Borm i in., 2006). W cząstkach ultradrobnych akumulują się najbardziej toksyczne składniki – metale śladowe oraz WWA. Niewielkie rozmiary umożliwiają tym cząstkom wnikięcie do wnętrza komórek, a tym samym na bezpośrednie oddziaływanie na struktury wewnątrzkomórkowe, co prowadzić może m.in. do oksydacyjnych uszkodzeń struktury DNA (w tym powstawania mutagennej oksyguaniny), zaburzenia mechanizmów naprawy DNA i nieprawidłowej ekspresji genów, których następstwem mogą być mutacje oraz rozwój nowotworu płuc, gardła i krtani (Luch, 2005; Møller i in., 2008; IARC, 2010; IARC, 2012; WHO, 2013a).

Drugi z mechanizmów związany jest z wydzieleniem z tkanek płucnych do krwiobiegu czynników prozapalnych. Udowodniono, iż cząstki pyłu wywołują odpornościową odpowiedź komórkową w postaci produkcji cytokin prozapalnych, wywołujących miejscowy stan zapalny, który z czasem rozszerzyć się może na większe fragmenty tkanek i organów (Ghio i Devlin, 2001). Reakcję zapalną powoduje powstawanie reaktywnych form tlenu (ROS, ang.

*reactive oxygen species*) wywołujących tzw. stres oksydacyjny<sup>5</sup>. Zawarte w cząstkach pyłu związki organiczne oraz metale przejściowe, a także duża powierzchnia właściwa cząstek ultradrobnych uważane są za czynniki nasilające powstawanie ROS (Donaldson i Tran, 2002; Li i in., 2003). Substancje te są szkodliwe dla lipidów, białek i DNA – mogą zatem niszczyć kluczowe struktury komórkowe; wolne rodniki interferują również z komórkowymi szlakami sygnałowymi (Valko i in., 2006). Mechanizm obronny komórek obejmuje m.in. wykorzystanie glutationu (GSH) i innych przeciwutleniaczy wewnątrzkomórkowych w celu dezaktywacji rodników tlenowych. Nadmierne zużycie GSH prowadzi natomiast do wystąpienia stresu oksydacyjnego, będącego bodźcem dla szeregu reakcji komórkowych, w tym wielu szkodliwych (Xia i in., 2006). Powstający w płucach stan zapalny powoduje reakcje ze strony układu krwionośnego, przede wszystkim związane z mechanizmami krzepnięcia krwi. Zaobserwowano związek wysokich stężeń PM w powietrzu z:

- podwyższeniem poziomu fibrynogenu (Utell i in., 2002) i białka C-reaktywnego (Pope i in., 2004a),
- zwiększeniem lepkości osocza (Mills i in., 2009),
- nasileniem powstawania i destabilizacją blaszki miażdżycowej,
- skurczami i tymczasową niedrożnością naczyń krwionośnych
- niedokrwieniem (Suwa i in., 2002).

Istotnym wskaźnikiem potwierdzającym wystąpienie reakcji zapalnej jest także, obserwowane wśród osób narażonych na wysokie stężenia pyłu, podwyższenie liczby białych krwinek (Zeka i in., 2006) oraz neutrofilii produkowanych przez szpik kostny (Tan i in., 2000).

Trzecia z dróg oddziaływania PM związana jest z faktem, iż jego obecność w drzewie oskrzelowym stanowi czynnik podrażniający receptory nerwowe, co prowadzi do zachwiania równowagi w autonomicznym układzie nerwowym – dezaktywacji układu przywspółczulnego i nadmiernej aktywacji układu współczulnego (Widdicombe i Lee, 2001), która wiązana jest z występowaniem nadciśnienia tętniczego, arytmii, niewydolności krążenia oraz chorobą wieńcową, a także przerostem mięśnia sercowego i przebudową ścian naczyń (Narkiewicz, 2002).

---

<sup>5</sup> Stres oksydacyjny to stan zaburzonej równowagi komórkowej pomiędzy występowaniem reaktywnych form tlenu, a zdolnością system biologicznego do unieszkodliwienia tych substancji bądź naprawienia już wyrządzonych szkód. Stres oksydacyjny prowadzi m.in. do dezaktywacji niektórych białek, obniżenia poziomu ATP (adenozynotrifosforanu), uszkodzenia mitochondriów, DNA i czerwonych krwinek, depolaryzacji i zwiększenia przepuszczalności błony komórkowej, zmiany właściwości antygenowych komórek, i wielu innych.

Badania wskazują także na duże prawdopodobieństwo występowania kolejnego mechanizmu oddziaływań, polegającego na przenikaniu przez ściany pęcherzyków płucnych do krwi cząstek ultradrobnych, zarówno w sposób bezpośredni, jak i po ich wchłonięciu przez makrofagi płucne (Mills i in., 2009). W układzie krwionośnym cząstki pyłu mogą podrażniać śródbłonek naczyniowy, oddziaływać na blaszkę miażdżycową (co może prowadzić do jej destabilizacji, a w efekcie np. do wystąpienia zakrzepicy bądź ostrego zespołu wieńcowego) (Brook, 2008), a także powodować stres oksydacyjny i reakcje zapalne, podobnie jak w przypadku pęcherzyków płucnych. Ponadto, cząstki pyłu powodują aktywację mechanizmów neurohormonalnych, które zmieniają opór obwodowy, powodując zwężanie naczyń krwionośnych i w efekcie wzrost ciśnienia krwi (Bartoli i in., 2009), co w połączeniu ze wzrostem lepkości osocza może prowadzić do zaburzeń rytmu serca i niedokrwiennosci (Jimenez i in., 2011). Wraz z krwią, cząstki pyłu przenoszone są do innych organów, w tym serca, wątroby, nerek, pęcherza moczowego, a także mózgu, gdzie również wykazują reaktywność w stosunku do tkanek i pobudzają reakcje zapalne (Donaldson i in., 2005; Kreyling i in., 2013). Wykazano także, iż w przypadku migracji wdychanych nanocząstek pyłu do ośrodkowego układu nerwowego (w tym mózgu) istotnym mechanizmem jest przedostawanie się tych cząstek poprzez nabłonek węchowy w jamie nosowej, w którym znajdują się zakończenia włókien nerwu I (węchowego) (Elder i in., 2006).

Pył zawieszony, będący zmienną w czasie mieszaniną wielu różnych substancji, zawiera komponenty o różnym stopniu toksyczności, jednak dotychczas nie udowodniono, że którykolwiek ze składników PM może być odpowiedzialny za większość obserwowanych efektów zdrowotnych – wskazuje się raczej na rozmiar, liczbę i powierzchnię cząstek (Kampa i Castanas, 2008). Niemniej jednak, substancjami o znacznej szkodliwości, powszechnie występującymi w PM, są metale śladowe, których mechanizmy oddziaływania na organizm ludzki są szeroko badane. Poza istotnym wpływem na powstawanie ROS i indukowanie stresu oksydacyjnego, metale ciężkie mają zdolność do podstawiania niektórych kationów ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ), które spełniają funkcję nośników ładunku, biorą udział w katalizowaniu reakcji bądź stanowią elementy strukturalne utrzymujące stabilną konformację białek. Skutkuje to przede wszystkim zmniejszeniem potencjału transmembranowego oraz zablokowaniem licznych enzymów białkowych (Kampa i Castanas, 2008). Ponadto, metale mogą przyłączać się do łańcucha DNA, zmieniając ekspresję genów; np. nikiel, jeśli dostanie się do jądra komórkowego, może zaburzać działanie genów tłumiących rozwój guzów nowotworowych

(Costa i in., 2003). Niektóre metale (np. ołów) zaburzają działanie wybranych typów komórkowych kanałów jonowych, co wywołuje efekty neurotoksyczne (Garza i in., 2006).

### 2.5.2 Przegląd badań

W rozwoju badań nad wpływem zanieczyszczeń pyłowych na zdrowie człowieka istotną rolę odegrały poważne epizody smogowe w latach 30. – 50. XX wieku: smog w Dolinie Mozy (Belgia, 1930 r.), w Donorze (USA, 1948 r.), oraz tzw. Wielki Smog Londyński (Anglia, 1952 r.) (Anderson, 2009). Od tego czasu prowadzone są liczne badania: począwszy od analiz skutków zdarzeń epizodycznych, poprzez kohortowe i przekrojowe badania epidemiologiczne oddziaływań krótko- i długo terminowych, aż po eksperymenty wykorzystujące badania na zwierzętach, komórki i tkanki *in vitro*, biomarkery pacjentów cierpiących na różne schorzenia oraz osób zdrowych, a także kontrolowaną ekspozycję ludzi.

W Polsce pionierskie prace dotyczące wpływu środowiska, na zdrowie ludzkie prowadzone były już w latach 50. XX w., a pierwszym popularyzatorem ekologicznej profilaktyki zdrowotnej był prof. Julian Aleksandrowicz, w latach późniejszych autor słynnej książki pt. *Sumienie ekologiczne* (Aleksandrowicz, 1979). W tym samym czasie opublikowana została pierwsza (wg wiedzy Autorki) polska praca ściśle związana z wpływem zanieczyszczeń powietrza na zdrowie, a dotycząca wpływu pyłowych zanieczyszczeń powietrza oraz fluorków obecnych w powietrzu w miejscu pracy na schorzenia układu oddechowego (Jędrychowski, 1979). Profesor Jędrychowski kontynuował swoje badania aż do śmierci w 2015 r., a prace Jego współautorstwa, w tym wiele we współpracy międzynarodowej, są publikowane do dziś (np. Jędrychowski i in., 2017). Wyniki tej ostatniej pracy dowodzą, iż  $PM_{2.5}$  ma istotny wpływ na pogorszenie parametrów urodzeniowych noworodków, jednak nie tak duży jak WWA. Potencjalnie zatem zawartość WWA w pyłe może być jednym z czynników jego toksyczności w okresie prenatalnym.

Wśród innych autorów ważnych prac w tym zakresie wymienić należy prof. Kostrzewskiego, prof. Rudkowskiego i prof. Tarkowskiego, którzy przez wiele lat związani byli ze Światową Organizacją Zdrowia; autorów pierwszych badań nad wpływem zanieczyszczeń powietrza na zmiany kardiologiczne – prof. Chorążego, oraz na zaburzenia pulmonologiczne – prof. Nikodemowicza; a także innych wybitnych badaczy: prof. Bursę, prof. Moszczyńskiego, prof. Rutowskiego (Dobrowolski i in., 2008). W latach 70. XX. pierwsze swoje prace na temat wpływu czynników środowiskowych na zdrowie publikował także prof. Dobrowolski (Dobrowolski, 1976). Bardziej szczegółowe badania związane z oddziaływaniami



zanieczyszczeń powietrza na zdrowie publikowane były w Polsce począwszy od lat 80./90. XX w. Badania te dotyczyły m.in. mutagenyzy i zmian w strukturze DNA (Motykiewicz i in., 1990; Chorąży i in., 1994; Motykiewicz i in., 1998), parametrów urodzeniowych noworodków (Perera i in., 1992), wpływu na funkcjonowanie układu odpornościowego (Rutowski i in., 1998), a także odpowiedzi biomarkerów na ekspozycję na zanieczyszczenia przemysłowe i komunalno-bytowe (Dobrowolski i in., 1990). Szczególnie często badania nad składem pyłu i zawartością substancji szkodliwych prowadzono na terenie Śląska: opisano m.in. właściwości i skład PM z obszaru Sosnowca (Rietmeijer i Janeczek, 1997), konurbacji katowickiej (Pastuszka, 1995; Janeczek i Jabłońska, 2010; Magiera i in., 2011) oraz całego Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (m.in. Jabłońska i in., 2001; Pastuszka i in., 2006). Badania przeprowadzone na mieszkańcach Katowic wskazały na dużą zawartość antropogenicznych składników pyłu w ich tkankach płucnych. Stwierdzono obecność komponentów mineralnych pochodzących ze spalania i przeróbki węgla kamiennego takich jak węglany, glinokrzemiany czy baryt, a także związków żelaza, cynku, glinu, ołowiu, kadmu, miedzi, strontu i manganu, pochodzących z różnych procesów przemysłowych, w tym głównie z zakresu metalurgii. Wykazano, iż związki te w większości akumulują się w płucach wraz z upływem czasu, a niektóre z nich prowadzą do mineralizacji patogennej oraz mineralizacji ukrytej tkanek płucnych, które skutkować mogą zwapnieniem, różnorodnymi stanami chorobowymi tkanek, a nawet kancerogenezą (Jabłońska, 2013). Znacznie mniej analiz dotyczy rejonu Polski centralnej. Badania krótkoterminowych oddziaływań zanieczyszczeń na zdrowie mieszkańców wybranych polskich miast (w tym Warszawy) prowadzili Wojtyniak i Piekarski (1996) oraz Rabczenko i in. (2005). Tainio i in. (2014) analizowali zmienność wielkości dawek zanieczyszczeń przyjmowanych przez mieszkańców w obrębie Warszawy, natomiast Badyda i in. (2016) porównali wyniki badań spirometrycznych warszawiaków, narażonych na wysokie stężenia zanieczyszczeń powietrza, z rezultatami uzyskiwanymi przez mieszkańców niezanieczyszczonych obszarów wiejskich, uzyskując wnioski o istotnym pogorszeniu wskaźników pracy układu oddechowego u osób chronicznie ekspozowanych na wyższe stężenia PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> i CO. W ostatnich latach badania Instytutu Medycyny Pracy im. J. Nofera w Łodzi wykazały z kolei, iż ekspozycja na pył PM<sub>2.5</sub> i PM<sub>10</sub> wpływa na obniżenie poziomu testosteronu we krwi mężczyzn a także na pogorszenie jakości nasienia, powodując m.in. disomię niektórych chromosomów w plemnikach oraz inne nieprawidłowości w ich budowie, co prowadzić może m.in. do występowania różnego rodzaju zaburzeń rozwoju i schorzeń u potomstwa (Jurewicz i in., 2015; Radwan i in., 2016).

Pod względem metodologicznym, badania oddziaływań pyłu na zdrowie ludzkie dzieli się zazwyczaj na badania wpływu długookresowego (miesiące – lata) oraz ekspozycji krótkoterminowej (ostrej: godziny – dni).

a) Badania oddziaływań długoterminowych

W badaniach w perspektywie długoterminowej najprostszym do zbadania wskaźnikiem oddziaływań zdrowotnych jest liczba zgonów w populacji. W tego typu badaniach porównuje się umieralność pomiędzy populacjami (najczęściej – kohortami<sup>6</sup>), narażonymi przez długi okres na różne stężenia pyłu. Jednym z pierwszych, a zarazem najważniejszych kohortowych badań prospektywnych było tzw. „Harvard Six Cities Study” (H6C), którym objęto ponad 8000 amerykańskich obywateli pochodzących z sześciu miast, a ich obserwację prowadzono przez 14-16 lat. Porównując najbardziej i najmniej zanieczyszczone spośród tych miast wykazano, iż wyższe stężenia pyłu drobnego (różnica o  $18.6 \mu\text{g m}^{-3}$ ) oraz aerozolu siarczanowego (różnica o  $8.0 \mu\text{g m}^{-3}$ ) związane były z wzrostem umieralności ogółem o 26%, a dodatkowo wyższe stężenia PM wykazywały związek ze zwiększoną umieralnością na skutek chorób układu krążenia (Dockery i in., 1993). Późniejsza reanaliza danych zebranych w tym badaniu potwierdziła wyniki otrzymane przez autorów (Krewski i in., 2000). Podobnego typu badanie, przeprowadzone przez Amerykańskie Towarzystwo Onkologiczne (ACS, ang. *American Cancer Society*), a obejmujące ponad 550 tysięcy obywateli ze 154 amerykańskich miast, również dowiodło istnienia zależności między stężeniami pyłu a umieralnością – różnica średnich stężeń PM w wieloletniu o  $24.5 \mu\text{g m}^{-3}$  przekładała się na wzrost ogólnej liczby zgonów o 17%, zaś zgonów z przyczyn krążeniowo-oddechowych – o 31% (Pope i in., 1995). W Europie pierwsze duże badanie kohortowe przeprowadzono w Holandii. Wykazało ono istotne zwiększenie ogólnego ryzyka śmierci, a także śmierci na skutek chorób krążeniowo-oddechowych, w przypadku osób mieszkających blisko głównych dróg, a więc narażonych na wysokie stężenia zanieczyszczeń komunikacyjnych, w tym pyłów (Hoek i in., 2002). W kolejnych latach wiele badań potwierdziło związek stężenia pyłu w powietrzu ze wzrostem ryzyka umieralności na skutek różnych grup schorzeń, niemniej jednak współczynniki ryzyka uzyskiwane przez różnych autorów są niekiedy bardzo rozbieżne. Na skutek długoterminowego zwiększenia średnich stężeń  $\text{PM}_{2.5}$  o  $10 \mu\text{g m}^{-3}$ , w

---

<sup>6</sup> W badaniach kohortowych kohorta to grupa osób wylosowanych lub specjalnie dobranych spośród całej populacji; grupa ta podlega ciągłej lub okresowej obserwacji przez pewien okres (zwykle kilka-kilkanaście lat) – kohorta prospektywna – lub na podstawie autoopisów i opisów obiektywnych poznaje się jej historię wstecz – kohorta historyczna. W ramach całej grupy wyróżnia się osoby narażone i nienarażone na badany czynnik lub interwencję i ocenia się wystąpienie wybranego zdarzenia chorobowego, tzw. punktu końcowego (ang. *end point*), jak np. zapadnięcie na wybraną chorobę, śmierć z określonej przyczyny.

różnych badaniach obserwowano wzrost ogólnego ryzyka zgonu o 3.6% (Krewski, 2009), 8% - 18% (Pope i in., 2004b), 16% (Laden i in., 2006), a nawet o 26% w przypadku badania wyłącznie kobiet (Puett i in., 2009). W badaniach będących kontynuacją badań kohortowych ACS, dla umieralności w wyniku raka płuc oszacowano wzrost ryzyka o 10.9% na każde  $10 \mu\text{g m}^{-3}$   $\text{PM}_{2.5}$  (Krewski, 2009), zaś dla kohorty H6C – aż o 27% (Laden i in., 2006). Jednym z największych europejskich badań kohortowych dotyczących oddziaływań pyłu na układ oddechowy był zapoczątkowany w 1991 r. szwajcarski projekt SAPALDIA (ang. *Swiss study on Air Pollution and Lung Disease in adults*). Jego wyniki dowiodły, że fakt zamieszkiwania w niewielkich odległościach od głównych ciągów komunikacyjnych zwiększa ryzyko występowania takich objawów jak duszności, podrażnienie gardła i krtani oraz trudności z oddychaniem (Bayer-Oglesby i in., 2006), a także, iż zmniejszenie ekspozycji na  $\text{PM}_{10}$  w perspektywie kilku-kilkunastoletniej powoduje spowolnienie pogarszania się czynności układu oddechowego z wiekiem (Downs i in., 2007).

Choć intuicyjnie wydawać by się mogło iż pył zawieszony stwarza zagrożenie przede wszystkim dla płuc i całego układu oddechowego, największy wpływ i najsilniejszą zależność obserwuje się zwykle dla chorób i zgonów związanych z przyczynami krążeniowymi (Brook i in., 2010). W przypadku chorób krążeniowo-oddechowych i choroby niedokrwiennej serca zwiększenie stężeń  $\text{PM}_{2.5}$  o  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  skutkuje wzrostem ryzyka śmierci o odpowiednio 10% i 15.5% (Krewski, 2009), natomiast według Laden i in. (2006), współczynnik ryzyka dla zgonów z przyczyn krążeniowo-oddechowych wzrasta o 28%. Badania prowadzone wyłącznie na kobietach wskazały, że gdy brane są pod uwagę śmiertelne przypadki takich incydentów jak zawał mięśnia sercowego czy niedokrwienność bądź krwotoczny udar mózgu, ryzyko ich wystąpienia rośnie o 76% (Miller i in., 2007), natomiast w przypadku kobiet cierpiących na chorobę wieńcową obserwuje się zwiększenie ryzyka zgonu aż o 102% na każde  $10 \mu\text{g m}^{-3}$   $\text{PM}_{2.5}$  (Puett i in., 2009). Zanobetti i Schwartz (2007) wykazali, że długoterminowa ekspozycja na  $\text{PM}_{10}$  jest czynnikiem istotnie związanym z liczbą pacjentów hospitalizowanych na skutek zastoinowej niewydolności serca oraz kolejnego zawału serca. Wyniki niektórych prac wskazują, iż silniejsze i bardziej odporne statystycznie efekty uzyskuje się badając zależność skutków zdrowotnych i stężeń sadzy (wyrażanej jako BS, ang. *black smoke*), niż w przypadku  $\text{PM}_{2.5}$  (np. Beelen i in., 2008; Janssen i in., 2011).

Badania pokazują także, iż ryzyko zdrowotne związane z narażeniem na zanieczyszczenia pyłowe jest znacząco większe dla grup szczególnie podatnych, tj. osób cierpiących na POChP, zastoinową niewydolność serca, cukrzycę oraz po przeżytym zawał mięśnia

sercowego, a także dla dzieci, osób starszych, otyłych oraz o niższym statusie socjoekonomicznym (za: Rückerl i in., 2011; Kim K.-H. i in., 2015). Pojawiają się także dowody na genetyczne uwarunkowanie podatności na negatywne reakcje układu oddechowego na skutek podrażnienia przez zanieczyszczenia powietrza (za: Kelly i Fussell, 2012). Szczególnie narażone na szereg zagrożeń zdrowotnych związanych z zanieczyszczeniem pyłowym są noworodki – jak wykazują badania, pierwszych kilka miesięcy życia stanowi krytyczny okres, podczas którego ekspozycja na podwyższone poziomy zanieczyszczeń może istotnie wpłynąć na predyspozycje do zapadania na różnego rodzaju choroby układu oddechowego w późniejszym wieku (Graf i in., 2007). Ponadto, już w 2005 roku liczba dowodów naukowych była wystarczająco duża, by stwierdzić, że istnieje istotny negatywny wpływ zanieczyszczeń powietrza na przebieg ciąży oraz stan zdrowia w okresie pre- i postnatalnym (WHO, 2005b). Wysokie stężenia pyłu powiązane są z niską wagą urodzeniową (Pedersen i in., 2013) i przedwczesnymi porodami; mogą mieć także pewien wpływ na umieralność płodów i noworodków (Kim K.-H. i in., 2015). Badania przeprowadzone w Krakowie wykazały, iż badana za pomocą przenośnych mierników indywidualnych ekspozycja kobiet ciężarnych na wyższe stężenia PM<sub>2.5</sub> (różnica o ok. 30 µg m<sup>-3</sup> – porównanie pomiędzy pierwszym a trzecim kwartylem stężeń, tzw. rozstęp ćwiartkowy – IQR, ang. *interquartile range*) wpływa na zmniejszenie wagi noworodków o 92 g, oraz skrócenie średniej długości ciała o 0.7 cm, przy czym efekty te są znacznie silniejsze w przypadku chłopców (waga: spadek o 189 g vs. 17 g w przypadku dziewczynek; wzrost: spadek o 1.1 cm vs. 0.4 cm w przypadku dziewczynek) (Jędrzychowski i in., 2009). Kontynuacja badań tej samej kohorty wykazała istotny wpływ ekspozycji na PM<sub>2.5</sub> w okresie prenatalnym na parametry oddechowe mierzone w wieku 5 lat. Zaobserwowano znaczny spadek FVC (natężonej pojemności życiowej, ang. *forced vital capacity*) oraz FEV<sub>1</sub> (natężonej objętości wydechowej pierwszosekundowej, ang. *forced expiratory volume in 1 second*) w grupie dzieci, których matki w czasie ciąży narażone były na najwyższe (IV kwartył) stężenia PM<sub>2.5</sub>, co potencjalnie związane jest z nieprawidłowościami w rozwoju płuc u płodu (Jędrzychowski i in., 2010). Narażenie prenatalne na zawarte w pyłe zawieszonym wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne prowadzi także do zwiększenia ryzyka infekcji dróg oddechowych i rozwoju alergii w pierwszych latach życia (Jerzyńska i in., 2017).

Badania prowadzone w Kalifornii wykazały, iż związane z transportem drogowym zanieczyszczenie powietrza w okolicy miejsc zamieszkania oraz szkół przyczynia się do

występowania nowych przypadków zachorowań na astmę wśród dzieci w wieku szkolnym (McConnell i in., 2010). W szeroko zakrojonych badaniach europejskich pokazano, iż długotrwała ekspozycja na PM pogarsza funkcjonowanie płuc dzieci w wieku 6-8 lat: każde  $5 \mu\text{g m}^{-3}$   $\text{PM}_{2.5}$  oraz  $10 \mu\text{g m}^{-3}$   $\text{PM}_{10}$  powoduje zmniejszenie  $\text{FEV}_1$  o odpowiednio 2.48% i 1.09% (Gehring i in., 2013). W ramach tego samego projektu wykazano także, że w pierwszym roku życia zwiększenie narażenia na  $\text{PM}_{2.5}$  o  $5 \mu\text{g m}^{-3}$ , a  $\text{PM}_{10}$  o  $10 \mu\text{g m}^{-3}$ , powiązane jest ze wzrostem ryzyka zachorowań na zapalenie płuc odpowiednio 4.06 i 1.77 razy (MacIntyre i in., 2014). Powyższe dwa badania stanowiły niewielką część jednego z największych europejskich projektów badawczych dotyczących długoterminowego wpływu zanieczyszczeń powietrza na zdrowie – zainicjowanego w 2008 r. projektu ESCAPE (ang. *European Study of Cohorts for Air Pollution Effects*), wykorzystującego i poszerzającego dane zebrane do tej pory w licznych, pomniejszych badaniach kohortowych prowadzonych na terenie Europy. Spis opracowanych w ramach ESCAPE, licznych publikacji przeglądowych, dotyczących wpływu na zdrowie pre- i postnatalne, rozwój chorób układów oddechowego i sercowo-naczyniowego, oraz na zachorowalność na raka, dostępny jest na stronie internetowej projektu: <http://www.escapeproject.eu/>. W jednej z przeprowadzonych analiz wykazano ponadto, że długotrwała ekspozycja na zanieczyszczenie  $\text{PM}_{2.5}$  wpływa nie tylko na umieralność na skutek różnego rodzaju chorób, lecz także na zwiększenie ryzyka śmierci z przyczyn naturalnych (wzrost o 7% na każde  $5 \mu\text{g m}^{-3}$ ) (Beelen i in., 2014). Innym niezwykle istotnym europejskim projektem badawczym jest ECRHS (ang. *European Community Respiratory Health Survey*), który zapoczątkowano w roku 1990 w odpowiedzi na zaobserwowany w latach 80. znaczny wzrost zachorowań na astmę, wiązany przede wszystkim z czynnikami środowiskowymi. W ramach tego projektu opublikowano dotychczas ponad 200 artykułów, których listę znaleźć można pod adresem <http://www.ccrhs.org/>. Trwająca obecnie III faza projektu obejmuje obserwację i badania kohorty liczącej ok. 10 000 osób, spośród zrekrutowanych początkowo 26000 uczestników, w celu określenia zmiany rozpowszechnienia symptomów chorób układu oddechowego wraz z wiekiem.

W ostatnich latach przeprowadzono także kilka badań dotyczących wpływu zanieczyszczeń powietrza na zdrowie mieszkańców Warszawy. Badyda (2013) oraz Badyda i in. (2013) wykazali m.in., iż wśród osób mieszkających w stolicy blisko ruchliwych dróg obturacja oskrzeli występuje ponad czterokrotnie częściej, niż wśród mieszkańców czystych regionów we wschodniej części kraju. Autorzy stwierdzają, iż bezpośrednią przyczyną są tu

zanieczyszczenia pochodzące z transportu, niemniej jednak należy pamiętać, iż zanieczyszczenia powietrza w dużym mieście są bardzo niejednorodną mieszaniną substancji pochodzących z wielu różnych źródeł emisji, a sam fakt zamieszkiwania przy ruchliwej ulicy nie determinuje tego, gdzie badane osoby pracują lub spędzają większość czasu w ciągu dnia, a zatem na jakie zanieczyszczenia i inne szkodliwe czynniki są tak naprawdę na co dzień narażone.

Przedstawiony powyżej przegląd badań stanowi bardzo niewielki ułamek prac dotyczących długoterminowych oddziaływań PM na zdrowie ludzkie. Więcej informacji znaleźć można w obszernych pracach przeglądowych, m.in. Brook (2008), Brook i in. (2010), Rückerl i in. (2011), Kim K.-H. i in. (2015), a także w raporcie z projektu REVIHAAP (WHO, 2013a).

#### b) Badania oddziaływań krótkoterminowych

Efektami zdrowotnymi, badanymi w perspektywie krótkoterminowej są: dobowe liczby zgonów i/lub przyjęć do szpitali wśród danej populacji; liczba przypadków wizyt pacjentów na pogotowiu oraz u lekarzy pierwszego kontaktu w związku z problemami ze strony układu oddechowego i sercowo-naczyniowego; przypadki konieczności zastosowania niektórych rodzajów leków, przede wszystkim nasercowych oraz przeciwastmatycznych; liczba dni nieobecności w szkole lub pracy; obserwowalne zmiany fizjologiczne, np. w funkcjonowaniu płuc, występowaniu takich objawów jak kaszel, duszności, podrażnienie gardła i krtani, czy wreszcie zmiany ciśnienia tętniczego, parametrów krwi oraz wskaźników funkcjonowania naczyń krwionośnych i mięśnia sercowego. Badania krótkoterminowego wpływu PM na zdrowie obejmują (1) badania odpowiedzi komórek *in vitro*, (2) badania kontrolowanej ekspozycji ostrej prowadzone na zwierzętach oraz (3) z udziałem ochotników, a także (4) epidemiologiczne badania statystyczne, wykorzystujące dane o wysokiej rozdzielczości czasowej (zwykle w agregacji 1-dobowej). Przegląd prac zostanie ograniczony do punktów (3) i (4).

Eksperymenty z kontrolowaną ekspozycją ludzi przeprowadzane są stosunkowo rzadko, ze względu na potencjalną szkodliwość i w związku z tym konieczność uzyskania odpowiednich pozwoleń (np. od odpowiedniej Komisji Etyki Badań Naukowych). Do badań tego typu rekrutowani są zarówno ochotnicy zdrowi, jak i osoby cierpiące na określony rodzaj chorób. Badania osób zdrowych, eksponowanych przez 2 godziny na mieszaninę PM<sub>2.5</sub> o stężeniu rzędu 150 µg m<sup>-3</sup> oraz ozonu o stężeniu 120 ppb (240 µg m<sup>-3</sup>), wykazały występowanie zwężenia naczyń krwionośnych, zaburzenia równowagi w autonomicznym układzie

nerwowym oraz podwyższenie ciśnienia rozkurczowego średnio o 6 mm Hg (Urch i in., 2005). Wyniki te potwierdziły dalsze badania (np. Brook i in., 2009), które wskazały również, iż już dwugodzinna ekspozycja na pył  $PM_{2.5}$  o stężeniu  $150 \mu g m^{-3}$  powoduje upośledzenie funkcji naczyń krwionośnych, najprawdopodobniej na skutek stresu oksydacyjnego i skutkujących reakcji zapalnych. Badania wskazują, że również pył mniejszych frakcji w krótkim czasie powoduje wystąpienie negatywnych reakcji organizmu. W jednym z badań amerykańskich, u zdrowych ochotników, eksponowanych podczas 30-minutowego biegu na wysokie stężenia  $PM_{1}$ , zaobserwowano istotne zwężenie tętnicy ramiennej i obniżone tempo reoksygenacji mięśni w porównaniu do wyników, które badani uzyskali innego dnia, wykonując te same ćwiczenia w laboratorium, gdzie zapewniono niemal 30-krotnie niższe zanieczyszczenie pyłem (Rundell i in., 2007). Przykładem badań ekspozycji krótkoterminowej wśród osób chorych było badanie pacjentów cierpiących na cukrzycę typu II, które wykazało, że zwiększenie stężeń  $PM_{2.5}$  o  $10 \mu g m^{-3}$  powoduje wzrost wartości markerów stanu zapalnego oraz krzepliwości krwi, a także zmiany w mechanizmach autonomicznego systemu nerwowego kontrolujących rytm serca, w parametrach elektrokardiograficznych oraz w wartości ciśnienia skurczowego (Schneider i in., 2010). W badaniu przeprowadzonym w Londynie z udziałem 60 ochotników chorych na astmę porównywano wpływ 2-godzinnej ekspozycji na pył zawieszony podczas spaceru wzdłuż Oxford Street (ruchliwa ulica w centrum miasta) oraz – po kilku tygodniach – w Hyde Parku (bardzo rozległy park na terenie Londynu). W trakcie badań prowadzono pomiar stężeń  $PM_{2.5}$  oraz liczby cząstek ultradrobnych, które wskazały na istotnie wyższe zanieczyszczenie powietrza przy Oxford Street. Obniżenie parametrów spirometrycznych tuż po zakończeniu spaceru zaobserwowano w przypadku obu lokalizacji, jednak zmiany po ekspozycji na Oxford Street były znacznie większe:  $FEV_1$  osób badanych spadło średnio o 6.1%, zaś  $FVC$  – o 5.4%, w porównaniu do spadku odpowiednio o 1.9% oraz 1.6% dla Hyde Parku. Różnice te utrzymywały się jeszcze 5 godzin po ekspozycji w przypadku parametru  $FVC$ , i aż przez 22 godziny dla  $FEV_1$  (McCreanor i in., 2007).

Najstarsze badania oddziaływań krótkoterminowych za pomocą metod statystycznych z wykorzystaniem szeregów czasowych prowadzone były w Wielkiej Brytanii na początku lat 80. XX w. W swojej pracy, Mazumdar i in. (1982) przeanalizowali 14 sezonów zimowych w Londynie (począwszy od roku 1958/1959), badając wpływ stężeń  $SO_2$  oraz pyłu zawieszonego opisywanego wskaźnikiem BS na dobową liczbę przypadków zgonu. Uzyskane rezultaty wskazały na istotną zależność ze stężeniami BS, lecz brak wpływu  $SO_2$ . W

kolejnych latach ukazało się kilkanaście prac, głównie dotyczących Londynu, Paryża, Aten, Helsinek, Barcelony, miast niemieckich oraz amerykańskich. Wyniki tych badań w większości potwierdzały istnienie związku między zmiennością stężeń zanieczyszczeń powietrza a dobową umieralnością w populacji, jednak ogromne zróżnicowanie zastosowanych metod statystycznych w znacznym stopniu utrudniało porównanie rezultatów czy przeprowadzenie metaanalizy (Katsouyanni i in., 1995). Stało się to bodźcem do stworzenia w 1992 r. projektu APHEA (ang. *Air Pollution on Health, European Approach*), mającego na celu ujednoczenie metodologii i przeprowadzenie analiz dla 15 europejskich miast, o łącznej populacji ponad 25 mln mieszkańców. Wśród zgłoszonych miast znalazły się 4 miasta polskie: Łódź, Poznań, Kraków i Wrocław (Wojtyniak i Piekarski, 1996), zaś rozpatrywanymi zanieczyszczeniami były  $\text{SO}_2$ , BS/TSP/PM<sub>10</sub>,  $\text{NO}_2$  i  $\text{O}_3$ . Ze względu na ograniczony ówczesnie rozwój sieci pomiarowej, jedynie dane o stężeniach  $\text{SO}_2$  dostępne były dla wszystkich 15 miast. Polskie miasta dysponowały także pomiarami BS. W przypadku istnienia kilku stacji pomiarowych w danym mieście, wyniki pomiarów uśredniano. Analizy prowadzono na najdłuższych możliwych (dla danego miasta) ciągach pomiarowych: najstarsze dane sięgały roku 1975, zaś w przypadku miast polskich – 1977 (dla Krakowa i Łodzi). Statystyki zdrowotne zebrane dla populacji poszczególnych miast obejmowały dobową liczbę zgonów z ogółu przyczyn, z wyłączeniem przyczyn zewnętrznych (np. wypadki); dobową liczbę zgonów związanych z chorobami/zaburzeniami układu oddechowego i układu sercowo-naczyniowego, a także – jako kontrolę – układu pokarmowego. Dodatkowo, dla trzech miast (Amsterdam, Rotterdam i Helsinki) analizowano dobową liczbę przyjęć do szpitali ogółem; liczbę przypadków hospitalizacji związanych z przyczynami oddechowymi, z wyróżnieniem przypadków astmy oraz POChP, a także – ponownie jako grupę kontrolną – liczbę pacjentów przyjmowanych do szpitali na skutek zaburzeń w układzie pokarmowym. Na etapie opracowywania metodologii zwrócono uwagę na istnienie licznych potencjalnych zmiennych zakłócających, wśród których najważniejszym czynnikiem jest temperatura powietrza zewnętrznego, będąca silnym predyktorem zarówno umieralności, jak i zapadalności na szereg chorób (Schwartz, 1994; Bunkera i in., 2016). Uwzględniono także wilgotność względną, naturalnie występującą sezonowość i zmienność w cyklu tygodniowym, a także szczególne sytuacje jak fale upałów, epidemie grypy, strajki w służbie zdrowia czy dni świąteczne. Model obliczeniowy został oparty o regresję Poissona. Cykliczna zmienność w szeregu czasowym została opisana zależnościami sinusoidalnymi, zaś trendy długoterminowe – wyrażeniami liniowymi lub kwadratowymi. W analizach uwzględniono możliwe opóźnienie występowania efektów zdrowotnych o 1 i 2 dni (lag 1, lag



2) w stosunku do przebiegu stężeń zanieczyszczeń powietrza, a także możliwość oddziaływania średnich stężeń z kilku dni z rzędu. Jako wynik modelu Poissonowskiego otrzymuje się wartość ryzyka względnego (RR, ang. *relative risk*) – z definicji będącego ilorazem ryzyka wystąpienia danego efektu w grupie eksperymentalnej do ryzyka wystąpienia tego samego efektu w grupie kontrolnej (Kanchanaraksa, 2008). Zaletą omawianego podejścia metodologicznego jest fakt, iż badana populacja stanowi jednocześnie sama dla siebie grupę kontrolną w czasie, co powoduje ograniczenie liczby czynników zakłócających. Wykorzystanie odpowiednio długich serii czasowych pozwala również minimalizować wpływ nierozpoznanych/niemierzonych zmiennych, mogących modyfikować badaną zależność (Katsouyanni i in., 1995). Metaanaliza wyników z 15 miast wskazała, iż wzrost stężeń zarówno  $\text{SO}_2$ , jak i BS o  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  zwiększa dzienną umieralność o 3% w miastach Europy Zachodniej, natomiast w przypadku Europy Wschodniej zmiany są mniejsze: o 0.8% i 0.6% odpowiednio dla  $\text{SO}_2$  i BS (Katsouyanni i in., 1997). Największym osiągnięciem projektu APHEA było opracowanie wspólnego protokołu badawczego (Katsouyanni i in., 1996), który położył podwaliny pod dalszy rozwój metodologii badań krótkoterminowych oddziaływań zanieczyszczeń powietrza z wykorzystaniem szeregów czasowych. Amerykański projekt NMMAPS (ang. *The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study*; Samet i in., 2000), w którym badaniu poddano 90 największych miast Stanów Zjednoczonych, został zapoczątkowany w roku 1996, natomiast w 1998 r. w Europie rozpoczęła się realizacja drugiej fazy projektu APHEA (tzw. APHEA-2; Katsouyanni i in., 2001), obejmująca 30 miast. Wyniki projektu NMMAPS wskazują na wzrost umieralności o 0.34% na każde  $10 \mu\text{g m}^{-3}$   $\text{PM}_{10}$ . Badania prowadzono według metodyki bardzo zbliżonej do protokołu APHEA, jednak uwzględniano również wpływ innych zanieczyszczeń, np.  $\text{O}_3$  (budując modele uwzględniające dwa lub więcej zanieczyszczeń jednocześnie), a także kontrolowano takie zmienne jak procent ludzi ubogich oraz procent osób starszych (>65. r.ż.) w poszczególnych miastach. Wykonano także odrębne analizy dla różnych grup wiekowych, z których osoby >75. r.ż. okazały się być najbardziej wrażliwe na wzrost stężeń  $\text{PM}_{10}$  (wzrost umieralności o 0.46% na każde  $10 \mu\text{g m}^{-3}$   $\text{PM}_{10}$ ) (Samet i in., 2000). Projekt APHEA-2, poza rozszerzeniem bazy miast, wprowadził także istotne zmiany metodologiczne. Najważniejszą z nich było zastosowanie, w miejsce uprzednio wykorzystywanego podejścia parametrycznego, uogólnionych modeli addytywnych (GAM, ang. *generalized additive models*) do modelowania trendów i wzorców sezonowej zmienności umieralności w populacji (Samoli i in., 2001). Wykorzystano także większą ilość czynników zakłócających oraz zbadano modyfikujący wpływ innych zanieczyszczeń powietrza na uzyskiwane rezultaty. Powtórne

analizy dla miast uwzględnionych we wcześniejszej fazie projektu wykazały, że wymienione modyfikacje pozwoliły uzyskać bardziej jednorodny rezultat niż w fazie pierwszej, gdzie oszacowane ryzyko w miastach Europy Środkowo-Wschodniej było znacznie niższe niż w pozostałych regionach (Katsouyanni i in., 2001). Wyniki APHEA-2 wskazują, iż w miastach polskich wzrost stężeń BS o  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  przyczyniał się do wzrostu dziennej liczby zgonów ogółem średnio o 0.1%, zaś zgonów na skutek chorób układu krążenia, układu oddechowego oraz nowotworów złośliwych odpowiednio o 0.4%, 2.1% i 0.8% (Rabczenko i in., 2005). Metaanaliza wyników badań krótkoterminowych oddziaływań zdrowotnych PM została przeprowadzona w ramach kolejnego projektu – APHENA (ang. *Air Pollution and Health: a European and North American Approach*), w którym wykorzystane zostały dane zebrane w ramach APHEA-2, NMMAPS oraz dodatkowo z 12 miast kanadyjskich (Katsouyanni i Samet, 2009). Dokonano wielu analiz metodologicznych, potwierdzając przydatność podejścia nieparametrycznego i stabilność uzyskiwanych wyników, pod warunkiem prawidłowego doboru liczby stopni swobody w modelu, który to czynnik wskazano jako kluczowy dla poprawnego modelowania za pomocą metody GAM. Uzyskane rezultaty potwierdzają wcześniejsze wyniki, wskazujące na istnienie istotnej statystycznie zależności pomiędzy stężeniami pyłu zawieszonego i ozonu a dobową liczbą zgonów w populacji. Wykazano ponadto, że istnieje przestrzenne zróżnicowanie wartości RR związanej ze wzrostem stężeń  $\text{PM}_{10}$  o  $10 \mu\text{g m}^{-3}$ : mimo zastosowania analogicznej metodyki, oszacowane ryzyko zdrowotne było znacznie wyższe w przypadku Kanadyjczyków, w porównaniu z mieszkańcami Europy i Stanów Zjednoczonych (Katsouyanni i Samet, 2009).

Przegląd badań nad krótkoterminowymi oddziaływaniami PM, obejmujący wyniki z ponad 200 miast z całego świata, wskazał na konsekwentne występowanie niewielkiego (o 0.4% do 1.5%), lecz statystycznie istotnego wzrostu umieralności, związanego ze zwiększeniem stężeń  $\text{PM}_{10}$  o  $20 \mu\text{g m}^{-3}$  lub  $\text{PM}_{2.5}$  o  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  (Pope, 2011). Praca przeglądowa Atkinsona i in. (2014), analizuje natomiast wyniki 110 badań dotyczących wzrostu umieralności oraz liczby przyjęć pacjentów do szpitali na skutek krótkotrwałego narażenia na  $\text{PM}_{2.5}$ . Jak twierdzą autorzy, wpływ tej frakcji pyłu zawieszonego jest póki co znacznie gorzej przebadany niż w przypadku  $\text{PM}_{10}$ , niemniej jednak zgromadzone dotychczas rezultaty również dowodzą jego negatywnych oddziaływań. Wzrost stężeń  $\text{PM}_{2.5}$  o  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  wiąże się ze zwiększeniem umieralności ogółem średnio o 1.04%, na skutek chorób układu krążenia – o 0.84%, zaś układu oddechowego – o 1.51%. Efekty te nie są jednorodne geograficznie. W przypadku umieralności ogólnej, najsilniejszy efekt (2.08%) zaobserwowano w krajach Ameryki

Środkowej i Południowej; dla ogółu chorób układu krwionośnego – w krajach Europy Północnej i Zachodniej (średnio o 2.26%, zaś dla zgonów na skutek choroby niedokrwiennej serca – 5.90%); w przypadku zgonów związanych z chorobami układu oddechowego – również w krajach Europy Północnej i Zachodniej (średnio o 3.81%, zaś dla zgonów na skutek POChP o 9.00%). Wynika stąd, iż biorąc pod uwagę liczbę zgonów, największe ryzyko związane z krótkotrwałym narażeniem na  $PM_{2.5}$  występuje w przypadku chorób układu oddechowego (a przede wszystkim POChP), w wysokorozwiniętych krajach europejskich. Podobną analizę przeprowadzono dla liczby przyjęć pacjentów do szpitali, która, na skutek zwiększenia stężeń  $PM_{2.5}$  o  $10 \mu g m^{-3}$ , wzrasta średnio o 0.90% w przypadku przyczyn krążeniowych, oraz o 0.96% dla przyczyn oddechowych. Podobnie jak poprzednio, uzyskane wartości wykazywały zróżnicowanie przestrzenne. Liczba przyjęć pacjentów do szpitali w związku z chorobami krążeniowymi najsilniej wzrasta w krajach regionu zachodnio-pacyficznego, przede wszystkim na skutek niewydolności serca u osób powyżej 65. r.ż. (wzrost o 9.75%). Regionem, gdzie obserwuje się najsilniejsze efekty narażenia na  $PM_{2.5}$  skutkujące przyjęciami do szpitali w związku z chorobami oddechowymi jest natomiast Europa Północna i Zachodnia, gdzie stwierdzono największy (o 4.05%) wzrost liczby hospitalizowanych pacjentów powyżej 65. r.ż. cierpiących na infekcje dolnych dróg oddechowych, oraz dzieci w wieku 0-14 lat cierpiących na astmę (aż o 12.27%). Zatem, największe ryzyko zdrowotne, wyrażane poprzez liczbę hospitalizowanych pacjentów, występuje dla choroby niedokrwiennej serca w krajach zachodnio-pacyficznym, oraz dla chorób układu oddechowego w Europie Północnej i Wschodniej. Omawiane wyniki wskazują również na znacząco większe efekty zdrowotne obserwowane w grupach osób szczególnie podatnych, czyli dzieci oraz osób starszych (Atkinson i in., 2014).

Wspomniana praca Atkinsona i in. (2014) podkreśla heterogeniczność otrzymanych wyników, a przede wszystkim ich niejednorodność geograficzną, która na obecnym etapie badań nie ma jednoznacznego wyjaśnienia. Autorzy sugerują, iż może to mieć związek zarówno z odmienną wrażliwością poszczególnych populacji, jak i zróżnicowanym składem chemicznym i poziomem toksyczności pyłu pochodzącego z lokalnych źródeł. W ostatnich latach ukazał się szereg badań nad oddziaływaniami zdrowotnymi poszczególnych pierwiastków i związków będących komponentami pyłu zawieszonego (patrz tabela 2.7); analizy te prowadzone są przede wszystkim w perspektywie krótkoterminowej, z wykorzystaniem różnego rodzaju metod statystycznych, w tym głównie modeli regresyjnych lub modeli GAM (Rohr i Wyzga, 2012). Badanie Mar i in. (2000) wykazało istnienie istotnej

zależności pomiędzy dobową umieralnością ogółem, a zawartymi w  $PM_{2.5}$  siarką (lag 3 i 4) i łożem (lag 2). W przypadku zgonów z przyczyn kardiologicznych, istotne okazały się potas (lag 3) oraz dwie formy węgla: EC (lag 1) i OC (lag 1 i 3). Wyniki Burnett i in. (2000) wskazały, że jony siarczanowe są składnikiem PM o najsilniejszym wpływie na umieralność populacji w Kanadzie, podobnie jak ma to miejsce w Wielkiej Brytanii (Anderson i in., 2001). Natomiast badania Lipmann i in. (2006) udowodniły związek ryzyka zgonu z zawartością w pyłe Ni oraz V. Częstym efektem obserwowanym w badaniach jest uzyskiwanie bardziej istotnych zależności pomiędzy zawartością poszczególnych składników pyłu a zgonami z przyczyn kardiologicznych lub oddechowych, niż z umieralnością ogółem. Takie rezultaty uzyskali m.in. Ostro i in. (2007), wykazując związek między liczbą zgonów CV a stężeniami EC, OC,  $NO_3^-$ , Zn (lag 3), K, Fe i Ti (lag 2), podczas gdy dla umieralności ogółem istotne okazały się jedynie Cu, Cl (lag 1) oraz  $NO_3^-$  (lag 0). W badaniu Cakmak i in. (2009) jedynymi istotnymi predyktorami umieralności ogółem oraz zgonów RS okazały się EC i OC (lag 1), jednak w przypadku zgonów z przyczyn oddechowych wyznaczony efekt był znacznie silniejszy. Związek zawartości siarki i EC w pyłe z umieralnością ogółem wykazali Zhou i in. (2011), podczas gdy badania Ito i in. (2011) wskazały na istotne znaczenie EC, OC,  $SO_4^{2-}$ , Se, Br (lag 1) oraz Na (lag 0) w przypadku umieralności na skutek chorób układu krążenia. Cytowane wyniki nie pozwalają jednoznacznie stwierdzić, który ze składników pyłu jest odpowiedzialny za związek tego zanieczyszczenia ze wzrostem umieralności, niemniej jednak najczęściej wymienianymi substancjami są EC, OC i  $SO_4^{2-}$ , stanowiące zarówno pierwotne składniki pyłu, mogące pochodzić z różnego rodzaju źródeł lokalnych, jak i składniki wtórne (poza EC), związane z pyłem transportowanym w skali regionalnej lub nawet transgranicznej.

W badaniach nad oddziaływaniem składników pyłu na zdrowie ludzkie często analizowane są także liczby przyjęć pacjentów do szpitali (tabela 2.7). W przypadku wizyt na ostrym dyżurze i/lub hospitalizacji na skutek przyczyn oddechowych, najsilniejsze statystyczne związki wykazują takie komponenty pyłu jak: EC (BS) (m.in. Anderson i in., 2001; Sarnat i in., 2008; Bell i in., 2009; Ostro i in., 2009; Sinclair i in., 2010),  $SO_4^{2-}$  (m.in. Anderson i in., 2001; Ostro i in., 2009; Atkinson i in., 2010; Sinclair i in., 2010) oraz OC (m.in. Sarnat i in., 2008; Ostro i in., 2009; Peng i in., 2009; Sinclair i in., 2010). Ponadto, badania wskazują również na istotny wpływ niektórych metali, takich jak: Cu (Ostro i in., 2009; Sinclair i in., 2010), Zn (Sarnat i in., 2008; Sinclair i in., 2010), Mn (Sinclair i in., 2010; Lall i in., 2011), Fe i Si (Ostro i in., 2009), V i Ni (Bell i in., 2009) oraz K (Sarnat i in., 2008), a także jonu  $NO_3^-$  (Ostro i in., 2009). W przypadku nagłych zgłoszeń do lekarza i/lub przyjęć pacjentów do szpitali w

związku z chorobami układu krążenia, składnikami pyłu najczęściej raportowanymi jako mającymi istotne znaczenie są EC (BC) (m.in. Metzger i in., 2004; Sarnat i in., 2008; Bell i in., 2009; Peng i in., 2009; Atkinson i in., 2010; Ito i in., 2011; Lall i in., 2011) oraz OC (Metzger i in., 2004; Sarnat i in., 2008; Peng i in., 2009; Zanobetti i in., 2009; Ito i in., 2011). Wśród metali wskazuje się na Ni (Bell i in., 2009; Zanobetti i in., 2009; Ito i in., 2011), V (Bell i in., 2009; Zanobetti i in., 2009), Zn (Sarnat i in., 2008; Ito i in., 2011), Br (Zanobetti i in., 2009; Ito i in., 2011), K (Sarnat i in., 2008; Zanobetti i in., 2009) oraz Na, Al, As, Cr i Mn (Zanobetti i in., 2009). Badania Peng i in. (2009) wskazały także na istotny związek z jonami  $\text{NO}_3^-$  oraz  $\text{NH}_4^+$ .

Należy podkreślić, iż silny związek materii węglowej w postaci elementarnej (EC/BC) z występowaniem negatywnych skutków zdrowotnych nie znajduje bezpośredniego uzasadnienia w badaniach toksykologicznych, które w większości wskazują, iż sam węgiel elementarny nie stanowi substancji toksycznej dla człowieka; niemniej jednak, ze względu na swe właściwości fizykochemiczne, służyć może jako uniwersalny nośnik dla wielu substancji o potwierdzonej toksyczności, takich jak np. WWA czy metale śladowe (WHO, 2013a).

Znacznie mniej liczne są badania, w których analizowano skutki zdrowotne krótkoterminowego narażenia na pył pochodzący z różnych źródeł emisji, wyznaczonych za pomocą metod identyfikacji źródeł (SA, ang. *source apportionment*), opartych o statystyczne modele receptorowe (RM, ang. *receptor models*). Zestawienie ich wyników zawarto w tabeli 2.8.

Najczęściej identyfikowanym źródłem pyłu, wykazującym istotny związek z negatywnymi efektami zdrowotnymi w populacji jest transport drogowy, który powiązano z umieralnością ogółem (Laden i in., 2000; Ito i in., 2006), umieralnością na skutek chorób układu krążenia (Mar i in., 2000) oraz wzrostem liczby wizyt na ostrym dżurze, zarówno ogółem, jak i z wyróżnieniem jedynie przyczyn krążeniowych (Sarnat i in., 2008) lub oddechowych (Cakmak i in., 2009); najsilniejszy efekt zaobserwowano w przypadku ostatniego z wymienionych badań – zwiększenie stężeń o wartość IQR spowodowało wzrost ryzyka względnego o 8.6% i 18.7% odpowiednio dla ogółu wizyt na ostrym dżurze oraz dla wizyt związanych z chorobami układu oddechowego. Należy jednak zaznaczyć, że źródło emisji pyłu, jakim jest „transport drogowy”, jest niejednorodne, gdyż, jak omówiono w rozdziale 2.2, poza emisjami z silnika na skutek spalania paliwa, pył powstaje także na skutek ścierania się tarcz hamulcowych, opon i powierzchni jezdni, jak również może zawierać cząstki wtórnie

uniesione z dróg i poboczy. W związku z wprowadzaniem coraz bardziej restrykcyjnych norm emisyjnych, udział pyłu ze spalin w całkowitej emisji pyłu z sektora transportu stanowi poniżej 50% i najprawdopodobniej będzie nadal spadał (HEI, 2010). Charakter oddziaływań tego zanieczyszczenia może więc również ulec zmianie. Przeprowadzone dotychczas badania pozwoliły zebrać wystarczające dowody by potwierdzić istnienie przyczynowej zależności pomiędzy zanieczyszczeniami pyłowymi pochodzącymi z transportu a nasileniem objawów astmy, pogorszeniem funkcjonowania płuc oraz zaburzeniami w rozwoju płuc (HEI, 2010; Kelly i Fussell, 2012). W przypadku takich efektów zdrowotnych, jak zapadalność na astmę w wieku dziecięcym, zachorowalność na POChP, rozwój alergii, zwiększenie umieralności ogółem oraz z przyczyn kardiologicznych, jak również występowanie chorób układu krwionośnego, istniejące dowody są sugestywne, jednak wciąż niewystarczające, by jednoznacznie stwierdzić istnienie zależności przyczynowo skutkowej (HEI, 2010; Kelly i Fussell, 2012). Z toksykologicznego punktu widzenia, pył pochodzący z sektora transportu ma wyjątkowo wysoki potencjał oksydacyjny, głównie na skutek obecności metali takich jak Fe, M, Mo, Cu i Sb (pochodzących ze ścierania części samochodowych), co przyczynia się do nasilenia jego negatywnego oddziaływania (WHO, 2013a).

Kolejnym wskazywanym źródłem jest pył wtórny, transportowany z dalszych odległości, którego obecność w powietrzu przyczynia się do wzrostu ryzyka zgonów ogółem (Laden i in., 2000; Mar i in., 2000; Ito i in., 2006) oraz umieralności związanej z przyczynami kardiologicznymi (Mar i in., 2000), a także wzrostu liczby pacjentów hospitalizowanych na skutek przyczyn kardiologicznych (Andersen i in., 2007) i oddechowych (Andersen i in., 2007; Sarnat i in., 2008). Jest to pył, którego identyfikacja opiera się najczęściej na zawartości wtórnych jonów nieorganicznych, takich jak np. anion siarczanowy, którego związek z efektami zdrowotnymi był omawiany wyżej. Większość badań wykazuje także istotny wpływ na zdrowie ludzkie pyłu pochodzącego ze spalania różnych paliw, przy czym najsilniejsze efekty obserwowane są w przypadku spalania biomasy (Mar i in., 2000; Andersen i in., 2007; Sarnat i in., 2008; Cakmak i in., 2009). Prawdopodobnie ma to związek z nieoptymalnymi warunkami spalania, prowadzącymi do spalania niecałkowitego, podczas którego uwalnia się znaczna ilość substancji toksycznych (WHO, 2013a).

Tabela 2.7. Przegląd wyników badań nad wpływem poszczególnych składników pyłu na umieralność oraz liczbę wizyt na ostrym dyżurze i/lub hospitalizacji. W tabeli uwzględniono jedynie substancje, wykazujące istotny dodatni związek z badanymi efektami zdrowotnymi. Źródło: opracowanie własne.

Table 2.7. Review of the results of research on the relationship between PM components and mortality, as well as emergency department visits and/or hospitalizations. Only the components which showed statistically significant, positive association with analyzed health outcomes are included in the table. Source: Author's own elaboration.

<b>Umieralność</b>		
Ogółem	S, Pb SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca, Co, Fe, Mg, Pb, S, Zn, Zr, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> Ni, V NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cu, Cl SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Al, As, Ni, Si EC, OC, Br, Ca, Cl, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Ni, Pb, S, Zn Cl <sup>-</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> EC, OC, Al, K, S, Si, Zn EC, OC, Si Na <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> EC, Al, Ca, Cu, Fe, K, Na, Ni, S, Si, V, Zn EC, OC	Mar i in., 2000 Burnett i in., 2000 Anderson i in., 2001 Lipmann i in., 2006 Ostro i in., 2007 Franklin i in., 2008 Cakmak i in., 2009 Atkinson i in., 2010 Klemm i in., 2011 Zhou i in., 2011 Krall i in., 2013 Dai i in., 2014 Kim S.-Y. i in., 2015
CV	EC, OC, K EC, K, Zn EC, OC, Al, Br, Ca, Cl, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Ni, Pb, S, Se, Si, Zn EC, OC, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Br, Na, Se, Si EC, OC, Al, K, S, Si, Zn Al, Cu, Ni, S, Si OC, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Mar i in., 2000 Ostro i in., 2007 Cakmak i in., 2009 Ito i in., 2011 Zhou i in., 2011 Dai i in., 2014 Kim S.-Y. i in., 2015
RS	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cl, Cu, Ti, Zn EC, OC, Al, Br, Ca, Cl, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Ni, Pb, S, Si, Zn NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Cu, S, Si, V	Ostro i in., 2007 Cakmak i in., 2009 Atkinson i in., 2010 Dai i in., 2014
<b>Wizyty na ostrym dyżurze i/lub hospitalizacje</b>		
CV	EC, OC EC, OC, K, Zn EC, Ni, V EC, OC, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> OC, As, Cr, Na, Mn, K BC EC, OC, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Br, Ni, Se, Si, Zn EC BC, V, Zn EC, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca, Cu, Fe, Mn, Ni, Ti, Zn	Metzger i in., 2004 Sarnat i in., 2008 Bell i in., 2009 Peng i in., 2009 Zanobetti i in., 2009 Atkinson i in., 2010 Ito i in., 2011 Lall i in., 2011 Bell i in., 2014 Basagaña i in., 2015
RS	BS, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> EC, OC, K, Zn EC, Ni, V EC, OC, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Cu, Fe, Si OC SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> EC, OC, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Cu, Mn, Zn Mn BC, Al, Ca, Cl, Ni, Si, Ti, V EC, OC, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Fe, Ni, V, Zn	Anderson i in., 2001 Sarnat i in., 2008 Bell i in., 2009 Ostro i in., 2009 Peng i in., 2009 Atkinson i in., 2010 Sinclair i in., 2010 Lall i in., 2011 Bell i in., 2014 Basagaña i in., 2015

Tabela 2.8. Przegląd wyników badań nad wpływem pyłu pochodzącego z różnych źródeł emisji, wyznaczonych metodami SA, na umieralność oraz liczbę wizyt na ostrym dyżurze i/lub hospitalizacji. Źródło: opracowanie własne.

Table 2.8. Review of the results of research on the relationship of PM originating from different emission sources, identified by the SA methods, and mortality, as well as emergency department visits and/or hospitalizations. Source: Author's own elaboration.

Źródło	Badany efekt zdrowotny	$\Delta$ PM	Zidentyfikowane źródła PM wraz z oszacowaniem efektów zdrowotnych	Pozostałe źródła, które nie wykazały istotnych związków z badanym efektem
Laden i in., 2000	wzrost liczby zgonów ogółem	$10 \mu\text{g m}^{-3} \text{PM}_{2.5}$	transport: 3.4% spalanie węgla: 1.1% pył mineralny: -2.3% (zależność odwrotna) regionalny aerozol siarczanowy: 4%	transport (spalanie paliwa + pył wtórnie unoszony) gleba spalanie biomasy lokalny aerozol siarczanowy
Mar i in., 2000	RR – wzrost umieralności ogółem	IQR $\text{PM}_{2.5}$	transport (spalanie paliwa + pył wtórnie unoszony): 6% spalanie biomasy: 5% regionalny aerozol siarczanowy: 5% gleba: 2.1%	aerozol azotanowy spalanie drewna sól morska spalarnia odpadów
Ito i in., 2006	RR – wzrost umieralności ogółem	IQR $\text{PM}_{2.5}$	aerozol siarczanowy: 6.7% spalanie oleju: 2.7% spalanie węgla: 5%	sól morska transport
Andersen i in., 2007	RR – wzrost liczby hospitalizacji CV	IQR $\text{PM}_{10}$	spalanie biomasy: 4.0% aerozol wtórny: 5.0% spalanie oleju: 3.5% pył mineralny: 5.4%	spalanie oleju pył mineralny sól morska transport
Sarnati i in., 2008	RR – wzrost liczby wizyt na ostrym dyżurze CV	IQR $\text{PM}_{2.5}$	spalanie biomasy: 8.4% aerozol wtórny: 6.0% transport (benzyna): 2.5% - 3.0% transport (diesel): 2.5% - 3.0% spalanie biomasy: 3.0% - 4.0% inne źródła OC: 1.5% metalurgia: 1.5%	wtórny aerozol siarczanowy



	RR – wzrost liczby wizyt na ostrym dyżurze RS	IQR PM <sub>2.5</sub>	wtórny aerozol siarczanowy: 1.5% - 2.0%	transport (benzyna) transport (diesel) spalanie biomasy inne źródła OC metalurgia spalanie różnych paliw
Cakmak i in., 2009	RR – wzrost liczby wizyt na ostrym dyżurze ogółem	IQR PM <sub>2.5</sub>	przemysł: 6.6% transport: 8.6% gleba: 6.6%	
	RR – wzrost liczby wizyt na ostrym dyżurze RS	IQR PM <sub>2.5</sub>	przemysł: 16.7% transport: 18.7% gleba: 17.5% spalanie różnych paliw: 1.2%	

Trzy z wymienionych w tabeli 2.8 prac (Ito i in., 2006; Andersen i in., 2007; Cakmak i in., 2009) wskazują także na istotne oddziaływanie zdrowotne pyłu mineralnego. Tego typu pył zawiera zwykle znaczną ilość cząstek frakcji  $PM_{2.5-10}$ , uważanych jeszcze do niedawna za mało szkodliwe; w ostatnich latach pojawia się jednak coraz więcej badań epidemiologicznych i toksykologicznych wskazujących na ich związek z negatywnymi efektami zdrowotnymi (Kelly i Fussell, 2012). Ponadto, niektórzy autorzy używają wspólnego terminu „*crustal matter*” (materia krystalna, mineralna) na określenie pyłu pochodzącego zarówno z kruszenia i wietrzenia skał i gleb, jak również z wtórnego unoszenia z dróg oraz ze ścierania części samochodowych i nawierzchni jezdni, które to zanieczyszczenia – jak wspomniano wyżej – zawierają znaczne ilości substancji toksycznych (WHO, 2013a).

Należy zwrócić uwagę na bardzo nieliczne badania uwzględniające zdrowotne oddziaływanie pyłu pochodzącego ze **spalania węgla**. Spośród przytoczonych prac, jedynie dwie (Laden i in., 2000 oraz Ito i in., 2006) wyróżniają taki rodzaj zanieczyszczeń pyłowych. Przypuszczać należy, iż ze względu na lokalizację badań (duże miasta w USA), są to pyły emitowane z dużych źródeł spalania, np. elektrowni opalanej węglem. **Brak natomiast dotychczas badań, zarówno epidemiologicznych jak i toksykologicznych, nad oddziaływaniem zdrowotnym pyłu pochodzącego ze spalania węgla w instalacjach małej mocy, takich jak piece domowe czy niewielkie kotłownie.**

Liczba badań wiążących oddziaływania zdrowotne z poszczególnymi typami pyłów, pochodzących z różnych źródeł, jest wciąż zbyt mała, by jednoznacznie wskazać, jakie rodzaje pyłu wpływają na wystąpienie poszczególnych zaburzeń zdrowotnych, jednak jak wynika z przeglądu opublikowanego przez Stanek i in. (2011), choroby układu oddechowego najczęściej wiązane są z wtórnym aerozolem siarczanowym, podczas gdy na dysfunkcje układu krążenia oddziałuje najczęściej pył typu mineralnego (lub wtórnie unoszony z dróg), a także pył pochodzący z transportu oraz spalania drewna i biomasy. Nie są to jednak związki dobrze udokumentowane, a jedynie hipotezy. Konkluzje płynące z powyższych rozważań są zgodne z wnioskami przedstawionymi w największym jak dotąd przeglądzie literatury dotyczącej zdrowotnych oddziaływań pyłu, przeprowadzonym w ramach projektu REVIHAAP. Stwierdza on, iż nie ma wystarczających dowodów, by wskazać jednoznaczne powiązania pomiędzy poszczególnymi składnikami/źródłami emisji pyłu, a występowaniem konkretnych efektów zdrowotnych; równocześnie wskazuje, że w świetle dotychczasowych badań, toksycznymi właściwościami charakteryzuje się przede wszystkim pył pochodzący z transportu drogowego, spalania węgla i biomasy, a także pył mineralny (WHO, 2013a).

## 2.6. Modelowanie dyspersji zanieczyszczeń pyłowych

### 2.6.1 Informacje wstępne

Poziom wiedzy o zanieczyszczeniach powietrza, a także systemy i metody zarządzania jakością powietrza uległy w ostatnich dekadach znacznemu rozwojowi. Wzrastająca równocześnie potrzeba znajomości stężeń wielu różnych zanieczyszczeń w dużej rozdzielczości czasowej i przestrzennej spowodowała rozwój różnorodnych modeli jakości powietrza (AQM, ang. *air quality models*), które stały się już niemal nieodzownym uzupełnieniem dostępnych informacji pomiarowych, pozyskanych w ramach sieci monitoringowej. Bezpośredni pomiar stężeń, choć dostarcza bardzo istotnych i dość dokładnych informacji ilościowych o stanie zanieczyszczenia atmosfery, jest jednak ze swej natury punktowy, a liczba i stopień zagęszczenia stacji monitoringowych oraz spektrum mierzonych substancji są często niewystarczające, przede wszystkim ze względu na ograniczenia finansowe i logistyczne. W związku z tym, próby opisu procesów dyspersji atmosferycznej podejmowane były już od początku lat 30. XX wieku (Daly i Zanetti, 2007), zaś pierwsze AQM zaczęły powstawać w latach 50. XX w. (Juda-Rezler, 2010).

Zgodnie z klasyfikacją Webera (1982), wyróżnić można trzy podstawowe kategorie modeli: modele fizyczne, statystyczne i deterministyczne. Modele fizyczne polegają zwykle na próbie odwzorowania rzeczywistych procesów atmosferycznych w warunkach laboratoryjnych, umożliwiających dokładną obserwację zachodzących zjawisk. Dwie pozostałe kategorie nazwać można wspólnie modelami matematycznymi, których założeniem jest opisanie, za pomocą metod matematycznych, relacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń w atmosferze a innymi parametrami, takimi jak np. wielkość emisji czy zmienne meteorologiczne. W niniejszej pracy omówione zostaną jedynie modele matematyczne, ze szczególnym uwzględnieniem modeli deterministycznych.

Modele jakości powietrza znajdują zastosowanie w dwóch podstawowych obszarach: regulacyjno-prawnym oraz naukowo-poznawczym, w których sformułowane są główne cele modelowania. Przepisy prawne dotyczące jakości powietrza<sup>7</sup> nakładają obowiązek prowadzenia okresowych ocen i klasyfikacji stref pod kątem spełniania norm jakości powietrza. Modelowanie jest tu techniką komplementarną w stosunku do analizy danych

<sup>7</sup>Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 roku w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy (Dz. Urz. UE L 152 z 11.06.2008, str.1) – tzw. Dyrektywa CAFE; Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2008 r. Nr 25, poz. 150 z późn. zm.); Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. z 2012 r., poz. 1031)

pomiarowych. Ponadto, w obszarach występowania przekroczeń konieczne jest opracowywanie programów ochrony powietrza (POP), w których jednym z celów jest diagnoza przyczyn (wskazanie źródeł i ilościowe określenie ich wpływu na stan jakości powietrza) występowania ponadnormatywnych stężeń zanieczyszczeń atmosferycznych, gdzie modelowanie jest w zasadzie narzędziem nieodzownym. Wskazuje się ponadto na użyteczność i logiczną spójność podejścia, w którym już na etapie oceny jakości powietrza modelowanie planuje się i przeprowadza w taki sposób, by umożliwić późniejszą identyfikację źródeł i przyczyn stwierdzonych przekroczeń (Łobocki, 2003). Strategie proponowane w POP mają przeważnie charakter długookresowy, zatem symulacje modelowe mogą także wspomóc proces decyzyjny na etapie ich konstrukcji, poprzez umożliwienie oceny długofalowej skuteczności poszczególnych scenariuszy działań naprawczych. Modele prognostyczne stosowane być mogą również do symulacji krótkoterminowych, mających na celu przewidywanie wystąpienia sytuacji epizodów wysokich stężeń zanieczyszczeń i ostrzeżenie przed nimi ludności oraz decydentów. W przypadku wymogów prawnych dotyczących uzyskiwania pozwoleń na prowadzenie działalności przemysłowej<sup>8</sup>, modelowanie dyspersji zanieczyszczeń umożliwia przeprowadzenie symulacji wpływu nowopowstającego (lub odnawiającego pozwolenie) zakładu na stan zanieczyszczenia powietrza w zasięgu bezpośredniego oddziaływania emitora. Takie zastosowanie ma również charakter prognostyczny, dotyczy jednakże skali lokalnej i polega zwykle na określeniu, jaki może być maksymalny potencjalny przyczynek danego emitora do wzrostu stężeń zanieczyszczeń ponad poziom tzw. tła lokalnego. Zakres celów modelowania jakości powietrza w zastosowaniach naukowych jest właściwie nieograniczony, jednak przede wszystkim wymienić należy (Juda-Rezler, 2010):

- cele związane z poszerzaniem wiedzy i zrozumienia poszczególnych procesów, jak i funkcjonowania całego systemu atmosferycznego;
- umożliwienie analizy rozkładu przestrzennego i zmienności w czasie pól stężeń zanieczyszczeń powietrza;
- analizę i ocenę przyszłych scenariuszy emisyjnych oraz metod ograniczania emisji;
- przewidywanie efektów sprzężeń zwrotnych pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a mechanizmami klimatycznymi w badaniach nad zmianami klimatu.

<sup>8</sup>Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/WE z dnia 24 listopada 2010 w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola) – tzw. Dyrektywa IED; Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2008 r. Nr 25, poz. 150 z późn. zm.); Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 listopada 2014 r. w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów (Dz. U. z 2014 r., nr 0, poz. 1546)

Należy wspomnieć, iż AQM są stosowane do modelowania stężeń zarówno zanieczyszczeń gazowych, jak i pyłów, jednak te ostatnie stanowią znacznie trudniejsze wyzwanie, przede wszystkim ze względu na swą złożoną charakterystykę fizyko-chemiczną, różnorodność źródeł emisji (w tym znaczny udział źródeł naturalnych oraz tzw. resuspensji), liczne transformacje, którym ulegają w atmosferze, a także możliwość ich powstawania jako zanieczyszczeń wtórnych, na skutek reakcji chemicznych prekursorów. W związku z tym, prostsze modele pozwalają na symulację stężeń pyłu w ograniczonym zakresie, a otrzymany wyniki mogą być obciążone znacznymi błędami systematycznymi, wynikającymi z braku uwzględnienia w modelu matematycznej reprezentacji niektórych z wymienionych aspektów.

Najważniejszą zasadą w modelowaniu jakości powietrza jest przede wszystkim precyzyjne zdefiniowanie celu modelowania, i dopiero na jego podstawie dokonywanie wyboru tak samego narzędzia odpowiedniego do danego zastosowania, jak i charakterystyk przestrzennych i czasowych wykonywanej symulacji (Juda-Rezler, 1989; Łobocki, 2003; Juda-Rezler, 2010).

#### 2.6.2 Komponenty kluczowe dla modelowania

Modelowanie jakości powietrza jest procesem wieloetapowym, wymagającym wzięcia pod uwagę szeregu komponentów, które należy uwzględnić albo poprzez dostarczenie odpowiednich danych wejściowych, albo w postaci matematycznej reprezentacji procesów.

##### a) Emisje

Pojawienie się zanieczyszczeń w atmosferze następuje na skutek ich emisji, zatem pierwszym kluczowym elementem jest zebranie informacji na temat źródeł i wielkości emisji istotnych z punktu widzenia założonego celu modelowania. Większość zanieczyszczeń podstawowych pochodzić może zarówno ze źródeł naturalnych, jak i antropogenicznych. Ze względu na odmienną charakterystykę emisji, wśród źródeł antropogenicznych najczęściej odrębnie traktuje się źródła punktowe (duże źródła energetyczne i przemysłowe), liniowe (związane z ciągami komunikacyjnymi takimi jak autostrady i mniejsze drogi) oraz powierzchniowe (w sytuacji występowania dużej liczby niewielkich źródeł rozproszonych na pewnej powierzchni – jak np. osiedla domów ogrzewanych indywidualnie). Zinwentaryzowane emisje wykorzystuje się w modelowaniu albo w sposób bezpośredni, wprowadzając dane o rozmieszczeniu przestrzennym źródeł oraz wielkościach emisji, albo w postaci zagregowanej do pewnej siatki, gdzie każdemu oczku przypisana jest sumaryczna wielkość emisji

poszczególnych zanieczyszczeń z obszaru, który dane oczko obejmuje. Informacja emisyjna powinna zawierać także opis zmienności emisji w czasie, oparty o typowy dla danego źródła profil aktywności. W zależności od typu i przeznaczenia źródła, zmienność emisji może mieć charakter cyklu dobowego, tygodniowego lub sezonowego (rocznego), albo stanowić ich kombinację. Dane dotyczące emisji mogą być pozyskiwane z istniejących baz emisyjnych (np. EDGAR - *The Emissions Database for Global Atmospheric Research*, JRC; *WebDab Emission Database*, EMEP), z inwentaryzacji gromadzonej przez jednostki administracyjne, danych posiadanych przez instytucje zrzeszające przedstawicieli poszczególnych branż przemysłowych, informacji od indywidualnych podmiotów, wydziałów komunikacji etc. W przypadku braku danych bezpośrednich stosować można metody szacunkowe, np. oparte o zastosowanie wskaźników emisji<sup>9</sup>. Dane o zinwentaryzowanych lub oszacowanych emisjach poddaje się niekiedy dalszej obróbce za pomocą modelu emisyjnego, który przygotowuje tzw. kataster emisji – odpowiednio przystosowaną bazę danych, z których korzystał będzie właściwy AQM.

#### b) Tło zanieczyszczeń

Emisja zanieczyszczeń ze źródeł występujących na rozpatrywanym obszarze stanowi naddatek w stosunku do tzw. poziomu tła – stężeń zanieczyszczeń już występujących w powietrzu danego obszaru na skutek ich napływu z dalszych odległości. W zależności od modelu, stężenia tłowe mogą być podane arbitralnie, jako konkretna wartość znana np. z pomiarów na stacjach tła regionalnego (zlokalizowanych w taki sposób, by wykluczyć lub maksymalnie ograniczyć oddziaływanie lokalnych źródeł emisji), lub też uwzględnia się je jako (stałe lub zmienne w czasie) warunki brzegowe. Są to zwykle stężenia na brzegach obszaru modelowania, uzyskane z modelu o znacznie większej domenie i zdecydowanie mniejszej rozdzielczości przestrzennej.

#### c) Transport atmosferyczny

Zasadniczym elementem, którego matematyczny opis stanowi sedno modeli jakości powietrza, jest transport zanieczyszczeń w atmosferze. Wyróżnia się dwie podstawowe grupy procesów: adwekcyjne i dyfuzyjne. Transport adwekcyjny związany jest z przemieszczaniem zanieczyszczeń przez wiatr, wzdłuż jego głównego kierunku. Modelowy opis adwekcji bazuje

---

<sup>9</sup> Wskaźnik emisji to średnia wartość emisji danego zanieczyszczenia (ustalona na podstawie badań empirycznych), przypadająca na jednostkę zużytego paliwa lub produktu wytworzonego w instalacji określonego rodzaju. Najczęściej wykorzystywane i najbardziej obszerne zestawienie wskaźników emisji zawarte jest w dokumencie *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook* (EEA, 2013). Ponadto, dla kotłów o małej nominalnej mocy cieplnej (<5 MW) opracowane zostały *Wskaźniki emisji zanieczyszczeń ze spalania paliw* (KOBiZE, 2015b).

na informacji wektorowej, dostarczanej do modelu w różnej rozdzielczości czasowej (najczęściej z krokiem 1-godzinnym), w postaci danych punktowych (np. pochodzących z pomiarów wartości prędkości i kierunku wiatru), albo jako 2- lub 3-wymiarowe dynamiczne pola wiatru generowane przez modele meteorologiczne. Adwekcja jest procesem skutkującym przenoszeniem zanieczyszczeń na pewną odległość i w pewnym kierunku od źródła emisji. W zależności od rodzaju modelu, rozpatrywany może być transport atmosferyczny o zasięgu lokalnym, regionalnym, lub tzw. transport na dalekie odległości (LRT, ang. *long range transport*), odpowiadający za transgraniczne, a nawet transkontynentalne przenoszenie zanieczyszczeń w atmosferze.

W przeciwieństwie do procesów adwekcyjnych, dyfuzja przyczynia się do mieszania zanieczyszczeń, rozcieńczania ich, zacierania ostrych różnic w stężeniach oraz transportu w mniejszej skali. Dyfuzja związana jest z procesami turbulentnymi, które charakteryzują chaotyczną naturę przepływu w ośrodku płynnym, gdzie występują przypadkowe czasowo-przestrzenne fluktuacje prędkości i kierunku ruchu. Przepływ turbulentny (burzliwy), opisywany przez wysokie wartości liczby Reynoldsa ( $RE$ )<sup>10</sup>, związany jest z występowaniem wirów (ang. *eddies*) o różnych skalach, mieszczących się w granicach rzędu od milimetrów do kilometrów rozpiętości. Przewidywanie i opis matematyczny turbulencji napotyka wiele trudności, skutkując znaczną niepewnością metod stosowanych w modelach w celu odwzorowania pionowej i poziomej dyfuzji zanieczyszczeń (Sorbian, 1983).

Wspólnym celem różnych modeli jest znalezienie rozwiązania szeregu równań ciągłości, przyjmując określoną metodykę domykania równań. Aproksymacja wykorzystująca metody teorii K stanowi metodę domknięcia pierwszego rzędu i pozwala zapisać równanie dyfuzji atmosferycznej substancji  $i$  w postaci (Juda-Rezler, 2010):

$$\frac{\partial \bar{C}_i}{\partial t} = -\nabla(\bar{U} \cdot \bar{C}_i) - \nabla \cdot [K \nabla(\bar{C}_i)] + R_i(\bar{C}_1, \bar{C}_2, \dots, \bar{C}_N, T, t) + \bar{S}_i(x, y, z, t) \quad (1)$$

gdzie:  $\bar{C}_i$  – stężenie zanieczyszczenia  $i$ ,  $t$  – czas,  $\bar{U}$  – wektor wiatru,  $K$  – współczynnik dyfuzji turbulencyjnej (ang. *eddy diffusivity*),  $R_i$  – funkcja opisująca zmianę stężeń substancji  $i$  na skutek przemian chemicznych,  $T$  – temperatura,  $\bar{S}_i(x, y, z, t)$  – źródło/upust zanieczyszczenia  $i$  w danym punkcie  $(x, y, z)$ . Sposób rozwiązania powyższego równania stanowi podstawę

<sup>10</sup> Liczba Reynoldsa to jedna z liczb podobieństwa stosowanych w mechanice płynów; pozwala oszacować występujący podczas ruchu płynu stosunek sił bezwładności do sił lepkości, stanowi kryterium przepływu laminarnych i turbulentnych. Dana jest wzorem:  $RE = \frac{\rho u l}{\mu}$  [-], gdzie  $\rho$  – gęstość płynu [ $\text{kg m}^{-3}$ ],  $u$  – prędkość charakterystyczna płynu [ $\text{m s}^{-1}$ ],  $l$  – wymiar charakterystyczny zagadnienia [m],  $\mu$  – lepkość dynamiczna płynu [ $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$ ].

klasyfikacji modeli. Przyjęcie szeregu założeń upraszczających, przede wszystkim dotyczących stałości w czasie emisji oraz warunków meteorologicznych, a także braku przemian chemicznych substancji  $i$ , pozwala na analityczne rozwiązanie równania i wyznaczenie stężeń za pomocą tzw. formuły Pasquilla, będącej podstawą dla tzw. Gaussowskich modeli smugi (GPM, ang. *Gaussian plume models*) (Markiewicz, 2004). Uproszczenia te są jednak na tyle duże, iż ograniczają stosowalność tego typu modeli do obszaru w zasięgu 10-20 km od źródła emisji. Rezygnacja z założeń o ustalonych w czasie emisjach i warunkach meteorologicznych wymusza rozwiązanie równania dyfuzji metodami numerycznymi, czyli za pomocą sekwencji kolejnych przybliżeń, sprowadzalnych do operacji arytmetycznych dodawania, odejmowania, mnożenia i dzielenia. Wyniki otrzymane metodami numerycznymi są zawsze obarczone pewnym błędem, jednak dokładność obliczeń może być z góry założona. Żądanie bardzo dużej dokładności wiąże się ze zwiększeniem liczby iteracji prowadzących do uzyskania wyniku, co w oczywisty sposób wydłuża proces obliczeń.

Kluczowe dla dyspersji zanieczyszczeń zjawisko turbulencji występuje w warstwie granicznej atmosfery w dwojakiej postaci: jako turbulencja mechaniczna oraz termiczna. Turbulencja mechaniczna wywoływana jest zarówno zmiennością pola wiatru (fluktuacje prędkości wiatru, zmiana prędkości i kierunku wiatru w funkcji wysokości, zjawisko tzw. skrętu wiatru, ang. *wind shear*), jak i charakterystyką terenu, nad którym odbywa się dyspersja zanieczyszczeń – przede wszystkim ukształtowaniem terenu (szczególny wpływ ma tu tzw. teren złożony, ang. *complex terrain* – np. pagórkowaty/górzysty lub na styku lądu i wód przybrzeżnych), a także jego szorstkością, determinującą wpływ tarcia na turbulencję w najniższych warstwach atmosfery. Dane topograficzne wprowadzane są do modeli jakości powietrza jako średnie wysokości nad poziomem morza poszczególnych punktów/oczek siatki modelowania. Szorstkość terenu w danym obszarze definiowana jest najczęściej poprzez wyrażony w jednostce długości [m] współczynnik szorstkości  $z_0$ , którego najniższe wartości odpowiadają powierzchniom stosunkowo gładkim (np. spokojna woda, teren pokryty niską trawą), zaś najwyższe przypisywane są lasom oraz obszarom miejskim, zwłaszcza z wysoką zabudową (Walczewski i in., 2000). Turbulencja termiczna występuje w warstwie konwekcyjnej i powiązana jest silnie ze stanem równowagi atmosfery, kształtującym siły wyporu oddziałujące na wyemitowane zanieczyszczenia, oraz z bilansem radiacyjnym układu powierzchnia ziemi – atmosfera, na który składają się strumienie ciepła jawnego i ukrytego (ang. *sensible and latent heat fluxes*), determinujące intensywność występujących turbulencji



termicznych. Czynniki wpływające na to zjawisko to przede wszystkim parametry związane z pokryciem terenu: albedo, pojemność cieplna, wielkość ewapotranspiracji, a także zmienne meteorologiczne, takie jak pole temperatury potencjalnej, kąt zenitalny słońca, wielkość zachmurzenia (Lagzi i in., 2013).

#### d) Meteorologia

Zjawiska meteorologiczne mają bezpośredni oraz pośredni wpływ zarówno na dyspersję zanieczyszczeń w atmosferze, jak i na ich przemiany chemiczne, a ponadto niektóre z nich oddziałują także na dynamikę emisji z pewnych typów źródeł; klasycznym przykładem jest tu wpływ temperatury powietrza na intensywność procesów grzewczych w instalacjach małej i dużej mocy i skutkującą emisję typowych dla nich zanieczyszczeń, takich jak pył zawieszony czy sadza (Maciejewska i in., 2015). Opis warunków meteorologicznych ma zatem kluczową rolę w modelowaniu jakości powietrza. Dane meteorologiczne znajdujące tu zastosowanie mogą być zarówno danymi pomiarowymi, pozyskanymi z jednej lub wielu stacji meteorologicznych i/lub z pionowych sondaży aerologicznych, jak też pochodzić mogą z numerycznych modeli pogody oraz innych, nieco prostszych systemów modelowania. Jak wspomniano wcześniej, analityczne rozwiązanie równania dyfuzji wymaga założenia stałości warunków meteorologicznych w czasie, które w klasycznych Gaussowskich modelach smugi wprowadzane są w postaci danych wręcz klimatologicznych, opisujących statystyczną częstotliwość występowania poszczególnych typów warunków w długich przedziałach czasowych (min. 5 lat), stwierdzoną na podstawie ciągów obserwacji. Modele smugi II generacji, takie jak np. amerykański model AERMOD, uwzględniają natomiast ciągłą zależność parametrów smugi od charakterystyk meteorologicznych, uzyskiwanych z preprocesora meteorologicznego (w tym wypadku AERMET). Wyznacza on potrzebne parametry warstwy granicznej i pionowe profile zmiennych atmosferycznych na podstawie danych pomiarowych ze stacji naziemnych oraz z sondaży aerologicznych, a następnie dostarcza je do modelu dyspersji w sposób sekwencyjny. Pełna zmienność czasowa i przestrzenna (dwu- lub trójwymiarowa) warunków meteorologicznych jest natomiast brana pod uwagę w bardziej złożonych modelach Lagrangeowskich i Eulerowskich. W tym wypadku konieczne jest zastosowanie modelu meteorologicznego, który wygeneruje potrzebne wartości w żądanej rozdzielczości poziomej i pionowej, oraz z zadany krokem czasowym. Wyróżnić można trzy typy modeli meteorologicznych: 1) modele diagnostyczne, które przetwarzają dyskretną informację pomiarową do postaci ciągłej w czasie i przestrzeni, poprzez zastosowanie algorytmów interpolacyjnych; 2) numeryczne modele prognostyczne

(dynamiczne), które, w zależności od przyjętych założeń, podzielić można dalej na hydrostatyczne i niehydrostatyczne modele przepływu atmosferycznego. Do tej klasy zalicza się tzw. numeryczne modele pogody, szeroko stosowane w prognozowaniu warunków pogodowych, lecz wykorzystywane również w zastosowaniach związanych z modelowaniem jakości powietrza. Alternatywnie, niektóre najbardziej złożone systemy modelowania posiadają własne, specjalnie przystosowane modele meteorologiczne, których zaletą jest generowanie danych w formacie oraz projekcji dostosowanej do wymogów AQM, co eliminuje uciążliwą nieraz konieczność agregacji i/lub reprojekcji pól meteorologicznych uzyskanych ze standardowych modeli prognostycznych. 3) modele asymilacji danych, które pozwalają na włączenie do modelu prognostycznego również danych obserwacyjnych, co znacznie zmniejsza błąd uzyskiwanych wyników (Juda-Rezler, 2010). W chwili obecnej, najszersze zastosowanie w problematyce modelowania jakości powietrza znajdują niehydrostatyczne modele prognostyczne.

Należy wspomnieć, iż modele jakości powietrza wymagają w zasadzie dwóch typów informacji meteorologicznej. Pierwszy z nich to dane dotyczące konkretnych parametrów meteorologicznych takich jak np. prędkość i kierunek wiatru czy wysokość opadów. Mają one przełożenie na warunki adwekcji oraz depozycję zanieczyszczeń i mogą być zarówno pozyskiwane bezpośrednio z pomiarów, jak i generowane przez model. Drugi typ informacji, to szereg wskaźników syntetycznych, parametryzujących warunki mieszania i dyfuzji w atmosferze. Nie podlegają one bezpośredniemu pomiarowi, mogą być natomiast obliczane na podstawie szeregu zaobserwowanych zmiennych, lub też wyznaczane przez model. Najważniejsze tego typu wskaźniki mają na celu określenie stanu równowagi atmosfery, czyli jej zdolności do stymulowania lub hamowania ruchów pionowych, co przekłada się m.in. na warunki mieszania zanieczyszczeń. Istnieje wiele sposobów określania stanu równowagi atmosfery. Jedną z najprostszych metod jest tzw. schemat Pasquilla (1961), oparty o pomiar prędkości wiatru oraz określenie intensywności promieniowania Słońca (w dzień) lub wielkości zachmurzenia (w nocy). Zasadnicze ograniczenia i wady tej metody (przede wszystkim nieuwzględnianie możliwości występowania równowagi stałej w ciągu dnia) powodują, iż w chwili obecnej nie jest ona techniką rekomendowaną i jest zastępowana albo pewnymi modyfikacjami klasycznego schematu Pasquilla (np. metodą opisaną przez Daganaud (1986, za: Walczewski i in., 2000)), albo metodami bardziej zaawansowanymi. Wśród tych ostatnich wymienić można ocenę na podstawie pomiarów gradientowych oraz za pomocą sodarów, umożliwiających akustyczny sondaż atmosfery i tym samym określenie

wysokości poszczególnych struktur w atmosferze, w tym warstw inwersyjnych czy komórek konwekcyjnych (Walczewski i in., 2000). Metodami obliczeniowymi, które dla warstwy przyziemnej atmosfery dają wyniki najbardziej wiarygodne i porównywalne z pomiarami sodarowymi, są metody wykorzystujące teorię podobieństwa Monina-Obuchowa (np. Sorbjan, 1983; Markiewicz, 2004; Rozbicka i in., 2009). Stan równowagi określa się na podstawie skali długości Monina-Obuchowa ( $L$  lub  $l/L$ ), uwzględniającej, poza podstawowymi parametrami atmosfery, także prędkość dynamiczną (tarciovą) i skalę temperatury potencjalnej, które związane są z pionowymi profilami wiatru i temperatury (wymagane są dane o tych zmiennych z minimum dwóch poziomów znajdujących się na różnych wysokościach). Wartość skali długości Monina-Obuchowa uzyskuje się metodą obliczeń iteracyjnych (kolejnych przybliżeń). Ten schemat obliczeniowy znalazł szerokie zastosowanie w modelowaniu jakości powietrza, a skala długości  $L$  wyznaczana jest przez preprocesory meteorologiczne wielu modeli, m.in. GPM II generacji (np. AERMET/AERMOD), czy też Gaussowskich modeli obłoków (np. CALMET/CALPUFF).

Ważnym aspektem związanym z warunkami meteorologicznymi jest zjawisko ciszy atmosferycznej, czyli braku wiatru lub jego prędkości nieprzekraczającej  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ . Warunki takie wiążą się ze znacznym ograniczeniem adwekcji, a co za tym idzie, w rzeczywistych warunkach skutkują zwykle pogorszeniem warunków dyspersji i kumulacją zanieczyszczeń. Wtedy też najczęściej dochodzi do pojawiania się epizodów wysokich stężeń zanieczyszczeń powietrza, istotnych zarówno z punktu widzenia regulacji prawnych, jak i potencjalnych oddziaływań na zdrowie ludzkie i środowisko. Modelowanie jakości powietrza w takich wypadkach jest zwykle trudniejsze i obarczone większą niepewnością (ze względu na mniej precyzyjny opis dyfuzji, która w tym przypadku zaczyna odgrywać kluczową rolę), dlatego bardzo ważnym jest, aby dane meteorologiczne uwzględniały zjawisko ciszy możliwie precyzyjnie, a przede wszystkim aby nie zawyżały częstotliwości jej występowania. Niektóre najprostsze modele (np. GPM) nie mogą być stosowane dla warunków bezwietrznych, zatem konieczne staje się zastosowanie rozwiązań pozwalających wykluczyć z analiz sytuacje meteorologiczne charakteryzujące się prędkością wiatru  $< 0.5 \text{ m s}^{-1}$ .

#### e) Przemiany chemiczne i depozycja

Procesy, którym ulegają zanieczyszczenia w atmosferze, są liczne i niekiedy bardzo złożone, stąd też ich właściwe uwzględnienie w modelach jakości powietrza stanowi wyzwanie nawet w przypadku nowoczesnych, zaawansowanych systemów modelowania. W klasycznych Gaussowskich modelach smugi jednym z założeń, umożliwiających proste, analityczne

rozwiązanie równania transportu jest założenie o inertyności modelowanych związków. Wyniki otrzymywane z GPM zaniedbują zatem zjawiska wszelkich przemian chemicznych. W nieco bardziej złożonych modelach, takich jak np. modele smugi II generacji lub Gaussowskie modele obłoku, proste przemiany czy zjawiska depozycji mogą być parametryzowane za pomocą współczynników konwersji. Współczynniki takie są albo określone z góry jako stałe wartości w całym okresie modelowania lub w pewnych jego podokresach (np. zmienne w cyklu 12-miesięcznym), albo też mogą być generowane na bieżąco przez moduł chemiczny, na podstawie danych o natężeniu promieniowania słonecznego, wilgotności względnej etc. Nawet jednak w takim wypadku, przemiany są upraszczane i sprowadzane do reakcji I-rzędowych, co nie oddaje pełnej złożoności omawianych zjawisk. Należy jednak pamiętać, że tego typu modele przeznaczone są do stosowania dla obszarów o zasięgu rzędu kilkudziesięciu kilometrów, co implikuje fakt, iż czas trwania transportu, a więc i czas, w którym zajść mogą przemiany chemiczne, są w tym wypadku ograniczone. Zatem przyjęcie uproszczonego schematu reakcji jest zasadne i nie zmniejsza użyteczności modelu, pod warunkiem zastosowania go do odpowiednio dobranych celów. Najpełniejszym opisem przemian atmosferycznych charakteryzują się nowoczesne Eulerowskie modele siatkowe. Te z nich, które uwzględniają szeroką gamę procesów chemicznych i fotochemicznych nazywane są modelami fotochemicznymi, zaś w języku angielskim określane są najczęściej jako *chemical transport models* (CTM). Również w tym przypadku nie wszystkie mechanizmy i reakcje znajdują swe odwzorowanie w postaci zaimplementowanych równań przemian, gdyż prowadziłyby to do nadmiernego wzrostu kosztów obliczeniowych, przy niewielkim zysku w jakości uzyskiwanych wyników. Odwzorowanie w mechanizmach chemicznych CTM znajdują zatem zjawiska najważniejsze dla opisu rzeczywistej atmosfery:

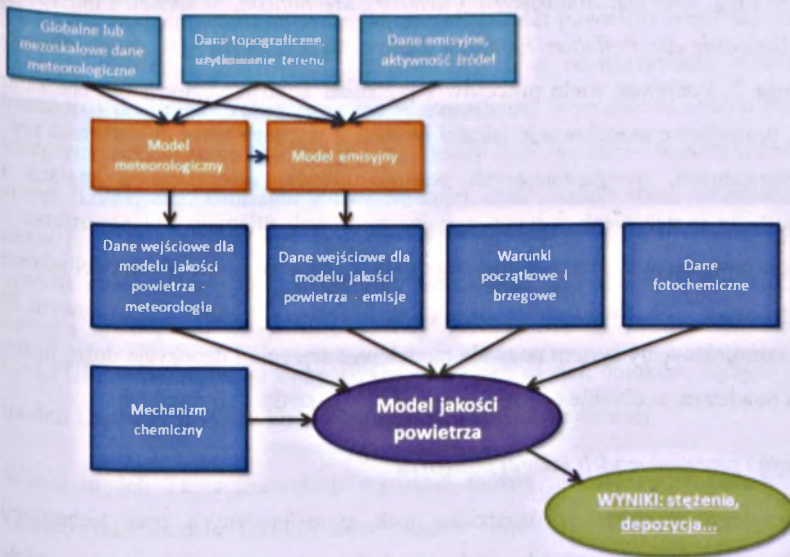
- przemiany fotolityczne związane z cyklem przemian utleniaczy fotochemicznych (takich jak ozon, ditlenek azotu, azotan nadtlenu acetylu – PAN),
- przemiany fazy gazowej, uwzględniające m.in. utlenianie  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  i lotnych związków organicznych (LZO) do innych produktów gazowych, które mogą następnie ulegać kondensacji (jak np.  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ),
- procesy aerozolowe, w tym przemiany fazowe gaz-cząstka stała, formowanie wtórnych aerozoli nieorganicznych i organicznych oraz mechanizmy modyfikujące rozkład frakcyjny cząstek pyłu zawieszonego (nukleacja, kondensacja, koagulacja),

- dynamika zjawisk związanych z zachmurzeniem i występowaniem mgieł, które wpływają na tempo przemian fotolitycznych, formowanie cząstek wtórnych w procesach chmurowych (ang. *cloud chemistry*) oraz na moką depozycję zanieczyszczeń,
- mechanizmy depozycji suchej (np. opadanie grawitacyjne, pochłanianie przez organizmy roślinne) (NARSTO, 2004).

Szczegółowy opis mechanizmów stosowanych w modelach fotochemicznych znaleźć można w poświęconych tej tematyce pracach przeglądowych, m.in.: Jimenez i in. (2003), Kukkonen i in. (2012).

### 2.6.3 Funkcjonowanie nowoczesnych systemów modelowania

W chwili obecnej poziom rozwoju metod modelowania jakości powietrza jest na tyle wysoki, iż najczęściej spotyka się nie tyle pojedyncze narzędzia, zwane po prostu modelami dyspersji zanieczyszczeń czy też modelami jakości powietrza, lecz całe systemy modelowania, złożone z kilku modułów, z których każdy przetwarza dane wejściowe i/lub dane uzyskane z innych sub-modeli. Centralną częścią systemu modelowania pozostaje AQM, lecz jego poprawne działanie wymaga uruchomienia szeregu innych narzędzi. W sposób schematyczny ideę systemu modelowania przedstawia rysunek 2.18.



Rys. 2.18. System modelowania jakości powietrza. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 2.18. Air quality modelling system. Source: Author's own elaboration.

Modelowanie jakości powietrza rozpoczyna się zawsze od zebrania danych wejściowych. Moduł meteorologiczny wykorzystuje dane topograficzne oraz dane meteorologiczne pochodzące najczęściej z modelu meteorologicznego o większej skali; zwykle są to dane globalne, uzyskiwane np. z modelu NCEP (ang. *National Centres for Environmental Predictions*, National Oceanic and Atmospheric Administration, USA). Moduł emisyjny może się składać z jednego lub kilku modeli, które przetwarzają informacje o użytkowaniu terenu, dane pochodzące z inwentaryzacji emisji, a także np. dane o natężeniu ruchu samochodowego i lokalizacji ciągów komunikacyjnych, w celu wyznaczenia emisji pochodzących z transportu. Moduły meteorologiczny i emisyjny przygotowują dane wejściowe dla właściwego modelu jakości powietrza. Warunki brzegowe to stężenia na brzegach obranej domeny obliczeniowej, pozyskiwane z AQM pracujących w większej skali, i wprowadzające do modelu informację o tle zanieczyszczeń i ich możliwym napływie. Warunki początkowe natomiast wykorzystywane są jako punkt startowy dla aproksymacji prowadzonych przez numeryczny model jakości powietrza. Matematyczny opis przemian chemicznych stanowi często odrębny moduł, tzw. mechanizm chemiczny, który może być wykorzystywany przez różne AQM. Współczesne moduły chemiczne zawierają po kilkadziesiąt związków chemicznych i od około stu do nawet kilkuset reakcji. Przykładami są m.in. CBM (ang. *Carbon Bond Mechanism*, Yarwood i in., 2010) – obecnie dostępna jest wersja 6, RACM (ang. *Regional Atmospheric Chemistry Mechanism*, Stockwell i in., 1997), SAPRC (ang. *Statewide Air Pollution Research Center*, Carter, 2010) – w chwili obecnej operacyjna wersja 7. Ponieważ wiele procesów i przemian atmosferycznych ma charakter fotochemiczny, prawidłowe modelowanie jakości powietrza wymaga także dostarczenia tzw. danych fotochemicznych, uwzględniających wartość albedo, informacje o mgłach i zamgleniach, a także o stężeniach jednego z najważniejszych utleniaczy w atmosferze – ozonu. Wszystkie wspomniane elementy wspierają główny element systemu – model jakości powietrza, który w tego typu systemach jest najczęściej Eulerowskim modelem siatkowym III generacji. Tak zaprojektowany system pozwala modelować stężenia i depozycje dużej liczby zanieczyszczeń powietrza, w obrębie całego obszaru objętego siatką obliczeniową.

#### 2.6.4 Klasyfikacja i przegląd modeli jakości powietrza

Na skutek ogromnego rozwoju w dziedzinie nauk atmosferycznych oraz technologii komputerowych, w ciągu ostatnich dziesięcioleci opracowanych zostało wiele deterministycznych modeli jakości powietrza o różnym przeznaczeniu i stopniu zaawansowania. Próby uporządkowania informacji o dostępnych narzędziach poskutkowały

utworzeniem dwóch przekrojowych baz danych dotyczących AQM. Pierwsza z nich jest rozwijana przez Europejskie Centrum Tematyczne ds. Powietrza i Zmiany Klimatu (*European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation, ETC/ACM*) od 1997 roku. Baza MDS (*Model Documentation System*, [http://acm.eionet.europa.eu/databases/MDS/index\\_html](http://acm.eionet.europa.eu/databases/MDS/index_html)) kataloguje w chwili pisania niniejszej pracy 142 modele, których opisy zawierają m.in. informacje o typie modelu, wymaganych danych wejściowych, zastosowaniach, a także dokumentację, podręczniki użytkownika oraz status walidacji i ewaluacji otrzymywanych wyników. Druga z baz, *Cost Model Inventory* ([http://www.mi.zmaw.de/index.php?id=6295&no\\_cache=1](http://www.mi.zmaw.de/index.php?id=6295&no_cache=1)), powstała w roku 2005 w ramach inicjatywy COST 728 i była następnie rozwijana w zadaniu COST 732. Zawiera dane dotyczące 110 modeli, sklasyfikowanych jako mikro-, mezo- i makroskalowe narzędzia do modelowania meteorologii, transportu atmosferycznego i/lub przemian chemicznych. Informacje o poszczególnych modelach udostępniane są w formie tabelarycznej, gdzie wskazane są cechy posiadane przez dany model, co umożliwia ich klasyfikację pod względem różnych parametrów i wybór odpowiedniego narzędzia do zadanych celów. Obie bazy stanowią niezwykle cenne źródło informacji, niestety ich wadą jest częstokroć brak pewnych istotnych danych i niejednolita charakterystyka poszczególnych modeli, mimo istniejących wytycznych dotyczących ich dodawania i opisywania.

Klasyczny podział deterministycznych modeli jakości powietrza wiąże się niejako z historią rozwoju wiedzy i możliwości formułowania oraz rozwiązywania równań opisujących transport i przemiany zanieczyszczeń w atmosferze. Wyróżnić tu można dwie podstawowe kategorie: modele stanu ustalonego (ang. *steady-state models*) – inaczej Gaussowskie modele smugi (GPM, ang. *Gaussian Plume Models*), oraz modele stanu nieustalonego/zależne od czasu (ang. *non steady-state models*). Obszerny opis stosowanych w modelach założeń i aparatu matematycznego, jak również zastosowań oraz mocnych i słabych stron modeli zawiera m.in. praca Markiewicz (2004). Ze względu na zastosowanie w pracy modelu CALPUFF, należącego do kategorii Gaussowskich modeli obłoków, będącej jednym z typów modeli Lagrangeowskich, klasa ta zostanie omówiona najszerszej.

Wśród modeli Lagrangeowskich wyróżnić można modele ruchu pseudocząstek (w tym Gaussowskie modele obłoku) oraz modele trajektorii. Kluczowym założeniem modelu Lagrange'a jest twierdzenie, iż każda cząstka (lub tzw. pseudocząstka, czyli pewna porcja objętości) zanieczyszczeń porusza się w atmosferze wzdłuż pewnego toru (zwanego trajekcją), który determinowany jest przez pole wiatru oraz zjawiska wypornościowe i

procesy turbulencyjne. Obliczanie trajektorii wymaga rozwiązania układu równań różniczkowych zwyczajnych, w miejsce równania cząstkowego posiadającego rozwiązanie analityczne (formuła Pasquilla), jak w przypadku GPM. Trajektorie w modelu Lagrangeowskim aproksymowane są za pomocą metod numerycznych stosowanych przez algorytm obliczeniowy modelu, a ostateczne pole stężeń wyznaczane jest stochastycznie, na podstawie rozkładu wszystkich pseudocząstek (Lagzi i in., 2013). Opis modeli Lagrangeowskich zostanie w największym stopniu poświęcony Gaussowskiemu modelowi obłoku.

Gaussowskie modele obłoku (ang. *Gaussian puff models*) stanowią skrzyżowanie klasycznego modelu Gaussowskiego z Lagrangeowskim modelem dyspersji. Ta grupa narzędzi jest znacznie bardziej zaawansowana niż GPM, a przede wszystkim umożliwia uwzględnienie zmieniających się w czasie warunków meteorologicznych. Teza dotycząca dyspersji proporcjonalnej do rozkładu normalnego jest podtrzymana w obrębie obłoku, jednak porzucone zostało założenie o smudze biegnącej wzdłuż prostej osi, równoległej do głównego kierunku wiatru. W zamian za to, całkowita uwalniana ze źródeł emisji masa zanieczyszczeń dzielona jest na małe porcje, zwane obłokami. Wewnątrz każdego obłoku zakłada się normalny rozkład stężeń, ale droga przebywana przez każdy z obłoków jest wyliczana oddzielnie, jako Lagrangeowska trajektoria, co pozwala na wzięcie pod uwagę czasowej i przestrzennej zmienności warunków meteorologicznych (głównie prędkości i kierunku wiatru). Końcowe stężenie w każdym z receptorów liczone jest poprzez nałożenie na siebie i zsumowanie rozkładów stężeń we wszystkich poszczególnych obłokach:

$$c(x, y, z, h) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left( \exp\left(\frac{-(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(\frac{-(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right) \quad (2)$$

gdzie:  $Q\Delta t$  – ładunek zanieczyszczeń w obłoku,  $N$  – liczba obłoków,  $(x_k, y_k, z_k)$  – współrzędne położenia  $k$ -tego obłoku,  $\sigma_{xk}, \sigma_{yk}, \sigma_{zk}$  to odchylenia standardowe rozkładu Gaussa w  $k$ -tym obłoku. Uwzględniane w tych modelach procesy turbulencyjne podzielić można na dwie skale: wielkoskalowa turbulencja trajektorii obłoków, oraz turbulencja podskalowa (wewnątrz obłoku). Turbulentne fluktuacje trajektorii są zwykle określone za pomocą tzw. ślepego błędzenia (ang. *random walk approach*), opartego o stochastyczną estymację chwilowych wahań prędkości (Ermak i Nasstrom, 2000). Turbulencja podskalowa jest wyznaczana na podstawie odchylenia standardowego rozkładu normalnego wewnątrz każdego obłoku (Lagzi i in., 2013). W zależności od modelu, uwzględnione być mogą jeden lub oba typy turbulencji. Model RAPTAD (ang. *Random Particle Transport And Diffusion*) zawiera opis zarówno



turbulencji trajektorii, jak i podskalowej. Modele CALPUFF i RIMPUFF (Risø Mesoscale PUFF) skupiają się na turbulencji wewnątrz obłoków, zaś model NAME (ang. *Nuclear Accident Model*) może być uruchamiany w trybie turbulencji trajektorii lub podskalowej.

Historycznie, Gaussowskie modele obłoków były pierwszymi narzędziami możliwymi do zastosowania w symulacjach średnio- i długodystansowych, dzięki możliwości uwzględnienia niestabilnych warunków meteorologicznych oraz zmiennych emisji. W chwili obecnej istnieje szereg modeli obłoków, które zyskały dużą popularność i są stosowane w badaniach oraz do celów regulacyjnych na całym świecie. Przykłady takich zastosowań znaleźć można m.in. w pracach: Thykier-Nielsen i in. (1999); Connan i in. (2013) – model RIMPUFF; Jones i in. (2007) – model NAME; Yamada i in. (1992); Yamada (2000); Wang i Ostoja-Starzewski (2006) – model RAPTAD; Deng i in. (2004) – model SCIPUFF (ang. *Second-order Closure Integrated Puff*). Najczęściej stosowanym – i wykorzystanym również w niniejszej pracy – jest model CALPUFF, którego szczegółowy opis zamieszczono w rozdziale 3.2.1.

Poza modelami obłoku, drugim rodzajem modeli Lagrangeowskich są modele trajektorii. Opierają się one na stochastycznej symulacji turbulencji dużej liczby pseudocząstek – reprezentujących niewielkie porcje masy wyemitowanych zanieczyszczeń – z pominięciem rozwiązywania równań różniczkowych. Uzyskanie wiarygodnych wyników wymaga jednak symulacji bardzo dużej liczby pojedynczych trajektorii, co znacznie zwiększa koszty obliczeniowe. Modele trajektorii są zazwyczaj stosowane w trybie wstecznym, w celu określenia obszarów źródłowych zanieczyszczeń lub oszacowania całkowitej masy wyemitowanego zanieczyszczenia. Odwrócenie zagadnienia adwekcji jest kwestią prostą, opartą na wykorzystaniu pól wiatru wygenerowanych wcześniej przez numeryczne modele pogody, natomiast parametryzacja dyfuzji turbulencyjnej nie jest odwracalna. W tym wypadku, proces losowy w symulacji wstecznej pozwala jedynie oszacować prawdopodobieństwo położenia potencjalnego źródła emisji (Lagzi i in., 2013). Uproszczone modele trajektorii stosowane są często w celu wyznaczenia pojedynczej trajektorii, pozwalającej określić główny kierunek dyspersji (bądź napływu) zanieczyszczeń z (do) określonego punktu w przestrzeni. Takie zastosowanie możliwe jest jednak tylko w przypadku rozważania transportu w dużej skali przestrzennej, w atmosferze swobodnej i przy założeniu, iż dominującym procesem transportowym jest adwekcja. Jest to uproszczenie na tyle duże, iż służyć może jedynie orientacyjnemu określeniu głównych kierunków dyspersji, a niepewność wyznaczenia obszarów źródłowych może sięgać 400 km w przypadku trajektorii 72-godzinnych (Kahl i Samson, 1986). Wśród najpopularniejszych modeli trajektorii

wymienić należy omówiony wcześniej, brytyjski model NAME (Jones i in., 2007), austriacki model FLEXPART (Brioude i in., 2013), oraz amerykański model HYSPLIT (Draxler i Hess, 1998), opracowany przez Amerykańską Narodową Służbę Oceaniczną i Meteorologiczną – NOAA (ang. *National Oceanic and Atmospheric Administration*).

Kolejnym z rodzajów modeli jakości powietrza są rozwijane od lat 70. XX wieku Eulerowskie modele siatkowe (EGM, ang. *Eulerian Grid Models*), stanowiące najbardziej kompleksowe i rozbudowane systemy modelowania. Zasadniczą cechą tej grupy modeli jest użycie związanego z powierzchnią ziemi układu odniesienia w postaci siatki kartezjańskiej, w odróżnieniu od podejścia Lagrangeowskiego, gdzie układ odniesienia związany jest z przemieszczającą się pseudocząstką (lub obłokiem) zanieczyszczeń. W modelach Eulera, stężenie zanieczyszczeń w danym oczku siatki liczone jest na podstawie ilości substancji docierającej i odpływającej z tego oczka w funkcji czasu (NARSTO, 2004). Równanie transportu atmosferycznego, będące równaniem różniczkowym drugiego rzędu, jest tu rozwiązywane w pełni numerycznie, przy zastosowaniu odpowiednio dobranych warunków początkowych i brzegowych. Najnowsza, trzecia generacja Eulerowskich modeli siatkowych to złożone systemy modelowania trójwymiarowego, w których uwzględniono także procesy aerozolowe, co umożliwia znacznie dokładniejsze modelowanie zanieczyszczeń pyłowych. Posiadają one często swoje własne sub-modele emisyjne i meteorologiczne, sprzężone z modelem jakości powietrza. Najpopularniejszymi EGM III generacji są modele CMAQ (ang. *Community Multiscale Air Quality model*; Byun i Ching, 1999), CAMx (ang. *Comprehensive Air quality Model with eXtensions*; ENVIRON, 2004), EURAD (ang. *European Air Pollution Dispersion Model*; Rheinischen Institut für Umweltforschung) oraz CHIMERE (IPSL / LISA / INERIS). Wśród ważnych modeli Eulerowskich wymienić należy także model EMEP/MS-CW (Simpson i in., 2012), który stosowany jest do symulacji wielkoskalowych – transgranicznego transportu zanieczyszczeń w siatce o rozdzielczości 50km x 50km. Wyniki tego modelu wykorzystywane są często do wyznaczenia warunku brzegowego dla innych modeli, uruchamianych dla mniejszych domen i z większą rozdzielczością przestrzenną.

Najnowszym wyzwaniem związanym z rozwojem systemów modelowania jest umożliwienie symulacji sprzężeń zwrotnych pomiędzy zanieczyszczeniami atmosfery i ich przemianami chemicznymi, a zjawiskami meteorologicznymi, czy nawet w szerszej perspektywie – zmianami klimatycznymi. Pierwsze tego typu modele, zwane systemami modelowania on-line, zostały opracowane w ostatnich latach i zaliczają się do nich GATOR/MMTD (ang. *Gas, Aerosol, Radiation, and Transport Model/Mesoscale Meteorological and Tracer Dispersion*

*Model*; University of California, Los Angeles), GEM-AQ (ang. *Global Environmental Multiscale – Air Quality*; MAQNet, Kanada), MC2-AQ (ang. *Mesoscale Compressible Community-Air Quality*; York University, Toronto), WRF/Chem (ang. *Weather Research and Forecasting Chemistry model*; University Of Coloado, CIRES, NOAA/ESRL).

Omówione dotychczas zastosowania modeli koncentrowały się na symulacji bieżącej bądź przeszłej sytuacji, biorąc pod uwagę ilość wyemitowanych zanieczyszczeń oraz zmierzone lub modelowane warunki meteorologiczne. Takie wykorzystanie AQM ma najczęściej na celu stwierdzenie, czy dotrzymane zostały standardy jakości powietrza, oraz ułatwienie identyfikacji przyczyn ewentualnych przekroczeń. Istnieje jednak także możliwość zastosowania modeli w celu prognozowania jakości powietrza. Modele prognostyczne służą do przewidywania stanu jakości powietrza w najbliższej przyszłości, przy czym wykorzystywać mogą niekiedy najnowsze dane pomiarowe dotyczące stężeń zanieczyszczeń, jak w przypadku systemu prognostycznego funkcjonującego w Wielkiej Brytanii. Ze względu na złożoność procesów wpływających na ostateczne poziomy substancji w powietrzu, prognozowanie jakości powietrza jest w chwili obecnej prowadzone w horyzoncie czasowym obejmującym jedynie kilka najbliższych dni. Uzyskane rezultaty służą przede wszystkim przewidywaniu możliwości wystąpienia epizodów wysokich stężeń zanieczyszczeń oraz ostrzeganiu ludności przed możliwymi niebezpieczeństwami z tym związanymi. W ostatnich latach system regionalnego prognozowania jakości powietrza w Europie został opracowany w ramach projektu MACC-II (ang. *Monitoring Atmospheric Composition – Interim Implementation*). Prognoza przygotowana jest w oparciu o łączne/uśrednione wyniki siedmiu różnych modeli (CHIMERE – INERIS (Francja); EMEP – Met Norway (Norwegia); EURAD-IM – Uniwersytet w Kolonii (Niemcy), LOTOS-EUROS – KNMI (Holandia), MATCH – SMHI (Szwecja), MOCAGE – Météo-France (Francja) oraz SILAM – FMI (Finlandia)), pracujących w trybie prognostycznym, w oparciu o te same wejściowe dane meteorologiczne oraz warunki brzegowe. System zapewnia codzienne prognozy stężeń  $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$ ,  $CO$ ,  $PM_{10}$  oraz  $PM_{2.5}$ , publikowane w rozdzielczości 1-godzinnej dla następnych 4 dni (96 godzin). Rozdzielczość pozioma poszczególnych modeli zawiera się w granicach 10 – 20 km, a prognozy przygotowane są dla kilku poziomów: w warstwie przyziemnej oraz na wysokościach odpowiednio 500, 1000 i 3000 m. Niektóre kraje, jak na przykład Wielka Brytania, opracowały własne systemy prognostyczne. Brytyjski model AQUM (ang. *Air Quality in the Unified Model*), bazując na mapach średnich rocznych emisji zanieczyszczeń, przewiduje uwolnienia tych substancji do atmosfery oraz ich późniejsze przemiany chemiczne

na podstawie określonych współczynników konwersji, których wartości zależą od prognozowanych stężeń poszczególnych zanieczyszczeń, a także od przewidywanej temperatury powietrza i wielkości nasłonecznienia. AQUM wykorzystuje przewidywane pole wiatru w celu prognozy dyspersji zanieczyszczeń pierwotnych oraz wtórnych, prowadzona codziennie symulacja dostarcza prognoz na kolejnych 5 dni. Weryfikacja wyników modelu AQUM wskazuje na tendencję do zawyżania przewidywanych stężeń ozonu, przy jednoczesnym niedoszacowywaniu stężeń zanieczyszczeń pyłowych (Savage i in., 2013).

### 3. Metodologia

#### 3.1. Charakterystyka obszaru badawczego

##### 3.1.1 *Charakterystyka fizjograficzna, topograficzna, administracyjna i demograficzna*

Położona w centralnej Polsce Warszawa to miasto o powierzchni 51 724 ha i oficjalnej liczbie ludności 1 744 351, co przekłada się na średnią gęstość zaludnienia 3372 os. km<sup>-2</sup> (stan na 01.01.2016, dane według Głównego Urzędu Statystycznego (GUS), 2016). Rozciągłość Warszawy w kierunku północ-południe wynosi ok. 30 km, zaś w kierunku wschód-zachód – ok. 28 km. Miasto położone jest na wysokości 78-112 m n.p.m., w obrębie makroregionu Niziny Środkowomazowieckiej, po obu stronach rzeki Wisły w jej środkowym biegu. Prawobrzeżna część miasta leży na terenie mezoregionów Doliny Środkowej Wisły oraz równiny Wołomińskiej, zaś strona lewobrzeżna znajduje się na obszarze wysoczyzny morenowej, w obrębie mezoregionu Równiny Warszawskiej. Dolina Wisły zbudowana jest z tarasów rzecznych, co w znacznym stopniu determinuje ukształtowanie terenu miasta zwłaszcza w jego części środkowej; po lewej stronie rzeki charakterystycznym elementem krajobrazu jest skarpa wiślana, o wysokości 6-25 m. Struktura geologiczna regionu ma postać niecki zbudowanej ze skał mezozoicznych, m.in. margli i mułowców, zalegających na głębokości ok. 260-290 m p.p.t. Zagłębienie to wypełnione jest młodszymi osadami, pochodzącymi z trzeciorzędu, zaś warstwę najpłytszą stanowią utwory czwartorzędowe, na których ukształtowanie zasadniczy wpływ miały występujące w tym okresie kilkakrotne zlodowacenia. Pozostawiły one po sobie osady glacialne, ukształtowane w formie moreny dennej. Po wycofaniu lodowców, teren pokryty został przez piaski rzeczne, mady i utwory lessopodobne, w których w okresie holocenu Wisła wykształciła swą dolinę. Współcześnie, działalność antropogeniczna, a zwłaszcza budowa wałów przeciwpowodziowych, ogranicza sedimentację osadów w obszarze tarasów zalewowych (Urząd Miasta Stołecznego Warszawy, 2006).

Administracyjnie, Warszawa stanowi jedną gminę, posiadającą status miasta na prawach powiatu. Podzielona jest na 18 dzielnic (por. rysunek 3.1), będących jednostkami pomocniczymi o ograniczonych kompetencjach samorządowych. W obrębie wszystkich dzielnic wyróżnione są łącznie 143 mniejsze obszary urbanistyczne, które funkcjonują w ramach Miejskiego Systemu Informacji. Nie stanowią one jednak podziału administracyjnego, a jedynie służą do uporządkowania przestrzeni publicznej oraz ułatwieniu oznakowania i

orientacji w mieście (Uchwała Nr 389/XXXVI/96 Rady Gminy Warszawa-Centrum z dn. 19 września 1996).



Rys. 3.1. Podział administracyjny Warszawy. Źródło: <https://commons.wikimedia.org/>.

Fig. 3.1. Administrative division of Warsaw. Source: <https://commons.wikimedia.org/>.



Rys. 3.2. Struktura demograficzna Warszawy według płci i wieku. Stan na 01.01.2016 r. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS.

Fig. 3.2. Demographic structure in Warsaw by sex and age. State as for 01.01.2016. Source: Author's own elaboration based on data from GUS.

Obszar Warszawy stanowi teren silnie zurbanizowany, o bogatej infrastrukturze drogowej i kolejowej. Warszawa otoczona jest licznymi mniejszymi miastami, które w raz ze stolicą formują tzw. Aglomerację Warszawską, o sumarycznej liczbie ludności 3.336 mln, co plasuje ją na drugim miejscu (po Aglomeracji Śląskiej) wśród najliczniejszych skupisk ludności w kraju. Mimo silnie antropogenicznego charakteru, stolicę cechuje znaczna ilość terenów zielonych, a także unikatowe w skali Europy położenie w bezpośrednim sąsiedztwie parku narodowego (Kampinoski Park Narodowy). Lasy, z których największe to Las Kabacki, Las Bielański, lasy Wawerskie, Rembertowsko-Okuniewskie i lasy Białołęki stanowią 14% powierzchni miasta, natomiast parki (których jest ponad 80) i inne tereny zielone zajmują 8,6% obszaru stolicy.

Wśród mieszkańców Warszawy przeważają kobiety, które stanowią 54% ogółu populacji. Struktura wiekowa warszawiaków została przedstawiona na rysunku 3.2. Dominującą grupę stanowią osoby w wieku produkcyjnym, szczególnie w przedziale 25-40 lat. Stolica, będąca prężnym ośrodkiem oferującym dużą liczbę miejsc pracy przyciąga przede wszystkim osoby rozpoczynające dopiero swą karierę zawodową, bądź będące w jej szczycie. Znaczny jest również odsetek osób w wieku 55-69 lat. Charakterystyczna jest także stosunkowo niewielka liczba dzieci i młodzieży, lecz jest to typowe zjawisko dla większości dużych miast Unii Europejskiej, gdzie przyrost naturalny jest niewielki lub wręcz ujemny. Wśród najstarszych mieszkańców miasta (>70. r.ż.) zdecydowanie przeważa liczba kobiet, których jest o ok. 80% więcej niż mężczyzn. Jest to związane z wyższą średnią długością życia kobiet, obserwowaną zarówno w Polsce, jak i w większości innych krajów na świecie.

### *3.1.2 Klimat i pogoda w Warszawie*

Zgodnie z klasyfikacją Wosia (1999), Warszawa położona jest w mazowiecko-podlaskim regionie klimatycznym. Podobnie jak na większości obszaru Polski, dochodzi tu do ścierania się mas powietrza atlantyckiego i oceanicznego, w wyniku czego obserwowana jest znaczna zmienność pogody w cyklu rocznym oraz w okresach wieloletnich. Silne, antropogeniczne przekształcenie terenu miasta spowodowało, że takie parametry klimatu Warszawy jak temperatura powietrza, opady i wilgotność względna różnią się od warunków klimatycznych panujących w obszarze otaczającym miasto. Jest to typowy efekt występowania tzw. klimatu miejskiego, charakterystycznego dla terenów silnie zurbanizowanych.

Średnia temperatura w Warszawie w wieloleciu 1971 – 2000 wynosiła 8.1°C, lecz w kolejnych latach obserwowany był systematyczny wzrost tej wartości, aż do 9.8°C w roku

2014 (por. tabela 3.1). Najcieplejszym miesiącem roku jest lipiec, ze średnią temperaturą przekraczającą w ostatnim 15-leciu 20°C, zaś miesiąc najzimniejszy to styczeń, gdzie średnia wartość temperatury wynosi poniżej -2°C. Ponieważ w pracy analizowane są lata 2013-2014, poniżej zamieszczono ich krótką charakterystykę pod względem meteorologicznym:

- Rok 2013 charakteryzował się wyjątkowo chłodnym początkiem roku. W styczniu średnia temperatura wyniosła zaledwie -3.5°C, a ujemna średnia temperatura utrzymywała się jeszcze w lutym i marcu.
- W roku 2014 marzec okazał się natomiast niezwykle ciepły, ze średnią temperaturą aż 7.0°C.

Tabela 3.1. Zestawienie danych klimatologicznych i meteorologicznych dla Warszawy. Źródło: Opracowanie własne na podstawie GUS, 2015.

Table 3.1. Climatological and meteorological data for Warsaw. Source: Author's own elaboration based on GUS, 2015.

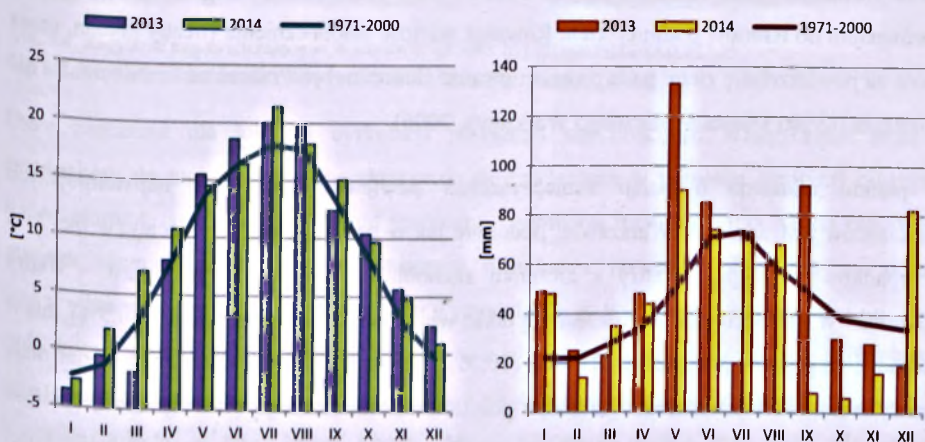
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
	Temperatura [°C]												średnia
1971-2000	-2.2	-1.2	2.6	7.9	13.7	16.5	18.1	17.7	13.0	8.1	2.8	-0.4	8.1
1991-2000	-1.3	-0.4	2.6	8.7	13.8	16.9	18.7	18.3	13.2	8.1	2.3	-1.1	8.3
2001-2005	-1.7	-1.0	2.4	8.4	14.7	16.5	20.1	19.1	13.8	8.6	3.7	-1.7	8.6
2001-2010	-2.3	-0.9	2.9	9.1	14.5	17.3	20.4	18.9	13.9	8.5	4.3	-0.9	8.8
<b>2013</b>	<b>-3.5</b>	<b>-0.4</b>	<b>-1.8</b>	<b>8.0</b>	<b>15.5</b>	<b>18.6</b>	<b>20.0</b>	<b>19.7</b>	<b>12.4</b>	<b>10.4</b>	<b>5.6</b>	<b>2.4</b>	<b>8.9</b>
<b>2014</b>	<b>-2.6</b>	<b>1.9</b>	<b>7.0</b>	<b>10.7</b>	<b>14.5</b>	<b>16.4</b>	<b>21.4</b>	<b>18.2</b>	<b>15.1</b>	<b>9.7</b>	<b>4.8</b>	<b>0.9</b>	<b>9.8</b>
	Opad [mm]												suma
1971-2000	22	22	28	35	51	71	73	59	49	38	36	34	519
1991-2000	22	26	32	42	49	64	80	47	55	36	41	37	532
2001-2005	29	37	30	37	50	46	92	60	41	41	33	33	529
2001-2010	36	34	30	31	56	64	82	81	46	37	43	32	571
<b>2013</b>	<b>49</b>	<b>25</b>	<b>23</b>	<b>48</b>	<b>133</b>	<b>85</b>	<b>20</b>	<b>60</b>	<b>92</b>	<b>30</b>	<b>28</b>	<b>19</b>	<b>613</b>
<b>2014</b>	<b>48</b>	<b>14</b>	<b>35</b>	<b>44</b>	<b>90</b>	<b>74</b>	<b>73</b>	<b>68</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>16</b>	<b>82</b>	<b>555</b>

Porównanie przebiegu średnich miesięcznych temperatur w latach 2013 i 2014 ze średnią z wielolecia 1971-2000 przedstawia rysunek 3.3 (lewy panel). Zarówno w roku 2013, jak i 2014 najniższe średniodobowe temperatury (odpowiednio -9 ÷ -13°C oraz -10 ÷ -15°C) notowano w trzeciej dekadzie stycznia, zaś najwyższe (odpowiednio 25 ÷ 29°C oraz 24 ÷ 26°C) na przełomie lipca i sierpnia.

Sumaryczna wysokość opadu w Warszawie przekracza 500 mm rok<sup>-1</sup>, przy czym w ostatnich latach wartość ta wykazuje tendencję wzrostową – średnia dla lat 2001-2010 wyniosła aż 571 mm rocznie. Najwyższe opady występują w okresie od maja do września, zaś najniższe – zwykle w pierwszych trzech miesiącach roku. Rok 2014 był pod tym względem nietypowy, gdyż poza letnim maksimum opadów wystąpiło także drugie maksimum w grudniu, natomiast



bardzo niskie opady obserwowano pod koniec lata i na początku jesieni (wrzesień-październik). W przypadku roku 2013 zaobserwowano natomiast bardzo wysoki sumaryczny opad, przekraczający 600 mm rok<sup>-1</sup>. Bardzo duże opady wystąpiły w maju (133 mm) oraz wrześniu (92 mm), natomiast nietypowo lipiec odznaczył się bardzo niską sumą opadów (20 mm). Przebieg miesięcznych sum opadów w latach 2013, 2014 oraz w okresie 1971-2000 przedstawia rysunek 3.3 (prawy panel). Intensywność opadów w Warszawie jest wyższa niż w na pozostałym obszarze Mazowsza, co wynika z faktu, iż wysoka i rozległa zabudowa miejska stanowi znaczną przeszkodę dla przemieszczających się mas powietrza, a ponadto emitowane w mieście pyły działają jak jądra kondensacji dla pary wodnej, co przyczynia się do rozwoju chmur, a co za tym idzie wyższych sum opadów.



Rys.3.3. Lewy panel: średnie miesięczne temperatury [°C] w Warszawie w latach 2013, 2014 oraz w wieloletniu 1971-2000. Prawy panel: miesięczne sumy opadów [mm] w latach 2013, 2014 oraz w wieloletniu 1971-2000. Źródło: Opracowanie własne na podstawie GUS, 2015.

Fig. 3.3. Left: monthly average temperatures [°C] in Warsaw in 2013, 2014 and in the 1971-2000 period. Right: monthly sums of precipitation [mm] in Warsaw in 2013, 2014 and in the 1971-2000 period. Source: Author's own elaboration based on GUS, 2015.

W Warszawie, podobnie jak w innych dużych miastach, obserwowane jest zjawisko tzw. miejskiej wyspy ciepła, będącej lokalnym zaburzeniem trójwymiarowego pola temperatury w atmosferze w okolicach aglomeracji miejskich. Podwyższenie temperatury powietrza nad miastem jest bezpośrednią konsekwencją antropogenicznej zabudowy terenu z użyciem materiałów takich jak m.in. beton i asfalt, które silnie absorbują energię słoneczną, a następnie wypromieniowują ją z powrotem do atmosfery w postaci fal promieniowania podczerwonego. Przeprowadzone niedawno badania z wykorzystaniem danych satelitarnych z lat 2000-2014 wykazały, że różnice w temperaturze powietrza ponad centrum miasta w

stosunku do otaczających Warszawę terenów wiejskich wynoszą średnio od  $1.04^{\circ}\text{C}$  w ciągu dnia w okresie jesiennym, do  $2.26^{\circ}\text{C}$  nocą, również jesienią (Gawuć i Strużewska, 2016).

Średnie usłonecznienie w Warszawie w ostatnich latach wyniosło ok.  $1450\text{--}1650\text{ h rok}^{-1}$  (w zależności od części miasta), z sumą promieniowania ok.  $3500\text{ MJ m}^{-2}$ , przy czym największe ilości energii docierają do powierzchni terenu w lipcu, zaś najmniejsze w grudniu (Urząd Miasta Stołecznego Warszawy, 2006; Gawuć i Strużewska, 2016). W latach 2013-2014 usłonecznienie było znacznie wyższe niż w okresie 1971-2000, gdyż wyniosło odpowiednio  $2234$  i  $2278\text{ h rok}^{-1}$  (GUS, 2015). W związku z występowaniem nad obszarem miasta smogu spowodowanego dużą koncentracją zanieczyszczeń powietrza, obserwowana w Warszawie suma promieniowania całkowitego jest niższa o ok. 5-10% latem i o ok. 15-20% zimą w porównaniu do terenów podmiejskich. Również wartość usłonecznienia (liczby godzin, przez które na powierzchnię ziemi pada promieniowanie słoneczne) jest niższa na terenie miasta niż poza nim (Urząd Miasta Stołecznego Warszawy, 2006).

Z punktu widzenia dyspersji zanieczyszczeń powietrza, jednym z najistotniejszych parametrów jest wiatr. W Warszawie, podobnie jak w całej Polsce, najczęściej (w ok. 25% przypadków) występują wiatry z kierunku zachodniego, najrzadziej natomiast – wiatry północne. W półroczu chłodnym częste są także wiatry południowo-zachodnie (10.5%), zaś w półroczu ciepłym – północno-zachodnie (10.7%). Wiosną i jesienią dość duży udział mają wiatry z sektora wschodniego (12.8%) i południowo-wschodniego (13.9%). Duża częstość występowania wiatrów zachodnich (zwłaszcza zimą) jest korzystna z punktu widzenia jakości powietrza w Warszawie – z tego bowiem kierunku napływają najczystsze masy powietrza, przemieszczające się z terenów Puszczy Kampinoskiej. Obserwowana w Warszawie średnia prędkość wiatru zależy od umiejscowienia punktu pomiarowego – w wieloleciu 1971-2000 na stacji Warszawa Okęcie wyniosła ona  $4.1\text{ m s}^{-1}$ , zaś na stacji przy Obserwatorium Astronomicznym (w Alejach Ujazdowskich w centrum miasta) – jedynie  $1.7\text{ m s}^{-1}$ ; tak duży spadek prędkości wiatru w centralnej części miasta wynika z dużej szorstkości terenu zabudowanego. Z tego też powodu, wiatr bardzo słaby, o prędkościach  $1\text{--}2\text{ m s}^{-1}$ , obserwowany jest najczęściej w centrum Warszawy (nawet przez 80% roku), podczas gdy na peryferiach występuje jedynie przez niecałe 25% czasu (Urząd Miasta Stołecznego Warszawy, 2006). Zarówno w roku 2013, jak i 2014 na stacji Warszawa Okęcie odnotowano średnią prędkość wiatru na poziomie  $3.3\text{ m s}^{-1}$ . Prędkość wiatru wykazuje niezbyt wyraźny trend sezonowy, osiągając nieco wyższe (średnio o ok.  $1\text{ m s}^{-1}$ ) wartości zimą, w porównaniu do okresu letniego.



Rys. 3.4. Korytarze napowietrzające w Warszawie. Źródło: <http://tvnwarszawa.tvn24.pl/>

Fig. 3.4. Ventilation corridors in Warsaw. Source: <http://tvnwarszawa.tvn24.pl/>.

Duże znaczenie dla lokalnej cyrkulacji powietrza ma obecność Wisły, która wraz z przyległymi do niej terenami charakteryzuje się (zwłaszcza w półroczu ciepłym) niższymi temperaturami, co wywołuje gradient termiczny i wymusza ruch powietrza. Gęsta zabudowa miejska również wpływa na powstawanie turbulencji powietrza. Ponadto, na skutek wspomnianego wcześniej efektu miejskiej wyspy ciepła, w godzinach wieczornych i nocnych (gdy kontrast termiczny pomiędzy Warszawą a obszarem ją otaczającym jest największy) powstaje znaczna różnica ciśnień, powodująca napływ powietrza z terenów podmiejskich w kierunku miasta – tzw. bryzę nocną. Może to mieć istotne znaczenie dla stężeń zanieczyszczeń powietrza, obserwowanych w Warszawie w godzinach wieczornych, gdyż w tym właśnie czasie występuje nasilenie emisji w sektorze komunalno-bytowym (ogrzewanie, przygotowywanie posiłków), w rejonach położonych pod miastem. Na skutek bryzy nocnej, wyemitowane zanieczyszczenia mogą napływać do centrum miasta. Na jakość powietrza w Warszawie w dużej mierze oddziałują także tzw. korytarze (kliny) nawietrzające, których wyróżniono 9 (patrz rysunek 3.4), i są to: Korytarz Wisły, Bródnowski, Kolejowy-Wschodni, Wilanowski, Podskarpowy, Mokotowski, Jerozolimski, Kolejowy-Zachodni oraz Korytarz Bemowski. Stanowią one układ wymiany i regeneracji powietrza, którego pierwsza koncepcja została opracowana w "Szkicu Planu Regulacyjnego Warszawy" z 1916 r., zaś ostateczny jego kształt zawarto w „Planie ogólnym zagospodarowania przestrzennego m. st. Warszawy” z 1992 r. Wymienione korytarze przebiegają promieniście w kierunku centrum miasta (por. rysunek 3.4), wzdłuż naturalnie ukształtowanych obniżień terenu, obszarów zielonych,

terenów niezabudowanych, a także pasmami szerokich arterii komunikacji drogowej i kolejowej (Urząd Miasta Stołecznego Warszawy, 2006).

### 3.1.3 Źródła i wielkość emisji pyłu na terenie Warszawy

Dla potrzeb inwentaryzacji emisji oraz modelowania dyspersji zanieczyszczeń powietrza wyróżnia się trzy kategorie źródeł:

- punktowe (pkt),
- liniowe (lin),
- powierzchniowe (pow).

Do źródeł punktowych zalicza się emitory o wysokości powyżej 30 m. Są to przede wszystkim źródła związane z energetyką zawodową, przemysłem oraz instalacjami ciepłowniczymi, takimi jak np. osiedlowe czy zakładowe kotłownie. Źródłami liniowymi określa się wszelkiego rodzaju drogi dopuszczone do ruchu kołowego, emisja z tych źródeł jest zatem tożsama z emisją z transportu drogowego. Jak wspomniano wcześniej (por. rozdział 2.2), składają się na nią zanieczyszczenia powstałe na skutek spalania paliw w silnikach, pyły pochodzące ze ścierania opon, okładzin hamulcowych i powierzchni jezdni, a także pył wtórnie unoszony. Źródła powierzchniowe utożsamia się z kolei z tzw. niską emisją, czyli emisją pochodzącą z kotłów i palenisk domowych. Określenie "powierzchniowe" dotyczy faktu, iż tego typu emitory (najczęściej kominów domów jednorodzinnych) występują przeważnie w większych skupiskach (np. osiedla, niewielkie miejscowości) i usytuowane są blisko siebie, co powoduje, iż zanieczyszczenia unoszą się praktycznie z całej powierzchni pewnego terenu. Słowo "niska" związane jest natomiast z wysokością tego typu emitatorów – wyloty kominów znajdują się bowiem najczęściej na wysokości kilku, rzadziej kilkunastu, metrów nad poziomem gruntu. Przedstawione poniżej informacje pochodzą z inwentaryzacji emisji dla lat 2013-2014, udostępnionej przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie. Dla zwiększenia przejrzystości, podano wartości uśrednione w okresie tych dwóch lat.

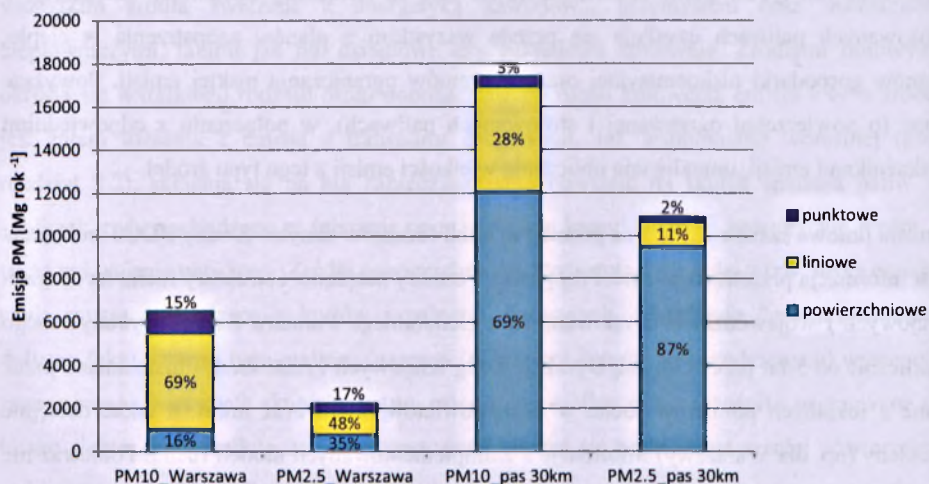
Spośród trzech typów źródeł, stosunkowo najprostsze w inwentaryzacji są przemysłowe źródła punktowe. Podlegają one obowiązkowi uzyskania pozwolenia na wprowadzanie gazów i pyłów do powietrza (lub pozwoleń zintegrowanych), których spisy oraz treść dostępne są w Starostwach Powiatowych. Ponadto, zobowiązane są do raportowania swych emisji do Wojewódzkich Banków Danych o Emisjach i/lub do KOBiZE.

W przypadku emisji ze źródeł powierzchniowych, kluczowym parametrem jest wielkość powierzchni ogrzewanej na rozpatrywanym obszarze. Szacuje się ją na podstawie informacji zawartych w Bazie Danych Obiektów Topograficznych BDOT (położenie i obrys budynków, liczba kondygnacji), oraz danych o powierzchni użytkowej mieszkań, gromadzonych przez GUS (dział: gospodarka mieszkaniowa). Z analizy wyłączone są budynki, o których wiadomo, że są podłączone do sieci ciepłowniczej (informacja dostępna u operatora sieci), lub ogrzewane przez lokalne zakłady ciepłownicze (dane pozyskiwane od poszczególnych ciepłowni). Kolejny etap stanowi ustalenie, jakie paliwa są stosowane do indywidualnego ogrzewania budynków. Nie jest możliwym przypisanie każdemu obiektowi rzeczywistego rodzaju stosowanego paliwa, zatem na danym obszarze rozdziela się znaną wielkość zużycia poszczególnych typów paliw równomiernie na całą powierzchnię ogrzewaną. Informacje o stosowanych paliwach uzyskuje się przede wszystkim z planów zaopatrzenia w ciepło, planów gospodarki niskoemisyjnej oraz programów ograniczania niskiej emisji. Powyższe dane (o powierzchni ogrzewanej i stosowanych paliwach), w połączeniu z odpowiednimi wskaźnikami emisji, umożliwiają obliczenie wielkości emisji z tego typu źródeł.

Emisja liniowa szacowana jest na podstawie kilku rodzajów danych. Z bazy BDOT pobierana jest informacja przestrzenna o sieci drogowej. Pomiaru natężenia i struktury ruchu na drogach krajowych i wojewódzkich uzyskiwane są z Generalnego Pomiaru Ruchu, wykonywanego cyklicznie co 5 lat przez Główną Dyрекcję Dróg Krajowych i Autostrad, i uzupełniane przez dane z lokalnych pomiarów ruchu w skali powiatów, gmin oraz miast, a także dostępne niekiedy (np. dla Warszawy) informacje z zaimplementowanych modeli ruchu. Ponieważ nie wszystkie ulice są opomiarowane w zakresie natężenia ruchu, informację o emisjach komunikacyjnych ekstrapoluje się na pozostałe drogi za pomocą algorytmu, wykorzystującego m.in. informacje z bilansu sprzedaży paliw napędowych, prowadzonego przez KOBIZE. Ostateczną wielkość emisji z silników samochodowych oblicza się jako iloczyn długości drogi, natężenia ruchu oraz odpowiedniego wskaźnika emisji (wyrażonego w jednostce masy zanieczyszczenia na kilometr i zależnego od rodzaju pojazdu oraz przyjętej prędkości). Podobnie wyznaczana jest emisja pochodząca z parowania paliw oraz ze ścierania opon, tarcz hamulcowych etc. Odrębną kwestię stanowi wyznaczenie emisji pyłu wtórnice umoszonego. Dla tego rodzaju emisji nie została w UE opracowana ujednoczona metodyka, wykorzystano zatem metodę amerykańską (EPA). Pozwala ona na obliczenie wskaźników emisji pochodzącej z resuspensji, które zależne są od rozpatrywanej frakcji pyłu, ilości pyłu zalegającego na powierzchni  $1 \text{ m}^2$  ulicy w zależności od kategorii drogi, a także od masy

przejeżdżających pojazdów. Wielkość nanosu materiału ulegającego wtórnemu unoszeniu została zbadana w USA, a uzyskane rezultaty przystosowano do warunków polskich. Obliczone wskaźniki emisji, w zestawieniu z informacją o sieci drogowej oraz pomierzonymi bądź oszacowanymi danymi o natężeniu ruchu pozwalają wyznaczyć wielkość emisji pyłu na skutek resuspensji.

Całkowita zinwentaryzowana emisja  $PM_{10}$  z terenu Warszawy wyniosła średnio w 2013-2014 6500  $Mg\ rok^{-1}$ , zaś w przypadku  $PM_{2.5}$  – 2230  $Mg\ rok^{-1}$ . Dla potrzeb modelowania zgromadzono także dane o emisjach pyłu z obszaru pasa o szerokości 30 km, otaczającego Warszawę, który stanowi bezpośredni obszar źródłowy emisji napływowej pyłu. Całkowitą emisję z tego terenu oszacowano na 17 400  $Mg\ rok^{-1}$  dla  $PM_{10}$  i 10 900  $Mg\ rok^{-1}$  dla  $PM_{2.5}$ .

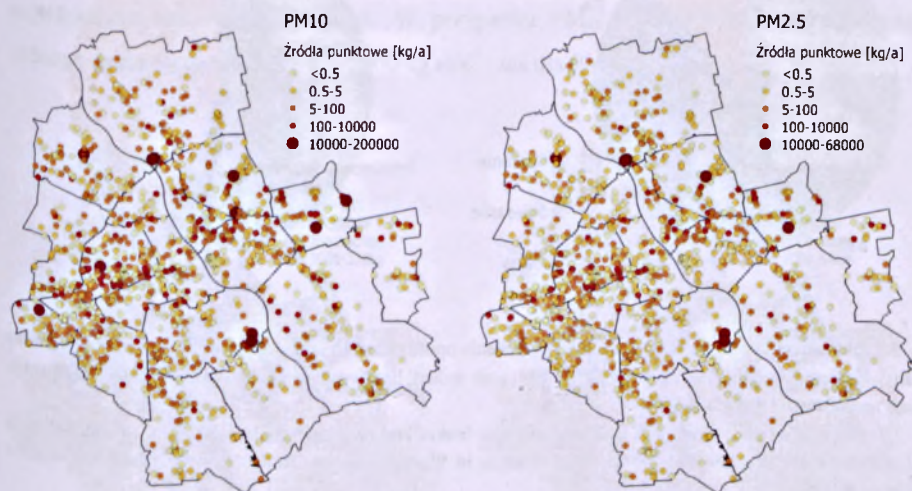


Rys. 3.5. Wielkość emisji pyłu  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$  [ $Mg\ rok^{-1}$ ] z poszczególnych typów źródeł, na terenie Warszawy oraz w obszarze otaczającego ją pasa o szerokości 30 km. Etykiety wskazują procentowy udział źródeł w całkowitej emisji. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie (WIOŚ).

Fig. 3.5. Emission of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  [ $Mg\ a^{-1}$ ] from different types of emission sources, from the area of Warsaw and the surrounding band of 30 km width. The labels indicate percent share of sources in the total emission. Source: Author's own elaboration based on data from Voivodship Inspectorate of Environmental Protection in Warsaw (WIOŚ).

Mimo, iż Warszawa nie należy do miast wysokoprzemysłowych, liczba zinwentaryzowanych emitatorów punktowych jest dość znaczna i wynosi około 1800. Należy przy tym zaznaczyć, że w tym wypadku, jako odrębne emitatory traktuje się wszystkie kominy, nawet znajdujące się na terenie jednego zakładu. Całkowita roczna emisja pyłu  $PM_{10}$  ze źródeł punktowych na terenie Warszawy to około 1010  $Mg$ , natomiast dla  $PM_{2.5}$  – około

370 Mg. W pasie otaczającym Warszawę liczba emitorów punktowych jest niewielka, co przekłada się na emisję  $470 \text{ Mg rok}^{-1} \text{ PM}_{10}$  oraz  $220 \text{ Mg rok}^{-1} \text{ PM}_{2.5}$ . Udział emisji ze źródeł punktowych na terenie Warszawy stanowi ok. 15% całkowitej emisji  $\text{PM}_{10}$  i ok. 17% w przypadku  $\text{PM}_{2.5}$ . W obszarze podwarszawskim są to wartości zdecydowanie mniejsze – ok. 3% i 2%, odpowiednio dla  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_{2.5}$  (por. rysunek 3.5). Rozmieszczenie punktowych źródeł emisji  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_{2.5}$  przedstawia rysunek 3.6 (dane dotyczą lat 2013-2014).

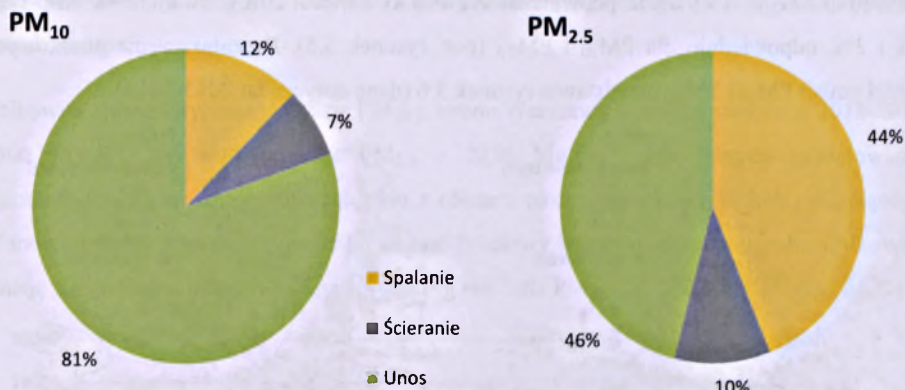


Rys. 3.6. Rozmieszczenie punktowych źródeł emisji  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_{2.5}$  w Warszawie wraz z wielkością emisji [ $\text{kg rok}^{-1}$ ]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ.

Fig. 3.6. Location of emission point sources of  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$  in Warsaw, along with their emission volume [ $\text{kg a}^{-1}$ ]. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ.

Najważniejszymi w tej kategorii emitentami pyłu są zakłady produkujące energię i ciepło, w tym przede wszystkim elektrociepłownie: Siekierki, Żerań, Ursus i Kawęczyn, Ciepłownia Wola oraz ciepłownia w Międzyzlesiu, a także kotłownie w Zielonce, Wesołej i na terenie Zakładów Remontowo Budowlanych WAM Sp. z o.o. w dzielnicy Rembertów. Większość z wymienionych instalacji opalanych jest węglem kamiennym, natomiast w przypadku Ciepłowni Wola stosowanym paliwem jest olej opałowy lekki. Istotne znaczenie dla emisji pyłów mają także największe zakłady przemysłowe: Huta Arcelor, fabryka firmy Procter & Gamble Operations Sp. z o.o., producent bloczków betonowych Prefabet Warszawa S.A., zakłady brukarskie LIBET S.A. i POLBRUK S.A., wytwórnia mas bitumicznych Budimex S.A. oraz zakłady przemysłu farmaceutycznego – CIECH Polfa Sp. z o.o. i Polfa Tarchomin S.A. Znacznymi emisjami pyłu charakteryzują się również zakłady związane z gospodarką odpadami – m.in. składowisko odpadów Radiowo, instalacje na terenie przedsiębiorstwa Remondis Sp. z o.o. oraz Zakład Unieszkodliwiania Stałych Odpadów Komunalnych przy ul.

Gwarków (spalarnia odpadów). Dość wysokie emisje pyłu mają też miejsce ze źródeł punktowych należących do Miejskich Zakładów Autobusowych Sp. z o.o., PKP S.A., PKP Cargo, oraz zakładów FSO.



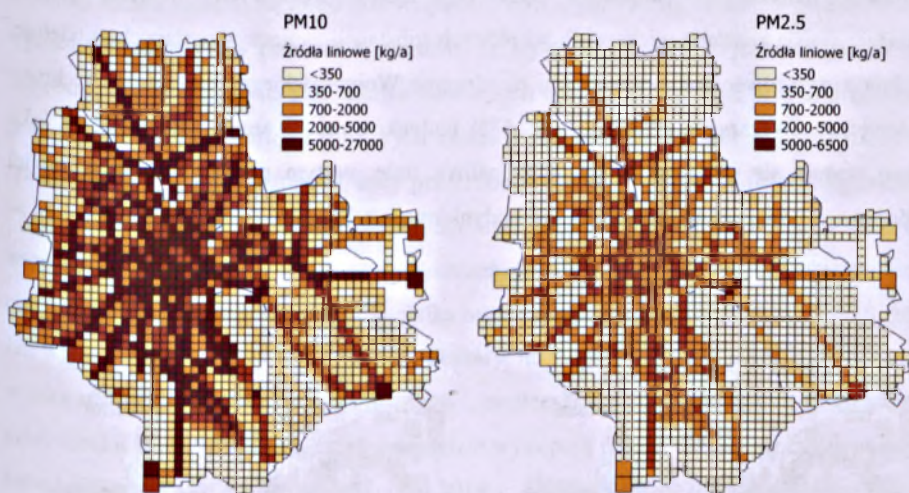
Rys. 3.7. Udział emisji ze spalania w silnikach, ścierania opon, okładzin hamulcowych i nawierzchni dróg oraz unosu wtórnego w całkowitej emisji PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub> ze źródeł liniowych w Warszawie. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ.

Fig. 3.7. Share of exhaust emissions, abrasion of tyres, brakes and road surface, as well as resuspended dust in total emissions of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub> from linear sources in Warsaw. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ.

Emisja ze źródeł liniowych stanowi w Warszawie, podobnie jak w innych dużych miastach europejskich, zdecydowanie największy odsetek całkowitej emisji pyłów. W latach 2013-2014 wyniosła ona 4460 Mg rok<sup>-1</sup> (PM<sub>10</sub>) oraz 1070 Mg rok<sup>-1</sup> (PM<sub>2,5</sub>), co stanowi odpowiednio 69% i 48% całkowitej emisji PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub>. W pasie otaczającym Warszawę udział tego rodzaju źródeł jest natomiast zdecydowanie niższy i wynosi 28% emisji w przypadku PM<sub>10</sub> i zaledwie 11% w przypadku PM<sub>2,5</sub>, co przekłada się na wartości absolutne wynoszące odpowiednio 4890 Mg rok<sup>-1</sup> i 1170 Mg rok<sup>-1</sup>. Największy udział w pył pochodzącym ze źródeł liniowych ma pył wtórnie unoszony, który stanowi 81% emisji PM<sub>10</sub> i 46% emisji PM<sub>2,5</sub> (por. rysunek 3.7). Jest to pył głównie pochodzenia mineralnego, stąd tak znaczna zawartość frakcji PM<sub>10</sub>. Badania prowadzone w różnych miastach Europy wykazują, iż w zależności od lokalizacji, od 50% do 90% masy PM<sub>10</sub> pochodzącego z transportu, to pył unoszony (ETC/ACC, 2010), zatem wartości uzyskane dla Warszawy stanowią jedne z wyższych w Europie. W przypadku PM<sub>2,5</sub>, emisja z procesów spalania w silniku jest niemal tak samo wysoka jak pyłu unoszonego, i stanowi 44% całkowitej emisji liniowej, podczas gdy w przypadku PM<sub>10</sub> jest to tylko 12%. Emisja cząstek ze ścierania opon, jezdni i hamulców stanowi najmniejszą frakcję emisji transportowej – odpowiednio 7% i 10% dla PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub>.



Ze względu na swą specyfikę, emisje liniowe, a także powierzchniowe, inwentaryzowane są do postaci tzw. katastra emisji, czyli ekstrapolowane do postaci siatki, w której każdemu oczku przypisana jest sumaryczna wielkość emisji danego typu z całego obszaru tego oczka (por. rysunki 3.8 i 3.9). Jak widać z rysunku 3.8, kataster emisji liniowej odwzorowuje przebieg głównych arterii komunikacyjnych w mieście. Największe emisje, przekraczające 5000 kg rok<sup>-1</sup> z powierzchni jednego oczka, występują w centrum oraz w okolicach największych tras samochodowych. W przypadku PM<sub>10</sub>, maksymalna wielkość emisji z jednego oczka sięga wartości do 27000 kg rok<sup>-1</sup>, zaś dla PM<sub>2.5</sub> – 6500 kg rok<sup>-1</sup>.



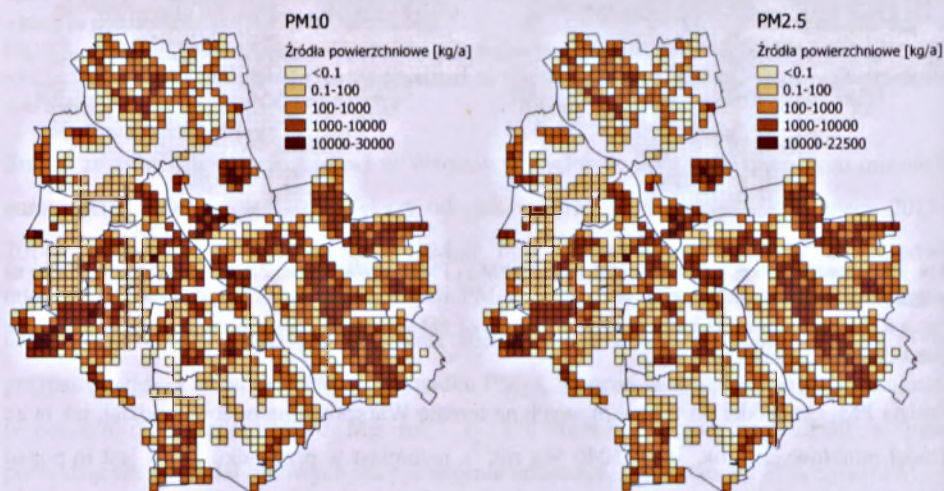
Rys. 3.8. Kataster (500 m x 500 m) emisji liniowej PM<sub>10</sub> i PM<sub>2.5</sub> w Warszawie. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ.

Fig. 3.8. Linear emission cadastre (500 m x 500 m) of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in Warsaw. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ.

Emisja PM<sub>10</sub> ze źródeł powierzchniowych na terenie Warszawy ma podobny udział, jak ta ze źródeł punktowych – ok. 16% (1040 Mg rok<sup>-1</sup>), natomiast w przypadku PM<sub>2.5</sub> jest to ponad 35% (790 Mg rok<sup>-1</sup>). Znacznie większe udziały emisji powierzchniowej odnotowane zostały dla terenów podmiejskich – 69% (12060 Mg rok<sup>-1</sup>) w przypadku PM<sub>10</sub> i aż 87% (9500 mg rok<sup>-1</sup>) dla PM<sub>2.5</sub>.

Problem emisji z sektora komunalno-bytowego nie jest w Warszawie tak istotny, jak w wielu innych polskich miastach. Ma to związek z faktem, iż znaczna część obszaru miasta ogrzewana jest w sposób zorganizowany, tj. poprzez miejską sieć ciepłowniczą, której operatorem jest Veolia Energia Polska S.A. Sieć ta dostarcza ciepło do ok 55% powierzchni mieszkalnej w Warszawie, przede wszystkim w Śródmieściu, na Mokotowie, Woli, Ochocie,

Ursynowie i Bielanych, a sumaryczna kubatura ogrzewanych budynków wynosi ok. 230 mln m<sup>3</sup> (dane firmy Veolia S.A.). Jak pokazano na rysunku 3.9, największe nasilenie emisji z ogrzewania indywidualnego ma miejsce w Ursusie oraz na znacznych obszarach Targówka, Pragi Północ, Pragi Południe oraz Wawra. W wymienionych dzielnicach najliczniej występuje zabudowa jednorodzinna. W przypadku PM<sub>10</sub>, wielkość emisji z obszaru jednego oczka siatki sięgać może 30000 kg rok<sup>-1</sup>, natomiast dla PM<sub>2.5</sub> wartość ta wynosi ok. 22500 kg rok<sup>-1</sup>. Należy jednak podkreślić, iż dzięki relatywnie dobrej sytuacji materialnej mieszkańców stolicy, rzadziej niż w innych rejonach kraju ma tu miejsce stosowanie najgorszych jakościowo paliw (np. mułów węglowych), których spalanie powoduje emisję znacznie większej ilości różnych substancji zanieczyszczających powietrze. Zgodnie z oszacowaniami wykonanymi na zlecenie Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie (WIOŚ), w ok. 58% budynków ogrzewanych indywidualnie, jako paliwo stosuje się gaz, zaś w ok. 42% paliwa stałe, w tym przede wszystkim węgiel (obliczenia w odniesieniu do powierzchni budynków mieszkalnych) (dane WIOŚ).

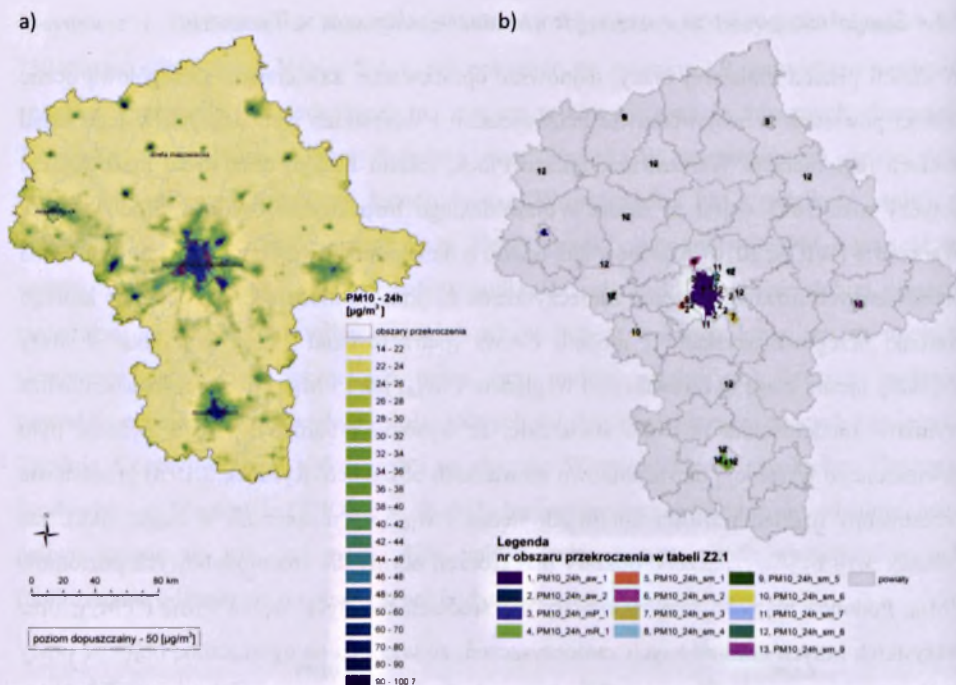


Rys. 3.9. Kataster (500 m x 500 m) emisji powierzchniowej PM<sub>10</sub> i PM<sub>2.5</sub> w Warszawie. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ.

Fig. 3.9. Areal emission cadastre (500 m x 500 m) of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in Warsaw. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ.

### 3.1.4 Stan jakości powietrza w województwie mazowieckim oraz w Warszawie

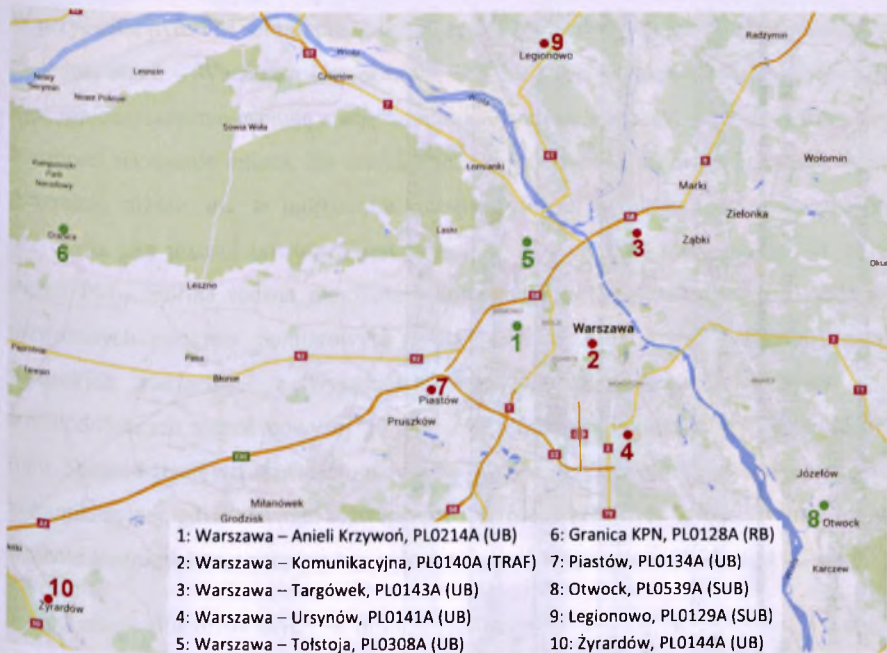
W chwili pisania niniejszej pracy, najnowsze opracowanie, zawierające szczegółową ocenę jakości powietrza w województwie mazowieckim i wszystkich wchodzących w jego skład strefach (aglomeracja Warszawska, miasto Płock, miasto Radom oraz strefa mazowiecka) dotyczy roku 2015 – jest to raport Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie (WIOŚ, 2016). Opracowanie oparto o dane pomiarowe oraz wyniki modelowania przestrzennych rozkładów stężeń zanieczyszczeń za pomocą modelu CALPUFF, dla którego warunki brzegowe uzyskano z modelu CAMx (patrz rozdział 2.6.4). Wszystkie 4 strefy uzyskały łączną klasę C zarówno pod względem  $PM_{2,5}$ , jak i  $PM_{10}$ . Niemniej jednak, analiza wyników modelowania pozwala stwierdzić, iż wysokie i bardzo wysokie stężenia pyłu zawieszonego występują na stosunkowo niewielkich obszarach. Rysunek 3.10 a) przedstawia przestrzenny rozkład wartości dobowych stężeń  $PM_{10}$  (36. maksimum w ciągu roku), zaś rysunek 3.10 b) – wyznaczone obszary przekroczeń normy dla średniodobowych poziomów  $PM_{10}$ . Podobne mapy wykonane zostały dla średnich rocznych stężeń  $PM_{10}$  i  $PM_{2,5}$ , oraz wszystkich innych normowanych zanieczyszczeń; ze względu na ograniczoną objętość pracy nie będą tu one zaprezentowane – Czytelnika odsyła się do literatury źródłowej: WIOŚ, 2016. Jak wynika z analiz WIOŚ w Warszawie, obszary, na których występuje zbyt duża liczba dni w roku ze stężeniami  $PM_{10}$  powyżej  $50 \mu\text{g m}^{-3}$ , zamieszkuje 40% mieszkańców województwa mazowieckiego, zaś 2% ludności – tereny gdzie występują przekroczenia normy rocznej tego zanieczyszczenia. W przypadku  $PM_{2,5}$ , w 2014 r. 5% mieszkańców Mazowsza narażonych było na stężenia średnioroczne przekraczające poziom dopuszczalny fazy I (obowiązujący aktualnie:  $25 \mu\text{g m}^{-3}$ ), a 21% – na stężenia powyżej poziomu dopuszczalnego fazy II (standard mający zostać wprowadzony w UE w niedalekiej przyszłości:  $20 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Jako główną przyczynę występowania ponadnormatywnych stężeń zanieczyszczeń pyłowych w województwie mazowieckim wskazuje się emisję związaną z ogrzewaniem mieszkań w sektorze komunalno-bytowym, a także fakt występowania znacznego napływu zanieczyszczeń spoza województwa. W aglomeracji Warszawskiej istotnym udziałem charakteryzuje się także emisja ze źródeł liniowych – związanych z transportem drogowym. Odmiennie niż w obszarach wysokich stężeń pyłu na południu Polski (zwłaszcza w województwie śląskim), w województwie mazowieckim udział emisji z przemysłowych źródeł punktowych jest niewielki i nie ma znaczącego wpływu na występowanie przekroczeń poziomów normatywnych.



Rys. 3.10. a) Przestrzenny rozkład wartości dobowych stężeń PM<sub>10</sub> (36. maksimum w ciągu roku) w roku 2015 na terenie województwa mazowieckiego. b) Obszary przekroczeń średniodobowego poziomu dopuszczalnego pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> w roku 2015 na terenie województwa mazowieckiego. Źródło: WIOŚ (2016).

Fig. 3.10. a) Spatial distribution of daily mean PM<sub>10</sub> concentrations (36<sup>th</sup> maximum during calendar year) in 2015 in the Masovian Voivodship. b) Areas of exceedances of the daily mean limit value of PM<sub>10</sub> in 2015 in the Masovian Voivodship. Source: WIOŚ (2016).

Jak wynika z rysunku 3.10, najczęstsze przekroczenia poziomów dopuszczalnych obserwowane są na obszarze Warszawy i okolicznych miejscowości. W tym rejonie, w analizowanych latach 2013-2014, znajdowało się 10 stacji monitoringu jakości powietrza, prowadzących pomiar stężeń zanieczyszczeń pyłowych – ich rozmieszczenie prezentuje rysunek 3.11. Podsumowanie wyników pomiarów PM<sub>2.5</sub> i PM<sub>10</sub> w latach 2013-2014 na tych stacjach prezentują odpowiednio tabele 3.2 oraz 3.3. Podane wartości pochodzą z Rocznych Ocen Jakości Powietrza, opracowywanych przez WIOŚ w Warszawie. W dalszej części pracy, w celu weryfikacji wyników modelowania, wykorzystano dane o rozdzielczości czasowej 24h, zamieszczone w Banku Danych Pomiarowych GIOŚ. Obliczenia własne na danych surowych dają w niektórych wypadkach nieco inne wyniki podstawowych statystyk opisowych, czego powodem może być prawdopodobnie metodyka ewaluacji ciągów danych pomiarowych stosowana w Rocznych Ocenach Jakości Powietrza, skutkująca odrzuceniem niektórych pomiarów jako błędnych lub wątpliwych.



Rys. 3.11. Rozmieszczenie stacji monitoringu jakości powietrza w Warszawie i okolicznych miejscowościach (uwzględniono jedynie punkty pomiaru  $PM_{10}$  – kolor zielony, oraz  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$  – kolor czerwony). UB – stacja tła miejskiego; SUB – stacja tła podmiejskiego; TRAF – stacja komunikacyjna; RB – stacja tła regionalnego. Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem Google Maps ([www.maps.google.com](http://www.maps.google.com)).

Fig. 3.11. Location of the air quality measurement stations in Warsaw and its neighbourhood (only  $PM_{10}$  (green), and  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$  (red) measurement sites are shown). UB – urban background site; SUB – suburban site; TRAF – traffic site; RB – regional background site. Source: Author's own elaboration, with the use of Google Maps ([www.maps.google.com](http://www.maps.google.com)).

Tabela 3.2. Zestawienie wyników pomiarów stężeń  $PM_{2.5}$  w latach 2013-2014 na stacjach zlokalizowanych w Warszawie i okolicznych miejscowościach. Czcionką pogrubioną wyróżniono przekroczenia wartości normatywnych. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GIOŚ.

Table 3.2. Summary of measurement results of the  $PM_{2.5}$  levels in 2013-2014 observed at stations in Warsaw and its neighbourhood. Bold type indicates exceedances of the air quality standards. Source: Author's own elaboration based on data from GIOŚ.

$PM_{2.5}$ [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]		Komunikacyjna	Targówek	Ursynów	Piastów	Legionowo	Żyrardów
średnia roczna	2013	<b>31,2</b>	23,6	22,4	<b>27,1</b>	-	-
	2014	<b>30,0</b>	<b>25,5</b>	23,0	<b>27,6</b>	<b>31,4</b>	<b>28,2</b>
średnie 24h:							
	min	2013	BD	BD	BD	BD	-
	2014	8,6	5,4	1,8	1,3	2,8	4,6
max	2013	BD	BD	BD	BD	-	-
	2014	78,1	106,7	81,6	117,9	156,5	99,4

Tabela 3.3. Zestawienie wyników pomiarów stężeń  $PM_{10}$  w latach 2013-2014 na stacjach zlokalizowanych w Warszawie i okolicznych miejscowościach. Czcionką pogrubioną wyróżniono przekroczenia wartości normatywnych. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GIOŚ.

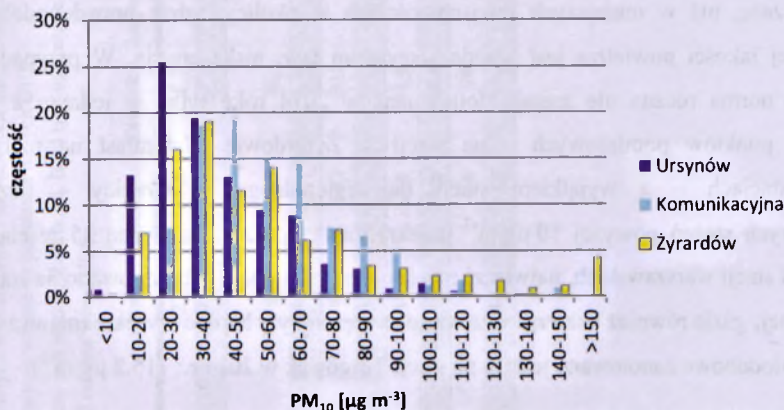
Table 3.3. Summary of measurement results of the  $PM_{10}$  levels in 2013-2014 observed at stations in Warsaw and its neighbourhood. Bold type indicates exceedances of the air quality standards. Source: Author's own elaboration based on data from GIOŚ.

$PM_{10}$ [ $\mu g m^{-3}$ ]	Anteili Krzywoni	Komunikacyjna	Targówek	Ursynów	Tolstoja	Granica	Piastów	Otwock	Legionowo	Żyrardów
<i>średnia roczna</i>	2013 30,5	39,7	32,0	33,8	30,3	21,5	35,5	38,2	33,5	37,2
	2014 33,1	41,7	33,7	29,3	30,7	25,2	36,2	41,9	35,6	<b>57,5</b>
min	2013 BD	BD	BD	BD	BD	BD	BD	BD	BD	BD
	2014 3,8	9,3	6,9	5,5	2,9	3,6	3,1	3,8	5,1	7,2
max	2013 BD	BD	BD	BD	BD	BD	BD	BD	BD	BD
	2014 108,5	102,9	115,2	82,7	97,1	102,0	136,1	235,0	141,9	220,1
36. max	2013 <b>52,6</b>	<b>64,9</b>	<b>52,6</b>	<b>55,2</b>	<b>53,4</b>	39,9	<b>62,1</b>	<b>74,9</b>	<b>60,9</b>	<b>65,8</b>
	2014 <b>53,7</b>	<b>64,5</b>	<b>56,6</b>	<b>51,0</b>	<b>51,5</b>	46,7	<b>59,9</b>	<b>78,6</b>	<b>67,1</b>	<b>110,3</b>
liczba przekroczeń	2013 37	75	38	46	40	16	66	70	57	73
	2014 <b>58</b>	<b>84</b>	<b>61</b>	<b>36</b>	<b>40</b>	27	<b>65</b>	<b>98</b>	<b>70</b>	<b>165</b>

W przypadku pyłu  $PM_{2,5}$  brak przekroczeń normy rocznej w obu latach obserwowano jedynie na jednej stacji – Warszawa Ursynów. W obrębie stacji warszawskich, najwyższe stężenia tego zanieczyszczenia cechują stację komunikacyjną, co wskazuje na wysoki udział emisji z transportu na terenie miasta. Na stacjach tła miejskiego w Warszawie notowane stężenia są generalnie niższe, niż w mniejszych miejscowościach w okolicy, gdzie prawdopodobną przyczyną złej jakości powietrza jest przede wszystkim tzw. niska emisja. W przypadku stężeń  $PM_{10}$ , norma roczna nie została dotrzymana w 2014 roku tylko w jednym z 10 rozważanych punktów pomiarowych – na stacji w Żyrardowie. Natomiast na niemal wszystkich stacjach – z wyjątkiem stacji tła regionalnego w Granicy – liczba średniodobowych stężeń powyżej  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  przekraczała dopuszczalną liczbę 35 w ciągu roku. Spośród stacji warszawskich, najwięcej przekroczeń tej wartości obserwowano na stacji komunikacyjnej, gdzie również bezwzględne wartości stężeń były bardzo wysokie (najwyższe stężenie średniodobowe zanotowano jednak na stacji Targówek w 2014 r.:  $115.2 \mu\text{g m}^{-3}$ ).

Wśród stacji zlokalizowanych w mniejszych miejscowościach, w Piastowie i Legionowie obserwowane poziomy  $PM_{10}$  są porównywalne do wartości notowanych w punktach tła miejskiego w Warszawie. Nieco wyższe stężenia uzyskano dla Otwocka, zaś najwyższą wartość zanotowano w Żyrardowie, gdzie średnioroczne stężenie w roku 2014 ( $57.5 \mu\text{g m}^{-3}$ ) przekroczyło wartość zaobserwowaną dla stacji komunikacyjnej w Warszawie. Liczba przekroczeń normy średniodobowej w roku 2013 w Żyrardowie oraz na stacji komunikacyjnej jest porównywalna, jednak w roku kolejnym na stacji w Żyrardowie zanotowano ich niemal dwukrotnie więcej, zaś stężenie maksymalne na tej stacji sięgnęło  $220.1 \mu\text{g m}^{-3}$  (podczas gdy w przypadku stacji komunikacyjnej w Warszawie wyniosło  $102.9 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Wskazuje to, iż rozkład stężeń  $PM_{10}$  w Żyrardowie charakteryzuje się występowaniem wyższych wartości w obrębie prawego końca tego rozkładu, niż ma to miejsce w przypadku stacji w Warszawie. Porównanie statystycznych rozkładów częstości dla stężeń  $PM_{10}$  w roku 2014 na trzech stacjach: Komunikacyjna, Ursynów i Żyrardów zostało przedstawione na rysunku 3.12. Wszystkie rozkłady są prawoskośne, niemniej jednak mediany dla stacji: Komunikacyjna oraz Żyrardów są wyraźnie wyższe niż w przypadku punktu Ursynów, a ponadto na tych dwóch stacjach częściej obserwowane są wartości przekraczające  $100 \mu\text{g m}^{-3}$ . W przypadku stacji komunikacyjnej prawdopodobną przyczyną tej sytuacji jest występowanie znacznych emisji związanych ze ścieraniem części samochodowych i nawierzchni dróg oraz wtórnym unoszeniem pyłu z powierzchni jezdni (Uchwała nr 186/13 Sejmiku województwa mazowieckiego z dnia 25 listopada 2013 r. – Program ochrony powietrza dla strefy

aglomeracja warszawska), zaś jako główną przyczynę przekroczeń stężeń dopuszczalnych w Żyrardowie wskazuje się emisję ze źródeł powierzchniowych, związanych z indywidualnym ogrzewaniem budynków (Uchwała nr 164/13 Sejmiku województwa mazowieckiego z dnia 28 października 2013 r. – Program ochrony powietrza dla strefy mazowieckiej).



Rys. 3.12. Statystyczny rozkład częstości stężeń PM<sub>10</sub> w roku 2014 na wybranych stacjach. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych GIOŚ.

Fig. 3.12. Statistical distribution of PM<sub>10</sub> concentrations in 2014 at selected stations. Source: Author's own elaboration based on data from GIOŚ.

Stan jakości powietrza pod względem pyłu zawieszonego jest w Polsce niezadowalający, co wskazują wyniki oceny rocznej za rok 2014. Województwo mazowieckie, choć nie należy do obszarów o największym zanieczyszczeniu PM w Polsce, również doświadcza problemów związanych z nadmiernymi stężeniami pyłu, zwłaszcza w obszarach silnie zurbanizowanych, a przede wszystkim w aglomeracji warszawskiej i jej okolicach. Sama Warszawa liczy 1.744 mln mieszkańców (dane za 2016 r.), zaś dane o wielkości populacji całej aglomeracji różnią się, w zależności od założonej definicji granic tego obszaru (w chwili obecnej nie istnieje jedna, ogólnie przyjęta delimitacja aglomeracji warszawskiej). Zgodnie z podziałem statystycznym kraju na podregiony (NUTS 3/NTS 3<sup>11</sup>), do aglomeracji warszawskiej wlicza się obszar miasta stołecznego Warszawy oraz podregiony Warszawski wschodni i Warszawski zachodni, których sumaryczna populacja wynosi 3.336 mln (GUS, 2016). W związku z tym, liczba ludności potencjalnie narażonej na negatywne skutki zanieczyszczeń

<sup>11</sup> NUTS (ang. *Nomenclature of territorial units for statistics*) – hierarchiczna, nieadministracyjna klasyfikacja Jednostek Terytorialnych do Celów Statystycznych, używana w Unii Europejskiej. Poziom NUTS 3 odnosi się do najbardziej szczegółowego podziału na tzw. podregiony (grupujące zwykle kilka powiatów), których w Polsce wyróżniono 72. NTS (Nomenklatura Jednostek Terytorialnych do Celów Statystycznych) to polski odpowiednik klasyfikacji NUTS, którego pierwsze trzy poziomy (regiony, województwa i podregiony) pokrywają się z klasyfikacją NUTS. NTS wprowadza jednak dwa dodatkowe poziomy lokalne (powiaty i gminy).



pyłowych w tym regionie jest znaczna, co potwierdza zasadność intensyfikacji badań naukowych oraz poszerzania wiedzy w zakresie oddziaływania pyłu na zdrowie mieszkańców rozpatrywanego obszaru.

### 3.2. Modelowanie stężeń pyłu

#### 3.2.1 *Charakterystyka modelu CALPUFF*

Wykorzystany w pracy model CALPUFF, należący do grupy Gaussowskich modeli obłoku (por. rozdział 2.6.4), jest od 2003 roku zawarty w wytycznych Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska, jako zalecany w Stanach Zjednoczonych do celów regulacyjnych w różnych skalach przestrzennych, z uwzględnieniem przepływu w terenie złożonym (EPA, 2003, 2005). Model CALPUFF jest także rekomendowany przez dwie amerykańskie grupy robocze, zajmujące się jakością powietrza: *Federal Land Managers Air Quality Workgroup* (FLAG, 2010) oraz *Interagency Workgroup on Air Quality Modeling* (IWAQM, 1998). Model jest ciągle rozwijany i przygotowywane są kolejne jego wersje, w tym najnowsza wersja 7, dostępna od czerwca 2015 r., niemniej jednak stosowaną w chwili obecnej do celów regulacyjnych w U.S.A. jest wersja 5.8.4, opublikowana w lipcu 2013 r. Model CALPUFF stosowany był w ponad 100 krajach, z czego w kilku jest zarejestrowany jako model zalecany do analiz dotyczących ocen jakości powietrza oraz w celu ustalenia, czy spełnione są normy prawne w zakresie standardów jakości powietrza (Barclay i Scire, 2011). CALPUFF może być stosowany do modelowania w obszarach o rozciągłości rzędu dziesiątek do setek kilometrów, i najczęściej określany jest jako narzędzie właściwe do symulacji regionalnych (<200 km) (Holmes i Morawska, 2006) oraz w skali miejskiej (Holnicki i in., 2016; Holnicki i in., 2017). CALPUFF jest modelem wielowarstwowym, niestacjonarnym, pracującym w układzie Lagrange'a. Przyjęto w nim założenie, iż emitowany ładunek zanieczyszczeń podzielić można na ładunki cząstkowe (obłoki), wprowadzane do powietrza w pewnych przedziałach czasu  $\Delta t$ . Ponieważ każdy obłok zawierać może inny ładunek substancji zanieczyszczających, umożliwia to bardzo dokładny opis zmienności pola emisji (Szczygłowski, 2007). Obłoki poruszają się niezależnie od siebie w całej siatce obliczeniowej, a transport każdego z nich determinowany jest przez lokalne warunki meteorologiczne. CALPUFF uwzględnia emisje zanieczyszczeń z czterech rodzajów źródeł: punktowych, liniowych, powierzchniowych oraz objętościowych. Jego najważniejszą częścią jest moduł dyspersyjny, zasilany trójwymiarowym polem wiatru generowanym przez preprocesor meteorologiczny CALMET, który stanowi integralną część całego systemu modelowania.

CALMET jest modelem diagnostycznym, dla którego dane wejściowe stanowić mogą zarówno dane pomiarowe z jednej lub kilku stacji meteorologicznych, jak też wyniki symulacji uzyskane w postaci siatek z zaawansowanych modeli meteorologicznych, takich jak np. MM5 bądź WRF. Możliwe jest także uruchomienie modelu w trybie mieszanym, uwzględniającym zarówno dane pomiarowe, jak i modelowe. Parametry wykorzystywane przez CALMET dotyczą zarówno charakterystyki pogodowej najniższej – przy powierzchniowej – warstwy atmosfery (prędkość i kierunek wiatru, temperatura powietrza, wilgotność względna, ciśnienie, typ i wielkość opadu, wielkość zachmurzenia, wysokość podstawy chmur, wielkość promieniowania słonecznego), jak również kolejnych warstw, określanych w pionie za pomocą wartości ciśnień (wysokość geopotencjału, prędkość i kierunek wiatru, temperatura powietrza, wilgotność względna). Stan równowagi atmosfery jest określany przez model za pomocą obliczonej dla warstwy granicznej wartości skali długości Monina-Obuchowa. Model zawiera algorytmy parametryzujące niektóre efekty związane z ukształtowaniem terenu: spływ powietrza wzdłuż stoku, spływ powietrza w dolinie, blokowanie przepływu powietrza przez przeszkody terenowe, oraz efekty kinematyczne. W związku z tym, istotny jest właściwy dobór rozdzielczości siatki modelowania dla modelu CALMET – wielkość oczka powinna być tak dobrana, by umożliwić odwzorowanie najważniejszych charakterystyk ukształtowania terenu, a przez to właściwą reprezentację przepływów mezoskalowych w obrębie domeny modelowania (Barclay i Scire, 2011). Plik wejściowy do modelu CALMET zawiera, dla każdego oczka siatki, informację o średniej wysokości nad poziomem morza w obrębie tego oczka, a także kod określający przeważający typ pokrycia/użytkowania terenu, który z kolei determinuje wartość współczynnika szorstkości, istotnego dla modelowania przepływu powietrza (wiatru) w przyziemnej warstwie atmosfery.

Korzystając z pól wiatru generowanych przez model CALMET, CALPUFF przeprowadza symulację 1-godzinnych stężeń zanieczyszczeń gazowych oraz pyłowych, pozwala także wyznaczyć ich suchą i moką depozycję, oraz wpływ na widzialność (poprzez określenie współczynnika ekstynkcji – absorpcji światła przez substancje zawarte w atmosferze). Model CALPUFF najczęściej stosowany jest do modelowania masowych stężeń następujących związków: SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>), benzenu (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), CO, PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub>, metali śladowych i WWA (w tym przede wszystkim B(a)P) w pyłe PM<sub>10</sub> oraz LZO, jednakże lista ta może zostać poszerzona o inne związki o znanej emisji, których procesy dyspersji w atmosferze są analogiczne do wcześniej wymienionych. Nie jest to natomiast narzędzie pozwalające

modelować stężenia zanieczyszczeń wtórnych, takich jak np. ozon ( $O_3$ ). Model uwzględnia proste przemiany prowadzące do powstawania wtórnego aerozolu nieorganicznego, zaliczanego do PM, pomija jednak inne rodzaje pyłu wtórnego.

Wynikiem modelowania są stężenia (1-godzinne lub uśrednione np. dla 24 godzin lub całego roku), oszacowane w każdym z założonych punktów receptorowych. Receptory mogą być rozmieszczone w postaci regularnej siatki, zwykle o rozdzielczościach z przedziału od 250 m x 250 m do 10 km x 10 km, lub w sposób dowolny i nieregularny, np. z uwzględnieniem lokalizacji szczególnie istotnych z punktu widzenia użytkownika. Rozdzielczość pozioma i pionowa mogą być dobierane dowolnie, model nie posiada założonych odgórnie granic, niemniej jednak ważnym ograniczeniem jest zawsze moc obliczeniowa komputera i związana z nią czasochłonność symulacji.

Najważniejszą przewagą modelu CALPUFF (i wszystkich innych modeli obłoku) nad Gaussowskimi modelami smugi jest możliwość uwzględnienia czasowej i przestrzennej zmienności warunków meteorologicznych. Włączenie do modelu opisu parametrów meteorologicznych w wielu warstwach pozwala wziąć pod uwagę zjawisko pionowego skreću wiatru (ang. *vertical wind shear*), które może mieć istotne znaczenie dla dyspersji zanieczyszczeń. Ponadto, szereg zaimplementowanych w modelu CALPUFF algorytmów pozwala uwzględnić wpływ ukształtowania terenu, zjawisk zachodzących na pograniczu ładu i wody, efektu odchylenia smugi na szczycie emitora, częściowego zaniku smugi w warstwie inwersyjnej, a także depozycji zanieczyszczeń oraz ich przemian chemicznych (Rzeszutek i Oleniacz, 2015). Moduł chemiczny (MESOPUFF II lub RIVAD/ARM3) w modelu CALPUFF jest stosunkowo prosty i uwzględnia jedynie mechanizmy pseudo-pierwszorzędowych reakcji  $SO_2 \rightarrow SO_4^{2-}$  oraz  $NO_x \rightarrow HNO_3 \rightarrow NO_3^-$ . Odpowiednie współczynniki konwersji dla tych przemian są wyznaczone w kroku 1-godzinnym, na podstawie danych o natężeniu promieniowania słonecznego i wilgotności względnej pochodzących z modelu meteorologicznego, oraz dostarczonych w zewnętrznym pliku 1-godzinnym stężeniach ozonu, uzyskanych z sieci pomiarów bezpośrednich lub z innego modelu. Istnieje również możliwość zdefiniowania przez użytkownika własnych współczynników konwersji w cyklu 24-godzinnym, jednak w tej sytuacji będą one stałe dla całego okresu oraz obszaru modelowania (Scire i in., 2000).

Według autorów modelu CALPUFF, jego ważną zaletą jest możliwość symulacji dyspersji w warunkach niskich prędkości wiatru lub bezwietrznych – kiedy rozprzestrzenianie się

zanieczyszczeń opisuje jedynie rozkład normalny wewnątrz każdego z obłoków, natomiast przemieszczanie się obłoków wzdłuż trajektorii jest ograniczone. Jest to rzeczywiście ważne udoskonalenie w porównaniu z modelami smugi, niemniej jednak przy pewnej określonej konfiguracji innych parametrów atmosfery, wyniki modelowania stężeń pyłu w warunkach ciszy dają znacznie zawyżone rezultaty, co zostanie szerzej zilustrowane w dalszej części pracy.

Należy wspomnieć, że model CALPUFF może być stosowany także w sposób uproszczony, mający na celu symulację jedynie maksymalnych stężeń w określonej lokalizacji, aby umożliwić opis najgorszego możliwego przypadku oraz wspomóc identyfikację jego przyczyn dla celów zarządzania jakością powietrza. Przykład takiego zastosowania przesiewowego systemu CALMET/CALPUFF dla modelowania stężeń i depozycji  $\text{SO}_2$  został przedstawiony w raporcie EPA (1998). Wspomniany jednak wyżej problem przeszacowań stężeń w określonych warunkach meteorologicznych może służyć jako argument przeciwko implementacji modelu w trybie skringingu.

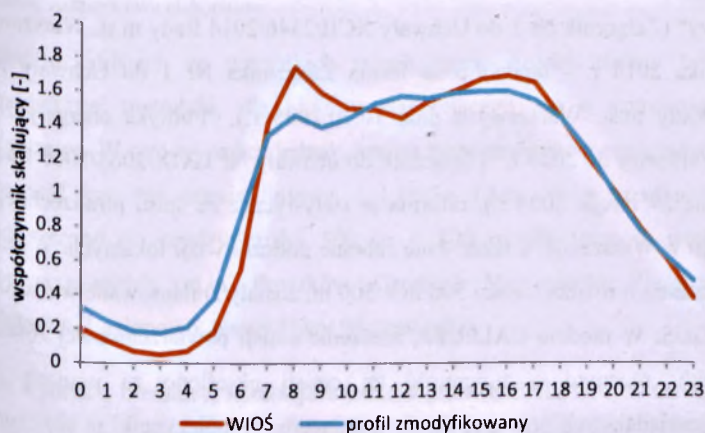
### 3.2.2 Dane wejściowe

Jak opisano w rozdziale 2.6.2, modele dyspersji zanieczyszczeń powietrza wymagają dostarczenia szeregu danych wejściowych, przede wszystkim danych meteorologicznych i emisyjnych.

W niniejszej pracy, preprocesor meteorologiczny CALMET został zasilony wynikami modelowania pól meteorologicznych, uzyskanymi z mezoskalowego modelu WRF (ang. *Weather Research and Forecasting Model*, National Center for Atmospheric Research (NCAR)) dla potrzeb Rocznych Ocen Jakości Powietrza w Województwie Mazowieckim za lata 2013 i 2014. Wyniki te udostępnione zostały dzięki uprzejmości Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie. Model WRF uruchomiony został w siatce 5 km x 5 km dla obszaru całego kraju. Danymi wejściowymi dla WRF były informacje pochodzące z pomiarów naziemnych, sondazy aerologicznych i obserwacji satelitarnych, gromadzone, przetwarzane i udostępniane w ramach projektu NCEP/NCAR Reanalysis (ang. *National Centers for Environmental Prediction/National Center for Atmospheric Research*), prowadzonego przez NOAA. Dla modułu CALMET, pracującego w siatce o rozdzielczości 5 km x 5 km, wykorzystano także informację przestrzenną, uwzględniającą ukształtowanie terenu (średnia wysokość nad poziomem morza w obrębie każdego z oczek siatki) oraz sposób jego użytkowania (kategoria przypisana zgodnie z klasyfikacją zawartą w bazie

CORINE Land Cover 2009 (CLC2009), stworzonej przez Europejską Agencję Środowiskową (EEA)).

Dane o wielkości emisji zostały udostępnione przez WIOŚ w Warszawie. Szczegółową inwentaryzację, w podziale na trzy podstawowe kategorie (patrz rozdział 3.1.3), przygotowała dla celów Rocznych Ocen Jakości Powietrza w Województwie Mazowieckim firma B.S. i P.P. Ekometria Sp. z o. o. Emisje ze źródeł punktowych dla największych źródeł podlegają obowiązkowi pomiarów, zaś w przypadku pozostałych emitatorów z tej kategorii dokonuje się oszacowań na podstawie znanych parametrów technologicznych. Dla każdego ze źródeł punktowych, poza wielkością emisji pyłu i jego prekursorów, wprowadzono do modelu także wysokość komina i średnicę przewodu kominowego, jak również temperaturę i prędkość wyrzutu gazów odlotowych. Źródłom punktowym, w zależności od ich rodzaju, przypisano jeden z dwóch typów zmienności – zmienność natężenia emisji w cyklu dobowym (24 współczynniki skalujące dla kolejnych godzin doby), lub zmienność w poszczególnych miesiącach (12 współczynników skalujących dla kolejnych miesięcy).



Rys. 3.13. Profil dobowej zmienności natężenia ruchu w Warszawie. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ oraz Zarządu Dróg Miejskich w Warszawie.

Fig. 3.13. Profile of diurnal variability of traffic intensity in Warsaw. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ and Municipal Roads Directorate in Warsaw.

Wielkość emisji liniowej pochodzącej z poszczególnych dróg została oszacowana (z wykorzystaniem wskaźników emisyjnych) na podstawie pomiarów natężenia i struktury ruchu drogowego, wykonanych w ramach projektów „Generalny pomiar ruchu w 2010 r. - pomiar ruchu na drogach krajowych” oraz „Pomiar ruchu na drogach wojewódzkich w 2010 r.”, zrealizowanych przez Transprojekt – Warszawa. Dane te również pochodzą z inwentaryzacji udostępnionej przez WIOŚ, jednak ich implementacja do modelu CALPUFF została

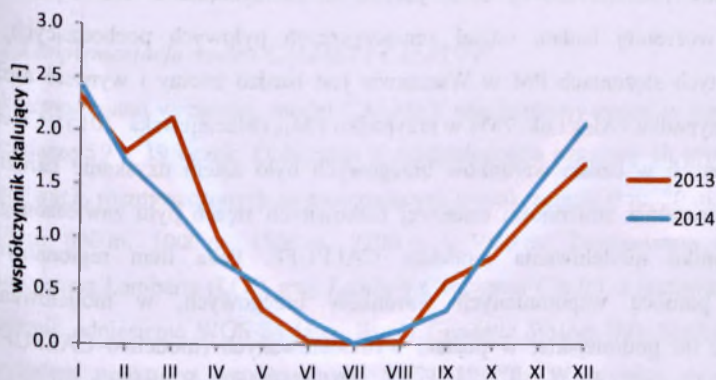
zmodyfikowana przez Autorkę na podstawie pomiarów ruchu prowadzonych w Warszawie w latach 2013-2014, których wyniki pozyskano z Zarządu Dróg Miejskich w Warszawie. Na ich podstawie obliczone zostały nowe współczynniki skalujące dla zmienności natężenia ruchu w cyklu dobowym. Współczynniki te uśredniono, z odpowiednimi wagami, dla dni roboczych oraz weekendów. W stosunku do założeń przyjmowanych w Rocznych Ocenach Jakości Powietrza w Województwie Mazowieckim, dobowy profil tej zmienności został nieco wygładzony, z mniej ostro zaznaczonymi szczytami komunikacyjnymi (por. rysunek 3.13). W dużych aglomeracjach miejskich, do których zalicza się Warszawa, natężenie ruchu jest bowiem w ciągu dnia nieustannie bardzo wysokie, spada jedynie w godzinach nocnych.

Dane o emisji ze źródeł powierzchniowych zostały zebrane dla tych obszarów zabudowy mieszkaniowej, dla których charakterystyczne jest występowanie licznych małych, indywidualnych instalacji spalania, użytkowanych przede wszystkim w celu ogrzewania pomieszczeń i podgrzewania wody. W celu obliczenia wielkości emisji, analizie poddane zostały m.in. "Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Miasta Stołecznego Warszawy" (Załącznik Nr 1 do Uchwały XCII/2346/2014 Rady m.st. Warszawy z dnia 16 października 2014 r. - ujednoliconą formą Załącznika Nr 1 do Uchwały Nr LXXXII/2746/2006 Rady m.st. Warszawy z dnia 10.10.2006 r.), "Polityka energetyczna miasta stołecznego Warszawy do 2020 r." (Załącznik do uchwały Nr LXIX/2063/2006 Rady m.st. Warszawy z dnia 27 lutego 2006 r.), informacje statystyczne ze spisu powszechnego Urzędu Statystycznego w Warszawie, a także dane zebrane podczas wizji lokalnych. Wyniki obliczeń, w postaci katastra o rozdzielczości 500 m x 500 m, zostały zbilansowane w oparciu o dane statystyczne GUS. W modelu CALPUFF, natężenie emisji powierzchniowej zostało wyskalowane w cyklu rocznym – zmienność tej emisji określono za pomocą 12 współczynników, odpowiadających poszczególnym miesiącom. Współczynniki te obliczono w oparciu o liczbę tzw. stopniodni grzania (StD) w Warszawie, oddzielnie dla lat 2013 i 2014. Liczbę StD w danym roku, na podstawie metody Eurostat, określa następujący wzór:

$$StD = \sum_{i=1}^N (18 - \bar{x}_i) \quad (3)$$

gdzie  $\bar{x}_i$  to średnie dobowe temperatury  $\leq 15^{\circ}\text{C}$ , zaś liczba 18 oznacza przyjętą temperaturę bazową, która odpowiada średniej temperaturze (w  $^{\circ}\text{C}$ ) wewnątrz budynków, pomniejszonej o zyski energii pochodzące ze źródeł wewnętrznych (Dopke, 2010). Obliczone wartości StD dla Warszawy wyniosły 3552 i 3224, odpowiednio dla 2013 i 2014 r., co oznacza iż w roku 2013 wystąpiło większe zapotrzebowanie na energię cieplną. Na podstawie StD wyliczonych dla

poszczególnych miesięcy, uzyskano przebieg zmienności natężenia emisji powierzchniowej w cyklach 12-miesięcznych, co pokazano na rysunku 3.14.



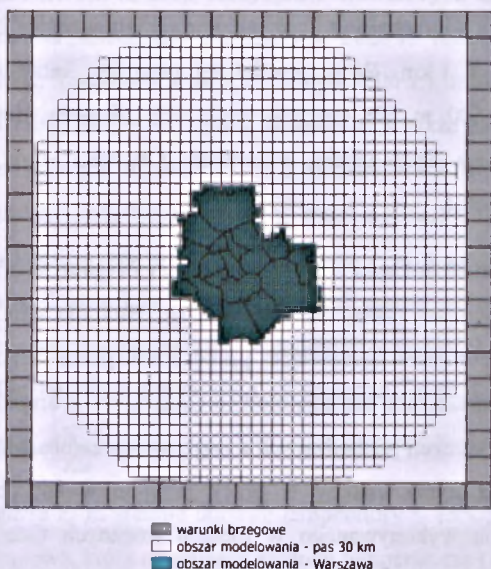
Rys. 3.14. Profile rocznej zmienności natężenia emisji ze źródeł powierzchniowych w Warszawie w latach 2013-2014. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 3.14. Profiles of yearly variability of intensity of emission from areal sources in Warsaw in 2013-2014. Source: Author's own elaboration.

Dane o emisjach ze wszystkich trzech typów źródeł zostały także zebrane, według analogicznej metodyki, dla obszaru stanowiącego pas o szerokości 30 km otaczający Warszawę. W tym wypadku jednak, emisja powierzchniowa zgromadzona została w siatce 2 km x 2 km, zaś emisja liniowa – 1 km x 1 km. W przypadku tej ostatniej, kataster zagęszczono do rozdzielczości 500 m x 500 m dla terenów większych miejscowości podwarszawskich (m.in. Pruszków, Grodzisk Mazowiecki, Piaseczno, Otwock, Marki, Wołomin, Legionowo, Nowy Dwór Mazowiecki).

Jak wynika z literatury, korelacja wyników modelu CALPUFF w uśrednieniu 24-godzinnym z danymi pomiarowymi ze stacji monitoringu jest często niezadowolająca (Holnicki i in., 2016). W pracy zaproponowano zatem podejście stanowiące próbę rozwiązania tego problemu, w granicach podyktowanych ograniczeniami samego modelu CALPUFF. Warunki brzegowe dla modelu, obrazujące tło zanieczyszczeń pochodzących z napływu spoza obszaru modelowania (nazywane dalej tłem regionalnym), zostały w pracy przyjęte w sposób nowatorski w porównaniu do modelowania wykonywanego w ramach Rocznych Ocen Jakości Powietrza, gdzie wprowadzane są jako warunki stałe, tzn. w każdym z oczek ramki, otaczającej obszar modelowania (patrz rysunek 3.15), wartość stężeń "brzegowych" jest niezmienna w ciągu całego roku. W niniejszej pracy wykorzystano natomiast warunki brzegowe zmienne w czasie, w rozdzielczości 1h. Odpowiednie dane pozyskano z

modelowania za pomocą modelu CAMx, które przeprowadzone zostało na zlecenie GIOŚ dla obszaru całego kraju, w siatce o rozdzielczości 5 km x 5 km, z warunkami brzegowymi z modelu EMEP (patrz rozdział 2.6.4), obrazującymi tło kontynentalne. Jak wynika z przeprowadzonych wcześniej badań, udział zanieczyszczeń pyłowych pochodzących z napływu w całkowitych stężeniach PM w Warszawie jest bardzo istotny i wynosić może nawet ok. 60% w przypadku  $PM_{2.5}$  i ok. 75% w przypadku  $PM_{10}$  (Maciejewska, 2015). Celem zastosowania zmiennych w czasie warunków brzegowych było zatem uzyskanie bardziej precyzyjnego odwzorowania zmienności czasowej całkowitych stężeń pyłu zawieszzonego, uzyskanych w wyniku modelowania modelem CALPUFF. Poza tłem regionalnym, obrazowanym za pomocą wspomnianych warunków brzegowych, w modelowaniu uwzględniono także tło podmiejskie, w postaci wymodelowanych (modelem CALPUFF) stężeń dla pasa o szerokości 30 km otaczającego Warszawę. Tło podmiejskie odzwierciedla napływ zanieczyszczeń z miejscowości podwarszawskich. Napływ spoza siatki modelowania (regionalny), jak również napływ podmiejski, zostały następnie zsumowane i w dalszej części pracy traktowane będą wspólnie. Określenie "pył pochodzący z napływu" (lub skrótowo PM\_tło) rozumieć należy zatem jako sumaryczny napływ PM w skali podmiejskiej oraz regionalnej (krajowej i kontynentalnej).



Rys.3.15. Schemat obszaru modelowania – Warszawa, otaczający ją pas terenu o szerokości 30 km oraz obszar brzegowy. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 3.15. Scheme of the modeling domain – Warsaw, the surrounding band of 30 km width, and the boundary frame. Source: Author's own elaboration.



Do modelu wprowadzono także dane dotyczące 1-godzinnych stężeń ozonu, uzyskane z modelu CAMx w siatce o rozdzielczości 5 km x 5 km. Dane te pochodzą z modelowania dla obszaru całej Polski, wykonanego na zlecenie GIOŚ przez B.S. i P.P. Ekometria Sp. z o. o.

### 3.2.3 Implementacja modeli CALMET i CALPUFF

Jak wspomniano wcześniej, model CALMET uruchomiony został w siatce 5 km x 5 km, o rozmiarze 19 x 19 oczek. Obliczenia z rozdzielczością czasową 1h prowadzone były w 10 warstwach, rozmieszczonych na następujących wysokościach: 0 m, 20 m, 40 m, 80 m, 160 m, 300 m, 600 m, 1000 m, 1500 m, 2200 m i 3000 m. Zastosowano stożkową projekcję konforemną Lamberta (LCC, ang. *Lambert Conformal Conic*), z rzutowaniem na elipsoidę w systemie odniesienia WGS-84 (ang. *World Geodetic System '84*). Siatka wycentrowana jest względem punktu o współrzędnych 52°N 19.3°E. W wyniku działania preprocesora CALMET obliczane są następujące parametry: temperatura powietrza, prędkość i kierunek wiatru, wilgotność względna, wielkość i typ opadu, klasa stabilności atmosfery według Pasquilla<sup>12</sup>, wysokość warstwy mieszania<sup>13</sup>, skala długości Monina-Obukhova (por. rozdział 2.6.2), prędkość tarciowa<sup>14</sup>, konwekcyjna skala prędkości<sup>15</sup>, a także stopień zachmurzenia<sup>16</sup>. Dla potrzeb obliczeń przyjęto założenie, iż sytuacje, gdy prognozowana prędkość wiatru jest niższa niż 0.5 m s<sup>-1</sup> klasyfikowane będą jako cisza atmosferyczna, zaś jako minimalną wysokość warstwy mieszania przyjęto pułap 50 m. Uwzględniono zjawisko pionowego uskoku wiatru oraz zaburzenia kierunku przepływu strug, powodowanego przez bariery w postaci budynków (ang. *building downwash*).

Poła parametrów meteorologicznych uzyskane z preprocesora CALMET zasilły model dyspersji CALPUFF. Modelowaniu poddano stężenia 7 zanieczyszczeń: pierwotnych cząstek stałych – PM<sub>10</sub> i PM<sub>2.5</sub>, prekursorów cząstek wtórnych – SO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub>, oraz zanieczyszczeń wtórnych – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> i HNO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Dla obszaru Warszawy uwzględniono emisje ze źródeł punktowych, liniowych i powierzchniowych znajdujących się na terenie miasta, a także napływ z pasa otaczającego Warszawę, gdzie poza wymienionymi podstawowymi trzema

<sup>12</sup> Klasyfikacja opracowana w 1961 r., opisująca intensywność turbulencji i stabilność atmosfery. Wyróżnia 6 klas: od klasy A/1 (najbardziej turbulentna) do klasy F/6 (najbardziej stabilna).

<sup>13</sup> Pionowy zasięg turbulencji; jest to miąższość warstwy, w obrębie której zanieczyszczenia powietrza ulegają rozprzestrzenianiu.

<sup>14</sup> Parametr określający kinetyczną energię ruchów turbulencyjnych przy powierzchni ziemi, generowaną wskutek istnienia gradientu prędkości. Wyznaczany jest na podstawie pionowego profilu prędkości wiatru w warunkach równowagi obojętnej i stałej.

<sup>15</sup> Wielkość zależna od kinetycznej energii ruchów turbulencyjnych, związanych z siłą wyporu. Definiowana jedynie w warunkach równowagi chwiejnej.

<sup>16</sup> Wyznaczany w tym przypadku na podstawie prognozowanej wartości wilgotności względnej.

typami źródeł, uwzględniono także emisję z sektora rolniczego, tj. z hodowli zwierząt, ferm drobiu oraz z użytkowania maszyn rolniczych. Podstawowe przemiany chemiczne zostały zasymulowane za pomocą algorytmu Mesopuff II, który pozwala modelować konwersję  $\text{SO}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-}$  oraz  $\text{NO}_x \rightarrow \text{HNO}_3, \text{NO}_3^-$ . W modelu CALPUFF sparametryzowane zostały także zjawiska depozycji mokrej i suchej wszystkich modelowanych związków. W wyniku modelowania otrzymano wartości stężeń poszczególnych zanieczyszczeń w 2248 receptorach rozmieszczonych na terenie Warszawy w siatce kwadratowej o skoku 500 m, na umownej wysokości 1.5 m nad poziomem gruntu.

### 3.2.4 Ewaluacja wyników modelowania

Jak wspomniano wcześniej, w pracy wykorzystane zostały pomocniczo wyniki modelowania uzyskane z modeli WRF i CAMx. W obu przypadkach, odpowiednia ewaluacja uzyskanych rezultatów została przeprowadzona przez instytucje wykonujące modelowanie (WIOŚ, B.S. i P.P. Ekometria Sp. z o. o., dane niepublikowane), w związku z czym nie będzie ona powtarzana w niniejszej pracy. Ewaluacji poddane zostały wyniki preprocesora CALMET oraz modelu CALPUFF, stanowiące rezultat pracy własnej Autorki.

Ewaluacja modelu diagnostycznego CALMET została oparta o porównanie wyników modelowania z dostępnymi danymi pomiarowymi. Ewaluację przeprowadzono dla danych w rozdzielczości 1h, odnosząc wartości pomierzone do wyników modelowania dla oczka siatki, w którym położona jest odpowiednia stacja. Należy zwrócić uwagę, iż pomiar prowadzony jest punktowo, zaś wyniki modelu stanowią uśrednienie dla obszaru o powierzchni  $25 \text{ km}^2$  ( $5 \text{ km} \times 5 \text{ km}$ ), porównywane wielkości nie są zatem całkowicie tożsame. Niemniej jednak, ocena zdolności modelu do reprodukcji danych pomiarowych jest jedną z najczęściej wykorzystywanych metod ewaluacji (Schlünzen i Sokhi, 2008). Ocenie poddano 5 podstawowych parametrów meteorologicznych: temperaturę powietrza (T), prędkość wiatru (ws), kierunek wiatru (wdir), wilgotność względną (RH) oraz występowanie opadu (prec). Protokół ewaluacji został oparty o rekomendacje zawarte w raporcie z realizacji akcji COST 728 (Schlünzen i Sokhi, 2008)<sup>17</sup>, oraz w raporcie EEA 10/2011 dotyczącym zastosowania modeli w ramach dyrektywy CAFE (EEA, 2011).

---

<sup>17</sup> Akcje COST to projekty Europejskiego Programu Współpracy w Dziedzinie Badań Naukowo-Technicznych, w ramach którego zrzeszonych jest 35 państw, mającego na celu koordynację międzynarodowych przedsięwzięć badawczych. Badania prowadzone w ramach Programu COST są finansowane bezpośrednio przez prowadzące je kraje. Akcja COST 728 miała na celu rozwój zastosowań modeli meteorologicznych dla celów modelowania dyspersji zanieczyszczeń powietrza.

Do oceny zgodności wyników modelu CALMET z danymi z naziemnych stacji meteorologicznych wykorzystano wskaźniki statystyczne przedstawione poniżej (Schlünzen i Sokhi, 2008). Polskie nazewnictwo przyjęto za Juda-Rezler (2004).

Odchylenie przeciętne (ang. *bias*) – średnia różnica pomiędzy poszczególnymi parami wartości modelowanych ( $P_i$  – ang. *predicted*) oraz danych pomiarowych ( $O_i$  – ang. *observed*); jest jednym z określeń składowej systematycznej błędu:

$$BIAS = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - O_i) \quad (4)$$

Dobry model charakteryzować powinno odchylenie jak najbliższe zeru; wartości dodatnie wskaźnika BIAS świadczą o przeszacowywaniu modelowanej wielkości, zaś ujemne – o jej niedoszacowaniu.

Odchylenie standardowe błędu (ang. *standard deviation of error*)<sup>18</sup> – określa losowy składnik błędu; jest miarą wskazującą, w jakim stopniu wyniki modelowania są przewidywalne:

$$STDE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [(P_i - \bar{P}) - (O_i - \bar{O})]^2} \quad (5)$$

gdzie  $\bar{P}$  i  $\bar{O}$  to odpowiednio średnia wartość przewidywana i średnia z pomiarów. Im dokładniejszy jest model, tym wartość STDE jest niższa.

Błąd standardowy (ang. *root mean square error*) – określa całkowity błąd modelu, stanowi kombinację wskaźników BIAS i STDE:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2} = \sqrt{BIAS^2 + STDE^2} \quad (6)$$

Podobnie jak w poprzednich przypadkach, wartość RMSE dla idealnej prognozy powinna wynosić zero.

Wskaźnik trafień (ang. *hit rate*) – frakcja tych danych modelowych, których obliczona wartość przybliży dane pomiarowe co najmniej z żądaną dokładnością (DA, ang. *desired*

<sup>18</sup> Wskaźnik ten bywa także określany jako CRMSE – ang. *centered root mean square error*, ta nazwa nie ma jednak odpowiednika w języku polskim, w związku z czym w dalszej części pracy używane będzie oznaczenie STDE.

accuracy); może być także interpretowany jako prawdopodobieństwo "trafień", tj. trafnych predykcji modelu co do wystąpienia badanego zjawiska:

$$H = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N n_i \quad (7)$$

gdzie:

$$n_i = \begin{cases} 1 & \text{dla } |P_i - O_i| \leq DA \\ 0 & \text{w przeciwnym przypadku} \end{cases}$$

Wskaźnik H powinien osiągać wartości jak najbliższe 1.

Wskaźnik fałszywych alarmów (ang. *false alarm ratio*) – miara statystyczna określająca, czy model nie przeszacowuje częstości występowania badanego zjawiska:

$$FAR = \frac{b}{a + b} \quad (8)$$

gdzie:

$a$  – liczba przypadków, gdy badane zjawisko wystąpiło w pomiarach i jednocześnie zostało przewidziane przez model

$b$  – liczba przypadków, gdy badane zjawisko zostało przewidziane przez model, lecz nie zaobserwowano go w pomiarach

W przypadku modelowania pól wiatru, istotne z punktu widzenia pogorszonej dyspersji zanieczyszczeń jest występowanie niskich prędkości wiatru bądź ciszy atmosferycznej, zatem jako badane zjawisko rozpatruje się prędkości z zakresu 0-1.5 m s<sup>-1</sup> (Schlünzen i Sokhi, 2008). Dla opadu natomiast porównuje się zaobserwowane wystąpienia opadu z predykcjami modelu.

Wartości FAR bliskie 0 wskazują na model, który nie wykazuje tendencji do generowania "fałszywych alarmów".

Średni błąd wiatru ważony kierunkiem (ang. *direction weighted wind error*) – miara błędu predykcji pola wiatru, biorąca pod uwagę zarówno prędkość, jak i kierunek wiatru:

$$\begin{aligned} DIST &= \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sqrt{(u_{P_i} - u_{O_i})^2 + (v_{P_i} - v_{O_i})^2} \\ &= \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sqrt{[\sin(wdir_{P_i}) ws_{P_i} - \sin(wdir_{O_i}) ws_{O_i}]^2 + [\cos(wdir_{P_i}) ws_{P_i} - \cos(wdir_{O_i}) ws_{O_i}]^2} \end{aligned} \quad (9)$$

gdzie  $u$  i  $v$  to składowe ortogonalne wektora wiatru,  $wdir$  to kierunek wiatru w stopniach, zaś  $ws$  to wartość jego prędkości. Wartość DIST dla idealnej prognozy wynosi zero.

Wskaźnik zgodności (ang. *index of agreement*) – jest to zmodyfikowana miara korelacji, charakteryzująca się wrażliwością na różnice zarówno w średnich, jak i w wariancjach pomiędzy zbiorem danych pomiarowych a zbiorem danych modelowych; stanowi iloraz błędu średniokwadratowego i tzw. błędu potencjalnego:

$$IOA = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|P_i - \bar{P}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad (10)$$

Wskaźnik IOA mieści się w przedziale [0;1], a wartości bliskie jedności wskazują na bardzo dobre dopasowanie modelu.

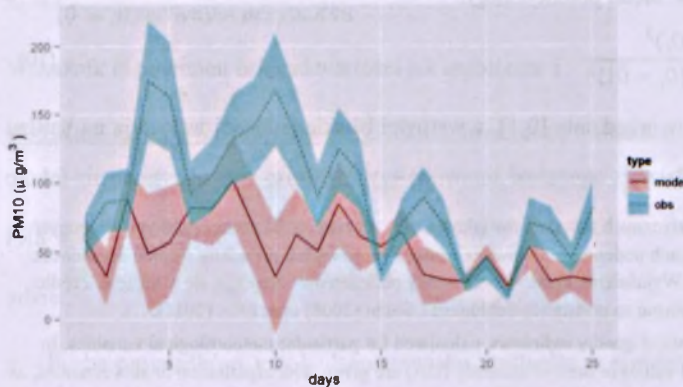
Tabela 3.4. Zestawienie statystycznych wskaźników jakości, wyznaczanych dla poszczególnych zmiennych meteorologicznych. W nawiasach podano proponowaną wartość progową lub pożądany stopień dokładności (DA, ang. *desired accuracy*). Wyjaśnienia skrótów oraz wzory obliczeniowe znajdują się w tekście. Źródło: opracowanie własne na podstawie Schlünzen i Sokhi (2008) oraz EEA (2011).

Table 3.4. Summary of statistical quality indicators, calculated for particular meteorological variables. In brackets, the proposed threshold values or desired accuracy (DA) are given. The explanation of abbreviations, as well as computation formulas can be found in the text. Source: Author's own elaboration based on Schlünzen and Sokhi (2008), and EEA (2011).

	T	ws	wdir	RH	prec
BIAS	√ (< ±0.5°C)	√ (< ±0.5 m s <sup>-1</sup> )	√ (< ±10°)	√ (< ±1 g kg <sup>-1</sup> )	√
STDE	√				
RMSE		√ (< ±2 m s <sup>-1</sup> )			√
H (DA)	√ (±2°C)	√ (±1 m s <sup>-1</sup> )	√ (±30°)		
FAR		√			√
DIST			√		
IOA	√ (≥ 0.8)	√ (≥ 0.6)		√ (≥ 0.6)	

Ze względu na charakter poszczególnych parametrów meteorologicznych i ich wpływ na dyspersję zanieczyszczeń powietrza, każda tego typu zmienna powinna być rozpatrywana indywidualnie, a ewaluacja wyników modelu powinna być ukierunkowana na zbadanie, czy prawidłowo odtworzone zostały te charakterystyki, które są najważniejsze z punktu widzenia wpływu na jakość powietrza. Tabela 3.4 przedstawia rekomendacje w zakresie stosowania omówionych wcześniej miar statystycznych, opracowane na podstawie Schlünzen i Sokhi (2008) oraz EEA (2011). Wartości progowe wskaźników BIAS, RMSE i IOA zostały ustalone dla niektórych zmiennych meteorologicznych na podstawie porównania rezultatów wielu modeli meteorologicznych, przeprowadzonego w ramach akcji COST 728 oraz COST 732 (EEA, 2011).

Opracowaniem standardowej metodyki ewaluacji wyników modeli jakości powietrza zajmuje się od wielu lat europejskie Forum na rzecz modelowania jakości powietrza (FAIRMODE, ang. *Forum for air quality modelling in Europe*), działające w ramach JRC. W ramach tej inicjatywy powstał protokół Delta, zaimplementowany również w postaci programu komputerowego. Jest to zestaw wskaźników jakości modelu (MQI, ang. *model quality indicators*), będący w chwili obecnej coraz powszechniej stosowanym narzędziem.



Rys. 3.16. Przebieg stężeń  $PM_{10}$  (pomierzonych – linia przerywana i modelowanych – linia ciągła) dla przykładowej stacji. Kolorem niebieskim oznaczono pas niepewności wyników modelowania, zaś różowym – pas niepewności pomiarów. Źródło: Thunis i in., (2012).

Fig. 3.16.  $PM_{10}$  concentration time series (measured – solid line, modelled – dashed line) for an exemplary station. The uncertainty range of observations is depicted in blue, whereas of modelled values – in pink. Source: Thunis et al. (2012).

**Metodyka proponowana przez FAIRMODE opiera się na założeniu, iż nie tylko wynik modelowania, lecz także pomiaru, obarczone są pewną niepewnością (U, ang. *uncertainty*), zatem nie należy porównywać samych wartości obu tych zmiennych, lecz raczej badać, w jakim stopniu nakładają się ich przedziały ufności (Thunis i in., 2012) –** por. rysunek 3.16. Wyróżnić można następujące trzy przypadki: (a) wynik modelu znajduje się w obrębie pasa niepewności pomiaru (np. dzień 3 i 6 na rys. 3.16); (b) obszary niepewności modelu i obserwacji częściowo na siebie nachodzą (np. dzień 13 na rys. 3.16); (c) pasy niepewności danych modelowych i pomiarowych nie nakładają się (np. dzień 4 na rys. 3.16). Zakładając, iż mimo swej niepewności informacja pomiarowa jest zwykle dokładniejsza, należy stwierdzić, iż tylko w przypadku (c) należy traktować ją jako bliższą rzeczywistej wartości stężenia substancji w powietrzu, niż wartość uzyskaną z modelu. W przypadku (a) natomiast należy uznać, że model działa prawidłowo i nie ma konieczności dalszej poprawy jego predykcji, gdyż uzyskiwane wyniki z takim samym prawdopodobieństwem dobrze estymują wartość rzeczywistą, co dane pomiarowe. Przypadek

(b) jest sytuacją pośrednią, gdzie nie ma pewności, która z wielkości (pomiar czy wynik modelu) stanowi lepsze oszacowanie rzeczywistego stężenia. Podobnie jak w przypadku pomiarów zmiennych meteorologicznych przez stacje naziemne, wartości stężeń zanieczyszczeń powietrza obserwowane są również punktowo. Jest to jednym z najważniejszych źródeł niepewności obserwacji, w tym znaczeniu iż mogą one nie być reprezentatywne dla większych obszarów (choćby odpowiadających rozdzielczości przestrzennej modelu), zwłaszcza w lokalizacjach charakteryzujących się znacznym gradientem stężeń, a w związku z tym, w przypadku ewaluacji wyników modelowania, dane pomiarowe nie powinny być traktowane jako absolutnie prawdziwe odwzorowanie warunków rzeczywistych (Boylan i Russell, 2006).

Metodyka protokołu Delta uwzględnia normalizację podstawowych wskaźników statystycznych używanych do oceny dopasowania modelu, względem wartości niepewności pomiarowej  $U$ , wyrażonej jako:

$$U = u^{RV} \sqrt{(1 - \alpha^2)(\bar{O}^2 + \sigma_o^2) + \alpha^2 RV^2} \quad (11)$$

gdzie  $u^{RV}$  to względna niepewność pomiaru oszacowana dla wartości referencyjnej (RV) i określonego czasu uśrednienia;  $\alpha^2$  to frakcja niepewności dla wartości zbliżonych do RV, która nie jest proporcjonalna względem wartości stężenia, zaś  $\bar{O}$  oraz  $\sigma_o$  to odpowiednio średnia i odchylenie standardowe danych pomiarowych. Wartości  $u^{RV}$ , RV i  $\alpha$  dla poszczególnych zanieczyszczeń podają Thunis i Cuvelier (2016). W tabeli 3.5 przytoczono dane dla  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ .

Tabela 3.5. Wartości  $u^{RV}$ , RV i  $\alpha$  wyznaczone dla pyłu  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$  (za: Thunis i Cuvelier, 2016).

Table 3.5. Values of  $u^{RV}$ , RV and  $\alpha$  for  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  (from: Thunis and Cuvelier, 2016).

	$u^{RV}$ [-]	RV [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	$\alpha$ [-]
$PM_{10}$	0.28	50	0.13
$PM_{2.5}$	0.36	25	0.30

Znormalizowany RMSE obliczany jest ze wzoru:

$$RMSE_U = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}}{2U} \quad (12)$$

Wskaźnik ten jest zatem wielkością niemianowaną. Jako kryterium poprawnego modelu (MPC, ang. *model performance criteria*) przyjmuje się tu  $RMSE_U < 1$ , co odpowiada przypadkom (a) oraz (b) omawianym we wcześniejszym paragrafie.

Kolejnymi miarami statystycznymi używanymi w metodyce Delta są BIAS (wyznaczone jak wyżej) oraz znormalizowane odchylenie średnie (ang. *normalized mean bias*):

$$NMB = \frac{BIAS}{\bar{O}} \quad (13)$$

Wartości kryterialne dla tych wskaźników wynoszą odpowiednio:

$$|BIAS| < 2U \text{ oraz } |NMB| < \frac{2U}{\bar{O}}$$

Miarą określającą zgodność przebiegu zmienności wyników modelowania i obserwacji w czasie jest współczynnik korelacji:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^N (P_i - \bar{P})(O_i - \bar{O})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (P_i - \bar{P})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2}} \quad (14)$$

dla którego MPC wynosi:

$$r > 1 - 2 \left( \frac{U}{\sigma_O} \right)^2$$

gdzie  $\sigma_O$  to odchylenie standardowe danych pomiarowych.

Ostatnim używanym wskaźnikiem jest znormalizowane średnie odchylenie standardowe (ang. *normalized mean standard deviation*):

$$NMSD = \frac{\sigma_P - \sigma_O}{\sigma_O} \quad (15)$$

gdzie  $\sigma_P$  i  $\sigma_O$  to odpowiednio odchylenia standardowe wartości modelowanych i danych pomiarowych. MPC dla tego wskaźnika wynosi:

$$|NMSD| < \frac{2U}{\sigma_O}$$

Wartości kryterialne dla BIAS, NMB, R i NMSD zostały wyznaczone w oparciu o założenie  $RMSE_U < 1$ , a wyprowadzenie powyższych zależności znaleźć można w Thunis i in. (2012).

Ponieważ metodyka Delta została opracowana niedawno, dotychczas ukazało się stosunkowo niewiele prac wykorzystujących ją do ewaluacji wyników modelowania. Stąd też w niniejszej pracy, poza wyżej wymienionymi wskaźnikami obliczone zostaną także trzy parametry statystyczne, będące od wielu lat najpopularniejszymi kryteriami poprawności modeli jakości powietrza. Pierwszym z nich jest błąd standardowy (RMSE), którego definicję przedstawiono powyżej, omawiając kryteria ewaluacji modeli meteorologicznych (równanie 8). Kolejną



miarą, badającą wielkość wariancji modelu, jest stosunek odchyłeń standardowych, określany jako SKVAR (ang. *skill variance*):

$$SKVAR = \frac{\sigma_p}{\sigma_o} \quad (16)$$

Trzecim parametrem jest wskaźnik rozrzutu modelu FAC2, określający jaka frakcja predykcji modelu mieści się w przedziale pomiędzy połową a dwukrotnością odpowiadających im obserwacji:

$$FAC2 = \left( \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N i | (0.5 \leq \frac{P_i}{O_i} \leq 2) \right) \quad (17)$$

Ponieważ RMSE, SKVAR oraz FAC2 nie wchodzi w skład metodyki Delta, nie zostały dla nich określone wartości kryterialne MPC.

### 3.2.5 Opracowanie metody filtracji i kalibracji wyników modelu CALPUFF – Procedura RM

Z opublikowanych dotychczas badań (Brode, 2012; Tatarkovsky i in., 2013; Holnicki i in., 2016) wynika, iż wyniki modelu CALPUFF mogą niekiedy wykazywać dość znaczne rozbieżności w stosunku do wartości obserwowanych w pomiarach w krótkim horyzoncie czasowym (1h, 24h). Przekłada się to na uzyskiwane niskie wartości współczynnika korelacji pomiędzy seriami danych pomiarowych i modelowych.

Przegląd wyników modelowania uzyskanych w niniejszej pracy wskazał na występowanie krótkotrwałych, bardzo wysokich pików stężeń 1-godzinnych. Dogłębna analiza tych przypadków, a także wnioski płynące z przykładów podawanych w Holnicki i in. (2016) pozwoliły postawić hipotezę, iż najważniejszym powodem owej niezgodności jest występowanie wysokich przeszacowań stężeń PM w sytuacji bardzo niskich prędkości wiatru; 1-godzinne piki stężeń mogą wtedy nawet kilkunastokrotnie przekraczać wartości pomiarowe. Jest to efekt związany z ograniczeniami samego modelu, w tym niedoskonałością parametryzacji turbulencji w warunkach stabilnej atmosfery i niskich prędkości wiatru (Holnicki i in., 2016). Tak mocno zawyżone wartości stężeń 1-godzinnych oddziałują w sposób znaczący na średniodobowe stężenia PM, które obliczane są za pomocą uśredniania poziomów 1-godzinnych, co prowadzi do uzyskiwania wyników obarczonych znacznym błędem i do pogorszenia parametrów statystycznej ewaluacji modelu.

W niniejszej pracy podjęto próbę opracowania metody *post-hoc*, pozwalającej poprawiać wyniki modelowania pod kątem uzyskiwania trafniejszych oszacowań stężeń

średniodobowych, wykorzystywanych w dalszej części pracy. Metodę tę nazwano Procedurą RM (regresyjno-meteorologiczną).

Pierwszym etapem było zidentyfikowanie i wyodrębnienie takich sytuacji, w których prognozowana wartość stężeń jest z dużym prawdopodobieństwem błędna. W tym celu przeanalizowano i porównano wyniki modelu w rozdzielczości czasowej 1h (dla wybranych receptorów) z wartościami obserwowanych 1-godzinnych stężeń  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ , pochodzącymi z pomiarów automatycznych prowadzonych na stacjach monitoringu jakości powietrza w Warszawie (Targówek, Ursynów i Komunikacyjna). Porównano przebiegi czasowe, rozkłady częstości i korelacje w różnych horyzontach czasowych; analizie poddano także zmienne meteorologiczne. Na tej podstawie skonstruowany został filtr, pozwalający zidentyfikować potencjalnie błędne wyniki modelu, na podstawie następujących kryteriów:

- wartość modelowanego 1-godzinnego stężenia  $PM_{10}$  lub  $PM_{2.5}$  przekracza wartość średnią o więcej niż trzykrotność odchylenia standardowego ( $\sigma$ ), obliczonego dla całej populacji wyników modelu CALPUFF w danym receptorze (kryterium statystyczne),
- w danej godzinie występuje klasa stabilności atmosfery 5 lub 6 (stała lub wybitnie stała), miąższość warstwy mieszania jest mniejsza niż 55 m oraz prędkość wiatru wynosi poniżej  $1.2 \text{ m s}^{-1}$  (kryterium meteorologiczne).

Zidentyfikowane w ten sposób wartości uznawane są za błędne i zostają usunięte ze zbioru danych.

Ponieważ w początkowych zbiorach wyników występują niejednokrotnie wartości bardzo wysokie (przekraczające średnią nawet kilkunastokrotnie), wielkość odchylenia standardowego jest dość duża, co skutkuje identyfikacją tylko najwyższych pików za pomocą kryterium statystycznego. Ich usunięcie powoduje zmianę kształtu rozkładu i zmniejszenie wartości  $\sigma$ . Zastosowano zatem procedurę iteracyjną, empirycznie określając, iż najlepsze rezultaty daje trzykrotne powtórzenie przebiegu algorytmu filtrującego. Usuwanie kolejnych pików w sposób oczywisty skutkuje utratą pewnej części danych. Ponieważ kolejny krok analizy stanowi obliczenie stężeń średniodobowych, szczególnie niekorzystna sytuacja występuje, gdy algorytm filtrujący usuwa dane dla kilku godzin z rzędu (np. w przypadku wystąpienia silnej nocnej inwersji termicznej, utrzymującej się od godzin wieczornych aż do ranka kolejnego dnia). W takim przypadku uśrednione stężenie dobowe obarczone byłoby znacznym błędem. Usunięte dane zostały zatem uzupełnione za pomocą metody bazującej na

podjęciu opisanym przez Monteiro i in. (2013). Brakującą wartość w danym dniu i o danej godzinie estymuje się, używając trendu liniowego stężeń wyznaczonych dla tej samej godziny w czterech poprzednich dniach. Tak skorygowane dane są agregowane do średnich dobowych, a następnie rocznych, i porównywane z odpowiednimi wartościami stężeń pomierzonych na stacjach odpowiadających poszczególnym receptorom. W efekcie usunięcia bardzo wysokich stężeń 1-godzinnych, obniżeniu ulegają stężenia 24-godzinne w tych dobach, gdzie uprzednio występowały błędne piki, co wpływa także na zmniejszenie stężeń średniorocznych. W celu kompensacji niedoszacowań stężeń  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ , uzyskanych w wyniku zastosowania opracowanego filtra, zaproponowano wyznaczenie współczynników kalibracyjnych za pomocą regresji liniowej wyników modelowania względem danych pomiarowych.

Wpływ Procedury RM na poprawę parametrów statystycznej ewaluacji wyników modelowania został zaprezentowany w rozdziale 4.4.

### 3.2.6 Określenie średniego narażenia mieszkańców Warszawy na pył zawieszony w powietrzu

Jak wspomniano wcześniej, wyniki modelowania uzyskano w siatce składającej się z 2248 punktów na terenie Warszawy. W dalszych obliczeniach potrzebne są natomiast szeregi czasowe uśrednione dla obszaru całego miasta. Niemniej jednak, wykorzystanie zwykłej średniej arytmetycznej nie jest podejściem właściwym, gdyż zaniedbuje ważne charakterystyki przestrzenne miasta, w tym przede wszystkim zmienną gęstość zaludnienia. Wyznaczono zatem średnie narażenie, obliczone jako średnia ważona ze wszystkich receptorów, przy czym wagi stanowiły gęstości zaludnienia odpowiadające danemu receptorowi (Tainio i in., 2014). Średnie narażenie mieszkańców Warszawy na pył zawieszony w powietrzu zostało obliczone dla kolejnych dni okresu badawczego według następującego wzoru:

$$E_n = \frac{\sum_{i=1}^{2248} C_i \cdot d_i}{\sum_{i=1}^{2248} d_i} \quad (18)$$

gdzie  $E_n$  to średnie narażenie w dniu  $n$ ,  $C_i$  – stężenie pyłu odpowiedniej frakcji w receptorze  $i$  w dniu  $n$ , a  $d_i$  – gęstość zaludnienia w oczku  $i$ , odpowiadającemu receptorowi  $i$ . Uzyskane w ten sposób szeregi czasowe dla poszczególnych frakcji PM zostały dalej wykorzystane w modelach statystycznych szacujących wielkość ryzyka zdrowotnego mieszkańców Warszawy, związanego z narażeniem na pył zawieszony.

### 3.2.7 Określanie udziałów źródeł emisji pyłu

Jednym z najważniejszych celów pracy jest dokonanie analizy wpływu na zdrowie ludzkie różnych rodzajów pyłu – klasyfikowanych zarówno pod względem jego ziarnistości, jak i źródeł pochodzenia. Istnieje wiele metod, pozwalających określić wkład różnego typu źródeł w całkowite stężenie pyłu w danej lokalizacji, niemniej jednak najważniejszym podziałem tych metod jest wyróżnienie podejść typu "top-down" oraz "bottom-up". Pierwsze z nich opiera się o wykorzystanie statystycznych modeli receptorowych, bazujących na równaniu bilansu masy, a do ich zastosowania niezbędna jest znajomość składu chemicznego próbek pyłu pobranych w rozpatrywanym punkcie. Szczegółowy opis i zastosowanie tych metod prezentuje Reizer (2013). W podejściu "bottom-up" wykorzystuje się natomiast modele dyspersji, które pozwalają prześledzić drogę, jaką zanieczyszczenia powietrza pokonują od emitora do receptora. Dzięki wprowadzeniu szczegółowych danych emisyjnych, możliwe jest nie tylko obliczenie całkowitych stężeń np. pyłu, lecz także wskazanie – w każdym z punktów receptorowych – jaki udział w tym stężeniu mają zanieczyszczenia pochodzące z poszczególnych typów źródeł emisji. Zaletą tego podejścia jest brak konieczności zbierania i analizowania próbek pyłu, co wiąże się z dużymi nakładami pracy oraz wysokimi kosztami. Ponadto, analizy wykonać można dla dowolnie wybranego punktu w przestrzeni, bez względu na to czy wykonywane są w nim pomiary. Warunkiem koniecznym jest tu jednak dostarczenie szczegółowych danych emisyjnych. W tym celu niezbędne jest przeprowadzenie inwentaryzacji źródeł emisji, w której – obok wielkości emisji – znaleźć się musi wiele dodatkowych informacji, jak np. podstawowe parametry technologiczne źródeł, ich dokładne położenie geograficzne, a także charakter zmienności czasowej natężenia emisji.

Model CALPUFF wykonuje obliczenia dyspersji zanieczyszczeń osobno dla każdej z omawianych wcześniej kategorii źródeł emisji – tj. z emitatorów punktowych, liniowych i powierzchniowych, a także dla pyłu pochodzącego z napływu spoza obszaru miasta (w wyniku czego otrzymywane są tzw. stężenia tła). Ostateczne, całkowite stężenia we wszystkich receptorach uzyskiwane są jako wynik sumowania pól stężeń pyłu pochodzącego z wymienionych źródeł, a także stężeń tłowych. W tym wypadku zatem sama konstrukcja modelu umożliwia potraktowanie pyłu emitowanego przez różne typy źródeł jako odrębnych zanieczyszczeń, co jest jedną z hipotez badawczych niniejszej pracy. W związku z tym, wyróżniono po cztery "typy" pyłu we frakcjach  $PM_{10}$  oraz  $PM_{2.5}$  (pkt, lin, pow, tło), a także, opierając się na założeniu iż pył frakcji *coarse* stanowi różnicę pomiędzy masą  $PM_{10}$  a masą  $PM_{2.5}$  ( $PM_c = PM_{10} - PM_{2.5}$ ), wykonując operację odejmowania wyznaczono stężenia  $PM_c$ .

pochodzącego z wymienionych rodzajów źródeł. Uzyskano tym samym 12 odrębnych zanieczyszczeń pyłowych, których wpływ na zdrowie ludzkie jest przedmiotem dalszej analizy.

Uwzględnienie zarówno pyłu  $PM_{10}$  jak i  $PM_{2.5}$  oraz  $PM_c$  może rodzić wątpliwość co do zasadności analizowania wszystkich trzech wymienionych frakcji, jako że jedna z nich stanowi sumę dwóch pozostałych. Niemniej jednak w chwili obecnej nie jest wiadomym, czy oddziaływania zdrowotne poszczególnych frakcji pyłu mają charakter addytywny, czy też interakcyjny – synergistyczny lub antagonistyczny. Z tego względu podjęto decyzję o przeprowadzeniu analiz dla wszystkich wymienionych frakcji.

### 3.3. Badanie krótkoterminowych oddziaływań na zdrowie

#### 3.3.1 *Dane medyczne*

Wykorzystane w pracy dane dotyczące liczby zgonów oraz przyjęć pacjentów do szpitali w Warszawie zostały udostępnione dzięki uprzejmości Narodowego Instytutu Zdrowia Publicznego – Państwowego Zakładu Higieny (NIZP-PZH). Wykorzystano sumaryczne dane dla całego miasta Warszawy, w najwyższej dostępnej rozdzielczości czasowej, tj. 1 dzień.

Polska jest krajem o 100% kompletności rejestracji zgonów, co oznacza iż każdy zgon musi zostać potwierdzony przez lekarza, a następnie zarejestrowany w urzędzie stanu cywilnego (USC) na podstawie wystawionej karty zgonu. Karta zgonu to dokument administracyjny, w którym lekarz stwierdzający zgon orzeka jego czas, miejsce, rodzaj oraz przyczynę. Na podstawie karty zgonu USC wystawia akt zgonu, a także przekazuje komplet informacji do Głównego Urzędu Statystycznego, który, wraz z Ministerstwem Zdrowia, zajmuje się opracowaniem zebranych danych na poziomie regionalnym oraz krajowym (Strzelecki i Szymoborski, 2015). Kluczowym aspektem dla dalszych analiz statystycznych i epidemiologicznych jest prawidłowe zakodowanie wyjściowej przyczyny zgonu. Kody przyczyn zgonów są nadawane zgodnie z Międzynarodową Statystyczną Klasyfikacją Chorób i Problemów Zdrowotnych, która obowiązuje w Polsce od 1997 roku w zakresie orzecznictwa o przyczynach zgonów, zaś w zakresie chorobowości – od 1996 r. Najnowszą wersję stanowi dziesiąta rewizja tego dokumentu – tzw. ICD-10 (WHO, 2009). Klasyfikacja ta zawiera ogółem ok. 12 tys. kodów, z czego w Polsce stosowanych jest ok. 3 tys. kodów przyczyn zgonów. W każdym przypadku nadanie kodu przyczyny zgonu następuje na podstawie wprowadzonych do karty zgonu informacji – o przyczynie bezpośredniej, przyczynach

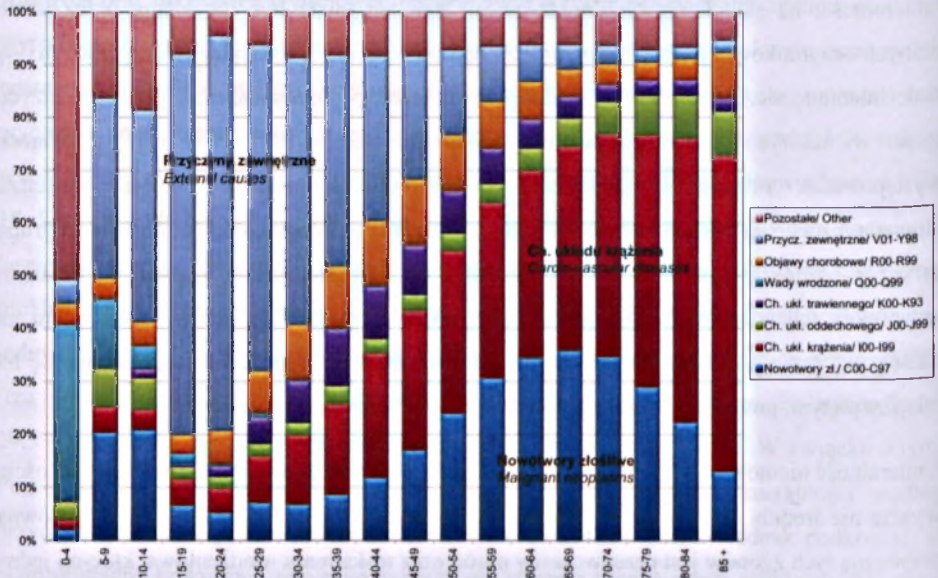
wtórnych oraz przyczynie wyjściowej, będącej zwykle (poza przypadkami zgonów na skutek wypadków itp.) jakąś jednostką chorobową. Dodatkowo, umieszcza się w karcie oszacowanie odstępu czasowego między wystąpieniem poszczególnych przyczyn a zgonem, oraz wymienia inne istotne stany mogące przyczynić się do śmierci. Na podstawie analizy wypełnionej karty zgonu, lekarz koder przypisuje danemu przypadkowi odpowiedni kod ICD-10. Funkcję kodera wykonuje obecnie w Polsce 16 lekarzy, mających ustawowy obowiązek bezwzględnego przestrzegania tajemnicy statystycznej. Prawidłowe i precyzyjne kodowanie możliwe jest jedynie na podstawie rzetelnie wypełnionej karty zgonu. Niestety Polska jest jednym z krajów o najwyższym udziale zgonów o "niedokładnie określonych przyczynach" (tzw. *garbage codes*), których liczba w 2013 r. wyniosła ponad 114 tys., co stanowiło aż 29.5% wszystkich zgonów z tego roku (Strzelecki i Szymoborski, 2015). W związku z tym, Polska została wykluczona z analiz porównawczych dotyczących umieralności według przyczyn w ramach raportu WHO z 2013 r. (WHO, 2013d). Należy jednak podkreślić, iż mało dokładne kodowanie przyczyn zgonów nie stanowi zasadniczego problemu dla celów niniejszej pracy. Zarzuty stawiane lekarzom orzekającym zgon dotyczą zwykle faktu, iż podawana przyczyna jest zbyt ogólna (np. Uogólniona i nieokreślona miażdżyca; Niewydolność oddechowa; Nowotwór złośliwy bez określenia jego umiejscowienia). Niemniej jednak, w niniejszej rozprawie analizie poddano jedynie liczbę zgonów ogółem (z wyłączeniem przyczyn zewnętrznych), zgonów na skutek wszystkich rodzajów chorób układu krążenia (kody I00 – I99 w klasyfikacji ICD-10) oraz zgonów na skutek wszystkich rodzajów chorób układu oddechowego (kody J00 – J99). W związku z tym, nie występuje konieczność bardzo szczegółowego rozpoznania przyczyn, a jedynie stwierdzenia, którego z układów dotyczyła choroba uznana za wyjściową przyczynę zgonu.

Na podstawie danych WHO szacuje się, że obecnie mężczyźni w Polsce żyją średnio 72.1 lat, co stanowi przeciętnie o ok. 4.8 roku krócej niż wynosi średnia długość życia mieszkańców UE; w przypadku kobiet różnice są mniejsze - Polki żyją średnio 80.6 lat, przeciętnie o ok. 2.1 lat krócej niż wynosi średnia długość życia dla ogółu mieszkanki UE. Mężczyźni przeżywają w zdrowiu (bez ograniczonej sprawności) 81% długości swojego życia, podczas gdy dla kobiet wskaźnik ten wynosi 77%. (NIZP-PZH, 2012).

Udziały głównych przyczyn zgonów w umieralności mężczyzn i kobiet w poszczególnych przedziałach wiekowych przedstawiają rysunki 3.17 i 3.18. Najczęstszą przyczyną zgonów w Polsce są choroby układu krążenia, odpowiedzialne za 51.8% zgonów wśród kobiet i 40.8% wśród mężczyzn. Należy podkreślić, iż w ostatnich latach obserwuje się trend wzrostowy

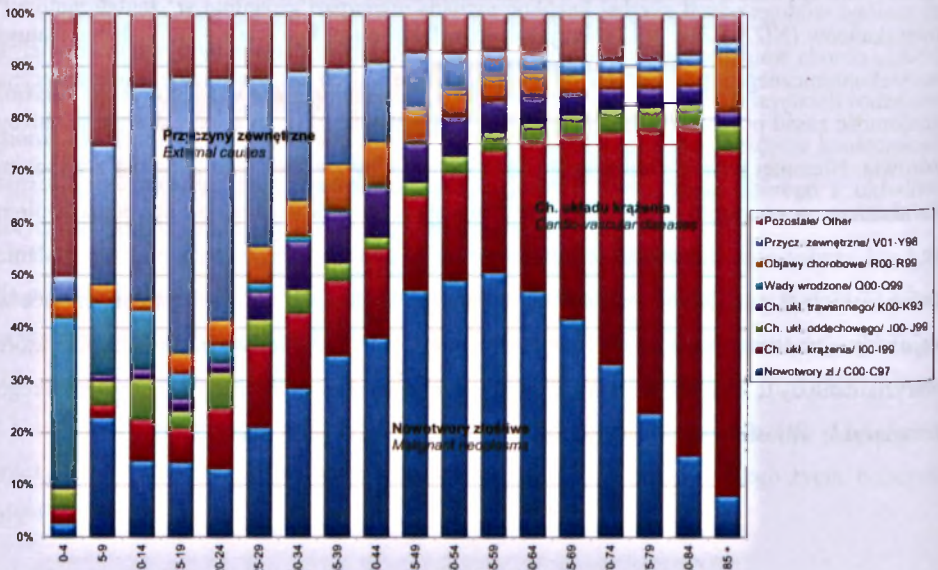
umieralności na skutek niewydolności serca. Stan ten może być wywołany przez wiele różnych czynników, jednak jednymi z najpowszechniej występujących przyczyn są nadciśnienie tętnicze oraz choroba niedokrwienna serca, powodowana m.in. przez miażdżycę tętnic wieńcowych. Jak wspomniano w rozdziale 2.5, badania wskazują na związek występowania i nasilenia wymienionych chorób ze stanem jakości powietrza atmosferycznego, w tym ze stężeniami pyłu zawieszonego. Drugą co do częstotliwości grupą przyczyn zgonów w Polsce są nowotwory złośliwe, w tym najbardziej zagrażające Polakom nowotwory tchawicy, oskrzela i płuca, które także mogą mieć związek z narażeniem na zanieczyszczenia powietrza. Nienowotworowe choroby układu oddechowego plasują się na miejscu piątym, powodując 4.4% zgonów kobiet i 5.7% zgonów mężczyzn.

Umieralność niemowląt w Polsce wynosi 50 na każde 10 000 żywych urodzeń i jest wartością wyższą niż średnia dla UE, gdzie na każdych 10 000 urodzeń przypadają 42 zgony. Główną przyczyną tych zgonów jest przedwczesny poród oraz niska masa urodzeniowa, których jedną z przyczyn, według najnowszych badań, może być m.in. narażenie matki w okresie ciąży na zanieczyszczenie powietrza przez PM (por. rozdział 2.5.2). Statystycznie, najbardziej niekorzystne z punktu widzenia umieralności (we wszystkich grupach wiekowych) środowisko zamieszkania stanowią w Polsce najmniejsze miejscowości – poniżej 5 tysięcy mieszkańców (NIZP-PZH, 2012). Przyczyn tego faktu może być wiele – od niskiego statusu socjoekonomicznego, poprzez niższe wykształcenie, a co za tym idzie niedostateczną znajomość zasad profilaktyki zdrowotnej przez mieszkańców, aż po gorszy dostęp do służby zdrowia. Niemniej jednak, istnieć może także potencjalny związek tego zjawiska z wysokim narażeniem na szczególnie niebezpieczne zanieczyszczenia powietrza, jak np. benzo(a)piren czy pył zawieszony. Substancje te emitowane są w największym stopniu podczas spalania paliw niskiej jakości, drewna odpadowego i innych odpadów, co bardzo często ma miejsce w najmniejszych, mało zamożnych miejscowościach. Autorce nie są znane badania, które weryfikowałyby tę hipotezę, niemniej jednak stanowi ona ciekawy problem naukowy, którego rozwiązanie wniosłoby cenną wiedzę w obszarze epidemiologii w Polsce.



Rys. 3.17. Udział głównych przyczyn zgonów w umieralności mężczyzn w poszczególnych grupach wieku w 2010 r. (na podstawie danych GUS). Źródło: NIZP-PZH, 2012.

Fig. 3.17. Proportion of deaths from main causes in all deaths by 5-year age groups – males, 2010 (based on data from GUS). Source: NIZP-PZH, 2012.



Rys. 3.18. Udział głównych przyczyn zgonów w umieralności kobiet w poszczególnych grupach wieku w 2010 r. (na podstawie danych GUS). Źródło: NIZP-PZH, 2012.

Fig. 3.18. Proportion of deaths from main causes in all deaths by 5-year age groups – females, 2010 (based on data from GUS). Source: NIZP-PZH, 2012.



Chorobowość hospitalizowana podlega w Polsce od roku 2000 pełnemu badaniu, co oznacza że objęci nim są wszyscy pacjenci przyjmowani do szpitali. Tego typu badania mają bardzo istotne znaczenie dla oceny stanu zdrowia populacji, gdyż charakteryzują się wysoką trafnością i dokładnością diagnozy pacjentów. Podstawowym źródłem informacji są wypełniane w szpitalach karty statystyczne Mz/Szp-11. Dane o hospitalizacji ludności są zbierane w ramach Ogólnopolskiego Badania Chorobowości Szpitalnej Ogólnej, wchodzącego w skład programu badań statystycznych statystyki publicznej. Ich przetwarzaniem i analizą zajmuje się NIZP-PZH; przekazywane są one także do europejskiej bazy danych WHO. W roku 2010 zebrane w całej Polsce informacje objęły 6 753 644 przypadków hospitalizacji (nie wliczając porodów), co przekłada się na współczynnik hospitalizacji wynoszący 1786 na 10 000 mieszkańców. Najczęstsze przyczyny leczenia szpitalnego to choroby układu krążenia (15% przypadków). Hospitalizacje związane z nowotworami znajdują się na trzecim miejscu pod względem liczby przyjmowanych pacjentów (9%), zaś przypadki chorób układu oddechowego stanowią 6.9% ogółu pacjentów i są szóstą z kolei przyczyną przyjęć do szpitali (NIZP-PZH, 2012). Mężczyźni częściej niż kobiety są w Polsce hospitalizowani z przyczyn chorobowych, a największe różnice (ponad dwukrotne) dotyczą zawału serca, miażdżycy i choroby niedokrwiennej serca. Choroba nadcisnieniowa jest natomiast przyczyną częstszych o 12% przyjęć kobiet do szpitali. Mieszkańcy miast są leczeni szpitalnie o 6% częściej, niż w przypadku mieszkańców wsi, co może być zarówno skutkiem różnej dostępności do służby zdrowia, jak i odmiennych czynników epidemiologicznych i środowiskowych. W strukturze wiekowej pacjentów dominują dzieci poniżej 1. r.ż. oraz osoby starsze niż 65 lat. Wśród najmłodszych pacjentów, poza chorobami okołoporodowymi i zakaźnymi, największy odsetek mają przyjęcia związane z chorobami układu oddechowego, których maksimum nasilenia przypada na wiek 5-9 lat. Nie w pełni wykształcony układ odpornościowy oraz większy niż w przypadku dorosłych pobór powietrza na jednostkę masy ciała powoduje, że dzieci są szczególnie narażone na infekcje dróg oddechowych, a także znacząco zwiększa ich wrażliwość na zanieczyszczenia obecne w powietrzu. Wśród osób starszych dominującą przyczyną hospitalizacji są choroby układu krążenia oraz nowotwory (NIZP-PZH, 2012).

Częstotliwość hospitalizacji jest w Polsce na poziomie porównywalnym do średniej europejskiej. Występują natomiast pewne różnice w strukturze wiekowej pacjentów dotkniętych poszczególnymi grupami schorzeń. W Polsce szczyt hospitalizacji związanych z chorobami nowotworowymi pojawia się w wieku młodszym o nawet 10 lat w stosunku do

większości innych krajów UE. Polska na tle Europy charakteryzuje się wyższymi współczynnikami hospitalizacji z powodu nadciśnienia tętniczego w prawie wszystkich grupach wieku. Polacy w przedziale wiekowym od 40 do 74 lat częściej niż mieszkańcy innych krajów UE trafiają do szpitali na skutek zawału serca. Odmienny jest także rozkład hospitalizacji według wieku z powodu zapalenia płuc. We wszystkich krajach Europy zaznaczają się dwa szczyty – u osób najmłodszych i najstarszych. W Polsce jednak niemowlęta hospitalizowane są z tej przyczyny znacznie częściej niż w pozostałych krajach UE, natomiast osoby po 75. r.ż. – zdecydowanie rzadziej (NIZP-PZH, 2012).

### 3.3.2 *Metodyka GAM*

Celem budowanego w pracy modelu statystycznego jest wykrycie zależności pomiędzy średniodobowymi stężeniami poszczególnych typów pyłu zawieszonego w powietrzu, a liczbą zgonów i przyjęć pacjentów do szpitali na terenie Warszawy. Wiadomym jest, że na wspomniane efekty zdrowotne wpływ ma szereg różnych zmiennych, a poziom zanieczyszczeń powietrza jest tylko jednym z czynników, których rolę dotychczas udowodniono (np. Katsouyanni i Samet, 2009). Istnieje wiele matematycznych metod opisu związków i zależności przyczynowo-skutkowych pomiędzy różnymi zmiennymi, z których najprostszą jest regresja liniowa. W rzeczywistości jednak najczęściej spotykane są zależności nieliniowe, gdzie na zmienną objaśnianą  $Y$  ma wpływ wiele różnych predyktorów, a wpływ każdego z nich na  $Y$  może być opisywany odmienną funkcją. W takim podejściu, nazywanym podejściem parametrycznym, wymagana jest jednak znajomość (lub założenie *a priori*) matematycznej postaci owej zależności między daną zmienną objaśniającą a zmienną objaśnianą, w tym przede wszystkim rozkład zmiennej odpowiedzi  $Y$  oraz rodzaj funkcji matematycznej opisującej badany związek (Lis, 2011). W badaniu krótkoterminowych efektów zdrowotnych wywołanych narażeniem na zanieczyszczenia powietrza takie podejście uważane jest jednak za przestarzałe i zostało zastąpione bardziej elastyczną metodą nieparametryczną GAM, wykorzystującą funkcje sklepane (splajny) do opisu nieliniowej zależności między zmiennymi opisującymi czas (np. dzień tygodnia, porę roku) i zmiennymi meteorologicznymi, a efektami zdrowotnymi w postaci liczby przyjęć pacjentów do szpitali oraz zgonów (Katsouyanni i Samet, 2009). Przyjęta w pracy metodyka budowy statystycznego modelu analizy szeregów czasowych jest zgodna z protokołem opracowanym w ramach projektu APHEA-2 i wykorzystanym następnie w projekcie APHENA (patrz rozdział 2.5.2). Współpraca nawiązana z zespołem prof. Bogdana Wojtyniaka z Centrum Monitorowania i Analiz Stanu Zdrowia Ludności Państwowego Zakładu Higieny (który to

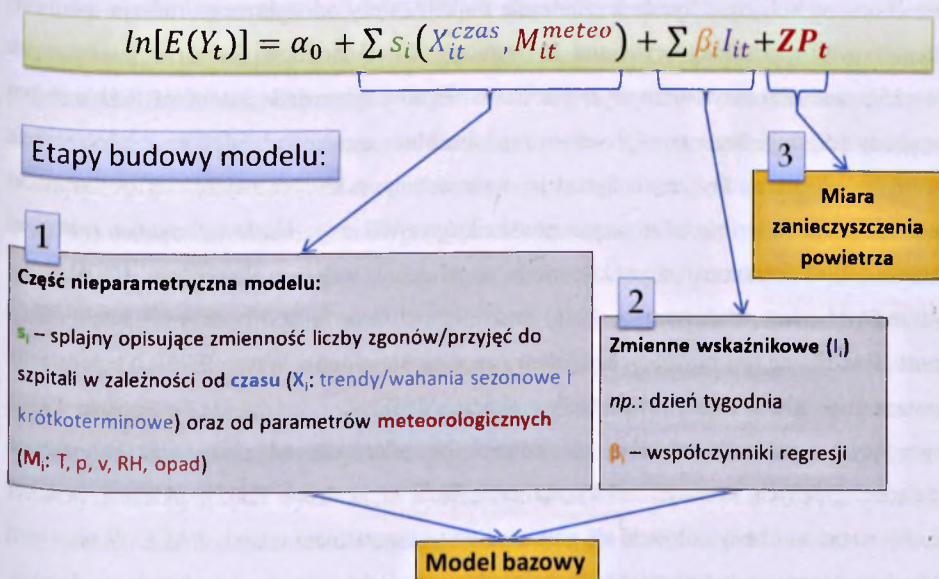
zespół uczestniczył w projektach APHEA, APHEA-2 oraz APHENA, a obecnie współpracuje z Zespołem Ochrony Atmosfery PW w ramach projektu SAHIA), pozwoliła Autorce zdobyć niezbędną wiedzę oraz kompetencje, pozwalające na samodzielne prowadzenie obliczeń i analiz.

Model GAM oparty jest o regresję Poisson'a, w której jako główne założenie przyjmuje się, iż logarytm naturalny z dobowej liczby wystąpień jednego z badanych efektów zdrowotnych jest równy logarytmowi naturalnemu z wartości oczekiwanej tej zmiennej. Konceptualny wzór modelu przedstawia poniższe równanie:

$$\ln[E(Y_t)] = \alpha_0 + \sum s_i(X_{it}^{czas}, Y_{it}^{meteo}) + \sum \beta_i I_{it} + ZP_t \quad (19)$$

gdzie pierwsza z sum opisuje wymodelowaną za pomocą splajnów zmienność efektu w zależności od czasu i warunków meteorologicznych, druga wprowadza zmienne zero-jedynkowe wskazujące na wystąpienie istotnych modyfikatorów efektu, zaś ostatni człon stanowi wybraną miarę zanieczyszczenia powietrza. Budowa statystycznego modelu GAM odbywa się etapami, co w sposób schematyczny przedstawia rysunek 3.19.

### Budowa modelu statystycznego GAM



Rys. 3.19. Etapy budowy statystycznego modelu GAM. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 3.19. Steps in building the statistical GAM model. Source: Author's own elaboration.

W pierwszym kroku odwzorować należy samoistną, cykliczną zmienność umieralności oraz chorobowości w czasie, a także ich zależność od podstawowych parametrów opisujących

aktualną pogodę (takich jak temperatura, wilgotność względna, ciśnienie, prędkość wiatru oraz nasilenie opadów), co stanowi zasadniczą część modelu. Ich jak najlepszy opis matematyczny ma w istocie na celu kontrolowanie ich wpływu w dalszych etapach wnioskowania statystycznego i tym samym umożliwienie zbadania zależności efektów zdrowotnych jedynie od stężenia zanieczyszczeń powietrza, podczas gdy inne zmienne są kontrolowane. Ta właśnie część modelu jest częścią nieparametryczną, budowaną w oparciu o zastosowanie splajnów. Istnieje wiele rodzajów funkcji sklepanych, w tym najważniejsze w badaniach epidemiologicznych wielomianowe funkcje sklepane, naturalne funkcje sklepane, wygładzone funkcje sklepane stopnia  $M$  czy B-splajny o ustalonej liczbie węzłów (Dominici i in., 2002). Ich szczegółowy opis matematyczny znaleźć można np. w pracy Lis (2011). W uogólnieniu, wszystkie te funkcje konstruuje się, dzieląc dziedzinę danej zmiennej objaśniającej  $X$  na rozłączne przedziały, wyznaczone przez ciąg węzłów (ang. *knots*). W każdym z tych przedziałów zależność między zmienną objaśniającą a wartościami  $Y$  jest opisywana oddzielnie, najczęściej poprzez lokalne dopasowanie różnych funkcji wielomianowych. Problemem staje się kwestia wyboru odpowiedniej liczby węzłów, ciągłość funkcji sklepanej w tych punktach, a także kwestia, na ile "płynnie" jeden z jej fragmentów przechodzi w kolejny. Metoda wygładzania funkcji zależy od wybranego rodzaju splajnów. Stosowanymi najczęściej kryteriami są wymóg różniczkowalności lub brak gwałtownych oscylacji wartości estymatora. Przyjęta liczba węzłów odpowiada natomiast liczbie stopni swobody (df, ang. *degrees of freedom*) modelu. Może ona zostać założona z góry, jednak istnieje wiele matematycznych metod jej wyznaczania, z których najczęściej stosowane to minimalizacja kryterium informacyjnego Akaike'go (AIC, ang. *Akaike information criterion*; Akaike, 1981), minimalizacja kryterium uogólnionej walidacji krzyżowej (GCV, ang. *generalized cross-validation*; Li, 1986) oraz minimalizacja funkcji częściowej autokorelacji reszt (PACF, ang. *partial autocorrelation function*; Hamilton i Watts, 1978). Na podstawie metaanalizy wielu badań w ramach projektu APHENA przyjęto, że w modelu GAM opisującym zmienność efektów zdrowotnych w zależności od czasu oraz parametrów meteorologicznych stosować należy naturalne bądź wygładzone funkcje sklepane, a dobór liczby stopni swobody odbywać się powinien z wykorzystaniem metody PACF. W niniejszej pracy zastosowano wygładzone funkcje sklepane (ang. *penalized splines*), w których wygładzenie splajnu uzyskuje się poprzez zastosowanie tzw. współczynnika kary (ang. *smoothing parameter*). Doboru odpowiedniej liczby df dokonano natomiast na podstawie analizy funkcji PACF obliczonej dla od 2 do 12 stopni swobody: analizowano sumę 30. pierwszych wartości tej funkcji, wybierając przypadek, gdy jest ona najmniejsza, co zapewnia

z jednej strony dobre dopasowanie do danych, a z drugiej ogranicza złożoność modelu, poprzez uwzględnienie pewnej regularności i powtarzalności występujących w zbiorze danych.

W drugim etapie do modelu włączane są zmienne typu wskaźnikowego, uwzględniające np. występowanie dni świątecznych, okresów wakacyjnych lub epidemii grypy – wszelkich wydarzeń, mających charakter sporadyczny bądź losowy, a które także wpłynąć mogą na wartość rozpatrywanej zmiennej zależnej. Na tym etapie uzyskany zostaje model bazowy, uwzględniający najważniejsze zmienne zakłócające i modyfikujące badany efekt. Należy podkreślić, że dla każdego z analizowanych efektów zbudowany zostać musi odrębny model bazowy. Przeanalizowanych zostało 6 efektów zdrowotnych: umieralność – ogółem, na skutek chorób układu krążenia i na skutek chorób układu oddechowego; oraz liczba hospitalizacji – ogółem, na skutek chorób układu krążenia i na skutek chorób układu oddechowego. Zostały one zbadane w całej populacji, oraz w podziale na kobiety i mężczyzn, a także na grupy wiekowe 0-64 lata oraz 65 i więcej. Łącznie zbudowano zatem 54 (6:3:3) modele bazowe.

Ostatnim etapem konstrukcji modelu GAM jest włączenie do niego informacji o stężeniach rozpatrywanego zanieczyszczenia pyłowego. Zgodnie z metodyką opracowaną w ramach projektu APHEA-2, związek pomiędzy stężeniami PM a logarytmem z wartości oczekiwanej zmiennej zdrowotnej opisać można zależnością liniową, co potwierdziły także wstępne analizy przeprowadzone dla Warszawy, Trójmiasta oraz Aglomeracji Górnośląskiej (Reizer i in., 2016). Jedną z najważniejszych tez pracy jest stwierdzenie, iż każdy typ pyłu, wyróżniony na podstawie a) średnicy zastępczej oraz b) źródła pochodzenia, potraktować można jako odrębne zanieczyszczenie. W związku z tym, każdy z wyznaczonych z modelu CALPUFF szeregów czasowych stężeń poszczególnych typów pyłu ( $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  i  $PM_c$  pochodzących ze źródeł punktowych, liniowych, powierzchniowych oraz z napływu spoza Warszawy) został włączony do modeli bazowych jako osobne zanieczyszczenie. W efekcie, dla 12 typów zanieczyszczeń pyłowych wyznaczono związane z nimi wartości ryzyka względnego (RR) hospitalizacji oraz umieralności, dla ogółu przyczyn oraz dla chorób układu krążenia i układu oddechowego, dla całej populacji Warszawy, oraz w podziale ze względu na płeć i wiek. RR obliczano każdorazowo dla wzrostu stężeń danego typu pyłu o  $10 \mu g m^{-3}$ , tak jak przyjęto w metaanalizie APHENA (Katsouyanni i Samet, 2009). Wokół każdej z wartości RR zbudowano 90% przedział ufności, dla którego w standardowym rozkładzie normalnym (zakładając dwustronny obszar krytyczny) wartość  $u_z = 1.645$ . Ze względu na logarytmiczny

charakter modelu, współczynnik 1.645 uwzględniony został w wykładniku funkcji eksponencjalnej. Za wynik istotny statystycznie przyjmuje się taki, którego przedział ufności nie zawiera liczby 1.

Należy jeszcze zwrócić uwagę na fakt, iż efekty zdrowotne nawet krótkotrwałej ekspozycji na zanieczyszczenie powietrza prawdopodobnie nie ustają natychmiast w chwili, gdy ekspozycja się kończy, lecz trwają jeszcze przez jakiś czas. Innymi słowy, postawić można hipotezę, iż wzrost zachorowalności i umieralności w populacji, związany z pojawieniem się np. 1-dniowego epizodu wysokich stężeń PM może być zauważony nie tylko w tym jednym dniu, lecz także w kilku kolejnych. W związku z tym, w analizie szeregów czasowych wykorzystuje się często przesunięcie w czasie (ang. *lag*), tzn. poszukuje się zależności pomiędzy efektem zdrowotnym, np. umieralnością w populacji, obserwowanym w danym dniu, a poziomem zanieczyszczeń powietrza w dniu poprzednim (*lag* 1), dwa dni wcześniej (*lag* 2) etc. Istnieje także możliwość uwzględnienia w modelu GAM kombinacji liniowej wartości stężeń z kilku (*n*) poprzednich dni. Model GAM wyglądałby wtedy następująco:

$$\ln[E(Y_t)] = \text{model bazowy} + \beta_0 PM_t + \beta_1 PM_{t-1} + \dots + \beta_n PM_{t-n} \quad (20)$$

zaś sumaryczny efekt ekspozycji przez *n* dni wynosiłby:

$$\beta = \sum_{i=0}^n \beta_i \quad (21)$$

Takie podejście pomija jednak fakt istnienia silnej autokorelacji poziomów zanieczyszczeń w kolejnych dniach, co skutkować może uzyskaniem błędnych estymatorów analizowanego efektu. Aby uniknąć tego błędu, w pracy przeprowadzono trzykrotnie obliczenia dla każdego z zanieczyszczeń pyłowych i każdego badanego efektu, analizując oddzielnie przypadki *lag* 0, *lag* 1 oraz *lag* 2. Należy zauważyć, że liczba dwóch dni została przyjęta arbitralnie, jednak w literaturze brak jest jednoznacznego stanowiska w tej kwestii, ze względu na różnorodność podejść stosowanych przez autorów prac z zakresu krótkoterminowych oddziaływań zanieczyszczeń powietrza na zdrowie. Najczęściej w analizach przyjmuje się, że wpływ epidemiologiczny danego stężenia zanieczyszczeń powietrza utrzymuje się przez kolejnych 2-5 dni. Decyzja o ograniczeniu analiz do opóźnienia dwudniowego podyktowana została przykładem wielu prac z omawianej dziedziny, których autorzy często pokazują, iż najsilniejszy wpływ obserwowany jest właśnie w ciągu 0-2 dni od momentu ekspozycji, później natomiast słabnie. Takie założenie przyjęto również w projekcie APHENA (Katsouyanni i Samet, 2009).

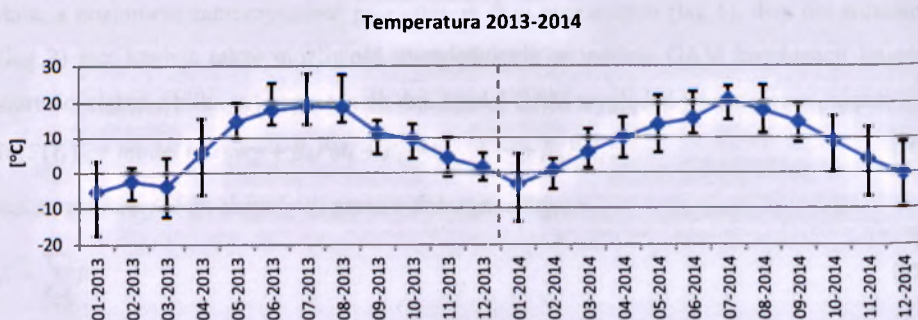
Wszystkie obliczenia związane ze statystyczną analizą szeregów czasowych za pomocą modeli GAM wykonano w środowisku statystycznym R v.3.1.3 (R Core Team, 2015), dostępnym darmowo na zasadach licencji GNU GPL. W stworzonych skryptach wykorzystano szereg dodatkowych pakietów, przede wszystkim pakiet `mgcv` v.1.8-14 (Wood, 2016), pozwalający m.in. na dopasowywanie uogólnionych modeli addytywnych z wykorzystaniem splajnów i różnego typu parametrów wygładzających.

## 4. Wyniki i dyskusja

### 4.1. Wyniki modelu CALMET

Wyniki modelowania zmiennych meteorologicznych uzyskano w siatce pokrywającej obszar 95 km x 95 km, w centrum którego znajduje się Warszawa. Są to dane obejmujące 12 parametrów w rozdzielczości czasowej 1h, obliczone dla 10 warstw poziomych, zatem ich pełna charakterystyka byłaby bardzo obszerna. Z tego względu przedstawione zostaną tylko najważniejsze informacje, uśrednione dla obszaru siatki odpowiadającego położeniu Warszawy, w warstwie przyziemnej.

Dla lat 2013 i 2014 uzyskano średnie temperatury roczne na poziomie odpowiednio 7.6°C oraz 9.0°C.



Rys. 4.1. Średnie miesięczne temperatury, oraz maksymalne i minimalne temperatury średniodobowe obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne.

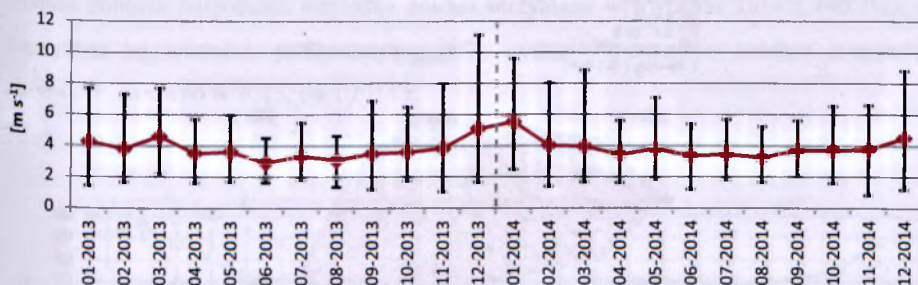
Fig. 4.1. Average monthly temperatures, as well as minimum and maximum daily mean temperatures, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration.

Na rysunku 4.1 przedstawiono przebieg średnich temperatur miesięcznych, jak również maksymalnych i minimalnych temperatur dobowych w poszczególnych miesiącach. Rok 2013, w porównaniu z 2014, cechowało występowanie bardziej skrajnych ekstremów termicznych. Minimalna modelowana temperatura dobowa wystąpiła każdorazowo w styczniu, jednak w roku 2013 wyniosła ona -17.6°C, podczas gdy w roku 2014 było to -13.8°C. Najwyższe wartości temperatury średniodobowej uzyskano dla roku 2013 w lipcu (28.0°C), zaś w 2014 r. w sierpniu (24.8°C). Model prawidłowo odwzorował nietypowo chłodny pierwszy kwartał 2013 roku, jak również dużą rozpiętość temperatur w miesiącach ostatniego kwartału 2014 r.

Modelowane średnioroczne prędkości wiatru wyniosły 3.76 m s<sup>-1</sup> oraz 3.88 m s<sup>-1</sup>, odpowiednio dla lat 2013 i 2014.



### Prędkość wiatru 2013-2014

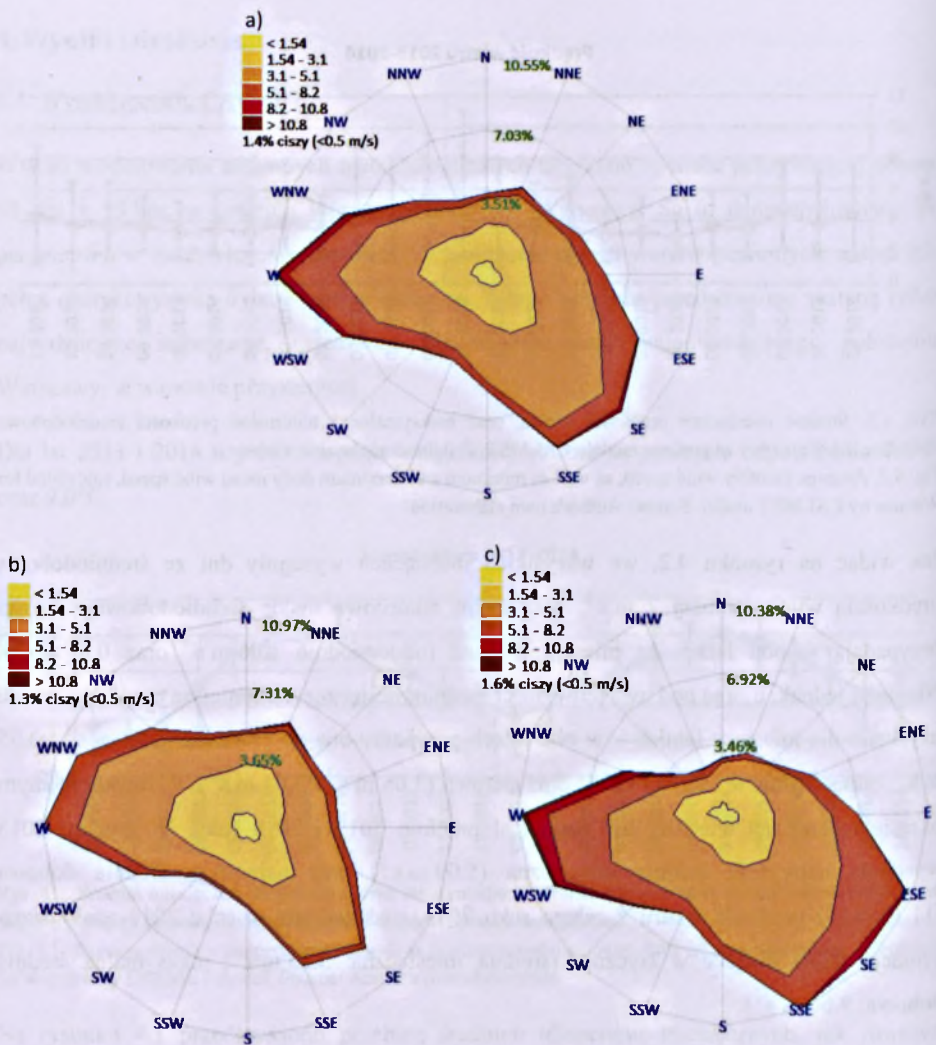


Rys. 4.2. Średnie miesięczne prędkości wiatru, oraz maksymalne i minimalne prędkości średniodobowe obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.2. Average monthly wind speed, as well as minimum and maximum daily mean wind speed, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration.

Jak widać na rysunku 4.2, we wszystkich miesiącach wystąpiły dni ze średniodobową prędkością wiatru poniżej  $2 m s^{-1}$ , przy czym rekordowo niskie średniodobowe wartości przypadają w obu latach na miesiąc listopad (odpowiednio  $1.06 m s^{-1}$  oraz  $0.83 m s^{-1}$ ). Niemniej jednak, biorąc pod uwagę wartości średniomiesięczne, najmniejsze prędkości wiatru uzyskano dla miesięcy letnich – w obu latach przypadły one na czerwiec ( $2.92 m s^{-1}$  i  $3.35 m s^{-1}$ , odpowiednio dla 2013 i 2014) oraz sierpień ( $3.08 m s^{-1}$  i  $3.24 m s^{-1}$ ). W rozpatrywanym okresie najbardziej wietrzny był natomiast przełom 2013 i 2014 roku. W grudniu 2013 wystąpiła najwyższa średnia miesięczna ( $5.09 m s^{-1}$ ) oraz najwyższa średnia dobowa ( $11.12 m s^{-1}$ ) prędkość wiatru z całego roku 2013, podczas gdy w roku 2014 analogiczna sytuacja miała miejsce w styczniu (średnia miesięczna:  $5.53 m s^{-1}$ ; maksymalna średnia dobowa:  $9.60 m s^{-1}$ ).

Rysunki 4.3 a)-c) przedstawiają róże wiatrów (dla całego okresu 2013-2014 oraz dla półrocza ciepłego i chłodnego), dla oczka siatki zlokalizowanego nad centralną częścią Warszawy. We wszystkich przypadkach najczęstszymi wiatrami są wiatry zachodnie oraz południowo-wschodnie, przy czym w półroczu chłodnym te ostatnie występują znacznie częściej, a przy tym osiągają wyższe prędkości. We wszystkich porach roku najczęściej pojawiają się wiatry o prędkościach między  $1.5$  a  $5.1 m s^{-1}$ . Średnio w 1.4% przypadków w ciągu całego roku (ok. 123 godziny rocznie) występuje zjawisko ciszy atmosferycznej, tj. braku wiatru lub wiatru o prędkościach poniżej  $0.5 m s^{-1}$ ; proporcja ta zwiększa się do 1.6% dla półrocza chłodnego, zaś w sezonie ciepłym wynosi 1.3%.

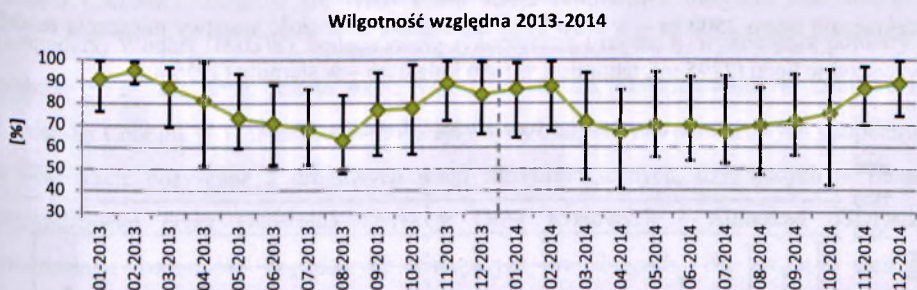


Rys. 4.3. Róża wiatrów dla centralnej Warszawy: a) cały okres 2013-2014, b) półrocze ciepłe, c) półrocze chłodne. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.3. Wind rose for central Warsaw: a) the whole 2013-2014 period, b) warm season, c) cold season. Source: Author's own elaboration.

Średnie miesięczne wartości wilgotności względnej obliczone modelem CALMET przedstawia rysunek 4.4. Widoczny jest charakterystyczny przebieg zmienności tego parametru w cyklu rocznym – w miesiącach chłodnych średnie wartości RH oscylują w granicach 80-95%, podczas gdy w półroczu ciepłym spadają do około 70%. Lata 2013 i 2014 różnią się średniorocznym poziomem wilgotności względnej – w roku 2013 wyniósł on 80%, zaś w 2014 r. 76%. Kształt profilu miesięcznego wilgotności w rozpatrywanych latach był także odmienny – zarówno wiosna jak i jesień roku 2013 były wilgotniejsze niż w roku

następnym, kiedy to okres niskich wartości RH trwał od marca do października. Najniższa średnia dobowa wilgotność względna została otrzymana w kwietniu 2014 r. (40.7%), zaś najwyższe jej wartości, przekraczające 99% wystąpiły niemal w każdym z miesięcy zimowych, zarówno w 2013, jak i 2014 r.



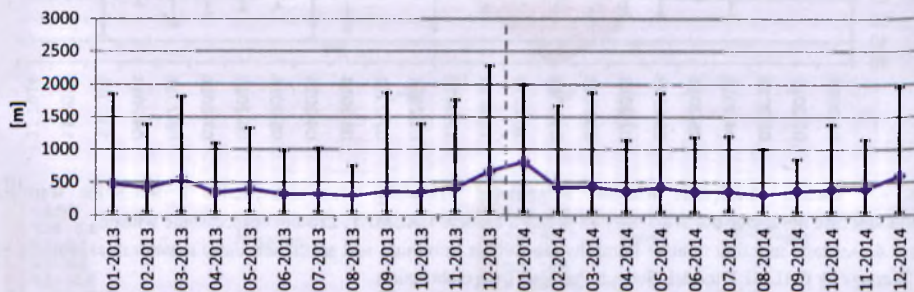
Rys. 4.4. Średnie miesięczne wartości wilgotności względnej, oraz maksymalne i minimalne wartości średniodobowe obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.4. Average monthly relative humidity, as well as minimum and maximum daily mean values, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration.

Jednym z parametrów, które nie są bezpośrednio mierzone przez stacje meteorologiczne, a które obliczono za pomocą modelu CALMET, jest wysokość (miąższość) warstwy mieszania, która ma zasadnicze znaczenie dla dyspersji zanieczyszczeń. Jak wynika z przeprowadzonych obliczeń, średnio nad Warszawą wysokość ta wynosi około 700-750 m, lecz należy pamiętać o jej bardzo znacznej zmienności w cyklu dobowym. W ciągu nocy miąższość tej warstwy jest niższa, niż w ciągu dnia, gdy działanie promieni słonecznych wzbudza procesy konwekcyjne i nasila turbulencję w najniższych partiach atmosfery. Wyjątkiem są sytuacje występowania silnych inwersji termicznych, lecz ze względu na zakres niniejszej pracy nie będą tu omawiane – Czytelnika odsyła się do literatury źródłowej: np. Zwoździak i in. (1998). Jak wynika z rysunku 4.5, średnia wysokość warstwy mieszania nocą (przyjęto zakres godzin między 20 a 7 rano) przez większość miesięcy oscyluje wokół wartości 400 – 500 m; znacząco wyższe średnie uzyskano jedynie w grudniu 2013 r. (670 m) i styczniu 2014 r. (810 m). Minimalne wartości z poszczególnych nocy w każdym miesiącu są na poziomie około 50 m, co wynika z założeń przyjętych w modelu. Wartości najwyższe, powyżej 2000 m, wystąpiły w grudniu 2013 r. (2277 m) oraz styczniu 2014 r. (2005 m). Znacznie większą zmienność w profilu rocznym wykazuje miąższość warstwy mieszania w ciągu dnia (pomiędzy godziną 8 rano a 19) – por. rysunek 4.6. W miesiącach zimowych jest ona zbliżona do wartości nocnych, choć każdorazowo je przekracza. Poczynając jednak od marca aż do

października, średnie miesięczne wartości tej wysokości znacznie rosną, osiągając około 1500 m w okresie od maja do sierpnia. Najwyższe wartości średniomiesięczne uzyskane zostały w roku 2013 dla czerwca (1621 m), zaś w roku 2014 – dla lipca (1755 m). Najmniejsze wysokości warstwy mieszania spośród poszczególnych dni każdego miesiąca, podobnie jak w przypadku nocy, są na poziomie około 50 m. Wartości maksymalne przekraczają latem 2500 m – w roku 2013 największą miąższość warstwy mieszania model wyznaczył w lipcu (2795 m), natomiast w roku kolejnym – w sierpniu (2956 m).

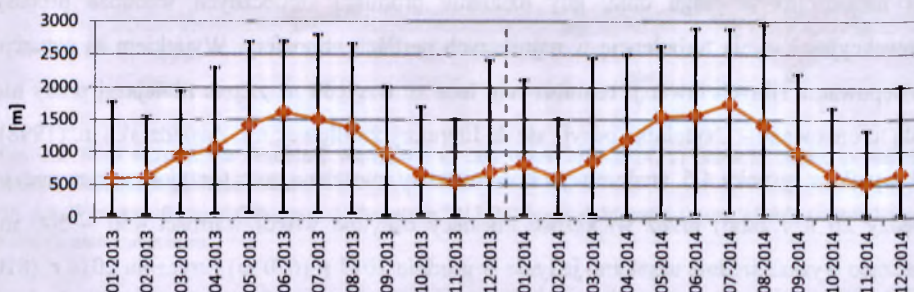
**Miąższość warstwy mieszania [NOC] 2013-2014**



Rys. 4.5. Średnie miesięczne wysokości warstwy mieszania w porze nocnej (godz. 20 ÷ 7), oraz maksymalne i minimalne wartości spośród średnich dla pory nocnej, obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.5. Average monthly mixing layer heights at night (8 pm ÷ 7 am), as well as minimum and maximum values for the nighttime, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration.

**Miąższość warstwy mieszania [DZIEŃ] 2013-2014**



Rys. 4.6. Średnie miesięczne wysokości warstwy mieszania w porze dziennej (godz. 8 ÷ 19), oraz maksymalne i minimalne wartości spośród średnich dla pory dziennej, obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.6. Average monthly mixing layer heights at night (8 am ÷ 7 pm), as well as minimum and maximum values for the daytime, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration.

#### 4.2. Ewaluacja wyników modelu CALMET

Jak wspomniano wcześniej, ewaluacja oparta została o porównanie wyników modelowania z danymi pomiarowymi. Zastosowana w pracy metodyka EEA w założeniu przeznaczona jest dla danych meteorologicznych w rozdzielczości czasowej 1h. Na obszarze objętym siatką modelu CALMET znajduje się tylko jedna stacja pomiarowa Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW), będąca stacją synoptyczną I rzędu, tj. wykonującą pomiary co godzinę przez całą dobę; jest to stacja Warszawa-Okęcie, zlokalizowana na Lotnisku im. Fryderyka Chopina w Warszawie. W związku z tym, bazę danych pomiarowych uzupełniono o obserwacje pozyskane z drogowych stacji meteorologicznych, działających w ramach prowadzonego przez Generalną Dyрекcję Dróg Krajowych i Autostrad (GDDKiA) monitoringu warunków pogodowych panujących na drogach. Na wniosek Autorki, udostępnione zostały dane z trzech stacji w obrębie Warszawy (Bielany, Drewny, Jerozolimskie) oraz z trzynastu stacji położonych poza stolicą (Góra Kalwaria, Kąty, Mszczonów, Pamiątka, Serock, Siestrzeń, Słupno, Stara Miłosna, Węzeł Arynow [autostrada A2], Węzeł Grodzisk Mazowiecki [A2], Węzeł Pruszków [A2], Wyszków oraz Zakroczym). Ewaluację wyników modelowania dla temperatury oraz prędkości i kierunku wiatru przeprowadzono dla wszystkich 17 stacji. Dane o wilgotności względnej dostępne były tylko dla czterech stacji w Warszawie, w związku z tym uzupełniono je o pomiary pochodzące z dwóch stacji klimatologicznych III rzędu (Legionowo i Pułtusk), na których pomiary prowadzone są trzykrotnie w ciągu doby – o godzinie 06, 12 i 18 UTC. W związku z tym, dla tych dwóch punktów pomiarowych przeprowadzono ewaluację jedynie dla wymienionych godzin. Ocenie poddano również zdolność modelu do przewidywania wystąpienia opadu. Dane o opadzie w rozdzielczości 1-godzinnej dostępne były dla 16 meteorologicznych stacji drogowych; w przypadku stacji IMGW Warszawa-Okęcie informacja obejmowała jedynie dobową sumę opadów. Wartości parametrów statystycznych, obliczonych dla poszczególnych par stacja – średnia z odpowiedniego oczka siatki, przedstawia tabela 4.1. Dla poszczególnych zmiennych meteorologicznych obliczono te wskaźniki, które są zalecane w metodyce EEA (por. tabela 3.4 w rozdziale 3.2.4). Dodatkowo, dla wszystkich parametrów meteorologicznych poza występowaniem opadu atmosferycznego, obliczony został współczynnik korelacji Pearsona pomiędzy danymi pomiarowymi a modelowymi.

Tabela 4.1. Podsumowanie wyników ewaluacji modelu CALMET dla lat 2013-2014.

Table 4.1. Summary of evaluation results of the CALMET model for the years 2013-2014.

Parametr	jednostka	Wartość średnia	min	Lokalizacja min	max	Lokalizacja max	Liczba stacji
<i>Temperatura</i>							
BIAS	[°C]	-1.02	-2.18	Siestrzeń	0.06	Pamiętka	17
STDE	[°C]	2.23	1.87	Węzeł Grodzisk Maz.	3.85	Słupno	
H	[-]	0.63	0.46	Siestrzeń	0.76	Pamiętka	
IOA	[-]	0.982	0.963	Słupno	0.990	Pamiętka	
r	[-]	0.973	0.935	Słupno	0.981	Węzeł Arynów	
<i>Prędkość wiatru</i>							
BIAS	[m s <sup>-1</sup> ]	1.84	0.58	Okęcie	2.68	Stara Miłosna	17
RMSE	[m s <sup>-1</sup> ]	2.34	1.72	Okęcie	3.03	Mszczonów	
H	[-]	0.27	0.11	Stara Miłosna	0.44	Okęcie	
FAR	[-]	0.18	0.02	Stara Miłosna	0.51	Bielany	
IOA	[-]	0.357	0.060	Słupno	0.788	Okęcie	
r	[-]	0.656	0.479	Bielany	0.736	Siestrzeń	
<i>Kierunek wiatru</i>							
BIAS	[°]	15.1	1.2	Mszczonów	44.4	Wyszków	17
DIST	[m s <sup>-1</sup> ]	4.13	3.62	Stara Miłosna	4.64	Okęcie	
H	[-]	0.43	0.10	Kąty	0.70	Słupno	
r	[-]	0.465	0.090	Góra Kalwaria	0.732	Węzeł Grodzisk Maz.	
<i>Wilgotność względna</i>							
BIAS	[-]	0.01	-0.04	Pułtusk	0.05	Jerozolimskie	6
IOA	[-]	0.868	0.855	Pułtusk	0.885	Okęcie	
r	[-]	0.769	0.737	Bielany	0.784	Okęcie	
<i>Występowanie opadu</i>							
FAR	[-]	0.18	0.02	Zakroczym	0.31	Stara Miłosna	16

Model CALMET z dobrą dokładnością odwzorował temperaturę powietrza na wysokości 2m – średnie odchylenie modelu dla 17 stacji wynosi -1.02°C, a wartości BIAS dla poszczególnych punktów pomiarowych zawierają się w przedziale od -2.18°C do 0.06°C. Odchylenie standardowe błędu wynosi natomiast średnio 2.23°C. Zbadano także, za pomocą wskaźnika trafień (H), zdolność modelu do przewidywania temperatury powietrza w warstwie przyziemnej z założoną dokładnością  $\pm 2^\circ\text{C}$ . Wyniki modelu mieszczą się w tym zakresie średnio w 63% przypadków. Bardzo dobrze odwzorowana została zmienność temperatury w czasie, co potwierdzają wysokie wartości IOA (średnio 0.982) oraz współczynnika korelacji (średnio 0.973).

Prędkość wiatru uległa generalnie niewielkiemu przeszacowaniu – średnio o około  $1.84 \text{ m s}^{-1}$ , natomiast błąd standardowy modelu wyniósł  $2.34 \text{ m s}^{-1}$ . Założona dokładność wyników modelowania ( $\pm 1 \text{ m s}^{-1}$ ) została osiągnięta średnio dla 27% danych 1-godzinnych, przy czym najlepszą zgodność uzyskano w przypadku stacji Okęcie (44%). Z punktu widzenia dyspersji zanieczyszczeń powietrza bardzo istotne znaczenie ma występowanie cisz i bardzo niskich prędkości wiatru ( $< 1.5 \text{ m s}^{-1}$ ), przyczyniających się do kumulacji zanieczyszczeń w atmosferze, w związku z czym dla wyników modelu CALMET wyznaczono wskaźnik fałszywych alarmów, informujący o tym, jak często model błędnie przewiduje wystąpienie takich warunków. Dla poszczególnych stacji wartość wskaźnika FAR wahała się w przedziale od 0.02 do 0.51, przyjmując średnio poziom 0.18. Odzworowanie zmienności czasowej prędkości wiatru jest gorsze niż dla temperatury – IOA wynosi w tym przypadku średnio 0.357, zaś współczynnik  $r$ : 0.656. Błąd wyznaczenia kierunku wiatru zawiera się w przedziale od  $1.2^\circ$  do  $44.4^\circ$ , ze średnią wartością  $15.1^\circ$ . Współczynnik DIST, biorący pod uwagę zarówno prędkość jak i kierunek wiatru, wyniósł średnio  $4.13 \text{ m s}^{-1}$ , zaś oszacowanie kierunku wiatru z założoną dokładnością  $\pm 30^\circ$  zostało osiągnięte średnio w 43% przypadków. Współczynnik korelacji pomiędzy pomierzonym a modelowanym kierunkiem wiatru wyniósł 0.465. Występująca w części przypadków niezgodność danych modelowych z obserwacjami wynika m.in. z faktu, iż preprocesor CALMET zasilony został danymi uzyskanymi z mezoskalowego dynamicznego modelu prognostycznego WRF, który również obciążony jest pewnym błędem. Szczególnie trudnym zadaniem jest prawidłowe odzworowanie pola wiatru, zwłaszcza w sytuacji braku silnych procesów adwekcyjnych i konwekcyjnych (Cui i in., 2011). Stanowi to z pewnością ograniczenie modelu i wpływa na dalsze działanie modułu dyspersyjnego, który jest zasilany informacją meteorologiczną pochodzącą z preprocesora. Niemniej jednak, zasadnicza część eksperymentalna niniejszej pracy opiera się o uśrednione wartości stężeń zanieczyszczeń powietrza z obszaru całej Warszawy, zatem ich szczegółowo odzworowany rozkład przestrzenny nie jest kluczowy dla powodzenia dalszych obliczeń.

Ewaluację wyników modelowania wilgotności względnej oparto o dane pomiarowe z 6 stacji meteorologicznych. Zgodność modelu CALMET z pomiarami jest w tym przypadku wysoka – średnie odchylenie wyniosło jedynie 0.01, natomiast wskaźnik zgodności oraz współczynnik korelacji osiągnęły odpowiednio wartości 0.868 i 0.769.

Ostatnim z badanych parametrów meteorologicznych był opad atmosferyczny. Zgodnie metodyką EEA, dla ewaluacji tej zmiennej zalecane jest wyznaczenie BIAS, RMSE i FAR. Dwie pierwsze statystyki opierają się o bezwzględną wysokość opadu, wyrażoną w mm słupa

wody. Posiadane dane pomiarowe zawierały jedynie informację o względnym natężeniu opadu, wyrażanym niemianowaną wielkością o wartościach z przedziału 0-100, w związku z czym niemożliwe było ich porównanie z wynikami modelu, wyrażonymi w jednostce mm. Obliczono zatem jedynie wskaźnik fałszywych alarmów, czyli proporcję błędnie prognozowanego opadu do sumarycznej liczby godzin z opadem w latach 2013-2014. Wartość FAR wyniosła średnio 0.18, wahając się dla poszczególnych stacji w granicach od 0.02 do 0.31.

Podsumowując należy stwierdzić, iż wyniki modelu CALMET z dobrą dokładnością odwzorowują rzeczywiste wartości podstawowych zmiennych meteorologicznych badanych w wybranych stacjach pogodowych na obszarze siatki modelu. Przyczyną występujących błędów i niezgodności, poza samą niedoskonałością modelu, może być fakt, iż pomiary prowadzone są punktowo, natomiast dane modelowe przedstawiają średnią wartość dla całego oczka siatki o powierzchni 25 km<sup>2</sup>, przez co te dwa zbiory danych nie są ściśle adekwatne.

#### 4.3. Wyniki modelowania stężeń pyłu i jego składowych za pomocą modelu CALPUFF

Jak wspomniano w rozdziale 3.2.5, opracowana została autorska metodyka kalibracji wyników modelowania stężeń PM przez model CALPUFF, poprzez eliminację znacznych przeszacowań, występujących przy określonych warunkach meteorologicznych. W niniejszym rozdziale przedstawione zostaną wyniki uzyskane po zaimplementowaniu Procedury RM, gdyż lepiej odwzorowują one stężenia rzeczywiste niż wyniki surowe, co potwierdzone zostało przez rezultaty przeprowadzonej ewaluacji, prezentowanej w rozdziale kolejnym.

##### 4.3.1 Stężenia poszczególnych typów pyłu

Wyniki modelu uzyskiwane są w postaci siatki punktów, którym przypisane są obliczone wartości stężeń. W tabeli 4.2 podano zestawienie wyników modelowania stężeń PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> oraz PM<sub>c</sub>, obliczonego jako różnica PM<sub>10</sub> – PM<sub>2.5</sub>. Wartości średnie zostały obliczone na podstawie danych ze wszystkich receptorów siatki obliczeniowej, spośród których wybrano także wartości minimalne i maksymalne, również prezentowane w tabeli 4.2. Ponieważ modelowanie przeprowadzono dla lat 2013-2014, dane w poszczególnych porach roku stanowią uśrednienie z wyników dla danej pory roku w obu analizowanych latach. Każdorazowo podano także średnią ogólną z całego okresu badawczego. Należy zaznaczyć, iż w niniejszej pracy przyjęto następujący podział: miesiące I-II oraz XII – zima; III-V –



wiosna; VI-VIII – lato; IX-XI – jesień. Określenie "napływ" odnosi się do sumy stężeń tła kontynentalnego, krajowego i podmiejskiego (por. rozdział 3.2.1).

Tabela 4.2. Zestawienie wyników modelu CALPUFF – uśrednione w obrębie siatki obliczeniowej wartości stężeń  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  i  $PM_c$  oraz ich typów w poszczególnych porach roku i w całym okresie 2013-2014, a także wartości minimalne i maksymalne spośród wszystkich receptorów.

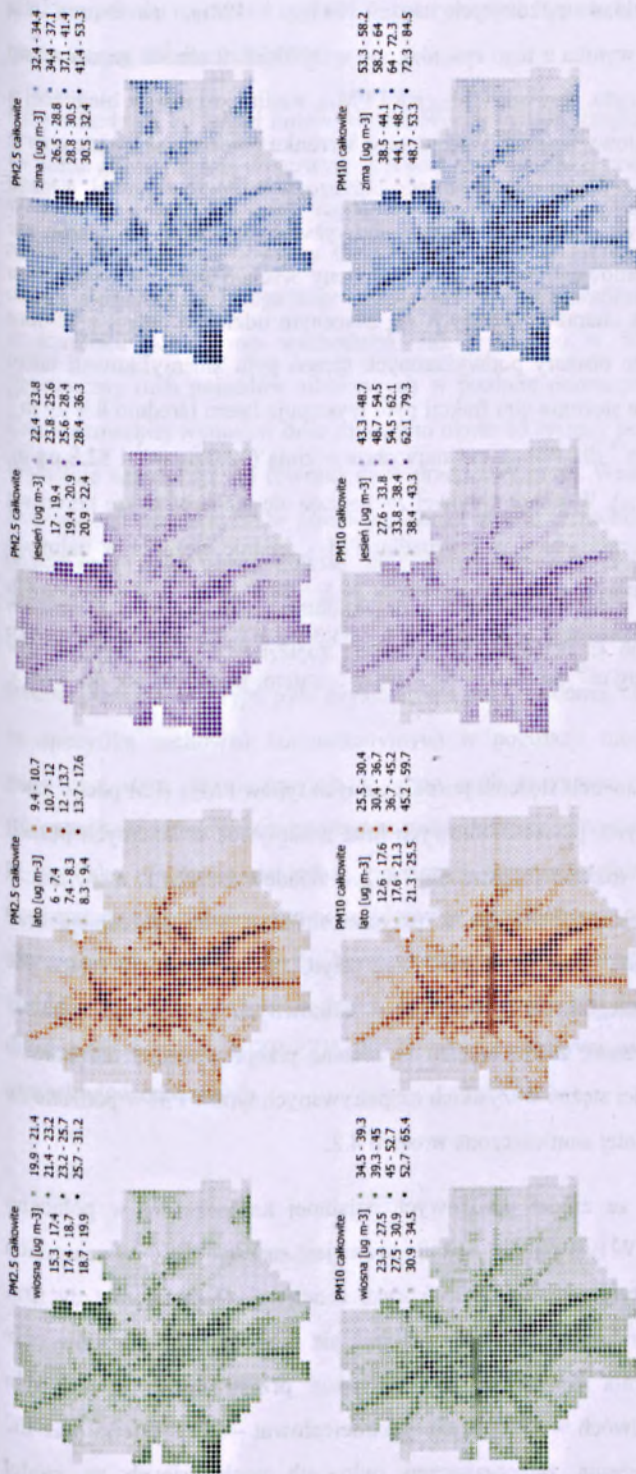
Table 4.2. CALPUFF model results – concentrations of  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$ ,  $PM_c$  and their types averaged over the modelling grid, computed for the seasons of the year and for the whole 2013-2014 period, as well as minimum and maximum values within all receptor points.

		$PM_{2.5}$			$PM_{10}$			$PM_c$		
		średnia	min	max	średnia	min	max	średnia	min	max
Całkowite	wiosna	19.3	15.3	31.2	34.9	23.3	65.4	15.6	2.8	49.0
	lato	8.9	6.0	17.6	23.6	12.6	59.7	14.8	2.1	50.2
	jesień	22.4	17.0	36.3	42.2	27.6	79.3	19.8	4.1	60.1
	zima	32.0	26.5	53.3	52.8	38.5	84.5	20.8	3.6	62.2
	<b>2013-14</b>	<b>20.6</b>			<b>38.4</b>			<b>17.8</b>		
Lin	wiosna	2.8	0.5	10.8	11.3	1.6	44.3	8.5	2.0	44.1
	lato	3.0	0.5	12.1	12.2	1.9	49.6	9.2	2.1	48.0
	jesień	3.6	0.7	13.1	14.4	2.6	53.7	10.8	3.0	50.3
	zima	3.3	0.5	11.7	12.6	1.8	46.7	9.4	2.5	42.4
	<b>2013-14</b>	<b>3.2</b>			<b>12.6</b>			<b>9.4</b>		
Pkt	wiosna	0.2	0.1	4.7	0.4	0.1	9.3	0.2	0.1	8.9
	lato	0.2	0.1	4.9	0.3	0.1	9.8	0.2	0.1	9.1
	jesień	0.2	0.0	5.4	0.4	0.1	10.9	0.2	0.1	9.9
	zima	0.2	0.1	4.9	0.5	0.1	9.8	0.2	0.1	9.2
	<b>2013-14</b>	<b>0.2</b>			<b>0.4</b>			<b>0.2</b>		
Pow	wiosna	1.6	0.3	11.7	2.1	0.4	15.2	0.5	0.6	14.8
	lato	0.1	0.0	0.7	0.2	0.0	0.9	0.0	0.0	0.8
	jesień	2.2	0.5	12.5	2.8	0.7	16.4	0.6	0.8	15.7
	zima	3.3	0.7	20.5	4.2	0.9	26.8	1.0	1.2	24.0
	<b>2013-14</b>	<b>1.8</b>			<b>2.3</b>			<b>0.5</b>		
Napływ	wiosna	14.6	12.8	25.2	21.1	18.3	41.6	6.5	0.6	16.4
	lato	5.6	5.1	9.2	10.9	9.6	24.9	5.3	0.0	15.6
	jesień	16.4	13.4	30.4	24.5	20.0	51.1	8.1	0.8	20.7
	zima	25.3	21.7	44.0	35.5	30.5	66.9	10.2	1.2	22.9
	<b>2013-14</b>	<b>15.5</b>			<b>23.0</b>			<b>7.6</b>		

Średnie stężenie  $PM_{2.5}$  w latach 2013-2014 wyniosło  $20.6 \mu\text{g m}^{-3}$ .  $PM_{2.5}$  ze źródeł liniowych osiąga średnio stężenie  $3.2 \mu\text{g m}^{-3}$ , ze źródeł punktowych –  $0.2 \mu\text{g m}^{-3}$ , ze źródeł powierzchniowych –  $1.8 \mu\text{g m}^{-3}$ , zaś  $15.5 \mu\text{g m}^{-3}$  (ok. 75%) stanowi pył pochodzący z napływu. W przypadku  $PM_{10}$  przeciętna wartość stężeń całkowitych w okresie badawczym wyniosła  $38.4 \mu\text{g m}^{-3}$ . Pył pochodzący z transportu osiągnął średnie stężenie  $12.6 \mu\text{g m}^{-3}$ , ze źródeł punktowych –  $0.4 \mu\text{g m}^{-3}$ , ze źródeł powierzchniowych –  $2.3 \mu\text{g m}^{-3}$ , zaś pył pochodzący z napływu –  $23.0 \mu\text{g m}^{-3}$ , co stanowi ok. 60%  $PM_{10}$ . Średnie stężenie całkowite

pyłu frakcji *coarse* to  $17.8 \mu\text{g m}^{-3}$ . Odmienne niż w przypadku  $\text{PM}_{2.5}$  i  $\text{PM}_{10}$ , najwyższe stężenie spośród poszczególnych typów pyłu ma w tym przypadku pył ze źródeł liniowych, o średnim stężeniu  $9.4 \mu\text{g m}^{-3}$ . Średnie stężenie  $\text{PM}_c$  ze źródeł punktowych wyniosło  $0.2 \mu\text{g m}^{-3}$ , ze źródeł powierzchniowych –  $0.5 \mu\text{g m}^{-3}$ , zaś z napływu –  $7.6 \mu\text{g m}^{-3}$ . Dla wszystkich trzech frakcji, najwyższe stężenia całkowite uzyskano dla zimy ( $32.0 \mu\text{g m}^{-3}$ ,  $52.8 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $20.8 \mu\text{g m}^{-3}$ , odpowiednio dla  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_c$ ), zaś najniższe dla sezonu letniego ( $8.9 \mu\text{g m}^{-3}$ ,  $23.6 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $14.8 \mu\text{g m}^{-3}$ , odpowiednio dla  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_c$ ). Stężenia pyłu ze źródeł liniowych są zbliżone we wszystkich porach roku; najwyższe wartości obliczone zostały dla miesięcy jesiennych, zaś najniższe dla wiosennych. Stężenia maksymalne spośród wszystkich receptorów wyniosły odpowiednio  $13.1 \mu\text{g m}^{-3}$ ,  $53.7 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $50.3 \mu\text{g m}^{-3}$  dla  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_c$ . Poziomy pyłu pochodzącego ze źródeł punktowych wykazują jeszcze mniejsze zróżnicowanie pomiędzy poszczególnymi sezonami. Najwyższe stężenia maksymalne wyznaczono jesienią i wyniosły one  $5.4 \mu\text{g m}^{-3}$ ,  $10.9 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $9.9 \mu\text{g m}^{-3}$ , odpowiednio dla  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_c$ . Źródła powierzchniowe, zgodnie ze swym charakterem, przyczyniają się do najwyższych stężeń pyłu zimą. PM pochodzący z sektora komunalno-bytowego osiąga średnio w Warszawie w tej porze roku poziomy  $1.8 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ),  $2.3 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) oraz  $0.5 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $\text{PM}_c$ ). Najwyższe stężenia spośród wszystkich receptorów sięgnęły wartości  $20.5 \mu\text{g m}^{-3}$ ,  $26.8 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $24.0 \mu\text{g m}^{-3}$ , odpowiednio dla  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_c$ . Pył pochodzący z napływu, który stanowi bardzo znaczny udział w całkowitej masie PM, wykazuje podobną zmienność sezonową jak stężenia całkowite, tzn. najwyższe średnie wartości osiąga zimą ( $25.3 \mu\text{g m}^{-3}$ ,  $35.5 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $10.9 \mu\text{g m}^{-3}$ , odpowiednio dla  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_c$ ), zaś najniższe latem ( $5.6 \mu\text{g m}^{-3}$ ,  $10.9 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $5.3 \mu\text{g m}^{-3}$ , odpowiednio dla  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_c$ ). Maksimum spośród wszystkich receptorów to w tym wypadku  $44.0 \mu\text{g m}^{-3}$ ,  $66.9 \mu\text{g m}^{-3}$  oraz  $22.9 \mu\text{g m}^{-3}$ , kolejno dla frakcji  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  i  $\text{PM}_c$ .

Powyższe podsumowanie nie uwzględnia przestrzennej zmienności wyników obliczeń. Na kolejnych rysunkach przedstawiono zatem schematyczne mapy, odwzorowujące rozkład punktów receptorowych w Warszawie, zaś skalą kolorystyczną oznaczono wartości stężeń odpowiedniej frakcji i typu PM.



Rys. 4.7. Rozkład przestrzenny całkowitych stężeń  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$  w poszczególnych porach roku.  
Fig. 4.7. Spatial distribution of total concentrations of  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$  in the seasons of the year.

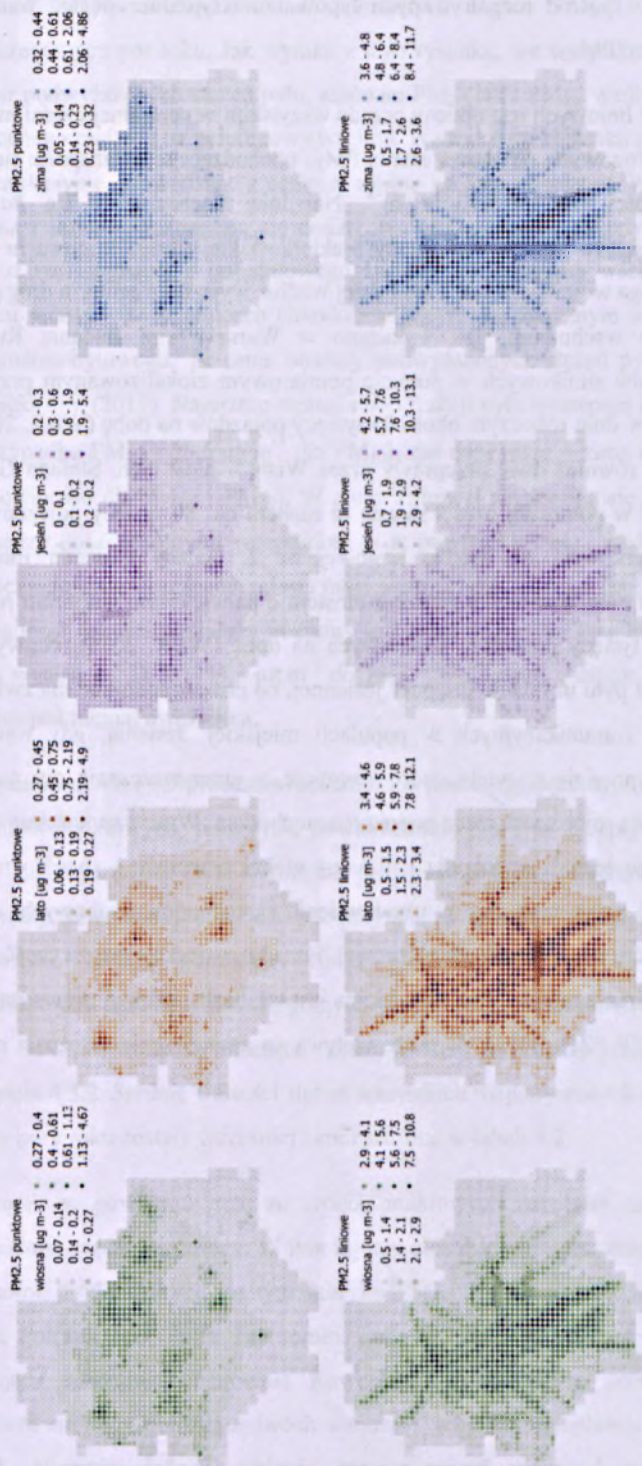
Rysunek 4.7 prezentuje rozkład całkowitych stężeń  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$ , uśredniony dla poszczególnych pór roku. Jak wynika z tego rysunku, we wszystkich sezonach zaznacza się obszar podwyższonych stężeń pyłu, zarówno  $PM_{2.5}$  jak i  $PM_{10}$ , wzdłuż osi miasta biegnącej z północnego zachodu na południowy wschód. Wzdłuż tego kierunku położone są ważne arterie komunikacyjne, prowadzące z centrum miasta ku jego obrzeżom. W porze zimowej, a także wiosną i jesienią, zaznaczają się dodatkowo obszary podwyższonych stężeń zlokalizowane wzdłuż osi biegnącej z południowego zachodu na północny wschód oraz na wschodnim krańcu miasta – w dzielnicach charakteryzujących się znacznym udziałem emisji z sektora komunalno-bytowego. Te same obszary podwyższonych stężeń pyłu zidentyfikowali także Holnicki i in. (2017). Najniższe stężenia obu frakcji pyłu występują latem (średnio  $8.9 \mu\text{g m}^{-3}$  w przypadku  $PM_{2.5}$  i  $23.6 \mu\text{g m}^{-3}$  dla  $PM_{10}$ ), zaś najwyższe – zimą ( $32.0 \mu\text{g m}^{-3}$  i  $52.8 \mu\text{g m}^{-3}$  odpowiednio dla  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$ ). W porze zimowej zaznaczają się też największe kontrasty pomiędzy poszczególnymi receptorami – w przypadku  $PM_{2.5}$  średnie stężenia w najmniej zanieczyszczonych częściach miasta mają wartości rzędu  $26.5 \div 28.8 \mu\text{g m}^{-3}$ , zaś w obszarach o najgorszej jakości powietrza poziomy te sięgają  $41.4 \div 53.3 \mu\text{g m}^{-3}$ . Rozstęp w przypadku  $PM_{10}$  wynosi od  $38.5 \div 44.1 \mu\text{g m}^{-3}$  do  $72.3 \div 84.5 \mu\text{g m}^{-3}$ , zatem, podobnie jak dla  $PM_{2.5}$ , różnica jest niemal dwukrotna.

Na rysunkach 4.8 i 4.9 przedstawiono stężenia poszczególnych typów  $PM_{2.5}$  (PM pochodzące ze źródeł punktowych, liniowych, powierzchniowych oraz z napływu) w kolejnych porach roku. Ze względu na fakt, iż rozkład przestrzenny stężeń składowych  $PM_{10}$ , a zwłaszcza lokalizacji tzw. *hot-spotów* jest podobny jak w przypadku  $PM_{2.5}$ , jego prezentacja oraz omówienie zostaną pominięte. Należy jednak zauważyć, że rozkłady przestrzenne procentowych udziałów poszczególnych typów pyłu w całkowitych masach odpowiednio  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$  różnią się znacząco, zatem analizy te zostaną przeprowadzone odrębnie w rozdziale 4.3.2. Średnie wartości stężeń wszystkich rozpatrywanych typów PM w podziale na cztery pory roku zostały wcześniej zamieszczone w tabeli 4.2.

Obecność w powietrzu pyłu ze źródeł punktowych najsilniej zaznacza się w północno-wschodniej części Warszawy. W tym rejonie zlokalizowana jest znaczna część warszawskich zakładów produkcyjnych, w tym fabryka FSO, fabryka Procter & Gamble, zakłady firm Libet, Polbruk oraz Polfa Tarchomin. Ponadto, znajduje się tam spalarnia odpadów oraz pracująca sezonowo ciepłownia Kawęczyn. W rozkładzie przestrzennym stężeń pyłu zaznacza się także położenie dwóch warszawskich elektrociepłowni – EC Siekierki oraz EC Żerań. Niemniej jednak, stężenia zanieczyszczeń pyłowych pochodzących ze źródeł

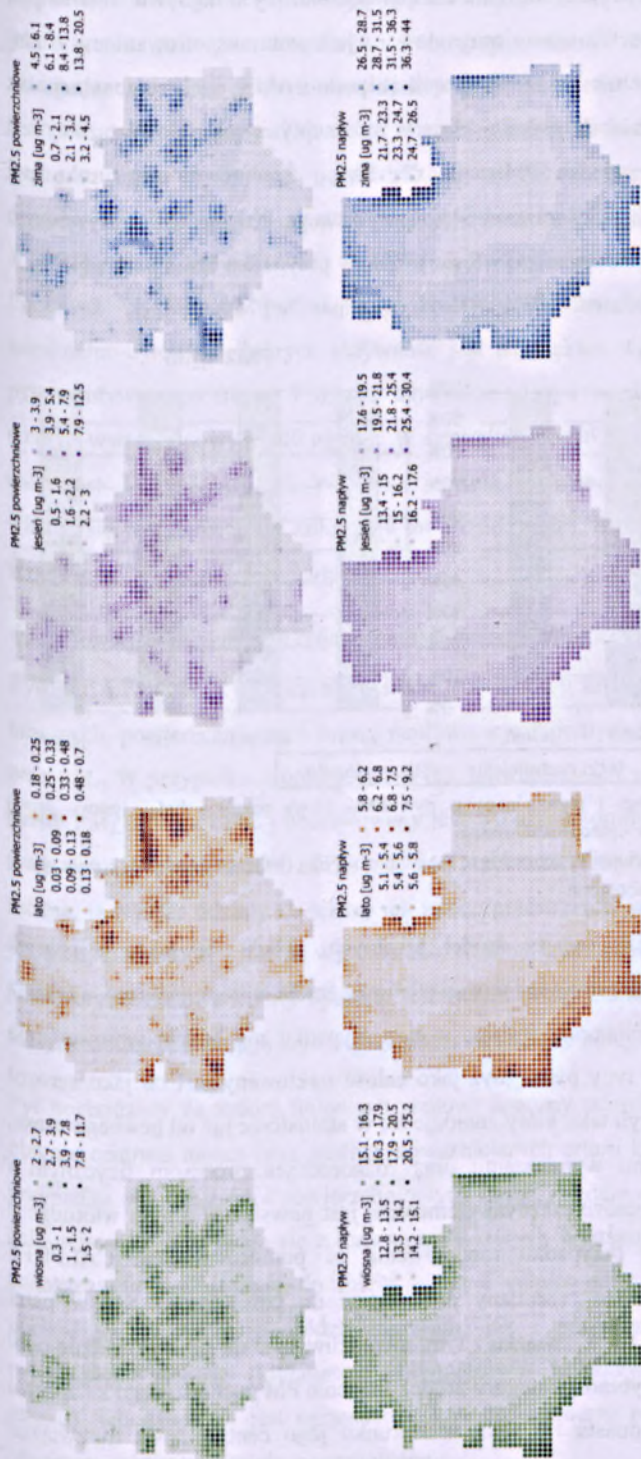
punktowych są najniższe spośród rozpatrywanych typów i maksymalnie sięgają wartości rzędu 5-6  $\mu\text{g m}^{-3}$  dla frakcji  $\text{PM}_{2.5}$ .

Pył pochodzący ze źródeł liniowych jest obecny przede wszystkim w centralnej części miasta i wzdłuż głównych tras drogowych. Średnie stężenia  $\text{PM}_{2.5}$  pochodzącego z transportu sięgają w tych rejonach wartości rzędu 11-13  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Najsilniej zaznaczający się *hotspot* zlokalizowany jest w obszarze skrzyżowania trasy Siekierkowskiej (droga krajowa nr 2) z ulicą Czerniakowską (droga wojewódzka nr 724) i dalej wzdłuż wyjazdu z centrum drogą 724 w kierunku południowo wschodnim. Jak wykazano w Warszawskim Badaniu Ruchu, sumaryczny ruch pojazdów silnikowych w punkcie pomiarowym zlokalizowanym przy ul. Czerniakowskiej wynosi w dniu roboczym około 85 tysięcy pojazdów na dobę (WBR, 2015). Wyraźnie zaznaczają się również dwie przeprawy przez Wisłę – most Gen. Stefana Grot-Roweckiego na trasie S8 w północnej części miasta (z ruchem ok. 80 tysięcy pojazdów na dobę) oraz most Siekierkowski na drodze krajowej nr 2, będący ostatnim mostem warszawskim w kierunku południowym, a zarazem mostem o największym natężeniu ruchu, wynoszącym około 110 tysięcy pojazdów silnikowych na dobę (WBR, 2015). Najwyższe średnie stężenia tego typu pyłu uzyskano dla pory jesiennej, co prawdopodobnie ma związek ze specyfiką zachowań komunikacyjnych w populacji miejskiej. Jesienią, gdy warunki pogodowe stają się niesprzyjające, wiele osób rezygnuje z przemieszczania się pieszo, rowerem bądź komunikacją miejską na rzecz podróży samochodem. Wraz z nadejściem zimy to zjawisko nie nasila się jednak, występują natomiast efekty przeciwne – bardzo niskie temperatury spowodować mogą problemy w uruchomieniu samochodów osobowych, co w efekcie prowadzi do wyboru np. komunikacji zbiorowej. Ponadto, w trakcie mrozu część osób w ogóle rezygnuje z wyjścia z domu. Zimą największa jest też liczba infekcji prowadzących do absencji w pracy (NIZP-PZH, 2012), co także wpływa na zmniejszenie natężenia ruchu samochodów osobowych.



Rys. 4.8. Rozkład przestrzenny stężeń pyłu PM<sub>2.5</sub> pochodzącego ze źródeł punktowych (mapy górne) i liniowych (mapy dolne) w poszczególnych porach roku. Źródło: opracowanie własne.

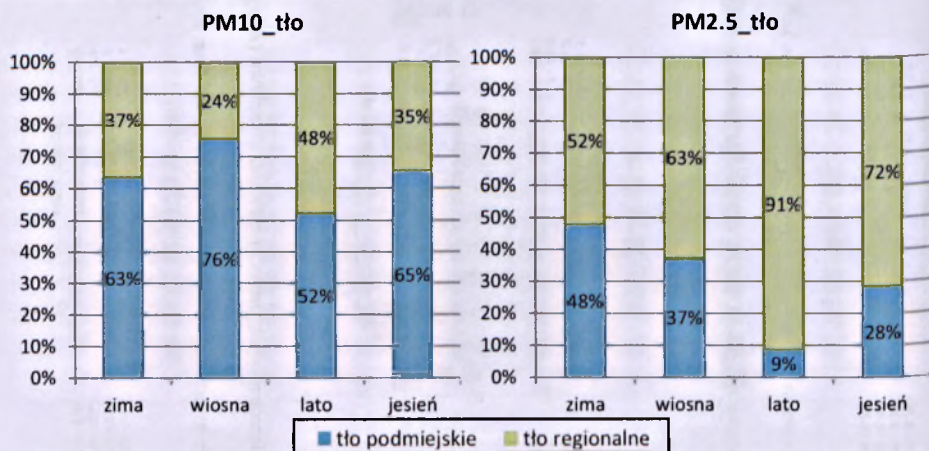
Fig. 4.8. Spatial distribution of PM<sub>2.5</sub> from point sources (upper maps) and linear sources (lower maps) in the four seasons of the year. Source: Author's own elaboration.



Rys. 4.9. Rozkład przestrzenny stężeń pyłu  $PM_{2.5}$  pochodzącego ze źródeł powierzchniowych (mapy górne) oraz z napływu (mapy dolne) w poszczególnych porach roku.  
Źródło: opracowanie własne

Fig. 4.9. Spatial distribution of  $PM_{2.5}$  from areal sources (upper maps) and from external inflow (lower maps) in the four seasons of the year. Source: Author's own elaboration.

Jak wynika z rysunku 4.9, najwyższe stężenia ma pył pochodzący z napływu. Jest to pył, którego obecność w powietrzu Warszawy spowodowana jest przetransportowaniem do niej zanieczyszczeń spoza obszaru miasta, zarówno w skali podmiejskiej, jak i regionalnej. Jak pokazano na rysunku 4.10, udział tła podmiejskiego w pyłe napływającym do Warszawy jest zdecydowanie wyższy w przypadku  $PM_{10}$  niż dla  $PM_{2.5}$ . Średnio w ciągu roku pył transportowany w skali podmiejskiej stanowi 64% napływowego  $PM_{10}$  i 30% napływowego  $PM_{2.5}$ . Najwyższe jego udziały notowane są wiosną (76%) w przypadku  $PM_{10}$  i zimą (48%) w przypadku  $PM_{2.5}$ , zaś najniższe latem – 52% i 9% odpowiednio dla  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ .



Rys. 4.10. Udział tła podmiejskiego i regionalnego w pyłe  $PM_{10}$  (lewy panel) i  $PM_{2.5}$  (prawy panel) napływającym do Warszawy. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.10. Shares of suburban and regional backgrounds in the inflow of  $PM_{10}$  (left panel) and  $PM_{2.5}$  (right panel) to Warsaw. Source: Author's own elaboration.

Pył napływowy, podobnie jak pył ze źródeł lokalnych, składa się także z cząstek wyemitowanych przez punktowe, liniowe i powierzchniowe źródła antropogeniczne, a także z pyłu ze źródeł naturalnych. Niemniej jednak, w tym wypadku nie będzie wprowadzone rozróżnienie na poszczególne typy pyłu, gdyż jako całość traktowany jest on jako aerozol "stary" (ang. *aged aerosol*), czyli taki, który znajduje się w atmosferze już od pewnego czasu, zdążył zatem ulec znacznemu wymieszaniu oraz różnorodnym procesom fizycznym i chemicznym, wśród których bardzo ważnym elementem jest powstawanie pyłu wtórnego z prekursorów (aczkolwiek w przypadku modelowania za pomocą modelu CALPUFF uwzględnia się tylko najprostsze przemiany prowadzące do powstawania SIA – patrz rozdziały 2.1.2, 2.1.4 oraz 3.2.1). W związku z tym, niemożliwym staje się wyróżnienie pyłu oryginalnie pochodzącego z wybranej kategorii źródeł. Stężenia PM pochodzącego z napływu są najwyższe na obrzeżach miasta i maleją w kierunku jego centrum. Ma to związek

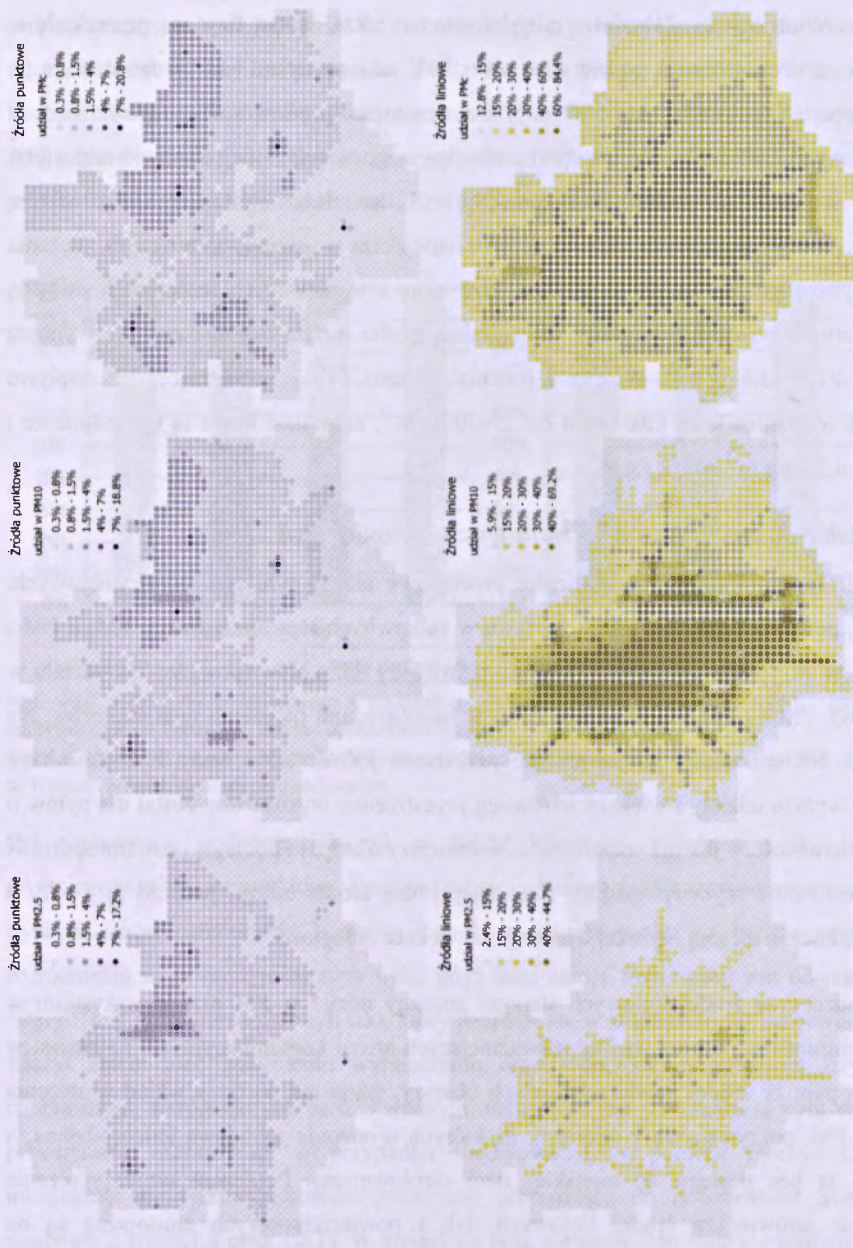


charakterystykami procesów transportu atmosferycznego, przede wszystkim z faktem, iż czas przebywania pyłu w atmosferze jest ograniczony i znaczna część napływających zanieczyszczeń ulega mokrej i suchej depozycji zanim zostanie przemieszczona głębiej w kierunku centrum miasta. Zabudowa miejska stanowi także istotną fizyczną przeszkodę w transporcie zanieczyszczeń – po pierwsze szorstkość takiego terenu jest bardzo duża, a po drugie w obrębie centrum miasta występują znacznie niższe prędkości wiatru (patrz rozdział 3.1.2), co ogranicza możliwość transportu adwekcyjnego w najniższej warstwie atmosfery. Ponieważ w obszarze podmiejskim występuje bardzo dużo źródeł emisji z sektora komunalno-bytowego, których aktywność jest największa w sezonie grzewczym, stężenia pyłu napływowego frakcji  $PM_{2.5}$  są najwyższe zimą i w niektórych receptorach osiągają średnie wartości powyżej  $40 \mu\text{g m}^{-3}$ . W centralnej części miasta stężenia zimowe wynoszą natomiast  $21.7\text{--}23.3 \mu\text{g m}^{-3}$ . Wiosną i jesienią stężenia  $PM_{2.5}$  pochodzącego z napływu wahają się w granicach od kilkunastu do  $25\text{--}30 \mu\text{g m}^{-3}$ , natomiast latem są one najniższe i wynoszą od  $5.1 \mu\text{g m}^{-3}$  do  $9.2 \mu\text{g m}^{-3}$ .

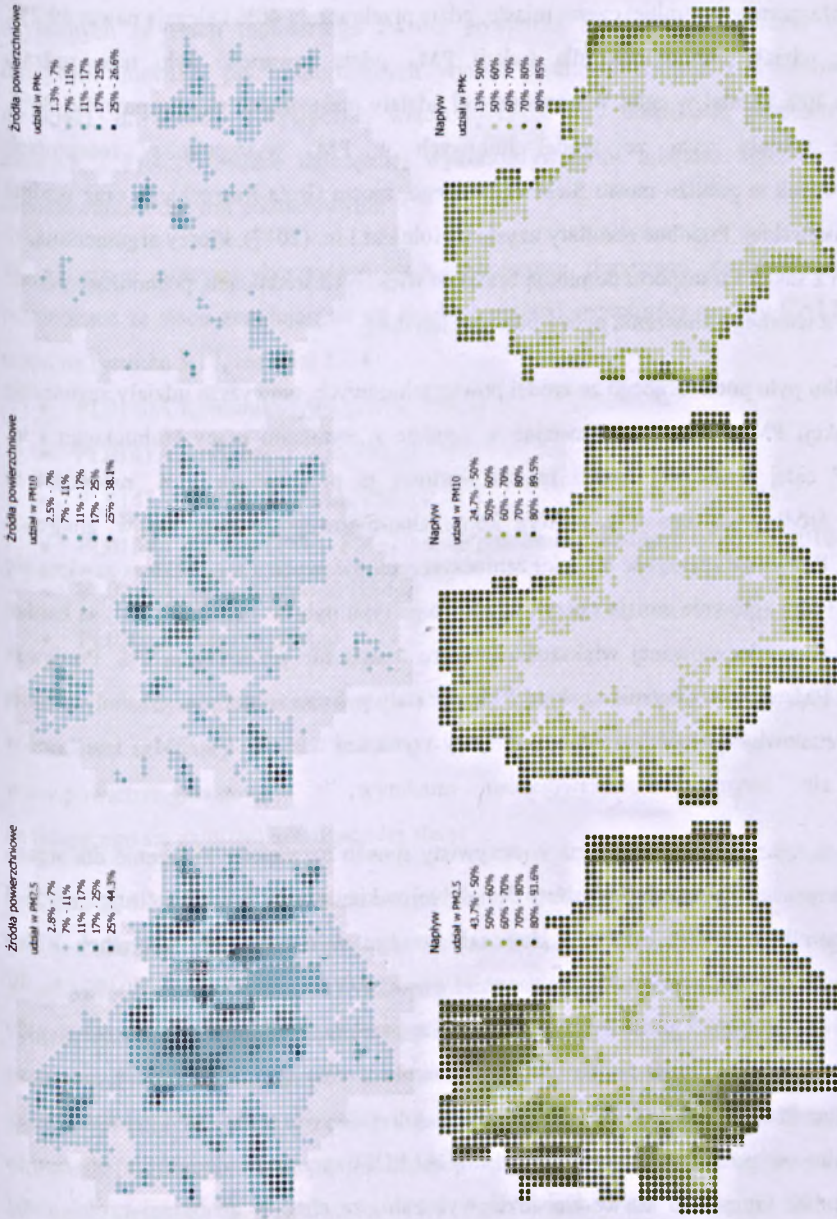
#### *4.3.2 Udziały pyłu z różnych źródeł w masie poszczególnych frakcji*

Rysunki 4.11 oraz 4.12 prezentują średni procentowy udział pyłu ze źródeł punktowych, liniowych, powierzchniowych oraz z napływu w całkowitych stężeniach frakcji  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  oraz  $PM_c$ . W przypadku źródeł punktowych, największy ich wpływ (powyżej 7% udziału w masie  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  i  $PM_c$ ) obserwowany jest w bezpośrednim otoczeniu tych emitatorów. Na większości obszaru miasta udział ten nie przekracza jednak 1.5% masy PM. Zauważyć można, iż wyższe udziały i większy ich zasięg przestrzenny wyznaczony został dla pyłów o większej ziarnistości – jak już wspomniano, w mniejszym stopniu podlegają one transportowi atmosferycznemu i szybciej opadają, pozostając bliżej źródła emisji, podczas gdy pyły o małych średnicach ulegają szybszej dyspersji na większe odległości.

Pył pochodzący ze źródeł liniowych stanowi znaczny udział w PM przede wszystkim w obrębie centrum miasta oraz wzdłuż najważniejszych arterii komunikacyjnych, natomiast w przypadku pyłu ze źródeł powierzchniowych obszary, gdzie ma on duży wkład w stężenia całkowite PM, pokrywają się z terenami, na których występuje zabudowa jednorodzinna, a zwłaszcza ta bez dostępu do miejskiej sieci ciepłowniczej. Ponieważ zanieczyszczenia pochodzące zarówno ze źródeł liniowych, jak i powierzchniowych emitowane są na niewielkiej wysokości (kilkanaście centymetrów – kilkanaście metrów nad powierzchnią gruntu), ich dyspersja jest ograniczona i w dużej mierze pozostają one zawieszane nad obszarem, z którego zostały wyemitowane.



Rys. 4.11. Średni udział pyłu pochodzącego ze źródeł liniowych i punktowych w całkowitych stężeniach  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  i  $PM_c$  w Warszawie. Źródło: opracowanie własne.  
 Fig. 4.11. Average percent shares of PM from point (top) and linear (bottom) sources in total  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  and  $PM_c$  concentrations in Warsaw. Source: Author's own elaboration.



Rys. 4.12. Średni udział pyłu ze źródeł powierzchniowych oraz z napływu w całkowitych stężeniach PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> i PM<sub>c</sub> w Warszawie. Źródło: opracowanie własne.  
 Fig. 4.12. Average percent shares of PM from areal sources (top) and from inflow (bottom) in total PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and PM<sub>c</sub> concentrations in Warsaw. Source: Author's own elaboration.

Pył pochodzący z transportu ma bardzo różne udziały w całkowitych stężeniach PM w zależności od frakcji. W przypadku  $PM_{2.5}$  na większości obszaru miasta udział ten nie przekracza 30% masy, maksymalnie osiągając 44.7%. Dla  $PM_{10}$  udziały pyłu z transportu są wyższe, zwłaszcza w centralnej części miasta, gdzie przekraczają 40% i sięgają nawet 69.2%. Najwyższe udziały odnotowano dla frakcji  $PM_c$ , gdzie zawartość pyłu tego rodzaju przekracza 30% niemal w całej Warszawie, zaś udziały maksymalne sięgają powyżej 80%. Najwyższe udziały pyłu ze źródeł liniowych w  $PM_c$  występują w receptorach zlokalizowanych w pobliżu mostu Siekierkowskiego, mostu Grota-Roweckiego oraz wzdłuż ul. Czerniakowskiej. Podobne rezultaty uzyskali Holnicki i in. (2017), którzy argumentują, iż w emisjach z sektora transportu dominują cząstki o większych średnicach, pochodzące przede wszystkim z wtórnego unoszenia pyłu z powierzchni dróg.

W przypadku pyłu pochodzącego ze źródeł powierzchniowych, najwyższe udziały zaznaczają się dla frakcji  $PM_{2.5}$ , również pozostając w zgodzie z wynikami pracy Holnickiego i in. (2017). W całej środkowej części miasta wartości te przekraczają 11%, natomiast w obszarach źródłowych emisji z sektora komunalno-bytowego wahają się w granicach 25÷44.3%. Ponieważ większość ładunku zanieczyszczeń pyłowych z tego sektora zawiera się we frakcji  $PM_{2.5}$  (głównie emisja sadzy), udziały tego typu pyłu w stężeniach  $PM_c$  są bardzo niewielkie i na zdecydowanej większości obszaru miasta nie przekraczają 7%. Ponieważ  $PM_{2.5}$  oraz  $PM_c$  wchodzi łącznie w skład  $PM_{10}$ , udziały pyłu ze źródeł powierzchniowych w tej frakcji stanowią wartość pośrednią pomiędzy wysokimi udziałami w  $PM_{2.5}$  i niskimi w  $PM_c$ .

Napływ pyłu spoza granic miasta ma w oczywisty sposób największe znaczenie dla stężeń obserwowanych na obrzeżach Warszawy. Najgłębiej w kierunku centrum penetrują cząstki o najmniejszym uziarnieniu. Udziały pyłu napływowego w całkowitych stężeniach  $PM_{2.5}$  niemal wszędzie przekraczają 50%, zaś w pasie obrzeży Warszawy stanowią 80÷93.6%. W przypadku  $PM_{10}$  obszar, gdzie pył napływowy nie przekracza 50% masy całkowitej pyłu obejmuje całą centralną część miasta, stanowiącą około ¼ powierzchni Warszawy, natomiast w przypadku  $PM_c$  obszar ten jest jeszcze większy i pokrywa ponad 56% terenu miasta. Modelowanie za pomocą systemu CALMET/CALPUFF przeprowadzone dla obszaru o rozpiętości 100 km x 100 km w Kanadzie wykazało, że choć w centralnej części siatki znajdowało się bardzo duże źródło PM w postaci kopalni diamentów EKATI, pył napływający nad pobliskie rejony spoza obszaru modelowania stanowił 94% masy  $PM_{2.5}$  i 57% masy  $PM_{10}$  (Rescan, 2006).

#### 4.4. Ewaluacja wyników modelu CALPUFF

Ewaluacja została przeprowadzona w oparciu o metodykę Delta, opisaną w rozdziale 3.2.4, która bazuje na wyznaczonych niepewnościach pomiarów stężeń zanieczyszczeń powietrza, uzyskanych ze stacji monitoringu jakości powietrza. Ponieważ dotychczas ukazało się relatywnie niewiele prac raportujących wyniki ewaluacji modeli z zastosowaniem tej metodyki, do analizy statystycznej włączono także trzy dodatkowe parametry (RMSE, SKVAR i FAC2), będące najczęściej wykorzystywanymi miarami zgodności wyników modelowania z danymi pomiarowymi.

W niniejszej pracy wykorzystano dane pomiarowe dotyczące stężeń  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ , pochodzące ze stacji znajdujących się w obrębie siatki receptorów modelu CALPUFF (por. mapa na rysunku 3.11, rozdział 3.1.4):

- PL0140A Komunikacyjna ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ )
- PL0141A Ursynów ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ )
- PL0143A Targówek ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ )
- PL0134A Piastów ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  – dane pomiarowe dostępne tylko dla 2013 r.)
- PL0214A Anieli Krzywoń ( $PM_{10}$ )
- PL0308A Tołstoja ( $PM_{10}$ )

Ewaluacji poddano dane uśrednione w interwałach 24-godzinnych, porównując informację pomiarową z danej stacji (pobraną z dostępnego online banku danych GIOŚ: [www.powietrze.gios.gov.pl](http://www.powietrze.gios.gov.pl)) z wynikami modelowania uzyskanymi dla receptora znajdującego się najbliżej lokalizacji tej stacji.

W tabelach 4.3 i 4.4 przedstawiono wartości niepewności pomiarowych odpowiednio  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ , obliczone dla każdej ze stacji, osobno dla lat 2013 i 2014 oraz dla całego ciągu pomiarowego. W przypadku  $PM_{10}$ , pomiary prowadzone na stacji przy ul. Tołstoja charakteryzowały się najniższą niepewnością, wynoszącą średnio  $9.7 \mu\text{g m}^{-3}$ , zaś najwyższą ( $16.6 \mu\text{g m}^{-3}$  w całym okresie pomiarowym) – dane ze stacji Komunikacyjnej. Dla wszystkich stacji niepewność pomiaru wynosi średnio między 30% a 32% wartości średniego stężenia w okresie 2013-2014. Dla  $PM_{2.5}$  najniższą niepewność ( $9.6 \mu\text{g m}^{-3}$ ) wyznaczono dla pomiarów ze stacji Ursynów, zaś najwyższą ( $12.0 \mu\text{g m}^{-3}$ ) ponownie dla stacji Komunikacyjnej. Niepewności stanowią tu 39% - 42% wartości średniego stężenia  $PM_{2.5}$  w całym rozpatrywanym okresie.

Tabela 4.3. Wartość niepewności pomiarów (U)  $PM_{10}$  dla poszczególnych stacji monitoringu oraz średnie stężenie  $PM_{10}$  w okresie 2013-2014.

Table 4.3.  $PM_{10}$  measurement uncertainty (U) for each of the monitoring stations, as well as average  $PM_{10}$  concentration in the 2013-2014 period.

$PM_{10}$	Ursynów	Piastów	Anieli Krzywoń	Komunikacyjna	Tołstoja	Targówek
	[ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]					
U – 2013	14.5	11.4	9.7	16.4	9.8	15.2
U – 2014	12.9	11.6	10.4	16.9	9.7	15.5
U – cały okres	13.7	11.5	10.0	16.6	9.7	15.4
Średnie stężenie $PM_{10}$ w okresie 2013-14	43.8	35.8	31.8	54.9	30.5	47.4

Tabela 4.4. Wartość niepewności pomiarów (U)  $PM_{2.5}$  dla poszczególnych stacji monitoringu oraz średnie stężenie  $PM_{2.5}$  w okresie 2013-2014.

Table 4.4.  $PM_{2.5}$  measurement uncertainty (U) for each of the monitoring stations, as well as average  $PM_{2.5}$  concentration in the 2013-2014 period.

$PM_{2.5}$	Ursynów	Piastów	Komunikacyjna	Targówek
	[ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]			
U – 2013	9.5	11.4	12.4	10.1
U – 2014	9.6	-	11.6	10.6
U – cały okres	9.6	11.4	12.0	10.4
Średnie stężenie $PM_{2.5}$ w okresie 2013-14	22.6	27.1	30.5	24.6

Na podstawie powyższych danych obliczone zostały wartości kryteriów poprawności modelu. Porównano z nimi wyniki obliczeń parametrów statystycznych: BIAS, NMB, NMSD,  $RMSE_U$  oraz R. Dla stężeń  $PM_{10}$  ich zestawienie, wraz z informacjami o stężeniu średnim, odchyleniu standardowym,  $RMSE$ ,  $SKVAR$  i  $FAC2$  zawiera tabela 4.5, zaś dla  $PM_{2.5}$  - tabela 4.6. Porównując stężenia średnie  $PM_{10}$  można zauważyć, iż dla dwóch stacji (Ursynów i Targówek) wartości z modelu są niższe niż dane pomiarowe, zaś w pozostałych przypadkach model przeszacowuje te stężenia. Wyniki modelowanych stężeń  $PM_{2.5}$  są z kolei niedoszacowane w trzech z czterech badanych stacji. Dla obu frakcji pyłu odchylenia standardowe modelowanych stężeń średniodobowych są znacznie wyższe niż w przypadku danych pomiarowych; dla  $PM_{10}$   $\sigma$  z modelu jest od 1.5 do 2.6-krotnie wyższa niż odchylenie standardowe pomiarów, zaś w przypadku  $PM_{2.5}$  różnica ta zawiera się w przedziale od 1.5 do 2.4 razy więcej. BIAS wyników modelu dla obu frakcji pyłów osiąga najmniejszą wartość dla receptora odpowiadającego stacji Ursynów, zaś największą odpowiednio dla stacji Targówek ( $PM_{10}$ ) i Komunikacyjna ( $PM_{2.5}$ ). We wszystkich przypadkach jednak wartość tego parametru jest mniejsza niż odpowiednie MPC, zatem kryterium poprawności pod względem odchylenia przeciętnego jest spełnione. Również w przypadku znormalizowanego odchylenia średniego

kryteria MPC spełnione są dla wszystkich stacji zarówno przez wyniki modelowania  $PM_{10}$ , jak i  $PM_{2.5}$ . Najniższe wartości tego błędu dla obu frakcji PM ponownie występują dla stacji Ursynów, natomiast najwyższe uzyskano dla stacji przy ul. Tołstoja ( $PM_{10}$ ) oraz na Targówku ( $PM_{2.5}$ ). Wartości NMSD dla  $PM_{10}$  są natomiast dość wysokie i dla czterech stacji (poza Ursynowem i Targówkiem) przekraczają wyznaczone kryterium poprawności. W przypadku  $PM_{2.5}$ , NMSD nie spełnia MPC tylko dla wyników modelowania w receptorze odpowiadającym stacji Piastów. Wysokie wartości parametru NMSD związane są z wspomnianymi wcześniej bardzo wysokimi odchyleniami standardowymi wartości stężeń uzyskanych z modelu CALPUFF. Należy zaznaczyć, iż dodatkowo wartości NMSD według metodyki Delta świadczą o dominacji błędu związanego z odchyleniem standardowym, zaś ujemne – o dominacji błędu korelacji czasowej (Carnevale i in., 2014). Na tej podstawie stwierdzić można, że błąd analizowanych wyników modelu CALPUFF wynika przede wszystkim z wartości odchylenia standardowego, gdyż wartości NMSD dla wszystkich stacji są dodatnie. Kolejnym z rozpatrywanych parametrów statystycznych jest  $RMSE_U$ , stanowiący – według metodyki Delta – jeden z najważniejszych wskaźników poprawności modelu (Thunis i in., 2012). Jest to parametr normalizowany, a jego wartość dla dobrego modelu nie powinna przekraczać 1. Niemniej jednak, niemal we wszystkich analizowanych receptorach wartość ta jest znacznie wyższa. W przypadku  $PM_{10}$  wynosi ona od 1.283 (Targówek) do 2.074 (Anieli Krzywoń). W przypadku  $PM_{2.5}$  MPC zostało spełnione jedynie dla stacji Targówek (0.985), a dla pozostałych receptorów wartości  $RMSE_U$  są wyższe: od 1.128 (Ursynów) do 1.494 (Piastów). Wartości współczynnika korelacji spełniają odpowiednie MPC we wszystkich receptorach w przypadku analizy stężeń obu frakcji PM. Korelacje wartości modelowanych i pomierzonych wahają się w przedziale od 0.316 do 0.537 dla  $PM_{10}$  i od 0.448 do 0.622 dla  $PM_{2.5}$ .

Parametry statystyczne spoza metody Delta w większości przypadków przyjmują wartości świadczące o niezadowalającym dopasowaniu wyników modelu do danych pomiarowych. Wartości  $RMSE$  wahają się w przedziale od  $41.7 \mu\text{g m}^{-3}$  do  $62.6 \mu\text{g m}^{-3}$  w przypadku  $PM_{10}$ , i od  $20.4 \mu\text{g m}^{-3}$  do  $34.1 \mu\text{g m}^{-3}$  dla  $PM_{2.5}$ , co świadczy o występowaniu znacznych różnic między wartościami prognozowanymi a obserwowanymi w danym dniu. Wysokie wartości współczynnika SKVAR (w większości  $>2$ ) świadczą o tym, iż odchylenie standardowe wyników modelowania jest zdecydowanie za wysokie w stosunku do zbioru danych pomiarowych, a zatem iż oscylacja obliczonych stężeń wokół wartości średniej jest zbyt duża.

Kryterium FAC2 zostało spełnione, w zależności od analizowanego receptora, przez od 56.4% do 72.8% dobowych stężeń  $PM_{10}$  i przez 47.6%÷59.1% 24-godzinnych stężeń  $PM_{2.5}$ .

Jak wskazują wyniki powyższej ewaluacji, surowe wartości stężeń  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$  uzyskane z modelu dość dobrze odzwierciedlają dane uzyskane z pomiarów, niemniej jednak część parametrów statystycznych nie spełnia kryteriów poprawności modelu wyznaczonych w oparciu o niepewność pomiarową, a ponadto wyniki modelowania charakteryzują się dużą wariancją i znaczny procent danych 24-godzinnych nie spełnia kryterium FAC2. W związku z tym, zastosowana została autorska metoda – Procedura RM – opisana w rozdziale 3.2.5. Skalibrowane za jej pomocą wyniki modelu CALPUFF poddano powtórnej ewaluacji, zgodnie z metodyką przedstawioną wcześniej. Dolne części tabel 4.5 i 4.6 przedstawiają zestawienie parametrów statystycznych odpowiednio dla ewaluacji skalibrowanych stężeń  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ . W przypadku  $PM_{10}$  stężenia średnie w całym analizowanym okresie są teraz nieco wyższe niż wcześniej i w większości przypadków przekraczają wartości pomiarowe. Niemniej jednak, modelowane stężenia  $PM_{2.5}$  są dzięki temu o wiele bliższe poziomom obserwowanym, a więc zredukowane zostało niedoszacowanie stężeń  $PM_{2.5}$  przez model. Ponieważ obie frakcje pyłu są ze sobą ściśle związane, gdyż  $PM_{2.5}$  stanowi część  $PM_{10}$ , podwyższenie stężeń jednej frakcji pociąga za sobą zwiększenie poziomów drugiej z nich.

W efekcie zastosowania Procedury RM, znacznej poprawie uległa większość wskaźników statystycznych. Przede wszystkim odchylenie standardowe danych z modelu, zarówno dla  $PM_{10}$  jak i  $PM_{2.5}$ , spadło o 36% - 40%, zbliżając wielkość ich zmienności do tej obserwowanej w rzeczywistości. Wskutek tego w znacznym stopniu zmniejszyły się wartości znormalizowanego średniego odchylenia standardowego (NMSD). W przypadku  $PM_{10}$  nastąpił spadek o 69% - 114%, zaś dla  $PM_{2.5}$  o 62% - 115%. Tym samym spełnione zostały MPC dla wszystkich rozpatrywanych receptorów oraz obu badanych frakcji pyłu. Zarówno dla  $PM_{10}$ , jak i  $PM_{2.5}$ , wartości NMSD są przeważnie dodatnie – z wyjątkiem stacji Targówek, co odróżnia uzyskane wyniki od opublikowanych dla  $PM_{10}$  rezultatów ewaluacji zaawansowanych modeli CTM: dla modelu CAMx w domenie Europy Środkowo Wschodniej uzyskano NMSD równe -0.447 (Juda-Rezler i in., 2012); dla modelu CMAQ zastosowanego w Bułgarii wartości NMSD oscylowały w zakresie -0.70 ÷ -0.85 w zależności od regionu kraju (Georgieva i in., 2015), zaś dla modelu TCAM w obszarze Doliny Padu wskaźnik NMSD był ujemny (-0.10 ÷ -0.60) we wszystkich punktach pomiarowych poza jedną stacją, gdzie osiągnął poziom +0.25 (Carnevale i in., 2014).



Dzięki Procedurze RM, dużemu obniżeniu uległy także wartości  $RMSE_U$ : w przypadku  $PM_{10}$  o 22% - 42%, natomiast w przypadku  $PM_{2.5}$  o 25% - 41%. Dzięki temu, dla frakcji  $PM_{2.5}$  wartości tego parametru dla wszystkich stacji spełniają MPC, zawierając się w przedziale od 0.737 (Targówek) do 0.888 (Piastów). W przypadku  $PM_{10}$ , w większości stacji wartości  $RMSE_U$  znacznie zbliżyły się do pożądanej wartości  $<1$ , niemniej jednak udało się ją uzyskać tylko dla stacji Targówek (0.996). Najwyższa wartość  $RMSE_U$  dla tej frakcji została wyznaczona dla stacji Tołstoja (1.210). Jest to znacząca poprawa w stosunku do surowych wyników modelowania i choć MPC nie są tutaj w większości spełnione, to jednak dalsza, arbitralna ingerencja w wyniki modelowania wydaje się nieuprawniona, gdyż mogłaby prowadzić do znacznego zwiększenia niepewności danych. Uznano zatem uzyskane poziomy  $RMSE_U$  za zadowalające, zwłaszcza biorąc pod uwagę fakt, iż nawet wyniki zaawansowanych modeli CTM nie są w stanie całkowicie spełnić oczekiwanego kryterium MPC – w przypadku ewaluacji modelu TCAM pod kątem stężeń  $PM_{10}$ ,  $RMSE_U$  o wartościach  $<1$  uzyskano dla 57% stacji (Carnevale i in., 2014), zaś w przypadku modelu CMAQ wyniki odpowiadające żadnej z 18 stacji pomiarowych nie znalazły się w obszarze MPC (Georgieva i in., 2015).

Kolejnym parametrem, który uległ poprawie, jest siła korelacji czasowej pomiędzy danymi modelowymi a pomiarowymi. Dla  $PM_{10}$  wzrosła ona o 1% do 15%, zaś dla  $PM_{2.5}$  o 5% - 16%. Wartości  $r$  zawierają się teraz w przedziale od 0.353 do 0.571 dla  $PM_{10}$  i od 0.521 do 0.656 w przypadku  $PM_{2.5}$ . Tu również uznano uzyskany wynik za satysfakcjonujący, zwłaszcza biorąc pod uwagę fakt, iż precyzyjne odwzorowanie zmienności czasowej stężeń pyłu jest bardzo trudne nawet w przypadku zaawansowanych modeli CTM, na co wskazują chociażby wyniki porównań prowadzonych w ramach projektu EURODELTA III. Dla siedmiu badanych modeli (CAMx, CHIMERE, CMAQ, EMEP, LOTOS-EUROS, MINNI oraz RCG), uzyskane wartości współczynnika korelacji wahały się w przedziale 0.32 – 0.62 w przypadku dobowych stężeń  $PM_{10}$  i od 0.54 do 0.69 dla 24-godzinnych poziomów  $PM_{2.5}$  (Bessagnet i in., 2014). Z analiz przeprowadzonych w ramach projektu AQMEII<sup>19</sup> wynika, iż korelacje pomiar-model wahały się w zakresie  $0.2 \div 0.8$  zarówno dla  $PM_{10}$  jak i  $PM_{2.5}$ , przy czym nieco lepsze rezultaty uzyskuje się dla stacji tła regionalnego niż dla stacji miejskich (Solazzo i in., 2012). W tym samym eksperymencie współczynnik korelacji dla średniodobowych stężeń  $PM_{10}$  obserwowanych na polskiej stacji Kuźnia i modelowanych

<sup>19</sup> AQMEII - Air Quality Model Evaluation International Initiative, europejsko-amerykański projekt badawczy zainicjowany i koordynowany od 2009 r. przez JRC, którego celem jest ewaluacja i rozwój modeli jakości powietrza oraz wiedzy w zakresie modelowania procesów atmosferycznych wpływających na dyspersję i poziom zanieczyszczeń powietrza (Galmarini i in., 2010).

przez model CAM<sub>x</sub> wyniósł 0.37 (Juda-Rezler i in., 2012). Pod względem korelacji z danymi pomiarowymi, wyniki otrzymane w niniejszej pracy za pomocą modelu CALPUFF nie odbiegają zatem od rezultatów innych, bardziej złożonych modeli jakości powietrza.

Dzięki zastosowaniu Procedury RM uzyskano także znaczną poprawę wartości statystyk spoza metodyki Delta. W przypadku RMSE jego poziomy spadły o 22%-42% dla PM<sub>10</sub> i o 25%-41% dla PM<sub>2.5</sub>. Niemniej jednak, wartości absolutne tego parametru wciąż pozostają dość wysokie i wynoszą 23.6-38.1  $\mu\text{g m}^{-3}$  oraz 14.8-20.3  $\mu\text{g m}^{-3}$ , odpowiednio dla PM<sub>10</sub> i PM<sub>2.5</sub>. Złożone modele CTM uzyskują zwykle niższe poziomy RMSE – np. w projekcie AQMEII dla stacji europejskich, dla wyników modelowania PM<sub>10</sub> wyznaczono błąd RMSE na poziomie 7.3-15.2  $\mu\text{g m}^{-3}$  (Solazzo i in., 2012), zaś w projekcie EURODELTA III, dla stężeń PM<sub>2.5</sub> wskaźnik ten wyniósł 5.92-8.99  $\mu\text{g m}^{-3}$  (Bessagnet i in., 2014). Znacznie wyższe RMSE uzyskano natomiast dla wyników modelowania CMAQ w Bułgarii – między 35 a 51  $\mu\text{g m}^{-3}$  (Georgieva i in., 2015). Podwyższone wartości RMSE dla wyników modelu CALPUFF związane są z występowaniem przypadków znacznej rozbieżności między wartościami pomiarowymi i modelowanymi, których Procedura RM nie była w stanie w pełni wyeliminować, mimo znacznego zwiększenia zgodności wyników modelowania z wynikami pomiarów.

Współczynnik SKVAR, dzięki znacznemu obniżeniu odchyień standardowych wyników modelowania, spadł o 37%-43% w przypadku PM<sub>10</sub> i o 36%-38% dla PM<sub>2.5</sub>. Niemniej jednak, wariancja danych modelowych jest wciąż nieco wyższa niż dla danych pomiarowych i w większości przypadków wartość współczynnika SKVAR przekracza 1. Dla porównania, w eksperymencie przeprowadzonym przez Judę-Rezler i in. (2012), wartość tej statystyki dla wyników modelu CAM<sub>x</sub> wyniosła 0.55, wskazując na znaczne niedoszacowanie wariancji (a tym samym odchylenia standardowego) stężeń PM<sub>10</sub>.

Znacznie więcej stężeń średniodobowych (66.5%-78.7% dla PM<sub>10</sub> i 62.5%-67.2% dla PM<sub>2.5</sub>) spełnia także kryterium FAC2 – w przypadku PM<sub>10</sub> nastąpił wzrost o 8%-28%, zaś w przypadku PM<sub>2.5</sub> o 12%-31% w stosunku do niekalibrowanych wyników modelowania. Wyniki modelu CAM<sub>x</sub> w Polsce spełniły kryterium FAC2 w 54.7% przypadków (Juda-Rezler i in., 2012), zaś modelu CMAQ w Bułgarii – w zaledwie 7%-17% (Georgieva i in., 2015), zatem model CALPUFF osiągnął w tym przypadku większą zgodność z danymi pomiarowymi niż modele CTM.

Jak wspomniano wcześniej, zastosowanie Procedury RM spowodowało zmianę średnich stężeń rocznych, a zatem wpłynęło również na wartość odchylenia przeciętnego. W przypadku  $PM_{10}$  wartość bezwzględna z BIAS zwiększyła się o 1.7 – 5.1  $\mu\text{g m}^{-3}$ , zaś dla  $PM_{2.5}$  o 0.9 – 2.4  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Są to wartości dość małe, zwłaszcza w porównaniu z niepewnością samych pomiarów, która waha się w przedziale 9.7 – 16.6  $\mu\text{g m}^{-3}$  dla  $PM_{10}$  oraz 9.6 – 12.0  $\mu\text{g m}^{-3}$  dla  $PM_{2.5}$  (patrz tabele 15 i 16). W przypadku  $PM_{2.5}$ , uzyskane absolutne wartości parametru BIAS (od -6.922  $\mu\text{g m}^{-3}$  do +1.480  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) są podobne do tych raportowanych w ramach EURODELTA III (od -5.18  $\mu\text{g m}^{-3}$  do +0.62  $\mu\text{g m}^{-3}$ ). Natomiast dla frakcji  $PM_{10}$  absolutne wartości BIAS (od -13.065  $\mu\text{g m}^{-3}$  do +5.704  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) są większe niż podaje Bessagnet i in. (2014) (od -6.24  $\mu\text{g m}^{-3}$  do +1.07  $\mu\text{g m}^{-3}$ ). Niemniej jednak, Procedura RM nie spowodowała przekroczenia MPC w żadnym z rozpatrywanych receptorów. Stosunek wartości obliczonego przez model średniorocznego stężenia  $PM_{10}$  do wartości obserwowanej waha się w zakresie od 0.7 do 1.2, zaś w przypadku  $PM_{2.5}$  przedział ten wynosi od 0.7 do 1. Podobne rezultaty uzyskane zostały przez innych autorów stosujących model CALPUFF. Eksperyment przeprowadzony w Kanadzie wykazał, że średnie wartości modelowanych stężeń  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$  stanowią między 70% a 90% poziomów obserwowanych (Rescan, 2006). Badanie przeprowadzone w Warszawie dla danych z roku 2012 wykazało natomiast, że wyniki modelu CALPUFF w stosunku do pomiarów zachowują stosunek od 0.8 do 1.35 w przypadku średniorocznego stężenia  $PM_{10}$ , zaś od 0.8 do 1 w przypadku średnich rocznych poziomów  $PM_{2.5}$  (Holnicki i in., 2017). W literaturze brak jest doniesień o wynikach ewaluacji modelu CALPUFF dla średnich dobowych.

Wartości bezwzględne znormalizowanego odchylenia średniego zarówno w przypadku  $PM_{2.5}$  jak i  $PM_{10}$  spadły na trzech stacjach: Ursynów, Komunikacyjna i Targówek, zaś na pozostałych – wzrosły (o 22% - 80%). Podobnie jak dla parametru BIAS, wartości NMB każdorazowo spełniają odpowiednie kryteria poprawności modelu.

Tabela 4.5. Podsumowanie wyników ewaluacji modelu CALPUFF dla stężeń  $PM_{10}$  – wyniki surowe oraz wyniki skalibrowane dla lat 2013-2014. Wskaźniki spełniające MPC (model performance criteria) zostały pogrubione. MPC obliczono na podstawie danych pomiarowych z odpowiednich stacji.

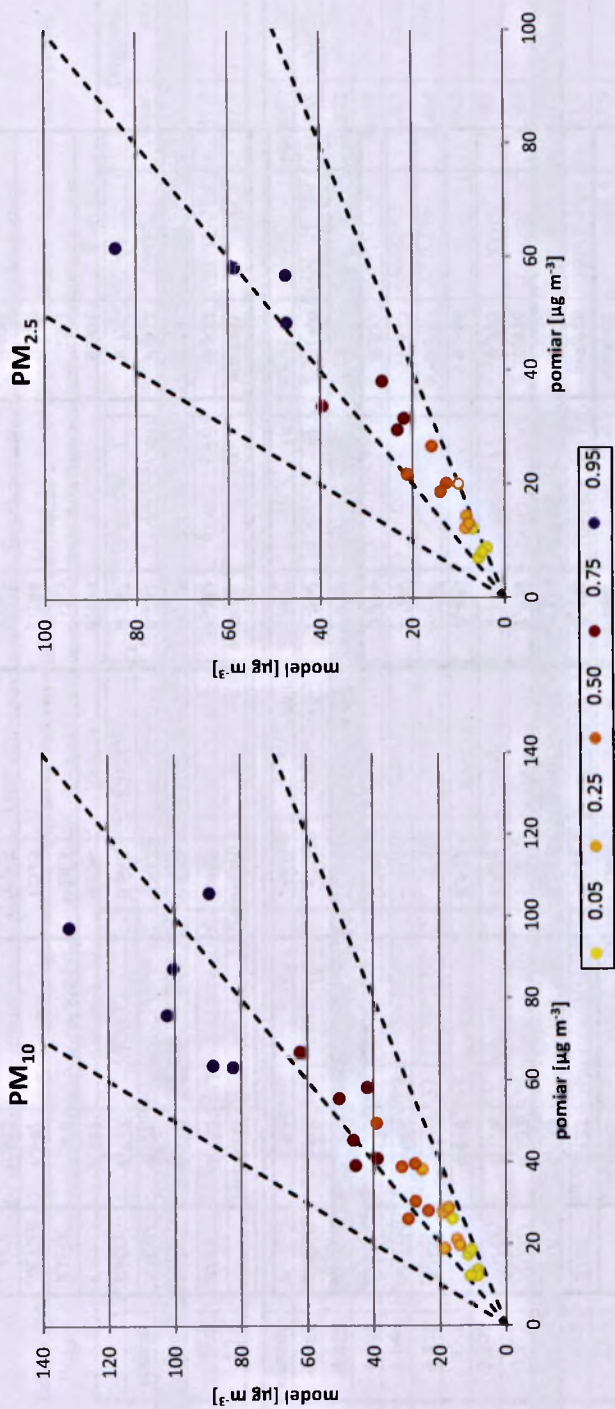
Table 4.5. Summary of the results of CALPUFF evaluation for  $PM_{10}$  concentrations – raw and calibrated data for 2013-2014. Indicators which fulfill MPC (model performance criteria) are in bold type. MPCs were calculated based on measurement data from respective monitoring stations.

	Urswyn6w		Piastr6w		Anieli Krzywo6w		Komunikacyjna		Tolstoja		Targ6wek	
	wartość	model	wartość	model	wartość	model	wartość	model	wartość	model	wartość	model
$\overline{PM}_{10}$	43.8	42.8	35.8	39.5	31.8	35.1	54.9	55.5	30.5	38.1	47.4	36.7
$\sigma$	22.0	48.4	20.0	51.8	16.1	46.6	23.0	65.1	16.1	41.6	27.9	41.9
Wyniki surowe												
	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC
BIAS	<b>-0.962</b>	BIAS <27.473	<b>4.575</b>	BIAS <23.052	<b>2.903</b>	BIAS <20.098	<b>1.346</b>	BIAS <33.228	<b>7.361</b>	BIAS <19.480	<b>-10.986</b>	BIAS <30.747
NMB	<b>-0.022</b>	NMB <0.627	<b>0.128</b>	NMB <0.644	<b>0.091</b>	NMB <0.633	<b>0.025</b>	NMB <0.606	<b>0.241</b>	NMB <0.639	<b>-0.232</b>	NMB <0.649
NMSD	<b>1.201</b>	NMSD <1.249	1.591	NMSD <1.153	1.894	NMSD <1.248	1.834	NMSD <1.446	1.585	NMSD <1.211	<b>0.497</b>	NMSD <1.100
RMSE <sub>U</sub>	1.644	RMSE <sub>U</sub> <1	1.996	RMSE <sub>U</sub> <1	2.074	RMSE <sub>U</sub> <1	1.883	RMSE <sub>U</sub> <1	1.914	RMSE <sub>U</sub> <1	1.283	RMSE <sub>U</sub> <1
r	<b>0.378</b>	R>0.220	<b>0.537</b>	R>0.335	<b>0.469</b>	R>0.221	<b>0.316</b>	R>0.046	<b>0.485</b>	R>0.266	<b>0.464</b>	R>0.395
RMSE	45.2		46.0		41.7		62.6		37.3		39.5	
SKVAR	2.201		2.591		2.894		2.834		2.585		1.497	
FAC2	0.572		0.639		0.589		0.569		0.728		0.564	
Wyniki skalibrowane												
	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC
$\overline{PM}_{10}$	43.8	40.0	35.8	36.7	31.8	31.3	54.9	50.7	30.5	36.4	47.4	34.6
$\sigma$	22.0	30.3	20.0	32.1	16.1	26.7	23.0	39.2	16.1	26.4	27.9	25.9
	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC
BIAS	<b>-3.816</b>	BIAS <27.473	<b>1.591</b>	BIAS <23.052	<b>-0.565</b>	BIAS <20.098	<b>-3.784</b>	BIAS <33.228	<b>5.704</b>	BIAS <19.480	<b>-13.065</b>	BIAS <30.747
NMB	<b>-0.087</b>	NMB <0.627	<b>0.044</b>	NMB <0.644	<b>-0.018</b>	NMB <0.633	<b>-0.069</b>	NMB <0.606	<b>0.187</b>	NMB <0.639	<b>-0.276</b>	NMB <0.649
NMSD	<b>0.376</b>	NMSD <1.249	<b>0.608</b>	NMSD <1.153	<b>0.657</b>	NMSD <1.248	<b>0.707</b>	NMSD <1.446	<b>0.640</b>	NMSD <1.211	<b>-0.072</b>	NMSD <1.100
RMSE <sub>U</sub>	1.052	RMSE <sub>U</sub> <1	1.168	RMSE <sub>U</sub> <1	1.194	RMSE <sub>U</sub> <1	1.147	RMSE <sub>U</sub> <1	1.210	RMSE <sub>U</sub> <1	<b>0.996</b>	RMSE <sub>U</sub> <1
r	<b>0.436</b>	R>0.220	<b>0.571</b>	R>0.335	<b>0.473</b>	R>0.221	<b>0.353</b>	R>0.046	<b>0.508</b>	R>0.266	<b>0.469</b>	R>0.395
RMSE	28.9		26.9		24.0		38.1		23.6		30.6	
SKVAR	1.378		1.606		1.658		1.706		1.642		0.927	
FAC2	0.684		0.727		0.706		0.727		0.787		0.665	

Tabela 4.6. Podsumowanie wyników ewaluacji modelu CALPUFF dla stężeń  $PM_{2.5}$  – wyniki surowe i skalibrowane dla lat 2013-2014. Wskaźniki spełniające MPC (model performance criteria) zostały pogrubione. MPC obliczono na podstawie danych pomiarowych z odpowiednich stacji.

Table 4.6. Summary of the results of CALPUFF evaluation for  $PM_{2.5}$  concentrations – raw and calibrated data for 2013-2014. Indicators which fulfill MPC (model performance criteria) are in bold type. MPCs were calculated based on measurement data from respective monitoring stations.

	Ursynów		Piaśtów		Komunikacyjna		Targówek	
	miar	model	miar	model	miar	model	miar	model
	Wyniki surowe							
$PM_{2.5}$	22.6	19.4	27.1	30.7	30.5	23.6	24.6	18.4
$\sigma$	14.1	23.1	17.5	41.6	14.9	30.2	15.7	23.2
	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC
BIAS	<b>-3.122</b>	$ BIAS  < 19.107$	<b>3.841</b>	$ BIAS  < 22.812$	<b>-6.496</b>	$ BIAS  < 23.926$	<b>-5.980</b>	$ BIAS  < 20.744$
NMB	<b>-0.138</b>	$ NMB  < 0.844$	<b>0.142</b>	$ NMB  < 0.841$	<b>-0.213</b>	$ NMB  < 0.785$	<b>-0.243</b>	$ NMB  < 0.844$
NMSD	<b>0.632</b>	$ NMSD  < 1.352$	1.377	$ NMSD  < 1.303$	<b>1.020</b>	$ NMSD  < 1.601$	<b>0.476</b>	$ NMSD  < 1.321$
RMSE <sub>UL</sub>	1.128	$RMSE_{UL} < 1$	1.494	$RMSE_{UL} < 1$	1.145	$RMSE_{UL} < 1$	<b>0.985</b>	$RMSE_{UL} < 1$
r	<b>0.448</b>	$R > 0.086$	<b>0.622</b>	$R > 0.149$	<b>0.490</b>	$R > 0.281$	<b>0.566</b>	$R > 0.128$
RMSE	21.5		34.1		27.4		20.4	
SKVAR	1.632		2.377		2.020		1.475	
FAC2	0.574		0.591		0.476		0.553	
	Wyniki skalibrowane							
$PM_{2.5}$	22.6	18.7	27.1	28.5	30.5	21.9	24.6	17.6
$\sigma$	14.1	14.8	17.5	26.6	14.9	18.6	15.7	14.6
	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC	wartość	MPC
BIAS	<b>-3.983</b>	$ BIAS  < 19.107$	<b>1.480</b>	$ BIAS  < 22.812$	<b>-8.303</b>	$ BIAS  < 23.926$	<b>-6.922</b>	$ BIAS  < 20.744$
NMB	<b>-0.176</b>	$ NMB  < 0.844$	<b>0.055</b>	$ NMB  < 0.841$	<b>-0.273</b>	$ NMB  < 0.785$	<b>-0.282</b>	$ NMB  < 0.844$
NMSD	<b>0.050</b>	$ NMSD  < 1.352$	<b>0.523</b>	$ NMSD  < 1.303$	<b>0.221</b>	$ NMSD  < 1.601$	<b>-0.072</b>	$ NMSD  < 1.321$
RMSE <sub>UL</sub>	<b>0.777</b>	$RMSE_{UL} < 1$	<b>0.888</b>	$RMSE_{UL} < 1$	<b>0.767</b>	$RMSE_{UL} < 1$	<b>0.737</b>	$RMSE_{UL} < 1$
r	<b>0.521</b>	$R > 0.086$	<b>0.656</b>	$R > 0.149$	<b>0.534</b>	$R > 0.281$	<b>0.601</b>	$R > 0.128$
RMSE	14.8		20.3		18.3		15.3	
SKVAR	1.047		1.523		1.244		0.929	
FAC2	0.672		0.663		0.625		0.651	



Rys. 4.13. Wykresy kwantylowe obserwowanych i skalibrowanych modelowanych stężeń  $PM_{10}$  (lewy panel) i  $PM_{2.5}$  (prawy panel) – percentyle: 5. (zółty), 25. (pomarańczowy), 50. (ciemny pomarańczowy), 75. (czerwony) i 95. (fioletowy).

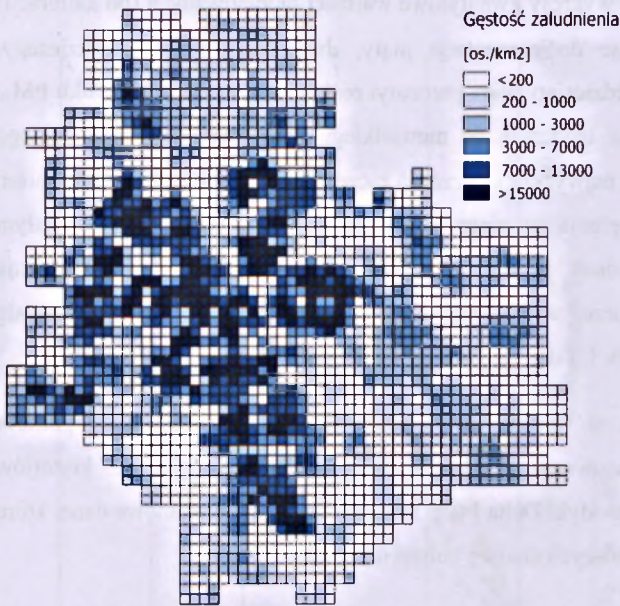
Fig. 4.13. Quantile-quantile plots of observed and calibrated modelled concentrations of  $PM_{10}$  (left panel) and  $PM_{2.5}$  (right panel) – percentiles: 5th (yellow), 25th (orange), 50th (dark orange), 75th (red) and 95th (violet).

Na rysunku 4.13 przedstawiono wykresy kwantylowe wartości modelowanych (po kalibracji) vs. obserwowanych, wybierając do prezentacji piąty, dwudziesty piąty, pięćdziesiąty, siedemdziesiąty piąty i dziewięćdziesiąty piąty percentyl rozkładu stężeń. W przypadku  $PM_{10}$  zauważyć można, iż model ma tendencję do niewielkiego zaniżania wartości z dolnego kwartyla, podczas gdy wartości najwyższe są przezeń raczej zawyżane. Dla  $PM_{2.5}$  natomiast, przewidywane przez model stężenia są nieco niższe od pomierzonych niemal w całym spektrum wartości. Niemniej jednak, na obu wykresach prawie wszystkie punkty zawierają się w obszarze wyznaczanym przez współczynnik FAC2, w dużej mierze koncentrując się wokół linii oznaczającej stosunek 1:1 danych modelowych i pomiarowych.

Reasumując należy stwierdzić, iż wyniki modelowania stężeń  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$  za pomocą modelu CALPUFF, po zastosowaniu Procedury RM, spełniają większość kryteriów poprawności modelu według metodyki Delta i tym samym stanowią wartościowe dane, które mogą zostać wykorzystane do dalszych analiz i obliczeń.

#### 4.5. Średnie narażenie mieszkańców Warszawy na pył $PM_{2.5}$ , $PM_{10}$ i $PM_c$

Średnie stężenia  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  oraz  $PM_c$  przyjęte za reprezentatywne dla całej Warszawy wyznaczone zostały w oparciu o gęstość zaludnienia w obszarach odpowiadających poszczególnym receptorom siatki modelu CALPUFF. W tym celu przygotowana została mapa gęstości zaludnienia na terenie miasta. Podczas jej opracowywania, w pierwszym kroku wykorzystano szczegółowe dane pochodzące z Bazy Danych Obiektów Topograficznych (BDOT 10k), zawierające informacje o typie i lokalizacji poszczególnych budynków mieszkalnych w Warszawie. Informacje z wymienionej bazy zostały pozyskane przez Autorkę z Centralnego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej (CODGiK). Następnie, dla terenu całego miasta zbudowana została siatka kwadratowa o rozdzielczości 500 m x 500 m, w której środek każdego z oczek stanowił jeden z receptorów używanych w modelu CALPUFF. W obrębie poszczególnych pól tej siatki dokonano oszacowania całkowitej liczby mieszkańców na podstawie typu i gęstości zabudowy, która podzielona przez pole powierzchni oczka dała w wyniku gęstość zaludnienia. Wszystkie te operacje (podobnie jak pozostałe analizy przestrzenne w niniejszej pracy) wykonane zostały za pomocą otwartego oprogramowania QGIS Desktop 2.6.0 (Open Source Geospatial Foundation – OSGeo, 2014). Wynikiem opisanych wyżej czynności jest mapa, przedstawiona na rysunku 4.14.



Rys. 4.14. Gęstość zaludnienia [os. km<sup>-2</sup>] w oczkach siatki zbudowanej wokół receptorów modelu CALPUFFF. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych CODGiK.

Fig. 4.14. Population density [pers. km<sup>-2</sup>] in the cells of the grid constructed around CALPUFF receptors. Source: Author's own elaboration based on data from CODGiK.

Następnie, zgodnie z równaniem (18), dokonano przestrzennego uśrednienia 24-godzinnych stężeń poszczególnych frakcji pyłu oraz jego komponentów, uzyskując dla każdej doby oraz całego obszaru Warszawy średnie narażenie na pył zawieszony, ważone gęstością zaludnienia. W tabeli 4.7 zestawione zostały średnioroczne wartości narażenia mieszkańców Warszawy na pył pochodzący ze źródeł liniowych, punktowych, powierzchniowych, oraz z napływu, a także na sumaryczne stężenia PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> oraz PM<sub>c</sub>. Ponieważ wyniki modelu CALPUFF nie obejmują w sposób bezpośredni frakcji PM<sub>c</sub>, stężenia 1-godzinne oraz dobowe tej frakcji zostały policzone jako różnica poziomów PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub>, co jest zgodne z definicją PM<sub>c</sub> (patrz rozdział 2.1.1).

Średnie narażenie warszawiaków na całkowite stężenia pyłu w latach 2013 oraz 2014 było podobne i dla PM<sub>10</sub> wyniosło 49.6-51.7 μg m<sup>-3</sup>. Udziały PM<sub>2,5</sub> i PM<sub>c</sub> są niemal równe, a odpowiednie stężenia wynoszą 25.5-25.9 μg m<sup>-3</sup> oraz 24.1-25.8 μg m<sup>-3</sup>. W przypadku PM<sub>2,5</sub>, najważniejszym komponentem jest pył pochodzący z napływu, który stanowi średnio 65-72% całkowitych stężeń, następnie PM emitowany ze źródeł liniowych (22.5-23.4%), powierzchniowych (4.2%-10.2%) i punktowych (1.3%). Znaczna zmiana w przypadku



udziału źródeł powierzchniowych oraz napływu pomiędzy latami 2013 i 2014 wynika najprawdopodobniej z różnic i uaktualnień w bazie danych emisyjnych. Inwentaryzowanie emisji jest bowiem procesem ciągłym, a w przypadku tzw. niskiej emisji wymaga także wprowadzenia licznych założeń i oszacowań, które są rokrocznie weryfikowane i poprawiane, co skutkować może uzyskaniem nieco odmiennych wyników modelowania. Ponadto, temperatura w pierwszym kwartale roku 2013 była znacznie niższa niż w tym samym okresie w roku 2014, co przełożyło się na wyższe zapotrzebowanie na ciepło, a więc wyższą emisję pyłów z sektora komunalno-bytowego (indywidualne ogrzewanie, bądź dogrzewanie domów). W przypadku  $PM_{10}$  również stężenia tłowe mają największy udział w całkowitych stężeniach pyłu, jest on jednak niższy niż dla  $PM_{2.5}$  i wynosi od 49.4% do 54.9%. Drugim bardzo istotnym komponentem, stanowiącym 40.9%-41.0% masy  $PM_{10}$ , jest pył pochodzący ze źródeł liniowych. Źródła powierzchniowe są odpowiedzialne za 2.7%-8.5%, zaś punktowe za 1.2%-1.3% stężeń całkowitych frakcji  $PM_{10}$ . Pył  $PM_c$  pochodzi w Warszawie w większości z sektora transportu (60.1%-60.3%) oraz z napływu (34.2%-37.0%). Udział źródeł powierzchniowych (1.2%-4.6%) i punktowych (1.1%-1.5%) jest natomiast w tym przypadku niewielki.

Tabela 4.7. Średnie narażenie na poszczególne typy pyłu  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  i  $PM_c$ , a także ich udziały w całkowitych stężeniach odpowiednich frakcji. Wartości średnioroczne obliczone modelem CALPUFF, ważone gęstością zaludnienia. Źródło: opracowanie własne.

Table 4.7. Mean exposure to various types of  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  and  $PM_c$ , as well as their shares in total concentrations of the respective PM fractions. Yearly averages calculated by the CALPUFF model, weighted by population density. Source: Author's own elaboration.

		2013					2014				
		lin	pkt	pow	tło	SUMA	lin	pkt	pow	tło	SUMA
$PM_{2.5}$	średnia [ $\mu g m^{-3}$ ]	4.8	0.3	3.5	17.0	<b>25.5</b>	5.2	0.3	1.4	19.0	<b>25.9</b>
	udział [%]	23.4%	1.3%	10.2%	65.0%		22.5%	1.3%	4.2%	72.0%	
$PM_{10}$	średnia [ $\mu g m^{-3}$ ]	19.3	0.5	4.6	25.3	<b>49.6</b>	21.0	0.6	1.7	28.4	<b>51.7</b>
	udział [%]	40.9%	1.2%	8.5%	49.4%		41.0%	1.3%	2.7%	54.9%	
$PM_c$	średnia [ $\mu g m^{-3}$ ]	14.5	0.3	1.1	8.2	<b>24.1</b>	15.7	0.3	0.3	9.4	<b>25.8</b>
	udział [%]	60.1%	1.1%	4.6%	34.2%		60.3%	1.5%	1.2%	37.0%	

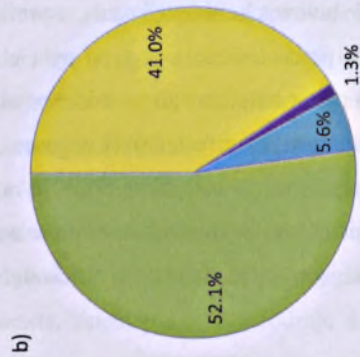
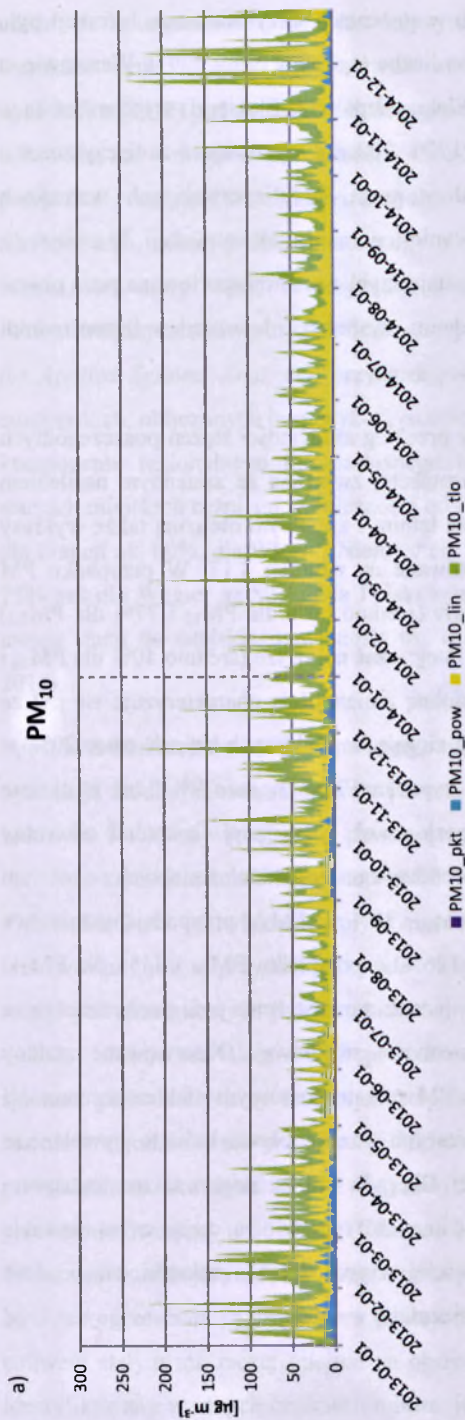
Duży udział pyłu napływowego (rozumianego tu jako suma tła regionalnego i ponadregionalnego) w stężeniach wszystkich frakcji PM związany jest ze specyfiką zanieczyszczenia powietrza w miastach, które stanowi złożenie globalnego i regionalnego tła zanieczyszczeń z poziomem pyłu znajdującego się w powietrzu na skutek nasilonej aktywności antropogenicznej w obszarach miejskich i ich bezpośrednim otoczeniu. Wszystkie rozpatrywane frakcje PM podlegają transportowi atmosferycznemu, niemniej jednak

najłatwiej i najdłużej utrzymują się w atmosferze cząstki o najmniejszych rozmiarach, stąd udział tła w stężeniach  $PM_{2.5}$  jest najwyższy spośród trzech analizowanych frakcji. Uzyskane wyniki znajdują potwierdzenie w danych przytaczanych przez innych autorów – np. Pfäfflin (2017) podaje, że udział tła regionalnego w stężeniach  $PM_{10}$  w Berlinie jest rzędu 60%-65%, zaś w miejscowości Kassel – 45%-55%. Holnicki i in. (2017) pokazali, że nawet w przypadku receptorów zlokalizowanych w centrum miasta w pobliżu ruchliwego skrzyżowania, udział pyłu pochodzącego z napływu przekracza 20% masy  $PM_{10}$  i sięga niemal 40% masy  $PM_{2.5}$ . W przypadku  $PM_{2.5}$ , w roku 2014 opublikowany został raport IIASA (Międzynarodowy Instytut Stosowanej Analizy Systemów, ang. *International Institute for Applied Systems Analysis*), przytaczający wyniki identyfikacji źródeł pyłu dla krajów europejskich, obliczonych przy wykorzystaniu modelu GAINS. Wyniki te wskazują, iż udział komponentu regionalnego (utożsamianego tu z tłem krajowym) w stężeniach  $PM_{2.5}$  na stacjach miejskich różni się w zależności od kraju: np. dla Bułgarii wynosi średnio ok. 50%, dla Francji ok. 60%, dla Włoch i Niemiec ok. 65%, dla Słowacji i Austrii ok. 70%, dla Czech 75% zaś dla Węgier aż 80%. Dla Polski wartość ta, uśredniona spośród 142 wziętych pod uwagę stacji tła miejskiego, wyniosła ok. 60% - dane za rok 2009 (Kiesewetter i Amann, 2014).

Spośród źródeł zlokalizowanych na terenie miasta, największe znaczenie dla finalnych stężeń pyłu mają źródła liniowe, utożsamiane z sektorem transportu drogowego. Jak zaznaczono w rozdziale 3.1.3, najwięcej pyłu powstającego w tym sektorze stanowią cząstki wtórnie unoszone z powierzchni dróg, stanowiące 81% masy emitowanego  $PM_{10}$  i 46% w przypadku  $PM_{2.5}$ . Stąd też największy wpływ pyłu ze źródeł liniowych na stężenia całkowite obserwowany jest w przypadku cząstek o większych średnicach, tj.  $PM_c$ . Procentowy udział źródeł powierzchniowych jest natomiast największy dla najdrobniejszej analizowanej frakcji –  $PM_{2.5}$ . Dzieje się tak z dwóch powodów. Po pierwsze, cząstki powstające w procesie spalania paliw stałych w znacznym stopniu składają się z aglomeratów sadzy, których rozmiary najczęściej nie przekraczają 150 nm (Maciejewska i in., 2015), a także z cząstek powstałych na skutek kondensacji gazowych prekursorów PM, które to cząstki osiągają przeważnie rozmiary <500 nm (Clement i Ford, 1999). Ponadto, w wielu dzielnicach Warszawy dominującym typem ogrzewania jest ogrzewanie centralne z sieci ciepłowniczej, bądź też ogrzewanie gazowe, które emituje bardzo niewielkie ilości pyłu. Opalanie domów paliwem stałym ma raczej miejsce na obrzeżach miasta, zatem pył z tego rodzaju źródeł, identyfikowany w innych częściach miasta, jest pyłem o najmniejszej ziarnistości – większe

cząstki są bowiem transportowane na znacznie mniejsze odległości i dość szybko ulegają procesom depozycji. Udział źródeł punktowych w stężeniach wszystkich trzech frakcji pyłu jest bardzo niewielki ze względu na ograniczoną liczbę tego typu emitorów w Warszawie, a także na skutek tego, iż największe źródła (np. Elektrociepłownia Siekierki) wyposażone są w kominy o dużej wysokości (w tym przypadku 170 – 200 m), wyrzucające zanieczyszczenia wysoko nad poziomem gruntu. Gorące spaliny mogą, przy sprzyjających warunkach równowagi atmosferycznej, zostać dodatkowo wyniesione na skutek konwekcji. W związku z powyższym większość z tych zanieczyszczeń zostaje szybko przetransportowana poza obszar miasta, a tylko niewielka ich część ulega opadaniu, dyspersji i depozycji w bezpośrednim otoczeniu wspomnianych źródeł.

Jak widać na rysunkach 4.15 oraz 4.16, roczny przebieg zmienności stężeń poszczególnych typów  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$ , charakteryzuje się cyklicznością, związaną ze zmiennym nasileniem aktywności emisyjnej. Kontrast między sezonem letnim i zimowym obrazują także wykresy udziałów poszczególnych typów pyłu, prezentowane na rysunku 4.17. W przypadku  $PM$  pochodzącego z napływu, najwyższe jego udziały (średnio 63% dla  $PM_{10}$  i 77% dla  $PM_{2.5}$ ) odnotowywane są w miesiącach od grudnia do lutego, zaś najniższe (średnio 40% dla  $PM_{10}$  i 58% dla  $PM_{2.5}$ ) – od czerwca do sierpnia. Podobną zmiennością charakteryzuje się pył ze źródeł powierzchniowych – zimą jego udziały sięgają w niektórych dniach nawet 20% w przypadku  $PM_{2.5}$  (średnio 11%) i do 35% w przypadku  $PM_{10}$  (średnio 9%), zaś w okresie czerwiec – sierpień dla obu frakcji spadają do poziomu ok. 1% i mniej. Dokładnie odwrotny wzorzec przypisać można udziałom pyłu pochodzącego ze źródeł liniowych – w tym wypadku najwyższe wartości (średnio 58% dla  $PM_{10}$  i 39% dla  $PM_{2.5}$ ) przypadają na miesiące od czerwca do sierpnia, zaś najniższe udziały (26% w przypadku  $PM_{10}$  i 11% dla  $PM_{2.5}$ ) obserwowane są od grudnia do lutego. Niemniej jednak, same stężenia pyłu pochodzącego ze źródeł liniowych nie wykazują wyraźnej zmienności sezonowej. Obserwowane zmiany udziału procentowego tego typu pyłu w całym  $PM$  są zatem wtórnym efektem zmienności stężeń pyłu pochodzącego ze źródeł powierzchniowych oraz z napływu, które to wywołane są nasileniem emisji z tych źródeł w porze chłodnej. Dla pyłu emitowanego z sektora transportu zauważyć można natomiast dość wyraźną cykliczność tygodniową, przy czym wysokie stężenia z tego sektora obserwowane są najczęściej w poniedziałki, czwartki, oraz – dość zaskakująco – w niedziele, zaś niskie stężenia najczęściej w soboty.

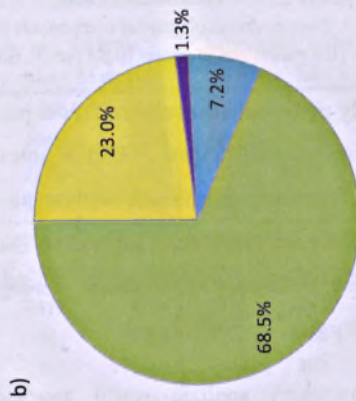
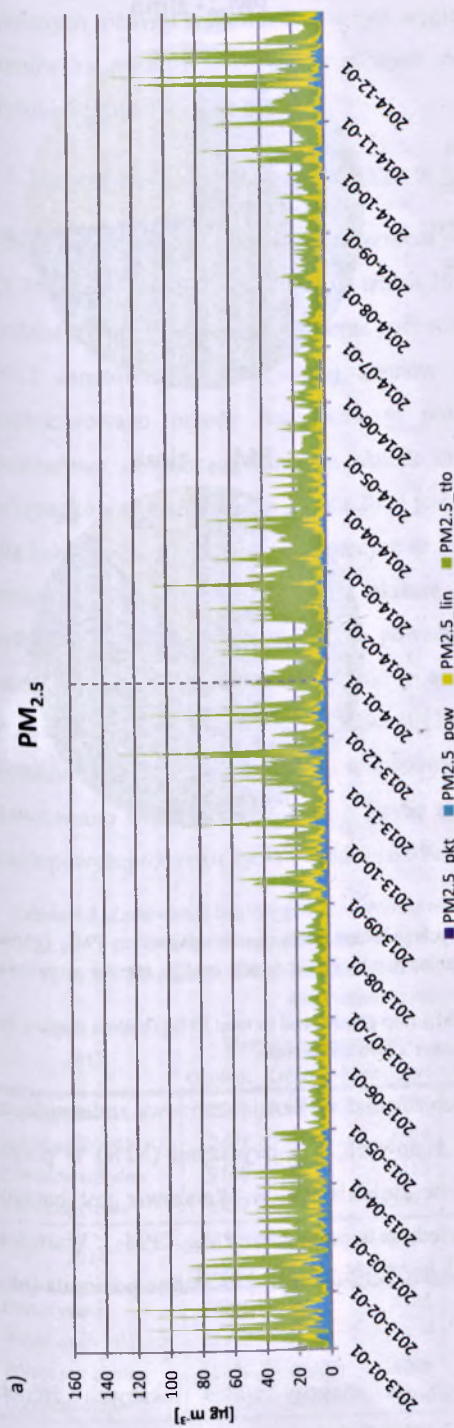


Rys. 4.15. a) Przebieg zmienności narażenia mieszkańców Warszawy na poszczególne składowe pyłu PM<sub>10</sub> (pył pochodzący ze źródeł punktowych – pkt, powierzchniowych – pow, liniowych – lin oraz z napływu – tlo) w latach 2013-2014.

b) Procentowe udziały poszczególnych składowych pyłu w całkowitym PM<sub>10</sub>. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.15. a) Time series of exposure of Warsaw inhabitants to various components of PM<sub>10</sub> (PM originating from point sources – pkt, areal sources – pow, linear sources – lin, and from inflow – tlo) in 2013-2014.

b) Percent shares of various components in total PM<sub>10</sub>. Source: Author's own elaboration.

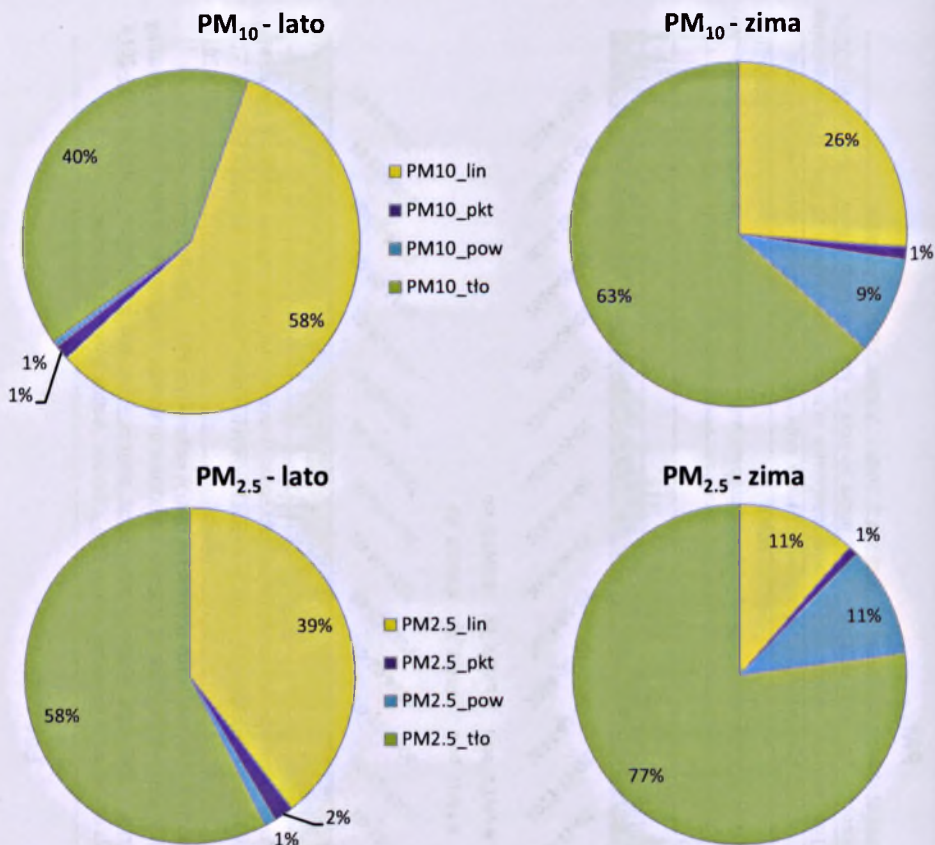


Rys. 4.16. a) Przebieg zmienności narażenia mieszkańców Warszawy na poszczególne składowe pyłu PM<sub>2.5</sub> (pył pochodzący ze źródeł punktowych – pkt, powietrznych – pow, liniowych – lin oraz z napływu – tło) w latach 2013-2014.

b) Procentowe udziały poszczególnych składowych pyłu w całkowitym PM<sub>2.5</sub>. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.16. a) Time series of exposure of Warsaw inhabitants to various components of PM<sub>2.5</sub> (PM originating from point sources – pkt, areal sources – pow, linear sources – lin, and from inflow – tlo) in 2013-2014.

b) Percent shares of various components in total PM<sub>2.5</sub>. Source: Author's own elaboration.



Rys. 4.17. Procentowe udziały poszczególnych składowych pyłu zawieszonego w całkowitym PM<sub>10</sub> (górne wykresy) i w całkowitym PM<sub>2.5</sub> (dolne wykresy), w sezonie letnim (lewy panel) oraz w sezonie zimowym (prawy panel). Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.17. Percent shares of various components in total PM<sub>10</sub> (top graphs) and in total PM<sub>2.5</sub> (bottom graphs), in summer (left panel) and in winter (right panel). Source: Author's own elaboration.

Udziały pyłu pochodzącego ze źródeł punktowych również wykazują sezonową zmienność, z najniższymi wartościami (<1%) w miesiącach zimowych, a najwyższymi (>2%) w porze letniej, niemniej jednak ich wpływ na całkowite stężenia PM w Warszawie jest bardzo niewielki i nie przekracza 3.5% oraz 5% odpowiednio w przypadku PM<sub>10</sub> i PM<sub>2.5</sub>. Wartości absolutne stężeń pyłu pochodzącego z tego typu źródeł utrzymują się na stałym poziomie (ok. 0.5-1.5 μg m<sup>-3</sup>) przez cały rok.

W powyższej analizie warto zwrócić uwagę na znaczny wkład lokalnych źródeł powierzchniowych w sezonie zimowym. Mimo bardzo dużego pokrycia siecią ciepłowniczą

w mieście, w warunkach niskich temperatur nasila się emisja z pieców indywidualnych opalanych różnymi typami paliw, w tym węglem. Ponadto, pojawia się zjawisko dogrzewania domów za pomocą kominków opalanych drewnem, z których emisje mogą być bardzo wysokie (Branc i in., 2011).

#### 4.6. Umieralność i chorobowość szpitalna w Warszawie w latach 2013-2014

Sumaryczna liczba zgonów (z wyłączeniem przyczyn zewnętrznych) wyniosła w Warszawie 17 747 oraz 17 006, odpowiednio w latach 2013 i 2014. Zestawienie danych, uwzględniające podział na przyczyny, płeć, wiek oraz porę roku, przedstawiono w tabeli 4.8. Ogółem, w roku 2013 zanotowano o 4% więcej zgonów niż w roku 2014. Zwiększoną umieralność zaobserwowano przede wszystkim w półroczu chłodnym. Szczególnie duże różnice procentowe dotyczą zgonów na skutek chorób układu oddechowego – ogólna liczba przypadków w porze chłodnej roku 2013 jest większa o 9% niż w 2014 r., przy czym różnica dla kobiet wynosi 5%, zaś dla mężczyzn aż 13%. Prawdopodobnie ma to związek z niższymi temperaturami obserwowanymi w okresie od stycznia do marca 2013, co mogło być przyczyną częstszego występowania poważnych infekcji dróg oddechowych. Ponadto, jak widać na rysunkach 4.15 oraz 4.16, w tym okresie występowała znaczna liczba pików wysokich stężeń PM<sub>10</sub> i PM<sub>2.5</sub>. Rok 2013, w porównaniu do 2014, charakteryzował się ponadto wyższymi temperaturami w miesiącach letnich (czerwiec – sierpień). W tym okresie zanotowano większą niż w 2014 r. liczbę zgonów na skutek chorób układu krążenia wśród osób powyżej 65. roku życia – średnio o 5% zarówno w przypadku kobiet jak i mężczyzn.

Tabela 4.8. Zestawienie liczby zgonów w Warszawie w latach 2013-2014 według przyczyny, płci, wieku oraz pory roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych NIZP-PZH.

Table 4.8. Mortality in Warsaw in 2013-2014 by cause, sex, age and year season. Source: Author's own elaboration based on data from NIZP-PZH.

2013	Wszystkie przyczyny			Choroby ukł. krążenia			Choroby ukł. oddechowego		
	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni
Sumarycznie	17747	9441	8306	8041	4492	3549	1789	892	897
w tym osób >65. r.ż.	12403	7394	5009	6214	3969	2245	1411	760	651
Półrocze chłodne	9320	5005	4315	4179	2378	1801	1029	518	511
Półrocze ciepłe	8427	4436	3991	3862	2114	1748	760	374	386
2014	Wszystkie przyczyny			Choroby ukł. krążenia			Choroby ukł. oddechowego		
	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni
Sumarycznie	17006	9001	8005	8004	4410	3594	1720	887	833
w tym osób >65. r.ż.	12117	7108	5009	6185	3862	2323	1418	768	650
Półrocze chłodne	8829	4733	4096	4202	2339	1863	944	492	452
Półrocze ciepłe	8177	4268	3909	3802	2071	1731	776	395	381

Zarówno w roku 2013, jak i 2014, liczba zgonów kobiet znacznie przewyższa liczbę zgonów mężczyzn, czego podstawową przyczyną jest fakt, iż większa jest także liczba mieszkańek Warszawy (por. rozdział 3.1.1). W związku z tym, w tabeli 4.9 przedstawiono porównanie liczby zgonów w przeliczeniu na 100 000 mieszkańców odpowiedniej płci oraz wieku. Z zestawienia tego wynika, iż współczynnik śmiertelności mężczyzn z przyczyn ogólnych jest większy niż w przypadku kobiet o około 4%. W przypadku chorób układu krążenia wyższą umieralność wykazują kobiety, przy czym różnica ta zmniejsza się w grupie wiekowej powyżej 65. r.ż. Wyższy współczynnik śmiertelności na skutek chorób układu oddechowego występuje natomiast dla mężczyzn, a szczególnie dużą różnicę, przekraczającą 40%, zaobserwować można w przypadku osób starszych. Niezależnie od przyczyny, umieralność w półroczu chłodnym jest wyższa niż w półroczu ciepłym. Dla ogółu przyczyn różnica ta wyniosła 51 i 37 przypadków na 100 000 mieszkańców, odpowiednio dla lat 2013 i 2014, co stanowi 11% oraz 8%. W przypadku chorób układu krwionośnego, w półroczu chłodnym wystąpiło o 18-23 zgony na 100 000 mieszkańców mniej niż w sezonie letnim, zaś dla chorób układu oddechowego różnica ta wyniosła 15 na 100 000 mieszkańców w roku 2013 i 10 na 100 000 mieszkańców w 2014 r.

Tabela 4.9. Współczynniki śmiertelności na 100 000 mieszkańców w Warszawie w latach 2013-2014 według przyczyny, płci, wieku oraz pory roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych NIZP-PZH.

Table 4.9. Mortality rates per 100 000 inhabitants in Warsaw in 2013-2014 by cause, sex, age and year season. Source: Author's own elaboration based on data from NIZP-PZH.

2013	Wszystkie przyczyny			Choroby ukł. krążenia			Choroby ukł. oddechowego		
	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni
Sumarycznie	1017	1001	1037	461	476	443	103	95	112
<i>w tym osób &gt;65. r.ż.</i>	2741	3571	4023	1874	1917	1803	426	367	523
Półrocze chłodne	534	530	539	240	252	225	59	55	64
Półrocze ciepłe	483	470	498	221	224	218	44	40	48
2014	Wszystkie przyczyny			Choroby ukł. krążenia			Choroby ukł. oddechowego		
	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni
Sumarycznie	975	954	1000	459	467	449	99	94	104
<i>w tym osób &gt;65. r.ż.</i>	2654	3433	4023	1865	1865	1866	428	371	522
Półrocze chłodne	506	502	511	241	248	233	54	52	56
Półrocze ciepłe	469	452	488	218	219	216	44	42	48

Roczna liczba hospitalizacji w Warszawie wyniosła 16 615 przypadków w 2013 r. i 17 805 przypadków w roku 2014, czyli o 7% więcej niż w roku wcześniejszym (patrz tabela 4.10). O 16% wzrosła liczba hospitalizowanych w półroczu chłodnym, zaś liczba przyjęć do szpitali w półroczu ciepłym pozostała bez zmian. Wzrost liczby pacjentów leczonych szpitalnie w sezonie chłodnym roku 2014 dotyczył przede wszystkim mężczyzn, hospitalizowanych na



skutek ogółu przyczyn (wzrost o 19%) oraz z uwagi na choroby układu krwionośnego (wzrost o 10%) i układu oddechowego (wzrost o 16%). W półroczu ciepłym 2014 r., w porównaniu z rokiem 2013, nastąpił natomiast spadek o 5%-6% liczby pacjentów leczonych szpitalnie w związku z chorobami krążeniowymi i oddechowymi, mimo iż ogólna liczba hospitalizacji w tym sezonie pozostała niemal niezmienna.

Tabela 4.10. Zestawienie liczby osób hospitalizowanych w Warszawie w latach 2013-2014 według przyczyny, płci, wieku oraz pory roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych NIZP-PZH.

Table 4.10. Hospitalizations in Warsaw in 2013-2014 by cause, sex, age and year season. Source: Author's own elaboration based on data from NIZP-PZH.

2013	Wszystkie przyczyny			Choroby ukł. krążenia			Choroby ukł. oddechowego		
	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni
Sumarycznie	16615	9622	6993	2836	1316	1520	1301	579	722
w tym osób >65. r.ż.	4318	2387	1931	1361	769	592	223	84	139
Półrocze chłodne	7715	4476	3239	1336	625	711	649	301	348
Półrocze ciepłe	8900	5146	3754	1500	691	809	652	278	374

2014	Wszystkie przyczyny			Choroby ukł. krążenia			Choroby ukł. oddechowego		
	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni
Sumarycznie	17805	10256	7549	2856	1342	1514	1344	606	738
w tym osób >65. r.ż.	4612	2537	2075	1425	780	645	184	75	109
Półrocze chłodne	8915	5048	3867	1439	657	782	722	318	404
Półrocze ciepłe	8890	5208	3682	1417	685	732	622	288	334

Tabela 4.11. Współczynniki hospitalizacji na 100 000 mieszkańców w Warszawie w latach 2013-2014 według przyczyny, płci, wieku oraz pory roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych NIZP-PZH.

Table 4.11. Hospitalization rates per 100 000 inhabitants in Warsaw in 2013-2014 by cause, sex, age and year season. Source: Author's own elaboration based on data from NIZP-PZH.

2013	Wszystkie przyczyny			Choroby ukł. krążenia			Choroby ukł. oddechowego		
	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni
Sumarycznie	953	1020	873	163	139	190	75	61	90
w tym osób >65. r.ż.	1302	1153	1551	410	371	475	67	41	112
Półrocze chłodne	442	474	404	77	66	89	37	32	43
Półrocze ciepłe	510	545	469	86	73	101	37	29	47

2014	Wszystkie przyczyny			Choroby ukł. krążenia			Choroby ukł. oddechowego		
	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni	Ogółem	Kobiety	Mężczyźni
Sumarycznie	1021	1087	943	164	142	189	77	64	92
w tym osób >65. r.ż.	1391	1225	1667	430	377	518	55	36	88
Półrocze chłodne	511	535	483	82	70	98	41	34	50
Półrocze ciepłe	510	552	460	81	73	91	36	31	42

Podobnie jak w przypadku umieralności, również dla hospitalizacji wyznaczono współczynniki w przeliczeniu na 100 000 mieszkańców. Ich zestawienie prezentuje tabela 4.11. W przypadku leczenia szpitalnego na skutek ogółu przyczyn zdecydowanie wyższe

wskaźniki dotyczą kobiet. W latach 2013 i 2014 różnica ta wynosiła odpowiednio 17% i 15%. Należy jednak zwrócić uwagę, iż w grupie wiekowej >65. r.ż. ma miejsce sytuacja odwrotna. Wskaźniki dla mężczyzn są tu o wyższe o 35%-36% niż w przypadku kobiet. Taka sytuacja związana jest prawdopodobnie z faktem, iż znaczny odsetek hospitalizacji kobiet dotyczy przyczyn związanych z ciążą i porodem, które jednak nie dotyczą osób starszych. Analizując bowiem współczynniki hospitalizacji na skutek chorób układu krążenia i układu oddechowego zauważyć można, że w obu przypadkach są one większe w grupie mężczyzn w porównaniu z kobietami. Różnica liczby mężczyzn i kobiet leczonych szpitalnie w związku z chorobami krążeniowymi wyniosła 50 i 47 na 100 000 mieszkańców, odpowiednio w latach 2013 i 2014. W przypadku chorób układu oddechowego wskaźnik hospitalizacji na 100 000 mieszkańców był w roku 2013 o 29 większy wśród mężczyzn niż wśród kobiet, zaś w roku następnym różnica ta wyniosła 28. W roku 2013 wskaźnik przyjęć do szpitali ogółem w półroczu ciepłym przewyższał ten z półrocza chłodnego o ok. 15%. Wyższa była przede wszystkim liczba hospitalizacji związanych z chorobami krążeniowymi, natomiast nie zaobserwowano różnic dla przyczyn dotyczących układu oddechowego. W roku 2014 liczba pacjentów szpitalnych na 100 000 mieszkańców była niemal identyczna w obu półroczach. W przypadku hospitalizacji mężczyzn na skutek chorób układu krążenia w półroczu chłodnym współczynnik w przeliczeniu na 100 000 mieszkańców jest o 7% wyższy niż w półroczu ciepłym. Jeszcze większą różnicę pomiędzy sezonem chłodnym a ciepłym, wynoszącą 21%, zaobserwować można porównując wskaźniki hospitalizacji mężczyzn na skutek przyczyn oddechowych.

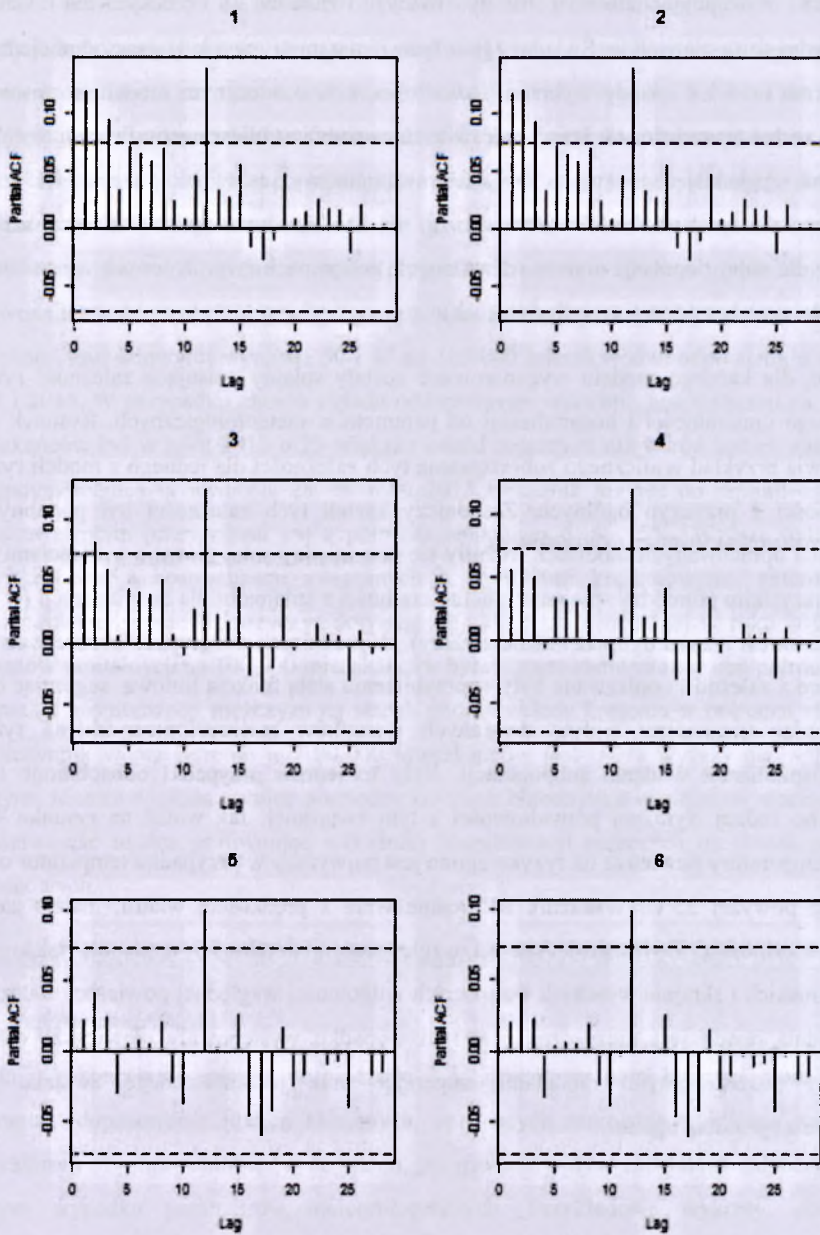
#### 4.7. Ryzyko względne związane z ekspozycją na różne rodzaje zanieczyszczeń pyłowych

##### *4.7.1 Budowa modeli GAM*

Zgodnie z koncepcją opisaną w rozdziale 3.3.2, pierwszy etap budowy modeli GAM obejmował dopasowanie funkcji sklepanych, opisujących samoistną, cykliczną zmienność umieralności i zachorowalności w populacji, jak również wpływ zmiennych zakłócających – w tym wypadku parametrów meteorologicznych. Przykładowe wykresy, obrazujące procedurę wyboru najlepszej wartości parametru wygładzającego, zapewniającego minimalizację funkcji częściowej autokorelacji reszt, są przedstawione na rysunku 4.18. Pierwsze cztery wykresy na tym rysunku charakteryzują się przeważnie dodatnimi wartościami reszt w kolejnych dniach, co oznacza, iż dobrane w tym wypadku parametry wygładzające są nieodpowiednie, a uzyskana suma reszt – wysoka. Na dwóch ostatnich

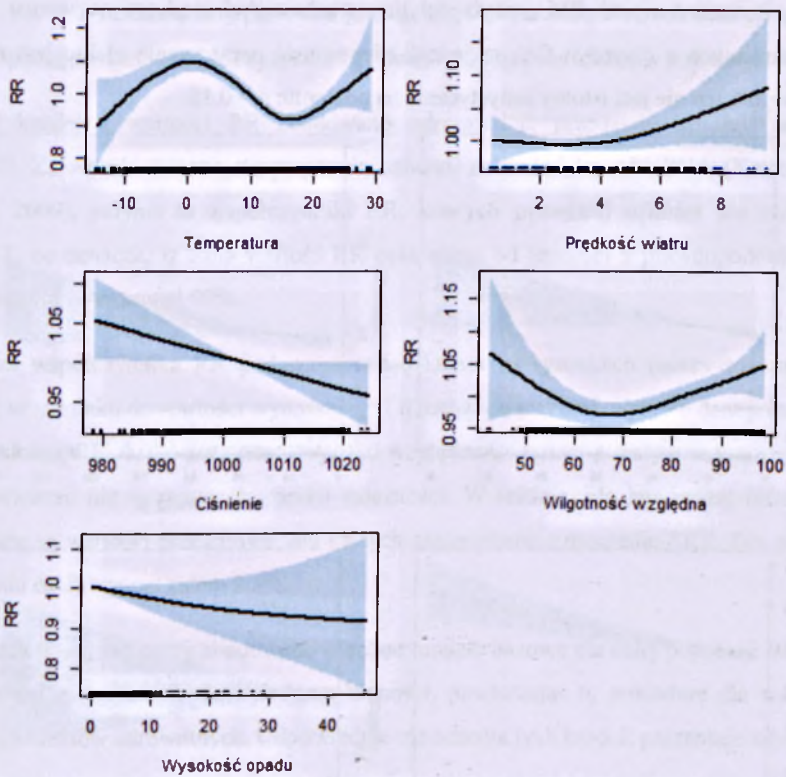
wykresach występują natomiast reszty różnych znaków, a różnice ich wartości bezwzględnych są niewielkie. Świadczy to o tym, iż parametry wygładzające odpowiadające przypadkom nr 5 i 6 zostały wybrane prawidłowo, a w ostatecznym modelu zastosowana powinna zostać ta wartość, dla której całkowita suma reszt jest bliższa zeru. Procedura doboru parametru wygładzającego (wraz z wygenerowaniem wykresów jak na rys. 4.18) była powtarzana dla każdego modelu bazowego, tj. dla każdego badanego efektu zdrowotnego, odrębnie dla całej populacji oraz w rozważanych podgrupach (wyróżnionych na podstawie wieku, płci oraz kombinacji tych dwóch cech).

Podobnie, dla każdego modelu wygenerowane zostały splajny opisujące zależność ryzyka względnego umieralności i hospitalizacji od parametrów meteorologicznych. Rysunek 4.19 przedstawia przykład graficznego zobrazowania tych zależności dla jednego z modeli ryzyka umieralności z przyczyn ogólnych. Zasadniczy kształt tych zależności był podobny we wszystkich opracowanych modelach, różniły się one między sobą głównie wartościami RR, przede wszystkim pomiędzy splajnami dla umieralności a splajnami dla hospitalizacji (w tych ostatnich wzrost ryzyka był przeważnie wyższy). W niektórych podgrupach zaobserwowano, iż niektóre z zależności opisywane były w przybliżeniu stałą funkcją liniową, sugerując brak, bądź bardzo nieznaczny wpływ wybranych warunków meteorologicznych na ryzyko zgonu/hospitalizacji w danej subpopulacji. Były to jednak przypadki odosobnione i nie zauważono żadnej wyraźnej prawidłowości z tym związanej. Jak widać na rysunku 4.19, wpływ temperatury powietrza na ryzyko zgonu jest najwyższy w przypadku temperatur około 0°C oraz powyżej 25°C. Wskaźnik RR rośnie wraz z prędkością wiatru, maleje zaś ze wzrostem ciśnienia. Zwiększenie ryzyka względnego umieralności występuje także przy skrajnie niskich i skrajnie wysokich wartościach wilgotności względnej powietrza. Zależność od nasilenia opadu jest nieznaczna i w tym wypadku występowały największe różnice pomiędzy poszczególnymi modelami, sugerując brak jednoznacznego związku tego parametru z ryzykiem zgonu.



Rys. 4.18. Przykładowe wykresy wartości reszt funkcji częściowej autokorelacji (PACF) dla różnych wartości dobranej wartości wygładzającego.

Fig. 4.18. Exemplary plots of residuals of the partial autocorrelation function (PACF) for different values of the smoothing parameter.

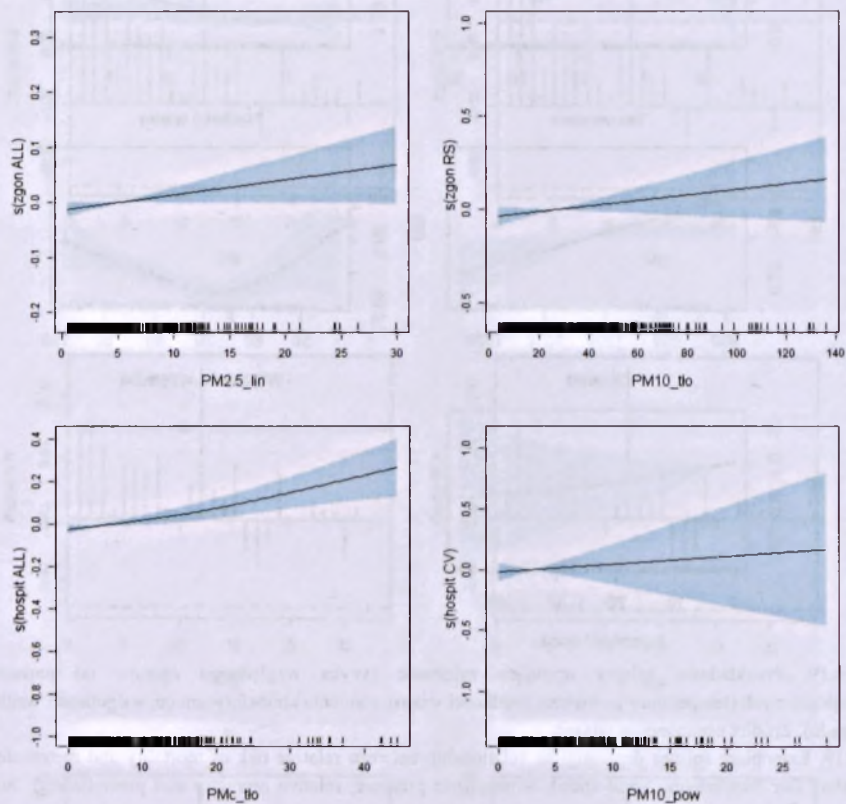


Rys. 4.19. Przykładowe splajny opisujące zależność ryzyka względnego zgonów od parametrów meteorologicznych (temperatury powietrza, prędkości wiatru, ciśnienia atmosferycznego, wilgotności względnej oraz opadu). Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.19. Exemplary splines depicting the relationship between relative risk of mortality and meteorological parameters (air temperature, wind speed, atmospheric pressure, relative humidity and precipitation). Source: Author's own elaboration.

Po włączeniu do poszczególnych modeli bazowych wartości stężeń poszczególnych typów PM dokonano analizy kształtu uzyskanych zależności, w celu potwierdzenia założenia, iż mogą one zostać uznane w przybliżeniu za liniowe. Na rysunku 4.20 zaprezentowano przykład kilku takich wykresów – obrazują one odpowiednio zależności: umieralności ogółem od stężeń  $PM_{2.5}$  ze źródeł liniowych (lewy górny wykres), umieralności RS od  $PM_{10}$  pochodzącego z napływu (prawy górny wykres), hospitalizacji ogółem od  $PM_c$  pochodzącego z napływu (lewy dolny wykres) oraz hospitalizacji CV od  $PM_{10}$  ze źródeł powierzchniowych (prawy dolny wykres). Zależności te można uznać w przybliżeniu za liniowe. Na wykresach widoczny jest także pas niepewności oszacowania, którego szerokość przekłada się na poziom istotności statystycznej wyników. Jako ostatni z przykładów celowo dobrano wykres o bardzo szerokim pasie niepewności. Choć współczynnik kierunkowy prostej jest tu dodatni, co

sugeruje, iż wzrost stężeń  $PM_{10}$  ze źródeł powierzchniowych wpływa na wzrost liczby hospitalizowanych z przyczyn CV, to jednak niepewność oszacowania efektu jest na tyle duża, iż wynik ten nie jest istotny statystycznie na poziomie  $p = 0.10$ .



Rys. 4.20. Przykładowe wykresy zależności wybranych efektów zdrowotnych w całkowitej populacji Warszawy od poziomów różnego typu zanieczyszczeń pyłowych. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.20. Exemplary graphs showing the dependence of selected health effects in the total population of Warsaw on concentrations of different PM types. Source: Author's own elaboration.

Ponieważ zastosowana metoda analizy szeregów czasowych jest oparta o regresję Poissona, wartość ryzyka względnego obliczono jako funkcję eksponencjalną z wartości współczynników oszacowanych w modelu GAM, przemnożonych uprzednio przez 10 w celu obliczenia efektu związanego ze wzrostem stężenia danego typu PM o  $10 \mu\text{g m}^{-3}$ . Otrzymane w ten sposób wartości RR należy roznieść następująco:

- $RR > 1$  oznacza, iż wpływ danego typu pyłu na badany efekt zdrowotny jest dodatni;
- $RR = 1$  oznacza brak wpływu,

- $RR < 1$  oznacza, iż wpływ ten jest ujemny, tj. że wzrost stężeń danego typu pyłu pociąga za sobą spadek ryzyka względnego wystąpienia efektu w populacji.

Wokół każdej z wartości RR zbudowano odpowiednie przedziały ufności, zakładając  $p = 0.10$ . Za **wyniki istotne statystycznie** uznano, za metodyką APHENA (Katsouyanni i Samet, 2009), jedynie te współczynniki RR, **których przedział ufności nie obejmował liczby 1**, co oznacza, iż dana wartość RR była różna od jedności z prawdopodobieństwem wynoszącym co najmniej 90%.

Wartości współczynnika RR podawane w tabelach i na rysunkach należy rozumieć jako zmianę w stosunku do wartości wynoszącej 1, tj. oznaczającej brak wpływu danego czynnika. Przykładowo,  $RR = 1.023$  oznacza, iż ryzyko względne związane z danym czynnikiem jest o 0.023 większe niż w przypadku braku zależności. W tekście, dla łatwiejszej interpretacji, podawane są wartości procentowe, dla których zastosowano oznaczenie  $\Delta RR$ . Dla podanego przykładu  $\Delta RR$  wynosi zatem 2.3%.

W ramach niniejszej pracy zbudowano odrębne modele bazowe dla całej populacji Warszawy oraz każdej z wyróżnionych 8 podgrup ludności, powtarzając tę procedurę dla wszystkich badanych efektów zdrowotnych. Odpowiednie oznaczenia tych modeli prezentuje tabela 4.12.

Tabela 4.12. Skrótowe oznaczenia poszczególnych bazowych modeli GAM.

Table 4.12. Abbreviations used for particular GAM base models.

		Ogół przyczyn	Choroby układu krwionośnego	Choroby układu oddechowego
cała populacja		all	cv	rs
wiek	0-64	all064	cv064	rs064
	≥65	all65	cv65	rs65
płeć	kobiety	allf	cvf	rsf
	mężczyźni	allm	cvm	rsm
płeć i wiek	kobiety 0-64	allf064	cvf064	rsf064
	kobiety ≥65	allf65	cvf65	rsf65
	mężczyźni 0-64	allm064	cvm064	rsm064
	mężczyźni ≥65	allm65	cvm65	rsm65

Liczba modeli wymienionych w tabeli wynosi 27, w rzeczywistości jednak zbudowano ich 54, ponieważ wszystkie badania odnosiły się osobno do liczby zgonów oraz do liczby hospitalizacji. Do każdego z modeli wprowadzano następnie kolejno każdy z 15 badanych rodzajów pyłu (12 typów wyróżnionych ze względu na frakcję uziarnienia i źródło pochodzenia, plus 3 frakcje stężeń całkowitych), a całość obliczeń powtarzano trzykrotnie, dla lag 0, lag 1 i lag 2. W sumie wykonano zatem **2430 analiz**.

Na etapie analizy wyników wykluczone zostały rezultaty uzyskane dla pyłu wszystkich frakcji, pochodzącego ze źródeł punktowych. Jak pokazano wcześniej, pył tego typu ma znikomy udział w całkowitych stężeniach PM w Warszawie, charakteryzuje się ponadto niewielką zmiennością stężeń w czasie, w wyniku czego zastosowany model statystyczny nie pozwolił w sposób zadowalający odróżnić sygnału od szumu, a uzyskiwane przedziały ufności wyników były bardzo szerokie, sugerując znaczną niepewność otrzymanych rezultatów, zrezygnowano zatem z ich prezentacji. Mimo to, obszerność pozostałych wyników nie pozwala na ich prezentację w całości. Jako najważniejsze uznane zostały wyniki dotyczące ogółu populacji, oraz dwóch subpopulacji wyróżnionych ze względu na wiek. Rezultaty te zaprezentowano w tabelach 4.13-4.18 i na rysunkach 4.21-4.27 i na nich skupiona została dalsza analiza. Niemniej jednak, podsumowanie uzyskanych rezultatów i próba wyciągnięcia uogólnionych wniosków oparte zostały o całość wyników, których zestawienie tabelaryczne zamieszczono w Załączniku 1 (dla umieralności) oraz w Załączniku 2 (dla hospitalizacji).

W opisie wyników zastosowano następujące skróty: CV – zgony/hospitalizacje na skutek przyczyn związanych z układem krwionośnym (ang. *cardiovascular system*), RS – zgony/hospitalizacje na skutek przyczyn związanych z układem oddechowym (ang. *respiratory system*), lag 0 – analiza nieuwzględniająca przesunięcia czasowego stężeń PM i efektów zdrowotnych, lag 1 (2) – analiza efektów zdrowotnych w powiązaniu ze stężeniami wyznaczonymi dla 1 dnia (2 dni) wstecz.

#### 4.7.2 Efekty zdrowotne – umieralność

##### **PM<sub>10</sub>**

Najważniejsze wyniki badania ryzyka względnego zgonów związanych z pyłem frakcji PM<sub>10</sub> przedstawia tabela 4.13. W przypadku **PM<sub>10</sub> całkowitego**, wpływ na umieralność z ogółu przyczyn, z przyczyn kardiologicznych oraz na skutek chorób układu oddechowego jest odroczone w czasie - ujawnia się dopiero po dwóch dniach. Wartość  $\Delta RR$  dla ogółu zgonów wynosi 0.3%. Dla zgonów na skutek chorób CV wskaźnik wzrostu ryzyka dla całej populacji ma wartość 0.4%, przy czym w grupie wiekowej 0-64 wynosi 1.1%, zaś dla osób powyżej 65. r.ż. jest on nieistotny. Najwyższym wzrostem ryzyka zgonu z przyczyn kardiologicznych obarczone są kobiety w wieku 0-64 lat ( $\Delta RR=2.4\%$ , patrz Załącznik 1). W przypadku chorób układu oddechowego istotny statystycznie wzrost ryzyka względnego występuje w grupie



osób starszych (>65 r.ż.) i wynosi 1.4%. W tej grupie szczególnie wysoką wartość  $\Delta RR$  zaobserwowano wśród mężczyzn (3.2%).

**PM<sub>10</sub>** ze źródeł **liniowych** również wykazuje istotne oddziaływanie na umieralność dopiero po dwóch dniach. Istotny jest związek ze zgonami na skutek przyczyn krążeniowych ( $\Delta RR=0.9\%$  dla całej populacji, zaś 1.5% dla ogółu kobiet) a także na skutek chorób RS dla osób >65. r.ż. ( $\Delta RR=2.7\%$ ). Najwyższy współczynnik wzrostu ryzyka względnego umieralności związanej z chorobami układu oddechowego zaobserwowano dla grupy mężczyzn w wieku powyżej 65 lat, dla której wartość  $\Delta RR$  wynosi 7.0% (patrz Załącznik 1).

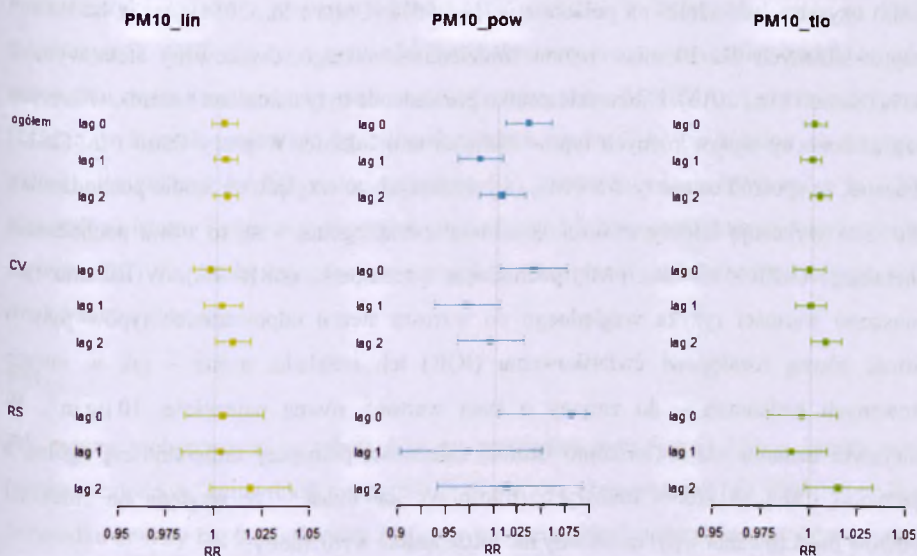
Podobny wzorec zaobserwować można dla pyłu **PM<sub>10</sub> napływającego** spoza Warszawy. Istotny wzrost ryzyka względnego występuje jedynie dla analizy uwzględniającej dwudniowe opóźnienie. W całej populacji, dla zgonów na skutek chorób układu krążenia  $\Delta RR=0.8\%$ , przy czym dla osób w wieku 0-64 jest wyższe – 2.1%, zaś dla osób starszych – nieistotne statystycznie. Wśród zgonów CV najwyższy współczynnik wzrostu ryzyka został wyznaczony dla kobiet z grupy wiekowej 0-64 lata i wyniósł 4.8%. Dla zgonów spowodowanych chorobami układu oddechowego istotny efekt zaobserwowano w grupie wiekowej 65+, gdzie wartość  $\Delta RR$  wynosi 2.2% w przypadku wszystkich osób z tej grupy, zaś 5.0% jeśli wziąć pod uwagę samych mężczyzn.

Zupełnie inaczej kształtuje się natomiast oddziaływanie **PM<sub>10</sub> ze źródeł powierzchniowych**. Efekt zdrowotny jest tu natychmiastowy (lag 0), lecz szybko zanika w czasie. Istotne wzrosty wskaźników ryzyka względnego wyznaczone zostały dla umieralności ogólnej: 3.2% w całej populacji, 4.3% dla osób w przedziale 0-64 lata (dla osób starszych współczynnik RR jest nieistotny statystycznie) oraz 5.0% w przypadku ogółu kobiet. Dla zgonów na skutek chorób układu krążenia istotny wskaźnik  $\Delta RR$  wyniósł 3.9% w całej populacji oraz 9.0% w grupie wszystkich kobiet. W przypadku umieralności z przyczyn RS, współczynnik wzrostu ryzyka względnego dla całej populacji jest wysoki i wynosi 8.0%, jednak najwyższe wartości osiąga w grupie kobiet ( $\Delta RR=10.6\%$ ), szczególnie tych w wieku 0-64 lata ( $\Delta RR=40.1\%$ ) (patrz Załącznik 1).

Tabela 4.13. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) zgonów z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń (PM<sub>10</sub> całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu) o 10 µg m<sup>-3</sup> – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor zielony oznacza ryzyko > 1, zaś niebieski – wyniki istotne statystycznie.

Tabela 4.13. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) mortality per 10 µg m<sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM<sub>10</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Green cells represent risk > 1, blue indicate statistically significant results.

	PM10_calk.			PM10_lin			PM10_pow			PM10_dto		
	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2
<b>Ogółem</b> RR CI	1.002 0.998-1.005	1.001 0.997-1.004	1.003 1.000-1.006	1.003 0.997-1.010	1.004 0.998-1.010	1.005 0.998-1.011	1.032 1.008-1.056	0.982 0.959-1.006	1.005 0.982-1.030	1.001 0.996-1.007	1.000 0.994-1.005	1.004 0.999-1.010
0-64 RR CI	1.002 0.996-1.007	1.001 0.995-1.006	1.000 0.995-1.006	1.005 0.993-1.017	0.999 0.987-1.011	1.000 0.989-1.012	1.043 1.000-1.089	0.995 0.953-1.039	0.991 0.948-1.035	1.000 0.990-1.010	1.004 0.994-1.014	1.001 0.991-1.011
≥65 RR CI	1.001 0.998-1.005	1.000 0.997-1.004	1.003 1.000-1.007	1.002 0.994-1.010	1.006 0.998-1.014	1.007 0.999-1.014	1.024 0.996-1.053	0.973 0.946-1.001	1.010 0.982-1.039	1.002 0.995-1.008	0.999 0.993-1.006	1.006 0.999-1.012
<b>CV</b> RR CI	1.000 0.995-1.004	1.000 0.996-1.005	1.004 1.000-1.009	0.997 0.988-1.007	1.003 0.994-1.013	1.009 1.000-1.018	1.039 1.004-1.074	0.970 0.936-1.004	0.994 0.960-1.029	0.999 0.991-1.007	1.000 0.992-1.008	1.008 1.000-1.016
0-64 RR CI	0.995 0.986-1.005	0.999 0.990-1.008	1.011 1.002-1.020	0.992 0.973-1.012	0.992 0.972-1.012	1.016 0.997-1.036	1.065 0.994-1.142	0.964 0.897-1.037	1.036 0.965-1.112	0.987 0.971-1.004	1.004 0.987-1.020	1.021 1.005-1.038
≥65 RR CI	1.001 0.996-1.006	1.000 0.995-1.005	1.002 0.997-1.007	0.998 0.988-1.009	1.006 0.993-1.017	1.006 0.995-1.017	1.027 0.988-1.067	0.968 0.930-1.007	0.980 0.942-1.019	1.002 0.993-1.011	0.998 0.989-1.007	1.003 0.994-1.013
<b>RS</b> RR CI	1.001 0.991-1.011	0.997 0.988-1.007	1.009 0.999-1.019	1.004 0.984-1.025	1.003 0.983-1.024	1.019 0.998-1.040	1.080 1.004-1.162	0.973 0.902-1.050	1.014 0.941-1.093	0.996 0.978-1.014	0.991 0.973-1.009	1.015 0.998-1.033
0-64 RR CI	1.002 0.996-1.007	0.988 0.965-1.012	0.983 0.960-1.007	1.041 0.994-1.090	0.992 0.945-1.041	0.973 0.926-1.023	1.108 0.936-1.312	1.067 0.901-1.263	0.826 0.683-0.998	0.998 0.957-1.040	0.965 0.924-1.008	0.977 0.935-1.020
≥65 RR CI	0.999 0.988-1.009	1.000 0.989-1.011	1.014 1.003-1.025	0.995 0.972-1.018	1.006 0.984-1.030	1.027 1.004-1.050	1.071 0.988-1.161	0.949 0.872-1.034	1.054 0.972-1.143	0.995 0.976-1.015	0.997 0.978-1.017	1.022 1.003-1.042



Rys. 4.21. Wartości ryzyka względnego umieralności z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu  $PM_{10}$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.21. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS mortality, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of  $PM_{10}$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.

Jak widać na rysunku 4.21, wpływ  $PM_{10}$  na wzrost ryzyka względnego umieralności wśród mieszkańców Warszawy jest **zatem zróżnicowany w zależności od źródła pochodzenia pyłu**. W przypadku źródeł liniowych oraz pyłu pochodzącego z napływu ich istotne oddziaływanie zauważalne jest z dwudniowym opóźnieniem i dotyczy przede wszystkim wzrostu o ok. 1-2% ryzyka zgonów na skutek przyczyn kardiologicznych, oraz wzrostu o ok. 2-4% ryzyka zgonów związanych z chorobami układu oddechowego. W przypadku pyłu ze źródeł powierzchniowych, efekty w postaci wzrostu ogólnego ryzyka względnego zgonów o ok. 3%, wzrostu ryzyka zgonów CV o ok. 4% oraz wzrostu ryzyka zgonów RS o ok. 8% występują znacznie szybciej niż w przypadku pozostałych rodzajów  $PM_{10}$ .

Porównując uzyskane dane do wyników innych autorów należy stwierdzić, iż dla całkowitych stężeń  $PM_{10}$   $\Delta RRR$  dla zgonów z ogółu przyczyn w Warszawie ( $0.3\%$  na  $10 \mu g m^{-3}$ ) jest dosyć niskie. W badaniach 10 miast amerykańskich, Schwartz (2000) podaje oszacowanie tego efektu na poziomie  $0.67\%$ . Wartości uzyskane w projekcie APHENA wynosiły  $1.1\%$  ( $1.5\%$  dla grupy wiekowej  $>75$ . r.ż.) dla miast Kanadyjskich,  $0.27\%-0.45\%$  ( $0.37\% - 0.58\%$  dla osób starszych) w Europie i  $0.25\% - 0.62\%$  ( $0.36\%-0.89\%$  wśród osób powyżej 75. r.ż.) w miastach badanych w USA (Katsouyanni i Samet, 2009). W badaniach portugalskich (4

miasta) uzyskano wskaźniki na poziomie 0.7%-1.95% (Costa i in., 2014), zaś w badaniach przeprowadzonych dla 10 miast rejonu śródziemnomorskiego, oszacowany efekt wyniósł 0.32% (Samoli i in., 2013). Niezwykle rzadko prowadzone były natomiast badania, w których uwzględniono by wpływ różnych typów  $PM_{10}$  na umieralność. W pracy Ostro i in. (2011) pokazano, że spośród ośmiu typów  $PM_{10}$  (wyróżnionych ze względu na źródło pochodzenia), tylko dwa wykazują istotny związek z umieralnością ogólną, i są to  $PM_{10}$  pochodzenia mineralnego ( $\Delta RR=5\%$ ) oraz  $PM_{10}$  pochodzące z transportu ( $\Delta RR=4\%$ ). W badaniu tym odnoszono wartości ryzyka względnego do wzrostu stężeń odpowiednich typów pyłu o wartość równą rozstępowi ćwiartkowemu (IQR) ich rozkładu, a nie – jak w innych cytowanych badaniach – do zmiany o stałą wartość, równą najczęściej  $10 \mu g m^{-3}$ . W niniejszym badaniu nie stwierdzono istotnej zależności pomiędzy umieralnością ogólną a stężeniami  $PM_{10}$  ze źródeł liniowych (transport), natomiast – ze względu na charakter wyników modelowania – pył mineralny nie może zostać wyróżniony.

W przypadku umieralności związanej z chorobami **układu krążenia**, badanie APHENA wykazało istotny wpływ  $PM_{10}$  jedynie dla grupy wiekowej  $>75$ . r.ż., a wartości  $\Delta RR$  wahały się w granicach 0.38% - 0.76% dla Europy, 0.67% - 1.11% dla USA i 1.6% - 1.8% dla Kanady (Katsouyanni i Samet, 2009). W niniejszym badaniu istotny związek uzyskano natomiast dla ogółu populacji ( $\Delta RR=0.4\%$ ) oraz w grupie osób do 64. roku życia ( $\Delta RR=1.1\%$ ), zaś dla osób starszych jest on nieistotny. Większe efekty związane z umieralnością CV obserwowano w Hiszpanii ( $\Delta RR=2.2\%$ ; Jimenez i in., 2011) oraz w Portugalii ( $\Delta RR=3\%$ ; Costa i in., 2014), podczas gdy szacunki przeprowadzone dla miast basenu Morza Śródziemnego były podobne i wyniosły 0.4%-0.5% (Samoli i in., 2013). Badanie uwzględniające identyfikację źródeł pochodzenia  $PM_{10}$  ponownie wykazało największy wpływ na umieralność z powodów krążeniowych w przypadku pyłu mineralnego ( $\Delta RR=5.7\%$ ) oraz pochodzącego z transportu ( $\Delta RR=7.2\%$ ) (Ostro i in., 2011). Szacunek efektu związanego z  $PM_{10}$  ze źródeł liniowych jest w niniejszej pracy zdecydowanie niższy i wynosi 0.9%.

Oszacowany w niniejszej pracy wskaźnik wzrostu ryzyka zgonu na skutek chorób **układu oddechowego** dla całkowitego  $PM_{10}$  ( $\Delta RR=1.4\%$ ) jest dość wysoki na tle wyników dla innych miast europejskich badanych w projekcie APHENA, kształtowały się one bowiem na poziomie 0.39% - 0.62% (0.73% - 0.88% dla osób starszych) (Katsouyanni i Samet, 2009). W badaniach Samoli i in. (2013) uzyskano wskaźniki rzędu 1.12% - 1.14% (dla analiz z opóźnieniem od 2 do 5 dni), zaś Jimenez i in. (2011) oszacowali dla mieszkańców Madrytu

wzrost ryzyka zgonów z przyczyn oddechowych na 3.2%. W badaniach Costa i in. (2014), współczynnik  $\Delta RR$  dla tego typu efektów był nieistotny statystycznie, podobnie jak w przypadku miast kanadyjskich, analizowanych w projekcie APHENA. Autorce nie są znane badania, w których szacowano by związek różnych typów  $PM_{10}$  (wyróżnionych za pomocą metod identyfikacji źródeł) z umieralnością RS, niemniej jednak Maynard i in. (2007) wskazali na istotny i silny wpływ cząstek pochodzących z transportu (których markerem były stężenia BC) na liczbę zgonów związanych z chorobami układu oddechowego wśród mieszkańców Bostonu.

### **$PM_{2.5}$**

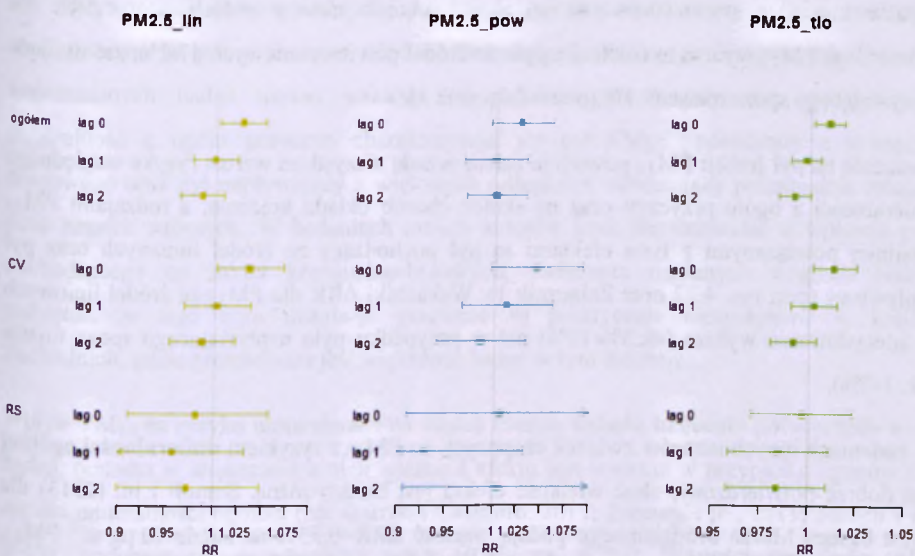
Jak można zaobserwować w tabeli 4.14, w przypadku pyłu frakcji  $PM_{2.5}$ , istotny wzrost ryzyka względnego umieralności w populacji Warszawy obserwowany jest właściwie tylko w przypadku analizy lag 0. **Całkowite  $PM_{2.5}$**  wykazuje związek z ryzykiem zgonów na skutek ogółu przyczyn –  $\Delta RR$  wynosi tu 0.7%. W grupie wiekowej 0-64 wartość ta jest wyższa (1.1% dla całej grupy, 1.5% w przypadku analizy jedynie mężczyzn). Ponadto, istotny wzrost wykazuje ryzyko zgonów na skutek chorób układu krążenia –  $\Delta RR=0.9\%$  w całej populacji, 1.2% dla grupy mężczyzn.

Analiza uzyskanych wyników wskazuje, iż w przypadku  $PM_{2.5}$  najbardziej "niebezpiecznym" komponentem tej frakcji jest pył pochodzący ze źródeł **liniowych**. W tym przypadku,  $\Delta RR$  dla ogółu zgonów w całej populacji wynosi 2.8%. Szczególnie wysokie są wskaźniki wzrostu ryzyka względnego wśród osób w wieku 0-64 lata: dla całej grupy wynoszą one 5.0% i aż 9.5% w przypadku mężczyzn. Ekspozycja na  $PM_{2.5}$  ze źródeł liniowych zwiększa także o 3.6% ryzyko względnego zgonów na skutek chorób układu krążenia. Ponownie najwyższy wzrost ryzyka obserwowany jest w przypadku mężczyzn w grupie wiekowej 0-64 lata ( $\Delta RR=9.7\%$ , patrz Załącznik 1).

Tabela 4.14. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) zgonów z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń (PM<sub>2.5</sub> całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napywu) o 10 µg m<sup>-3</sup> – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor zielony oznacza ryzyko >1, zaś niebieski – wyniki istotne statystycznie.

Tabela 4.14. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) mortality per 10 µg m<sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM<sub>2.5</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Green cells represent risk >1, blue indicate statistically significant results.

	PM2.5_calk.			PM2.5_lin			PM2.5_pow			PM2.5_tlo			
	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	
<b>Ogółem</b>	RR	1.007	0.999	0.996	1.028	0.999	0.986	1.027	1.000	1.001	1.010	0.998	0.992
	CI	1.001-1.012	0.994-1.005	0.990-1.001	1.004-1.052	0.976-1.023	0.963-1.009	0.995-1.060	0.968-1.033	0.970-1.034	1.002-1.018	0.990-1.006	0.984-1.000
0-64	RR	1.011	0.998	0.992	1.050	0.995	0.986	1.041	0.995	0.956	1.016	0.995	0.987
	CI	1.001-1.021	0.988-1.008	0.982-1.002	1.007-1.095	0.953-1.039	0.944-1.029	0.982-1.103	0.938-1.056	0.900-1.015	1.002-1.031	0.981-1.010	0.972-1.002
≥65	RR	1.005	1.000	0.997	1.020	1.003	0.983	1.021	1.000	1.014	1.008	1.000	0.993
	CI	0.999-1.012	0.994-1.007	0.990-1.003	0.992-1.049	0.976-1.032	0.956-1.011	0.983-1.060	0.963-1.039	0.976-1.054	0.998-1.017	0.990-1.010	0.984-1.003
<b>CV</b>	RR	1.009	1.002	0.995	1.036	1.002	0.987	1.044	1.013	0.986	1.013	1.003	0.992
	CI	1.001-1.017	0.994-1.010	0.987-1.003	1.002-1.072	0.968-1.038	0.954-1.022	0.997-1.093	0.967-1.061	0.940-1.033	1.002-1.025	0.991-1.015	0.980-1.004
0-64	RR	1.012	1.002	0.974	1.041	0.983	0.931	1.086	0.981	0.822	1.017	1.007	0.962
	CI	0.996-1.029	0.985-1.018	0.957-0.990	0.971-1.117	0.915-1.056	0.866-1.002	0.988-1.194	0.890-1.083	0.742-0.911	0.993-1.042	0.983-1.032	0.938-0.987
≥65	RR	1.008	1.002	1.001	1.035	1.007	1.004	1.031	1.020	1.037	1.011	1.001	1.000
	CI	0.999-1.017	0.993-1.011	0.992-1.010	0.996-1.076	0.969-1.048	0.965-1.043	0.979-1.087	0.967-1.075	0.984-1.093	0.998-1.025	0.988-1.015	0.986-1.013
<b>RS</b>	RR	0.998	0.989	0.991	0.981	0.957	0.972	1.007	0.929	1.005	0.997	0.985	0.984
	CI	0.980-1.015	0.971-1.006	0.974-1.009	0.910-1.057	0.887-1.032	0.901-1.048	0.910-1.114	0.836-1.032	0.907-1.113	0.971-1.023	0.959-1.011	0.958-1.010
0-64	RR	0.999	1.007	1.025	0.964	0.963	1.143	1.195	1.084	1.041	0.990	1.016	1.037
	CI	0.959-1.041	0.968-1.049	0.986-1.067	0.810-1.148	0.809-1.147	0.968-1.350	0.949-1.505	0.854-1.375	0.819-1.322	0.931-1.054	0.957-1.079	0.978-1.100
≥65	RR	0.997	0.984	0.983	0.983	0.955	0.931	0.969	0.899	0.993	0.997	0.977	0.971
	CI	0.978-1.016	0.965-1.004	0.964-1.002	0.905-1.067	0.878-1.039	0.856-1.013	0.866-1.086	0.800-1.011	0.887-1.113	0.969-1.026	0.949-1.006	0.943-1.000



Rys. 4.22. Wartości ryzyka względnego umieralności z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu  $PM_{2.5}$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.22. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS mortality, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of  $PM_{2.5}$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.

Analogiczne jak w przypadku  $PM_{10}$ , również we frakcji  $PM_{2.5}$  obserwuje się podobieństwo wzorca efektów pomiędzy pyłem pochodzącym ze źródeł liniowych oraz z napływu spoza miasta. W tym przypadku jednak wartości  $\Delta RR$  dla pyłu **napływowego** są zdecydowanie niższe. Wzrost ryzyka zgonów na skutek ogółu przyczyn wynosi 1.0% w całej populacji, zaś 1.6% dla osób w wieku 0-64 lata (1.9% jeśli brać pod uwagę mężczyzn z tej grupy wiekowej). Dla zgonów spowodowanych chorobami układu krążenia  $\Delta RR$  wynosi natomiast 1.3% w całej populacji.

$PM_{2.5}$  pochodzące ze źródeł **powierzchniowych** właściwie nie wykazuje istotnego wpływu na wzrost ryzyka względnego zgonów w populacji. Jedyne istotne statystycznie wskaźniki  $\Delta RR$  otrzymano w przypadku umieralności mężczyzn na skutek chorób układu krążenia, oraz mężczyzn w wieku 0-64 lata na skutek chorób układu oddechowego. Zwraca natomiast uwagę wysoka wartość tych współczynników - odpowiednio 8.1% oraz 48.8% (patrz Załącznik 1).

Jak wspomniano wcześniej, istotne statystycznie efekty krótkoterminowego oddziaływania  $PM_{2.5}$  zaobserwowano głównie dla analizy lag 0. W przypadku lag 1 brak jest istotnych wskaźników  $\Delta RR$ , zaś dla lag 2 istotny okazał się jedynie wpływ  $PM_{2.5}$  na wzrost ryzyka

zgonów kobiet w wieku 0-64 lata na skutek chorób układu oddechowego.  $\Delta RR$  dla całkowitego  $PM_{2.5}$  wynosi tu 6.4%, dla pyłu ze źródeł powierzchniowych 47.2%, zaś dla pyłu napływającego spoza miasta 9.1% (patrz Załącznik 1).

Narażenie na pył frakcji  $PM_{2.5}$  powoduje zatem przede wszystkim wzrost ryzyka względnego umieralności z ogółu przyczyn oraz na skutek chorób układu krążenia, a rodzajami  $PM_{2.5}$  najsilniej powiązаныmi z tymi efektami są pył pochodzący ze źródeł liniowych oraz pył napływowy (por. rys. 4.22 oraz Załącznik 1). Wskaźniki  $\Delta RR$  dla  $PM_{2.5}$  ze źródeł liniowych są zdecydowanie wyższe (ok.3%-10%) niż w przypadku pyłu napływającego spoza miasta (ok. 1-2%).

W badaniach innych autorów związek ekspozycji na  $PM_{2.5}$  z ryzykiem **umieralności ogólnej** jest dobrze potwierdzony, choć wielkość efektu jest bardzo różna. Samoli i in. (2013) dla miast basenu Morza Śródziemnego podają wartość  $\Delta RR=0.55\%$  na każde  $10 \mu g m^{-3}$   $PM_{2.5}$ , Garrett i Casimiro (2011) w swych badaniach w Lizbonie uzyskali wynik  $\Delta RR=0.67\%$ , zaś w badaniach Jimenez i in. (2011) oszacowano tę wielkość na 2.5%. Atkinson i in. (2014), analizując 110 badań z całego świata, obliczyli, że wzrost ryzyka względnego ogółu zgonów wynosi 1.04% na  $10 \mu g m^{-3}$   $PM_{2.5}$ , lecz wartość ta jest bardzo zróżnicowana w zależności od regionu – od 0.25% dla obszaru państw zachodniopacyficznych aż po 2.08% dla krajów Ameryki Łacińskiej. W przypadku  $PM_{2.5}$  znacznie częściej prowadzono analizy uwzględniające identyfikację źródeł, niż miało to miejsce dla frakcji  $PM_{10}$ . Autorzy badań, jako najbardziej "szkodliwy" (biorąc pod uwagę wskaźnik umieralności ogólnej) wymieniają najczęściej pył  $PM_{2.5}$  pochodzący z transportu, spalania węgla w instalacjach energetyki zawodowej, oraz pył wtórny, transportowany w skali regionalnej (Stanek i in., 2011). W przypadku  $PM_{2.5}$  pochodzącego z transportu,  $\Delta RR$  uzyskane przez Laden i in. (2000) wyniosło 3.4% na  $10 \mu g m^{-3}$ , zaś przez Ostro i in. (2011) 5.6%, odniesione do IQR. Oba szacunki są wyższe od wyników uzyskanych w niniejszych badaniach ( $\Delta RR=2.8\%$ ). Dla pyłu pochodzącego z energetycznego spalania węgla, szacunki wahały się od 1.1% na  $10 \mu g m^{-3}$  (Laden i in., 2000) do 5.0% względem wzrostu wartości stężeń z 5. do 95. percentyla rozkładu (Ito i in., 2006).  $PM_{2.5}$  pochodzące z napływu powoduje w Warszawie wzrost ryzyka ogólnego zgonów o 1% na  $10 \mu g m^{-3}$ , podczas gdy w badaniach w Waszyngtonie, dla pyłu wtórnego uzyskano efekt na poziomie 6.7% względem wzrostu wartości stężeń z 5. do 95. percentyla rozkładu (Ito i in., 2006). Należy jednak mieć tu na uwadze dwie kwestie – po pierwsze, wielkość efektu odniesiono do zupełnie innej wartości wzrostu stężeń, a ponadto



pył napływowy (badany w niniejszej pracy) nie jest w pełni tożsamy z pyłem wtórnym, analizowanym w pracy Ito i in. (2006). Dokonując jednakże porównania jakościowego wspomnianych badań można wskazać, iż najsilniejszym negatywnym wpływem na umieralność z ogółu przyczyn charakteryzuje się pył  $PM_{2.5}$  pochodzący z transportu drogowego oraz pył napływający z większych odległości, zawierający potencjalnie znaczną ilość cząstek wtórnych. W badaniach innych autorów brak jest doniesień o wpływie pyłu pochodzącego ze źródeł komunalno-bytowych, zwłaszcza opalanych węglem. Należy pamiętać, że tego typu instalacje grzewcze są praktycznie niespotykane w krajach Zachodnich, gdzie prowadzona jest większość badań w tym zakresie.

Wpływ  $PM_{2.5}$  na ryzyko umieralności na skutek chorób **układu krążenia** potwierdziło wiele badań, ponadto w większości z nich wielkość efektu jest większa w przypadku zgonów CV niż dla umieralności ogólnej (np. Garrett i Casimiro, 2011; Jimenez i in., 2011; Samoli i in., 2013), podobnie jak w niniejszej pracy (0.9% vs. 0.7%). Wartości wskaźnika  $\Delta RR$  uzyskiwane przez różnych autorów wykazują znaczną rozbieżność – od 0.86% (Samoli i in., 2013) aż po 4.1% (Jimenez i in., 2011; analiza obejmująca jedynie osoby po 75. r.ż.). Wynik metaanalizy badań z całego świata, przeprowadzonej przez Atkinson i in. (2014), wynosi 0.84% i jest bardzo zbliżony do wartości uzyskanej w niniejszej pracy. Autorzy wskazują, że regionem gdzie wartości  $\Delta RR$  dla zgonów z przyczyn krążeniowych są najwyższe, są miasta Europy Zachodniej, dla której wskaźnik ten wynosi średnio 2.26%. W pracach, które analizowały wpływ  $PM_{2.5}$  pochodzącego z różnych źródeł na umieralność CV, najsilniejsze efekty stwierdzano dla pyłu pochodzącego z transportu drogowego (Mar i in., 2000; Mar i in., 2006; Ostro i in., 2011; Stanek i in., 2011), co również znalazło potwierdzenie w badaniach dla Warszawy ( $\Delta RR=3.6\%$ ). Mar i in. (2000; 2006) podają oszacowanie na poziomie około 6% względem wzrostu stężeń o wartość IQR, zaś w badaniach Ostro i in. (2011) wartość tego wskaźnika wyniosła 10.3% dla czynnika "transport drogowy (*traffic*)" oraz 6.7% dla czynnika "kurz drogowy (*road dust*)" – oba oszacowania odniesione do wzrostu stężeń pyłu o wartość IQR. Ponieważ w miastach Europy Zachodniej ten typ pyłu jest dominujący w strukturze  $PM_{2.5}$ , wiąże się to z silnym wzrostem ryzyka względnego umieralności na skutek chorób układu krwionośnego w tym rejonie. Drugim rodzajem pyłu  $PM_{2.5}$ , którego wpływ na umieralność CV jest często potwierdzany w badaniach szeregów czasowych, jest pył wtórny/napływowy (Mar i in., 2000; Mar i in., 2006; Ostro i in., 2011; Stanek i in., 2011), który również wykazał istotny związek ze wzrostem ryzyka tego typu zgonów w Warszawie ( $\Delta RR=1.3\%$ ).

Związek ekspozycji na  $PM_{2.5}$  z umieralnością na skutek chorób **układu oddechowego** jest mniej jednoznaczny, na co w swej pracy przeglądowej zwracają uwagę Stanek i in. (2011). W badaniu przeprowadzonym przez Jimenez i in. (2011), wpływ  $PM_{2.5}$  na ryzyko zgonów z przyczyn oddechowych okazał się nieistotny, podobnie jak w niniejszej pracy. Problemem w badaniach szeregowych może być w tym wypadku fakt, iż przeważnie w populacjach miejskich liczba zgonów z przyczyn oddechowych jest znacznie niższa niż np. z przyczyn krążeniowych<sup>20</sup>, co może prowadzić do problemów z uzyskaniem statystycznej istotności wyników. Niemniej jednak, Samoli i in. (2013) stwierdzili występowanie istotnego efektu na poziomie 1.91%, co było wartością najwyższą spośród uzyskanych przez nich oszacowań dla wszystkich badanych frakcji oraz przyczyn zgonu. Podobny rezultat uzyskali Atkinson i in. (2014) w swej metaanalizie – oszacowano średnią wartość  $\Delta RR=1.51\%$  dla zgonów z przyczyn oddechowych, w porównaniu z wartością 1.04% dla ogółu zgonów i 0.84% dla umieralności z przyczyn kardiologicznych. Są to rezultaty dość zaskakujące, gdyż generalnie panuje pogląd, iż to raczej pyły frakcji większych niż  $PM_{2.5}$  powodują największe ryzyko zaburzeń ze strony układu oddechowego, ponieważ cząstki większych rozmiarów deponowane są przede wszystkim w górnych drogach oddechowych oraz w oskrzelach, których podrażnienie i dysfunkcja prowadzi przede wszystkim do zaburzeń oddechowych. Źródłem niejednorodności wyników może być w tym wypadku zróżnicowanie źródeł pochodzenia oraz składu  $PM_{2.5}$  w poszczególnych lokalizacjach. Niestety, brak jest dotychczas wystarczającej liczby badań wskazujących na to, które rodzaje pyłu  $PM_{2.5}$  mogą być odpowiedzialne za największe ryzyko zgonu z przyczyn oddechowych. Stanek i in. (2011) wskazują, iż potencjalnie może to być wtórny aerozol bogaty w siarczany, lecz naukowe dowody są wciąż ograniczone. W szczególności brak jest dotychczas doniesień o ryzyku umieralności na skutek chorób układu oddechowego związanym z pyłem  $PM_{2.5}$  pochodzącym ze spalania paliw stałych w źródłach ogrzewania indywidualnego.

## **PM<sub>c</sub>**

Jak widać w tabeli 4.15 oraz na rysunku 4.23, pył frakcji  $PM_c$  wykazuje najmniej efektów w postaci istotnego zwiększania ryzyka względnego zgonów wśród mieszkańców Warszawy. Dla **PM<sub>c</sub> całkowitego** oraz pochodzącego ze źródeł **powierzchniowych**, żaden ze wskaźników  $\Delta RR$  nie uzyskał statystycznej istotności.

---

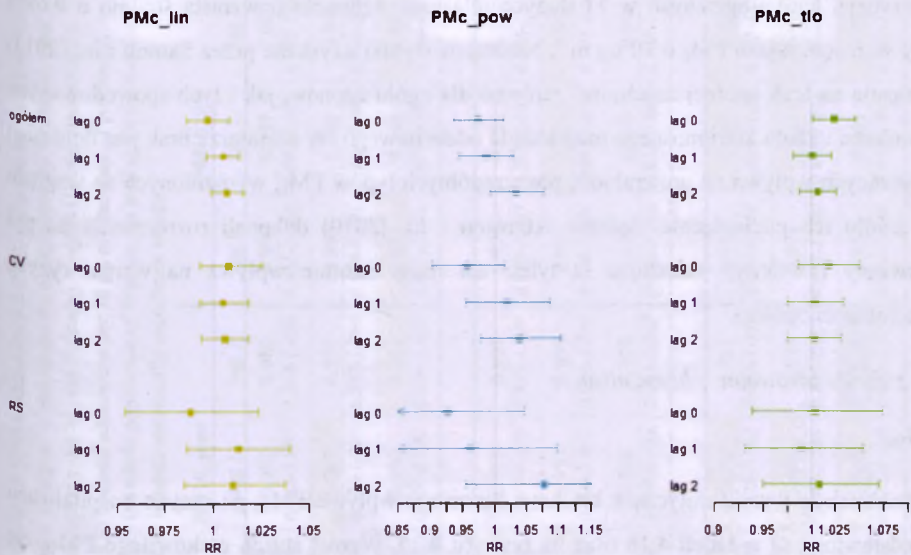
<sup>20</sup> W analizie dla Warszawy w okresie 2013-2014, średnia dobowa liczba zgonów z na skutek chorób układu krążenia wyniosła 11, zaś na skutek chorób układu oddechowego – 2.5.

Pył  $PM_c$  pochodzący z **napływu** powoduje wzrost ogólnego ryzyka względnego zgonów w całej populacji o 2.4%, zaś o 4.0% jeśli wziąć pod uwagę jedynie kobiety (lag 0). W grupie kobiet zaobserwowano także istotny wpływ tego rodzaju pyłu na wzrost ryzyka zgonów z przyczyn kardiologicznych ( $\Delta RR$  4.6%) oraz na skutek chorób układu oddechowego dla pań w wieku 0-64 lata ( $\Delta RR=28.3\%$ ) – oba efekty widoczne jedynie w analizie lag 0 (patrz Załącznik 1).

Pył frakcji  $PM_c$  pochodzący ze źródeł **liniowych** wykazuje natomiast pojedyncze istotne efekty w analizie lag 1 i lag 2 (patrz Załącznik 1). Dla lag 1 wpływa na zwiększenie ryzyka zgonów kobiet na skutek ogółu przyczyn ( $\Delta RR=1.1\%$ ) oraz chorób CV ( $\Delta RR=1.9\%$ ), a także wśród mężczyzn w wieku 0-64 lata – na wzrost ryzyka zgonów na skutek chorób rs ( $\Delta RR=4.6\%$ ). Dla opóźnienia dwudniowego efekt nasila się w przypadku ogólnej umieralności kobiet ( $\Delta RR=1.2\%$ ) oraz zgonów mężczyzn z grupy wiekowej 0-64 na skutek chorób układu oddechowego ( $\Delta RR=7.6\%$ ).

Można zatem stwierdzić, iż spośród analizowanych rodzajów pyłu frakcji  $PM_c$  największym wpływem na wskaźnik ryzyka umieralności w populacji Warszawy charakteryzuje się pył pochodzący z napływu spoza miasta oraz pył ze źródeł liniowych. W przypadku  $PM_c$  ze źródeł powierzchniowych, najwięcej wskaźników  $RR > 1$  uzyskano dla analizy lag 2, jednak żaden z nich nie osiągnął założonego poziomu istotności statystycznej (patrz Załącznik 1).





Rys. 4.23. Wartości ryzyka względnego umieralności z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu  $PM_c$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.23. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS mortality, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of  $PM_c$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.

Krótkoterminowy wpływ frakcji  $PM_c$  na zdrowie ludzkie jest przedmiotem badań znacznie rzadziej, niż ma to miejsce w przypadku  $PM_{2.5}$  czy  $PM_{10}$ , a wyniki uzyskane przez różnych autorów są niejednorodne. Wśród 12 badań z lat 1996-2003, cytowanych przez Brunekreef i Forsberg (2005), cztery wskazują że istnieje istotny wpływ  $PM_c$  na umieralność ogólną ( $\Delta RR$  w zakresie 0.8% do 4.1% na  $10 \mu g m^{-3}$ ), a dwa kolejne, że choć związek z ryzykiem ogólnym zgonów jest nieistotny, to pyły frakcji  $PM_c$  zwiększają (o 1% do 5.4% na każde  $10 \mu g m^{-3}$ ) ryzyko względnego umieralności z przyczyn krążeniowych. W pozostałych 6 badaniach nie wykazano istotnego wpływu  $PM_c$  na umieralność. Wyniki nowszych badań również nie są pod tym względem zgodne. Zanobetti i Schwartz (2009) oraz Malig i Ostro (2009) stwierdzili istnienie związku między krótkoterminowym narażeniem na  $PM_c$  a wzrostem umieralności z przyczyn ogólnych i krążeniowych, zaś Halonen i in. (2009) – dla przyczyn związanych z układem oddechowym. Według badań prowadzonych w Londynie przez Atkinson i in. (2010),  $PM_c$  zwiększa ryzyko zgonów z przyczyn ogólnych ( $\Delta RR=0.92\%$  względem IQR) i oddechowych ( $\Delta RR=2.07\%$  względem IQR), brak natomiast istotnego związku z umieralnością CV. Badania Meister i in. (2012) wskazały na wzrost ryzyka zgonów z przyczyn ogólnych o 1.68% na  $10 \mu g m^{-3}$   $PM_c$ , a Lee i in. (2015) pokazali, że ryzyko zgonów

z przyczyn kardiologicznych w 11 dużych miastach Azjatyckich wzrasta średnio o 0.69% przy wzroście stężeń  $PM_{10}$  o  $10 \mu g m^{-3}$ . Natomiast wyniki uzyskane przez Samoli i in. (2013) wskazują na brak istotnej zależności zarówno dla ogółu zgonów, jak i tych spowodowanych chorobami układu krwionośnego oraz układu oddechowego. W literaturze brak jest doniesień dotyczących wpływu na umieralność poszczególnych typów  $PM_{10}$ , wyróżnionych ze względu na źródło ich pochodzenia. Jedynie Atkinson i in. (2010) dokonali rozróżnienia na pył pierwotny i wtórny, wskazując iż tylko ten drugi istotnie wpływa na wzrost ryzyka umieralności ogółem.

#### 4.7.3 Efekty zdrowotne – hospitalizacje

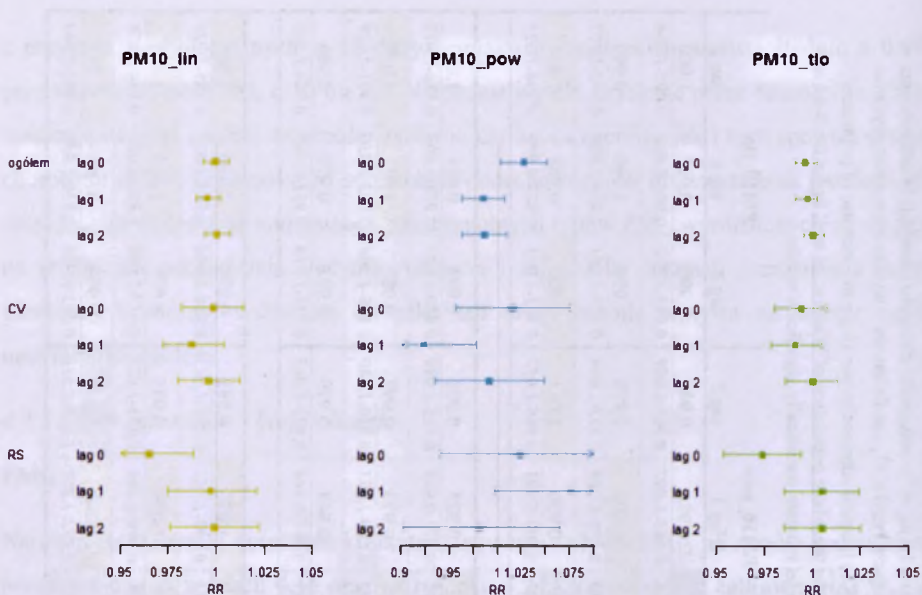
##### **$PM_{10}$**

Najważniejsze wyniki dotyczące krótkoterminowego wpływu  $PM_{10}$  na ryzyko hospitalizacji przedstawione są w tabeli 4.16 oraz na rysunku 4.24. Wzrost stężeń **całkowitego  $PM_{10}$**  nie powoduje istotnego wzrostu ryzyka hospitalizacji w okresie od 0 do 2 dni. Jedynie grupy, dla których wskaźnik  $\Delta RR$  okazał się istotny statystycznie to (w analizie lag 0) kobiety po 65 roku życia, dla których wzrost ryzyka względnego hospitalizacji na skutek ogółu przyczyn wyniósł 0.9%, oraz (w analizie lag 1) mężczyźni z grupy wiekowej 0-64 lata, dla których ryzyko trafienia do szpitala na skutek chorób układu oddechowego wzrasta o 1.9% (patrz Załącznik 2).

W przypadku  $PM_{10}$  ze źródeł **liniowych**, wpływ na chorobowość ogólną obserwowany jest dla osób powyżej 65. r.ż. ( $\Delta RR=1.4\%$  dla całej grupy oraz 1.7% w przypadku analizy jedynie kobiet). Efekt ten występuje dla lag=0 i następnie zanika.

Największym wpływem na liczbę przyjęć pacjentów do szpitali charakteryzuje się komponent frakcji  $PM_{10}$  pochodzący ze źródeł **powierzchniowych**. Na skutek ekspozycji na tego rodzaju zanieczyszczenie, wzrost ryzyka względnego hospitalizacji ogólnej wynosi dla całej populacji 2.7%, zaś dla osób w wieku ponad 65 lat 4.8% (lag 0). Wskaźniki  $\Delta RR$  dla samych kobiet są wyższe – 3.8% dla ogółu kobiet i 8.9% dla kobiet po 65. r.ż. Efekty te zanikają dla analizy lag 1 i lag 2 (patrz Załącznik 2). Wpływ  $PM_{10}$  ze źródeł powierzchniowych jest także istotny dla częstości hospitalizacji osób starszych, na skutek przyczyn związanych z układem oddechowym.  $\Delta RR$  wynosi w tym wypadku 24.4%, a efekt ujawnia się z opóźnieniem dwudniowym.





Rys. 4.24. Wartości ryzyka względnego hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu  $PM_{10}$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.24. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS hospital admissions, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of  $PM_{10}$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.

$PM_{10}$  pochodzący z **napływu** spoza Warszawy generalnie nie wykazuje istotnego związku ze wzrostem ryzyka hospitalizacji. Jedyne istotne wskaźniki  $\Delta RR$  zaobserwowano w analizie lag 1 dla hospitalizacji mężczyzn związanej z chorobami układu oddechowego – wynoszą one 2.8% dla ogółu mężczyzn i 3.7% dla grupy wiekowej 0-64 lata (patrz Załącznik 2).

Wpływ pyłów frakcji  $PM_{10}$  na wzrost ryzyka względnego hospitalizacji w Warszawie dotyczy zatem przede wszystkim hospitalizacji na skutek przyczyn ogólnych, a rodzajami pyłu wykazującymi istotny z tym związkiem jest  $PM_{10}$  ze źródeł liniowych oraz powierzchniowych. Efekt jest silniejszy w przypadku drugiego z wymienionych typów  $PM_{10}$ .

W badaniach innych autorów wpływ  $PM_{10}$  na ryzyko hospitalizacji na skutek **ogółu przyczyn** jest badany rzadko. Costa i in. (2014), badając cztery miasta w Portugalii stwierdzili, że wzrost stężeń  $PM_{10}$  o  $10 \mu g m^{-3}$  powoduje wzrost ryzyka względnego ogółu hospitalizacji o 1%-1.7%. Większość innych badań skupia się raczej na efektach bardziej szczegółowych, tj. dotyczących przyjęć do szpitali z rozpoznaniem chorób układu krążenia lub oddechowego. W badaniu APHENA, wskaźniki  $\Delta RR$  dla hospitalizacji CV wyniosły 0.3%-1.2% dla miast europejskich, 0.18%-1.15% w miastach Stanów Zjednoczonych, zaś dla analiz prowadzonych



w Kanadzie były nieistotne statystycznie (Katsouyanni i Samet, 2009). W badaniu przeprowadzonym w miastach basenu Morza Śródziemnego uzyskano efekt na poziomie 0.53% względem wzrostu stężeń  $PM_{10}$  o wartość IQR (Stafoggia i in., 2013), w Hongkongu wskaźnik ryzyka hospitalizacji CV wyniósł 1.53% (Pun i in., 2014), zaś w Kopenhadze oszacowanie  $\Delta RR$  było jeszcze wyższe: 2.7%, również względem IQR, niemniej jednak odnosiło się ono jedynie do osób powyżej 65. r.ż. (Andersen i in., 2007). Duńscy badacze przeprowadzili także identyfikację źródeł  $PM_{10}$  i zbadali wpływ poszczególnych typów pyłu na ryzyko hospitalizacji wśród osób starszych, uzyskując najwyższe wskaźniki dla pyłu wtórnego (6.1%), pyłu mineralnego (5.4%) oraz pyłu pochodzącego ze spalania biomasy (5.4%) (Andresen i in., 2007).

Wpływ ekspozycji na  $PM_{10}$  na ryzyko hospitalizacji z powodu chorób **układu oddechowego** jest zwykle szacowany jako wyższy, niż w przypadku chorób układu krążenia. Rezultaty projektu APHENA wskazały na wzrost tego ryzyka o 1.2% w miastach kanadyjskich, 0.36%-1.28% w miastach USA oraz 0.49%-1.87% w miastach Europy, każdorazowo odniesione do  $10 \mu g m^{-3} PM_{10}$  (Katsouyanni i Samet, 2009). W badaniach Stafoggia i in. (2013) oszacowano ryzyko na poziomie 0.65%-1.15% (względem IQR). Andersen i in. (2007) także podają wysoki wskaźnik  $\Delta RR$  dla hospitalizacji RS osób starszych: 3.7% (względem IQR), zaś najsilniejsze efekty stwierdzili w tym wypadku dla  $PM_{10}$  pochodzącego ze spalania biomasy (8.4%) oraz dla pyłu wtórnego (6.0%). Nieistotny okazał się natomiast (podobnie jak w przypadku hospitalizacji CV) wpływ pyłu pochodzącego z transportu. W badaniach przeprowadzonych w Hongkongu wykazano natomiast, iż to właśnie  $PM_{10}$  związany z ruchem drogowym ma najsilniejszy wpływ na ryzyko hospitalizacji związanych z chorobami układu oddechowego ( $\Delta RR=2.0\%$  względem IQR); istotne okazało się także oddziaływanie pyłu wtórnego ( $\Delta RR=1.5\%$ ) oraz pochodzącego z lokalnego spalania biomasy i węgla (1.4%) (Pun i in., 2015). Brak istotnego wpływu pyłu pochodzącego z transportu na ryzyko hospitalizacji w Kopenhadze i jego znaczne oddziaływanie w Hongkongu są prawdopodobnie związane z wielkością udziałów tego typu pyłu w całkowitych stężeniach  $PM_{10}$  – w Kopenhadze wynosi on zaledwie 3% masy, podczas gdy w Hongkongu – ponad 14%.

Wyniki uzyskane w niniejszym badaniu są zatem zgodne z rezultatami innych autorów i potwierdzają, że również w Warszawie ryzyko hospitalizacji na skutek ekspozycji na  $PM_{10}$  związane jest przede wszystkim z pyłem pochodzącym ze źródeł lokalnych, tj. z transportu drogowego, oraz ze spalania paliw w instalacjach małej mocy.

## PM<sub>2.5</sub>

Jak widać w tabeli 4.17, **całkowity pył PM<sub>2.5</sub>** nie wykazuje istotnego związku ze wzrostem ryzyka względnego hospitalizacji, jedyną grupą gdzie wskaźnik  $\Delta RR$  okazał się istotny są mężczyźni w wieku 0-64 lata. Wzrost ryzyka trafienia do szpitala na skutek ogółu przyczyn wynosi tu 1.1%, a efekt ten występuje z jednodniowym opóźnieniem (patrz Załącznik 2).

Podobnie, wskaźniki  $\Delta RR$  dla **PM<sub>2.5</sub>** ze źródeł **liniowych** oraz pochodzącego z **napływu** są w większości nieistotne (por. rysunek 4.25) – jedynie w przypadku mężczyzn w wieku 0-64 lata występuje istotny statystycznie wzrost (z opóźnieniem lag 1) ryzyka hospitalizacji na skutek ogółu przyczyn ( $\Delta RR=1.8\%$ ) oraz na skutek przyczyn krążeniowych ( $\Delta RR=3.8\%$ , patrz Załącznik 2).

W przypadku **PM<sub>2.5</sub>** ze źródeł **powierzchniowych** obserwowany jest istotny wzrost ogólnego ryzyka względnego hospitalizacji w grupie wiekowej 0-64 lata o 4.5%. Istotne wskaźniki  $\Delta RR$  wyznaczono także dla hospitalizacji kobiet na skutek ogółu przyczyn (4.6%) oraz w związku z chorobami układu oddechowego, gdzie efekt jest szczególnie silny –  $\Delta RR=21.3\%$ . Wszystkie wymienione tu efekty występują w analizie uwzględniającej jednodniowe opóźnienie.

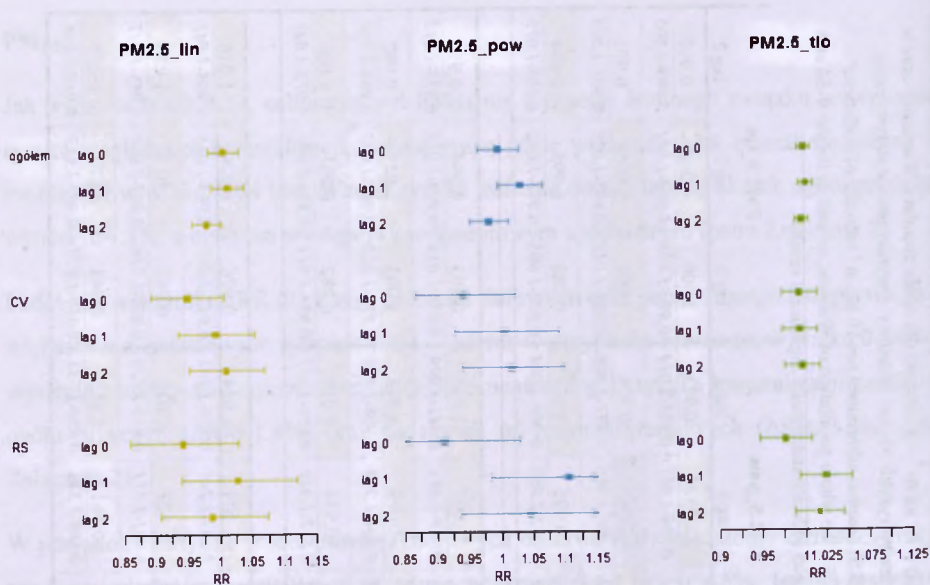
Spośród różnych typów **PM<sub>2.5</sub>**, najsilniejsze związki ze wzrostem ryzyka hospitalizacji mieszkańców Warszawy wykazuje zatem pył pochodzący ze źródeł powierzchniowych, którego efekt oddziaływania zaznacza się po jednym dniu od ekspozycji.

Wyniki badania wpływu **PM<sub>2.5</sub>** na **ogólne** ryzyko hospitalizacji nie są często podawane w literaturze; podobnie jak w przypadku **PM<sub>10</sub>** szacuje się zwykle związek z hospitalizacjami CV i/lub RS. Dla hospitalizacji na skutek **przyczyn kardiologicznych**, Sarnat i in. (2008) oszacowali  $\Delta RR$  na poziomie 2.2% (względem IQR), Stafoggia i in. (2013) - na poziomie 0.5% (również względem IQR), zaś Atkinson i in. (2014) podają wartość 0.9% na każde  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  **PM<sub>2.5</sub>**. Wśród typów pyłu **PM<sub>2.5</sub>** najczęściej wiązanych z ryzykiem hospitalizacji CV wymienia się transport drogowy (Sarnat i in., 2008,  $\Delta RR=2\%-4\%$ ; Lall i in., 2011,  $\Delta RR=7.8\%$ ; Kioumourtzoglou i in., 2014,  $\Delta RR=1.1\%$ , Krall i in., 2017a,  $\Delta RR=3\%$ ), kurz drogowy (Bell i in., 2014,  $\Delta RR=2.1\%$ ), lokalne źródła spalania drewna i biomasy (Sarnat i in., 2008,  $\Delta RR=3\%-4\%$ ; Kioumourtzoglou i in., 2014,  $\Delta RR=2\%$ ) oraz węgla (Ito i in., 2013), a także pył wtórny (Krall i in., 2017,  $\Delta RR=0.5\%-4.5\%$ ).

Tabela 4.17. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) hospitalizacji z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń (PM<sub>2.5</sub>, całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł limitowych, powierzchniowych i z napływu) o 10 µg m<sup>-3</sup> – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor żółty oznacza ryzyko >1, zaś fioletowy – wyniki istotne statystycznie.

Table 4.17. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) hospital admissions per 10 µg m<sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM<sub>2.5</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Yellow cells represent risk >1, violet indicate statistically significant results.

	PM2.5_calk.			PM2.5_lin			PM2.5_pow			PM2.5_tlo			
	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	
<b>Ogółem</b>	RR	1.000	1.003	0.997	1.008	1.014	0.981	0.998	1.032	0.983	1.000	1.002	0.997
	CI	0.995-1.006	0.997-1.009	0.992-1.002	0.984-1.033	0.989-1.039	0.958-1.004	0.966-1.031	0.998-1.067	0.953-1.014	0.992-1.008	0.994-1.011	0.989-1.005
0-64	RR	1.002	1.005	0.995	1.007	1.021	0.973	1.013	1.045	0.971	1.004	1.005	0.995
	CI	0.996-1.009	0.998-1.011	0.989-1.002	0.979-1.035	0.992-1.051	0.947-1.000	0.975-1.052	1.006-1.086	0.937-1.008	0.994-1.013	0.995-1.015	0.985-1.004
≥65	RR	0.994	0.997	1.002	1.008	0.983	1.002	0.954	0.995	1.020	0.988	0.995	1.004
	CI	0.983-1.005	0.985-1.008	0.992-1.013	0.961-1.057	0.936-1.032	0.958-1.049	0.894-1.019	0.932-1.063	0.960-1.084	0.972-1.005	0.978-1.012	0.988-1.019
<b>CV</b>	RR	0.992	0.997	1.000	0.950	0.993	1.009	0.942	1.007	1.017	0.993	0.994	0.997
	CI	0.979-1.006	0.983-1.011	0.986-1.013	0.895-1.008	0.935-1.054	0.953-1.069	0.868-1.023	0.929-1.091	0.941-1.099	0.973-1.014	0.974-1.015	0.977-1.017
0-64	RR	1.000	1.016	0.997	0.945	1.032	1.013	1.045	1.079	1.013	1.003	1.027	0.992
	CI	0.980-1.019	0.997-1.036	0.979-1.016	0.868-1.028	0.948-1.122	0.934-1.099	0.932-1.172	0.964-1.208	0.908-1.130	0.975-1.032	0.998-1.057	0.964-1.020
≥65	RR	0.984	0.978	1.001	0.951	0.954	1.000	0.838	0.934	1.019	0.982	0.961	1.001
	CI	0.965-1.004	0.958-0.998	0.982-1.020	0.875-1.034	0.876-1.039	0.922-1.085	0.744-0.944	0.832-1.049	0.914-1.137	0.954-1.011	0.933-0.991	0.973-1.029
<b>RS</b>	RR	0.983	1.015	1.008	0.941	1.026	0.987	0.911	1.104	1.044	0.976	1.024	1.016
	CI	0.963-1.004	0.995-1.036	0.989-1.027	0.860-1.029	0.940-1.120	0.907-1.074	0.807-1.029	0.983-1.240	0.936-1.165	0.946-1.007	0.994-1.055	0.988-1.045
0-64	RR	0.987	1.011	1.006	0.946	1.005	0.975	0.953	1.122	1.026	0.982	1.015	1.016
	CI	0.965-1.010	0.989-1.033	0.986-1.027	0.858-1.043	0.913-1.106	0.889-1.069	0.837-1.085	0.991-1.271	0.912-1.156	0.950-1.016	0.983-1.048	0.985-1.047
≥65	RR	0.958	1.038	1.014	0.916	1.133	1.050	0.665	0.961	1.148	0.943	1.070	1.016
	CI	0.906-1.012	0.987-1.092	0.964-1.066	0.729-1.150	0.912-1.408	0.845-1.305	0.471-0.939	0.698-1.323	0.858-1.535	0.869-1.023	0.993-1.152	0.942-1.096



Rys. 4.25. Wartości ryzyka względnego hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu  $PM_{2.5}$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.25. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS hospital admissions, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of  $PM_{2.5}$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.

Wpływ  $PM_{2.5}$  na wzrost ryzyka hospitalizacji **RS** został oszacowany przez Stafoggia i in. (2013) na poziomie 1.07%-1.36% względem IQR. Metaanaliza Atkinsona i in. (2014) wskazała natomiast na brak istotności tego efektu w badaniach uwzględniających miasta z całego świata, jednakże gdy brane są pod uwagę tylko państwa regionu zachodniopacyficznego (Australia, Brunei, Japonia, Nowa Zelandia i Singapur), to wpływ  $PM_{2.5}$  na ryzyko względnego hospitalizacji na skutek chorób układu oddechowego okazuje się znaczny ( $\Delta RR = 2.38\%$  na  $10 \mu g m^{-3}$ ) i istotny statystycznie. Ponownie, najczęściej wskazywanym typem pyłu wiążanego z chorobowością RS jest pył pochodzący z transportu (Cakmak i in., 2009; Halonen i in., 2009; Ito i in., 2013; Gass i in., 2015; Krall i in., 2017b). Autorzy wskazują także na istotny wpływ pyłu pochodzącego z różnego rodzaju źródeł przemysłowych (Cakmak i in., 2009; Lall i in., 2011), spalania węgla (Ito i in., 2013) i biomasy (Krall i in., 2016), pyłu mineralnego (Cakmak i in., 2009; Halonen i in., 2009; Bell i in., 2014; Krall i in., 2016) oraz pyłu wtórnego (Sarnat i in., 2008) i pochodzącego z napływu z dużych odległości (Halonen i in., 2009).

## PM<sub>c</sub>

Pył frakcji PM<sub>c</sub> wykazuje najsilniejszy związek z liczbą hospitalizacji wśród mieszkańców Warszawy. Wpływ ten jest największy w przypadku analizy lag 0 i (z pewnymi wyjątkami) sukcesywnie słabnie w dwóch kolejnych dniach – patrz tabela 4.18 oraz rysunek 4.26. Zwiększenie **całkowitych** stężeń PM<sub>c</sub> powoduje wzrost ogólnego ryzyka hospitalizacji o 2.5% i 1.2% odpowiednio dla lag 0 i lag 1. Po dwóch dniach efekt przestaje być istotny. W przypadku hospitalizacji związanych z przyczynami CV,  $\Delta RR$  wynosi 2.2% (4.7% dla grupy osób starszych) w dniu "0" oraz 1.9% (2.3% w grupie wiekowej 65+) po upływie jednego dnia; w ciągu dwóch dni, podobnie jak powyżej, efekt zanika. Dla hospitalizacji na skutek chorób układu oddechowego, wzrost ryzyka względnego o 4.6% w całej populacji obserwowany jest tylko w przypadku analizy lag 0.

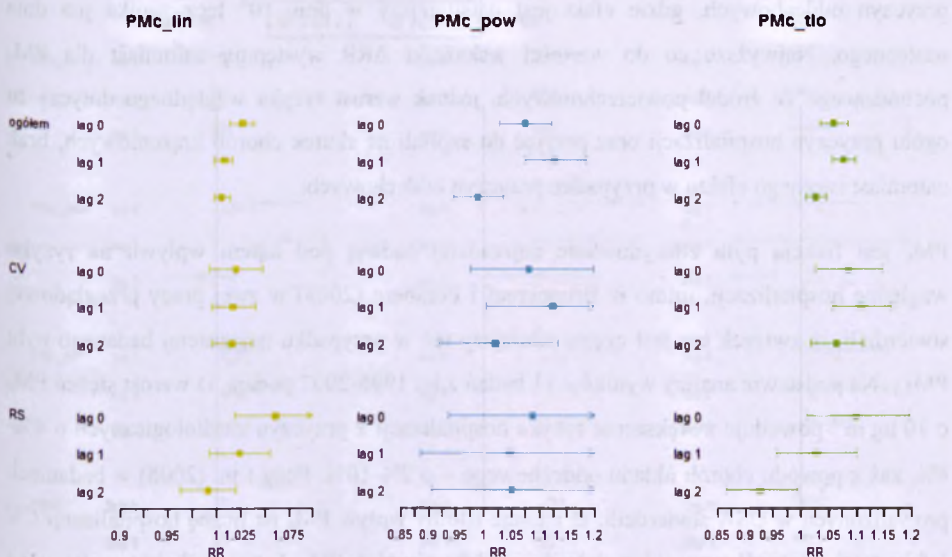
Wzrost ryzyka względnego hospitalizacji, związany z ekspozycją na pył frakcji PM<sub>c</sub> pochodzący ze źródeł **liniowych** jest istotny dla większości analizowanych przyczyn w większości wyróżnionych w populacji grup, lecz ogranicza się w zasadzie tylko do efektów bez przesunięcia czasowego (lag 0). W przypadku ogółu hospitalizacji,  $\Delta RR$  wynosi 2.7% w całej populacji, zaś największy wzrost ryzyka, wynoszący 5.4%, dotyczy grupy mężczyzn powyżej 65. roku życia. Istotny wskaźnik  $\Delta RR$  dla hospitalizacji na skutek chorób układu krążenia dotyczy osób z grupy wiekowej >65 lat i wynosi 5.5%, przy czym ponownie większym ryzykiem obarczeni są mężczyźni ( $\Delta RR=7.3\%$ ). W przypadku przyjęć do szpitala związanych z zaburzeniami pracy układu oddechowego, PM<sub>c</sub> ze źródeł liniowych powoduje wzrost ryzyka względnego o 6.1% (6.6% gdy brać pod uwagę jedynie mężczyzn).

Podobnym wzorcem efektów charakteryzuje się pył PM<sub>c</sub> pochodzący z **napływu**, przy czym generalnie współczynniki wzrostu ryzyka względnego są tu wyższe, niż dla pyłu ze źródeł liniowych, a efekty dłużej utrzymują się w czasie, pozostając w większości istotne dla lag 1 i w niektórych przypadkach dla lag 2. Istotny wskaźnik  $\Delta RR$  dla ogółu hospitalizacji w całej populacji wynosi kolejno 5.9% (lag 0), 7.7% (lag 1) i 2.6% (lag 2). Wartości te są każdorazowo znacznie wyższe w przypadku grupy osób powyżej 65 r.ż. i wynoszą odpowiednio 7.2%, 11.3% oraz 5.6%. Jeszcze silniejsze efekty obserwowane są dla wzrostu ryzyka hospitalizacji na skutek chorób układu krążenia: dla całej populacji wskaźniki  $\Delta RR$  wynoszą w kolejnych dniach 8.6%, 10.9% oraz 6.4% i ponownie wzrastają, gdy brać pod uwagę jedynie osoby z grupy wiekowej >65 lat. Ostatni z istotnych efektów dla tego rodzaju zanieczyszczeń dotyczy hospitalizacji związanych z przyczynami oddechowymi.  $\Delta RR$  wynosi w tym przypadku 9.9%, lecz efekt przestaje być istotny w lag 1 i lag 2.

Tabela 4.18. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) hospitalizacji z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń (PM<sub>t</sub> całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu) o 10 µg m<sup>-3</sup> – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor żółty oznacza ryzyko >1, zaś fioletowy – wyniki istotne statystycznie.

Table 4.18. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) hospital admissions per 10 µg m<sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM<sub>t</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Yellow cells represent risk >1, violet cells indicate statistically significant results.

	PM <sub>t</sub> _calc.			PM <sub>t</sub> _lin			PM <sub>t</sub> _pow			PM <sub>t</sub> _tlo		
	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2	lag 0	lag 1	lag 2
<b>Ogółem</b>												
RR	1.025	1.012	1.005	1.027	1.008	1.005	1.075	1.128	0.989	1.059	1.077	1.026
CI	1.016-1.033	1.006-1.018	0.999-1.010	1.014-1.039	0.998-1.017	0.997-1.014	1.028-1.123	1.074-1.184	0.945-1.035	1.034-1.085	1.056-1.099	1.008-1.045
0-64												
RR	1.025	1.011	1.003	1.030	1.008	1.004	1.052	1.107	1.001	1.057	1.065	1.016
CI	1.015-1.035	1.004-1.019	0.997-1.010	1.016-1.044	0.997-1.018	0.994-1.013	0.999-1.107	1.046-1.172	0.950-1.055	1.028-1.087	1.040-1.090	0.995-1.038
≥65												
RR	1.024	1.018	1.010	1.021	1.013	1.015	1.140	1.188	0.967	1.072	1.113	1.056
CI	1.008-1.041	1.006-1.031	0.999-1.022	0.997-1.045	0.995-1.031	0.998-1.031	1.047-1.240	1.081-1.307	0.884-1.058	1.022-1.124	1.071-1.156	1.019-1.095
<b>CV</b>												
RR	1.022	1.019	1.011	1.020	1.017	1.016	1.081	1.124	1.021	1.086	1.109	1.064
CI	1.003-1.042	1.004-1.034	0.998-1.025	0.992-1.048	0.995-1.040	0.995-1.037	0.976-1.198	1.004-1.258	0.918-1.134	1.027-1.148	1.058-1.162	1.017-1.112
0-64												
RR	1.000	1.023	1.013	0.994	1.025	1.018	0.959	1.103	1.055	1.022	1.098	1.059
CI	0.973-1.028	1.002-1.045	0.994-1.033	0.955-1.034	0.994-1.056	0.989-1.047	0.827-1.112	0.942-1.292	0.913-1.220	0.942-1.108	1.028-1.174	0.995-1.127
≥65												
RR	1.047	1.016	1.011	1.055	1.015	1.020	1.214	1.168	1.008	1.136	1.107	1.062
CI	1.020-1.075	0.995-1.038	0.992-1.031	1.016-1.096	0.984-1.047	0.991-1.049	1.055-1.395	0.997-1.369	0.865-1.174	1.053-1.226	1.037-1.182	0.997-1.131
<b>RS</b>												
RR	1.046	1.017	0.992	1.061	1.024	0.991	1.088	1.047	1.050	1.099	1.027	0.926
CI	1.017-1.076	0.995-1.039	0.972-1.012	1.019-1.105	0.993-1.056	0.962-1.020	0.935-1.266	0.885-1.238	0.904-1.220	1.010-1.195	0.956-1.102	0.865-0.992
0-64												
RR	1.052	1.021	0.991	1.069	1.031	0.988	1.100	1.051	1.153	1.111	1.019	0.924
CI	1.021-1.085	0.998-1.045	0.970-1.012	1.023-1.118	0.997-1.066	0.957-1.020	0.932-1.299	0.874-1.263	0.982-1.352	1.014-1.217	0.944-1.100	0.858-0.995
≥65												
RR	1.003	0.985	0.997	1.006	0.977	1.004	0.961	0.945	0.568	1.086	1.105	0.986
CI	0.933-1.078	0.930-1.043	0.946-1.050	0.908-1.114	0.900-1.061	0.930-1.083	0.672-1.374	0.634-1.410	0.369-0.874	0.889-1.326	0.929-1.313	0.832-1.169



Rys. 4.26. Wartości ryzyka względnego hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu  $PM_c$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.26. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS hospital admissions, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of  $PM_c$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.

W przypadku pyłu  $PM_c$  ze źródeł powierzchniowych zaobserwowano nieco mniejszą liczbę współczynników istotnych statystycznie dla analizy lag 0, lecz liczba ta, a także wartości poszczególnych  $\Delta RR$  rosną w lag 1, po czym zanikają przy uwzględnieniu dwudniowego opóźnienia. Wzrost ryzyka względnego hospitalizacji z ogółu przyczyn w całej populacji wynosi odpowiednio 7.5% i 12.8% dla lag 0 i lag 1, zaś uwzględniając jedynie osoby starsze – 14.0% i 18.8%. Najwyższe  $\Delta RR$ , o wartości 27.4%, wyznaczono dla grupy mężczyzn  $>65$ . r.ż., uwzględniając jednodniowe opóźnienie efektu (patrz Załącznik 2). Wskaźnik  $\Delta RR$  dla hospitalizacji związanych z chorobami układu krążenia jest w dniu "0" istotny jedynie w grupie wiekowej 65+ ( $\Delta RR=21.4\%$ ), zaś w kolejnym dniu staje się istotny dla ogółu populacji i wynosi 12.4%, po czym w dniu następnym zanika. Nie zaobserwowano istotnego związku tego rodzaju pyłu z hospitalizacjami na skutek chorób układu oddechowego.

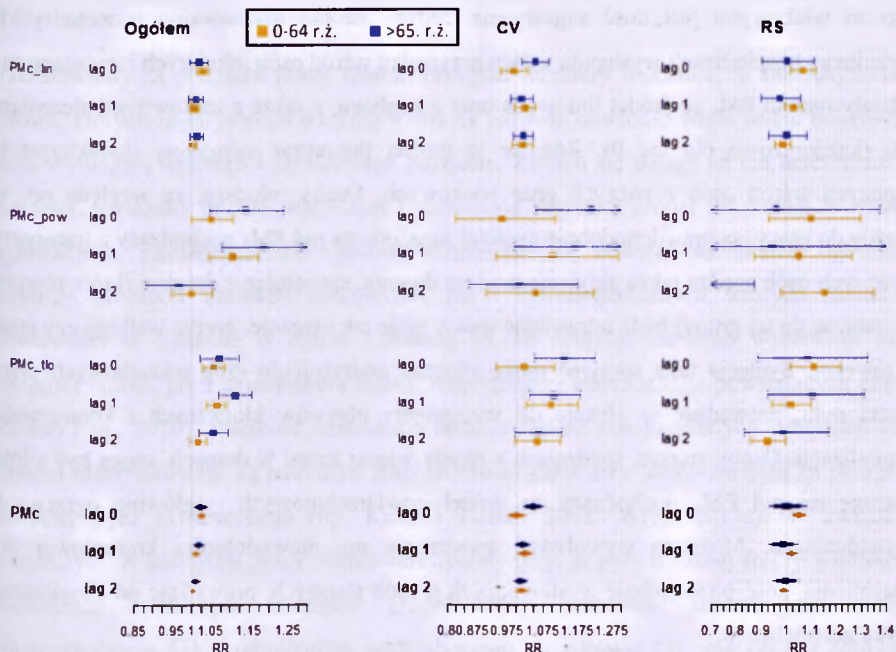
Pył frakcji  $PM_c$  istotnie zwiększa ryzyko względne hospitalizacji zarówno na skutek ogółu przyczyn, jak i chorób układu krążenia oraz oddechowego. Wszystkie trzy rodzaje efektów powiązane są ze wzrostem stężeń  $PM_c$  pochodzącego ze źródeł liniowych oraz z napływem, przy czym wartości  $\Delta RR$  dla tego ostatniego są znacząco wyższe, a ich rozkład w czasie wskazuje, że najwyższe ryzyko występuje po upływie 1 dnia od ekspozycji, z wyjątkiem

przyczyn oddechowych, gdzie efekt jest najsilniejszy w dniu "0" lecz zanika już dnia następnego. Najwyższe co do wartości wskaźniki  $\Delta RR$  występują natomiast dla  $PM_{10}$  pochodzącego ze źródeł powierzchniowych, jednak wzrost ryzyka względnego dotyczy tu ogółu przyczyn hospitalizacji oraz przyjęć do szpitali na skutek chorób krążeniowych, brak natomiast istotnego efektu w przypadku przyczyn oddechowych.

$PM_{10}$  jest frakcją pyłu zdecydowanie najrzadziej badaną pod kątem wpływu na ryzyko względne hospitalizacji, mimo iż Brunekreef i Forsberg (2005) w swej pracy przeglądowej stwierdzili, iż związek ten jest często silniejszy niż w przypadku najczęściej badanego pyłu  $PM_{2.5}$ . Na podstawie analizy wyników 11 badań z lat 1996-2003 podają, iż wzrost stężeń  $PM_{10}$  o  $10 \mu g m^{-3}$  powoduje zwiększenie ryzyka hospitalizacji z przyczyn kardiologicznych o 4%-8%, zaś z powodu chorób układu oddechowego – o 2%-10%. Peng i in. (2008) w badaniach prowadzonych w USA stwierdzili, iż istnieje istotny wpływ  $PM_{10}$  na liczbę hospitalizacji CV (efekt traci istotność przy włączeniu do modelu również  $PM_{2.5}$ ), zaś brak jest wpływu na liczbę hospitalizacji z przyczyn oddechowych. Odwrotnie, w badaniach Halonen i in. (2009) prowadzonych w Helsinkach w grupie wiekowej >65. r.ż. nie stwierdzono istotnej zależności między stężeniami  $PM_{10}$  a liczbą hospitalizacji z przyczyn kardiologicznych, istotny okazał się natomiast wpływ tej frakcji na wzrost ryzyka hospitalizacji związanych z astmą i POChP ( $\Delta RR=2.49\%$  względem IQR). Podobny rezultat uzyskali dla Londynu Atkinson i in. (2010) –  $PM_{10}$  nie było związane z ryzykiem hospitalizacji CV, natomiast istotnie zwiększało ryzyko trafienia do szpitala na skutek chorób układu oddechowego ( $\Delta RR=1.01\%$  względem IQR). Stafoggia i in. (2013) podają natomiast, iż w miastach Europy Południowej występuje istotny związek  $PM_{10}$  zarówno z ryzykiem hospitalizacji CV ( $\Delta RR=0.46\%$  względem IQR), jak i RS ( $\Delta RR=0.6\%$ ). W literaturze brak jest wyników badań wiążących ryzyko hospitalizacji z różnymi typami  $PM_{10}$ , wyróżnionymi ze względu na źródło ich pochodzenia.

Badania prezentowane w niniejszej pracy wskazują, iż w całej populacji największy wpływ na częstotliwość hospitalizacji CV ma  $PM_{10}$  pochodzący z napływu, zaś dla przyczyn RS jest to pył ze źródeł liniowych. Niemniej jednak, bliższa analiza wskazuje na znaczne różnice wielkości ryzyka względnego hospitalizacji, uzależnione od wieku. Na rysunku 4.27 przedstawiono oddziaływanie różnych typów  $PM_{10}$ , oraz  $PM_{10}$  całkowitego na hospitalizacje w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i >65. r.ż.





Rys. 4.27. Wartości ryzyka względnego hospitalizacji z przyczyn ogółem, CV i RS, związanego z ekspozycją na różne rodzaje pyłu  $PM_c$ , w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata (kolor pomarańczowy) oraz powyżej 65. r.ż. (kolor niebieski). Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 4.27. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS hospital admissions, associated with exposition to various  $PM_c$  types, calculated for the 0-64 yr (orange) and above 65 yr (blue) age groups. Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.

Z rysunku tego wynika, iż w przypadku hospitalizacji ogółem oraz z przyczyn CV, silniejsze efekty obserwowane są dla osób starszych, zwłaszcza biorąc pod uwagę pył  $PM_c$  pochodzący ze źródeł powierzchniowych (dla którego wartości  $\Delta RR$  są w tej grupie wiekowej najwyższe i wynoszą 14% dla ogółu przyczyn oraz 21.4% dla przyczyn CV), oraz z napływu. Wśród osób młodszych, uzyskane wskaźniki  $\Delta RR$  dla hospitalizacji CV są nieistotne statystycznie, zaś w przypadku ogółu hospitalizacji również najsilniej zaznacza się wpływ  $PM_c$  ze źródeł powierzchniowych. Ponadto, dla ogółu hospitalizacji w grupie wiekowej 0-64 lata istotnym czynnikiem ryzyka okazuje się pył  $PM_c$  pochodzący z transportu (lag 0), podczas gdy dla osób starszych efekt ten nie jest istotny statystycznie. W przypadku hospitalizacji na skutek przyczyn RS, odmiennie niż w dwóch poprzednich przypadkach, dla grupy wiekowej 0-64 lata uzyskano wyższe oszacowania  $\Delta RR$  niż wśród osób powyżej 65. r.ż. Choć znaczna część współczynników  $\Delta RR$  dla hospitalizacji RS ma bardzo szerokie przedziały ufności i w związku z tym okazuje się nieistotna statystycznie, to jednak różnica efektów pomiędzy

grupami wiekowymi jest dość sugestywna. Jedyne istotne oszacowania wzrostu ryzyka względnego hospitalizacji występują w tym przypadku wśród osób młodszych i związane są z oddziaływaniem  $PM_{10}$  ze źródeł liniowych oraz z napływu, a także z całkowitymi stężeniami  $PM_{10}$  (każdorazowo dla lag 0). Różnice te można tłumaczyć odmienną charakterystyką ekspozycji wśród osób z różnych grup wiekowych. Osoby młodsze, ze względu np. na dojazdy do pracy, są prawdopodobnie częściej narażone na pył  $PM_{10}$  pochodzący z transportu. Część tych osób spędza także aktywnie czas na dworze, spacerując z dziećmi (które również wliczane są do tej grupy) bądź uprawiając sporty takie jak bieganie, nordic walking czy jazda na rowerze. Sytuacja taka sprzyjać może silnemu podrażnieniu dróg oddechowych przez cząstki pyłu, prowadząc w efekcie do wystąpienia objawów klinicznych i konieczności hospitalizacji. Osoby starsze, spędzające z reguły więcej czasu w domach, mogą być silniej narażone na pył  $PM_{10}$  pochodzący ze źródeł powierzchniowych – głównie ogrzewania indywidualnego. Może to wywoływać zaostrzenie np. niewydolności krążeniowej czy nadciśnienia, dość powszechnie występujących u osób starszych, prowadząc do zwiększenia ryzyka hospitalizacji.

## 5. Podsumowanie i wnioski

Przedstawiony na początku pracy szeroki przegląd literatury wskazuje, iż zanieczyszczenia pyłowe, których negatywnego oddziaływania na zdrowie dowiodło wiele badań naukowych, nadal wymagają lepszego i pełniejszego poznania. Zwraca się uwagę na ich heterogeniczny charakter, związany przede wszystkim z odmienną strukturą źródeł ich emisji w różnych lokalizacjach. Zanieczyszczenia pyłowe emitowane są bowiem na skutek ogromnego spektrum procesów zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych, których nasilenie i właściwości są zmienne w czasie i przestrzeni, co skutkuje zarówno wahaniami samej wielkości emisji, jak i zmiennością składu frakcyjnego i chemicznego powstających cząstek (Putaud i in., 2010). Wielkość uziarnienia oraz zawartość poszczególnych substancji coraz częściej identyfikowane są natomiast jako kluczowe parametry odpowiadające za patogenny charakter pyłu zawieszonego (np. Kelly i Fussel, 2012; WHO 2013a). W związku z powyższym, w niniejszej pracy postawione zostały tezy, iż pyły o różnej frakcji uziarnienia, pochodzące z różnych rodzajów źródeł emisji, traktować można jako odrębne zanieczyszczenia (1) o odmiennym oddziaływaniu na zdrowie (2), zaś ryzyko zdrowotne związane z krótkoterminową ekspozycją na poszczególne rodzaje pyłu może zostać oszacowane za pomocą statystycznych metod analizy szeregów czasowych (3).

Jako obszar badawczy wybrano Warszawę, w której przeprowadzone dotychczas badania oddziaływań zdrowotnych PM są niezwykle rzadkie. Ponadto, Zespół Ochrony Atmosfery prowadzi aktualnie w Warszawie projekt badawczy Narodowego Centrum Nauki, w którym badania nad szczegółowym składem chemicznym  $PM_{2.5}$  zostaną powiązane z analizą oddziaływań zdrowotnych pyłu z wykorzystaniem opracowanej metodyki oraz interdyscyplinarnej wiedzy zdobytej w trakcie realizacji niniejszej pracy.

Biorąc pod uwagę postawione tezy badawcze, jednym z najważniejszych zadań było określenie stężeń każdego z wyróżnionych 12 typów pyłu zawieszonego. Rozróżnienie pyłów pod kątem wielkości uziarnienia jest relatywnie proste, gdyż rutynowo prowadzi się pomiary frakcji  $PM_{2.5}$  oraz  $PM_{10}$ , zaś ich różnica pozwala wyznaczyć także stężenie  $PM_c$ . Należy zaznaczyć, iż potencjalnie również pył submikronowy ( $PM_1$ ) oraz pył ultradrobny ( $PM_{0.1}$ ) mogą wykazywać oddziaływania zdrowotne odmienne niż pyły o większych rozmiarach cząstek, niemniej jednak w chwili obecnej ich emisje nie są inwentaryzowane, nie prowadzi się także rutynowych pomiarów ich stężeń, musiały zatem zostać wykluczone z analiz. Więcej trudności nastręcza natomiast rozróżnienie zanieczyszczeń pyłowych pod względem

drugiego z analizowanych wymiarów, tj. źródła ich pochodzenia. W zdecydowanej większości prac poświęconych oddziaływaniom zdrowotnym pyłu z uwzględnieniem jego genezy, identyfikację źródeł opiera się o analizę składu chemicznego PM, która pozwala na zastosowanie modelowania receptorowego w celu określenia udziałów poszczególnych typów źródeł emisji w całkowitych stężeniach pyłu obserwowanych w danym punkcie (tzw. metody *top-down*). W Warszawie pierwsze tego typu dane będą dostępne dopiero po zakończeniu wspomnianego wyżej projektu badawczego, stąd też niemożliwe było dotychczas zastosowanie modeli receptorowych. W niniejszej pracy podjęto zatem próbę wykorzystania metody *bottom-up*, poprzez zastosowanie systemu modelowania dyspersji zanieczyszczeń powietrza CALMET/CALPUFF v. 5.8.4, pozwalającego prześledzić drogę, jaką zanieczyszczenia powietrza pokonują od źródeł emisji do poszczególnych receptorów, co umożliwia określenie jaki udział w stężeniu PM w danym punkcie mają zanieczyszczenia pochodzące z wyróżnionych typów źródeł emisji. Ze względu na charakter zinwentaryzowanych danych emisyjnych, możliwe było wyodrębnienie pyłu pochodzącego ze źródeł punktowych, liniowych i powierzchniowych, a także napływającego spoza miasta na skutek transportu atmosferycznego zanieczyszczeń w skali kontynentalnej, krajowej oraz regionalnej.

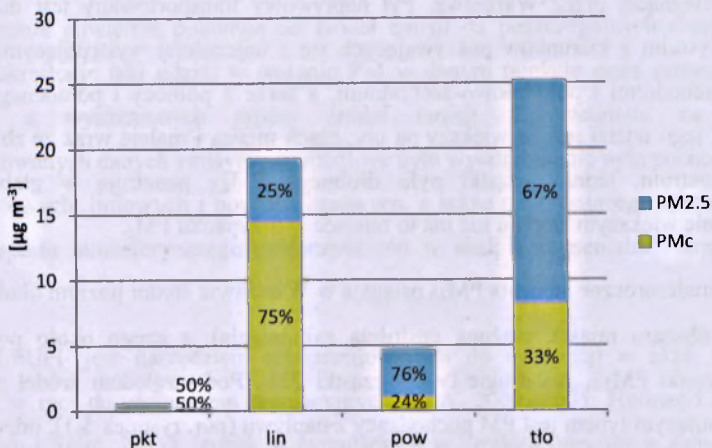
Model CALPUFF jest narzędziem rekomendowanym do symulacji w skali miejskiej i regionalnej, w tym do zastosowań regulacyjnych (EPA, 2003, 2005; Holmes i Morawska, 2006; Barclay i Scire, 2011), jednak w symulacjach w krótkim horyzoncie czasowym (1h, 24h) wykazuje często znaczne rozbieżności w stosunku do danych pomiarowych (Holnicki i in., 2016). W pracy dokonano szczegółowej analizy tego zjawiska i jako najważniejszą z jego przyczyn zidentyfikowano generowanie przez model błędnych pików bardzo wysokich stężeń w sytuacji występowania silnie stabilnej równowagi atmosferycznej, niewielkiej miąższości warstwy mieszania oraz niskich prędkości wiatru. W związku z tym, opracowano autorską metodę filtracji i kalibracji wyników modelowania, nazwaną Procedurą RM, opartą o kryteria statystyczne i meteorologiczne, której zastosowanie znacząco poprawiło statystyczne miary ewaluacji modelu. Ponadto, w celu polepszenia korelacji czasowej wyników modelu z pomiarami, przygotowano profile zmienności emisji ze źródeł liniowych i powierzchniowych oparte o rzeczywiste dane o natężeniu ruchu i zmienności temperatur w Warszawie, a także zastosowano zmienne w czasie warunki brzegowe, zaczerpnięte z modelu jakości powietrza w większej skali (model CTM – CAMx). Do ewaluacji wyników modelowania zastosowano nowoczesną metodę, uwzględniającą niepewność danych pomiarowych – tzw. metodykę

Delta, promowaną w ostatnim czasie przez FAIRMODE. Według wiedzy Autorki, jest to pierwsze zastosowanie tej metodyki w Polsce.

Uzyskane z modelu pola stężeń wskazały lokalizacje występowania *hot spotów* dla poszczególnych rodzajów pyłu. W przypadku pyłu pochodzącego ze źródeł punktowych są to zachodnie i północno-wschodnie krańce miasta. Pył ze źródeł liniowych w największym stopniu występuje w rejonach o największym natężeniu ruchu – w Śródmieściu oraz wzdłuż osi miasta biegnącej z północnego zachodu na południowy wschód. Większość zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł powierzchniowych koncentruje się natomiast wzdłuż osi wschód-zachód, przede wszystkim w rejonach zlokalizowanych wokół głównej linii kolejowej biegnącej przez Warszawę. Pył napływowy transportowany jest do Warszawy przede wszystkim z kierunków pokrywających się z najczęściej występującymi w mieście wiatrami zachodnimi i południowo-zachodnimi, a także z północy i północnego wschodu. Generalnie, jego udział jest największy na obrzeżach miasta i maleje wraz ze zbliżaniem się do jego centrum, jednak cząstki pyłu drobnego  $PM_{2.5}$  penetrują w głąb miasta w zdecydowanie większym stopniu niż ma to miejsce w przypadku  $PM_c$ .

Całkowite średnioroczne stężenia  $PM_{10}$  osiągają w Warszawie średni poziom około  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  (średnia z obszaru miasta, ważona gęstością zaludnienia), z czego około połowy masy stanowią cząstki  $PM_{2.5}$ , zaś drugie tyle – cząstki  $PM_c$ . Pod względem źródeł pochodzenia pyłu, dominującym typem jest PM pochodzący z napływu (por. rysunek 5.1), odpowiedzialny za około 50% wartości stężeń  $PM_{10}$ . Około dwie trzecie masy pyłu napływowego stanowią cząstki  $PM_{2.5}$ . Drugim najważniejszym rodzajem pyłu w Warszawie jest pył pochodzący ze źródeł liniowych – stanowi on około 40% masy  $PM_{10}$ . Trzy czwarte masy pyłu z transportu to cząstki o średnicach ziaren z zakresu  $2.5 \div 10 \mu\text{m}$ . Pył ze źródeł powierzchniowych zlokalizowanych na terenie Warszawy ma udział poniżej 10% w całkowitych stężeniach  $PM_{10}$ , z czego cząstki  $PM_{2.5}$  stanowią około 75%. Najmniejszy wkład w całkowity poziom frakcji  $PM_{10}$  ma pył pochodzący ze źródeł punktowych, których udział nie przekracza 1.5% masowych. W pyle tego typu masy  $PM_{2.5}$  i  $PM_c$  rozkładają się w przybliżeniu po 50%. Sezonowa zmienność stężeń pyłu jest odmienna dla poszczególnych jego typów. Szczególnie silnie zaznacza się dla pyłu pochodzącego ze źródeł powierzchniowych oraz z napływu. W obu wypadkach następuje bardzo znaczny wzrost stężeń w porze zimowej i spadek w porze letniej. Dla pyłu napływowego wartości stężeń zimą są od dwu- ( $PM_c$ ) do czterokrotnie ( $PM_{2.5}$ ) wyższe niż latem, zaś dla pyłu ze źródeł powierzchniowych różnica stężeń w tych porach jest około trzydziestokrotna, niezależnie od frakcji. Znacznie mniejszą zmiennością

sezonową charakteryzuje się pył pochodzący ze źródeł punktowych i liniowych. Stężenia tego pierwszego są najniższe spośród wszystkich typów pyłu, a ich średnie sezonowe nie przekraczają  $1 \mu\text{g m}^{-3}$  dla żadnej z frakcji. Niemniej jednak, stężenia w porze zimowej są około półtorakrotnie wyższe niż latem. W przypadku pyłu ze źródeł liniowych najniższe stężenia występują wiosną, zaś najwyższe – jesienią, jednak w tym wypadku średnia różnica wynosi zaledwie około 30% wartości wiosennych. Zmienność przestrzenna stężeń i ich różne wartości, a także odmienne wzorce przebiegu sezonowego dowodzą, że wyróżnione typy pyłu są – przynajmniej w pewnym stopniu – niezależne, a zatem traktować je można jako odrębne zanieczyszczenia, co potwierdza pierwszą z tez badawczych postawionych w pracy.



Rys. 5.1. Średnie stężenia pyłu frakcji PM<sub>2,5</sub> i PM<sub>10</sub>, pochodzących ze źródeł punktowych, liniowych, powierzchniowych i z napływu, uzyskane z modelu CALPUFF dla obszaru całej Warszawy (średnia ważona gęstością zaludnienia). Wartości procentowe odnoszą się do zawartości każdej z frakcji w pyłe pochodzącym z danego rodzaju źródeł. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 5.1. Mean concentrations of PM<sub>2,5</sub> and PM<sub>10</sub> originating from point, linear and areal sources, as well as from external inflow, calculated by CALPUFF model for the whole area of Warsaw (averages weighted by population density). Percentage values indicate the shares of each fraction in PM originating from given type of sources. Source: Author's own elaboration.

W pracy podjęto próbę oszacowania skutków zdrowotnych związanych z narażeniem na poszczególne typy pyłu. W takich badaniach znaczną trudność stanowi ich interdyscyplinarność, wymagająca wiedzy i doświadczenia z zakresu bardzo różnych gałęzi nauki, a pokonanie tej bariery było jednym z celów pracy, mającym umożliwić prowadzenie dalszych analiz tego typu w ramach bieżących i przyszłych projektów badawczych Zespołu Ochrony Atmosfery PW. Zastosowana została metodyka oceny ryzyka zdrowotnego w perspektywie krótkoterminowej. Jej zaletą jest możliwość zastosowania podejścia

epidemiologicznego, wykorzystującego dane statystyczne rutynowo zbierane przez GUS. Nie wymaga ona zatem prowadzenia odrębnych, zwykle wieloletnich badań kohortowych, w których ta sama grupa osób obserwowana jest na przestrzeni co najmniej kilku lat, podczas których poddawana jest różnego rodzaju badaniom medycznym, których przeprowadzenie oraz interpretacja wymaga specjalistycznej wiedzy medycznej. Na podstawie analizy danych literaturowych wybrano następujących 6 wskaźników ryzyka zdrowotnego w populacji: (1) dobowa umieralność na skutek ogółu przyczyn (z wyłączeniem przyczyn nagłych), (2) umieralność związana z chorobami układu krążenia oraz (3) układu oddechowego, a także (4) dzienna liczba hospitalizacji ogółem (ponownie z wyłączeniem przyczyn nagłych), jak również (5) na skutek przyczyn krążeniowych i (6) oddechowych. Badania prowadzono dla całej populacji Warszawy oraz w ośmiu subpopulacjach wyróżnionych ze względu na wiek, płeć oraz kombinację obu tych czynników.

Na podstawie analizy dla lat 2013-2014 stwierdzono, że sumaryczna roczna liczba zgonów (z wyłączeniem przyczyn nagłych) w Warszawie wynosi ok. 17-18 tysięcy (czyli średnio 45-50 przypadków na dobę), z czego ponad 12 tysięcy w grupie wiekowej powyżej 65. r.ż. Około 8 tysięcy zgonów rocznie występuje z przyczyn kardiologicznych, zaś około 1.7 tysiąca – na skutek przyczyn oddechowych. Umieralność w populacji Warszawy wykazuje wahania sezonowe – w półroczu chłodnym występuje około dziesięcioprocentowy wzrost ogólnej liczby zgonów w stosunku do półroczu ciepłego. Najsilniejszą różnicę, bo aż o 20-30%, zaobserwowano w przypadku umieralności związanej z chorobami układu oddechowego.

Liczba osób hospitalizowanych w Warszawie sięga około 17 tysięcy rocznie, w tym przypadku jednak udział osób powyżej 65. r.ż. jest niższy i wynosi ok. 4.5 tysiąca. Około 3 tysiące pacjentów rocznie przyjmowanych jest do szpitali w związku z chorobami układu krążenia, zaś około 1.3 tysiąca na skutek przyczyn oddechowych. W przypadku hospitalizacji, dla analizy obejmującej dwa lata nie stwierdzono jednoznacznej zależności sezonowej. W roku 2013, w którym latem nawiedziła Polskę silna fala upałów, stwierdzono wyższą o ok. 15% liczbę hospitalizacji ogółem w półroczu ciepłym w porównaniu z półroczem chłodnym.

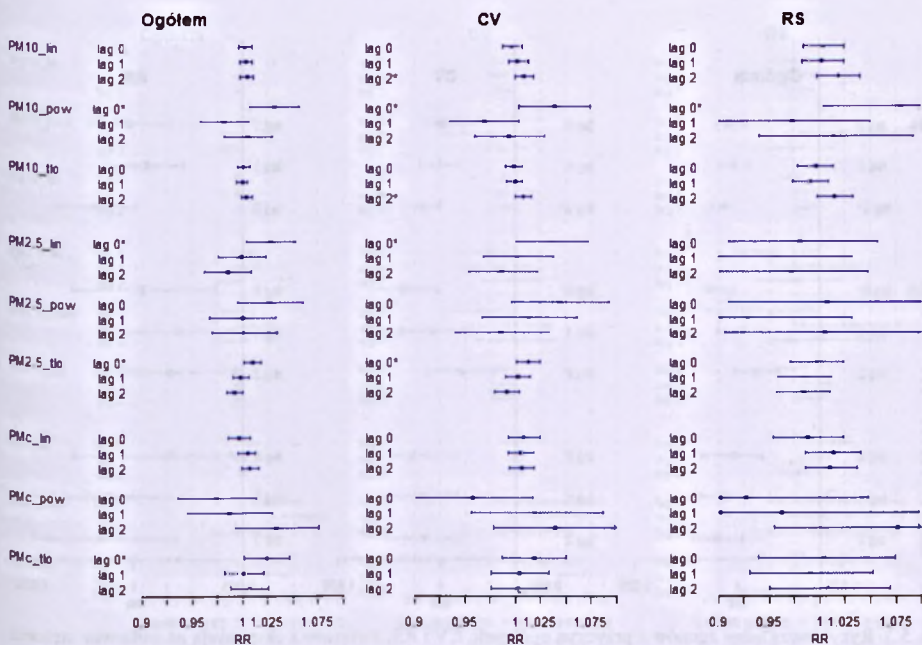
W celu zbadania zależności dobowej liczby wystąpień poszczególnych efektów zdrowotnych od poziomów każdego z wyróżnionych zanieczyszczeń pyłowych zastosowano metodę statystycznej analizy szeregów czasowych z wykorzystaniem uogólnionych modeli addytywnych (GAM), pozwalającą kontrolować trendy zmienności umieralności/hospitalizacji w czasie oraz wpływ różnego typu zmiennych zakłócających, w

tym przede wszystkim najważniejszych parametrów meteorologicznych. Wybrana została metoda wykorzystująca funkcje sklepane (splajny) wygładzane za pomocą tzw. współczynnika kary, którego wartość w każdym z modeli dobierana była na podstawie minimalizacji funkcji częściowej autokorelacji reszt (PACF), zgodnie z metodyką opracowaną i rekomendowaną w ramach projektu APHENA (Katsouyanni i Samet, 2009). Dla wszystkich badanych efektów zdrowotnych we wszystkich subpopulacjach i w całej populacji ogółem zbudowane zostały 54 modele bazowe, do których następnie wprowadzano stężenia każdego z 12 wyróżnionych typów pyłu oraz całkowite stężenia każdej z frakcji:  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$ ,  $PM_c$ , a wszystkie obliczenia przeprowadzono trzykrotnie, analizując związek poszczególnych efektów zdrowotnych ze stężeniami pyłu wyznaczonymi dla tego samego dnia (lag 0) oraz dla jednego i dwóch dni wcześniej (lag 1 i lag 2). Sumaryczna liczba wykonanych analiz wyniosła więc 2430. Na etapie opracowywania wyników stwierdzono, iż rezultaty uzyskane dla pyłu pochodzącego ze źródeł punktowych należy uznać za wątpliwe, głównie ze względu na bardzo niskie i relatywnie mało zmienne w czasie stężenia tego typu pyłów, co bardzo utrudniło odróżnienie w analizie statystycznej sygnału informacyjnego od szumu i poskutkowało uzyskaniem wyników o bardzo dużej niepewności. Dane te zostały zatem pominięte w dalszych analizach.

Wynikiem każdego pojedynczego cyklu obliczeń przeprowadzonych za pomocą modelu GAM jest wartość ryzyka względnego (RR) wystąpienia w populacji (lub którejś z jej podgrup) jednego z efektów zdrowotnych, związana ze wzrostem stężenia danego typu pyłu o wartość  $10 \mu g m^{-3}$ . Graficzne zobrazowanie uzyskanych współczynników RR (dla ogółu populacji Warszawy) w postaci wykresów drzewkowych przedstawiają rysunki 5.2 i 5.3 (dla umieralności) oraz rysunki 5.4 i 5.5 (dla hospitalizacji).

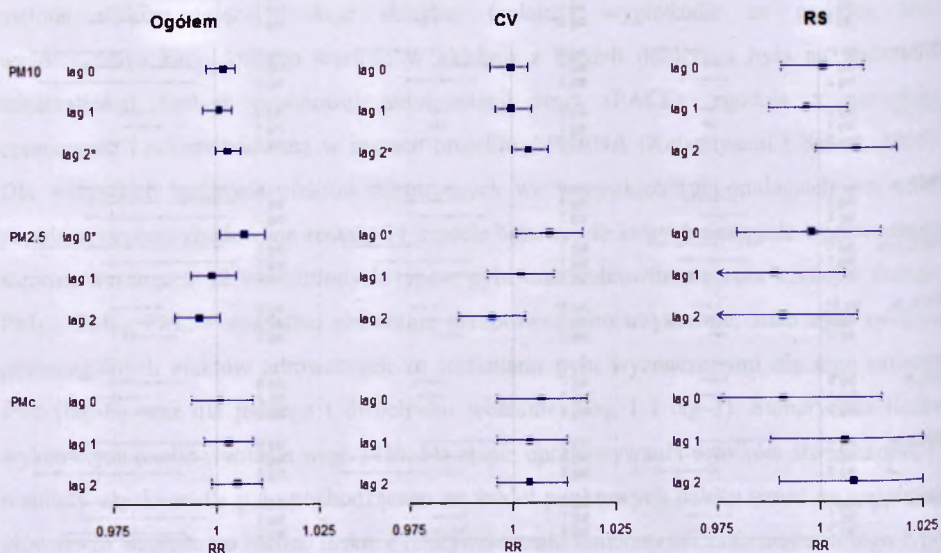
Analiza wspomnianych rysunków oraz wszystkich uzyskanych wyników (omówionych szeroko w rozdziale 4.7) prowadzi do stwierdzenia, iż oddziaływania zdrowotne pyłu w perspektywie krótkoterminowej wykazują statystycznie istotne różnice, zarówno w zależności od frakcji uziarnienia, jak i źródła pochodzenia pyłu.





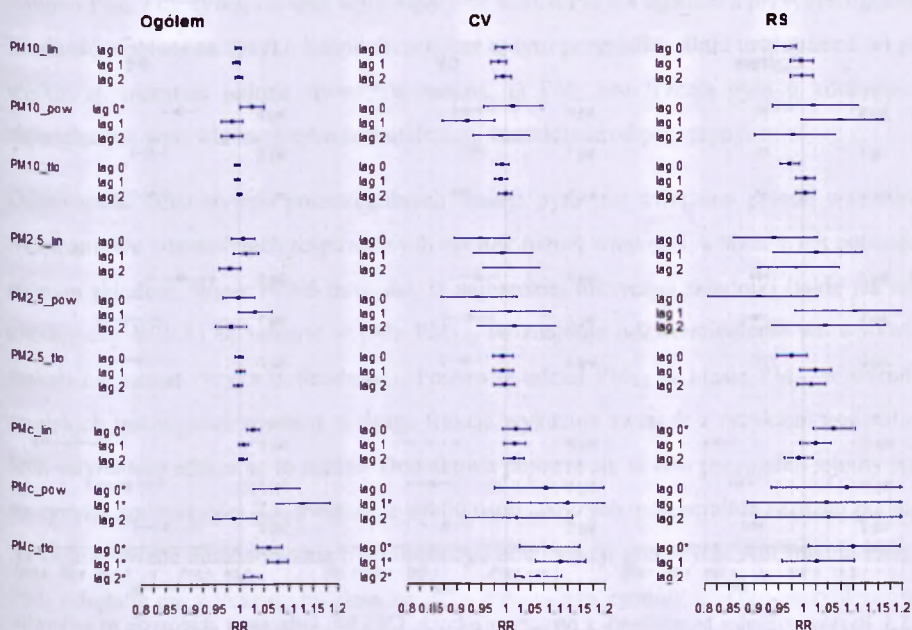
Rys. 5.2. Ryzyko względne zgonów z przyczyn ogólnych, CV i RS, związane z ekspozycją na pyły frakcji  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  i  $PM_c$ , pochodzące ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu. Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 5.2. Relative risk of all-cause, CV and RS mortality, associated with exposition to particulate matter fractions  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  and  $PM_c$ , originating from linear sources, areal sources and from inflow. Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.



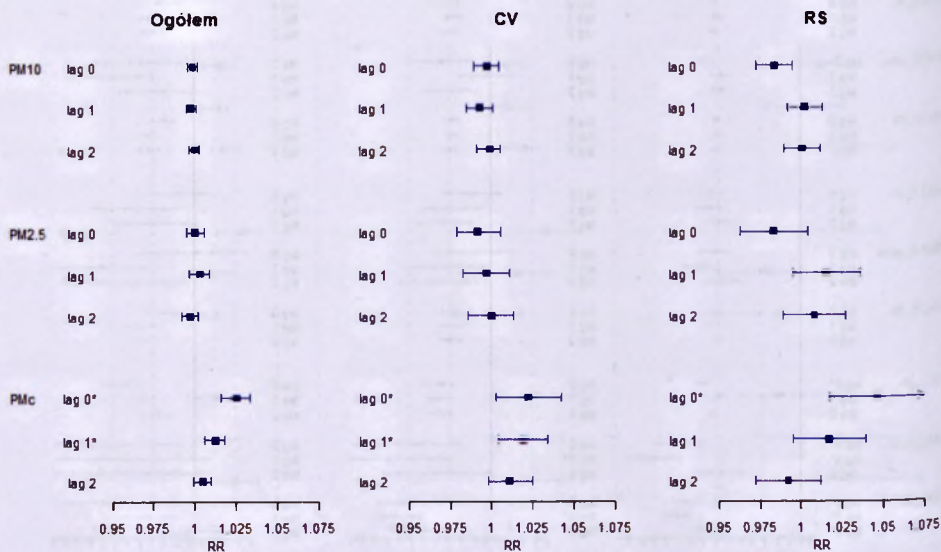
Rys. 5.3. Ryzyko względne zgonów z przyczyn ogólnych, CV i RS, związane z ekspozycją na całkowite stężenia  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  i  $PM_c$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 5.3. Relative risk of all-cause, CV and RS mortality, associated with exposition to total concentrations of  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  and  $PM_c$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.



Rys. 5.4. Ryzyko względne hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, związane z ekspozycją na pyły frakcji  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  i  $PM_c$ , pochodzące ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napytywu. Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 5.4. Relative risk of all-cause, CV and RS hospital admissions, associated with exposition to particulate matter fractions  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  and  $PM_c$ , originating from linear sources, areal sources and from inflow. Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.



Rys. 5.5. Ryzyko względne hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, związane z ekspozycją na całkowite stężenia  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  i  $PM_c$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 5.5. Relative risk of all-cause, CV and RS hospital admissions, associated with exposition to total concentrations of  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  and  $PM_c$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration.

Pył frakcji  $PM_{10}$  wykazuje przede wszystkim wpływ na zwiększenie ryzyka względnego umieralności na skutek ogółu przyczyn, a także przyczyn krążeniowych i oddechowych. W przypadku całkowitych stężeń  $PM_{10}$  najsilniejszy związek występuje dla lag 2, podczas gdy dla poszczególnych rodzajów pyłu tej frakcji istotne efekty zaznaczają się albo w analizie lag 0 (źródła powierzchniowe), albo lag 2 (źródła liniowe i napływ).  $PM_{10}$  ma natomiast niewielki wpływ na ryzyko hospitalizacji i zaznacza się on niemal wyłącznie w przypadku przyczyn ogólnych.

Pył frakcji  $PM_{2.5}$ , podobnie jak  $PM_{10}$ , wykazuje wpływ na zwiększenie ryzyka względnego umieralności ogólnej oraz z przyczyn krążeniowych, ale nie z przyczyn oddechowych. Najsilniejsze i istotne statystycznie efekty zdrowotne dla tej frakcji występują w analizie lag 0. Analogicznie jak w przypadku  $PM_{10}$ , wpływ  $PM_{2.5}$  na ryzyko hospitalizacji jest znikomy.

Pył frakcji  $PM_c$  wykazuje natomiast zupełnie odmienny wzorzec oddziaływań niż  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ , gdyż silnie oddziałuje na wzrost ryzyka hospitalizacji ogólnej, CV i RS, lecz niemal całkowicie brak jest istotnych związków pyłów tej frakcji z ryzykiem umieralności (wyjątek

stanowi  $PM_c$  z napływu, istotnie wpływający na wzrost ryzyka zgonów z przyczyn ogólnych). Wielkość wpływu na ryzyko hospitalizacji jest w tym przypadku silnie uzależniona od grupy wiekowej, niemniej jednak stwierdzić można, iż  $PM_c$  jest frakcją pyłu o zdecydowanie największym wpływie na ryzyko hospitalizacji, niezależnie od przyczyny.

Odmienność oddziaływań poszczególnych frakcji pyłu jest związana przede wszystkim z różnicami we własnościach respirabilnych cząstek różnej wielkości, a także z ich potencjalnie różnym składem. Wiele badań dowodzi, iż najbardziej toksyczne składniki (takie jak metale ciężkie czy WWA) są zawarte w pyłe  $PM_{2.5}$ , co znajduje odzwierciedlenie we wpływie tej frakcji na wzrost ryzyka umieralności. Ponieważ udział  $PM_{2.5}$  w masie  $PM_{10}$  w warunkach miejskich jest wysoki, również ta druga frakcja wykazuje związek z ryzykiem umieralności, lecz estymatory efektu są tu niższe. Dodatkowo pojawia się w tym przypadku istotny wpływ na ryzyko umieralności RS, zwłaszcza wśród osób starszych, potencjalnie bardziej podatnych na skumulowane oddziaływania pyłu drobnego oraz frakcji grubszych. Ani frakcja  $PM_{2.5}$  ani  $PM_c$  odrębnie nie wykazują bowiem związku z ryzykiem zgonów z przyczyn oddechowych, natomiast sumarycznie (w postaci  $PM_{10}$ ) ów efekt się pojawia. Należy jeszcze podkreślić, że odmienność krótkoterminowych efektów zdrowotnych poszczególnych frakcji pyłu jest także uzasadniona niskimi wartościami korelacji pomiędzy stężeniami  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  i  $PM_c$ , prezentowanymi w tabeli 5.1. Najsilniej związane są frakcje  $PM_{10}$  i  $PM_{2.5}$ , stąd podobieństwo wzorca ich oddziaływań, wyraźnie odróżnia się natomiast pył  $PM_c$ .

Tabela 5.1. Współczynniki korelacji r-Pearsona pomiędzy stężeniami  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  i  $PM_c$  w Warszawie, w latach 20013-2014. Wyniki istotne statystycznie oznaczono: \*\* dla  $p < 0.01$  oraz \* dla  $p < 0.05$ .

Table 5.1. Pearson's r coefficients for correlations between  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  and  $PM_c$  concentrations in Warsaw in 2013-2014. Statistically significant results are marked: \*\* for  $p < 0.01$  and \* for  $p < 0.05$ .

r-Pearsona	$PM_{10}$	$PM_{2.5}$	$PM_c$
$PM_{10}$	1		
$PM_{2.5}$	0.328**	1	
$PM_c$	0.089*	0.067	1

Znacznie mniej jednoznaczną klasyfikację przeprowadzić można pod kątem rozróżnienia źródeł pochodzenia pyłu.

Pył pochodzący ze źródeł **liniowych** wykazuje najsilniejszy związek z umieralnością na skutek chorób układu krążenia (lag 0 i lag 2), a także z przyczyn ogólnych (lag 0). Pył o tej genezie zwiększa także ryzyko hospitalizacji, przede wszystkim z przyczyn oddechowych (lag 0) i – w mniejszym stopniu – z przyczyn ogólnych (lag 0).

Pył pochodzący ze źródeł **powierzchniowych** istotnie oddziałuje na ryzyko umieralności związanej z wszystkimi rozpatrywanymi grupami przyczyn (lag 0), zaś najsilniejszy związek występuje w przypadku zgonów na skutek chorób układu oddechowego. Tego typu pył jest także związany z ryzykiem hospitalizacji ogółem oraz z przyczyn CV, a nawet – wśród osób starszych – z przyczyn RS. Można zatem stwierdzić, że jest to pył o najszerszym spektrum negatywnych oddziaływań zdrowotnych, a oszacowane dla niego współczynniki  $\Delta RR$  są najczęściej wyższe niż dla innych rodzajów pyłu, porównywanych w obrębie wpływu na ryzyko wystąpienia konkretnego efektu zdrowotnego. Należy podkreślić, iż pył pochodzący z ogrzewania indywidualnego jest zanieczyszczeniem charakterystycznym dla Polski, natomiast w krajach Zachodnich jego znaczenie jest zdecydowanie mniejsze, stąd też jego wpływ zdrowotny nie był dotychczas analizowany przez innych autorów.

Pył pochodzący z **napływu** istotnie zwiększa ryzyko umieralności ogółem (lag 0) oraz na skutek przyczyn CV (lag 0 i lag 2). Wielkość efektów jest w tym przypadku zwykle niższa niż dla pyłów z innych źródeł (oscyluje na poziomie ok. 1%-2.5%), niemniej jednak wyższa, niż w przypadku całkowitych stężeń poszczególnych frakcji. Pył tego rodzaju wykazuje także silny związek z ryzykiem hospitalizacji. Jest największym czynnikiem ryzyka hospitalizacji na skutek przyczyn krążeniowych (lag 0, 1 i 2), niemniej jednak oszacowania efektów w przypadku hospitalizacji ogółem i z przyczyn RS są także wysokie. Wpływ tego typu pyłu na ryzyko hospitalizacji jest najwyższy w przypadku analizy lag 1, z wyjątkiem hospitalizacji RS, gdzie istotny statystycznie efekt ujawnia się jedynie dla lag 0.

Przytoczone wyniki dowodzą, że pyły różnych frakcji, pochodzące z różnego typu źródeł emisji wykazują różnice w rodzaju i sile wywoływanych efektów zdrowotnych, co stanowi potwierdzenie drugiej z tez badawczych postawionych w pracy. Oszacowania wartości ryzyka zdrowotnego dla każdego typu pyłu dokonano za pomocą metody analizy szeregów czasowych z wykorzystaniem statystycznych modeli GAM, udowadniając w ten sposób prawdziwość tezy numer trzy.

**Uzyskane w rozprawie wyniki i ich dyskusja pozwalają na sformułowanie następujących wniosków końcowych:**

1. Zanieczyszczenia pyłowe w Warszawie pochodzą w największym stopniu z napływu spoza granic miasta, którego udział jest szczególnie duży w stężeniach pyłu frakcji  $PM_{2.5}$ , a który również penetruje najgłębiej w kierunku centrum miasta. W pyle napływowym

udział tła podmiejskiego jest przeważający w przypadku  $PM_{10}$  (64%), zaś dla  $PM_{2.5}$  dominujące znaczenie ma tło regionalne (70%).

2. Wśród źródeł lokalnych dominujące znaczenie mają w Warszawie źródła typu liniowego, odpowiedzialne za około 40% stężeń  $PM_{10}$  (25%  $PM_{2.5}$  i 60%  $PM_c$ ), oraz źródła powierzchniowe, z których pochodzi niecałe 10% masy  $PM_{10}$  (nieco ponad 10%  $PM_{2.5}$  i ok. 5%  $PM_c$ ); źródła punktowe mają znaczenie marginalne, rzędu 1%-1.5% masy poszczególnych frakcji pyłu.
3. Różne typy pyłu, wyróżnione ze względu na wielkość uziarnienia oraz źródło pochodzenia, charakteryzują się odmiennymi oddziaływaniami zdrowotnymi w perspektywie krótkoterminowej.
4. Pył zawieszony zwiększa ryzyko ogólne umieralności mieszkańców Warszawy –  $PM_{10}$  o 0.3% na każde  $10 \mu g m^{-3}$ , zaś  $PM_{2.5}$  – o 0.7%; w przypadku  $PM_{10}$  najsilniejsze efekty wywołuje pył pochodzący ze źródeł powierzchniowych (3.2%), zaś dla  $PM_{2.5}$  jest to pył ze źródeł liniowych (2.8%).
5. W przypadku zgonów z przyczyn krążeniowych i oddechowych, najsilniejsze efekty związane są z pyłem  $PM_{10}$  ze źródeł powierzchniowych (odpowiednio 3.9% oraz 8.0%).
6. Ryzyko hospitalizacji ogółem związane jest przede wszystkim z pyłem  $PM_c$ , a oszacowanie efektu wynosi 2.5% na każde  $10 \mu g m^{-3}$ ; najsilniejszym oddziaływaniem charakteryzuje się pył tej frakcji pochodzący ze źródeł powierzchniowych (12.8%).
7. Ryzyko hospitalizacji z przyczyn oddechowych jest największe dla pyłu  $PM_c$  pochodzącego z napływu (9.9%), zaś w przypadku przyczyn krążeniowych dominuje  $PM_c$  ze źródeł powierzchniowych (12.4%).
8. Rozróżnienie pod względem frakcji uziarnienia pokazuje, iż pyły  $PM_{2.5}$  i  $PM_{10}$  wpływają przede wszystkim na ryzyko umieralności, zaś pył  $PM_c$  – na ryzyko hospitalizacji.
9. Rozróżnienie ze względu na źródło pochodzenia pyłu jest mniej jednoznaczne i wskazuje, iż najszerszym spektrum oddziaływań charakteryzuje się pył ze źródeł powierzchniowych, a wielkość oszacowanego ryzyka zdrowotnego jest tu z reguły wyższa niż dla innych rodzajów pyłu; tego typu pył związany jest z umieralnością na skutek wszystkich rozpatrywanych przyczyn, w tym najsilniej tych związanych z chorobami układu oddechowego, wpływa także w dużym stopniu na ryzyko hospitalizacji ogółem oraz z przyczyn krążeniowych.

10. Pył ze źródeł liniowych najsilniej wpływa na ryzyko zgonów z przyczyn krążeniowych oraz hospitalizacji na skutek chorób układu oddechowego, zaś pył pochodzący z napływu w największym stopniu zwiększa ryzyko zgonów z przyczyn ogólnych oraz ryzyko hospitalizacji związanych z chorobami układu krążenia.

Mimo bardzo szerokiego zakresu analiz przeprowadzonych w ramach niniejszej rozprawy, kwestia badań nad oddziaływaniem zdrowotnym różnych typów zanieczyszczeń pyłowych w Warszawie nie została w żadnym wypadku wyczerpana, a w perspektywie przyszłych badań będzie należało uwzględnić szereg dalszych zagadnień. Jak już wspomniano, zdobyta wiedza i umiejętności posłużą do przeprowadzenia analiz wpływu zdrowotnego zanieczyszczeń pyłowych o genzie zidentyfikowanej na podstawie analizy składu chemicznego PM z wykorzystaniem modeli receptorowych. W związku z występowaniem interkorelacji pomiędzy poszczególnymi typami pyłu, a nawet pomiędzy pyłem zawieszonym a innymi zanieczyszczeniami powietrza, zasadnym będzie także przeprowadzenie analiz za pomocą modeli statystycznych pozwalających kontrolować wpływ dwóch lub więcej zanieczyszczeń na raz (Jędrzychowski i in., 2017), w celu zbadania czy zmianie ulegnie wartość oszacowanych efektów oraz czy pozostaną one istotne statystycznie. Wreszcie, w przypadku przeprowadzenia pomiarów bądź modelowania stężeń pyłów submikronowych i ultradrobnych, uwzględnić będzie można również wpływ tych frakcji na parametry zdrowotne populacji Warszawy.



## LITERATURA

- Akaike H. (1981). Likelihood of a model and information criteria. *J Econometrics*, 16, 3–14.
- Aleksandrowicz J. (1979). *Sumienie ekologiczne*. Wiedza Powszechna, Warszawa.
- Amato F., Zandveld P., Keuken M., Jonkers S. i in. (2016). Improving the modeling of road dust levels for Barcelona at urban scale and street level. *Atmos Environ*, 125, Part A, 231–242.
- Andersen Z.J., Wahlin P., Raaschou-Nielsen O., Scheike T., Loft S. (2007). Ambient particle source apportionment and daily hospital admissions among children and elderly in Copenhagen. *J Expo Sci Env Epid*, 17, 625–636.
- Anderson H.R. (2009). Air pollution and mortality: A history. *Atmos Environ*, 43, 142–152.
- Anderson H.R., Bremner S.A., Atkinson R.W., Harrison R.M., Walters S., (2001). Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate. *Occup Environ Med*, 58, 504–510.
- Andreae M.O., Rosenfeld D. (2008). Aerosol–cloud–precipitation interactions. Part 1. The nature and sources of cloud-active aerosols. *Earth-Sci Rev*, 89, 13–41.
- Atkinson R.W., Kang S., Anderson H.R., Mills I.C., Walton H.A. (2014). Epidemiological time series studies of PM<sub>2.5</sub> and daily mortality and hospital admissions: a systematic review and meta-analysis. *Thorax*, 69, 660–665.
- Atkinson R.W., Fuller G.W., Anderson H.R., Harrison R.M., Armstrong B. (2010). Urban ambient particle metrics and health: a time-series analysis. *Epidemiology*, 21, 501–511.
- Badyda A.J., Gayer A., Czechowski P.O., Majewski G., Dąbrowiecki P. (2016). Pulmonary Function and Incidence of Selected Respiratory Diseases Depending on the Exposure to Ambient PM<sub>10</sub>. *Int J Mol Sci*, 17, 1954.
- Badyda A.J. (2013). Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza pochodzenia komunikacyjnego na parametry sprawności wentylacyjnej mieszkańców Warszawy. *Prace Naukowe, Inżynieria Środowiska*, z. 65. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Badyda A.J., Dąbrowiecki P., Lubinski W., Czechowski P.O. i in. (2013). Influence of Traffic-Related Air Pollutants on Lung Function. *Adv Exp Med Biol*, 788, 229–235.
- Bakand S., Hayes A., Dechsakulthorn F. (2012). Nanoparticles: a review of particle toxicology following inhalation exposure. *Inhal Toxicol*, 24, 125–135.
- Barclay J., Scire J. (2011). Generic Guidance and Optimum Model Settings for the CALPUFF Modeling System for Inclusion into the 'Approved Methods for the Modeling and Assessments of Air Pollutants in NSW, Australia. Atmospheric Studies Group, TRC Environmental Corporation, Wannalancit Mills, Lowell, USA.
- Barnpadimos I., Hueglin C., Keller J., Henne S., Prévôt A. S. H. (2011). Influence of meteorology on PM<sub>10</sub> trends and variability in Switzerland from 1991 to 2008. *Atmos Chem Phys*, 11, 1813–1835.
- Bartoli C.R., Wellenius G.A., Diaz E.A., Lawrence J. i in. (2009). Mechanisms of Inhaled Fine Particulate Air Pollution–Induced Arterial Blood Pressure Changes. *Environ Health Persp*, 117, 361–366.
- Basagaña X., Jacquemin B., Karanasiou A., Ostro B. i in. (2015). Short-term effects of particulate matter constituents on daily hospitalizations and mortality in five South-European cities: Results from the MED-PARTICLES project. *Environ Int*, 75, 151–158.
- Bayer-Oglesby L., Schindler C., Hazenkamp-von Arx M.E., Braun-Fahrlander C. i in. (2006). Living near Main Streets and Respiratory Symptoms in Adults. *Am J Epidemiol*, 164, 1190–1198.
- Beelen R., Hoek G., van den Brandt P.A., Goldbohm R.A. i in. (2008). Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). *Environ Health Persp*, 116, 196–202.
- Beelen R., Raaschou-Nielsen O., Stafoggia M., Jovanovic Andersen Z. i in. (2014). Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet*, 383, 785–795.

- Bell M.L., Ebisu K., Leaderer B.P., Gent J.F. i in. (2014). Associations of PM<sub>2.5</sub> Constituents and Sources with Hospital Admissions: Analysis of Four Counties in Connecticut and Massachusetts (USA) for Persons  $\geq$  65 Years of Age. *Environ Health Persp*, 122, 138–144.
- Bell M.L., Ebisu K., Peng R.D., Samet J.M., Dominici F. (2009). Hospital admissions and chemical composition of fine particle air pollution. *Am J Respir Crit Care Med*, 179, 1115–1120.
- Bessagnet B., Colette A., Meleux F., Rouil L. i in. (2014). The EURODELTA III exercise – Model evaluation with observations issued from the 2009 EMEP intensive period and standard measurements in Feb/Mar 2009. TFMM & MSC-W Technical Report 1 /2014.
- Bond T.C., Doherty S.J., Fahey D.W., Forster P.M. i in. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *J Geophys Res*, 118, 5380–5552.
- Bond T.C., Sun H.L. (2005). Can reducing BC emissions counteract global warming? *Environ Sci Technol*, 39, 16.
- Boogaard H., Kos G.P.A., Weijers E.P., Janssen N.A.H. i in. (2011). Contrast in air pollution components between major streets and background locations: Particulate matter mass, black carbon, elemental composition, nitrogen oxide and ultrafine particle number. *Atmos Environ*, 45, 650–658.
- Borm P.J., Robbins D., Haubold S., Kuhlbusch T. (2006). The potential risks of nanomaterials: a review carried out for ECETOC. *Part Fibre Toxicol*, 3, 11.
- Boylan J.W., Russell A.G. (2006). PM and light extinction model performance metrics, goals, and criteria for three-dimensional air quality models. *Atmos Environ*, 40, 4946–4959.
- Branc M., Horak J., Ochodek T. (2011). Fine particle emissions from combustion of wood and lignite in small furnaces. *Environ Prot Eng*, 37, 123–132.
- Brioude J., Arnold D., Stohl A., Cassiani M. i in. (2013). The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART-WRF VERSION 3.1. *Geosci Model Dev*, 6, 1889–1904.
- Brode R.W. (2012). CALPUFF Near-field Validation. 10th Conference on Air Quality Modeling. March 13, 2012, Research Triangle Park, NC.
- Broich A.V., Gerharz L.E., Klemm O. (2011). Personal monitoring of exposure to particulate matter with a high temporal resolution. *Environ Sci Pollut R*, 19, 2959–2972.
- Brook R.D., Rajagopalan S., Pope C.A. 3rd, Brook J.R. i in. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*, 121, 2331–2378.
- Brook R.D., Urech B., Dvonch J.T., Bard R.L. i in. (2009). Insights into the mechanisms and mediators of the effects of air pollution exposure on blood pressure and vascular function in healthy humans. *Hypertension*, 54, 659–667.
- Brook R.D. (2008). Cardiovascular effects of air pollution. *Clinical Sci*, 115, 175–187.
- Brunekreef B., Forsberg B. (2005). Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur Respir J*, 26, 309–318.
- Bunkera A., Wildenhainc J., Vandenbergha A., Henschke N. i in. (2016). Effects of Air Temperature on Climate-Sensitive Mortality and Morbidity Outcomes in the Elderly; a Systematic Review and Meta-analysis of Epidemiological Evidence. *E Bio Medicine*, 6, 258–268.
- Buonanno G., Stabile L., Morawska L. (2014). Personal exposure to ultrafine particles: The influence of time-activity patterns. *Sci Total Environ*, 468–469, 903–907.
- Burnett R.T., Brook J., Dann T., Delocla C. i in. (2000). Association between particular and gasphase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities. *Inhal Toxicol*, 12 (Suppl. 4), 15–39.
- Byun D.W., Ching J.K.S. (1999). Science algorithms of the EPA models-3 community multi-scale air quality (CMAQ) modeling system, US EPA Report No. EPA/600/R-99/030, Office of Research and Development, Washington DC.

- Cakmak S., Dales R.E., Vida C.B. (2009). Components of particulate air pollution and mortality in Chile. *Int J Occup Environ Health*, 15, 152-158.
- Carnevale C., Finzi G., Pederzoli A., Pisoni E. i in. (2014). Applying the delta tool to support the Air Quality Directive: evaluation of the TCAM chemical transport model. *Air Qual Atmos Health*, 7, 335-346.
- Carter W.P.L. (2010). Development of the SAPRC-07 chemical mechanism and updated ozone reactivity scales. Report to the California Air Resources Board, Center for Environmental Research and Technology, College of Engineering, University of California. Riverside, California.
- Choraży M., Szeliga J., Stróżyk M., Cimander B. (1994). Ambient air pollutants in Upper Silesia: partial chemical composition and biological activity. *Environ Health Persp*, 102, 61-66.
- Clement C.F., Ford I.J. (1999). Gas-to-particle conversion in the atmosphere: I. Evidence from empirical atmospheric aerosols. *Atmos Environ*, 33, 475-487.
- Connan O., Smith K., Organo C., Solier L. i in. (2013). Comparison of RIMPUFF, HYSPLIT, ADMS atmospheric dispersion model outputs, using emergency response procedures, with 85Kr measurements made in the vicinity of nuclear reprocessing plant. *J Environ Radioactiv*, 124, 266-277.
- Costa M., Yan Y., Zhao D., Salmikow K. (2003). Molecular mechanisms of nickel carcinogenesis: gene silencing by nickel delivery to the nucleus and gene activation/inactivation by nickel-induced cell signaling. *J Environ Monit*, 5, 222.
- Costa S., Ferreira J., Silveira C., Costa C. i in. (2014). Integrating Health on Air Quality Assessment—Review Report on Health Risks of Two Major European Outdoor Air Pollutants: PM and NO<sub>2</sub>. *J Toxicol Env Heal B*, 17, 307-340.
- Cui H., Yao R., Xu X., Xin C., Yang J. (2011). A tracer experiment study to evaluate the CALPUFF real time application in a near-field complex terrain setting. *Atmos Environ*, 45, 7525-7532.
- Daganaud A. (1986). Méthode de calcul utilisée pour les études d'impact en pollution atmosphérique. Electricité de France, Documentation, Direction des Etudes et Recherches, Chatou.
- Dai L., Zanobetti A., Koutrakis P., Schwartz J.D. (2014). Associations of fine particulate matter species with mortality in the United States: a multicity time-series analysis. *Environ Health Persp*, 122, 837-842.
- Dai Q.L., Bi X.H., Wu J.H., Zhang Y.F. i in. (2015). Characterization and Source Identification of Heavy Metals in Ambient PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in an Integrated Iron and Steel Industry Zone Compared with a Background Site. *Aerosol Air Qual Res*, 15, 875-887.
- Daly A., Zannetti P. (2007). Air Pollution Modeling – An Overview. Chapter 2 of AMBIENT AIR POLLUTION (P. Zannetti, D. Al-Ajmi, and S. Al-Rashied, Eds). The Arab School for Science and Technology (ASST) and The EnviroComp Institute.
- Degórska A., Śnieżek T., Klejnowski K., Rogula-Kozłowska W. i in. (2012). Wpływ zimowego utrzymania dróg na stężenie i skład pyłu zawieszonego. W: J. Konieczyński (red.) *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce 2012*, tom 2. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze.
- Deng A., Seaman N.L., Hunter G.K., Stauffer D.R. (2004). Evaluation of Interregional Transport Using the MM5-SCIPUFF System. *J Appl Meteor*, 43, 1864-1886.
- Dobrowolski J.W., Gowin K., Jakubiak M., Lewicki P. i in. (2008). Ekotoksykologiczne przesłanki dla profilaktyki środowiskowej zagrożeń dla zdrowia i ochrony bioróżnorodności w relacji do biotechnologii środowiskowej. *Wyd. Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska, Wrocław*.
- Dobrowolski J.W. (1976). New aspects of environmental protection against developmental malformations and the cancer incidence. W: *Science for Better Environment*, Y. Fukushima et al. (red.), HESC, Sci. Council of Japan, Asahi, Tokyo.
- Dobrowolski J.W., Amaya K., Fertig S., Janas A., i in. (1990). Personal monitoring and bioindicators of exposure to some chemical pollutants in industry and residential areas. *Ecotoxicology of protective zones. Environ Prot Eng*, 16, 105-112.
- Dockery D.W., Pope C.A. 3rd, Xu X., Spengler J.D., i in. (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New Engl J Med*, 329, 1753-1759.

- Dominici F., McDermott A., Zeger S.L., Samet J.M. (2002). On the Use of Generalized Additive Models in Time-Series Studies of Air Pollution and Health. *Am J Epidemiol*, 156, 193-203.
- Donaldson K., Tran C.L. (2002). Inflammation caused by particles and fibers. *Inhal Toxicol*, 14, 5-27.
- Donaldson K., Tran L., Jimenez L.A., Duffin R. i in. (2005). Combustion-derived nanoparticles: A review of their toxicology following inhalation exposure. *Part Fibre Toxicol*, 2, 10.
- Dopke J. (2010). Obliczanie liczby stopniodni grzania według metody Eurostat. <http://www.ogrzewnictwo.pl>, dostęp dn. 14.09.2016.
- Downs S, Schindler C, Liu LJS, Keidel D, Bayer-Oglesby L, Brutsche M, Gerbase ME, Keller R, Künzli N, Leuenberger P, Probst-Hensch N, Tschopp JM, Zellweger JP, Rochat T, Schwartz J, Ackermann-Lieblich U. Reduction in PM10 attenuates age-related lung function decline in adults. *N Engl J Med* 2007, 2338-2347.
- Draxler R.R., Hess G.D. (1998): An overview of the HYSPLIT\_4 modeling system of trajectories, dispersion, and deposition. *Aust Meteor Mag*, 47, 295-308.
- Durant A.J., Bonadonna C., Horwell C.J. (2010). Atmospheric and Environmental Impacts of Volcanic Particulates. *Elements*, 6, 235-240.
- EEA (2011). The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide. EEA Technical report No 10/2011, European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2013). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2013. Technical report No 12/2013. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2015). Air quality in Europe – 2015 report. Report no. 5/2015, European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2016). Explaining road transport emissions. A non-technical guide. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Elder A., Gelein R., Silva V., Feikert T. i in. (2006). Translocation of inhaled ultrafine manganese oxide particles to the central nervous system. *Environ Health Persp*, 114, 1172-1178.
- EMEP (2015). Present state of emission data – WebDab database. <http://www.ceip.at>.
- EMEP/EEA (2013). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2013. Technical report No. 12/2013. European Environment Agency, Copenhagen.
- Engelbrecht J.P., Derbyshire E. (2010). Airborne mineral dust. *Elements*, 6, 241-246.
- ENVIRON (2004). User's Guide – Comprehensive Air-Quality Model with Extensions, Version 4.10s, ENVIRON International Corporation, Novato, CA.
- EPA (1998). Analyses of the CALMET/CALPUFF modeling system in a screening mode. EPA-454/R-98-010. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.
- EPA (2003). Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a preferred Long Range Transport Model and Other Revisions; Final Rule. 40 CFR Part 51. *Federal Register*, Vol 68, No. 72, April 15, 2003.
- EPA (2005). Regional Haze Regulations and Guidelines for Best Available Retrofit Technology (BART) Determinations; Final Rule. 40 CFR Part 51. *Federal Register*, Vol. 70, No. 128, July 6, 2005.
- EPA (2008). Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen and Sulfur – Ecological Criteria. U.S. Environmental Protection Agency Research, Triangle Park, NC.
- EPA (2009). Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter. U.S. Environmental Protection Agency Research, Triangle Park, NC.
- Ermak D.L., Nasstrom J.S. (2000). A Lagrangian stochastic diffusion method for inhomogeneous turbulence. *Atmos Environ*, 34, 1059-1068.
- ETC/ACC (2010). Traffic and Air Quality. Contribution of Traffic to Urban Air Quality in European Cities. ETC/ACC Technical Paper 2009/12. European Topic Centre on Air and Climate Change, Bilthoven.

- ETC/ACM (2014). European air quality maps of PM and ozone for 2012 and their uncertainty. ETC/ACM Technical Paper 2014/4. European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation, Bilthoven.
- ETC/ACM (2015). Air Quality Trends in AIRBASE in the context of the LRTAP Convention. ETC/ACM Technical Paper 2015/4. European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation, Bilthoven.
- FLAG (2010). Federal Land Managers' Air Quality Related Values Workgroup Phase I report, October 2010. Natural Resource Report NPS/NRPC/NRR—2010/.
- Flanner M.G., Zender C.S., Hess P.G., Mahowald N.M. i in. (2009). Springtime warming and reduced snow cover from carbonaceous particles. *Atmos Chem Phys*, 9, 2481-2497.
- Forouzanfar M.H., Alexander L., Anderson H.R., Bachman V.F. i in. (2015). Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks in 188 countries, 1990–2013: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2013. *Lancet*, 386, 2287–2323.
- Franklin M., Koutrakis P., Schwartz J. (2008). The role of particle composition on the association between PM<sub>2.5</sub> and mortality. *Epidemiology*, 19, 1-10.
- Fuzzi S., Baltensperger U., Carslaw K., Decesari S. i in. (2015). Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs. *Atmos Chem Phys*, 15, 8217-8299.
- Galmarini S., Steyn D.G., Schere K.L., Moran M.D. (2010). Advancing the evaluation of regional-scale air quality models. Joint Research Centre EUR24245, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Garrett P., Casimiro E. (2011). Short-term effect of fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) and ozone on daily mortality in Lisbon, Portugal. *Environ Sci Pollut Res*, 18, 1585–1592.
- Garza A., Vega R., Soto E. (2006). Cellular mechanisms of lead neurotoxicity. *Med Sci Monit*, 12, RA57.
- Gass K., Balachandran S., Chang H.H., Russell A.G., Strickland M.J. (2015). Ensemble-Based Source Apportionment of Fine Particulate Matter and Emergency Department Visits for Pediatric Asthma. *Am J Epidemiol*, 181, 504–512.
- Gawuć L., Strużewska J. (2016). Impact of MODIS Quality Control on Temporally Aggregated Urban Surface Temperature and Long-Term Surface Urban Heat Island Intensity. *Remote Sens*, 8, 374
- Gehring U., Gruziova O., Agius R.M., Beelen R. i in. (2013). Air Pollution Exposure and Lung Function in Children – The ESCAPE Project. *Environ Health Persp*, 121, 1357-1364.
- Georgieva E., Syrakov D., Prodanova M., Etropolecka I., Slavov K. (2015). Evaluating the performance of WRF-CMAQ air quality modelling system in Bulgaria by means of the DELTA tool. *Int J Environ Pollut*, 57, 272-284.
- Ghio A.J., Devlin R.B. (2001). Inflammatory lung injury after bronchial instillation of air pollution particles. *Am J Respir Crit Care Med*, 164, 704–708.
- Giannandaki D., Lelieveld J., Pozzer A. (2016). Implementing the US air quality standard for PM<sub>2.5</sub> worldwide can prevent millions of premature deaths per year. *Environ Health*, 15, 88.
- Gieré R., Querol X. (2010). Solid particulate matter in the atmosphere. *Elements*, 6 (4), 215–222.
- GIOS (2016). Ocena jakości powietrza w strefach w Polsce za rok 2015. Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Graf N., Johansen P., Schindler C., Wuthrich B. i in. (2007). Analysis of the Relationship between Pollinosis and Date of Birth in Switzerland. *Int Arch Allergy Immunol*, 143, 269-275.
- Grantz D.A., Garner J.H.B., Johnson D.W. (2003). Ecological effects of particulate matter. *Environ Int*, 29, 213–239.
- Grigoratos T., Martini G. (2015). Brake wear particle emissions: a review. *Environ Sci Pollut Res*, 22, 2491–2504.

- Gupta R.K., Majumdar D., Trivedi J.V., Bhanarkar A.D. (2012). Particulate matter and elemental emissions from a cement kiln. *Fuel Process Technol*, 104, 343–351.
- GUS (2015). *Ochrona Środowiska 2015*. Główny Urząd Statystyczny, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa.
- GUS (2016). *Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2016 r.* Główny Urząd Statystyczny, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa.
- Hamilton D.C., Watts D.G. (1978). Interpreting Partial Autocorrelation Functions of Seasonal Time Series Models. *Biometrika*, 65, 135-140.
- Heald C.L., Kroll J. H., Jimenez J. L., Docherty K. S. i in. (2010). A simplified description of the evolution of organic aerosol composition in the atmosphere. *Geophys Res Lett*, 37, L08803.
- HEI (2010). *Traffic Related Air Pollution: A Critical Review of the Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects*. Special Report 17. Health Effects Institute, Boston, MA.
- Heinrich J., Topp R., Gehring U., Thefeld W. (2005). Traffic at residential address, respiratory health, and atopy in adults: The National German Health Survey 1998. *Environ Res*, 98, 240–249.
- Hławiczka S., Strzelecka-Jastrzab E., Kliś Cz., Cenowski M., Brondler J. (2012). Udział emisji z ogrzewania mieszkań w stężeniu pyłu w wybranych gminach południowej Polski. W: J. Koniecznyński (red.) *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce 2012*, tom 1. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze.
- 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. *Lancet*, 360, 1203–1209.
- Holmes N.S., Morawska L. (2006). A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. *Atmos Environ*, 40, 5902–5928.
- Holnicki P., Kałużsko A., Nahorski Z., Stankiewicz K., Trapp W. (2017). Air quality modeling for Warsaw agglomeration. *Arch Environ Prot*, 43, 48–64.
- Holnicki P., Kałużsko A., Trapp W. (2016). An urban scale application and validation of the CALPUFF model. *Atmos Pollut Res*, 7, 393-402.
- IARC (2010). Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures. Lyon, International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 92; <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol92/mono92.pdf>, dostęp dn. 22.04.2016).
- IARC (2012). A review of human carcinogens: arsenic, metals, fibres, and dusts. Lyon, International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 100C; <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/index.php>, dostęp dn. 22.04.2016).
- IARC (2013). *Air Pollution and Cancer*. Eds: Straif K., Cohen A., Samet J. IARC Scientific Publication No. 161, Lyon, France.
- IPCC (2013). *Fifth Assessment Report (AR5) of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]*. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPIŚ PAN (2015). *Sprawozdanie z realizacji pracy statutowej w Instytucie Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w roku 2014*. Praca niepublikowana.
- Ito K., Ross Z., Zhou J., Nadas A. i in. (2013). NPACT Study 3. Time-Series Analysis of Mortality, Hospitalizations, and Ambient PM 2.5 and Its Components. In: M. Lipmann et al., *National Particle Component Toxicity (NPACT) Initiative: Integrated Epidemiologic and Toxicologic Studies of the Health Effects of Particulate Matter Components*. Research Report 177, Health Effects Institute, Boston, MA.
- Ito K., Christensen W.F., Eatough D.J., Henry R.C. i in. (2006). PM source apportionment and health effects: 2. An investigation of intermethod variability in associations between source-apportioned fine particle mass and daily mortality in Washington, DC. *J Expo Sci Env Epid*, 16, 300-310.

- Ito K., Mathes R., Ross Z., Nadas A. i in. (2011). Fine particulate matter constituents associated with cardiovascular hospitalizations and mortality in New York City. *Environ Health Persp*, 119, 467-473.
- IWAQM (1998). Phase 2 Summary Report and Recommendations for Modeling Long Range Transport Impacts. EPA-454/R-98-019. Interagency Workgroup on Air Quality Modeling, U. S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.
- Jabłońska M. (2013). Wskaźnikowe składniki mineralne w tkance płucnej osób narażonych na pyłowe zanieczyszczenia powietrza w konurbacji katowickiej. *Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego*, Katowice.
- Jabłońska M., Janeczek J., Rietmeijer F.J.M. (2001). Fine-garined barite in coal fly ash from the Upper Silesian Industrial Region. *Environ Geol*, 40, 941-948.
- Janeczek J., Jabłońska M. (2010). Mineralogy of tropospheric dust in industrial regions – a case study of Upper Silesia, Poland. *Geochim Cosmochim Acta*, 74 (Suppl. 1 Jun 2010), A457.
- Janssen N., Hoek G., Simic-Lawson M., Fischer P. i in. (2011). Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM10 and PM2.5. *Environ Health Persp*, 119, 1691-1699,
- Jędrzychowski W.A. (1979). A consideration of risk factors and development of chronic bronchitis in a five-year follow-up study of an industrial population. *J Epidemiol Commun H*, 33, 210-214.
- Jędrzychowski W.A., Perera F.P., Mrozek-Budzyn D., Mroz E. i in. (2009). Gender differences in fetal growth of newborns exposed prenatally to airborne fine particulate matter. *Environ Res*, 109, 447-456.
- Jędrzychowski W.A., Perera, F.P., Maugeri U, Mróz E. i in. (2010). Effect of prenatal exposure to fine particulate matter on ventilatory lung function of preschool children of non-smoking mothers. *Paediatr Perinat Ep*, 24, 492-501.
- Jędrzychowski W.A., Majewska R., Spengler J.D., Camann D. i in. (2017). Prenatal exposure to fine particles and polycyclic aromatic hydrocarbons and birth outcomes: a two-pollutant approach. *Int Arch Occup Environ Health*, 90, 255-264.
- Jerzyńska J., Podlecka D., Polańska K., Hanke W. i in. (2017). Prenatal and postnatal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and allergy symptoms in city children. *Allergol Immunopathol (Madr)*, 45, 18-24.
- Jiménez E., Linares C., Martínez D., Diaz J. (2010). Role of Saharan dust in the relationship between particulate matter and short-term daily mortality among the elderly in Madrid (Spain). *Sci Total Environ*, 408, 5729-5736.
- Jimenez E., Linares C., Martínez D., Diaz J. (2011). Particulate air pollution and short-term mortality due to specific causes among the elderly in Madrid (Spain): seasonal differences. *Int J Environ Health R*, 21, 372-390.
- Jimenez J.L., Canagaratna M. R., Donahue N. M., Prevot A. S. H., i in. (2009). Evolution of Organic Aerosols in the Atmosphere. *Science*, 326 (5959), 1525-1529.
- Jimenez P., Baldasano J.M., Dabdub D. (2003). Comparison of photochemical mechanisms for air quality modeling. *Atmos Environ*, 37, 4179-4194.
- Jimoda L.A. (2012). Effects of Particulate Matter on Human Health, the Ecosystem, Climate and Materials: a Review. *FU Work Liv Env Prot*, 9, 27 - 44.
- Jones A., Thomson D., Hort M., Devenis B. (2007). The U.K. Met Office's Next-Generation Atmospheric Dispersion Model, NAME III. In: Borrego C. and Norman A.-L. (Eds) *Air Pollution Modeling and its Application XVII (Proceedings of the 27th NATO/CCMS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application)*, Springer, 580-589.
- JRC (2011). Emission Database for Global Atmospheric Research (EDGAR), release EDGARv4.2, European Commission, Joint Research Centre (JRC)/Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL). <http://edgar.jrc.ec.europa.eu>.
- Juda J., Chróściel S. (1974). *Ochrona powietrza atmosferycznego*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa.

- Juda-Rezler K. (1989). Air Pollution Modelling. W: The Encyclopedia of Environment Control Technology, Vol. 2: Air Pollution Control, eds.: P.N. Cheremisinoff, Gulf Publishing Company, Houston, 83-134.
- Juda-Rezler K. (2004). Uniwersalna funkcja celu dla zintegrowanych modeli oceny wpływu zanieczyszczeń powietrza na środowisko. Prace naukowe, Inżynieria środowiska, z. 47. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Juda-Rezler K. (2006). Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Juda-Rezler K. (2010). New challenges in air quality and climate modeling. Arch Environ Prot, 36, 3-28.
- Juda-Rezler K., Reizer M., Huszar P., Krüger B.C. i in. (2012). Modelling the effects of climate change on air quality over Central and Eastern Europe: concept, evaluation and projections. Clim Res, 53, 179-203.
- Juda-Rezler K., Toczko B. (2016). Pyły drobne w atmosferze. Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce. Praca zespołowa pod redakcją K. Judy-Rezler i B. Toczko. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Jurewicz J., Radwan M., Sobala W., Polańska K. i in. (2015). The Relationship Between Exposure to Air Pollution and Sperm Disomy. Environ Mol Mutagen, 56, 50-59.
- Kahl J.D., Samson P.J. (1986). Uncertainty in trajectory calculations due to low resolution meteorological data. JAMC, 25, 1816-1831.
- Kampa M., Castanas E. (2008). Human health effects of air pollution. Environ Pollut, 151, 362-367.
- Kanakidou M., Seinfeld J.H., Pandis S.N., Barnes I. i in. (2005). Organic aerosol and global climate modelling: a review. Atmos Chem Phys, 5, 1053-1123.
- Kanchanaraks S. (2008). Estimating Risk. Johns Hopkins University, Bloomberg School of Public Health, Baltimore, MD.
- Karagulian F., Belis C.A., Dora C.F.C., Prüss-Ustün A.M. i in. (2015). Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. Atmos Environ, 120, 475-483.
- Katsouyanni K., Schwartz J., Spix C., Touloumi G., i in. (1996). Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiologic time series data: the APHEA protocol. J Epidemiol Community Health, 50, S12-S18.
- 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, 521-531.
- Katsouyanni K., Touloumi G., Spix C., Schwartz J. i in. (1997). Short-term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. Br Med J, 314, 1658-1663.
- Katsouyanni K., Samet J.M. (2009). Air Pollution and Health: A European and North American Approach (APHENA). Health Effects Institute, Boston, MA.
- Katsouyanni K., Zmirou D., Spix C., Sunyer J. i in. (1995). Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time-series data. The APHEA project: background, objectives, design. Eur Respir J, 8, 1030-1038.
- Kelly F.J., Fussell J.C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. Atmos Environ, 60, 504-526.
- Kiesewetter G., Amann M. (2014). Urban PM2.5 levels under the EU Clean Air Policy Package. TSAP Report #12, DG-Environment of the European Commission, Belgium.
- Kim K.-H., Kabir E., Kabir S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. Environ Int, 74, 136-143.



- Kim S.-Y., Dutton S.J., Sheppard L., Hannigan M.P. i in. (2015). The short-term association of selected components of fine particulate matter and mortality in the Denver Aerosol Sources and Health (DASH) study. *Environ Health*, 14, 49.
- Kiountartzoglou M.A., Coull B.A., Dominici F., Koutrakis P. i in. (2014). The impact of source contribution uncertainty on the effects of source-specific PM<sub>2.5</sub> on hospital admissions: A case study in Boston, MA. *J Expo Sci Env Epid*, 24, 365–371.
- Klejnowski K., Błaszczuk J., 2012. Analiza zmienności stężeń sadzy (BC) w Zabrzu w latach 2009-2011. W: J. Koniecznyński (red.) *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce 2012*, tom 2. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze.
- Klemm, R.J., Thomas, E.L., Wyzga, R.E. (2011). The impact of frequency and duration of air quality monitoring: Atlanta, GA, data modeling of air pollution and mortality. *J Air Waste Manag Assoc*, 61, 1281–1291.
- KOBiZE (2011). Wybrane obowiązki sprawozdawcze wynikające z przepisów prawa międzynarodowego, unijnego oraz krajowego w zakresie ochrony powietrza. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, Warszawa.
- KOBiZE (2015a). Krajowy bilans emisji SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO w układzie klasyfikacji SNAP i NFR. Raport podstawowy. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, Warszawa.
- KOBiZE (2015b). Wskaźniki emisji zanieczyszczeń ze spalania paliw; kotły o nominalnej mocy cieplnej do 5 MW. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, Warszawa.
- Komorowski J. (2012). Epidemiologia astmy w Polsce w oparciu o wyniki badania ECAP. Praca na stopień doktora nauk medycznych. Warszawski Uniwersytet Medyczny, Warszawa.
- Koniecznyński J., Komosiński B., Cieśliński E., Rachwał T. i in. (2014). Emisja substancji zanieczyszczających powietrze z kotła CO małej mocy opalanego węglem i stałymi paliwami z biomasy. W: J. Koniecznyński (red.) *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce 2014*, tom 1. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze.
- Krall J.R., Anderson G.B., Dominici F., Bell M.L., Peng R.D. (2013). Short-term exposure to particulate matter constituents and mortality in a national study of U.S. urban communities. *Environ Health Persp*, 121, 1148–1153.
- Krall J.R., Hackstadt A.J., Peng R.D. (2017a). A hierarchical modeling approach to estimate regional acute health effects of particulate matter sources. *Statist Med*, 36, 1461–1475.
- Krall J.R., Mulholland J.A., Russell A.G., Balachandran S. i in. (2017b). Associations between Source-Specific Fine Particulate Matter and Emergency Department Visits for Respiratory Disease in Four U.S. Cities. *Environ Health Persp*, 125, 97-103.
- Krewski D. (2009). Evaluating the effects of ambient air pollution on life expectancy. *N Engl J Med*, 360, 413–415.
- Krewski D., Burnett R.T., Goldberg M.S., Hoover K. i in. (2000). Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Health Effects Institute, Cambridge, MA.
- Kreyling W.G., Semmler-Behnke M., Takenaka S., Moller W. (2013). Differences in the biokinetics of inhaled nano- versus micrometer-sized particles. *Accounts Chem Res*, 46, 714-722.
- Kubica R. (2010). Ograniczenie emisji pyłów z kotłów węglowych małej mocy – prototypowy odśrodkowy separator pyłu, z żaluzjami o regulowanym prześwicie. W: J. Koniecznyński (red.) *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce 2010*, tom 1. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze.
- Kukkonen J., Olsson T., Schultz D.M., Baklanov A. i in. (2012). A review of operational, regional-scale, chemical weather forecasting models in Europe. *Atmos Chem Phys*, 12, 1-87.
- Laden F., Schwartz J., Speizer F.E., Dockery D.W. (2006). Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard six cities study. *Am J Respir Crit Care Med*, 173, 667–672.

- Laden F., Neas L.M., Dockery D.W., Schwartz J. (2000). Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. *Environ Health Persp*, 108, 941-947.
- Lagzi I., Mészáros R., Gelybó G., Leelössy A. (2013). *Atmospheric Chemistry*. Eötvös Loránd University, Faculty of Science Institute of Geography and Earth Science, Budapest.
- Lall R., Ito K., Thurston G.D. (2011). Distributed lag analyses of daily admissions and source-apportioned fine particle air pollution. *Environ Health Persp*, 119, 455-460.
- Li K.C. (1986). Asymptotic optimality of CL and generalized cross-validation in ridge regression with application to spline smoothing. *Ann Stat*, 14, 1101-1112.
- Li N., Sioutas C., Cho A., Schmitz D. i in. (2003). Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage. *Environ Health Persp*, 111, 455-60.
- Lim S.S., Vos T., Flaxman A.D., Danaei G. i in. (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. *Lancet*, 380, 2224-2260.
- Lippmann M., Ito K., Hwang J.-S., Maciejczyk P., Chen L.C. (2006). Cardiovascular effects of nickel in ambient air. *Environ Health Persp*, 114, 1662-1669.
- Lis A. (2011). Uogólnione modele addytywne z parametrem położenia, skali i kształtu. Praca magisterska, Wydział Matematyki, Informatyki i Mechaniki, Uniwersytet Warszawski, Warszawa.
- Łobocki L. (2003). Wskazówki metodyczne dotyczące modelowania matematycznego w systemie zarządzania jakością powietrza. raport naukowo-badawczy PL/2000/IB/EN/02.
- Luch A. (2005). *The carcinogenic effects of polycyclic aromatic hydrocarbons*. Imperial College Press, London.
- Maciejewska K. (2015). Sprawozdanie z realizacji Grantu Dziekańskiego nr 504/01591/1110/42.000100. *Praca niepublikowana*.
- Maciejewska K., Juda-Rezler K., Reizer M., Klejnowski K. (2015). Modelling of black carbon statistical distribution and its assumed critical concentration exceedances. *Environ Modell Softw*, 74, 212-226.
- MacIntyre E.A., Gehring U., Mölter A., Fuertes E. i in. (2014). Air Pollution and Respiratory Infections during Early Childhood: An Analysis of 10 European Birth Cohorts within the ESCAPE Project. *Environ Health Persp*, 122, 107-113.
- Magiera T., Jabłońska M., Strzyszczyk Z., Rachwał M. (2011). Morphological and mineralogical forms of technologic magnetic particles in industrial dusts. *Atmos Environ*, 45, 4281-4290.
- Majewski G., Rogula-Kozłowska W. (2016). The elemental composition and origin of fine ambient particles in the largest Polish conurbation: first results from the short-term winter campaign. *Theor Appl Climatol*, 125, 79-92.
- Mar T.F., Ito K., Koenig J.Q., Larson T.V. i in. (2006). PM source apportionment and health effects. 3. Investigation of inter-method variations in associations between estimated source contributions of PM<sub>2.5</sub> and daily mortality in Phoenix, AZ. *J Expo Sci Env Epid*, 16, 311-320.
- Mar T.F., Norris G.A., Koenig J.Q., Larson T.V. (2000). Associations between air pollution and mortality in Phoenix, 1995-1997. *Environ Health Persp*, 108, 347-353.
- Markiewicz M.T. (2004). Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Maynard D., Coull B.A., Gryparis A., Schwartz J. (2007). Mortality Risk Associated with Short-Term Exposure to Traffic Particles and Sulfates. *Environ Health Persp*, 115, 751-755.
- Mazumdar S., Schimmel H., Higgins I.T.T. (1982). Relation of daily mortality to air pollution: An analysis of 14 London Winters, 1958/59 – 1971/72. *Arch Environ Health*, 37, 213-220.
- McConnell R., Islam T., Shankardass K., Jerrett M. i in. (2010). Childhood incident asthma and traffic-related air pollution at home and school. *Environ Health Persp*, 118, 1021-1026.
- McCreanor J., Cullinan P., Nieuwenhuijsen M.J., Stewart-Evans J. i in. (2007). Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. *N Engl J Med*, 357, 2348-2358.

- Metzger K.B., Tolbert P.E., Klein M., Peel J. i in. (2004). Ambient air pollution and cardiovascular emergency department visits. *Epidemiology*, 15, 46-56.
- Miller K.A., Siscovick D.S., Sheppard L., Shepherd K. i in. (2007). Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *N Engl J Med*, 356, 447-458.
- Mills N.L., Donaldson K., Hadoke P.W., Boon N.A. i in. (2009). Adverse cardiovascular effects of air pollution. *Nat Clin Pract Card*, 6, 36-44.
- Møller P., Folkmann J.K., Forchhammer L., Bräuner E.V. i in. (2008). Air pollution, oxidative damage to DNA, and carcinogenesis. *Cancer Lett*, 266, 84-97.
- Monteiro A., Ribeiro I., Tchepel O., Sá E. i in. (2013). Bias Correction Techniques to Improve Air Quality Ensemble Predictions: Focus on O3 and PM Over Portugal. *Environ Model Assess*, 5, 533-546.
- Morawska L., Afshari A., Bae G.N., Buonanno G. i in. (2013). Indoor aerosols: From personal exposure to risk assessment. *Indoor Air*, 23, 462-487.
- Motykiwicz G., Michalska J., Pendzich J., Małusecka E. i in. (1998). A molecular epidemiology study in women from Upper Silesia, Poland. *Toxicol Lett*, 96-97, 195-202.
- Motykiwicz G., Cimander B.J., Szeliga J., Tkocz A., Chorąży M. (1990). Mutagenic activity of complex air pollutants in Silesia. In: Vainio, H., Sorsa, M., McMichael, A.J. (Eds.), *Complex Mixtures and Cancer Risk*. IARC Scientific, Lyon, 261-268.
- Naeher L.P., Brauer M., Lipsett M., Zelikoff J.T. i in. (2007). Woodsmoke health effects: a review. *Inhal Toxicol*, 19, 67-106.
- Narkiewicz K. (2002). Rola układu współczulnego w rozwoju nadciśnienia tętniczego i jego powikłań. *Postępy Nauk Medycznych*, 2-3, 123-128.
- NARSTO (2004) Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment. P. McMurry, M. Shepherd, and J. Vickery, eds. Cambridge University Press, Cambridge.
- NIZP-PZH (2012). Sytuacja zdrowotna ludności Polski i jej uwarunkowania. Wojtyniak B., Goryński P., Moskalewicz B. (red.). Narodowy Instytut Zdrowia Publicznego - Państwowy Zakład Higieny, Warszawa.
- Ostro B., Tobias A., Querol X., Alastuey A. i in. (2011). The Effects of Particulate Matter Sources on Daily Mortality: A Case-Crossover Study of Barcelona, Spain. *Environ Health Persp*, 119, 1781-1787.
- Ostro B., Feng W.Y., Broadwin R., Green S., Lipsett M. (2007). The effects of components of fine particulate air pollution on mortality in California: results from CALFINE. *Environ Health Persp*, 115, 13-19.
- Ostro B., Roth L., Malig B., Marty M. (2009). The effects of fine particle components on respiratory hospital admissions in children. *Environ Health Persp*, 117, 475-480.
- Pant P., Harrison R.M. (2013). Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: a review. *Atmos Environ*, 77, 78-97.
- Pasquill F. (1961). The estimation of the dispersion of windborne material. *Meteorol Mag*, 90 (1063), 33-49.
- Pastuszka J.S. (1995). Wstępne badania aerozolu włóknistego w województwie katowickim. *Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów*, 6, 173-178.
- Pastuszka J.S., Rogula W., Talik E. (2006). Badania składu chemicznego powierzchniowej warstwy aerozolu atmosferycznego w Zabrzu. W: J. Koniecznyński (red.) *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce 2012*, tom 2. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze.
- Pedersen M., Giorgis-Allemand L., Bernard C., Aguilera I. i in. (2013). Ambient air pollution and low birthweight: a European cohort study (ESCAPE). *Lancet Resp Med*, 1, 695 - 704
- Peng R.D., Chang H.H., Bell M.L., McDermott A. i in. (2008). Coarse particulate matter air pollution and hospital admissions for cardiovascular and respiratory diseases among Medicare patients. *JAMA*, 299, 2172-2179.
- Peng R.D., Bell M.L., Geyh A.S., McDermott A. i in. (2009). Emergency admissions for cardiovascular and respiratory diseases and the chemical composition of fine particle air pollution. *Environ Health Persp*, 117, 957-963.

- Perera F.P., Brenner D., Jeffrey A., Mayer J. i in. (1992). DNA adducts and related biomarkers in populations exposed to environmental carcinogens. *Environ Health Persp*, 98, 133–137.
- Perez L., Medina-Ramon M., Kunzli N., Alastuey A. i in. (2009). Size Fractionate Particulate Matter, Vehicle Traffic, and Case-Specific Daily Mortality in Barcelona, Spain. *Environ Sci Technol*, 43, 4707–4714.
- Pernigotti D., Belis C.A., Spanò L. (2016). SPECIEUROPE: The European data base for PM source profiles. *Atmos Pollut Res*, 7, 307–314.
- Petzold A., Ogren J.A., Fiebig M., Laj P., i in. (2013). Recommendations for reporting black carbon measurements. *Atmos Chem Phys*, 13, 8365–8379.
- Pfäfflin F. (2017). Assessment of local air quality measures in Germany. TFIAM/FAIRMODE Workshop, 15./16.2.2017 Utrecht.  
[http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/policy/TFIAM\\_FAIRMODE\\_presentation\\_s.html](http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/policy/TFIAM_FAIRMODE_presentation_s.html), dostęp dn. 28.03.2017.
- Pope C.A. 3rd (2011). PM Health Effects from Wood Smoke – Webinarium zaprezentowane 28 lipca 2011 w U.S. EPA Air Pollution Training Institute (APTI).  
<https://www3.epa.gov/ttn/video/072811webinarRedo/072811webinarRedo.html>,  
<https://www3.epa.gov/ttn/video/072811webinarRedo/PMHealthEffects-Pope.pdf>, dostęp dn. 28.06.2016.
- Pope C.A. 3rd, Hansen M.L., Long R.W., Nielsen K.R. i in. (2004a). Ambient particulate air pollution, heart rate variability, and blood markers of inflammation in a panel of elderly subjects. *Environ Health Persp*, 112, 339–345.
- Pope C.A. 3rd, Burnett R.T., Thurston G.D., Thun M.J. i in. (2004b). Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation*, 109, 71–77.
- Pope C.A. 3rd, Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W. i in. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Resp Crit Care*, 151, 669–674.
- Puett R.C., Hart J.E., Yanosky J.D., Paciorek C. i in. (2009). Chronic fine and coarse particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the Nurses' Health Study. *Environ Health Persp*, 117, 1697–1701.
- Pun V.C., Tian L., Yu I.T.S., Kioumourtzoglou M.A., Qiu H. (2015). Differential Distributed Lag Patterns of Source-Specific Particulate Matter on Respiratory Emergency Hospitalizations. *Environ Sci Technol*, 49, 3830–3838.
- Pun V.C., Yu I.T.S., Qiu H., Ho K.F. i in. (2014). Short-Term Associations of Cause-Specific Emergency Hospitalizations and Particulate Matter Chemical Components in Hong Kong. *Am J Epidemiol*, 179, 1086–1095.
- Putaud J.P., Van Dingenen R., Alastuey A., Bauer H., i in. (2010). A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmos Environ*, 44, 1308–1320.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Raaschou-Nielsen O., Andersen Z.J., Beelen R., Samoli E. i in. (2013). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncol*, 14, 813–822.
- 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. *Przegl Epidemiol*, 59, 969–979.
- Radwan M., Jurewicz J., Plańska K., Sobala W. i in. (2016). Exposure to ambient air pollution-does it affect semen quality and the level of reproductive hormones? *Ann Hum Biol*, 43, 50–56.
- Reizer M. (2013). Metodyka identyfikacji przyczyn występowania epizodów pyłowych w warunkach polskich. Rozprawa doktorska. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.

- Reizer M., Maciejewska K., Rabczenko D., Juda-Rezler K. (2016). Assessment of acute health effects of urban wintertime PM episodes. II International Conference on Atmospheric Dust – DUST 2016 Scientific Research Abstracts, Vol. 5, p. 128. ISSN 2464-9147 (Online).
- Rescan (2006). EKATI Diamond Mine: CALPUFF Air Dispersion Modelling Assessment. Project #648-7. Rescan™ Environmental Services Ltd., Yellowknife, Northwest Territories and Vancouver, British Columbia.
- Richards G., Arganovski I.E. (2016). Influence of Co-Combustion of Alternative Derived Fuels on Air Emission from Cement Plants: Particulates and Trace Species. CSAWAC, 44, 47–54.
- Rietmeijer F.J.M., Janeczek J. (1997). An analytical electron microscope study of airborne industrial particles in Sosnowiec, Poland. *Atmos Environ*, 31, 1941–1951.
- Riffault V., Arndt J., Marris H., Mbengue S. i in. (2015). Fine and Ultrafine Particles in the Vicinity of Industrial Activities: A Review. *Crit Rev Env Sci Tec*, 45, 2305–2356.
- 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. *B Environ Contam Tox*, 88, 722–729.
- Rogula-Kozłowska W., Klejnowski K. (2013). Submicrometer Aerosol in Rural and Urban Backgrounds in Southern Poland: Primary and Secondary Components of PM<sub>1</sub>. *Bull Environ Contam Toxicol*, 90, 103–109.
- Rogula-Kozłowska W., Błaszczak B., Szopa S., Klejnowski K. i in. (2013). PM<sub>2.5</sub> in the central part of Upper Silesia, Poland: concentrations, elemental composition, and mobility of components. *Environ Monit Assess*, 185, 581–601.
- Rogula-Kozłowska W., Błaszczak B., Rogula-Kopiec P., Klejnowski K. (2014a). Physicochemical characteristics of fine ambient aerosol from quasi-rural area in Southern Poland. *Int J Environ Res*, 8, 751–764.
- Rogula-Kozłowska W., Klejnowski K., Rogula-Kopiec P., Ośródko L. (2014b). Spatial and seasonal variability of the mass concentration and chemical composition of PM<sub>2.5</sub> in Poland. *Air Qual Atmos Hlth*, 7, 41–58.
- Rogula-Kozłowska W., Majewski G., Czechowski, P.O. (2015). The size distribution and origin of elements bound to ambient particles: a case study of a Polish urban area. *Environ Monit Assess*, 187, 240.
- Rohr A.C., Wyzga R.E. (2012). Attributing health effects to individual particulate matter constituents. *Atmos Environ*, 62, 130–152.
- Rozbicka K., Majewski G., Rozbicki T. (2009). Charakterystyka stanów równowagi atmosfery na stacji miejskiej Ursynów SGGW i stacji podmiejskiej Legionowo. *Acta Agrophysica*, 13, 473–485.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r. w sprawie programów ochrony powietrza oraz planów działań krótkoterminowych, Dz. U. z 2012 r. poz. 1028.
- Rüchel R., Schneider A., Breiter S., Cyrys J., Peters A. (2011). Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhal Toxicol*, 23, 555–592.
- Rundell K.W., Hoffman J.R., Caviston R., Bulbulian R., Hollenbach A.M. (2007). Inhalation of Ultrafine and Fine Particulate Matter Disrupts Systemic Vascular Function. *Inhal Toxicol*, 19, 133–140.
- Rutowski J., Moszczyński P., Dobrowolski J., Krochmal D. (1998). Immunological effects of environmental exposure to NO<sub>2</sub> and NO. Results of our study. *PJOES*, 7, 245–250.
- Rzesutek M., Oleniacz R. (2015). Zastosowanie systemu modeli CALMET/CALPUFF o wysokiej rozdzielczości do oceny wpływu na jakość powietrza spalarni odpadów komunalnych w Krakowie. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 18, 5–22.
- Sæbø A., Popek R., Nawrot B., Hanslin H.M. i in. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Sci Total Environ*, 427–428, 347–354.
- Samet J.M., Dominici F., Currier F.C., Coursac I., Zeger S.L. (2000). Fine particulate air pollution and mortality in 20 US cities, 1987–1994. *N Engl J Med*, 343, 1742–1749.

- Samoli E., Schwartz J., Wojtyniak B., Touloumi G. i in. (2001). Investigating Regional Differences in Short-Term Effects of Air Pollution on Daily Mortality in the APHEA Project: A Sensitivity Analysis for Controlling Long-Term Trends and Seasonality. *Environ Health Persp*, 109, 349-353.
- Sarnat J.A., Marmur A., Klein M., Kim E. i in. (2008). Fine particle sources and cardiorespiratory morbidity: an application of chemical mass balance and factor analytical source-apportionment methods. *Environ Health Persp*, 116, 459-466.
- Savage N.H., Agnew P., Davis L.S., Ordóñez, C. i in. (2013). Air quality modelling using the Met Office Unified Model (AQUUM OS24-26): model description and initial evaluation. *Geosci Model Dev*, 6, 353-372.
- Schlünzen K.H., Sokhi R.S. (2008). Overview of Tools and Methods for Meteorological and Air Pollution Meso-scale Model Evaluation and User Training. Joint Report of COST Action 728 and GURME, WMO/TD-No.1457, ISBN 978-1-905313-59-4.
- Schneider A., Neas L.M., Graff D.W., Herbst M.C. i in. (2010). Association of cardiac and vascular changes with ambient PM2.5 in diabetic individuals. *Part Fibre Toxicol*, 7, 14.
- Schwartz J. (1994). What are people dying of on high air pollution days? *Environ Res*, 64, 26–35.
- Schwartz J. (2000). The Distributed Lag between Air Pollution and Daily Deaths. *Epidemiology*, 11, 320-326.
- Seire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J. (2000). A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model (Version 5). Earth Tech, Inc., Concord, MA.
- Seinfeld J.H., Pandis S.N. (2006). *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ.
- Simpson D., Benedictow A., Berge H., Bergström R. i in. (2012). The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmos Chem Phys*, 12, 7825-7865.
- Sinclair A.H., Edgerton E.S., Wyzga R., Tolsma D. (2010). A two-time-period comparison of the effects of ambient air pollution on outpatient visits for acute respiratory illnesses. *J Air Waste Manage Assoc*, 60, 163-175.
- Solazzo E., Bianconi R., Pirovano G., Matthias V. i in. (2012). Operational model evaluation for particulate matter in Europe and North America in the context of AQMEII. *Atmos Environ*, 53, 75-92.
- Sorbjan (1983). *Turbulencja i dyfuzja w dolnej atmosferze*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Stafoggia M., Samoli E., Alessandrini E., Cadum E. i in. (2013). Short-term associations between fine and coarse particulate matter and hospitalizations in Southern Europe: results from the MED-PARTICLES project. *Environ Health Persp*, 121, 1026–1033.
- Stanek 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. *Atmos Environ*, 45, 5655-5663.
- Stec K., Koniecznyński J. (2010). Emisja niebezpiecznych pierwiastków śladowych z różnych kotłów spalających węgiel. W: J. Koniecznyński (red.) *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce 2010*, tom 1. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze.
- Steinle S., Reis S., Sabel C.E., Semple S. i in. (2015). Personal exposure monitoring of PM2.5 in indoor and outdoor microenvironments. *Sci Total Environ*, 508, 383-394.
- Stockwell W.R., Kirchner F., Kuhn M., Seefeld S. (1997). A new mechanism for regional atmospheric chemistry modeling. *J Geophys Res*, 102, 25847–25879.
- Strzelecki Z., Szymborski J. (2015). *Zachorowalność i umieralność na choroby układu krążenia a sytuacja demograficzna Polski*. Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa.
- Suwa T., Hogg J.C., Quinlan K.B., Ohgami A. i in. (2002) Particulate air pollution induces progression of atherosclerosis. *J Am Coll Cardiol*, 39, 935–942
- Szczygłowski P. (2007). Ocena przydatności wybranych modeli gaussowskich w obliczeniach stanu zanieczyszczenia powietrza. Rozprawa doktorska, Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska, Kraków.

- Tainio M., Holnicki P., Loh M.M., Nahorski Z. (2014). Intake Fraction Variability Between Air Pollution Emission Sources Inside an Urban Area. *Risk Anal*, 34, 2021-2034.
- Tan W.C., Qiu D., Liam B.L. Ng T.P. i in. (2000). The human bone marrow response to acute air pollution caused by forest fires. *Am J Respir Crit Care Med*, 161, 1213-1217.
- Tartakovsky D., Broday D.M., Stern E. (2013). Evaluation of AERMOD and CALPUFF for predicting ambient concentrations of total suspended particulate matter (TSP) emissions from a quarry in complex terrain. *Environ Pollut*, 179, 138-145.
- Thunis P., Cuvelier C. (2016). DELTA Version 5.4. Concepts/User's Guide/Diagrams. Joint Research Centre, Ispra.
- Thunis P., Pederzoli A., Pernigotti D. (2012). Performance criteria to evaluate air quality modeling applications. *Atmos Environ*, 59, 476-482.
- Thyker-Nielsen S., Deme S., Mikkelsen T. (1999). Description of the Atmospheric Dispersion Module RIMPUFF. RODOS(WG2)-TN(98)-02 Report.
- Turpin B.J., Saxena P., Andrews E. (2000). Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects. *Atmos Environ*, 34, 2983-3013.
- Uchwała Nr 164/13 Sejmiku województwa mazowieckiego z dnia 28 października 2013 r. – Program ochrony powietrza dla strefy mazowieckiej.
- Uchwała Nr 389/XXXVI/96 Rady Gminy Warszawa-Centrum z dnia 19 września 1996 w sprawie Miejskiego Systemu Informacyjnego w Gminie Warszawa-Centrum.
- Uchwała Nr LXIX/2063/2006 Rady m.st. Warszawy z dnia 27 lutego 2006 r., Załącznik Nr 1: "Polityka energetyczna miasta stołecznego Warszawy do 2020 r."
- Uchwała Nr XCII/2346/2014 Rady m.st. Warszawy z dnia 16 października 2014 r. - ujednoczona forma Załącznika Nr 1 do Uchwały Nr LXXXII/2746/2006 Rady m.st. Warszawy z dnia 10.10.2006 r.
- Urch B., Silverman F., Corey P., Brook J.R. i in. (2005). Acute blood pressure responses in healthy adults during controlled air pollution exposures. *Environ Health Persp*, 113, 1052-1055.
- Urząd Miasta Stołecznego Warszawy (2006). Opracowanie ekofizjograficzne do studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego m. st. Warszawy. Biuro Naczelnego Architekta Miasta, Miejska Pracownia Planowania Przestrzennego i Strategii Rozwoju, Warszawa.
- Ustawa Prawo Ochrony Środowiska, Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627.
- Utell M.J., Frampton M.W., Zareba W., Devlin R.B., Cascio W.E. (2002). Cardiovascular effects associated with air pollution: potential mechanisms and methods of testing. *Inhal Toxicol*, 14, 1231-347.
- Valko M., Leibfritz D., Moncol J., Cronin M.T. i in. (2006). Free radicals and antioxidants in normal physiological functions and human disease *Int J Biochem Cell Biol*, 39, 44.
- Vallero D.A. (2008). Fundamentals of air pollution. Fourth edition. Academic Press, Amsterdam, Netherlands and Boston MA.
- Valotto G., Rampazzo G., Visin F., Gonella F. i in. (2015). Environmental and traffic-related parameters affecting road dust composition: A multi-technique approach applied to Venice area (Italy). *Atmos Environ*, 122, 596-608.
- Walczewski J. (red.) (2000). Wykorzystanie danych meteorologicznych w monitoring jakości powietrza (podstawy fizyczne i wskazówki metodyczne). Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Wang G., Ostoja-Starzewski M. (2006). Mesoscale simulations of atmospheric flow and tracer transport in Phoenix, Arizona. *Meteorol Appl*, 13, 235-241.
- WBR (2015). Warszawskie Badanie Ruchu 2015 wraz z opracowaniem modelu ruchu. Raport z etapu III. Opracowanie wyników badań. Sopot/Kraków/Warszawa.
- Weber E. (1982). Air pollution assessment modelling methodology, NATO, Challenges of modern society, vol.2, Plenum Press.

- WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe. 2nd edition. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO (2005a). 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.
- WHO (2005b). Effects of air pollution on children's health and development-A review of the evidence. WHO report.
- WHO (2009). Międzynarodowa Statystyczna Klasyfikacja Chorób i Problemów Zdrowotnych, Rewizja dziesiąta, Tom I. World Health Organization, Geneva.
- WHO (2012). Health effects of black carbon. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO (2013a). Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution - REVIHAAP Project Technical Report. World Health Organization, Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health, Bonn.
- WHO (2013b). Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. New emerging risks to health from air pollution – results from the survey of experts. World Health Organization, Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health, Bonn.
- WHO (2013c). Health effects of particulate matter. Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO (2013d). WHO methods and data sources for global causes of death 2000-2011. Global Health Estimates Technical Paper WHO/HIS/HSI/GHE/2013.3. World Health Organization, Department of Health Statistics and Information Systems, Geneva.
- WHO (2014a). Fact sheet N°313: Ambient (outdoor) air quality and health. Updated March 2014. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>, dostęp dn. 13.04.2016.
- WHO (2014b). Fact sheet N°310: The 10 leading causes of death in the world, 2000 and 2012. Updated May 2014. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs310/en/>, dostęp dn. 13.04.2016.
- WHO (2015). Health and the Environment: Addressing the health impact of air pollution. Sixty-Eighth World Health Assembly, A68/A/CONF./2 Rev.1, Agenda item 14.6.
- WHO (2016). WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report, Bonn, Germany, 29 September-1 October 2015. World Health Organization, Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health, Bonn.
- Widdicombe J., Lee L.-Y. (2001) Airway reflexes, autonomic function, and cardiovascular responses. *Environ Health Persp*, 109 (Suppl. 4), 579–584.
- WIOŚ Warszawa (2016). Roczna ocena jakości powietrza w województwie mazowieckim. Raport za rok 2015. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie, Warszawa.
- Wojtyniak B., Piekarski T. (1996). Short term effect of air pollution on mortality in Polish urban populations – what is different? *J Epidemiol Commun H*, 50 (Suppl 1), S36-S41.
- 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 Sci Tech*, 34, 75–87.
- Wood S. (2016). Package 'mgcv' v.1.8-14 for R. Mixed GAM Computation Vehicle with GCV/AIC/REML Smoothness Estimation. GNU General Public License.
- Woś A. (1999). *Klimat Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Xia T., Kovoichich M., Nel A. (2006). The role of reactive oxygen species and oxidative stress in mediating particulate matter injury. *Clin Occup Environ Med*, 5, 817–836.
- Yamada T. (2000). Lagrangian Dispersion Model for Nonneutrally Buoyant Plumes. *J Appl Meteorol*, 39, 427-436.
- Yamada T., Bunker S., Moss M. (1992). Numerical simulations of atmospheric transport and diffusion over coastal complex terrain. *J Appl Meteorol*, 31, 565-578.



- Yarwood G., Jung J., Heo G., Whitten G.Z. i in. (2010). CB6 -Version 6 of the Carbon Bond Mechanism. 2010 CMAS Conference, Chapel Hill, NC.
- Zajusz-Zubek E., Mainka A. (2014). Występowanie wybranych pierwiastków śladowych w formie mobilnej pyłu PM10 pobranego w otoczeniu obiektu energetycznego. W: J. Koniecznyński (red.) Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce 2014, tom 2. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze.
- Zanobetti A., Schwartz J. (2007). Particulate air pollution, progression, and survival after myocardial infarction. *Environ Health Persp*, 115, 769-775.
- Zanobetti A., Schwartz J. (2009). The effect of fine and coarse particulate air pollution on mortality: A national analysis. *Environ Health Persp*, 117, 898-903.
- Zanobetti A., Franklin M., Koutrakis P., Schwartz J. (2009). Fine particulate air pollution and its components in association with cause-specific emergency admissions. *Environ Health*, 8, 58.
- Zeka A., Sullivan J.R., Vokonas P.S., Sparrow D., Schwartz J. (2006). Inflammatory markers and particulate air pollution: characterizing the pathway to disease. *Int J Epidemiol*, 35, 1347-54
- Zhang Q., Jimenez J.L., Canagaratna M.R., Ulbrich I.M. i in. (2011). Understanding atmospheric organic aerosols via factor analysis of aerosol mass spectrometry: a review. *Anal Bioanal Chem*, 401, 3045-3067.
- Zhou J., Ito K., Lall R., Lippman M., Thurston G. (2011). Time-series analysis of mortality effects of fine particulate matter components in Detroit and Seattle. *Environ Health Persp*, 119, 461-466.
- Ziemiański M., Ośródko L. (2012). Wpływ zmian klimatu na gospodarkę, środowisko i społeczeństwo, Tom 2: Zmiany klimatu a monitoring i prognozowanie stanu środowiska atmosferycznego. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa.
- Zwoździak J., Zwoździak A., Szczurek A. (1998). Meteorologia w ochronie atmosfery. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.

## Spis rysunków

Rys. 2.1. Obraz typowych cząstek sadzy w skaningowej mikroskopii elektronowej (SEM). Źródło: Chakrabarty i in. (2014).	25
Rys. 2.2. Przebieg stężeń PM <sub>10</sub> zmierzonych na stacji PMS Sosnowiec oraz prognozowany modelem meteorologicznym COSMO przez IMGW-PIB współczynnik wentylacji od godz. 12 UTC 23 stycznia 2013 r. do godz. 12 UTC 24 stycznia 2013 r. Źródło: Juda-Rezler i Toczko (2016).	35
Rys. 2.3. Średni przebieg dobowy stężeń sadzy na stanowisku podmiejskim. Źródło: Maciejewska i in. (2015).	36
Rys. 2.4. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej emisji antropogenicznej pierwotnego pyłu zawieszonego PM <sub>2.5</sub> : a) na świecie; b) w Europie Środkowo-Wschodniej. Źródło: Opracowanie własne na podstawie Karagulian i in., 2015.	41
Rys. 2.5. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej globalnej emisji antropogenicznej pyłu PM <sub>10</sub> (dane za rok 2008). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy EDGAR v 4.2 (JRC, 2011): <a href="http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42">http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42</a> .	49
Rys. 2.6. Zmiany globalnej antropogenicznej emisji pyłu PM <sub>10</sub> w latach 1970 – 2008 (niebieska linia) oraz ich trend liniowy (linia przerywana). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy EDGAR v 4.2 (JRC, 2011): <a href="http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42">http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42</a> .	50
Rys. 2.7. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej emisji antropogenicznej pyłu TSP, PM <sub>10</sub> oraz PM <sub>2.5</sub> w Unii Europejskiej (dane za rok 2013). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy WebDab (EMEP, 2015): <a href="http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/">http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/</a>	51
Rys. 2.8. Zmiany antropogenicznej emisji TSP, PM <sub>10</sub> i PM <sub>2.5</sub> [Gg] w Unii Europejskiej (EU-28) w latach 1990 – 2013, w podziale na sektory emisji. Źródło: <a href="http://www.ceip.at">http://www.ceip.at</a> .	53
Rys. 2.9. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej emisji antropogenicznej pyłu TSP, PM <sub>10</sub> oraz PM <sub>2.5</sub> w Polsce (dane za rok 2013). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych KOBIZE (2015a).	54
Rys. 2.10. Zmiany antropogenicznej emisji TSP, PM <sub>10</sub> i PM <sub>2.5</sub> [Gg] w Polsce w latach 1995 – 2013, w podziale na sektory emisji. Źródło: <a href="http://www.ceip.at">http://www.ceip.at</a> .	54
Rys. 2.11. Udział poszczególnych sektorów w całkowitej emisji gazowych prekursorów pyłu wtórnego w Unii Europejskiej oraz w Polsce (dane za rok 2013). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy WebDab (EMEP, 2015): <a href="http://www.ceip.at/">http://www.ceip.at/</a> .	56
Rys. 2.12. Stężenia średniodobowe PM <sub>10</sub> (36. najwyższa wartość) [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ], mierzone na stacjach miejskich oraz tłowych w roku 2012, oraz ich przestrzenna interpolacja w siatce 10 km x 10 km. Źródło: ETC/ACM (2014).	58
Rys. 2.13. Stężenia średnioroczne PM <sub>10</sub> [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ], mierzone na stacjach miejskich oraz tłowych w roku 2012, oraz ich przestrzenna interpolacja w siatce 10 km x 10 km. Źródło: ETC/ACM (2014).	59
Rys. 2.14. Stężenia średnioroczne PM <sub>2.5</sub> [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ], mierzone na stacjach miejskich oraz tłowych w roku 2012, oraz ich przestrzenna interpolacja w siatce 10 km x 10 km. Źródło: ETC/ACM (2014).	60
Rys. 2.15. Średnie roczne stężenia PM <sub>2.5</sub> i PM <sub>10</sub> w latach 2005-2012 na obszarze Polski, ważone gęstością zaludnienia. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych ETC/ACM (2014).	61
Rys. 2.16. Klasyfikacja stref w Polsce dla pyłu PM <sub>2.5</sub> na podstawie rocznej oceny jakości powietrza za rok 2015 (kryterium: ochrona zdrowia). Źródło: GIOŚ (2016).	62
Rys. 2.17. Klasyfikacja stref w Polsce dla pyłu PM <sub>10</sub> na podstawie rocznej oceny jakości powietrza za rok 2015 (klasa wynikowa, kryterium: ochrona zdrowia). Źródło: GIOŚ (2016).	63
Rys. 2.18. System modelowania jakości powietrza. Źródło: opracowanie własne.	99
Rys. 3.1. Podział administracyjny Warszawy. Źródło: <a href="https://commons.wikimedia.org/">https://commons.wikimedia.org/</a> .	108

Rys. 3.2. Struktura demograficzna Warszawy według płci i wieku. Stan na 01.01.2016 r. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS. ....	108
Rys.3.3. Lewy panel: średnie miesięczne temperatury [°C] w Warszawie w latach 2013, 2014 oraz w wieloletniu 1971-2000. Prawy panel: miesięczne sumy opadów [mm] w latach 2013, 2014 oraz w wieloletniu 1971-2000. Źródło: Opracowanie własne na podstawie GUS, 2015. ....	111
Rys. 3.4. Korytarze napowietrzające w Warszawie. Źródło: <a href="http://tvn.warszawa.tvn24.pl/">http://tvn.warszawa.tvn24.pl/</a> .....	113
Rys. 3.5. Wielkość emisji pyłu PM <sub>10</sub> i PM <sub>2,5</sub> [Mg rok <sup>-1</sup> ] z poszczególnych typów źródeł, na terenie Warszawy oraz w obszarze otaczającego ją pasa o szerokości 30 km. Etykiety wskazują procentowy udział źródeł w całkowitej emisji. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie (WIOŚ). ....	116
Rys. 3.6. Rozmieszczenie punktowych źródeł emisji PM <sub>10</sub> i PM <sub>2,5</sub> w Warszawie wraz z wielkością emisji [kg rok <sup>-1</sup> ]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ. ....	117
Rys. 3.7. Udział emisji ze spalania w silnikach, ścierania opon, okładzin hamulcowych i nawierzchni dróg oraz unosu wtórnego w całkowitej emisji PM <sub>10</sub> i PM <sub>2,5</sub> ze źródeł liniowych w Warszawie. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ. ....	118
Rys. 3.8. Kataster (500 m x 500 m) emisji liniowej PM <sub>10</sub> i PM <sub>2,5</sub> w Warszawie. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ. ....	119
Rys. 3.9. Kataster (500 m x 500 m) emisji powierzchniowej PM <sub>10</sub> i PM <sub>2,5</sub> w Warszawie. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ. ....	120
Rys. 3.10. a) Przestrzenny rozkład wartości dobowych stężeń PM <sub>10</sub> (36. maksimum w ciągu roku) w roku 2015 na terenie województwa mazowieckiego. b) Obszary przekroczeń średniodobowego poziomu dopuszczalnego pyłu zawieszzonego PM <sub>10</sub> w roku 2015 na terenie województwa mazowieckiego. Źródło: WIOŚ (2016). ....	122
Rys. 3.11. Rozmieszczenie stacji monitoringu jakości powietrza w Warszawie i okolicznych miejscowościach (uwzględniono jedynie punkty pomiaru PM <sub>10</sub> – kolor zielony, oraz PM <sub>2,5</sub> i PM <sub>10</sub> – kolor czerwony). UB – stacja tła miejskiego; SUB – stacja tła podmiejskiego; TRAF – stacja komunikacyjna; RB – stacja tła regionalnego. Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem Google Maps ( <a href="http://www.maps.google.com">www.maps.google.com</a> ). ....	123
Rys. 3.12. Statystyczny rozkład częstości stężeń PM <sub>10</sub> w roku 2014 na wybranych stacjach. Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych GIOŚ. ....	126
Rys. 3.13. Profil dobowej zmienności natężenia ruchu w Warszawie. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOŚ oraz Zarządu Dróg Miejskich w Warszawie. ....	131
Rys. 3.14. Profile rocznej zmienności natężenia emisji ze źródeł powierzchniowych w Warszawie w latach 2013-2014. Źródło: opracowanie własne. ....	133
Rys.3.15. Schemat obszaru modelowania – Warszawa, otaczający ją pas terenu o szerokości 30 km oraz obszar brzegowy. Źródło: opracowanie własne. ....	134
Rys. 3.16. Przebieg stężeń PM <sub>10</sub> (pomierzonych – linia przerywana i modelowanych – linia ciągła) dla przykładowej stacji. Kolorem niebieskim oznaczono pas niepewności wyników modelowania, zaś różowym – pas niepewności pomiarów. Źródło: Thunis i in., (2012). ....	140
Rys. 3.17. Udział głównych przyczyn zgonów w umieralności mężczyzn w poszczególnych grupach wieku w 2010 r. (na podstawie danych GUS). Źródło: NIZP-PZH, 2012. ....	150
Rys. 3.18. Udział głównych przyczyn zgonów w umieralności kobiet w poszczególnych grupach wieku w 2010 r. (na podstawie danych GUS). Źródło: NIZP-PZH, 2012. ....	150
Rys. 3.19. Etapy budowy statystycznego modelu GAM. Źródło: opracowanie własne. ....	153
Rys. 4.1. Średnie miesięczne temperatury, oraz maksymalne i minimalne temperatury średniodobowe obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne. ....	158

Rys. 4.2. Średnie miesięczne prędkości wiatru, oraz maksymalne i minimalne prędkości średniodobowe obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne. ....	159
Rys. 4.3. Róża wiatrów dla centralnej Warszawy: a) cały okres 2013-2014, b) półrocze ciepłe, c) półrocze chłodne. Źródło: opracowanie własne. ....	160
Rys. 4.4. Średnie miesięczne wartości wilgotności względnej, oraz maksymalne i minimalne wartości średniodobowe obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne. ....	161
Rys. 4.5. Średnie miesięczne wysokości warstwy mieszania w porze nocnej (godz. 20 ÷ 7), oraz maksymalne i minimalne wartości spośród średnich dla pory nocnej, obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne. ....	162
Rys. 4.6. Średnie miesięczne wysokości warstwy mieszania w porze dziennej (godz. 8 ÷ 19), oraz maksymalne i minimalne wartości spośród średnich dla pory dziennej, obliczone dla Warszawy za pomocą modelu CALMET. Źródło: opracowanie własne. ....	162
Rys. 4.7. Rozkład przestrzenny całkowitych stężeń $PM_{2.5}$ i $PM_{10}$ w poszczególnych porach roku. ....	169
Rys. 4.8. Rozkład przestrzenny stężeń pyłu $PM_{2.5}$ pochodzącego ze źródeł punktowych (mapy górne) i liniowych (mapy dolne) w poszczególnych porach roku. Źródło: opracowanie własne. ....	172
Rys. 4.9. Rozkład przestrzenny stężeń pyłu $PM_{2.5}$ pochodzącego ze źródeł powierzchniowych (mapy górne) oraz z napływu (mapy dolne) w poszczególnych porach roku. Źródło: opracowanie własne. ....	173
Rys. 4.10. Udział tła regionalnego i ponadregionalnego w pyłe $PM_{10}$ (lewy panel) i $PM_{2.5}$ (prawy panel) napływającym do Warszawy. Źródło: opracowanie własne. ....	174
Rys. 4.11. Średni udział pyłu pochodzącego ze źródeł liniowych i punktowych w całkowitych stężeniach $PM_{2.5}$ , $PM_{10}$ i $PM_c$ w Warszawie. Źródło: opracowanie własne. ....	176
Rys. 4.12. Średni udział pyłu pochodzącego ze źródeł powierzchniowych oraz z napływu w całkowitych stężeniach $PM_{2.5}$ , $PM_{10}$ i $PM_c$ w Warszawie. Źródło: opracowanie własne. ....	177
Rys. 4.13. Wykresy kwantylowe obserwowanych i skalibrowanych modelowanych stężeń $PM_{10}$ (lewy panel) i $PM_{2.5}$ (prawy panel) – percentyle: 5. (żółty), 25. (pomarańczowy), 50. (ciemny pomarańczowy), 75. (czerwony) i 95. (fioletowy). ....	188
Rys. 4.14. Gęstość zaludnienia [ $os. km^{-2}$ ] w oczkach siatki zbudowanej wokół receptorów modelu CALPUFF. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych CODGiK. ....	190
Rys. 4.15. a) Przebieg zmienności narażenia mieszkańców Warszawy na poszczególne składowe pyłu $PM_{10}$ (pył pochodzący ze źródeł punktowych – pkt, powierzchniowych – pow, liniowych – lin oraz z napływu – tło) w latach 2013-2014. b) Procentowe udziały poszczególnych składowych pyłu w całkowitym $PM_{10}$ . Źródło: opracowanie własne. ....	194
Rys. 4.16. a) Przebieg zmienności narażenia mieszkańców Warszawy na poszczególne składowe pyłu $PM_{2.5}$ (pył pochodzący ze źródeł punktowych – pkt, powierzchniowych – pow, liniowych – lin oraz z napływu – tło) w latach 2013-2014. b) Procentowe udziały poszczególnych składowych pyłu w całkowitym $PM_{2.5}$ . Źródło: opracowanie własne. ....	195
Rys. 4.17. Procentowe udziały poszczególnych składowych pyłu zawieszonego w całkowitym $PM_{10}$ (górne wykresy) i w całkowitym $PM_{2.5}$ (dolne wykresy), w sezonie letnim (lewy panel) oraz w sezonie zimowym (prawy panel). Źródło: opracowanie własne. ....	196
Rys. 4.18. Przykładowe wykresy wartości reszt funkcji częściowej autokorelacji (PACF) dla różnych wartości dobranego parametru wygładzającego. ....	202
Rys. 4.19. Przykładowe splajny opisujące zależność ryzyka względnego zgonów od parametrów meteorologicznych (temperatury powietrza, prędkości wiatru, ciśnienia atmosferycznego, wilgotności względnej oraz opadu). Źródło: opracowanie własne. ....	203
Rys. 4.20. Przykładowe wykresy zależności wybranych efektów zdrowotnych w całkowitej populacji Warszawy od poziomów różnego typu zanieczyszczeń pyłowych. Źródło: opracowanie własne. ....	204

Rys. 4.21. Wartości ryzyka względnego umieralności z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu $PM_{10}$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	209
Rys. 4.22. Wartości ryzyka względnego umieralności z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu $PM_{2.5}$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	213
Rys. 4.23. Wartości ryzyka względnego umieralności z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu $PM_c$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	219
Rys. 4.24. Wartości ryzyka względnego hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu $PM_{10}$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	222
Rys. 4.25. Wartości ryzyka względnego hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu $PM_{2.5}$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	226
Rys. 4.26. Wartości ryzyka względnego hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, wyznaczone dla całej populacji Warszawy, w zależności od źródła pochodzenia pyłu $PM_c$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	229
Rys. 4.27. Wartości ryzyka względnego hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, związanego z ekspozycją na różne rodzaje pyłu $PM_c$ , w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata (kolor pomarańczowy) oraz powyżej 65. r.ż. (kolor niebieski). Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	231
Rys. 5.1. Średnie stężenia pyłu frakcji $PM_{2.5}$ i $PM_c$ , pochodzących ze źródeł punktowych, liniowych, powierzchniowych i z napływu, uzyskane z modelu CALPUFF dla obszaru całej Warszawy (średnia ważona gęstością zaludnienia). Wartości procentowe odnoszą się do zawartości każdej z frakcji w pyłe pochodzącym z danego rodzaju źródeł. Źródło: opracowanie własne. ....	236
Rys. 5.2. Ryzyko względne zgonów z przyczyn ogólnych, CV i RS, związane z ekspozycją na pyły frakcji $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ i $PM_c$ , pochodzące ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu. Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	239
Rys. 5.3. Ryzyko względne zgonów z przyczyn ogólnych, CV i RS, związane z ekspozycją na całkowite stężenia $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ i $PM_c$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	240
Rys. 5.4. Ryzyko względne hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, związane z ekspozycją na pyły frakcji $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ i $PM_c$ , pochodzące ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu. Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	241
Rys. 5.5. Ryzyko względne hospitalizacji z przyczyn ogólnych, CV i RS, związane z ekspozycją na całkowite stężenia $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ i $PM_c$ . Przedział ufności nieobejmujący liczby 1 oznacza wynik istotny statystycznie. Źródło: opracowanie własne. ....	242

## List of figures

Fig. 2.1. Typical soot particles depicted by a scanning electron microscope (SEM). Source: Chakrabarty et al. (2014).....	25
Fig. 2.2. Profile of PM <sub>10</sub> concentrations measured at PMS station in Sosnowiec, as well as ventilation coefficient modelled by COSMO meteorological model, from 12 UTC on 23 January 2013 to 12 UTC on 24 January 2013. Source: Juda-Rezler and Toczko (2016). .....	35
Fig. 2.3. Average daily pattern of soot concentrations at a suburban site. Source: Maciejewska et al. (2015).....	36
Fig. 2.4. Share of various sectors in total anthropogenic primary PM <sub>2.5</sub> emissions: a) worldwide; b) in Central-Eastern Europe. Source: Author's own elaboration, based on Karagulian et al., 2015. ....	41
Fig. 2.5. Shares of different sectors in total global anthropogenic PM <sub>10</sub> emissions (data for 2008). Source: Author's own elaboration based on data from EDGAR v4.2 database (JRC, 2011): <a href="http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42">http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42</a> .....	49
Fig. 2.6. Changes of global anthropogenic PM <sub>10</sub> emissions in 1970 – 2008 (blue line) and their linear trend (dashed line). Source: Author's own elaboration based on data from EDGAR v4.2 database (JRC, 2011): <a href="http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42">http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=42</a> .....	50
Fig. 2.7. Shares of different sectors in total anthropogenic emissions of TSP, PM <sub>10</sub> and PM <sub>2.5</sub> in the European Union (data for 2013). Source: Author's own elaboration based on data from WebDab database (EMEP, 2015): <a href="http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/">http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/</a> .....	51
Fig. 2.8. Changes of anthropogenic emissions of TSP, PM <sub>10</sub> and PM <sub>2.5</sub> [Gg] in the European Union (UE-28) in years 1990 – 2013, divided into emission sectors. Source: <a href="http://www.ceip.at">http://www.ceip.at</a> .....	53
Fig. 2.9. Shares of different sectors in total anthropogenic emissions of TSP, PM <sub>10</sub> and PM <sub>2.5</sub> in Poland (data for 2013). Source: Author's own elaboration based on data from KOBIZE (2015a). .....	54
Fig. 2.10. Changes of anthropogenic emissions of TSP, PM <sub>10</sub> and PM <sub>2.5</sub> [Gg] in Poland in years 1995 – 2013, divided into emission sectors. Source: <a href="http://www.ceip.at">http://www.ceip.at</a> .....	54
Fig. 2.11. Shares of different sectors in total emissions of gaseous precursors of secondary particulate matter in the European Union and in Poland (data for 2013). Source: Author's own elaboration based on data from WebDab database (EMEP, 2015): <a href="http://www.ceip.at/">http://www.ceip.at/</a> .....	56
Fig. 2.12. Daily PM <sub>10</sub> concentrations (36 <sup>th</sup> highest value) [µg m <sup>-3</sup> ] measured at urban and rural stations in 2012, as well as their spatial interpolation in 10 km x 10 km grid. Source: ETC/ACM (2014). .....	58
Fig. 2.13. Average yearly PM <sub>10</sub> concentrations [µg m <sup>-3</sup> ] measured at urban and rural stations in 2012, as well as their spatial interpolation in 10 km x 10 km grid. Source: ETC/ACM (2014). .....	59
Fig. 2.14. Average yearly PM <sub>2.5</sub> concentrations [µg m <sup>-3</sup> ] measured at urban and rural stations in 2012, as well as their spatial interpolation in 10 km x 10 km grid. Source: ETC/ACM (2014). .....	60
Fig. 2.15. Population-weighted average concentrations of PM <sub>2.5</sub> and PM <sub>10</sub> over the area of Poland, 2005-2012. Source: Author's own elaboration based on data from ETC/ACM (2014). .....	61
Fig. 2.16. Classification of the zones regarding PM <sub>2.5</sub> in Poland, based on the annual air quality assessment for 2015 (criterion: protection of the human health). Source: GIOŚ (2016). .....	62
Fig. 2.17. Classification of the zones regarding PM <sub>10</sub> in Poland, based on the annual air quality assessment for 2015 (combined class, criterion: protection of the human health). Source: GIOŚ (2016). .....	63
Fig. 2.18. Air quality modelling system. Source: Author's own elaboration.....	99
Fig. 3.1. Administrative division of Warsaw. Source: <a href="https://commons.wikimedia.org/">https://commons.wikimedia.org/</a> .....	108
Fig. 3.2. Demographic structure in Warsaw by sex and age. State as for 01.01.2016. Source: Author's own elaboration based on data from GUS. ....	108

Fig. 3.3. Left: monthly average temperatures [°C] in Warsaw in 2013, 2014 and in the 1971-2000 period. Right: monthly sums of precipitation [mm] in Warsaw in 2013, 2014 and in the 1971-2000 period. Source: Author's own elaboration based on GUS, 2015. ....	111
Fig. 3.4. Ventilation corridors in Warsaw. Source: <a href="http://tvnwarszawa.tvn24.pl/">http://tvnwarszawa.tvn24.pl/</a> . ....	113
Fig. 3.5. Emission of PM <sub>10</sub> and PM <sub>2.5</sub> [Mg a <sup>-1</sup> ] from different types of emission sources, from the area of Warsaw and the surrounding band of 30 km width. The labels indicate percent share of sources in the total emission. Source: Author's own elaboration based on data from Voivodship Inspectorate of Environmental Protection in Warsaw (WIOŚ). ....	116
Fig. 3.6. Location of emission point sources of PM <sub>10</sub> and PM <sub>2.5</sub> in Warsaw, along with their emission volume [kg a <sup>-1</sup> ]. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ. ....	117
Fig. 3.7. Share of exhaust emissions, abrasion of tyres, brakes and road surface, as well as resuspended dust in total emissions of PM <sub>10</sub> and PM <sub>2.5</sub> from linear sources in Warsaw. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ. ....	118
Fig. 3.8. Linear emission cadastre (500 m x 500 m) of PM <sub>10</sub> and PM <sub>2.5</sub> in Warsaw. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ. ....	119
Fig. 3.9. Areal emission cadastre (500 m x 500 m) of PM <sub>10</sub> and PM <sub>2.5</sub> in Warsaw. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ. ....	120
Fig. 3.10. a) Spatial distribution of daily mean PM <sub>10</sub> concentrations (36 <sup>th</sup> maximum during calendar year) in 2015 in the Masovian Voivodship. b) Areas of exceedances of the daily mean limit value of PM <sub>10</sub> in 2015 in the Masovian Voivodship. Source: WIOŚ (2016). ....	122
Fig. 3.11. Location of the air quality measurement stations in Warsaw and its neighbourhood (only PM <sub>10</sub> (green), and PM <sub>2.5</sub> and PM <sub>10</sub> (red) measurement sites are shown). UB – urban background site; SUB – suburban site; TRAF – traffic site; RB – regional background site. Source: Author's own elaboration, with the use of Google Maps ( <a href="http://www.maps.google.com">www.maps.google.com</a> ). ....	123
Fig. 3.12. Statistical distribution of PM <sub>10</sub> concentrations in 2014 at selected stations. Source: Author's own elaboration based on data from GIOŚ. ....	126
Fig. 3.13. Profile of diurnal variability of traffic intensity in Warsaw. Source: Author's own elaboration based on data from WIOŚ and Municipal Roads Directorate in Warsaw. ....	131
Fig. 3.14. Profiles of yearly variability of intensity of emission from areal sources in Warsaw in 2013-2014. Source: Author's own elaboration. ....	133
Fig. 3.15. Scheme of the modeling domain – Warsaw, the surrounding band of 30 km width, and the boundary frame. Source: Author's own elaboration. ....	134
Fig. 3.16. PM <sub>10</sub> concentration time series (measured – solid line, modelled – dashed line) for an exemplary station. The uncertainty range of observations is depicted in blue, whereas of modelled values – in pink. Source: Thunis et al. (2012). ....	140
Fig. 3.17. Proportion of deaths from main causes in all deaths by 5-year age groups – males, 2010 (based on data from GUS). Source: NIZP-PZH, 2012. ....	150
Fig. 3.18. Proportion of deaths from main causes in all deaths by 5-year age groups – females, 2010 (based on data from GUS). Source: NIZP-PZH, 2012. ....	150
Fig. 3.19. Steps in building the statistical GAM model. Source: Author's own elaboration. ....	153
Fig. 4.1. Average monthly temperatures, as well as minimum and maximum daily mean temperatures, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration. ....	158
Fig. 4.2. Average monthly wind speed, as well as minimum and maximum daily mean wind speed, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration. ....	159

Fig. 4.3. Wind rose for central Warsaw: a) the whole 2013-2014 period, b) warm season, c) cold season. Source: Author's own elaboration.....	160
Fig. 4.4. Average monthly relative humidity, as well as minimum and maximum daily mean values, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration. ....	161
Fig. 4.5. Average monthly mixing layer heights at night (8 pm ÷ 7 am), as well as minimum and maximum values for the nighttime, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration.....	162
Fig. 4.6. Average monthly mixing layer heights at night (8 am ÷ 7 pm), as well as minimum and maximum values for the daytime, calculated for Warsaw by CALMET model. Source: Author's own elaboration. ....	162
Fig. 4.7. Spatial distribution of total concentrations of PM <sub>2.5</sub> and PM <sub>10</sub> in the seasons of the year. ....	169
Fig. 4.8. Spatial distribution of PM <sub>2.5</sub> from point sources (upper maps) and linear sources (lower maps) in the four seasons of the year. Source: Author's own elaboration. ....	172
Fig. 4.9. Spatial distribution of PM <sub>2.5</sub> from areal sources (upper maps) and from external inflow (lower maps) in the four seasons of the year. Source: Author's own elaboration.....	173
Fig. 4.10. Shares of suburban and regional backgrounds in the inflow of PM <sub>10</sub> (left panel) and PM <sub>2.5</sub> (right panel) to Warsaw. Source: Author's own elaboration. ....	174
Fig. 4.11. Average percent shares of PM from point (top) and linear (bottom) sources in total PM <sub>2.5</sub> , PM <sub>10</sub> and PM <sub>c</sub> concentrations in Warsaw. Source: Author's own elaboration. ....	176
Fig. 4.12. Average percent shares of PM from areal sources (top) and from inflow (bottom) in total PM <sub>2.5</sub> , PM <sub>10</sub> and PM <sub>c</sub> concentrations in Warsaw. Source: Author's own elaboration.....	177
Fig. 4.13. Quantile-quantile plots of observed and calibrated modelled concentrations of PM <sub>10</sub> (left panel) and PM <sub>2.5</sub> (right panel) – percentiles: 5th (yellow), 25th (orange), 50th (dark orange), 75th (red) and 95th (violet). 188	
Fig. 4.14. Population density [pers. km <sup>-2</sup> ] in the cells of the grid constructed around CALPUFF receptors. Source: Author's own elaboration based on data from CODGiK.....	190
Fig. 4.15. a) Time series of exposure of Warsaw inhabitants to various components of PM <sub>10</sub> (PM originating from point sources – pkt, areal sources – pow, linear sources – lin, and from inflow – tto) in 2013-2014. b) Percent shares of various components in total PM <sub>10</sub> . Source: Author's own elaboration. ....	194
Fig. 4.16. a) Time series of exposure of Warsaw inhabitants to various components of PM <sub>2.5</sub> (PM originating from point sources – pkt, areal sources – pow, linear sources – lin, and from inflow – tto) in 2013-2014. b) Percent shares of various components in total PM <sub>2.5</sub> . Source: Author's own elaboration.....	195
Fig. 4.17. Percent shares of various components in total PM <sub>10</sub> (top graphs) and in total PM <sub>2.5</sub> (bottom graphs), in summer (left panel) and in winter (right panel). Source: Author's own elaboration.....	196
Fig. 4.18. Exemplary plots of residuals of the partial autocorrelation function (PACF) for different values of the smoothing parameter.....	202
Fig. 4.19. Exemplary splines depicting the relationship between relative risk of mortality and meteorological parameters (air temperature, wind speed, atmospheric pressure, relative humidity and precipitation). Source: Author's own elaboration.....	203
Fig. 4.20. Exemplary graphs showing the dependence of selected health effects in the total population of Warsaw on concentrations of different PM types. Source: Author's own elaboration. ....	204
Fig. 4.21. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS mortality, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of PM <sub>10</sub> . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	209
Fig. 4.22. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS mortality, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of PM <sub>2.5</sub> . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	213



Fig. 4.23. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS mortality, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of $PM_c$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	219
Fig. 4.24. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS hospital admissions, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of $PM_{10}$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	222
Fig. 4.25. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS hospital admissions, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of $PM_{2.5}$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	226
Fig. 4.26. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS hospital admissions, calculated for the whole population of Warsaw, depending on the source of origin of $PM_c$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	229
Fig. 4.27. Relative risk estimates for all-cause, CV and RS hospital admissions, associated with exposition to various $PM_c$ types, calculated for the 0-64 yr (orange) and above 65 yr (blue) age groups. Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	231
Fig. 5.1. Mean concentrations of $PM_{2.5}$ and $PM_c$ originating from point, linear and areal sources, as well as from external inflow, calculated by CALPUFF model for the whole area of Warsaw (averages weighted by population density). Percentage values indicate the shares of each fraction in PM originating from given type of sources. Source: Author's own elaboration. ....	236
Fig. 5.2. Relative risk of all-cause, CV and RS mortality, associated with exposition to particulate matter fractions $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ and $PM_c$ , originating from linear sources, areal sources and from inflow. Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	239
Fig. 5.3. Relative risk of all-cause, CV and RS mortality, associated with exposition to total concentrations of $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ and $PM_c$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	240
Fig. 5.4. Relative risk of all-cause, CV and RS hospital admissions, associated with exposition to particulate matter fractions $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ and $PM_c$ , originating from linear sources, areal sources and from inflow. Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	241
Fig. 5.5. Relative risk of all-cause, CV and RS hospital admissions, associated with exposition to total concentrations of $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ and $PM_c$ . Confidence interval excluding 1 indicates statistical significance of the result. Source: Author's own elaboration. ....	242

## Spis tabel

Tabela 2.1. Wielkość rocznej pierwotnej emisji pyłu na świecie [ $Gg a^{-1}$ ]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych literaturowych.....	49
Tabela 2.2. Wielkość rocznej pierwotnej emisji pyłu antropogenicznego w Unii Europejskiej w 2013 r. [ $Gg a^{-1}$ ]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy WebDab (EMEP, 2015): <a href="http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/">http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/</a> .....	51
Tabela 2.3. Wielkość rocznej pierwotnej emisji pyłu antropogenicznego w Polsce w 2013 r. [ $Gg a^{-1}$ ]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych KOBiZE (2015a).....	53
Tabela 2.4. Wielkość rocznej emisji gazowych prekursorów pyłu wtórnego oraz pierwotnego $PM_{10}$ w Unii Europejskiej oraz w Polsce w 2013 r. [ $Gg a^{-1}$ ]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z bazy WebDab (EMEP, 2015): <a href="http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/">http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/</a> .....	55
Tabela 2.5. Standardy jakości powietrza dla $PM_{10}$ i $PM_{2,5}$ obowiązujące w Unii Europejskiej oraz w Polsce.....	57
Tabela 2.6. Porównanie średniorocznych stężeń pyłu $PM_{10}$ i $PM_{2,5}$ oraz 36. najwyższych średniodobowych stężeń $PM_{10}$ [ $\mu g m^{-3}$ ], uśrednionych dla obszaru Unii Europejskiej oraz Polski – dane za rok 2012. Średnie zostały zważone gęstością zaludnienia. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych ETC/ACM (2014).....	60
Tabela 2.7. Przegląd wyników badań nad wpływem poszczególnych składników pyłu na umieralność oraz liczbę wizyt na ostrym dyżurze i/lub hospitalizacji. W tabeli uwzględniono jedynie substancje, wykazujące istotny dodatni związek z badanymi efektami zdrowotnymi. Źródło: opracowanie własne.....	85
Tabela 2.8. Przegląd wyników badań nad wpływem pyłu pochodzącego z różnych źródeł emisji, wyznaczonych metodami SA, na umieralność oraz liczbę wizyt na ostrym dyżurze i/lub hospitalizacji. Źródło: opracowanie własne.....	86
Tabela 3.1. Zestawienie danych klimatologicznych i meteorologicznych dla Warszawy. Źródło: Opracowanie własne na podstawie GUS, 2015.....	110
Tabela 3.2. Zestawienie wyników pomiarów stężeń $PM_{2,5}$ w latach 2013-2014 na stacjach zlokalizowanych w Warszawie i okolicznych miejscowościach. Czcionką pogrubioną wyróżniono przekroczenia wartości normatywnych. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GIOŚ.....	123
Tabela 3.3. Zestawienie wyników pomiarów stężeń $PM_{10}$ w latach 2013-2014 na stacjach zlokalizowanych w Warszawie i okolicznych miejscowościach. Czcionką pogrubioną wyróżniono przekroczenia wartości normatywnych. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GIOŚ.....	124
Tabela 3.4. Zestawienie statystycznych wskaźników jakości, wyznaczanych dla poszczególnych zmiennych meteorologicznych. W nawiasach podano proponowaną wartość progową lub pożądany stopień dokładności (DA, ang. <i>desired accuracy</i> ). Wyjaśnienia skrótów oraz wzory obliczeniowe znajdują się w tekście. Źródło: opracowanie własne na podstawie Schlunzen i Sokhi (2008) oraz EEA (2011).....	139
Tabela 3.5. Wartości $uRV$ , $RV$ i $\alpha$ wyznaczone dla pyłu $PM_{10}$ i $PM_{2,5}$ (za: Thunis i Cuvelier, 2016).....	141
Tabela 4.1. Podsumowanie wyników ewaluacji modelu CALMET dla lat 2013-2014.....	164
Tabela 4.2. Zestawienie wyników modelu CALPUFF – uśrednione w obrębie siatki obliczeniowej wartości stężeń $PM_{2,5}$ , $PM_{10}$ i $PM_c$ oraz ich typów w poszczególnych porach roku i w całym okresie 2013-2014, a także wartości minimalne i maksymalne spośród wszystkich receptorów.....	167
Tabela 4.3. Wartość niepewności pomiarów (U) $PM_{10}$ dla poszczególnych stacji monitoringu oraz średnie stężenie $PM_{10}$ w okresie 2013-2014.....	180
Tabela 4.4. Wartość niepewności pomiarów (U) $PM_{2,5}$ dla poszczególnych stacji monitoringu oraz średnie stężenie $PM_{2,5}$ w okresie 2013-2014.....	180
Tabela 4.5. Podsumowanie wyników ewaluacji modelu CALPUFF dla stężeń $PM_{10}$ – wyniki surowe oraz wyniki skalibrowane dla lat 2013-2014. Wskaźniki spełniające MPC ( <i>model performance criteria</i> ) zostały pogrubione. MPC obliczono na podstawie danych pomiarowych z odpowiednich stacji.....	186

Tabela 4.6. Podsumowanie wyników ewaluacji modelu CALPUFF dla stężeń $PM_{2.5}$ – wyniki surowe i skalibrowane dla lat 2013-2014. Wskaźniki spełniające MPC ( <i>model performance criteria</i> ) zostały pogrubione. MPC obliczono na podstawie danych pomiarowych z odpowiednich stacji.....	187
Tabela 4.7. Średnie narażenie na poszczególne typy pyłu $PM_{2.5}$ , $PM_{10}$ i $PM_c$ , a także ich udziały w całkowitych stężeniach odpowiednich frakcji. Wartości średnioroczne obliczone modelem CALPUFF, ważone gęstością zaludnienia. Źródło: opracowanie własne.....	191
Tabela 4.8. Zestawienie liczby zgonów w Warszawie w latach 2013-2014 według przyczyny, płci, wieku oraz pory roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych NIZP-PZH.....	197
Tabela 4.9. Współczynniki śmiertelności na 100 000 mieszkańców w Warszawie w latach 2013-2014 według przyczyny, płci, wieku oraz pory roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych NIZP-PZH.....	198
Tabela 4.10. Zestawienie liczby osób hospitalizowanych w Warszawie w latach 2013-2014 według przyczyny, płci, wieku oraz pory roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych NIZP-PZH.....	199
Tabela 4.11. Współczynniki hospitalizacji na 100 000 mieszkańców w Warszawie w latach 2013-2014 według przyczyny, płci, wieku oraz pory roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych NIZP-PZH.....	199
Tabela 4.12. Skrótowe oznaczenia poszczególnych bazowych modeli GAM.....	205
Tabela 4.13. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) zgonów z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń ( $PM_{10}$ całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu) o $10 \mu g m^{-3}$ – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor zielony oznacza ryzyko $>1$ , zaś niebieski – wyniki istotne statystycznie.....	208
Tabela 4.14. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) zgonów z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń ( $PM_{2.5}$ całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu) o $10 \mu g m^{-3}$ – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor zielony oznacza ryzyko $>1$ , zaś niebieski – wyniki istotne statystycznie.....	212
Tabela 4.15. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) zgonów z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń ( $PM_c$ całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu) o $10 \mu g m^{-3}$ – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor zielony oznacza ryzyko $>1$ , zaś niebieski – wyniki istotne statystycznie.....	218
Tabela 4.16. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) hospitalizacji z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń ( $PM_{10}$ całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu) o $10 \mu g m^{-3}$ – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor żółty oznacza ryzyko $>1$ , zaś fioletowy – wyniki istotne statystycznie.....	221
Tabela 4.17. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) hospitalizacji z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń ( $PM_{2.5}$ całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu) o $10 \mu g m^{-3}$ – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor żółty oznacza ryzyko $>1$ , zaś fioletowy – wyniki istotne statystycznie.....	225
Tabela 4.18. Ryzyko względne (wraz z 90% przedziałem ufności) hospitalizacji z przyczyn ogólnych, krążeniowych (CV) i oddechowych (RS), związane ze wzrostem stężeń zanieczyszczeń ( $PM_c$ całkowitego oraz pochodzącego ze źródeł liniowych, powierzchniowych i z napływu) o $10 \mu g m^{-3}$ – wskaźniki dla ogółu populacji Warszawy oraz w podziale na grupy wiekowe 0-64 lata i powyżej 65 lat, wyznaczone dla lag 0, lag 1 i lag 2. Kolor żółty oznacza ryzyko $>1$ , zaś fioletowy – wyniki istotne statystycznie.....	228
Tabela 5.1. Współczynniki korelacji r-Pearsona pomiędzy stężeniami $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ i $PM_c$ w Warszawie, w latach 20013-2014. Wyniki istotne statystycznie oznaczono: ** dla $p<0.01$ oraz * dla $p<0.05$ .....	242

## List of tables

Table 2.1. Annual global emissions of primary particulate matter [ $\text{Gg a}^{-1}$ ]. Source: Author's own elaboration based on literature data.....	49
Table 2.2. Annual emissions of primary anthropogenic particulate matter in the European Union in 2013 [ $\text{Gg a}^{-1}$ ]. Source: Author's own elaboration based on data from WebDab database (EMEP, 2015): <a href="http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/">http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/</a> .....	51
Table 2.3. Annual emissions of primary anthropogenic particulate matter in Poland in 2013 [ $\text{Gg a}^{-1}$ ]. Source: Author's own elaboration based on data from KOBiZE (2015a).....	53
Table 2.4. Annual emissions of gaseous precursors of secondary particulate matter and of primary $\text{PM}_{10}$ in the European Union and in Poland in 2013 [ $\text{Gg a}^{-1}$ ]. Source: Author's own elaboration based on data from WebDab database (EMEP, 2015): <a href="http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/">http://www.ceip.at/ms/ceip_home/ceip_home/webdab_emepdatabase/reported_emissiondata/</a> .....	55
Table 2.5. Air quality standards for $\text{PM}_{10}$ and $\text{PM}_{2.5}$ as set in the European Union and in Poland. ....	57
Table 2.6. Comparison of average yearly concentrations of $\text{PM}_{10}$ and $\text{PM}_{2.5}$ , as well as 36 <sup>th</sup> highest daily means of $\text{PM}_{10}$ [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ] averaged over the area of the European Union and Poland – data for 2012. The averages are population-weighted. Source: Author's own elaboration based on data from ETC/ACM (2014).....	60
Table 2.7. Review of the results of research on the relationship between PM components and mortality, as well as emergency department visits and/or hospitalizations. Only the components which showed statistically significant, positive association with analyzed health outcomes are included in the table. Source: Author's own elaboration.....	85
Table 2.8. Review of the results of research on the relationship of PM originating from different emission sources, identified by the SA methods, and mortality, as well as emergency department visits and/or hospitalizations. Source: Author's own elaboration. ....	86
Table 3.1. Climatological and meteorological data for Warsaw. Source: Author's own elaboration based on GUS, 2015. ....	110
Table 3.2. Summary of measurement results of the $\text{PM}_{2.5}$ levels in 2013-2014 observed at stations in Warsaw and its neighbourhood. Bold type indicates exceedances of the air quality standards. Source: Author's own elaboration based on data from GIOŚ.....	123
Table 3.3. Summary of measurement results of the $\text{PM}_{10}$ levels in 2013-2014 observed at stations in Warsaw and its neighbourhood. Bold type indicates exceedances of the air quality standards. Source: Author's own elaboration based on data from GIOŚ.....	124
Table 3.4. Summary of statistical quality indicators, calculated for particular meteorological variables. In brackets, the proposed threshold values or desired accuracy (DA) are given. The explanation of abbreviations, as well as computation formulas can be found in the text. Source: Author's own elaboration based on Schlünzen and Sokhi (2008), and EEA (2011).....	139
Table 3.5. Values of $u_{RV}$ , $RV$ and $\alpha$ for $\text{PM}_{10}$ and $\text{PM}_{2.5}$ (from: Thunis and Cuvelier, 2016).....	141
Table 4.1. Summary of evaluation results of the CALMET model for the years 2013-2014. ....	164
Table 4.2. CALPUFF model results – concentrations of $\text{PM}_{2.5}$ , $\text{PM}_{10}$ , $\text{PM}_c$ and their types averaged over the modelling grid, computed for the seasons of the year and for the whole 2013-2014 period, as well as minimum and maximum values within all receptor points.....	167
Table 4.3. $\text{PM}_{10}$ measurement uncertainty (U) for each of the monitoring stations, as well as average $\text{PM}_{10}$ concentration in the 2013-2014 period.....	180
Table 4.4. $\text{PM}_{2.5}$ measurement uncertainty (U) for each of the monitoring stations, as well as average $\text{PM}_{2.5}$ concentration in the 2013-2014 period.....	180
Table 4.5. Summary of the results of CALPUFF evaluation for $\text{PM}_{10}$ concentrations – raw and calibrated data for 2013-2014. Indicators which fulfill MPC ( <i>model performance criteria</i> ) are in bold type. MPCs were calculated based on measurement data from respective monitoring stations. ....	186

Table 4.6. Summary of the results of CALPUFF evaluation for PM <sub>2.5</sub> concentrations – raw and calibrated data for 2013-2014. Indicators which fulfill MPC ( <i>model performance criteria</i> ) are in bold type. MPCs were calculated based on measurement data from respective monitoring stations. ....	187
Table 4.7. Mean exposure to various types of PM <sub>2.5</sub> , PM <sub>10</sub> and PM <sub>c</sub> , as well as their shares in total concentrations of the respective PM fractions. Yearly averages calculated by the CALPUFF model, weighted by population density. Source: Author's own elaboration. ....	191
Table 4.8. Mortality in Warsaw in 2013-2014 by cause, sex, age and year season. Source: Author's own elaboration based on data from NIZP-PZH. ....	197
Table 4.9. Mortality rates per 100 000 inhabitants in Warsaw in 2013-2014 by cause, sex, age and year season. Source: Author's own elaboration based on data from NIZP-PZH. ....	198
Table 4.10. Hospitalizations in Warsaw in 2013-2014 by cause, sex, age and year season. Source: Author's own elaboration based on data from NIZP-PZH. ....	199
Table 4.11. Hospitalization rates per 100 000 inhabitants in Warsaw in 2013-2014 by cause, sex, age and year season. Source: Author's own elaboration based on data from NIZP-PZH. ....	199
Table 4.12. Abbreviations used for particular GAM base models. ....	205
Table 4.13. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) mortality per 10 µg m <sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM <sub>10</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Green cells represent risk >1, blue indicate statistically significant results. ....	208
Table 4.14. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) mortality per 10 µg m <sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM <sub>2.5</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Green cells represent risk >1, blue indicate statistically significant results. ....	212
Table 4.15. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) mortality per 10 µg m <sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM <sub>c</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Green cells represent risk >1, blue indicate statistically significant results. ....	218
Table 4.16. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) hospital admissions per 10 µg m <sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM <sub>10</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Yellow cells represent risk >1, violet indicate statistically significant results. ....	221
Table 4.17. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) hospital admissions per 10 µg m <sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM <sub>2.5</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Yellow cells represent risk >1, violet indicate statistically significant results. ....	225
Table 4.18. Relative risk (with 90% confidence interval) of total, cardiovascular (CV) and respiratory (RS) hospital admissions per 10 µg m <sup>-3</sup> increase of pollutants' concentrations (PM <sub>c</sub> total and originating from linear sources, areal sources and from inflow) – indicators for the whole population of Warsaw, as well as for the 0-64 and above 65 age groups, calculated for lags 0, 1 and 2. Yellow cells represent risk >1, violet indicate statistically significant results. ....	228
Table 5.1. Pearson's r coefficients for correlations between PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5</sub> and PM <sub>c</sub> concentrations in Warsaw in 2013-2014. Statistically significant results are marked: ** for p<0.01 and * for p<0.05. ....	243





**PM10 - ZGONY - lag 0**

model	RR PM10	C.I.	RR PM10 lin	C.I.	RR PM10 pow	C.I.	RR PM10 tlo	C.I.
all	1.002	(0.998-1.005)	1.003	(0.997-1.010)	1.032	(1.008-1.056)	1.001	(0.996-1.007)
all064	1.002	(0.996-1.007)	1.005	(0.993-1.017)	1.043	(1.000-1.089)	1.000	(0.990-1.010)
all65	1.001	(0.998-1.005)	1.002	(0.994-1.010)	1.024	(0.996-1.053)	1.002	(0.995-1.008)
allm	1.000	(0.995-1.004)	1.001	(0.991-1.010)	1.011	(0.977-1.047)	0.998	(0.990-1.006)
allm064	0.998	(0.991-1.005)	1.001	(0.986-1.016)	1.034	(0.979-1.092)	0.991	(0.978-1.004)
allm65	1.000	(0.994-1.005)	0.999	(0.987-1.011)	0.994	(0.952-1.038)	1.001	(0.991-1.011)
allf	1.004	(1.000-1.008)	1.006	(0.997-1.015)	1.050	(1.017-1.084)	1.005	(0.998-1.013)
allf064	1.007	(0.998-1.016)	1.010	(0.991-1.029)	1.051	(0.982-1.125)	1.012	(0.996-1.028)
allf65	1.003	(0.998-1.008)	1.005	(0.994-1.015)	1.049	(1.012-1.087)	1.004	(0.995-1.012)
cv	1.000	(0.995-1.004)	0.997	(0.988-1.007)	1.039	(1.004-1.074)	0.999	(0.991-1.007)
cv064	0.995	(0.986-1.005)	0.992	(0.973-1.012)	1.065	(0.994-1.142)	0.987	(0.971-1.004)
cv65	1.001	(0.996-1.006)	0.998	(0.988-1.009)	1.027	(0.988-1.067)	1.002	(0.993-1.011)
cvm	0.996	(0.989-1.002)	0.993	(0.979-1.007)	0.980	(0.931-1.031)	0.992	(0.980-1.004)
cvm064	0.995	(0.984-1.006)	0.998	(0.975-1.022)	1.056	(0.972-1.148)	0.983	(0.963-1.002)
cvm65	0.996	(0.987-1.004)	0.989	(0.972-1.007)	0.935	(0.876-0.998)	0.997	(0.983-1.012)
cvf	1.003	(0.997-1.009)	1.002	(0.989-1.015)	1.090	(1.042-1.139)	1.005	(0.994-1.016)
cvf064	0.999	(0.981-1.016)	0.982	(0.945-1.019)	1.098	(0.967-1.245)	1.003	(0.973-1.035)
cvf65	1.004	(0.998-1.010)	1.005	(0.991-1.018)	1.084	(1.033-1.137)	1.005	(0.993-1.016)
rs	1.001	(0.991-1.011)	1.004	(0.984-1.025)	1.080	(1.004-1.162)	0.996	(0.978-1.014)
rs064	1.011	(0.988-1.033)	1.041	(0.994-1.090)	1.108	(0.936-1.312)	0.998	(0.957-1.040)
rs65	0.999	(0.988-1.009)	0.995	(0.972-1.018)	1.071	(0.988-1.161)	0.995	(0.976-1.015)
rsm	1.006	(0.992-1.020)	1.015	(0.987-1.045)	1.034	(0.931-1.149)	1.007	(0.982-1.032)
rsm064	1.010	(0.982-1.039)	1.043	(0.983-1.105)	0.930	(0.740-1.168)	1.005	(0.954-1.059)
rsm65	1.005	(0.989-1.020)	1.007	(0.974-1.041)	1.063	(0.945-1.196)	1.007	(0.979-1.036)
rsf	0.995	(0.981-1.009)	0.990	(0.962-1.020)	1.106	(1.000-1.224)	0.985	(0.960-1.010)
rsf064	1.008	(0.973-1.044)	1.032	(0.957-1.112)	1.401	(1.093-1.797)	0.982	(0.918-1.050)
rsf65	0.993	(0.978-1.008)	0.983	(0.952-1.015)	1.059	(0.948-1.183)	0.986	(0.959-1.013)

**PM10 - ZGONY - lag 1**

model	RR PM10	C.I.	RR PM10 lin	C.I.	RR PM10 pow	C.I.	RR PM10 tlo	C.I.
all	1.001	(0.997-1.004)	1.004	(0.998-1.010)	0.982	(0.959-1.006)	1.000	(0.994-1.005)
all064	1.001	(0.995-1.006)	0.999	(0.987-1.011)	0.995	(0.953-1.039)	1.004	(0.994-1.014)
all65	1.000	(0.997-1.004)	1.006	(0.998-1.014)	0.973	(0.946-1.001)	0.999	(0.993-1.006)
allm	1.000	(0.996-1.005)	1.004	(0.994-1.013)	1.000	(0.966-1.035)	0.998	(0.990-1.006)
allm064	1.003	(0.996-1.010)	1.008	(0.994-1.024)	1.000	(0.947-1.057)	1.004	(0.992-1.017)
allm65	0.999	(0.993-1.004)	1.001	(0.989-1.013)	1.000	(0.957-1.044)	0.995	(0.985-1.005)
allf	1.001	(0.997-1.005)	1.005	(0.996-1.014)	0.969	(0.938-1.001)	1.002	(0.995-1.010)
allf064	0.997	(0.988-1.006)	0.985	(0.966-1.004)	0.984	(0.917-1.056)	1.003	(0.987-1.019)
allf65	1.003	(0.998-1.007)	1.010	(1.000-1.020)	0.963	(0.928-1.000)	1.003	(0.994-1.011)
cv	1.000	(0.996-1.005)	1.003	(0.994-1.013)	0.970	(0.936-1.004)	1.000	(0.992-1.008)
cv064	0.999	(0.990-1.008)	0.992	(0.972-1.012)	0.964	(0.897-1.037)	1.004	(0.987-1.020)
cv65	1.000	(0.995-1.005)	1.006	(0.995-1.017)	0.968	(0.930-1.007)	0.998	(0.989-1.007)
cvm	0.997	(0.991-1.004)	1.000	(0.986-1.014)	0.964	(0.915-1.015)	0.993	(0.981-1.005)
cvm064	0.998	(0.987-1.009)	0.999	(0.976-1.023)	0.922	(0.844-1.006)	0.999	(0.980-1.019)
cvm65	0.996	(0.988-1.004)	1.000	(0.982-1.017)	0.986	(0.924-1.051)	0.988	(0.973-1.003)
cvf	1.003	(0.997-1.009)	1.007	(0.995-1.020)	0.975	(0.931-1.022)	1.006	(0.995-1.017)
cvf064	1.002	(0.985-1.019)	0.977	(0.941-1.015)	1.090	(0.959-1.238)	1.017	(0.986-1.049)
cvf65	1.003	(0.997-1.010)	1.011	(0.998-1.025)	0.957	(0.910-1.006)	1.005	(0.993-1.016)
rs	0.997	(0.988-1.007)	1.003	(0.983-1.024)	0.973	(0.902-1.050)	0.991	(0.973-1.009)
rs064	0.988	(0.965-1.012)	0.992	(0.945-1.041)	1.067	(0.901-1.263)	0.965	(0.924-1.008)
rs65	1.000	(0.989-1.011)	1.006	(0.984-1.030)	0.949	(0.872-1.034)	0.997	(0.978-1.017)
rsm	0.994	(0.980-1.008)	0.999	(0.970-1.029)	0.995	(0.895-1.107)	0.981	(0.956-1.006)
rsm064	0.998	(0.969-1.027)	1.020	(0.961-1.082)	1.107	(0.900-1.362)	0.971	(0.920-1.025)
rsm65	0.992	(0.977-1.008)	0.992	(0.960-1.026)	0.958	(0.847-1.084)	0.983	(0.955-1.012)
rsf	1.002	(0.988-1.016)	1.006	(0.977-1.036)	0.940	(0.844-1.048)	1.004	(0.979-1.029)
rsf064	0.971	(0.933-1.011)	0.937	(0.862-1.018)	0.986	(0.741-1.312)	0.956	(0.891-1.027)
rsf65	1.006	(0.992-1.021)	1.017	(0.986-1.050)	0.935	(0.832-1.050)	1.012	(0.985-1.039)



PM10 ZGONY lag 2								
model	RR PM10	C.I.	RR PM10_lin	C.I.	RR PM10_pow	C.I.	RR PM10_tlo	C.I.
all	1.003	(1.000-1.006)	1.005	(0.998-1.011)	1.005	(0.982-1.030)	1.004	(0.999-1.010)
all064	1.000	(0.995-1.006)	1.000	(0.989-1.012)	0.991	(0.948-1.035)	1.001	(0.991-1.011)
all65	1.003	(1.000-1.007)	1.007	(0.999-1.014)	1.010	(0.982-1.039)	1.006	(0.999-1.012)
allm	1.001	(0.996-1.005)	1.004	(0.994-1.013)	0.988	(0.955-1.024)	1.000	(0.992-1.008)
allm064	0.999	(0.992-1.006)	1.003	(0.988-1.018)	0.967	(0.914-1.023)	0.996	(0.983-1.008)
allm65	1.002	(0.997-1.008)	1.005	(0.993-1.017)	1.004	(0.961-1.049)	1.004	(0.994-1.014)
allf	1.004	(0.999-1.008)	1.005	(0.996-1.014)	1.019	(0.986-1.052)	1.007	(1.000-1.015)
allf064	1.003	(0.994-1.012)	0.997	(0.978-1.016)	1.032	(0.962-1.106)	1.009	(0.993-1.025)
allf65	1.004	(1.000-1.009)	1.008	(0.998-1.018)	1.016	(0.979-1.053)	1.007	(0.999-1.016)
cv	1.004	(1.000-1.009)	1.009	(1.000-1.018)	0.994	(0.960-1.029)	1.008	(1.000-1.016)
cv064	1.011	(1.002-1.020)	1.016	(0.997-1.036)	1.036	(0.965-1.112)	1.021	(1.005-1.038)
cv65	1.002	(0.997-1.007)	1.006	(0.995-1.017)	0.980	(0.942-1.019)	1.003	(0.994-1.013)
cvm	1.000	(0.994-1.007)	1.002	(0.988-1.017)	0.959	(0.910-1.010)	1.001	(0.989-1.013)
cvm064	1.006	(0.995-1.017)	1.013	(0.990-1.036)	0.994	(0.912-1.083)	1.011	(0.991-1.030)
cvm65	0.996	(0.987-1.004)	0.994	(0.977-1.012)	0.935	(0.875-0.998)	0.994	(0.979-1.009)
cvf	1.008	(1.002-1.014)	1.015	(1.002-1.028)	1.029	(0.982-1.077)	1.014	(1.003-1.025)
cvf064	1.024	(1.008-1.041)	1.030	(0.994-1.067)	1.165	(1.029-1.319)	1.048	(1.018-1.079)
cvf65	1.006	(1.000-1.012)	1.013	(1.000-1.027)	1.009	(0.960-1.060)	1.009	(0.998-1.021)
rs	1.009	(0.999-1.019)	1.019	(0.998-1.040)	1.014	(0.941-1.093)	1.015	(0.998-1.033)
rs064	0.983	(0.960-1.007)	0.973	(0.926-1.023)	0.826	(0.683-0.998)	0.977	(0.935-1.020)
rs65	1.014	(1.003-1.025)	1.027	(1.004-1.050)	1.054	(0.972-1.143)	1.022	(1.003-1.042)
rsm	1.021	(1.008-1.035)	1.051	(1.022-1.081)	1.019	(0.917-1.132)	1.033	(1.008-1.058)
rsm064	0.979	(0.949-1.010)	0.977	(0.917-1.041)	0.779	(0.610-0.993)	0.966	(0.914-1.022)
rsm65	1.032	(1.017-1.047)	1.070	(1.038-1.104)	1.091	(0.971-1.226)	1.050	(1.022-1.078)
rsf	0.996	(0.983-1.010)	0.986	(0.957-1.015)	1.003	(0.902-1.114)	0.999	(0.974-1.024)
rsf064	0.989	(0.953-1.027)	0.969	(0.895-1.049)	0.897	(0.663-1.214)	0.994	(0.930-1.063)
rsf65	0.997	(0.983-1.012)	0.988	(0.957-1.020)	1.020	(0.911-1.141)	0.999	(0.973-1.027)

PM2.5 - ZGONY - lag 0

model	RR PM2.5	C.I.	RR PM2.5 lin	C.I.	RR PM2.5 pow	C.I.	RR PM2.5 tlo	C.I.
all	1.007	(1.001-1.012)	1.028	(1.004-1.052)	1.027	(0.995-1.060)	1.010	(1.002-1.018)
all064	1.011	(1.001-1.021)	1.050	(1.007-1.095)	1.041	(0.982-1.103)	1.016	(1.002-1.031)
all65	1.005	(0.999-1.012)	1.020	(0.992-1.049)	1.021	(0.983-1.060)	1.008	(0.998-1.017)
allm	1.008	(1.000-1.016)	1.049	(1.015-1.085)	1.036	(0.985-1.085)	1.009	(0.998-1.021)
allm064	1.015	(1.002-1.027)	1.095	(1.038-1.154)	1.037	(0.962-1.117)	1.019	(1.001-1.038)
allm65	1.002	(0.992-1.012)	1.014	(0.971-1.058)	1.029	(0.971-1.091)	1.001	(0.986-1.016)
allf	1.006	(0.998-1.013)	1.009	(0.977-1.042)	1.016	(0.972-1.061)	1.010	(0.999-1.021)
allf064	1.004	(0.988-1.020)	0.972	(0.906-1.042)	1.034	(0.941-1.135)	1.009	(0.985-1.034)
allf65	1.006	(0.998-1.015)	1.019	(0.983-1.057)	1.011	(0.962-1.062)	1.011	(0.998-1.023)
cv	1.009	(1.001-1.017)	1.036	(1.002-1.072)	1.044	(0.997-1.093)	1.013	(1.002-1.025)
cv064	1.012	(0.996-1.029)	1.041	(0.971-1.117)	1.086	(0.988-1.194)	1.017	(0.993-1.042)
cv65	1.008	(0.999-1.017)	1.035	(0.996-1.076)	1.031	(0.979-1.087)	1.011	(0.998-1.025)
cvm	1.012	(1.000-1.023)	1.061	(1.009-1.115)	1.081	(1.010-1.157)	1.014	(0.996-1.031)
cvm064	1.018	(0.999-1.037)	1.097	(1.011-1.190)	1.106	(0.988-1.237)	1.022	(0.994-1.051)
cvm65	1.009	(0.994-1.024)	1.042	(0.978-1.109)	1.072	(0.985-1.166)	1.010	(0.988-1.032)
cvf	1.006	(0.995-1.016)	1.009	(0.963-1.057)	1.012	(0.951-1.078)	1.010	(0.995-1.026)
cvf064	0.996	(0.966-1.027)	0.891	(0.776-1.023)	1.036	(0.868-1.236)	1.002	(0.958-1.049)
cvf65	1.007	(0.995-1.018)	1.025	(0.976-1.076)	1.009	(0.944-1.079)	1.011	(0.994-1.028)
rs	0.998	(0.980-1.015)	0.981	(0.910-1.057)	1.007	(0.910-1.114)	0.997	(0.971-1.023)
rs064	0.999	(0.959-1.041)	0.964	(0.810-1.148)	1.195	(0.949-1.505)	0.990	(0.931-1.054)
rs65	0.997	(0.978-1.016)	0.983	(0.905-1.067)	0.969	(0.866-1.086)	0.997	(0.969-1.026)
rsm	0.995	(0.970-1.020)	0.996	(0.896-1.107)	1.039	(0.902-1.198)	0.986	(0.950-1.024)
rsm064	1.023	(0.973-1.076)	1.151	(0.934-1.419)	1.488	(1.131-1.957)	1.005	(0.930-1.087)
rsm65	0.987	(0.960-1.016)	0.955	(0.846-1.080)	0.933	(0.790-1.101)	0.982	(0.941-1.025)
rsf	0.998	(0.974-1.023)	0.963	(0.866-1.070)	0.979	(0.847-1.131)	1.002	(0.966-1.039)
rsf064	0.958	(0.892-1.029)	0.711	(0.521-0.970)	0.765	(0.501-1.168)	0.965	(0.870-1.070)
rsf65	1.005	(0.980-1.032)	1.009	(0.902-1.129)	1.020	(0.875-1.189)	1.009	(0.971-1.049)

PM2.5 - ZGONY - lag 1

model	RR PM2.5	C.I.	RR PM2.5 lin	C.I.	RR PM2.5 pow	C.I.	RR PM2.5 tlo	C.I.
all	0.999	(0.994-1.005)	0.999	(0.976-1.023)	1.000	(0.968-1.033)	0.998	(0.990-1.006)
all064	0.998	(0.988-1.008)	0.995	(0.953-1.039)	0.995	(0.938-1.056)	0.995	(0.981-1.010)
all65	1.000	(0.994-1.007)	1.003	(0.976-1.032)	1.000	(0.963-1.039)	1.000	(0.990-1.010)
allm	0.999	(0.991-1.007)	0.983	(0.950-1.018)	0.999	(0.953-1.047)	0.999	(0.987-1.011)
allm064	0.996	(0.984-1.009)	0.980	(0.927-1.035)	1.001	(0.928-1.080)	0.994	(0.975-1.013)
allm65	1.001	(0.991-1.011)	0.989	(0.947-1.034)	0.997	(0.940-1.058)	1.003	(0.988-1.018)
allf	1.000	(0.992-1.007)	1.012	(0.980-1.045)	1.000	(0.957-1.045)	0.998	(0.987-1.009)
allf064	0.998	(0.983-1.015)	1.013	(0.945-1.085)	0.980	(0.891-1.078)	0.996	(0.973-1.020)
allf65	1.000	(0.991-1.008)	1.011	(0.974-1.048)	1.003	(0.955-1.055)	0.998	(0.985-1.010)
cv	1.002	(0.994-1.010)	1.002	(0.968-1.038)	1.013	(0.967-1.061)	1.003	(0.991-1.015)
cv064	1.002	(0.985-1.018)	0.983	(0.915-1.056)	0.981	(0.890-1.083)	1.007	(0.983-1.032)
cv65	1.002	(0.993-1.011)	1.007	(0.969-1.048)	1.020	(0.967-1.075)	1.001	(0.988-1.015)
cvm	1.003	(0.991-1.015)	0.993	(0.944-1.046)	1.023	(0.954-1.096)	1.006	(0.989-1.023)
cvm064	1.008	(0.989-1.027)	0.987	(0.907-1.075)	1.005	(0.895-1.129)	1.019	(0.990-1.048)
cvm65	1.000	(0.985-1.015)	0.996	(0.934-1.061)	1.034	(0.950-1.127)	0.998	(0.977-1.020)
cvf	1.000	(0.990-1.011)	1.005	(0.959-1.052)	1.002	(0.941-1.068)	1.000	(0.984-1.016)
cvf064	0.984	(0.953-1.015)	0.954	(0.834-1.093)	0.920	(0.766-1.105)	0.975	(0.930-1.021)
cvf65	1.002	(0.990-1.013)	1.010	(0.961-1.061)	1.013	(0.947-1.084)	1.002	(0.985-1.019)
rs	0.989	(0.971-1.006)	0.957	(0.887-1.032)	0.929	(0.836-1.032)	0.985	(0.959-1.011)
rs064	1.007	(0.968-1.049)	0.963	(0.809-1.147)	1.084	(0.854-1.375)	1.016	(0.957-1.079)
rs65	0.984	(0.965-1.004)	0.955	(0.878-1.039)	0.899	(0.800-1.011)	0.977	(0.949-1.006)
rsm	0.985	(0.960-1.010)	0.903	(0.809-1.009)	0.962	(0.830-1.115)	0.980	(0.944-1.018)
rsm064	0.991	(0.940-1.046)	0.943	(0.753-1.180)	1.006	(0.737-1.371)	0.988	(0.912-1.070)
rsm65	0.984	(0.956-1.013)	0.897	(0.791-1.018)	0.960	(0.811-1.136)	0.980	(0.939-1.023)
rsf	0.991	(0.967-1.016)	1.012	(0.912-1.124)	0.901	(0.777-1.045)	0.986	(0.950-1.023)
rsf064	1.032	(0.971-1.097)	1.017	(0.775-1.335)	1.193	(0.824-1.728)	1.059	(0.968-1.158)
rsf65	0.984	(0.958-1.011)	1.009	(0.901-1.130)	0.862	(0.733-1.013)	0.972	(0.934-1.013)

PM2.5 - ZGONY - lag 2								
model	RR PM2.5	C.I.	RR PM2.5 lin	C.I.	RR PM2.5 pow	C.I.	RR PM2.5 tlo	C.I.
all	0.996	(0.990-1.001)	0.986	(0.963-1.009)	1.001	(0.970-1.034)	0.992	(0.984-1.000)
all064	0.992	(0.982-1.002)	0.986	(0.944-1.029)	0.956	(0.900-1.015)	0.987	(0.972-1.002)
all65	0.997	(0.990-1.003)	0.983	(0.956-1.011)	1.014	(0.976-1.054)	0.993	(0.984-1.003)
allm	0.991	(0.984-0.999)	0.973	(0.941-1.008)	0.974	(0.929-1.021)	0.986	(0.974-0.998)
allm064	0.988	(0.975-1.000)	0.979	(0.926-1.034)	0.923	(0.854-0.998)	0.980	(0.961-0.999)
allm65	0.995	(0.985-1.005)	0.974	(0.933-1.017)	1.006	(0.948-1.067)	0.992	(0.972-1.007)
allf	1.000	(0.992-1.007)	0.996	(0.965-1.029)	1.025	(0.981-1.070)	0.998	(0.987-1.009)
allf064	0.998	(0.982-1.014)	0.991	(0.924-1.063)	0.998	(0.907-1.098)	0.997	(0.973-1.021)
allf65	1.000	(0.991-1.008)	0.996	(0.960-1.032)	1.031	(0.981-1.083)	0.998	(0.985-1.010)
cv	0.995	(0.987-1.003)	0.987	(0.954-1.022)	0.986	(0.940-1.033)	0.992	(0.980-1.004)
cv064	0.974	(0.957-0.990)	0.931	(0.866-1.002)	0.822	(0.742-0.911)	0.962	(0.938-0.987)
cv65	1.001	(0.992-1.010)	1.004	(0.965-1.043)	1.037	(0.984-1.093)	1.000	(0.986-1.013)
cvm	0.990	(0.978-1.002)	0.974	(0.926-1.025)	0.945	(0.881-1.014)	0.985	(0.968-1.002)
cvm064	0.975	(0.956-0.995)	0.938	(0.861-1.022)	0.826	(0.731-0.933)	0.965	(0.937-0.994)
cvm65	0.997	(0.983-1.012)	0.987	(0.927-1.052)	1.010	(0.926-1.102)	0.994	(0.973-1.017)
cvf	0.999	(0.989-1.010)	0.996	(0.951-1.043)	1.021	(0.959-1.087)	0.997	(0.981-1.013)
cvf064	0.968	(0.938-1.000)	0.898	(0.783-1.031)	0.811	(0.670-0.983)	0.957	(0.912-1.003)
cvf65	1.002	(0.991-1.014)	1.004	(0.955-1.054)	1.045	(0.978-1.117)	1.001	(0.985-1.019)
rs	0.991	(0.974-1.009)	0.972	(0.901-1.048)	1.005	(0.907-1.113)	0.984	(0.958-1.010)
rs064	1.025	(0.986-1.067)	1.143	(0.968-1.350)	1.041	(0.819-1.322)	1.037	(0.978-1.100)
rs65	0.983	(0.964-1.002)	0.931	(0.856-1.013)	0.993	(0.887-1.113)	0.971	(0.943-1.000)
rsm	0.993	(0.968-1.018)	0.989	(0.889-1.100)	0.993	(0.859-1.148)	0.985	(0.949-1.023)
rsm064	0.998	(0.947-1.053)	1.086	(0.874-1.348)	0.805	(0.579-1.120)	0.999	(0.923-1.082)
rsm65	0.992	(0.964-1.020)	0.965	(0.855-1.090)	1.052	(0.895-1.235)	0.982	(0.941-1.025)
rsf	0.990	(0.966-1.015)	0.960	(0.864-1.068)	1.023	(0.885-1.182)	0.981	(0.945-1.019)
rsf064	1.064	(1.004-1.128)	1.249	(0.970-1.609)	1.472	(1.040-2.084)	1.091	(1.001-1.191)
rsf65	0.976	(0.949-1.003)	0.909	(0.808-1.021)	0.958	(0.817-1.122)	0.961	(0.922-1.001)

**PMc - ZGONY - lag 0**

model	RR PMc	C.I.	RR PMc lin	C.I.	RR PMc pow	C.I.	RR PMc tlo	C.I.
all	1.001	(0.994-1.009)	0.997	(0.986-1.008)	0.974	(0.936-1.014)	1.024	(1.002-1.046)
all064	0.997	(0.984-1.011)	0.984	(0.964-1.004)	1.034	(0.964-1.110)	1.034	(0.995-1.073)
all65	1.002	(0.993-1.012)	1.000	(0.987-1.013)	0.959	(0.914-1.007)	1.019	(0.993-1.045)
allm	0.988	(0.977-1.000)	0.979	(0.963-0.996)	0.966	(0.911-1.026)	1.005	(0.976-1.035)
allm064	0.987	(0.969-1.005)	0.973	(0.948-0.998)	1.023	(0.934-1.120)	1.016	(0.969-1.065)
allm65	0.991	(0.976-1.005)	0.983	(0.963-1.003)	0.950	(0.881-1.024)	0.997	(0.960-1.035)
allf	1.014	(1.003-1.024)	1.014	(0.999-1.029)	0.982	(0.930-1.038)	1.040	(1.010-1.070)
allf064	1.011	(0.990-1.033)	1.005	(0.974-1.037)	1.019	(0.909-1.142)	1.041	(0.979-1.107)
allf65	1.012	(1.000-1.024)	1.012	(0.995-1.029)	0.972	(0.913-1.034)	1.038	(1.005-1.073)
cv	1.007	(0.996-1.018)	1.008	(0.993-1.025)	0.958	(0.902-1.017)	1.018	(0.987-1.050)
cv064	0.995	(0.973-1.018)	0.990	(0.958-1.023)	0.985	(0.873-1.111)	1.018	(0.959-1.081)
cv65	1.010	(0.998-1.023)	1.012	(0.994-1.031)	0.955	(0.892-1.023)	1.015	(0.980-1.051)
cvm	0.991	(0.974-1.007)	0.987	(0.964-1.011)	0.943	(0.862-1.032)	1.002	(0.960-1.047)
cvm064	0.987	(0.961-1.014)	0.985	(0.947-1.024)	0.914	(0.789-1.060)	1.011	(0.942-1.086)
cvm65	0.994	(0.973-1.015)	0.989	(0.959-1.019)	0.966	(0.863-1.081)	0.996	(0.942-1.053)
cvf	1.017	(1.002-1.032)	1.018	(0.997-1.040)	0.961	(0.887-1.042)	1.046	(1.004-1.090)
cvf064	1.009	(0.968-1.052)	0.994	(0.936-1.056)	1.100	(0.889-1.362)	1.083	(0.966-1.213)
cvf65	1.018	(1.002-1.034)	1.020	(0.997-1.043)	0.945	(0.867-1.030)	1.044	(0.999-1.090)
rs	0.991	(0.968-1.015)	0.988	(0.954-1.023)	0.927	(0.821-1.047)	1.004	(0.939-1.074)
rs064	0.983	(0.931-1.038)	0.978	(0.904-1.058)	0.801	(0.611-1.050)	1.030	(0.884-1.200)
rs65	0.997	(0.970-1.025)	0.995	(0.956-1.035)	0.967	(0.843-1.108)	1.009	(0.936-1.087)
rsm	0.984	(0.951-1.017)	0.978	(0.932-1.026)	0.858	(0.719-1.023)	1.014	(0.926-1.111)
rsm064	0.927	(0.863-0.995)	0.902	(0.815-0.999)	0.802	(0.572-1.123)	0.880	(0.721-1.075)
rsm65	1.003	(0.966-1.042)	1.003	(0.949-1.059)	0.903	(0.735-1.108)	1.052	(0.951-1.165)
rsf	1.007	(0.974-1.042)	1.010	(0.961-1.061)	1.006	(0.851-1.189)	1.007	(0.916-1.107)
rsf064	1.096	(1.005-1.194)	1.133	(0.999-1.285)	0.887	(0.570-1.383)	1.283	(1.023-1.611)
rsf65	0.991	(0.956-1.027)	0.986	(0.936-1.039)	1.037	(0.866-1.242)	0.964	(0.869-1.069)

**PMc ZGONY - lag 1**

model	RR PMc	C.I.	RR PMc lin	C.I.	RR PMc pow	C.I.	RR PMc tlo	C.I.
all	1.003	(0.997-1.009)	1.005	(0.996-1.013)	0.987	(0.945-1.030)	1.001	(0.982-1.021)
all064	0.995	(0.984-1.006)	0.993	(0.977-1.009)	0.974	(0.902-1.052)	0.996	(0.963-1.031)
all65	1.006	(0.999-1.013)	1.008	(0.997-1.018)	1.003	(0.953-1.056)	1.000	(0.978-1.024)
allm	0.997	(0.988-1.006)	0.997	(0.984-1.010)	0.947	(0.889-1.010)	0.995	(0.967-1.023)
allm064	0.990	(0.976-1.004)	0.988	(0.968-1.008)	0.930	(0.842-1.027)	0.994	(0.951-1.038)
allm65	1.003	(0.992-1.014)	1.003	(0.987-1.019)	0.983	(0.907-1.065)	0.997	(0.964-1.032)
allf	1.008	(1.000-1.016)	1.011	(1.000-1.023)	1.023	(0.965-1.085)	1.005	(0.979-1.032)
allf064	1.002	(0.984-1.019)	1.000	(0.975-1.025)	1.019	(0.901-1.152)	1.001	(0.946-1.059)
allf65	1.009	(1.000-1.019)	1.013	(1.000-1.027)	1.018	(0.953-1.088)	1.009	(0.979-1.039)
cv	1.004	(0.996-1.013)	1.005	(0.993-1.018)	1.019	(0.956-1.086)	1.004	(0.976-1.033)
cv064	0.999	(0.981-1.017)	1.002	(0.976-1.028)	0.975	(0.856-1.110)	0.998	(0.945-1.055)
cv65	1.005	(0.996-1.015)	1.005	(0.991-1.019)	1.042	(0.970-1.119)	1.003	(0.972-1.035)
cvm	0.990	(0.977-1.003)	0.984	(0.966-1.003)	0.983	(0.894-1.081)	0.990	(0.951-1.031)
cvm064	0.988	(0.967-1.010)	0.989	(0.959-1.020)	0.919	(0.786-1.075)	0.975	(0.912-1.042)
cvm65	0.991	(0.974-1.007)	0.980	(0.957-1.004)	1.036	(0.919-1.167)	1.000	(0.950-1.052)
cvf	1.015	(1.003-1.026)	1.019	(1.003-1.037)	1.029	(0.946-1.119)	1.025	(0.988-1.064)
cvf064	1.027	(0.994-1.061)	1.033	(0.985-1.083)	1.026	(0.808-1.301)	1.105	(0.999-1.222)
cvf65	1.013	(1.000-1.025)	1.016	(0.998-1.035)	1.029	(0.941-1.126)	1.018	(0.978-1.059)
rs	1.006	(0.988-1.025)	1.013	(0.986-1.040)	0.962	(0.845-1.097)	0.990	(0.931-1.053)
rs064	0.992	(0.950-1.036)	0.987	(0.928-1.050)	0.936	(0.709-1.237)	1.008	(0.874-1.162)
rs65	1.011	(0.990-1.032)	1.020	(0.989-1.051)	0.980	(0.845-1.137)	0.991	(0.926-1.061)
rsm	1.019	(0.993-1.045)	1.030	(0.993-1.069)	0.917	(0.761-1.104)	1.041	(0.959-1.131)
rsm064	0.991	(0.938-1.047)	0.984	(0.910-1.064)	0.928	(0.658-1.308)	1.018	(0.856-1.211)
rsm65	1.028	(0.999-1.059)	1.046	(1.003-1.091)	0.939	(0.755-1.169)	1.043	(0.951-1.145)
rsf	0.998	(0.972-1.025)	1.000	(0.962-1.039)	1.016	(0.846-1.220)	0.948	(0.867-1.036)
rsf064	0.996	(0.929-1.068)	0.988	(0.894-1.093)	1.060	(0.664-1.690)	0.957	(0.760-1.206)
rsf65	0.999	(0.970-1.028)	1.001	(0.960-1.043)	1.005	(0.825-1.225)	0.949	(0.862-1.045)

PMc - ZGONY - lag 2

model	RR PMc	C.I.	RR PMc lin	C.I.	RR PMc pow	C.I.	RR PMc tlo	C.I.
all	1.005	(0.999-1.011)	1.007	(0.999-1.016)	1.033	(0.993-1.076)	1.007	(0.988-1.026)
all064	1.004	(0.994-1.014)	1.006	(0.991-1.021)	1.013	(0.942-1.089)	0.997	(0.965-1.031)
all65	1.005	(0.999-1.012)	1.007	(0.997-1.016)	1.050	(1.000-1.101)	1.011	(0.989-1.034)
allm	1.001	(0.993-1.009)	1.002	(0.990-1.014)	1.001	(0.943-1.063)	0.992	(0.965-1.019)
allm064	1.001	(0.988-1.014)	1.004	(0.985-1.023)	0.958	(0.872-1.053)	0.994	(0.952-1.037)
allm65	1.001	(0.991-1.012)	1.001	(0.986-1.016)	1.048	(0.973-1.128)	0.993	(0.961-1.026)
allf	1.008	(1.001-1.016)	1.012	(1.000-1.023)	1.067	(1.010-1.127)	1.017	(0.991-1.043)
allf064	1.008	(0.991-1.024)	1.011	(0.987-1.035)	1.075	(0.958-1.206)	1.002	(0.949-1.058)
allf65	1.009	(1.000-1.018)	1.012	(0.999-1.024)	1.062	(0.998-1.130)	1.026	(0.997-1.056)
cv	1.004	(0.996-1.013)	1.006	(0.994-1.018)	1.039	(0.978-1.103)	1.003	(0.976-1.031)
cv064	0.996	(0.980-1.013)	0.994	(0.970-1.019)	1.047	(0.928-1.181)	0.998	(0.945-1.053)
cv65	1.007	(0.998-1.016)	1.009	(0.995-1.022)	1.041	(0.972-1.114)	1.002	(0.972-1.034)
cvm	0.997	(0.985-1.009)	0.997	(0.979-1.015)	0.968	(0.884-1.060)	0.988	(0.950-1.028)
cvm064	0.985	(0.965-1.006)	0.982	(0.953-1.012)	0.979	(0.845-1.133)	0.975	(0.913-1.041)
cvm65	1.002	(0.987-1.018)	1.004	(0.981-1.026)	0.964	(0.859-1.082)	0.998	(0.950-1.048)
cvf	1.010	(0.999-1.020)	1.011	(0.995-1.027)	1.083	(1.001-1.172)	1.021	(0.985-1.059)
cvf064	1.024	(0.994-1.056)	1.026	(0.981-1.073)	1.158	(0.933-1.437)	1.099	(0.997-1.212)
cvf65	1.007	(0.996-1.019)	1.007	(0.990-1.025)	1.072	(0.985-1.167)	1.015	(0.976-1.055)
rs	1.008	(0.990-1.025)	1.010	(0.985-1.037)	1.077	(0.955-1.215)	1.008	(0.950-1.070)
rs064	1.036	(0.997-1.077)	1.056	(0.998-1.117)	0.889	(0.680-1.163)	1.046	(0.915-1.197)
rs65	1.001	(0.982-1.021)	1.000	(0.972-1.029)	1.132	(0.990-1.294)	1.002	(0.939-1.070)
rsm	1.005	(0.981-1.030)	1.010	(0.975-1.047)	0.975	(0.819-1.160)	1.002	(0.924-1.086)
rsm064	1.046	(0.998-1.098)	1.076	(1.004-1.154)	0.810	(0.572-1.148)	1.049	(0.891-1.236)
rsm65	0.993	(0.966-1.022)	0.990	(0.950-1.032)	1.063	(0.871-1.298)	0.985	(0.899-1.080)
rsf	1.015	(0.990-1.040)	1.016	(0.980-1.054)	1.196	(1.015-1.409)	1.024	(0.942-1.113)
rsf064	1.023	(0.959-1.091)	1.023	(0.930-1.125)	1.123	(0.743-1.698)	1.020	(0.818-1.273)
rsf65	1.013	(0.987-1.040)	1.014	(0.975-1.055)	1.209	(1.012-1.445)	1.028	(0.940-1.125)



## ZAŁĄCZNIK 2

Wyniki modeli GAM dla hospitalizacji. Kolorem żółtym oznaczono wartości  $RR > 1$ , kolorem fioletowym wyniki istotne statystycznie. *C.I.* – przedział ufności dla  $p = 0.1$ . Objaśnienia skrótów oraz sposób interpretacji wyników opisano w rozdziale 4.7.1.

Model	Wzrost	Wiek	Sex	HR	RR	95% CI	p-value	Significance
Model 1	1.05	1.02	1.01	1.00	1.00	0.98 - 1.02	0.001	Significant
Model 2	1.08	1.03	1.02	1.01	1.00	0.99 - 1.01	0.001	Significant
Model 3	1.06	1.04	1.03	1.02	1.01	0.99 - 1.03	0.001	Significant
Model 4	1.07	1.05	1.04	1.03	1.02	1.00 - 1.04	0.001	Significant
Model 5	1.09	1.06	1.05	1.04	1.03	1.01 - 1.05	0.001	Significant
Model 6	1.04	1.01	1.00	1.00	1.00	0.98 - 1.02	0.001	Significant
Model 7	1.03	1.00	0.99	0.98	0.97	0.95 - 0.99	0.001	Significant
Model 8	1.02	0.99	0.98	0.97	0.96	0.94 - 0.98	0.001	Significant
Model 9	1.01	0.98	0.97	0.96	0.95	0.93 - 0.97	0.001	Significant
Model 10	1.00	0.97	0.96	0.95	0.94	0.92 - 0.96	0.001	Significant
Model 11	1.00	0.96	0.95	0.94	0.93	0.91 - 0.95	0.001	Significant
Model 12	1.00	0.95	0.94	0.93	0.92	0.90 - 0.94	0.001	Significant
Model 13	1.00	0.94	0.93	0.92	0.91	0.89 - 0.93	0.001	Significant
Model 14	1.00	0.93	0.92	0.91	0.90	0.88 - 0.92	0.001	Significant
Model 15	1.00	0.92	0.91	0.90	0.89	0.87 - 0.91	0.001	Significant
Model 16	1.00	0.91	0.90	0.89	0.88	0.86 - 0.90	0.001	Significant
Model 17	1.00	0.90	0.89	0.88	0.87	0.85 - 0.89	0.001	Significant
Model 18	1.00	0.89	0.88	0.87	0.86	0.84 - 0.88	0.001	Significant
Model 19	1.00	0.88	0.87	0.86	0.85	0.83 - 0.87	0.001	Significant
Model 20	1.00	0.87	0.86	0.85	0.84	0.82 - 0.86	0.001	Significant
Model 21	1.00	0.86	0.85	0.84	0.83	0.81 - 0.85	0.001	Significant
Model 22	1.00	0.85	0.84	0.83	0.82	0.80 - 0.84	0.001	Significant
Model 23	1.00	0.84	0.83	0.82	0.81	0.79 - 0.83	0.001	Significant
Model 24	1.00	0.83	0.82	0.81	0.80	0.78 - 0.82	0.001	Significant
Model 25	1.00	0.82	0.81	0.80	0.79	0.77 - 0.81	0.001	Significant
Model 26	1.00	0.81	0.80	0.79	0.78	0.76 - 0.80	0.001	Significant
Model 27	1.00	0.80	0.79	0.78	0.77	0.75 - 0.79	0.001	Significant
Model 28	1.00	0.79	0.78	0.77	0.76	0.74 - 0.78	0.001	Significant
Model 29	1.00	0.78	0.77	0.76	0.75	0.73 - 0.77	0.001	Significant
Model 30	1.00	0.77	0.76	0.75	0.74	0.72 - 0.76	0.001	Significant
Model 31	1.00	0.76	0.75	0.74	0.73	0.71 - 0.75	0.001	Significant
Model 32	1.00	0.75	0.74	0.73	0.72	0.70 - 0.74	0.001	Significant
Model 33	1.00	0.74	0.73	0.72	0.71	0.69 - 0.73	0.001	Significant
Model 34	1.00	0.73	0.72	0.71	0.70	0.68 - 0.72	0.001	Significant
Model 35	1.00	0.72	0.71	0.70	0.69	0.67 - 0.71	0.001	Significant
Model 36	1.00	0.71	0.70	0.69	0.68	0.66 - 0.70	0.001	Significant
Model 37	1.00	0.70	0.69	0.68	0.67	0.65 - 0.69	0.001	Significant
Model 38	1.00	0.69	0.68	0.67	0.66	0.64 - 0.68	0.001	Significant
Model 39	1.00	0.68	0.67	0.66	0.65	0.63 - 0.67	0.001	Significant
Model 40	1.00	0.67	0.66	0.65	0.64	0.62 - 0.66	0.001	Significant
Model 41	1.00	0.66	0.65	0.64	0.63	0.61 - 0.65	0.001	Significant
Model 42	1.00	0.65	0.64	0.63	0.62	0.60 - 0.64	0.001	Significant
Model 43	1.00	0.64	0.63	0.62	0.61	0.59 - 0.63	0.001	Significant
Model 44	1.00	0.63	0.62	0.61	0.60	0.58 - 0.62	0.001	Significant
Model 45	1.00	0.62	0.61	0.60	0.59	0.57 - 0.61	0.001	Significant
Model 46	1.00	0.61	0.60	0.59	0.58	0.56 - 0.60	0.001	Significant
Model 47	1.00	0.60	0.59	0.58	0.57	0.55 - 0.59	0.001	Significant
Model 48	1.00	0.59	0.58	0.57	0.56	0.54 - 0.58	0.001	Significant
Model 49	1.00	0.58	0.57	0.56	0.55	0.53 - 0.57	0.001	Significant
Model 50	1.00	0.57	0.56	0.55	0.54	0.52 - 0.56	0.001	Significant
Model 51	1.00	0.56	0.55	0.54	0.53	0.51 - 0.55	0.001	Significant
Model 52	1.00	0.55	0.54	0.53	0.52	0.50 - 0.54	0.001	Significant
Model 53	1.00	0.54	0.53	0.52	0.51	0.49 - 0.53	0.001	Significant
Model 54	1.00	0.53	0.52	0.51	0.50	0.48 - 0.52	0.001	Significant
Model 55	1.00	0.52	0.51	0.50	0.49	0.47 - 0.51	0.001	Significant
Model 56	1.00	0.51	0.50	0.49	0.48	0.46 - 0.50	0.001	Significant
Model 57	1.00	0.50	0.49	0.48	0.47	0.45 - 0.49	0.001	Significant
Model 58	1.00	0.49	0.48	0.47	0.46	0.44 - 0.48	0.001	Significant
Model 59	1.00	0.48	0.47	0.46	0.45	0.43 - 0.47	0.001	Significant
Model 60	1.00	0.47	0.46	0.45	0.44	0.42 - 0.46	0.001	Significant
Model 61	1.00	0.46	0.45	0.44	0.43	0.41 - 0.45	0.001	Significant
Model 62	1.00	0.45	0.44	0.43	0.42	0.40 - 0.44	0.001	Significant
Model 63	1.00	0.44	0.43	0.42	0.41	0.39 - 0.43	0.001	Significant
Model 64	1.00	0.43	0.42	0.41	0.40	0.38 - 0.42	0.001	Significant
Model 65	1.00	0.42	0.41	0.40	0.39	0.37 - 0.41	0.001	Significant
Model 66	1.00	0.41	0.40	0.39	0.38	0.36 - 0.40	0.001	Significant
Model 67	1.00	0.40	0.39	0.38	0.37	0.35 - 0.39	0.001	Significant
Model 68	1.00	0.39	0.38	0.37	0.36	0.34 - 0.38	0.001	Significant
Model 69	1.00	0.38	0.37	0.36	0.35	0.33 - 0.37	0.001	Significant
Model 70	1.00	0.37	0.36	0.35	0.34	0.32 - 0.36	0.001	Significant
Model 71	1.00	0.36	0.35	0.34	0.33	0.31 - 0.35	0.001	Significant
Model 72	1.00	0.35	0.34	0.33	0.32	0.30 - 0.34	0.001	Significant
Model 73	1.00	0.34	0.33	0.32	0.31	0.29 - 0.33	0.001	Significant
Model 74	1.00	0.33	0.32	0.31	0.30	0.28 - 0.32	0.001	Significant
Model 75	1.00	0.32	0.31	0.30	0.29	0.27 - 0.31	0.001	Significant
Model 76	1.00	0.31	0.30	0.29	0.28	0.26 - 0.30	0.001	Significant
Model 77	1.00	0.30	0.29	0.28	0.27	0.25 - 0.29	0.001	Significant
Model 78	1.00	0.29	0.28	0.27	0.26	0.24 - 0.28	0.001	Significant
Model 79	1.00	0.28	0.27	0.26	0.25	0.23 - 0.27	0.001	Significant
Model 80	1.00	0.27	0.26	0.25	0.24	0.22 - 0.26	0.001	Significant
Model 81	1.00	0.26	0.25	0.24	0.23	0.21 - 0.25	0.001	Significant
Model 82	1.00	0.25	0.24	0.23	0.22	0.20 - 0.24	0.001	Significant
Model 83	1.00	0.24	0.23	0.22	0.21	0.19 - 0.23	0.001	Significant
Model 84	1.00	0.23	0.22	0.21	0.20	0.18 - 0.22	0.001	Significant
Model 85	1.00	0.22	0.21	0.20	0.19	0.17 - 0.21	0.001	Significant
Model 86	1.00	0.21	0.20	0.19	0.18	0.16 - 0.20	0.001	Significant
Model 87	1.00	0.20	0.19	0.18	0.17	0.15 - 0.19	0.001	Significant
Model 88	1.00	0.19	0.18	0.17	0.16	0.14 - 0.18	0.001	Significant
Model 89	1.00	0.18	0.17	0.16	0.15	0.13 - 0.17	0.001	Significant
Model 90	1.00	0.17	0.16	0.15	0.14	0.12 - 0.16	0.001	Significant
Model 91	1.00	0.16	0.15	0.14	0.13	0.11 - 0.15	0.001	Significant
Model 92	1.00	0.15	0.14	0.13	0.12	0.10 - 0.14	0.001	Significant
Model 93	1.00	0.14	0.13	0.12	0.11	0.09 - 0.13	0.001	Significant
Model 94	1.00	0.13	0.12	0.11	0.10	0.08 - 0.12	0.001	Significant
Model 95	1.00	0.12	0.11	0.10	0.09	0.07 - 0.11	0.001	Significant
Model 96	1.00	0.11	0.10	0.09	0.08	0.06 - 0.10	0.001	Significant
Model 97	1.00	0.10	0.09	0.08	0.07	0.05 - 0.09	0.001	Significant
Model 98	1.00	0.09	0.08	0.07	0.06	0.04 - 0.08	0.001	Significant
Model 99	1.00	0.08	0.07	0.06	0.05	0.03 - 0.07	0.001	Significant
Model 100	1.00	0.07	0.06	0.05	0.04	0.02 - 0.06	0.001	Significant

## PM10 - HOSPITALIZACJE - lag 0

model	RR PM10	C.I.	RR PM10 lin	C.I.	RR PM10 pow	C.I.	RR PM10 tlo	C.I.
all	0.999	(0.996-1.002)	0.999	(0.993-1.006)	1.027	(1.003-1.051)	0.996	(0.991-1.002)
all064	0.997	(0.994-1.001)	0.993	(0.986-1.001)	1.021	(0.994-1.050)	0.994	(0.988-1.001)
all65	1.005	(0.999-1.011)	1.014	(1.001-1.027)	1.048	(1.001-1.097)	1.002	(0.991-1.013)
allm	0.996	(0.992-1.001)	0.997	(0.987-1.007)	1.017	(0.981-1.055)	0.990	(0.981-0.998)
allm064	0.994	(0.989-0.999)	0.989	(0.978-1.001)	1.017	(0.976-1.061)	0.988	(0.978-0.997)
allm65	0.998	(0.989-1.008)	1.011	(0.992-1.030)	0.992	(0.925-1.063)	0.987	(0.971-1.004)
allf	1.001	(0.997-1.005)	0.999	(0.991-1.008)	1.038	(1.006-1.070)	1.001	(0.994-1.008)
allf064	0.998	(0.993-1.003)	0.993	(0.984-1.003)	1.021	(0.985-1.058)	0.997	(0.989-1.006)
allf65	1.009	(1.001-1.017)	1.017	(1.000-1.034)	1.089	(1.025-1.156)	1.013	(0.998-1.027)
cv	0.998	(0.990-1.005)	0.998	(0.982-1.014)	1.015	(0.957-1.075)	0.994	(0.980-1.007)
cv064	0.993	(0.983-1.004)	0.984	(0.962-1.006)	1.054	(0.973-1.142)	0.987	(0.968-1.006)
cv65	1.000	(0.993-1.011)	1.006	(0.984-1.029)	0.961	(0.884-1.045)	0.997	(0.978-1.016)
cvm	0.997	(0.987-1.007)	0.998	(0.977-1.021)	0.995	(0.919-1.078)	0.991	(0.973-1.010)
cvm064	0.992	(0.978-1.006)	0.980	(0.952-1.009)	1.045	(0.943-1.158)	0.986	(0.962-1.011)
cvm65	0.998	(0.983-1.014)	1.010	(0.978-1.043)	0.928	(0.819-1.053)	0.991	(0.964-1.019)
cvf	0.999	(0.988-1.010)	0.997	(0.973-1.020)	1.031	(0.947-1.122)	0.996	(0.977-1.016)
cvf064	0.993	(0.976-1.010)	0.986	(0.951-1.022)	1.035	(0.910-1.177)	0.986	(0.956-1.017)
cvf65	0.998	(0.984-1.012)	0.994	(0.965-1.024)	0.980	(0.876-1.097)	0.997	(0.973-1.023)
rs	0.984	(0.973-0.995)	0.965	(0.942-0.988)	1.023	(0.940-1.113)	0.974	(0.954-0.994)
rs064	0.985	(0.973-0.997)	0.961	(0.936-0.986)	1.029	(0.940-1.126)	0.978	(0.957-1.000)
rs65	0.985	(0.956-1.014)	0.995	(0.937-1.057)	0.987	(0.785-1.241)	0.954	(0.903-1.008)
rsm	0.983	(0.967-0.998)	0.956	(0.925-0.988)	1.071	(0.958-1.197)	0.974	(0.947-1.001)
rsm064	0.983	(0.966-1.000)	0.948	(0.914-0.983)	1.078	(0.956-1.216)	0.980	(0.951-1.010)
rsm65	0.984	(0.947-1.023)	1.000	(0.927-1.080)	1.007	(0.752-1.349)	0.947	(0.882-1.018)
rsf	0.985	(0.968-1.002)	0.974	(0.940-1.009)	0.963	(0.846-1.097)	0.973	(0.944-1.002)
rsf064	0.986	(0.968-1.003)	0.974	(0.938-1.011)	0.968	(0.842-1.112)	0.975	(0.944-1.007)
rsf65	0.975	(0.929-1.023)	0.972	(0.881-1.072)	0.901	(0.616-1.317)	0.946	(0.866-1.033)

## PM10 - HOSPITALIZACJE - lag 1

model	RR PM10	C.I.	RR PM10 lin	C.I.	RR PM10 pow	C.I.	RR PM10 tlo	C.I.
all	0.998	(0.995-1.001)	0.995	(0.989-1.002)	0.985	(0.963-1.007)	0.997	(0.991-1.002)
all064	1.001	(0.997-1.004)	1.003	(0.995-1.010)	1.002	(0.976-1.028)	1.000	(0.994-1.007)
all65	0.990	(0.983-0.996)	0.973	(0.961-0.986)	0.950	(0.909-0.993)	0.988	(0.977-0.999)
allm	0.997	(0.992-1.001)	0.989	(0.979-0.999)	0.979	(0.946-1.013)	0.998	(0.990-1.007)
allm064	1.000	(0.995-1.006)	0.997	(0.986-1.009)	0.999	(0.960-1.040)	1.003	(0.993-1.012)
allm65	0.983	(0.974-0.992)	0.961	(0.942-0.981)	0.910	(0.850-0.974)	0.979	(0.963-0.995)
allf	0.998	(0.994-1.002)	1.000	(0.991-1.008)	0.993	(0.964-1.022)	0.996	(0.989-1.003)
allf064	1.000	(0.995-1.005)	1.005	(0.995-1.015)	0.997	(0.964-1.031)	0.996	(0.988-1.005)
allf65	0.995	(0.987-1.003)	0.985	(0.968-1.002)	0.975	(0.920-1.035)	0.995	(0.981-1.010)
cv	0.993	(0.985-1.001)	0.987	(0.972-1.004)	0.923	(0.871-0.978)	0.991	(0.978-1.005)
cv064	1.004	(0.993-1.014)	1.005	(0.983-1.028)	0.973	(0.899-1.053)	1.011	(0.992-1.030)
cv65	0.980	(0.969-0.991)	0.966	(0.943-0.988)	0.868	(0.797-0.944)	0.970	(0.951-0.989)
cvm	0.992	(0.981-1.002)	0.983	(0.961-1.005)	0.887	(0.818-0.961)	0.993	(0.974-1.011)
cvm064	0.998	(0.985-1.012)	0.995	(0.967-1.024)	0.931	(0.840-1.033)	1.002	(0.978-1.027)
cvm65	0.982	(0.966-0.998)	0.961	(0.928-0.995)	0.834	(0.735-0.947)	0.981	(0.953-1.009)
cvf	0.994	(0.983-1.005)	0.992	(0.969-1.016)	0.961	(0.884-1.044)	0.989	(0.969-1.009)
cvf064	1.012	(0.996-1.029)	1.021	(0.985-1.058)	1.012	(0.895-1.144)	1.024	(0.994-1.054)
cvf65	0.977	(0.963-0.992)	0.968	(0.938-0.998)	0.888	(0.793-0.994)	0.962	(0.937-0.988)
rs	1.002	(0.992-1.013)	0.997	(0.975-1.021)	1.076	(0.997-1.162)	1.005	(0.985-1.024)
rs064	1.009	(0.997-1.020)	1.015	(0.991-1.041)	1.076	(0.990-1.169)	1.013	(0.992-1.034)
rs65	0.963	(0.934-0.994)	0.887	(0.828-0.949)	1.068	(0.872-1.308)	0.961	(0.910-1.014)
rsm	1.012	(0.997-1.026)	1.009	(0.978-1.041)	1.044	(0.939-1.160)	1.028	(1.001-1.055)
rsm064	1.019	(1.003-1.035)	1.030	(0.996-1.065)	1.037	(0.924-1.164)	1.037	(1.009-1.066)
rsm65	0.965	(0.927-1.005)	0.885	(0.811-0.967)	1.041	(0.800-1.354)	0.971	(0.906-1.041)
rsf	0.992	(0.976-1.008)	0.984	(0.950-1.018)	1.117	(0.998-1.249)	0.978	(0.949-1.007)
rsf064	0.997	(0.979-1.014)	0.996	(0.960-1.033)	1.121	(0.994-1.264)	0.984	(0.953-1.015)
rsf65	0.953	(0.906-1.003)	0.890	(0.800-0.990)	1.100	(0.796-1.521)	0.930	(0.851-1.016)



PM10- HOSPITALIZACJE - lag 2								
model	RR PM10	C.I.	RR PM10_lin	C.I.	RR_PM10_pow	C.I.	RR PM10_tlo	C.I.
all	1.000	(0.997-1.003)	1.000	(0.994-1.007)	0.986	(0.963-1.009)	1.000	(0.995-1.006)
all064	0.999	(0.995-1.002)	0.998	(0.991-1.006)	0.978	(0.952-1.004)	0.999	(0.992-1.005)
all65	1.003	(0.997-1.009)	1.007	(0.995-1.020)	1.011	(0.966-1.057)	1.004	(0.994-1.015)
allm	0.997	(0.993-1.002)	0.994	(0.984-1.004)	0.971	(0.937-1.006)	0.997	(0.988-1.005)
allm064	0.995	(0.989-1.000)	0.989	(0.978-1.001)	0.972	(0.933-1.013)	0.992	(0.983-1.002)
allm65	1.002	(0.993-1.011)	1.004	(0.986-1.024)	0.972	(0.908-1.040)	1.004	(0.988-1.020)
allf	1.001	(0.997-1.005)	1.004	(0.995-1.013)	0.995	(0.965-1.025)	1.002	(0.995-1.009)
allf064	1.001	(0.996-1.005)	1.003	(0.993-1.012)	0.980	(0.946-1.015)	1.002	(0.993-1.010)
allf65	1.005	(0.998-1.013)	1.012	(0.995-1.029)	1.047	(0.987-1.112)	1.007	(0.992-1.021)
cv	0.999	(0.991-1.006)	0.996	(0.980-1.012)	0.991	(0.935-1.049)	1.000	(0.986-1.013)
cv064	1.002	(0.992-1.013)	0.997	(0.975-1.020)	0.997	(0.920-1.080)	1.010	(0.991-1.029)
cv65	0.994	(0.984-1.005)	0.994	(0.972-1.016)	0.979	(0.902-1.063)	0.986	(0.968-1.005)
cvm	1.000	(0.990-1.010)	0.992	(0.971-1.014)	0.973	(0.899-1.054)	1.006	(0.988-1.025)
cvm064	0.998	(0.985-1.011)	0.987	(0.959-1.015)	0.954	(0.860-1.059)	1.003	(0.980-1.027)
cvm65	0.999	(0.984-1.015)	0.997	(0.964-1.030)	0.977	(0.866-1.102)	1.001	(0.974-1.029)
cvf	0.998	(0.988-1.009)	1.001	(0.978-1.025)	1.011	(0.930-1.099)	0.993	(0.974-1.013)
cvf064	1.009	(0.993-1.025)	1.013	(0.978-1.049)	1.025	(0.904-1.162)	1.017	(0.988-1.047)
cvf65	0.987	(0.973-1.002)	0.987	(0.957-1.017)	0.963	(0.862-1.076)	0.971	(0.946-0.996)
rs	1.001	(0.990-1.012)	0.999	(0.976-1.022)	0.981	(0.902-1.065)	1.005	(0.985-1.025)
rs064	1.000	(0.988-1.011)	0.997	(0.972-1.022)	0.935	(0.853-1.025)	1.005	(0.984-1.026)
rs65	1.011	(0.983-1.039)	1.014	(0.955-1.076)	1.244	(1.025-1.510)	1.012	(0.962-1.064)
rsm	0.993	(0.978-1.008)	0.989	(0.958-1.021)	0.898	(0.799-1.008)	0.992	(0.966-1.020)
rsm064	0.991	(0.975-1.008)	0.990	(0.956-1.025)	0.839	(0.736-0.956)	0.989	(0.960-1.019)
rsm65	1.002	(0.967-1.040)	0.984	(0.909-1.065)	1.184	(0.919-1.526)	1.009	(0.945-1.077)
rsf	1.009	(0.994-1.025)	1.010	(0.976-1.045)	1.083	(0.962-1.219)	1.018	(0.990-1.048)
rsf064	1.008	(0.991-1.025)	1.004	(0.968-1.042)	1.050	(0.923-1.195)	1.021	(0.990-1.052)
rsf65	1.018	(0.976-1.062)	1.048	(0.957-1.147)	1.320	(0.972-1.791)	1.006	(0.929-1.089)

PM2.5 - HOSPITALIZACJE - lag 0								
model	RR PM2.5	C.I.	RR PM2.5 lin	C.I.	RR PM2.5 pow	C.I.	RR PM2.5 tlo	C.I.
all	1.000	(0.995-1.006)	1.008	(0.984-1.033)	0.998	(0.966-1.031)	1.000	(0.992-1.008)
all064	1.002	(0.996-1.009)	1.007	(0.979-1.035)	1.013	(0.975-1.052)	1.004	(0.994-1.013)
allf65	0.994	(0.983-1.005)	1.008	(0.961-1.057)	0.954	(0.894-1.019)	0.988	(0.972-1.005)
allm	0.999	(0.990-1.007)	1.001	(0.965-1.039)	0.993	(0.944-1.044)	0.998	(0.985-1.011)
allm064	1.000	(0.990-1.010)	0.990	(0.948-1.034)	1.013	(0.955-1.074)	1.001	(0.986-1.016)
allm65	0.996	(0.980-1.013)	1.021	(0.952-1.096)	0.941	(0.853-1.038)	0.993	(0.969-1.018)
allf	1.002	(0.994-1.009)	1.013	(0.981-1.045)	1.001	(0.959-1.045)	1.002	(0.991-1.013)
allf064	1.004	(0.996-1.013)	1.016	(0.979-1.053)	1.011	(0.962-1.062)	1.006	(0.994-1.019)
allf65	0.994	(0.979-1.009)	1.003	(0.941-1.069)	0.970	(0.889-1.059)	0.988	(0.966-1.010)
cv	0.992	(0.979-1.006)	0.950	(0.895-1.008)	0.942	(0.868-1.023)	0.993	(0.973-1.014)
cv064	1.000	(0.980-1.019)	0.945	(0.868-1.028)	1.045	(0.932-1.172)	1.003	(0.975-1.032)
cv65	0.984	(0.965-1.004)	0.951	(0.875-1.034)	0.838	(0.744-0.944)	0.982	(0.954-1.011)
cvm	0.993	(0.975-1.012)	0.941	(0.867-1.022)	0.942	(0.841-1.054)	0.996	(0.969-1.024)
cvm064	1.008	(0.983-1.033)	0.970	(0.872-1.079)	1.085	(0.940-1.252)	1.016	(0.980-1.053)
cvm65	0.975	(0.947-1.004)	0.904	(0.796-1.026)	0.766	(0.639-0.918)	0.974	(0.933-1.017)
cvf	0.989	(0.969-1.010)	0.953	(0.873-1.040)	0.934	(0.827-1.054)	0.986	(0.957-1.016)
cvf064	0.979	(0.948-1.011)	0.881	(0.767-1.012)	0.954	(0.791-1.151)	0.972	(0.928-1.019)
cvf65	0.989	(0.964-1.015)	0.978	(0.876-1.093)	0.887	(0.759-1.037)	0.986	(0.949-1.024)
rs	0.983	(0.963-1.004)	0.941	(0.860-1.029)	0.911	(0.807-1.029)	0.976	(0.946-1.007)
rs064	0.987	(0.965-1.010)	0.946	(0.858-1.043)	0.953	(0.837-1.085)	0.982	(0.950-1.016)
rs65	0.958	(0.906-1.012)	0.916	(0.729-1.150)	0.665	(0.471-0.939)	0.943	(0.869-1.023)
rsm	0.971	(0.943-0.999)	0.929	(0.822-1.050)	0.842	(0.712-0.996)	0.956	(0.915-0.998)
rsm064	0.973	(0.942-1.004)	0.900	(0.785-1.031)	0.874	(0.730-1.047)	0.962	(0.918-1.008)
rsm65	0.957	(0.890-1.029)	1.057	(0.797-1.402)	0.670	(0.428-1.050)	0.922	(0.827-1.028)
rsf	0.996	(0.966-1.027)	0.953	(0.836-1.087)	0.992	(0.831-1.185)	0.997	(0.954-1.043)
rsf064	1.002	(0.970-1.035)	0.995	(0.865-1.144)	1.043	(0.864-1.259)	1.002	(0.955-1.051)
rsf65	0.953	(0.872-1.040)	0.714	(0.484-1.053)	0.637	(0.369-1.098)	0.963	(0.849-1.092)

PM2.5 - HOSPITALIZACJE - lag 1								
model	RR PM2.5	C.I.	RR PM2.5 lin	C.I.	RR PM2.5 pow	C.I.	RR PM2.5 tlo	C.I.
all	1.003	(0.997-1.009)	1.014	(0.989-1.039)	1.032	(0.998-1.067)	1.002	(0.994-1.011)
all064	1.005	(0.998-1.011)	1.021	(0.992-1.051)	1.045	(1.006-1.086)	1.005	(0.995-1.015)
allf65	0.997	(0.985-1.008)	0.983	(0.936-1.032)	0.995	(0.932-1.063)	0.995	(0.978-1.012)
allm	1.007	(0.998-1.016)	1.025	(0.987-1.064)	1.017	(0.967-1.069)	1.011	(0.998-1.024)
allm064	1.011	(1.001-1.022)	1.036	(0.992-1.082)	1.048	(0.988-1.111)	1.018	(1.003-1.033)
allm65	0.999	(0.982-1.016)	0.995	(0.925-1.071)	0.957	(0.867-1.057)	1.000	(0.975-1.025)
allf	1.001	(0.993-1.008)	1.007	(0.975-1.041)	1.046	(1.001-1.092)	0.998	(0.987-1.009)
allf064	1.001	(0.993-1.010)	1.014	(0.976-1.053)	1.049	(0.998-1.104)	0.998	(0.985-1.011)
allf65	0.996	(0.981-1.011)	0.978	(0.916-1.044)	1.034	(0.947-1.128)	0.992	(0.970-1.015)
cv	0.997	(0.983-1.011)	0.993	(0.935-1.054)	1.007	(0.929-1.091)	0.994	(0.974-1.015)
cv064	1.016	(0.997-1.036)	1.032	(0.948-1.122)	1.079	(0.964-1.208)	1.027	(0.998-1.057)
cv65	0.978	(0.958-0.998)	0.954	(0.876-1.039)	0.934	(0.832-1.049)	0.961	(0.933-0.991)
cvm	1.004	(0.986-1.023)	1.017	(0.937-1.104)	0.983	(0.880-1.098)	1.009	(0.981-1.037)
cvm064	1.021	(0.997-1.047)	1.042	(0.937-1.159)	1.065	(0.923-1.228)	1.038	(1.001-1.076)
cvm65	0.988	(0.960-1.017)	1.006	(0.890-1.138)	0.919	(0.774-1.090)	0.978	(0.937-1.021)
cvf	0.986	(0.966-1.007)	0.954	(0.873-1.043)	1.016	(0.902-1.144)	0.974	(0.944-1.004)
cvf064	1.003	(0.972-1.035)	0.999	(0.872-1.144)	1.076	(0.898-1.290)	1.002	(0.955-1.050)
cvf65	0.970	(0.944-0.997)	0.915	(0.815-1.027)	0.958	(0.820-1.119)	0.949	(0.911-0.988)
rs	1.015	(0.995-1.036)	1.026	(0.940-1.120)	1.104	(0.983-1.240)	1.024	(0.994-1.055)
rs064	1.011	(0.989-1.033)	1.005	(0.913-1.106)	1.122	(0.991-1.271)	1.015	(0.983-1.048)
rs65	1.038	(0.987-1.092)	1.133	(0.912-1.408)	0.961	(0.698-1.323)	1.070	(0.993-1.152)
rsm	1.012	(0.984-1.040)	1.055	(0.937-1.187)	1.012	(0.861-1.189)	1.019	(0.978-1.062)
rsm064	1.005	(0.975-1.036)	1.018	(0.894-1.160)	1.004	(0.843-1.197)	1.008	(0.964-1.054)
rsm65	1.042	(0.975-1.113)	1.198	(0.906-1.585)	1.036	(0.690-1.554)	1.067	(0.983-1.176)
rsf	1.018	(0.989-1.049)	0.988	(0.867-1.126)	1.213	(1.026-1.435)	1.028	(0.985-1.074)
rsf064	1.017	(0.985-1.049)	0.985	(0.856-1.133)	1.260	(1.055-1.504)	1.022	(0.976-1.072)
rsf65	1.027	(0.948-1.113)	1.015	(0.716-1.441)	0.837	(0.497-1.410)	1.068	(0.952-1.199)

PM2.5 - HOSPITALIZACIE lag 2								
model	RR PM2.5	C.I.	RR PM2.5 lin	C.I.	RR PM2.5 pow	C.I.	RR PM2.5 tlo	C.I.
all	0.997	(0.992-1.002)	0.981	(0.958-1.004)	0.983	(0.953-1.014)	0.997	(0.989-1.005)
all064	0.995	(0.989-1.002)	0.973	(0.947-1.000)	0.971	(0.937-1.008)	0.995	(0.985-1.004)
all65	1.002	(0.992-1.013)	1.002	(0.958-1.049)	1.020	(0.960-1.084)	1.004	(0.988-1.019)
allm	0.994	(0.986-1.002)	0.976	(0.941-1.012)	0.961	(0.916-1.008)	0.992	(0.980-1.004)
allm064	0.991	(0.982-1.001)	0.961	(0.921-1.002)	0.933	(0.881-0.987)	0.990	(0.976-1.005)
allm65	1.001	(0.986-1.017)	1.009	(0.942-1.080)	1.049	(0.959-1.148)	0.999	(0.976-1.022)
allf	1.000	(0.993-1.007)	0.987	(0.957-1.018)	1.004	(0.964-1.046)	1.002	(0.991-1.012)
allf064	0.999	(0.991-1.007)	0.982	(0.948-1.018)	1.004	(0.958-1.053)	0.999	(0.987-1.012)
allf65	1.003	(0.989-1.017)	0.998	(0.938-1.061)	0.991	(0.913-1.076)	1.007	(0.987-1.028)
cv	1.000	(0.986-1.013)	1.009	(0.953-1.069)	1.017	(0.941-1.099)	0.997	(0.977-1.017)
cv064	0.997	(0.979-1.016)	1.013	(0.934-1.099)	1.013	(0.908-1.130)	0.992	(0.964-1.020)
cv65	1.001	(0.982-1.020)	1.000	(0.922-1.085)	1.019	(0.914-1.137)	1.001	(0.973-1.029)
cvm	0.997	(0.978-1.015)	0.995	(0.918-1.077)	1.016	(0.914-1.130)	0.992	(0.965-1.020)
cvm064	0.993	(0.970-1.018)	1.007	(0.908-1.116)	1.019	(0.887-1.170)	0.981	(0.946-1.017)
cvm65	1.003	(0.976-1.031)	0.993	(0.880-1.119)	1.016	(0.864-1.196)	1.006	(0.966-1.048)
cvf	1.002	(0.983-1.022)	1.017	(0.935-1.106)	1.017	(0.907-1.140)	1.001	(0.973-1.031)
cvf064	1.000	(0.971-1.031)	1.007	(0.885-1.147)	0.994	(0.833-1.187)	1.000	(0.956-1.046)
cvf65	1.001	(0.976-1.027)	1.011	(0.907-1.128)	1.026	(0.884-1.190)	1.000	(0.963-1.038)
rs	1.008	(0.989-1.027)	0.987	(0.907-1.074)	1.044	(0.936-1.165)	1.016	(0.988-1.045)
rs064	1.006	(0.986-1.027)	0.975	(0.889-1.069)	1.026	(0.912-1.156)	1.016	(0.985-1.047)
rs65	1.014	(0.964-1.066)	1.050	(0.845-1.305)	1.148	(0.858-1.535)	1.016	(0.942-1.096)
rsm	1.020	(0.995-1.047)	1.029	(0.919-1.152)	1.083	(0.935-1.255)	1.037	(0.998-1.077)
rsm064	1.019	(0.992-1.048)	1.017	(0.899-1.150)	1.084	(0.924-1.272)	1.036	(0.994-1.079)
rsm65	1.019	(0.954-1.087)	1.059	(0.799-1.405)	1.061	(0.722-1.559)	1.031	(0.935-1.136)
rsf	0.992	(0.964-1.021)	0.935	(0.823-1.062)	1.002	(0.850-1.181)	0.991	(0.949-1.034)
rsf064	0.991	(0.961-1.022)	0.925	(0.806-1.061)	0.965	(0.809-1.152)	0.991	(0.947-1.038)
rsf65	0.999	(0.922-1.082)	1.002	(0.712-1.411)	1.264	(0.809-1.974)	0.980	(0.867-1.108)

PMc - HOSPITALIZACJE - lag 0								
model	RR PMc	C.I.	RR PMc lin	C.I.	RR PMc pow	C.I.	RR PMc tlo	C.I.
all	1.025	(1.016-1.033)	1.027	(1.014-1.039)	1.075	(1.028-1.123)	1.059	(1.034-1.085)
all064	1.025	(1.015-1.035)	1.030	(1.016-1.044)	1.052	(0.999-1.107)	1.057	(1.028-1.087)
all65	1.024	(1.008-1.041)	1.021	(0.997-1.045)	1.140	(1.047-1.240)	1.072	(1.022-1.124)
allm	1.025	(1.013-1.038)	1.030	(1.011-1.048)	1.052	(0.983-1.126)	1.069	(1.031-1.109)
allm064	1.022	(1.008-1.037)	1.027	(1.006-1.049)	1.019	(0.940-1.104)	1.069	(1.025-1.115)
allm65	1.044	(1.019-1.070)	1.054	(1.017-1.092)	1.131	(0.998-1.282)	1.068	(0.996-1.146)
allf	1.021	(1.010-1.033)	1.022	(1.006-1.038)	1.083	(1.023-1.147)	1.047	(1.013-1.081)
allf064	1.026	(1.014-1.039)	1.032	(1.014-1.051)	1.065	(0.997-1.139)	1.044	(1.006-1.083)
allf65	1.013	(0.991-1.036)	0.996	(0.965-1.027)	1.147	(1.023-1.287)	1.077	(1.010-1.148)
cv	1.022	(1.003-1.042)	1.020	(0.992-1.048)	1.081	(0.976-1.198)	1.086	(1.027-1.148)
cv064	1.000	(0.973-1.028)	0.994	(0.955-1.034)	0.959	(0.827-1.112)	1.022	(0.942-1.108)
cv65	1.047	(1.020-1.075)	1.055	(1.016-1.096)	1.214	(1.055-1.395)	1.136	(1.053-1.226)
cvm	1.012	(0.984-1.040)	1.007	(0.968-1.048)	1.035	(0.897-1.193)	1.063	(0.983-1.149)
cvm064	0.983	(0.948-1.019)	0.977	(0.927-1.029)	0.962	(0.797-1.162)	1.044	(0.943-1.155)
cvm65	1.051	(1.011-1.092)	1.073	(1.015-1.134)	1.170	(0.953-1.437)	1.026	(0.921-1.144)
cvf	1.042	(1.013-1.072)	1.045	(1.003-1.088)	1.120	(0.966-1.297)	1.124	(1.037-1.219)
cvf064	1.024	(0.982-1.069)	1.030	(0.969-1.094)	0.930	(0.739-1.172)	0.999	(0.884-1.129)
cvf65	1.047	(1.011-1.085)	1.045	(0.992-1.100)	1.264	(1.054-1.516)	1.187	(1.075-1.310)
rs	1.046	(1.017-1.076)	1.061	(1.019-1.105)	1.088	(0.935-1.266)	1.099	(1.010-1.195)
rs064	1.052	(1.021-1.085)	1.069	(1.023-1.118)	1.100	(0.932-1.299)	1.111	(1.014-1.217)
rs65	1.003	(0.933-1.078)	1.006	(0.908-1.114)	0.961	(0.672-1.374)	1.086	(0.889-1.326)
rsm	1.053	(1.012-1.096)	1.066	(1.006-1.129)	1.209	(0.990-1.477)	1.089	(0.970-1.223)
rsm064	1.058	(1.013-1.105)	1.074	(1.010-1.141)	1.204	(0.964-1.503)	1.092	(0.962-1.240)
rsm65	1.022	(0.929-1.124)	0.998	(0.869-1.147)	1.236	(0.793-1.927)	1.146	(0.885-1.486)
rsf	1.040	(0.998-1.084)	1.057	(0.997-1.122)	0.952	(0.756-1.200)	1.100	(0.973-1.243)
rsf064	1.051	(1.006-1.099)	1.066	(1.000-1.136)	0.990	(0.772-1.270)	1.128	(0.990-1.285)
rsf65	0.974	(0.871-1.088)	1.015	(0.870-1.184)	0.633	(0.340-1.180)	0.937	(0.676-1.299)

PMc - HOSPITALIZACJE - lag 1								
model	RR PMc	C.I.	RR PMc lin	C.I.	RR PMc pow	C.I.	RR PMc tlo	C.I.
all	1.012	(1.006-1.018)	1.008	(0.998-1.017)	1.128	(1.074-1.184)	1.077	(1.056-1.099)
all064	1.011	(1.004-1.019)	1.008	(0.997-1.018)	1.107	(1.046-1.172)	1.065	(1.040-1.090)
all65	1.018	(1.006-1.031)	1.013	(0.995-1.031)	1.188	(1.081-1.307)	1.113	(1.071-1.156)
allm	1.008	(0.998-1.018)	1.002	(0.988-1.017)	1.087	(1.008-1.172)	1.062	(1.030-1.095)
allm064	1.005	(0.994-1.016)	1.000	(0.984-1.016)	1.016	(0.930-1.110)	1.048	(1.011-1.085)
allm65	1.012	(0.994-1.031)	1.004	(0.978-1.032)	1.274	(1.108-1.465)	1.097	(1.036-1.162)
allf	1.016	(1.007-1.024)	1.013	(1.001-1.025)	1.158	(1.087-1.234)	1.086	(1.058-1.115)
allf064	1.014	(1.004-1.024)	1.010	(0.996-1.025)	1.164	(1.081-1.252)	1.075	(1.043-1.108)
allf65	1.023	(1.006-1.041)	1.020	(0.995-1.045)	1.146	(1.008-1.304)	1.128	(1.072-1.188)
cv	1.019	(1.004-1.034)	1.017	(0.995-1.040)	1.124	(1.004-1.258)	1.109	(1.058-1.162)
cv064	1.023	(1.002-1.045)	1.025	(0.994-1.056)	1.103	(0.942-1.292)	1.098	(1.028-1.174)
cv65	1.016	(0.995-1.038)	1.015	(0.984-1.047)	1.168	(0.997-1.369)	1.107	(1.037-1.182)
cvm	1.017	(0.996-1.038)	1.010	(0.980-1.041)	1.123	(0.959-1.315)	1.110	(1.040-1.185)
cvm064	1.020	(0.993-1.048)	1.019	(0.980-1.059)	0.990	(0.805-1.217)	1.103	(1.014-1.200)
cvm65	1.013	(0.982-1.045)	1.007	(0.962-1.053)	1.319	(1.055-1.650)	1.059	(0.966-1.161)
cvf	1.027	(1.004-1.049)	1.032	(1.000-1.066)	1.169	(0.992-1.378)	1.118	(1.043-1.197)
cvf064	1.026	(0.993-1.060)	1.030	(0.982-1.081)	1.284	(1.012-1.627)	1.074	(0.972-1.188)
cvf65	1.017	(0.988-1.046)	1.021	(0.980-1.064)	1.073	(0.863-1.334)	1.109	(1.017-1.209)
rs	1.017	(0.995-1.039)	1.024	(0.993-1.056)	1.047	(0.885-1.238)	1.027	(0.956-1.102)
rs064	1.021	(0.998-1.045)	1.031	(0.997-1.066)	1.051	(0.874-1.263)	1.019	(0.944-1.100)
rs65	0.985	(0.930-1.043)	0.977	(0.900-1.061)	0.945	(0.634-1.410)	1.105	(0.929-1.313)
rsm	1.021	(0.991-1.051)	1.037	(0.994-1.081)	1.012	(0.803-1.275)	1.016	(0.923-1.119)
rsm064	1.025	(0.993-1.058)	1.044	(0.998-1.093)	1.069	(0.831-1.374)	1.002	(0.901-1.113)
rsm65	0.996	(0.923-1.074)	0.992	(0.890-1.105)	0.780	(0.442-1.378)	1.149	(0.920-1.435)
rsf	1.012	(0.980-1.045)	1.008	(0.962-1.056)	1.085	(0.851-1.384)	1.033	(0.931-1.146)
rsf064	1.016	(0.982-1.051)	1.015	(0.966-1.067)	1.033	(0.790-1.351)	1.035	(0.927-1.155)
rsf65	0.966	(0.882-1.059)	0.956	(0.840-1.088)	1.224	(0.686-2.182)	1.010	(0.760-1.342)

PMc - HOSPITALIZACJE - lag 2								
model	RR PMc	C.I.	RR PMc lin	C.I.	RR PMc pow	C.I.	RR PMc tlo	C.I.
all	1.005	(0.999-1.010)	1.005	(0.997-1.014)	0.989	(0.945-1.035)	1.026	(1.008-1.045)
all064	1.003	(0.997-1.010)	1.004	(0.994-1.013)	1.001	(0.950-1.055)	1.016	(0.995-1.038)
all65	1.010	(0.999-1.022)	1.015	(0.998-1.031)	0.967	(0.884-1.058)	1.056	(1.019-1.095)
allm	1.002	(0.993-1.011)	1.002	(0.989-1.015)	1.022	(0.954-1.095)	1.015	(0.987-1.044)
allm064	1.004	(0.994-1.014)	1.003	(0.988-1.018)	1.043	(0.963-1.129)	1.015	(0.983-1.048)
allm65	1.001	(0.985-1.018)	1.003	(0.979-1.028)	0.952	(0.833-1.088)	1.035	(0.981-1.092)
allf	1.007	(1.000-1.015)	1.010	(0.998-1.021)	0.965	(0.909-1.025)	1.035	(1.010-1.061)
allf064	1.003	(0.995-1.012)	1.005	(0.992-1.017)	0.960	(0.896-1.029)	1.022	(0.994-1.051)
allf65	1.018	(1.002-1.033)	1.024	(1.001-1.046)	0.971	(0.861-1.096)	1.074	(1.023-1.127)
cv	1.011	(0.998-1.025)	1.016	(0.995-1.037)	1.021	(0.918-1.134)	1.064	(1.017-1.112)
cv064	1.013	(0.994-1.033)	1.018	(0.989-1.047)	1.055	(0.913-1.220)	1.059	(0.995-1.127)
cv65	1.011	(0.992-1.031)	1.020	(0.991-1.049)	1.008	(0.865-1.174)	1.062	(0.997-1.131)
cvm	1.006	(0.987-1.025)	1.006	(0.979-1.035)	1.086	(0.941-1.253)	1.045	(0.983-1.112)
cvm064	1.015	(0.991-1.040)	1.019	(0.983-1.056)	1.146	(0.956-1.374)	1.071	(0.991-1.158)
cvm65	0.998	(0.970-1.028)	1.003	(0.960-1.046)	1.048	(0.844-1.303)	0.991	(0.905-1.084)
cvf	1.019	(0.999-1.040)	1.029	(0.999-1.060)	0.967	(0.826-1.132)	1.086	(1.017-1.159)
cvf064	1.007	(0.977-1.038)	1.012	(0.967-1.059)	0.919	(0.728-1.159)	1.028	(0.935-1.130)
cvf65	1.021	(0.995-1.048)	1.030	(0.991-1.070)	1.005	(0.820-1.232)	1.107	(1.021-1.201)
rs	0.992	(0.972-1.012)	0.991	(0.962-1.020)	1.050	(0.904-1.220)	0.926	(0.865-0.992)
rs064	0.991	(0.970-1.012)	0.988	(0.957-1.020)	1.153	(0.982-1.352)	0.924	(0.858-0.995)
rs65	0.997	(0.946-1.050)	1.004	(0.930-1.083)	0.568	(0.369-0.874)	0.986	(0.832-1.169)
rsm	1.011	(0.985-1.038)	1.026	(0.987-1.066)	1.031	(0.840-1.266)	0.946	(0.863-1.037)
rsm064	1.010	(0.982-1.039)	1.026	(0.984-1.070)	1.108	(0.889-1.382)	0.942	(0.853-1.041)
rsm65	1.019	(0.953-1.089)	1.022	(0.926-1.128)	0.652	(0.376-1.132)	1.026	(0.825-1.276)
rsf	0.968	(0.939-0.998)	0.950	(0.907-0.994)	1.084	(0.871-1.350)	0.900	(0.811-0.998)
rsf064	0.969	(0.937-1.001)	0.946	(0.900-0.993)	1.215	(0.965-1.531)	0.903	(0.809-1.008)
rsf65	0.957	(0.880-1.041)	0.971	(0.861-1.095)	0.454	(0.226-0.913)	0.877	(0.664-1.160)





**BG Magazyn  
Podstawowy**

**BG PW**

**C. 158138**



400000000310407