

**WYDAWNICTWO POLSKIEJ AKADEMII NAUK**

**KOMITET INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

MONOGRAFIE

Nr 144

**ZANIECZYSZCZENIA  
POWIETRZA W POLSCE:  
STAN, PRZYCZYNY, SKUTKI**

**RAPORT**

**Redaktor:  
Lucjan Pawłowski**

LUBLIN 2019

---

Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk 2019

© Komitet Inżynierii Środowiska PAN  
ISBN 978-83-63714-50-5

*Komitet Redakcyjny*

|                                          |                                |
|------------------------------------------|--------------------------------|
| prof. Anna Anielak                       | prof. Korneliusz Miksch        |
| prof. Kazimierz Banasik                  | dr hab. inż. Maciej Mrowiec    |
| prof. January Bień                       | prof. Hanna Obarska–Pempkowiak |
| prof. Ryszard Błażejowski                | prof. Artur Pawłowski          |
| prof. Michał Bodzek                      | dr hab. inż. Bernard Quant     |
| dr hab. inż. Marcin Chodak               | prof. Czesława Rosik–Dulewska  |
| prof. Wojciech Dąbrowski                 | prof. Jadwiga Rotnicka         |
| prof. Marzenna Dudzińska                 | prof. Marek Sozański           |
| prof. Marek Gromiec                      | prof. Joanna Surmacz–Górska    |
| dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz        | prof. Krzysztof Szamałek       |
| prof. Janusz Jeżowiecki                  | dr inż. Krystian Szczepański   |
| prof. Katarzyna Juda–Rezler              | mgr Andrzej Szweda–Lewandowski |
| prof. Małgorzata Kabsch–<br>Korbutowicz, | prof. Kazimierz Szymański      |
| dr hab. inż. Piotr Koszelnik             | prof. Maria Waclawek           |
| prof. Mirosław Krzemieniewski            | prof. Józefa Wiater            |
| prof. Izabela Majchrzak–Kucęba,          | prof. Tomasz Winnicki          |
| prof. Tadeusz Kuczyński                  | prof. Krzysztof Wojdyga        |
| prof. Marian Kwietniewski                | mgr Krzysztof Zaręba           |
| prof. Marian Mazur                       | prof. Mirosław Żukowski        |

*Redaktor Naczelny*

prof. Lucjan Pawłowski

## SPIS TREŚCI

|                                                                                                          |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Słowo wstępne</b>                                                                                     |    |
| <i>Lucjan Pawłowski</i> .....                                                                            | 4  |
| <b>Pomiary i oceny zanieczyszczenie powietrza w Polsce. Pył zawieszony</b>                               |    |
| <i>Toczko Barbara</i> .....                                                                              | 8  |
| <b>Zanieczyszczenia powietrza w Polsce: stan, przyczyny, skutki, koncepcja niezbędnych badań</b>         |    |
| <i>Elwira Zajusz-Zubek</i> .....                                                                         | 24 |
| <b>Powietrze wewnętrzne: jego stan i wpływ na zdrowie człowieka</b>                                      |    |
| <i>Marzenna Dudzińska, Bernard Polednik, Sławomira Dumala</i> .....                                      | 31 |
| <b>Wpływ zanieczyszczeń komunikacyjnych na stan powietrza w Lublinie</b>                                 |    |
| <i>Bernard Polednik, Łukasz Guz, Lucjan Pawłowski</i> .....                                              | 61 |
| <b>Wpływ zanieczyszczeń powietrza na procesy neurodegeneracyjne w ośrodkowym układzie nerwowym (OUN)</b> |    |
| <i>Adam Roman, Irena Nalepa</i> .....                                                                    | 78 |

## SŁOWO WSTĘPNE

*Prof. Lucjan Pawłowski*

Opracowany w 1989 roku raport (Pawłowski L. et al. 1989) wykazał poważne zanieczyszczenia środowiska w Polsce w szczególności powietrza. Stwierdzono, że na terenie Polski można wyodrębnić kilkanaście obszarów tak zanieczyszczonych, że można je uznać za zagrożone katastrofą ekologiczną. Podjęte działania w zakresie kontroli emisji z zakładów przemysłowych, a także bankructwo szeregu zakładów w okresie tzw. reform Balcerowicza spowodowały znaczną poprawę jakości środowiska. Okazuje się jednak, że po okresie poprawy ponownie następuje gwałtowne pogarszanie się jakości powietrza w Polsce, zagrażające wręcz zdrowiu ludzi.

W tej sytuacji Komitet Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk podjął działania zdążające do przedstawienia stanu, przyczyn i skutków dla zdrowia ludzi zanieczyszczenia powietrza w Polsce.

Przedstawione w tym opracowaniu materiały posłużą do opracowania raportu, w którym przedstawiona zostanie koncepcja programu badań naukowych, mającego na celu opracowanie metod ograniczania emisji zanieczyszczeń do powietrza.

W Polsce istnieje powszechna zgoda co do potrzeby ochrony środowiska, rozbieżności pojawiają się natomiast wówczas kiedy zaczynamy mówić czego właściwe ta ochrona ma dotyczyć i na czym polegać. Sądzymy więc, że przede wszystkim ochronie podlegać powinno życie, ponieważ jest ono zjawiskiem unikatowym w słonecznym układzie planetarnym i być może także w całym Wszechświecie. W jaki sposób rozumieć należy szczególną ochronę życia wyjaśnia Światowa Karta Przyrody, przyjęta dnia 28 października 1982 r. przez Zgromadzenie Ogólne Narodów Zjednoczonych.

Przyjęto m. in. następujące zasady:

1. Przyroda powinna być szanowana, a jej istotne procesy nie powinny być zmieniane na gorsze.

2. Zasoby genetyczne życia na Ziemi nie powinny być zagrożone, a populacja każdego gatunku dzikiego i udomowionego powinna być utrzymywana co najmniej na poziomie wystarczającym do przeżycia.

3. Te zasady powinny być stosowane do każdej części powierzchni globu, lądu lub morza; specjalną ochroną należy otoczyć elementy unikatowe, reprezentatywne dla całych zróżnicowanych typów ekosystemów oraz siedlisk gatunków rzadkich lub zagrożonych.

4. Ekosystemy i organizmy, tak samo jak zasoby lądowe, morskie i atmosferyczne, jakie użytkuje człowiek, powinny zostać zachowane w taki sposób, aby zapewnić i utrzymać ich optymalną i ciągłą reproduktywność, jednakże bez naruszenia innych ekosystemów, z którymi one współistnieją.

Dodajmy do tego od siebie, że powyższe zasady i działania nabierają znaczenia i sensu, jeśli równocześnie zabezpieczają środowisko dla prawidłowego rozwoju człowieka. Świat ma bowiem dla nas jako ludzi sens tylko wówczas, gdy służy spełnianiu się rodzaju ludzkiego. I jeśli mówimy w tym raporcie o ochronie przyrody, to mamy na myśli przede wszystkim ochronę szeroko pojętego środowiska człowieka, które ludziom powinno zapewniać możliwość pełnej samorealizacji, rzecz jasna w ramach ograniczeń wynikających z powszechnie akceptowanych zasad etycznych.

Populacja ludzka musi być chroniona w sposób szczególny, ponieważ należy jej

zapewniać nie tylko materialne możliwości przetrwania, ale także godziwe warunki psychiczne i socjalne, w których egzystuje. Konieczność ta wynika także z potrzeby ochrony zdrowia ludzkiego, które w myśl definicji sformułowanej w 1946 r. przez Światową Organizację Zdrowia rozumiemy jako „stan pełnego fizycznego, psychicznego i socjalnego dobrego samopoczucia, którego nie można utożsamiać z brakiem choroby i zniedołężnienia”.

Podana definicja zdrowia w ciągu ponad czterdziestu lat istnienia spotykała się z uwagami krytycznymi. Między innymi R. Dubos uważał, że tak definiowane zdrowie jest utopią. Nie zmienia to jednak faktu, iż troska o zdrowie powinna oznaczać ochronę powietrza, wód, gleb, roślin, zwierząt i żywności przed zanieczyszczeniami chemicznymi, higienę psychiczną oraz godziwe warunki socjalne. Zdrowia ludzkiego nie można bowiem ograniczyć tylko do dobrostanu fizycznego i psychicznego z pominięciem socjalnego.

Ekspansywna polityka uprzemysłowienia kraju w latach 1950-75, nie licząca się z żadnymi barierami ekologicznymi i psychospołecznymi, nie tylko doprowadziła do wyniszczenia znacznego areału gruntów rolnych, lecz spowodowała również sytuację działania przewlekłego stresu dla około 1/3 mieszkańców Polski zamieszkujących strefy tzw. kryzysu ekologicznego. Główną przyczyną silnego zanieczyszczenia powietrza był w tamtych czasach, przyjęty przed laty model uprzemysławiania Polski, oparty na eksploatacji i przetwarzaniu surowców oraz preferowaniu technologii materiałochłonnych i energochłonnych, a lekceważący ochronę środowiska. Z tego powodu rozwiązywanie problemów ochrony środowiska odkładano na bliżej nieokreśloną przyszłość.

Przyczyny geograficzne to przede wszystkim położenie Polski, z którym związane są duże transgraniczne przepływy zanieczyszczeń z krajów ościennych oraz bardzo duża koncentracja źródeł emisji zanieczyszczeń w południowych obszarach kraju.

Koncentrowanie produkcji i łączenia wydobywania surowców z ich przetwarzaniem w tym samym miejscu, doprowadziło do skoncentrowania źródeł emisji niekiedy w takim stopniu, że lokalnie wyraźnie przekroczono zdolność samooczyszczania się atmosfery i środowiska. Wielkość emisji głównych zanieczyszczeń powietrza w 1987 roku według danych GUS podaje tabela 1.

Tabela 1. Emisja głównych zanieczyszczeń do powietrza (GUS-1987)

| <b>Emisja pyłów:</b>         | <b>Tony</b>      |
|------------------------------|------------------|
| emisja niezorganizowana      | 98 845           |
| popiół lotny                 | 1352 566         |
| pyły z cementowni            | 125126           |
| pyły metalurgiczne           | 166 738          |
| <b>razem</b>                 | <b>1 820 600</b> |
| <b>Emisja gazów:</b>         |                  |
| emisja niezorganizowana      | 313272           |
| dwutlenek siarki             | 2823 995         |
| tlenek węgla                 | 1495 707         |
| <b>Razem</b>                 | <b>5322913</b>   |
| Ogółem emisja gazów i pyłów: | 7143513          |

Saldo zmian emisji zanieczyszczeń w porównaniu z 1985 r. w tonach na rok:

emisje pyłowe: zmniejszenie emisji o 55 479

emisje gazowe: wzrost emisji o 167476

(79,7% emisji zanieczyszczeń pochodziło z 96 zakładów produkcyjnych).

W następnych latach min. wskutek ograniczenia produkcji w zakładach najbardziej uciążliwych oraz modernizacji technicznych ograniczono w istotny sposób emisję zanieczyszczeń emitowanych przez przemysł.

Niestety dzięki dzikiemu kapitalizmowi promowanemu w Polsce od czasu tzw. reform Balcerowicza doprowadzono ponownie do katastrofalnego wzrostu zanieczyszczeń powietrza powodowanych tym razem przez rozproszone źródła emisji tj. niską emisją z domowych palenisk i emisją z transportu. Do Polski masowo sprowadzono stare samochody. Według danych z Eurostatu po polskich drogach jeździ najwięcej starych samochodów w całej UE, aż 33,7% jeżdżących po polskich drogach samochodów ma 20 i więcej lat.

Ponadto, nie potrafiono zaradzić przestępczej praktyce wycinania filtrów z silników diesla, co w istotny sposób prowadzi do wzrostu emisji pyłów. Jest to działalność nosząca znamiona przestępstwa. Tymczasem można znaleźć ogłoszenia zakładów oferujących tą przestępczą praktykę. Z niezrozumiałych powodów nie penalizuje się tej praktyki. Wydaje się, że podejmowane działania mające na celu poprawę jakości powietrza zdają się być zbyt jednostronnie skupione na piecach używanych w gospodarstwach indywidualnych, a niedoceniana jest rola transportu w generowaniu zanieczyszczeń powietrza.

O ile zanieczyszczenia powietrza zewnętrznego, których źródłem jest spalanie paliw w kotłach i domowych piecach grzewczych, są emitowane głównie w sezonie jesienno-zimowym, to zanieczyszczenia komunikacyjne są emitowane przez cały rok. Tym bardziej, że obserwowany wzrost zawartości w powietrzu tlenków azotu, tlenków węgla, NMLZO oraz bardzo drobnych cząstek aerozolowych świadczy o rosnącym udziale zanieczyszczeń pochodzących z samochodów, w szczególności wyposażonych w silniki diesla.

Pilnego uregulowania wymaga jakość używanego paliwa np. szereg osób kupuje z uwagi na niższą cenę szlamy zawierające duże ilości frakcji mineralnej. W rzeczywistości szlam taki zawiera tylko część węgla, co oznacza, że zakupione paliwo w przeliczeniu na zawarty w nim węgiel nie jest wcale tańsze, a niekiedy wręcz droższe. Natomiast zawarta w takim paliwie frakcja mineralna prowadzi do wzrostu ilości emitowanych pyłów. Europejska Agencja Ochrony Środowiska powołując się na raport WHO z 2016 roku podała, że spośród 50 najbardziej zanieczyszczonych miast w Europie, aż 33 to miasta polskie. Świadczy to o bardzo poważnym zagrożeniu dla zdrowia dużej części Polaków. W tej sytuacji uznajemy za niezbędne podjęcie działań zdążających do przeciwdziałania grożącej katastrofie.

Życie ludzkie toczy się na dnie oceanu powietrznego utworzonego przez powietrze atmosferyczne na powierzchni globu ziemskiego. Zanieczyszczenia powietrza przyczyniają się więc bezpośrednio lub pośrednio do zaburzeń wszystkich procesów związanych z życiem, a przede wszystkim do większej zachorowalności, nadmiernej umieralności w konsekwencji skracania trwania życia ludzkiego. Oznacza to, że jakość powietrza ma najważniejszy wpływ na dobrostan człowieka. Przy czym, należy uświadomić sobie, że mówiąc o jakości powietrza powinniśmy odnosić się do powietrza zewnętrznego i powietrza wewnętrznego, o ile znaczenie jakości powietrza zewnętrznego jest w ostatnim czasie szeroko komentowane to wpływ jakości powietrza wewnętrznego na dobrostan człowieka nie jest powszechnie uświadamiany. Tymczasem należy pamiętać, że człowiek przebywa znacznie dłuższy okres czasu w pomieszczeniach.

Co prawda zanieczyszczenia z powietrza zewnętrznego przedostają się do pomieszczeń wewnętrznych. Dominującymi jednak dla powietrza wewnętrznego są zanieczyszczenia emitowane z różnego rodzaju materiałów składających się na wyposażenie pomieszczeń. Niestety, o ile istnieją regulacje prawne dotyczące jakości powietrza zewnętrznego, to brak

jest takich regulacji dotyczących emisji z materiałów stosowanych do wykańczania pomieszczeń. Należy także zwrócić uwagę na ogromny problem związany z paleniem papierosów. Emisje z tego źródła zagrażające zdrowiu ludzi są niestety dominujące.

W ramach przygotowań do opracowania raportu na temat stanu, przyczyn i skutków zanieczyszczeń powietrza w Polsce oraz niezbędnych badań w tym zakresie Komitet Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk zorganizował konferencję, w czasie której zostały wygłoszone referaty zamieszczone w tej książce, a przygotowane przez wybitnych ekspertów: Panią dr Barbarę Toczko – Dyrektora Departamentu Monitoringu i Informacji o Środowisku Ministerstwa Środowiska, Panią Profesor Elwirę Zajusz-Zubek z Politechniki Śląskiej i Panią Profesor Marzennę Dudzińską z Politechniki Lubelskiej.

Komitet Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk zamierza w oparciu o te materiały opracować raport, w którym po przeanalizowaniu stanu, przyczyn i skutków zanieczyszczeń środowiska w Polsce sformułuje koncepcję programu badawczego, którego celem jest przede wszystkim, opracowanie metod ograniczania, a najlepiej eliminacji emisji powodujących zanieczyszczenia powietrza zewnętrznego i wewnętrznego w Polsce.

Uważamy wręcz za niezbędne ustanowienie programu badań finansowanych centralnie, którego celem byłoby opracowanie metod mających na celu poprawę jakości powietrza w Polsce, z uwagi na ogromne zagrożenie dla zdrowia, w szczególności młodego pokolenia. Należy na początku jasno określić rolę transportu samochodowego w zanieczyszczeniach powietrza. Podjęcie takich badań uważamy za jedno z najpilniejszych przedsięwzięć.

#### **Literatura**

- Pawłowski L. i Kozak Z., Chemiczne zagrożenia środowiska w Polsce, Wiadomości Chemiczne, Polskie Towarzystwo Chemiczne, 1989, rocznik 43, zeszyt 5–6, s. 249–312  
GUS (1987) Emisje z zakładów szczególnie uciążliwych dla czystości powietrza w 1986 roku, s. 184–185.

## **Pomiary i oceny zanieczyszczenie powietrza w Polsce Pył zawieszony**

*dr inż. Barbara Toczko*

*Naczelnik Wydziału Monitoringu Powietrza, Departament Monitoringu, Ocen i Prognoz  
Stanu Środowiska, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska*

Pył zawieszony jest mieszaniną bardzo małych cząstek stałych i ciekłych. Wielkość ziaren pyłu zależy od jego składu i pochodzenia i może mieć rozmiar od kilku nanometrów do 100  $\mu\text{m}$ . Cząstki mniejsze od 2,5  $\mu\text{m}$  są powszechnie nazywane pyłami drobnymi, a cząstki o rozmiarach powyżej 2,5  $\mu\text{m}$  pyłami grubymi. Pył zawieszony składa się z całej gamy pierwiastków i związków chemicznych, a jego skład jest ściśle związany z pochodzeniem. W warunkach polskich pył zawieszony składa się głównie z węgla w postaci związków organicznych, węgla elementarnego, siarczanów, azotanów, chlorków, związków amonowych związków krzemu, aluminium i żelaza. W skład pyłu zawieszonego jako składniki śladowe wchodzi również metale ciężkie (np. Cd, Pb, Hg, Zn, Cu, Ni, As). Przy czym, skład pyłu zawieszonego zmienia się wraz z miejscem występowania, porą roku i warunkami pogodowymi.

Cząstki pyłu pochodzą z emisji bezpośredniej – głównie ze źródeł komunalnych z transportu – lub też powstają w atmosferze w wyniku reakcji między substancjami znajdującymi się w powietrzu. W wyniku procesów fizyko-chemicznych w atmosferze tworzy się tzw. wtórny pył zawieszony nazywany również wtórnym aerozolem. Do powstawania pyłu wtórnego przyczyniają się przede wszystkim zanieczyszczenia gazowe takie jak: dwutlenek siarki ( $\text{SO}_2$ ), tlenki azotu ( $\text{NO}_x$ ), lotne związki organiczne (LZO), czy amoniak ( $\text{NH}_3$ ).

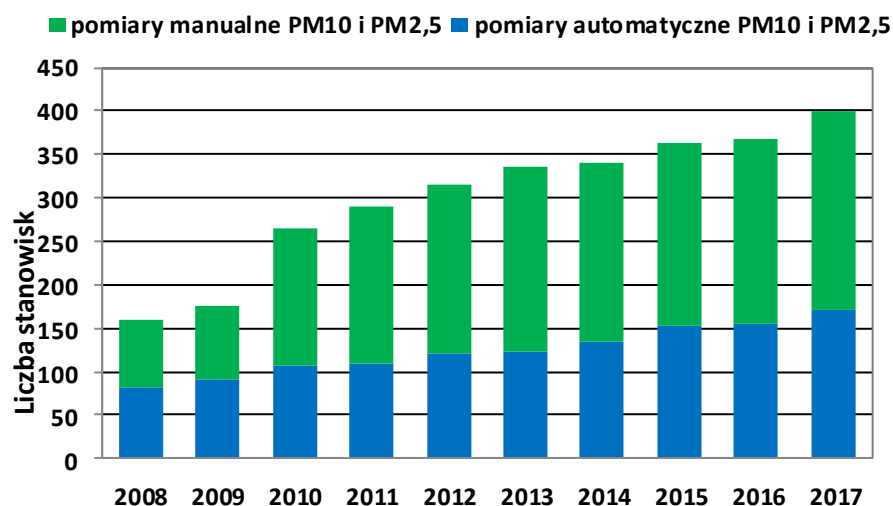
W pył zawieszonym wyróżnia się frakcję o ziarnach poniżej 10  $\mu\text{m}$  (PM10), w skład której wchodzi frakcja o średnicy poniżej 2,5  $\mu\text{m}$  (PM2,5). Obydwie te frakcje podlegają ocenie pod kątem ochrony zdrowia ludzi wykonywanej przez Inspekcję Ochrony Środowiska w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Od wielkości cząstek pyłu zawieszonego oraz jego składu chemicznego zależy oddziaływanie tego zanieczyszczenia na zdrowie. Pył zawieszony PM2,5 posiada zdolność przenikania do najgłębszych partii płuc, gdzie jest akumulowany lub rozpuszczany w płynach biologicznych i następnie wraz z krwioobiegiem transportowany jest do całego ciała. W wyniku tego może on być powodem nasilenia astmy, ostrej reakcji układu oddechowego, osłabienia czynności płuc itp.[1]

System oceny jakości powietrza, w tym oceny pod kątem zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym w Polsce funkcjonuje jako jeden z elementów Państwowego Monitoringu Środowiska (PMS). W ramach PMS na bieżąco prowadzone są pomiary jakości powietrza i corocznie dokonuje się oceny jakości powietrza pod kątem 12 zanieczyszczeń, w tym pyłu zawieszonego PM10, pyłu zawieszonego PM2,5 oraz benzo(a)pirenu i metali ciężkich zawartych w pyłach PM10. Dane o jakości powietrza wytwarzane w ramach PMS stanowią podstawę do zarządzania jakością powietrza m.in. poprzez plany i programy ochrony powietrza. Dodatkowo, w ramach obowiązków sprawozdawczych Polski, dane o jakości powietrza są przekazywane do Komisji Europejskiej, Europejskiej Agencji Środowiska oraz do organów konwencji międzynarodowych.



W odniesieniu do pyłu zawieszonego PM10 i PM2,5 system pomiarów jakości powietrza w Polsce obejmuje pomiary manualne (referencyjna metoda pomiaru pyłu PM10 i PM2,5) i pomiary automatyczne (metoda nierreferencyjna). Zgodnie z prawem dopuszcza się wykonywanie pomiarów pyłu zawieszonego przy wykorzystaniu metodyk nierreferencyjnych (automatycznych) tylko w przypadku, gdy metody te mają wykazaną równoważność z metodyką referencyjną.

W 2018 roku ramach PMS w sieci pomiarów jakości powietrza funkcjonuje ponad 270 stacji pomiarowych, na których prowadzone są pomiary automatyczne lub manualne lub automatyczne i manualne, w tym ok. 160 stacji pomiarowych prowadzących pomiary automatyczne lub automatyczne i manualne. Jednocześnie, w systemie funkcjonuje ok. 231 stanowisk do pomiarów manualnych i ok. 170 stanowisk automatycznych na których wykonywane są pomiary pyłu zawieszonego PM10 i PM2,5 i z roku na rok liczba stanowisk pomiarowych pyłu zawieszonego systematycznie wzrasta (Rys.1). Pomiary benzo(a)pirenu w pyłe PM10 są prowadzone na ok. 150 stanowiskach w Polsce.



Rys.1. Sumaryczna liczba stanowisk pomiarowych pyłu zawieszonego PM10 i PM2,5 funkcjonujących w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (źródło: GIOŚ/PMS)

Ocenę zanieczyszczenia powietrza pod kątem ochrony zdrowia wykonuje się w strefach<sup>1</sup> odrębnie dla każdego zanieczyszczenia i czasu uśrednienia zgodnie z przepisami prawa<sup>2</sup>. Podstawą do wykonania rocznej oceny jakości powietrza pod kątem pyłu zawieszonego PM10, PM2,5 oraz benzo(a)pirenu są wyniki pomiarów wykonanych w ramach PMS, uzupełniającą informacją do wykonania oceny są wyniki modelowania matematycznego dla tych zanieczyszczeń.

<sup>1</sup> Strefę dla potrzeb ocen jakości powietrza zgodnie z ustawą z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2018 r. poz. 1356, z późn. zm.) stanowi:

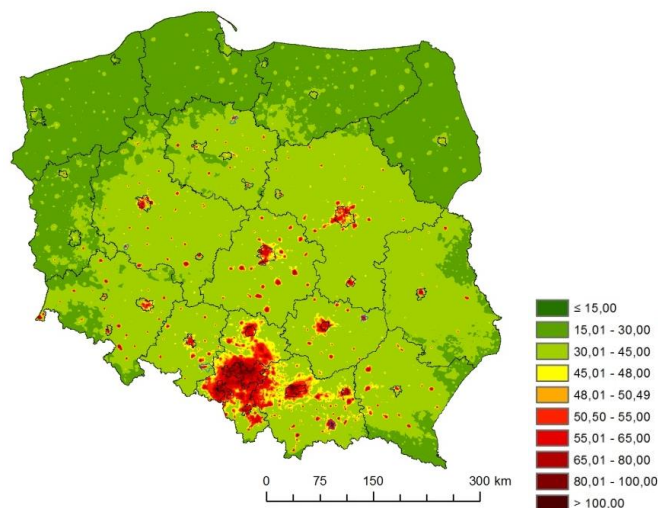
- aglomeracja o liczbie mieszkańców większej niż 250 tysięcy;
- miasto o liczbie mieszkańców większej niż 100 tysięcy;

<sup>2</sup> Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. poz. 1031).

Pomimo obserwowanego zmniejszania emisji prekursorów pyłów (zwłaszcza dwutlenku siarki) oraz działań podejmowanych na rzecz redukcji stężeń pyłu zawieszonego w powietrzu, wysokie stężenia pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub> pozostają najistotniejszym problemem jakości powietrza w Polsce. Przekroczenia te mają miejsce zarówno w odniesieniu do standardu dobowego (pył PM<sub>10</sub>), jak i rocznego (pył PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub>) i dotyczą przede wszystkim obszarów miast i aglomeracji (Rys. 2).

Przekroczenia dopuszczalnych wartości dobowych stężeń pyłu PM<sub>10</sub> z reguły mają miejsce w okresie zimowym (Rys. 3). Przekroczenia te związane są przede wszystkim z emisją pyłu z indywidualnego ogrzewania budynków oraz z transportu (Rys. 4). Jako kolejne przyczyny przekroczeń wymienić należy emisje z zakładów przemysłowych, ciepłowni, elektrowni oraz niekorzystne warunki meteorologiczne (w tym długotrwałe sytuacje inwersyjne, cisze wiatrowe). W przypadku niektórych polskich miast istotny wpływ na poziom zanieczyszczenia powietrza pyłem PM<sub>10</sub> ma ich usytuowanie, np. w dolinach górskich lub dolinach rzek, utrudniające rozpraszanie zanieczyszczeń.

W ocenie jakości powietrza za 2017 rok pod kątem pyłu PM<sub>10</sub>, spośród 46 stref podlegających ocenie w oparciu o stężenia 24-godzinne do klasy A zaliczono jedynie 12 stref znajdujących się w północnej i zachodniej Polsce, reszta, tj. 34 strefy, zostały zaliczone do klasy C<sup>3</sup>.

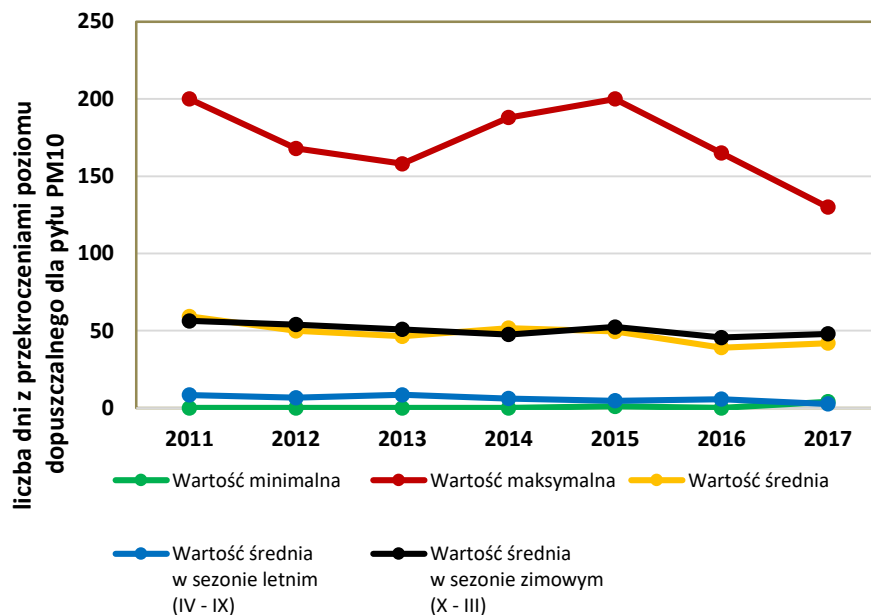


Rys. 2 Rozkład stężeń 24-godzinnych pyłu PM<sub>10</sub> wyrażonych jako 36-te maksymalne stężenie dobowe w roku 2017 (modelowanie w siatce 0,5 km x 0,5 km dla aglomeracji i miast pow. 100 tys. mieszkańców oraz 1 km x 1 km dla pozostałych stref) (źródło: GIOŚ/PMŚ)<sup>[2]</sup>

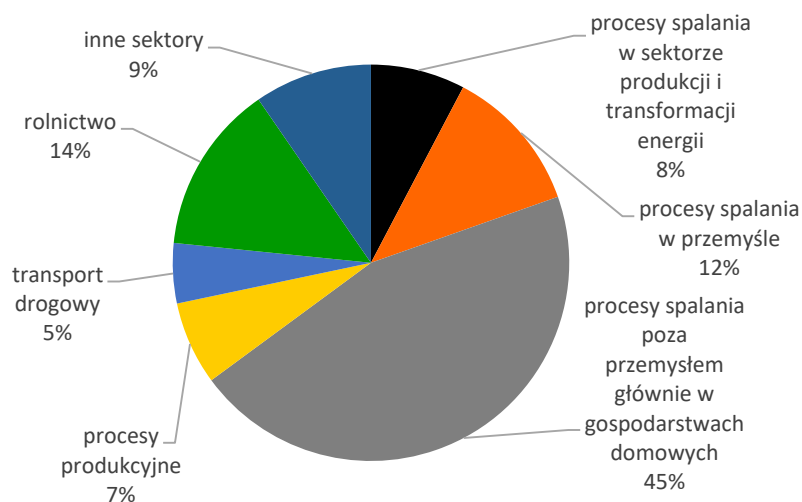
<sup>3</sup> Klasyfikacja stref dokonywana jest zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu oraz rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza (Dz. U. poz. 914), gdzie dla klasy A poziomy stężenie nie przekraczają poziomu dopuszczalnego, a dla klasy C poziomy stężenie są powyżej poziomu dopuszczalnego. Dla okresu uśredniania wynoszącego:

- 24 godziny – poziom dopuszczalny pyłu PM<sub>10</sub> w powietrzu wynosi 50 µg/m<sup>3</sup>, a dopuszczalna częstość przekroczenia dopuszczalnego poziomu w roku kalendarzowym wynosi 35 razy;
- rok kalendarzowy - poziom dopuszczalny pyłu PM<sub>10</sub> w powietrzu wynosi 40 µg/m<sup>3</sup>.

Wystarczy jedna stacja, na której przekroczony jest poziom dopuszczalny, aby cała strefa została zakwalifikowana do klasy C.



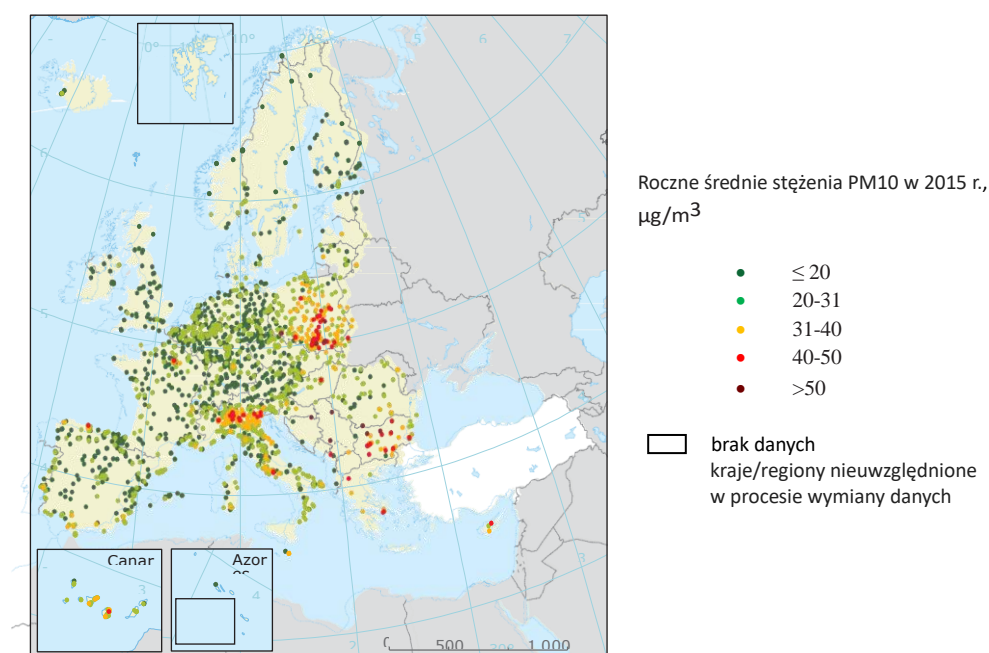
Rys. 3 Średnia roczna liczba dni z przekroczeniami dobowego poziomu dopuszczalnego dla pyłu PM10 obliczona z rocznych serii pomiarowych ze wszystkich stanowisk pomiarowych funkcjonujących w ramach PMŚ w latach 2011-2017 (źródło: GIOŚ/PMŚ)



Rys.4 Struktura emisji pyłu pierwotnego PM10 w Polsce w 2016 roku w podziale na sektory gospodarki (źródło: KOBiZE)<sup>[3]</sup>

Problem przekroczeń 24-godzinnych stężeń pyłu PM10 występuje nie tylko w Polsce, ale również w innych krajach europejskich np. w Bułgarii, Czechach, Słowacji, na Węgrzech, we Włoszech czy w Słowenii. W roku 2015 dobowy poziom dopuszczalny dla pyłu PM10 był przekroczony w ok. 19% stacji pomiarowych<sup>4</sup> znajdujących się w 20 krajach członkowskich Unii Europejskiej (Rys.5). Jednocześnie, z szacunków przeprowadzonych przez Europejską Agencję Środowiska wynika, że w roku 2015 ok. 19% mieszkańców miast Unii Europejskiej było narażonych na ponadnormatywne stężenia pyłu zawieszonego PM10.

Analiza wskaźnika narażenia ludności w Unii Europejskiej<sup>5</sup> na ponadnormatywne oddziaływanie w odniesieniu do standardu średniorocznego pyłu PM10 wykazała, że w roku 2015 udział ludności narażonej na ponadnormatywne stężenia pyłu PM10 w Polsce przekraczał znacząco średnią europejską (Rys. 6).

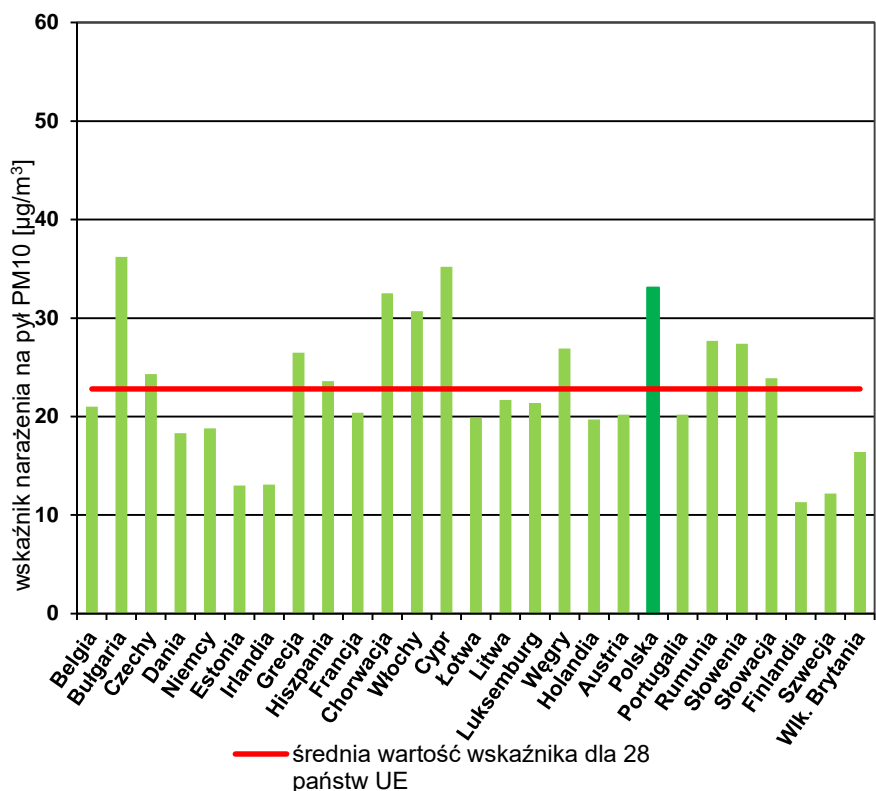


Rys.5 Wyniki pomiarów średnich rocznych stężeń pyłu PM10 za rok 2015 (źródło: EEA)<sup>[4]</sup>

Liczba stref zaliczonych do klasy C, w wyniku oceny za 2017 rok opartej na podstawie średnich rocznych stężeń pyłu PM10, była o ponad połowę mniejsza w porównaniu z liczbą stref w klasie C uzyskaną na podstawie stężeń 24-godzinnych. Podobną proporcję obserwowano także w poprzednich latach ponieważ norma określona dla stężeń 24-godzinnych jest dużo trudniejsza do dotrzymania niż norma dla stężeń średnich rocznych pyłu zawieszonego PM10.

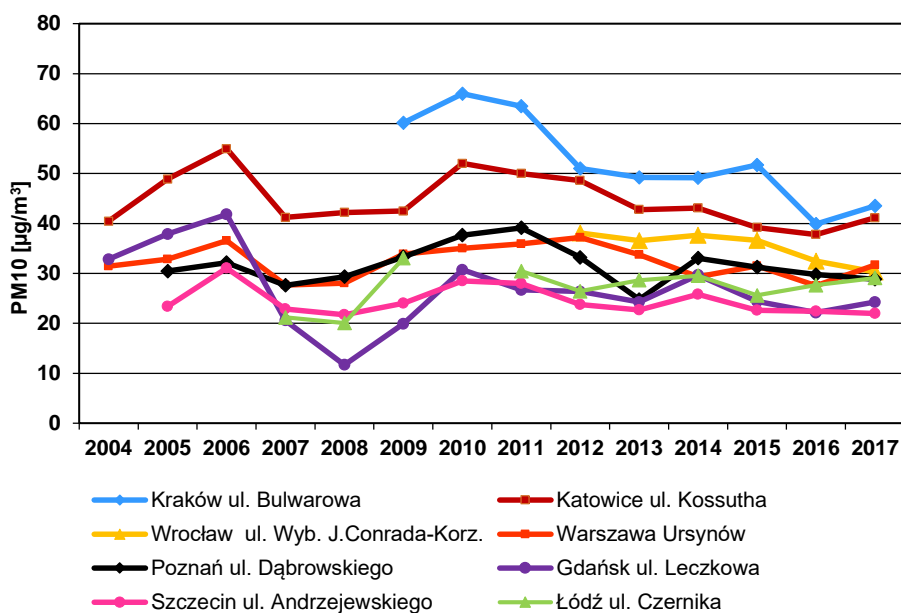
<sup>4</sup> Dotyczy stacji monitoringu jakości powietrza z których dane są raportowane do Komisji Europejskiej.

<sup>5</sup> Wskaźnik został obliczony na podstawie danych o średnich rocznych stężeniach pyłu PM10 na stacjach tła miejskiego zlokalizowanych w aglomeracjach, z których dane zostały przekazane przez kraje UE do bazy danych o jakości powietrza Europejskiej Agencji Środowiska (AirBase).

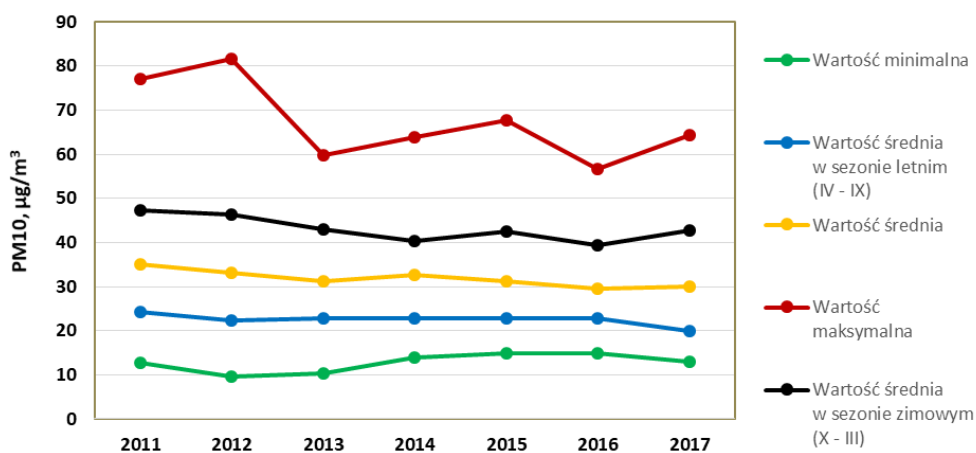


Rys. 6 Wskaźnik narażenia ludności obliczony jako średnioroczne ważone stężenie pyłu PM10 mierzonego na stacjach tła miejskiego w aglomeracjach w UE w roku 2015 (źródło: Eurostat, na podstawie danych PMŚ przekazanych do AirBase)<sup>[3]</sup>

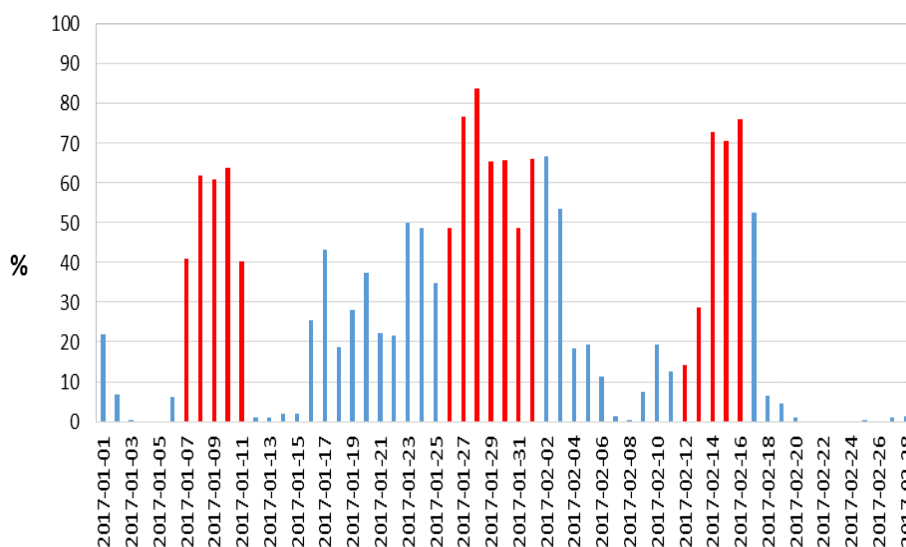
W latach 2004–2017 stężenia pyłu PM10 na wybranych stanowiskach pomiarowych w aglomeracjach wykazywały wahania, jednak na większości stacji w roku 2017 zaobserwowano wyższe roczne stężenia pyłu PM10 aniżeli w roku 2016 (Rys. 7 i Rys. 8). Niewielki wzrost średnich rocznych stężeń pyłu zawieszonego PM10 jest konsekwencją występowania bardzo wysokich stężeń pyłu zawieszonego w styczniu i w lutym 2017 r. (Rys. 9). W okresie tym, zwłaszcza w południowej i środkowej Polsce, wystąpiły stężenia pyłu znacząco przewyższające poziom alarmowy dla pyłu PM10 (300 µg/m<sup>3</sup>).



Rys. 7 Stężenia średnioroczne pyłu PM10 w latach 2004–2017 na wybranych stanowiskach tła miejskiego w aglomeracjach w Polsce (źródło: GIOŚ/PMŚ)

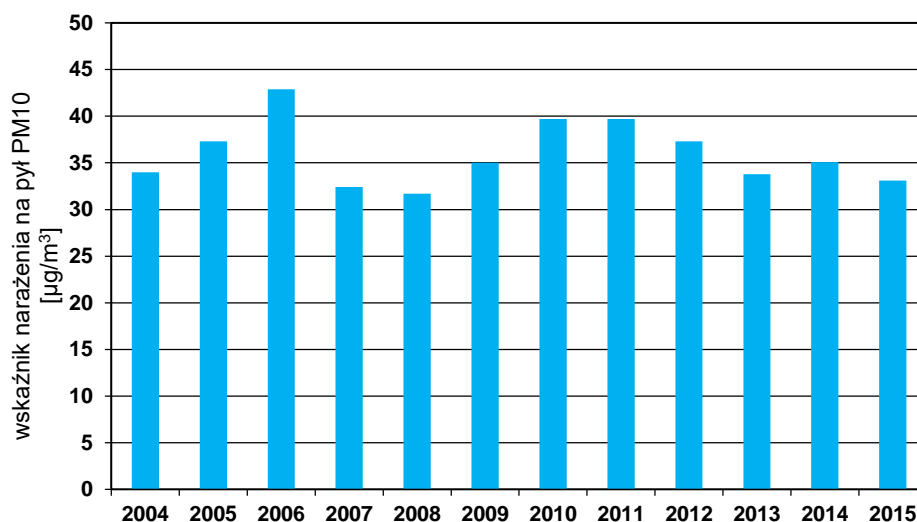


Rys. 8 Średnie stężenia pyłu PM10 obliczone z rocznych serii pomiarowych ze wszystkich stanowisk pomiarowych funkcjonujących w ramach PMŚ w latach 2011–2017 (Źródło: GIOŚ/PMŚ)



Rys. 9 Procent stanowisk pomiarowych pyłu zawieszonego PM10, na których stężenie 24-godz. pyłu PM10 w styczniu i w lutym 2017 r. przekraczało wartość 75 µg/m<sup>3</sup>, czyli o ponad 50% przekraczało średniodobowy poziom dopuszczalny dla pyłu PM10 (spośród wszystkich stanowisk, na których w danym dniu pomiary były prowadzone) (źródło: GIOŚ/PMŚ)

Wskaźnik narażenia ludności na stężenia pyłu PM10 mierzony w latach 2004–2015 na stacjach tła miejskiego w aglomeracjach w Polsce uzyskał najwyższą wartość (42,9 µg/m<sup>3</sup>) w 2006 roku (Rys. 10). Wskaźnik ten w roku 2015 był jednym z najniższych i wyniósł 33,1 µg/m<sup>3</sup>. Analizując dane wieloletnie nie można jednak stwierdzić jednoznacznej tendencji spadkowej lub wzrostowej tego wskaźnika.

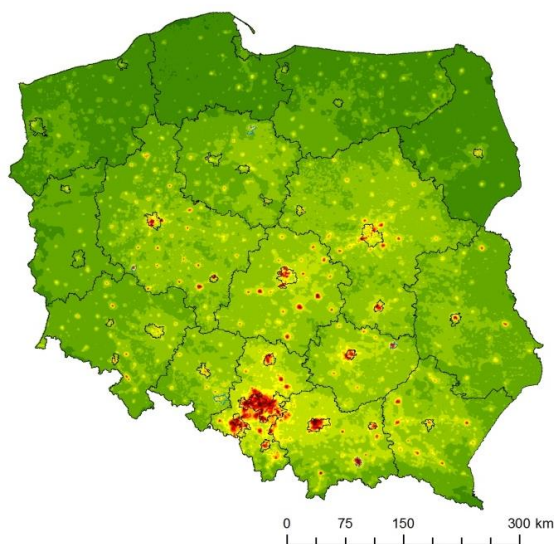


Rys. 10 Wskaźnik narażenia ludności na pył zawieszony PM10 obliczony jako średnioroczne ważone stężenie pyłu PM10 mierzony na stacjach tła miejskiego w aglomeracjach w Polsce w latach 2004–2015 (źródło: Eurostat, na podstawie danych PMS przekazanych do AirBase)<sup>[5]</sup>

W ocenie jakości powietrza za 2017 rok pod kątem pyłu PM<sub>2,5</sub>, spośród 46 stref podlegających ocenie, w oparciu o stężenia średnie roczne do klasy A zaliczono 27 stref; 19 stref zostało zaliczonych do klasy C (Rys.11). Przekroczenia poziomu dopuszczalnego dla pyłu PM<sub>2,5</sub> występują głównie w Polsce centralnej, południowej i południowo-wschodniej (Rys.12).



Rys. 11 Klasy stref określone na podstawie średnich rocznych stężeń pyłu PM<sub>2,5</sub>, w wyniku oceny jakości powietrza za rok 2017 wg kryteriów dotyczących ochrony zdrowia (źródło: GIOŚ/PMŚ)

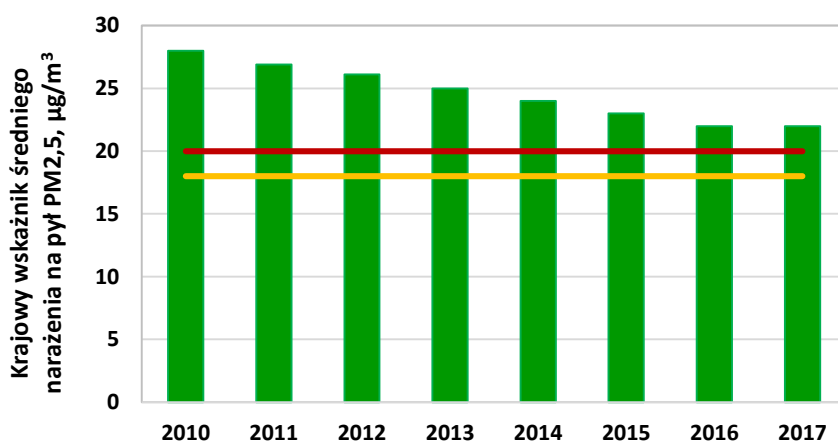


Rys. 12 Rozkład stężeń średniorocznych pyłu PM<sub>2,5</sub> w roku 2017 (modelowanie w siatce 0,5 km x 0,5 km dla aglomeracji i miast pow. 100 tys. mieszkańców oraz 1 km x 1 km dla pozostałych stref) (źródło: GIOŚ/PMŚ)<sup>(4.1.6)</sup>



W roku 2017 najwyższe średnie roczne stężenia pyłu PM<sub>2,5</sub> wystąpiły w miastach województw: śląskiego (27,8–39,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), małopolskiego (24,7–40,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i łódzkiego (22,9–32,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). W Krakowie średnie roczne stężenie pyłu PM<sub>2,5</sub> było najwyższe; w zależności od stacji wyniosło 28,4–40,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Najniższe stężenia pyłu PM<sub>2,5</sub> nie przekraczające 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  wystąpiły w województwach północnej i zachodniej Polski.

Od 2010 roku na stacjach tła miejskiego zlokalizowanych w aglomeracjach i miastach powyżej 100 tys. mieszkańców prowadzone są pomiary pyłu PM<sub>2,5</sub> w celu określania wskaźników średniego narażenia ludzi na pył PM<sub>2,5</sub>. Pomiary te służą do obliczania krajowego wskaźnika średniego narażenia oraz wskaźników średniego narażenia dla poszczególnych miast powyżej 100 tys. mieszkańców i aglomeracji. Wskaźniki średniego narażenia dla roku 2017 zostały obliczone w oparciu o stężenia pyłu PM<sub>2,5</sub> uzyskane z pomiarów prowadzonych w latach 2015, 2016 i 2017<sup>6</sup>. Krajowy wskaźnik średniego narażenia na pył PM<sub>2,5</sub> dla roku 2017 wyniósł 22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Wartość wskaźnika od początku pomiarów przekracza wartość pułapu stężenia ekspozycji, wynoszącą 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i będącą w tym względzie standardem jakości powietrza, który należy dotrzymywać od roku 2015. Wskaźnik ten również znacząco przekracza krajowy cel redukcji narażenia na pył PM<sub>2,5</sub> wynoszący 18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , który należy osiągnąć do roku 2020<sup>7</sup> (Rys. 13).

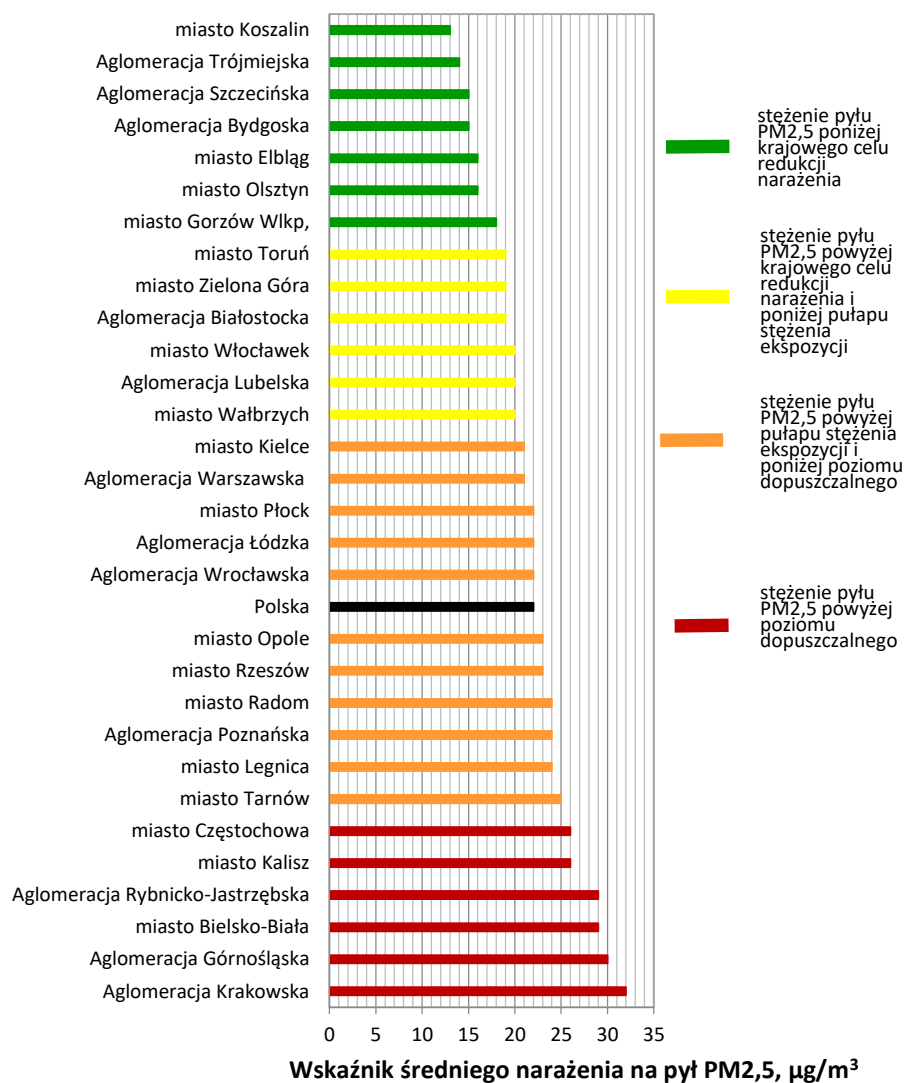


Rys. 13 Wskaźniki średniego narażenia na pył zawieszony PM<sub>2,5</sub> dla poszczególnych miast powyżej 100 tys. mieszkańców i aglomeracji oraz krajowy wskaźnik średniego narażenia dla roku 2017 w odniesieniu do: (a) krajowego celu redukcji narażenia (linia żółta); (b) pułapu stężenia ekspozycji (linia czerwona) (źródło: GIOŚ/PMŚ)

<sup>6</sup> Wskaźniki średniego narażenia zostały obliczone zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 września 2012 r. w sprawie sposobu obliczania wskaźników średniego narażenia oraz sposobu oceny dotrzymania pułapu stężenia ekspozycji (Dz. U. poz. 1029). Wskaźnik średniego narażenia dla pyłu PM<sub>2,5</sub> obliczono dla 30 miast i aglomeracji na podstawie danych z 32 wyznaczonych stanowisk pomiarowych. Dla 28 miast i aglomeracji wskaźnik obliczono na podstawie danych z jednego stanowiska, dla dwóch aglomeracji – Górnośląskiej i Warszawskiej – na podstawie wyników z dwóch stanowisk pomiarów stężeń pyłu PM<sub>2,5</sub>.

<sup>7</sup> Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 sierpnia 2012 r. w sprawie krajowego celu redukcji narażenia (Dz. U. poz. 1030).

W ocenie za 2017 rok 7 miast i aglomeracji osiągnęło krajowy cel redukcji narażenia na pył zawieszony PM<sub>2,5</sub> (miasta: Koszalin, Elbląg, Olszyn i Gorzów Wlkp. oraz aglomeracje: szczecińska, trójmiejska i bydgoska); miasta: Wałbrzych, Toruń, Włocławek, Zielona Góra oraz aglomeracje: lubelska i białostocka dotrzymały pułapu stężenia ekspozycji. Sześć miast i aglomeracji nie tylko nie osiągnęło ww. celów, ale nie dotrzymało nawet poziomu dopuszczalnego dla pyłu zawieszzonego PM<sub>2,5</sub>, przy czym najwyższy wskaźnik średniego narażenia na pył PM<sub>2,5</sub> w roku 2017, wynoszący 32 µg/m<sup>3</sup>, odnotowano dla aglomeracji krakowskiej (Rys. 14).

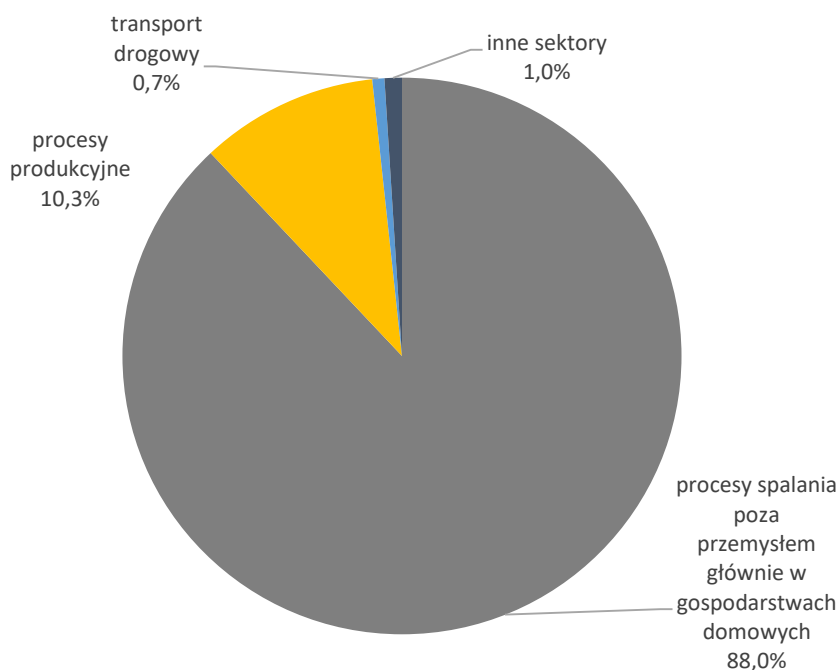


Rys. 14 Wartości wskaźnika średniego narażenia dla poszczególnych miast i aglomeracji oraz krajowy wskaźnik średniego narażenia [µg/m<sup>3</sup>] dla 2017 roku (źródło: GIOŚ/PMŚ)

### Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne

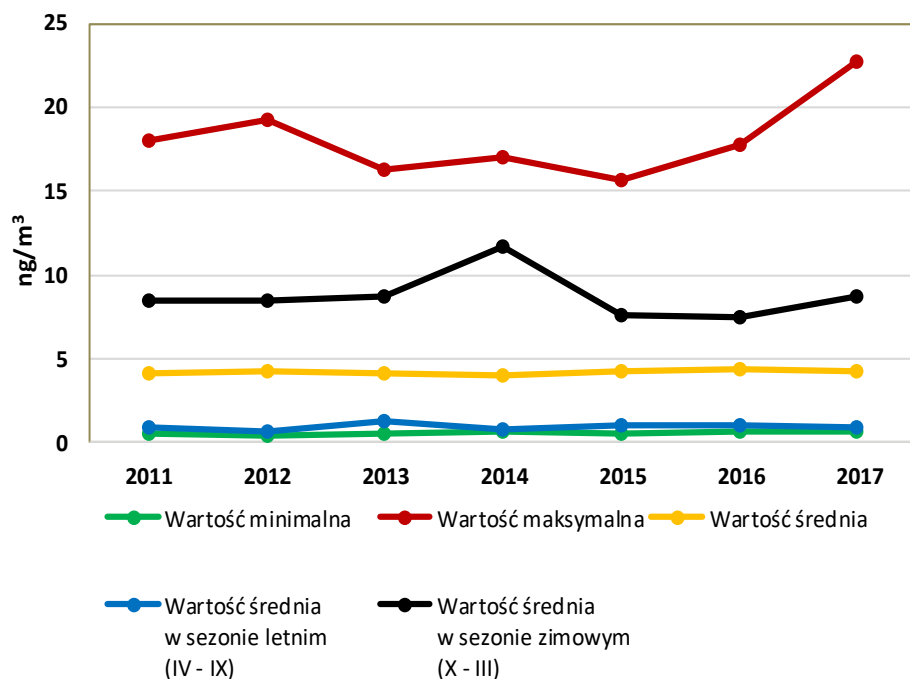
Ważnymi ze względu na skutki zdrowotne zanieczyszczeniami powietrza są również związki z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) wchodzące w skład pyłu zawieszanego. Związki te mają udowodnione właściwości kancerogenne i mutagenne. W ocenie jakości powietrza wskaźnikiem poziomu zanieczyszczenia powietrza WWA jest benzo(a)piren oznaczany w pyłe zawieszonym PM10.

Ocena jakości powietrza za rok 2017 pod kątem benzo(a)pirenu wykazała, że spośród 46 stref podlegających ocenie, do klasy A zaliczono 3 strefy (miasta: Olsztyn i Koszalin oraz aglomerację trójmiejską). Aż 43 strefy zaliczono do klasy C. Tak duża liczba stref zaliczonych do klasy C wiąże się głównie ze strukturą zużycia paliw w gospodarstwach domowych (Rys.15).



Rys. 15 Struktura emisji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych Polsce w roku 2016 w podziale na sektory gospodarki (źródło: KOBiZE)<sup>[3]</sup>

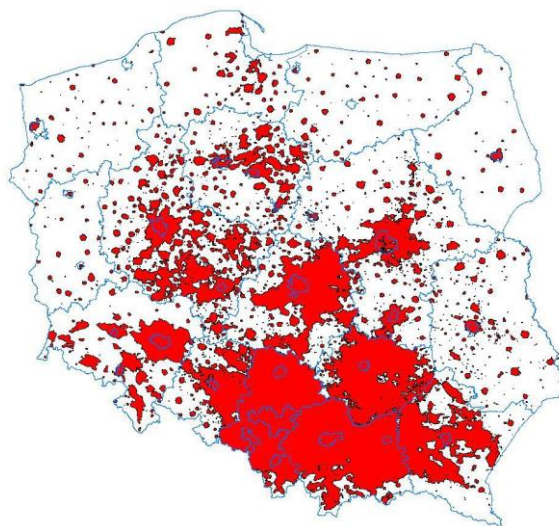
Ponieważ źródłem zanieczyszczenia powietrza benzo(a)pirenem jest niepełne spalanie paliw, najwyższe stężenia benzo(a)pirenu i innych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych występują w okresie jesienno-zimowym na gęsto zabudowanych obszarach, na których domy lub mieszkania są ogrzewane indywidualnie węglem lub drewnem (Rys. 16).



Rys. 16 Średnie roczne stężenia benzo(a)pirenu w pyłe PM10 obliczone z rocznych serii pomiarowych ze wszystkich stanowisk pomiarowych funkcjonujących w ramach PMŚ w latach 2011-2017 w Polsce (źródło: GIOŚ/PMŚ)

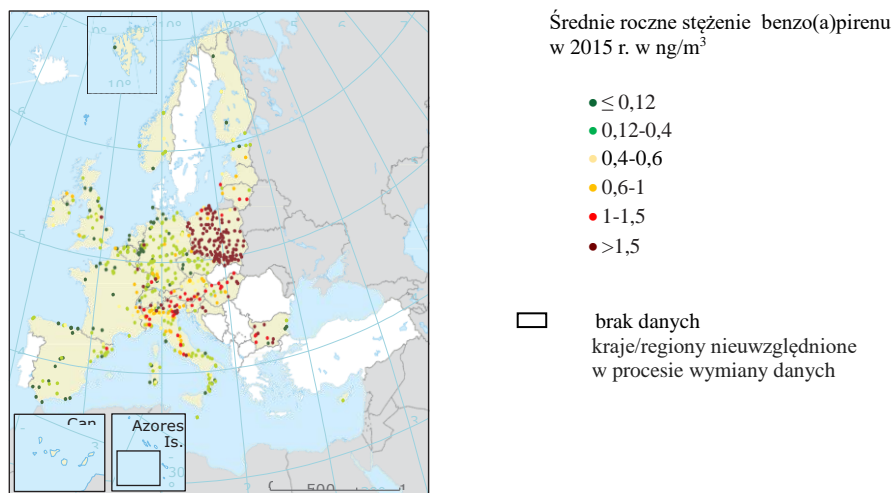
Spośród krajów Unii Europejskiej skala przekroczeń normy jakości powietrza w Polsce, w odniesieniu do benzo(a)pirenu jest największa. Przekroczenia występują we wszystkich województwach, przy czym najwyższe stężenia tego zanieczyszczenia występują w południowej i centralnej Polsce.

Obszary przekroczeń obejmują prawie cały obszar województw: małopolskiego, śląskiego i świętokrzyskiego oraz znaczne obszary województw: opolskiego, podkarpackiego, łódzkiego, dolnośląskiego, mazowieckiego i wielkopolskiego (Rys. 17). Najwyższe średnie roczne stężenie benzo(a)pirenu w roku 2017 odnotowano na stacji pomiarowej w województwie małopolskim, w miejscowości Brzeszcze ( $22,7 \text{ ng/m}^3$ ), bardzo wysokie stężenia tego zanieczyszczenia przekraczające  $10 \text{ ng/m}^3$  wystąpiły również w Rybniku ( $16 \text{ ng/m}^3$ ), Nowej Rudzie ( $15,9 \text{ ng/m}^3$ ), Nowym Targu ( $14,6 \text{ ng/m}^3$ ), Pszczynie ( $14,5 \text{ ng/m}^3$ ) i Żywcu ( $12,3 \text{ ng/m}^3$ ).



Rys. 17 Obszary przekroczeń poziomu docelowego dla benzo(a)pirenu w pyłe PM10 na podstawie rocznej oceny jakości powietrza za rok 2017 (ochrona zdrowia) (źródło: GIOŚ/PMŚ)

Wysokie stężenia benzo(a)pirenu w pyłe zawieszonym w powietrzu występują również w Bułgarii, na Węgrzech, w Chorwacji, Austrii i w północnych Włoszech i jest to związane głównie z dużym zużyciem paliw stałych (węgla lub/i drewna) do celów grzewczych w mieszkalnictwie oraz z emisją tego zanieczyszczenia z niektórych procesów produkcyjnych (Rys. 18).



Rys. 18 Wyniki pomiarów średnich rocznych stężeń benzo(a)pirenu w pyłe PM10 za rok 2015 (źródło: EEA)<sup>(4)</sup>

### Działania na rzecz redukcji pyłu i jego prekursorów do powietrza

W celu ochrony zdrowia ludności oraz ochrony środowiska naturalnego w Polsce ustanowionych zostało szereg instrumentów redukcji emisji zanieczyszczeń do powietrza, mających pomóc w osiągnięciu dobrej jakości powietrza. Najistotniejsze z nich to pozwolenia na wprowadzanie gazów i pyłów do powietrza, pozwolenia zintegrowane, standardy emisji z instalacji, standardy jakości dla kotłów służących do ogrzewania domów mieszkalnych, programy ochrony powietrza na obszarach, na których normy jakości powietrza zostały przekroczone oraz krajowy program ochrony powietrza<sup>8</sup>.<sup>[6]</sup> W części województw, w których stężenia zanieczyszczeń powietrza znacząco przekraczają normy jakości powietrza, sejmiki województw uchwaliły dodatkowe regulacje prawne mające na celu ograniczenie emisji zanieczyszczeń do powietrza, tzw. uchwały antysmogowe. Uchwały te wprowadzają m.in. ograniczenia lub zakazy dotyczące eksploatacji kotłów, pieców grzewczych i kominków oraz stosowania niskiej jakości paliw stałych na określonych obszarach województw. Uchwały antysmogowe zostały przyjęte przez sejmiki województw: małopolskiego, śląskiego, opolskiego, mazowieckiego, łódzkiego, dolnośląskiego, podkarpackiego i wielkopolskiego.

Poprawa jakości powietrza jest jednym z priorytetowych kierunków działań rządu, a kierunki niezbędnych działań zostały zawarte w rekomendacjach Komitetu Ekonomicznego Rady Ministrów (KERM) w sprawie poprawy jakości powietrza. W ramach realizacji zadań wskazanych w rekomendacjach, wydane zostały przepisy prawne regulujące zarówno wymagania dla kotłów na paliwo stałe<sup>9</sup> jak i wymagania jakościowe dla paliw stałych<sup>10</sup>, a tym samym w dłuższej perspektywie czasu ograniczające emisje zanieczyszczeń do powietrza z domów ogrzewanych paliwami stałymi. Działania określone w rekomendacjach oprócz działań legislacyjnych obejmują zadania inwestycyjne takie jak rozbudowę sieci ciepłowniczych tam, gdzie to jest możliwe, dofinansowywanie wymiany kotłów i termomodernizacji budynków, wspieranie prac nad rozwojem niskoemisyjnych technologii zorientowanych na poprawę powietrza, w tym niskoemisyjnego transportu.

Działania mające na celu realizację rekomendacji KERM będą między innymi realizowane w ramach wieloletniego Programu Priorytetowego „Czyste Powietrze”. Podstawowym celem tego Programu jest poprawa efektywności energetycznej istniejących zasobów mieszkalnych budownictwa jednorodzinnego oraz zdecydowane zmniejszenie emisji zanieczyszczeń do atmosfery z funkcjonujących i nowo budowanych jednorodzinnych budynków mieszkalnych. Beneficjentami Programu będą m.in. osoby fizyczne posiadające prawo własności lub będące współwłaścicielami budynku. Do roku 2029 w ramach Programu wydatkowane będą 103 mld zł.

Jednocześnie z ograniczaniem emisji ze źródeł komunalnych i transportu są realizowane zadania związane z ograniczaniem emisji z dużych i średnich źródeł energetycznego spalania.

<sup>8</sup> Krajowy Program Ochrony Powietrza (KPOP) opracowany zgodnie z art. 91c ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2018 r. poz. 1356, z późn. zm.).

<sup>9</sup> Rozporządzenie Ministra Rozwoju i Finansów z dnia 1 sierpnia 2017 r. w sprawie wymagań dla kotłów na paliwo stałe (Dz. U. z 2017 r. poz. 1690).

<sup>10</sup> Rozporządzenie Ministra Energii z dnia 27 września 2018 r. w sprawie wymagań jakościowych dla paliw stałych stałe (Dz. U. z 2018 r. poz. 1890).

Nowe ostrzejsze standardy emisyjne dla instalacji energetycznego spalania paliw o nominalnej mocy cieplnej  $\geq 50$  MW do dotrzymania od roku 2016 zostały określone w dyrektywie 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych<sup>11</sup>. Przepisy te zostały transponowane do prawodawstwa polskiego rozporządzeniem 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<sup>12</sup>. Jednocześnie w dniu 25 listopada 2015 r. uchwalona została dyrektywa 2015/2193 w sprawie ograniczenia emisji niektórych zanieczyszczeń do powietrza ze średnich obiektów energetycznego spalania<sup>13</sup>, w której ustanowiono na poziomie europejskim dopuszczalne poziomy emisji dla instalacji spalania paliw o nominalnej mocy cieplnej  $\geq 1$  MW i  $< 50$  MW. Zgodnie z zapisami ww. dyrektywy instalacje o nominalnej mocy cieplnej  $> 5$  MW i  $< 50$  MW będą musiały być dostosowane do nowych wymagań emisyjnych do roku 2025, a instalacje o nominalnej mocy cieplnej  $\geq 1$  MW i  $\leq 5$  MW do roku 2030.

W najbliższych latach realizacja działań na rzecz ochrony powietrza zarówno w sektorze komunalno-bytowym, w energetyce i przemyśle oraz w transporcie powinna istotnie wpłynąć na poprawę jakości powietrza. Szczególne znaczenie dla poprawy jakości powietrza będą miały, realizowane na dużą skalę, działania związane z wprowadzeniem norm jakościowych dla paliw stałych, wymianą pieców grzewczych oraz termomodernizacją budynków.

#### Literatura

1. GIOŚ, 2016. *Pyły drobne w atmosferze. Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce*. Praca zespołowa pod redakcją Katarzyny Judy-Rezler. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa
2. GIOŚ, 2018. *Wyniki modelowania stężeń PM10, PM2,5, SO2, NO2, B(a)P na potrzeby rocznej oceny jakości powietrza dla roku 2017*. Autorzy: Lochno A., Placek A., Rackiewicz I., Przybyła T. i inni, praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska przez Atmoterm S.A., Opole
3. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE). 2018. *Krajowy bilans emisji SO2, NOx, CO, NH3, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2015-2016 w układzie klasyfikacji SNAP*. Raport Syntetyczny. Autorzy: Dębski B., Olecka A., Bebkiewicz K., Chłopek Z. i inni, Warszawa
4. EEA. 2017. *Air quality in Europe – 2017 report*. Raport Europejskiej Agencji Środowiska Nr 13/2017. Kopenhaga;
5. Eurostat. *Urban population exposure to air pollution by particulate matter* [online] [dostęp 16 sierpnia 2018]. Dostępny w internecie: EEA. 2012.
6. KPOP.2015. *Krajowy Program Ochrony Powietrza do roku 2020 (z perspektywą do 2030)*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa

---

<sup>11</sup> Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE 2193 z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola) (wersja przekształcona) (Dz.U. L 334 z 17.12.2010, str. 17.)

<sup>12</sup> (Dz. U. poz. 1546)

<sup>13</sup> 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 (Dz.U. L 313 z 28.11.2015, str. 1.)

## Zanieczyszczenia powietrza w Polsce: stan, przyczyny, skutki, koncepcja niezbędnych badań

*Elwira Zajusz-Zubek*

*Katedra Ochrony Powietrza, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki*

*Politechnika Śląska ul. Konarskiego 22B, 44-100 Gliwice*

*e-mail: Elwira.Zajusz-Zubek@polsl.pl*

Do głównych zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery w wyniku antropo-genicznej działalności człowieka należą: ditlenek siarki, tlenki azotu, pyły, lotne związki organiczne (LZO), trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO), metale ciężkie, gazy cieplarniane i odory. Z dostępnych danych statystycznych wynika, że w ciągu ostatnich dekad emisje do atmosfery z głównych źródeł antropogenicznych, zarówno w Europie jak i w Polsce, zostały znacznie zredukowane [1]. Wskazują na to również trendy krajowej emisji głównych zanieczyszczeń powietrza w latach 1990–2014 [2].

Wielkość emisji głównych zanieczyszczeń w 2016 roku, według Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE) kształtowała się na poziomie odpowiednio: 581 520,3 Mg dla ditlenku siarki, 726 431,2 Mg dla tlenków azotu i 259 165,3 Mg dla PM10 oraz 145 506,9 Mg dla PM2,5, a także 608 858,3 Mg dla niemetanowych lotnych związków organicznych (NMLZO). W 2016 r., w porównaniu z rokiem poprzednim, wzrosły emisje większości zanieczyszczeń głównych. Wzrost emisji odnotowano zwłaszcza dla tlenku węgla (o 5,7%) i pyłów (PM10 o 4,2%, PM2,5 o 5,2% oraz frakcji Black Carbon (BC) – sadzy o 7,4%). Natomiast emisja ditlenku siarki spadła o ok. 17%. W niewielkim stopniu zmieniły się emisje pierwiastków, w tym metali ciężkich. Największy wzrost emisji odnotowano dla kadmu (ok. 6,6%), natomiast emisja arsenu zmalała o ok. 7,9%. Spośród TZO zmniejszyły się jedynie emisje PCDD/F (ok. 2,6%), a największy wzrost odnotowano dla emisji WWA (ok. 4,9%). W związku z wprowadzeniem nowej metodyki inwentaryzacji uległy zmianie poziomy emisji zanieczyszczeń w wielu kategoriach w porównaniu do emisji raportowanej w latach poprzednich [3].

Na zmniejszenie emisji większości zanieczyszczeń głównych, zwłaszcza ditlenku siarki, wpływa rosnąca liczba instalacji odsiarczania spalin w sektorze energetycznym. Z kolei trend emisji tlenków azotu zależy głównie od zmian emisji z procesów spalania paliw w energetyce oraz transporcie drogowym. Dominujący wpływ na zmianę wielkości emisji krajowej zanieczyszczeń pyłowych i TZO miało większe zużycie węgla kamiennego oraz drewna opałowego w gospodarstwach domowych. W latach 90-tych redukcja emisji całkowitego pyłu zawieszonego (ang. Total Suspended Particles) (TSP) była związana z instalowaniem w energetyce urządzeń odpylających o większej skuteczności [3].

Na redukcję emisji krajowej wpłynęła głównie emisja z energetyki zawodowej i przemysłowej, na skutek wdrożenia Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych (zwanej potocznie dyrektywą IED) w zakresie zaostrzonych standardów emisyjnych dla SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> oraz pyłu całkowitego. Natomiast wzrost emisji w roku 2016 w porównaniu do roku 2015 w sektorze „Procesy spalania poza przemysłem” był konsekwencją zwiększonego zużycia węgla kamiennego [3].



Zmiany prawne w odniesieniu do norm emisji zanieczyszczeń skutkować będą dalszą redukcją emisji głównie w odniesieniu do zanieczyszczeń gazowych, zwłaszcza ditlenku siarki i tlenków azotu, oraz pyłowych [1].

Polska jest jednak krajem, w którym standardy jakości powietrza są przekraczane na dominującym obszarze i zajmującym od wielu lat, według Europejskiej Agencji Środowiska, jedno z pierwszych miejsc w klasyfikacji państw o najbardziej zanieczyszczonym powietrzu w Europie. Unia Europejska wdrożyła szereg instrumentów prawnych w celu poprawy jakości powietrza atmosferycznego, dzięki którym sytuacja w zakresie zanieczyszczeń, takich jak ołów, ditlenek siarki i benzen uległa polepszeniu. Niestety frakcje pyłu zawieszonego, oraz takie jego składniki jak benzo(a)piren należą do zanieczyszczeń powietrza, które nadal stanowią problem na znacznym obszarze Polski, a notowane stężenia należą do najwyższych w Europie. Na przekroczenia norm jakości powietrza dla pyłów PM10 i PM2,5 ma wpływ nie tylko ich emisja, ale również stałe emitowanie do atmosfery gazowych prekursorów tych pyłów – głównie SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, amoniaku i węglowodorów [4].

Dane o krajowej inwentaryzacji emisji za rok 2016, przygotowane przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami pokazują duży udział w emisji NO<sub>x</sub> transportu drogowego (niemal 32%) oraz procesów spalania w sektorze produkcji i transformacji energii (25%). Na poziom emisji krajowej pyłów wpływają przede wszystkim procesy spalania poza przemysłem odpowiednio ponad 50% w przypadku pyłu PM10 i PM2,5 oraz 40% dla pyłu całkowitego TSP. Podobnie emisja B(a)P pochodzi głównie ze spalania paliw poza przemysłem, a przede wszystkim w gospodarstwach domowych (powyżej 70%). W kategorii „Procesy spalania poza przemysłem” (SNAP 02) największa część emisji (ok. 80%) jest związana ze spalaniem węgla kamiennego i drewna w gospodarstwach domowych [3].

Za obecny stan jakości powietrza w Polsce odpowiedzialna jest głównie tzw. niska emisja pochodząca z sektora bytowo-komunalnego (82,3%), skupiająca indywidualne źródła wytwarzania ciepła oraz małe ciepłownie komunalne, a także emisja z transportu samochodowego (9,6%) [5]. Jednak dominującym źródłem emisji jest nadal sektor energetyczny i ciepłowniczy.

Do priorytetowych kierunków polityki Polski należy zaliczyć ochronę powietrza. W naszym kraju rocznie dokonywana jest ocena jakości powietrza w kontekście ochrony zdrowia uwzględniająca 12 substancji zanieczyszczających. Wśród tych substancji wymienić należy: ditlenek siarki, ditlenek azotu, tlenek węgla, benzen, ozon, pył zawieszony PM10 i pył drobny PM2,5 oraz zanieczyszczenia oznaczane w pyłach PM10 (ołów, arsen, kadm, nikiel i benzo(a)piren). Jakość powietrza w Polsce ulega stopniowej poprawie, ale istotnym problemem nadal pozostają, zwłaszcza w sezonie grzewczym, przekroczenia dopuszczalnego poziomu średniodobowego pyłu zawieszonego PM10 oraz dopuszczalnego średniorocznego poziomu pyłu PM10, a także dopuszczalnego średniorocznego poziomu pyłu drobnego PM2,5 oraz przekroczenia poziomu docelowego benzo(a)pirenu [6].

Najwyższa Izba Kontroli (NIK) w raporcie z 2014 roku obejmującym okres od 1 stycznia 2008 roku do 30 czerwca 2014 roku wskazuje, że Polska od lat ma najbardziej zanieczyszczone powietrze w Unii Europejskiej. Zgodnie z najnowszym raportem WHO, aż 36 z 50 najbardziej zanieczyszczonych miast UE znajduje się na terenie Polski. W wielu miastach naszego kraju stężenie niebezpiecznych substancji wielokrotnie przekracza dopuszczalne normy [7].

Czynnikami negatywnie wpływającymi na stan jakości powietrza, zwłaszcza w przypadku niskich źródeł emisji, są niekorzystne warunki meteorologiczne takie jak: stany bezwietrzne, niska temperatura czy mgła.

Jednakże duże prędkości wiatru oraz intensywne opady skutkują znacznym spadkiem poziomu stężeń zanieczyszczeń. Przyczyną złej jakości powietrza w Polsce jest wiele. Do głównych należy zaliczyć dominującą rolę węgla. Pomimo znacznego rozwoju systemów grzewczych, bazujących na odnawialnych źródłach energii, to biorąc pod uwagę wielkość zasobów węgla kamiennego i brunatnego oraz bezpieczeństwo energetyczne, można przypuszczać, że węgiel będzie nadal podstawowym paliwem w energetyce przemysłowej i komunalnej oraz w gospodarstwach domowych. Procesy energetycznego spalania paliw generują od 55 do 80% całkowitej emisji pyłów. Elektrownie węglowe stanowią znaczące źródło emisji większości niebezpiecznych substancji, w tym pierwiastków takich jak: As, Cd, Cr i Ni [8–9]. W zależności od wysokości emitora, wielkości cząstek pyłu, wilgotności względnej czy kierunku i prędkości wiatru mogą one być transportowane na różne odległości odpowiednio od 100 do 1000 km dla PM<sub>2,5</sub> i od 1 do 10 km dla PM<sub>10</sub> [10]. Wysokie emitory elektrowni i koksowni warunkują rozprzestrzenianie zanieczyszczeń oraz ich transport wraz z przesuwanymi się masami powietrza [9].

Polityka energetyczna Polski w 2050 r. zakłada następującą strukturę wykorzystania paliw: węgla (50–55%), gazu ziemnego (15–20%), OZE (15%) i energii jądrowej (12%). Optymistyczne koncepcje przewidują, że przejście z gospodarki wysokoemisyjnej bazującej na węglu do gospodarki niskoemisyjnej będzie wynosiło 20–30 lat. Takie fundamentalne zmiany wymagają nie tylko odpowiedniego czasu, ale przede wszystkim znacznych nakładów finansowych [10].

Wśród przyczyn złej jakości powietrza wymienia się również niewystarczającą skuteczność instalacji ochrony powietrza w przemyśle i energetyce. Rozwój technik odpylania spalin i konieczność podporządkowania się surowym normom środowiskowym spowodowały wielokrotną redukcję emisji pyłów z instalacji energetycznych opalanych węglem kamiennym lub brunatnym. W szczególności dotyczy to cząstek pyłu o średnicy aerodynamicznej ziaren powyżej 10 μm w urządzeniach odpylających o całkowitej skuteczności odpylania >99,9%. Należy pamiętać, iż skuteczność odpylania elektrofiltrów spada wraz ze zmniejszaniem się wielkości ziarna pyłu. Podczas procesu spalania węgla generowane są również frakcje respirabilne pyłu PM<sub>2,5</sub> i ultradrobne [9, 12–13]. Na wielkość ich emisji z procesu spalania w elektrowniach węglowych w głównej mierze wpływa niewystarczająca skuteczność urządzeń odpylających [9, 14]. Skuteczność odpylania w elektrofiltrach mieści się w zakresie od 95 do 99% dla PM<sub>2,5</sub> [9, 15–16] i od 85 do 95% dla PM<sub>1</sub> [9, 17–18]. Zatem w ocenie oddziaływania instalacji energetycznych użytkujących węgiel kamienny lub brunatny istotne znaczenie ma emisja pyłu drobnego PM<sub>2,5</sub> i submikronowego PM<sub>1</sub> [9, 19–21].

Niewątpliwie na złą jakość powietrza w Polsce wpływa rosnąca liczba samochodów, która od lat 90-tych ubiegłego stulecia zwiększyła się czterokrotnie. Zgodnie z raportem Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami w roku 2016 transport drogowy (SNAP 07) był największym źródłem emisji tlenków azotu – 32%. Udział sektora transportu oraz innych pojazdów i urządzeń stanowił ok. 8% emisji pyłu zawieszonego PM<sub>10</sub> [3].

Pomimo wzrostu udziału pojazdów nowych, emitujących mniej tlenków azotu i spełniających normę czystości spalin Euro 6, emisja komunikacyjna nie ulega wyraźnemu spadkowi. Czynnikiem wpływającym na złą jakość powietrza w Polsce jest wzrastająca

ilość pojazdów ogółem oraz eksploatacja przestarzałych pojazdów samochodowych. Dotyczy to zwłaszcza pojazdów z silnikiem Diesla, które należą do istotnych źródeł m.in. emisji pyłów.

Średni wiek samochodów w naszym kraju w 2017 roku wynosił ok. 14 lat. W Polsce niepokoi rosnąca liczba rejestrowanych aut używanych, w której rośnie udział samochodów najstarszych — powyżej 10 lat. W pierwszym kwartale 2018 roku stanowiły one 56% importu, czyli o blisko 3 punkty procentowe więcej niż w 2017 roku. Zjawisko to budzi obawy w aspekcie jakości powietrza [22]. W 2017 roku średnio na 1000 mieszkańców Polski przypadało 586 aut [23].

Mając na uwadze poprawę jakości powietrza coraz wyraźniej widać konieczność zastępowania węgla gazowymi nośnikami energii. Emisja zanieczyszczeń ze spalania gazu jest o ok. 60% niższa niż ze spalania węgla [11]. Dotyczy to zwłaszcza pyłów PM10 i PM2,5 oraz B(a)P, dla których wartości wskaźników emisji wynoszą odpowiednio dla gazu ziemnego w g/GJ: 0,7 i 0,7 oraz 0,0000006, a dla węgla (nowe kotły) w g/GJ: 84 i 65 oraz 0,055 [24]. W Polsce gaz ziemny może stać się konkurencyjny dla węgla, jeśli jego ceny będą niższe. Niestety aktualnie ceny gazu są znacznie wyższe od innych nośników energii. W konsekwencji przekłada się to na prawie dwukrotnie niższe wykorzystanie gazu ziemnego (17,6%) w porównaniu do węgla (32,5%) w gospodarstwach domowych naszego kraju w przeliczeniu na 1 mieszkańca w 2016 roku. Tymczasem w krajach UE w strukturze zużycia energii w gospodarstwach domowych w przeliczeniu na 1 mieszkańca wśród nośników energii dominuje gaz ziemny (36,9%), zaś węgiel kamienny jest wykorzystywany zaledwie w 2%. Stąd też Polska jest krajem o najmniejszym zużyciu gazu w Unii Europejskiej i jednocześnie jednym z krajów o najgorszej jakości powietrza w UE [25].

Wśród przyczyn złej jakości powietrza w Polsce należy wymienić zjawisko ubóstwa energetycznego. Występuje ono w przypadku gospodarstw domowych, które mają trudności w zaspokojeniu swoich podstawowych potrzeb energetycznych z powodu niskiego dochodu lub charakterystyk mieszkania. W 2016 roku ok. 12,2% mieszkańców Polski było dotkniętych zjawiskiem ubóstwa energetycznego. Ubóstwo energetyczne jest istotnym zjawiskiem w przypadku mieszkańców wsi (ok. 66%) i miast poniżej 20 tysięcy mieszkańców (ok. 12%). W dużych miastach (powyżej 200 tys. mieszkańców) skala zjawiska jest niewielka (ok. 5%) [26].

Istotnym problemem przekładającym się na jakość powietrza w Polsce jest brak stanowczych działań administracji państwowej i samorządowej, zwłaszcza w kwestiach dotyczących norm jakości paliw dla rynku odbiorcy indywidualnego dopuszczonych do sprzedaży oraz bardziej stanowczego egzekwowania zakazu całkowitego spalania odpadów obowiązującego w naszym kraju.

Do kluczowych działań w zakresie ochrony powietrza należy redukcja emisji zanieczyszczeń do powietrza pozwalająca na osiągnięcie poprawy jego jakości oraz dotrzymanie standardów jakości powietrza obowiązujących w polskim prawie. Zalecenia WHO w aspekcie maksymalnych stężeń dobowych to 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dla pyłu PM2,5 oraz 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dla PM10. Dla porównania, aktualnie obowiązujący w Polsce poziom informowania dla stężeń dobowych pyłu PM10 wynosi 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a poziom alarmowy 300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Są to poziomy odpowiednio cztero- i sześciokrotnie wyższe aniżeli sugerują wytyczne WHO i jednocześnie najwyższe w całej Europie. Przekraczanie dopuszczalnych norm zwłaszcza PM10, PM2,5 i tlenków azotu oraz B(a)P powoduje pogorszenie jakości życia, narastające problemy zdrowotne oraz rosnące ogólne niezadowolenie mieszkańców naszego kraju.

Zanieczyszczenia pyłowe wpływają negatywnie na zdrowie ludzkie, a także posiadają udział w globalnych zmianach klimatu i ograniczaniu widzialności. Negatywny wpływ na zdrowie zanieczyszczeń pyłowych ma szczególnie charakter w odniesieniu do dzieci.

Uważa się, że organizmy dzieci są bardziej narażone na zanieczyszczenia niż organizmy dorosłych. Wynika to z faktu, że organizmy w fazie wzrostu są bardziej podatne na uszkodzenia niż organizmy już rozwinięte. Ponadto dzieci w odniesieniu do ich masy ciała wdychają więcej powietrza niż dorośli, a także wykazują większą aktywność fizyczną, co w konsekwencji przekłada się na większą ekspozycję na zanieczyszczenia znajdujące się w powietrzu [27].

Badania epidemiologiczne dowodzą, że negatywne skutki zdrowotne u ludzi występują nie tylko w przypadku narażenia na podwyższone masowe stężenia pyłu, ale duże znaczenie posiada również średnica aerodynamiczna cząstek pyłu i substancje niebezpieczne, w tym metale ciężkie czy B(a)P, które zostały zaadsorbowane na ich powierzchni [9, 11]. Frakcje pyłu powinno się traktować jako odrębne grupy zanieczyszczeń i należy je oddzielnie kontrolować w badaniach jakości powietrza. Nawet w tym samym środowisku PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> i PM<sub>1</sub> mogą mieć różne źródła pochodzenia oraz skład chemiczny. Nasilenie negatywnych efektów zdrowotnych występuje zwłaszcza w przypadku narażenia na respirabilne frakcje aerozolu, co może prowadzić do rozwoju przewlekłego zapalenia oskrzeli, chorób układu krążenia, raka płuc, a nawet zgonu [9]. Dodatkowo, cząstki submikronowe mogą przenikać bezpośrednio do pęcherzyków płucnych człowieka, gdzie zdolność absorpcji dla większości związanych z nimi pierwiastków wynosi 60–80% [28], co w konsekwencji prowadzi do nasilenia negatywnych efektów zdrowotnych [29–30]. Warto też przypomnieć, że Międzynarodowa Agencja Badań Chorób Nowotworowych (IARC) włączyła pył zawieszony do substancji o udowodnionym działaniu nowotworowym (Grupa I). W ramach PMŚ określa się jedynie stężenia As, Cd, Ni i Pb w pyłe zawieszonym na niewielkiej liczbie stacji pomiarowych, które zgodnie z Międzynarodową Agencją Badań Chorób Nowotworowych (IARC) zostały zaklasyfikowane do następujących kategorii:

Grupa 1: pierwiastki nowotworowe dla ludzi – As, Cd i Ni.

Grupa 2: pierwiastek prawdopodobnie nowotworowy dla ludzi – Pb.

Informacja o całkowitej zawartości metali ciężkich w różnych frakcjach pyłu nie oddaje w pełni potencjalnego zagrożenia, jakie stwarzają one dla zdrowia ludzi. Wyniki badań uzyskiwane podczas oznaczania całkowitej zawartości metali ciężkich w pyłe grubym i drobnym są niewystarczające do określenia ich toksyczności i biodostępności.

Dopiero zastosowanie odpowiednich technik badawczych/laboratoryjnych np. ekstrakcji sekwencyjnej umożliwia oszacowanie procentowego udziału mobilnych form pierwiastków zagrażających bezpieczeństwu ekologicznemu [9].

Przechodząc do koncepcji niezbędnych badań to priorytetowe pomiary i badania zanieczyszczeń powietrza w Polsce powinny uwzględniać zarówno trendy ogólnoświatowe oraz specyficzną sytuację w Polsce. Z drugiej strony, lista zanieczyszczeń planowanych do systematycznych badań nie może być zbyt szeroka.

Proponuje się kontynuowanie pomiarów zanieczyszczeń rutynowo oznaczanych na stacjach monitoringu jakości powietrza, a wśród nich badania określające stopień zanieczyszczenia powietrza: ditlenkiem siarki, ditlenkiem azotu, tlenkiem węgla, benzenem i ozonem, a także pomiarów zanieczyszczenia powietrza pyłem PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub>. Proponuje się również objąć ciągłym monitoringiem pomiary frakcji respirabilnej PM<sub>2,5</sub> na całym obszarze Polski. Dodatkowo należałoby wprowadzić częstą kalibrację automatycznych analizatorów pyłu zwłaszcza w rejonach, gdzie dominacja różnych źródeł ulega dużym zmianom jak to ma miejsce na terenie województwa śląskiego (nowe zasady dotyczące

kwestii kalibracji w różnych rejonach). Powinno się również wdrożyć oznaczanie w pyłe PM10 i PM2,5 rutynowo badanych pierwiastków: As, Cd, Ni i Pb co najmniej na większości stacji pomiarowych naszego kraju. Jak podkreślono wcześniej te cztery pierwiastki są oznaczane obecnie tylko w PM10. Zanieczyszczeniem tzw. specyficznym dla naszego kraju jest B(a)P stąd też pomiary jego stężeń powinny być nadal systematycznie kontrolowane.

W koncepcji niezbędnych badań w naszym kraju powinno się zdecydowanie uwzględnić włączenie do ciągłego monitoringu pyłu submikronowego PM1. Ponadto na uwagę zasługuje wypracowanie metod pomiarowych dla cząstek ultradrobnych i włączenie ich w przyszłości do monitoringu jakości powietrza. Natomiast w dalszej perspektywie celowe wydaje się również monitorowanie w powietrzu bakterii i grzybów modyfikowanych genetycznie – antybiotykoopornych.

### Literatura

1. Wielgosiński G., Zarzycki R., Technologie i procesy ochrony powietrza, Wydawnictwo Naukowe PWN SA, Warszawa 2018.
2. Krajowy bilans emisji SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2013 - 2014 w układzie klasyfikacji SNAP i NFR. Raport podstawowy, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE), Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2016.
3. Krajowy bilans emisji SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2015 - 2016 w układzie klasyfikacji SNAP. Raport syntetyczny, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE), Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2018.
4. Juda-Rezler K., Toczko B., Pyły drobne w atmosferze. Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu pyłem zawieszonym w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2016.
5. Kaczmarczyk M., Niska emisja. Efektywność energetyczna w gminach i samorządach, Geosystem, 2017.
6. Krajowy Program Ochronny Powietrza dla roku 2020 z perspektywą do 2030 roku, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2015.
7. NIK o ochronie powietrza przed zanieczyszczeniami, [www.nik.gov.pl](http://www.nik.gov.pl) (dostęp 25.06.2018).
8. Zajusz-Zubek E., Koniecznyński J.: Coal cleaning versus the reduction of mercury and other trace elements' emissions from coal combustion processes. Archives of Environmental Protection, 40, 115–27, 2014.
9. Zajusz-Zubek E.: Ocena form występowania pierwiastków śladowych w pyłe zawieszonym (PM10) i we frakcji respirabilnej (PM2,5) w otoczeniu pracujących elektrowni węglowych i koksowni w okresie letnim, Monografia nr 617, ISBN 978-83-7880-396-6, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2016.
10. Kim K.-H., Kabir E., Kabir S.: A review on the human health impact of airborne particulate matter. Environment International, 74, 2015, 136–43.
11. Pałasz J.W., Niska emisja ze spalania węgla i metody jej ograniczenia. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2016.
12. Wang C., Liu X., Li D., Si J., Zhao B., Xu M.: Measurement of particulate matter and trace elements from a coal-fired power plant with electrostatic precipitators equipped the

- low temperature economizer. *Proceedings of the Combustion Institute*, 35 (3), 2793–2800, 2015.
13. Vu T.V., Delgado-Saborit J.M., Harrison R.M.: Review: Particle Number size distributions from seven major sources and implications for source apportionment studies. *Atmospheric Environment*, 122, 114–32, 2015.
  14. Mohr M., Ylätaalo S., Klippel N., Kauppinen E. I., Riccius O., Burtscher H.: Submicron fly ash penetration through electrostatic precipitators at two coal power plants. *Aerosol Science and Technology*, 24 (3), 191–204, 1996.
  15. Yao Q., Li S.-Q., Xu H.-W., Zhuo J.-K., Song Q.: Studies on formation and control of combustion particulate matter in China: A review. *Energy*, 34 (9), 1296–1309, 2009.
  16. Zhuo J.-K., Li S.-Q., Yao Q., Song Q.: The progressive formation of submicron particulate matter in a quasi one-dimensional pulverized coal combustor. *Proceedings of the Combustion Institute*, 32 (2), 2059–66, 2009.
  17. Gao Q., Li S., Yuan Y., Zhang Y., Yao Q. Ultrafine particulate matter formation in the early stage of pulverized coal combustion of high-sodium lignite. *Fuel*, 158, 224–231, 2015.
  18. Helble J.J.: Model for the air emissions of trace metallic elements from coal combustors equipped with electrostatic precipitators. *Fuel Processing Technology*, 63 (2), 125–47, 2000.
  19. Fix G., Seames W., Mann M., Benson S., Miller D.: The effect of combustion temperature on coal ash fine-fragmentation mode formation mechanisms. *Fuel*, 113, 140–47, 2013.
  20. Koniecznyński J., Stec K.: The occurrence of selected trace elements in grain fractions of dust emitted from power, coke and cement plants. *Archives of Environmental Protection*, 36 (4), 3–19, 2010.
  21. Wang J., Pan Y., Tian S., Chen X., Wang L., Wang Y.: Size distributions and health risks of particulate trace elements in rural areas in northeastern China. *Atmospheric Research*, 168, 191–204, 2016.
  22. Raport PZPM, 2018.
  23. Mały Rocznik Statystyczny Polski, GUS 2018.
  24. Raport z szacowania na podstawie pomiarów wskaźników emisji podstawowych zanieczyszczeń powietrza emitowanych z indywidualnych źródeł ciepła” – Instytut Chemicznej Przeróbki Węgla, Zabrze 2017.
  25. Energia, GUS 2018.
  26. Sałach K., Lewandowski P., Ubóstwo energetyczne w Polsce 2012-2016. Zmiany w czasie i charakterystyka zjawiska, brief report 2018.
  27. Mainka A., Zajusz-Zubek E., Indoor air quality in urban and rural preschools in Upper Silesia, Poland: particulate matter and carbon dioxide, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Vol. 12, p. 7697–7711, 2015.
  28. Fernández Espinosa A.J., Ternero Rodríguez M., Barragán De La Rosa F.J., Jiménez Sánchez J.C.: A chemical speciation of trace metals for fine urban particles. *Atmospheric Environment*, 36, 773–80, 2002.
  29. Wichmann J., Lind T., Nilsson M., Bellander T.: PM2.5, soot and NO2 indoor-outdoor relationships at homes, pre-schools and schools in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 44 (36), 4536–44, 2010.
  30. Zajusz-Zubek E., Mainka A., Korban Z., Pastuszka J., Evaluation of highly mobile fraction of trace elements in PM10 collected in Upper Silesia (Poland): preliminary results, *Atmospheric Pollution Research*, Vol. 6, No. 6, p. 961–968, 2015.

## Powietrze wewnętrzne: jego stan i wpływ na zdrowie człowieka

*Marzenna R. Dudzińska, Bernard Polednik, Sławomira Dumala*  
*Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska,*  
*ul. Nadbystrzycka 40b, 20-618 Lublin*  
*e-mail: m.dudzinska@pollub.pl; b.polednik@pollub.pl; s.dumala@pollub.pl*

### Wstęp

Wraz z rozwojem ery industrialnej, człowiek coraz więcej swego czasu zaczął spędzać w pomieszczeniach. Obecnie w niektórych regionach świata, przede wszystkim w krajach rozwiniętych, człowiek ponad 90% swojego czasu przebywa w tzn. „powietrzu wewnętrznym”. Pojęcie to, z ang.: indoor air, obejmuje pomieszczenia domów mieszkalnych, bloków wielorodzinnych, biura, sale dydaktyczne i towarzyszące w szkołach i przedszkolach, sklepy, szpitale i przychodnie a także muzea, biblioteki itp. oraz środki transportu publicznego i prywatnego. Cechą łączącą te pomieszczenia jest obecność ludzi oraz brak działalności produkcyjnej, przemysłowej i hodowlanej. Szczególną grupą pomieszczeń nieprzemysłowych są pomieszczenia przeznaczone na stały pobyt ludzi, na przykład szpitale czy domy opieki.

Historia badań nad jakością powietrza wewnętrznego rozpoczęła się ponad 40 lat temu, ale nigdy nie spotkała się z takim zainteresowaniem opinii publicznej i mas mediów jak badania nad efektem cieplarnianym, rakiem czy SARS, a ostatnio tzw. „smogiem”. Pomimo iż, to jak wykańczamy nasze mieszkania, czy jakie wykończymy sposoby uzdatniania powietrza (system wentylacji), wpływa na nasze zdrowie, długość i jakość naszego życia, alergie naszych dzieci, nigdy nie budziło wielkich emocji i ogólnonarodowych dyskusji.

Według WHO (2002) to właśnie powietrze wewnętrzne ma większy wpływ na nasze zdrowie i samopoczucie, niż powietrze zewnętrzne (atmosferyczne). W krajach rozwijających się, to jakość powietrza wewnętrznego jest najczęstszym „zabójcą” – głównie z powodu emisji z otwartych źródeł ognia przy przygotowywaniu posiłków (WHO, 2002). Natomiast w krajach rozwiniętych coraz więcej czasu spędzamy w pomieszczeniach. To już nie tylko dom i praca (coraz dłuższa), ale rozrywka i rekreacja (kino, teatr, kryta pływalnia czy klub fitness z bieżnią zamiast spaceru w parku). I to w krajach rozwiniętych nowoczesne materiały wykończenia wnętrz to najczęściej substancje syntetyczne, emitujące różnego rodzaju lotne substancje organiczne. W biurach używamy komputerów, kserokopiarek, sprzętu elektronicznego w plastikowych obudowach, emitującego promieniowanie elektromagnetyczne, ozon wchodzący w interakcje z zanieczyszczeniami organicznymi. Nasze środowisko życia w pomieszczeniach zawiera coraz więcej substancji, o których długotrwałym działaniu na organizm ludzki wiemy niewiele.

Drożejące nośniki energii spowodowały wzrost zainteresowania oszczędnością energii, w tym najprostszym sposobem – uszczelnianiem budynków mieszkalnych i biurowych. Wymiana okien na bardziej szczelne bez zastosowania wymuszonej wentylacji spowodowała wzrost stężenia wielu zanieczyszczeń w naszym otoczeniu.

Na jakość powietrza w pomieszczeniach mają wpływ czynniki fizyczne (temperatura i wilgotność kształtujące komfort cieplny, cząstki aerozolowe, promieniowanie jonizujące

i elektromagnetyczne), biologiczne (bioaerozole głównie bakterie i grzyby), oraz przede wszystkim zanieczyszczenia chemiczne, nieorganiczne i organiczne.

Czynniki wpływające na jakość powietrza w pomieszczeniach mogą być przez nas odczuwalne – komfort cieplny (czyli odczucia związane z temperaturą i wilgotnością), zapachy (odory) – czyli substancje wyczuwalne zapachowo, ale także niewyczuwalne – wiele substancji, które występują poniżej progu odczuwania i mają negatywny wpływ na nasze zdrowie i samopoczucie.

Zanieczyszczenia chemiczne występujące w powietrzu w pomieszczeniach mogą pochodzić z materiałów budowlanych i wykończeniowych, z elementów wyposażenia wnętrza – mebli, tkanin, dywanów, sprzętu elektronicznego, otwartych źródeł ognia – piecyków i kuchenek gazowych, kominków, świec i lampek olejowych, a także źródeł osobowych – dezodoranty i kosmetyki osobiste, artykuły chemii domowej, pot, dym papierosowy.

Mogą także występować w różnym stopniu dyspersji – pojedynczych cząsteczek substancji gazowej, w postaci cząstek koloidalnych – aerozoli stałych i ciekłych, lub w postaci zawiesin stałych – cząstek kurzu.

Pod względem składu chemicznego sytuacja jest jeszcze bardziej skomplikowana, gdyż w pomieszczeniach zidentyfikowano tysiące substancji chemicznych. Wiele z nich jest emitowanych bezpośrednio z materiałów wykończeniowych, inne mogą powstawać w wyniku skomplikowanych interakcji pomiędzy poszczególnymi zanieczyszczeniami.

Zanieczyszczenia występujące pojedynczo bądź współlistniejące (często towarzyszy temu efekt synergii - „wzmocnienie stanu odczuwania powyżej stanu odpowiadającemu sumowaniu”) mają istotny wpływ na syndrom tzw. budynku chorego SBS (ang.: Sick Building Syndrome) lub choroby związane z przebywaniem w pomieszczeniach tzn. BRI (ang.: Building Related Illness).

## **Parametry chemiczne jakości powietrza wewnętrznego**

Zanieczyszczenia chemiczne występujące w pomieszczeniach są to związki lotne, i możemy je podzielić na:

- Lotne Związki Nieorganiczne, do których zaliczamy: dwutlenek węgla, tlenek węgla, rtęć, amoniak i ozon;
- Lotne Związki Organiczne, czyli z ang. Volatile Organic Compounds (VOC).

Lotne Związki Organiczne to grupa substancji organicznych o temperaturach wrzenia od poniżej zera do około 4000C. Światowa Organizacja Zdrowia sklasyfikowała (podzieliła) te substancje na 4 grupy na podstawie ich lotności, co przedstawiono w Tabeli 1.



Tabela 1. Klasyfikacja organicznych substancji wg Światowej Organizacji Zdrowia (WHO 1982)

| Grupa                                    | Skrót | Zakres temperatur wrzenia |           |
|------------------------------------------|-------|---------------------------|-----------|
|                                          |       | od 0°                     | do 400°C  |
| Bardzo lotne związki organiczne          | VVOC  | <0                        | 50 – 100  |
| Lotne związki organiczne                 | VOC   | 50 – 100                  | 240 – 260 |
| Pół-lotne związki organiczne             | SVOC  | 240 – 260                 | 380 – 400 |
| Związki organiczne związane z aerozolami | POM   | >380                      |           |

### Źródła VOC w środowisku wewnętrznym

Zanieczyszczenia chemiczne w powietrzu wewnętrznym mogą być endogenne (czyli pochodzić z pomieszczeń jako takich i od użytkowników pomieszczeń), oraz egzogenne (czyli pochodzić z powietrza zewnętrznego).

Według WHO (1982) głównymi źródłami zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego w skali świata są:

- spalanie paliw stałych,
- palenie tytoniu,
- zanieczyszczenia powietrza zewnętrznego,
- emisja z materiałów budowlanych i mebli,
- nieodpowiednia eksploatacja systemów wentylacji i klimatyzacji.

Taka klasyfikacja jest oparta o dane zarówno z krajów rozwijających się, gdzie w pomieszczeniach spotykamy otwarte źródła ognia do przygotowywania posiłków, jak i z krajów rozwiniętych. Jednak zawsze wśród źródeł zanieczyszczeń w powietrzu wewnętrznym możemy wyróżnić:

- a/ materiały budowlane i wykończeniowe, meble
- b/ człowieka i jego działalność
- c/ źródła zewnętrzne – głównie powietrze atmosferyczne zanieczyszczone przez spaliny dostające się do pomieszczeń w wyniku wentylacji, etc.

Stężenie VOC w powietrzu wewnętrznym jest zwykle wyższe niż w powietrzu zewnętrznym (WHO, 2002), zatem należy uznać, że główne źródła VOC znajdują się wewnątrz pomieszczeń.

### Źródła najbardziej popularnych VOC w powietrzu wewnętrznym

Do najczęściej występujących lotnych związków organicznych w pomieszczeniach należy formaldehyd (metanal), inne związki karbonylowe, benzen, toluen, ksyleny, 1,4-dichloroetylen i substancje z grupy terpenów (limonen i pinen).

Formaldehyd (metanal) jest substancją praktycznie zawsze wykrywaną w powietrzu wewnętrznym. Jest to substancja używana do produkcji syntetycznych żywic znajdujących zastosowanie głównie, jako materiały adhezyjne przy produkcji płyt wiórowych,

piłśniowych i laminatów. Formaldehyd wykorzystywany jest również przy produkcji izolacji cieplnych.

Przemysł włókienniczy używa go przy produkcji materiałów niemnących, ognioodpornych oraz niekurczliwych. Zatem źródłem formaldehydu w pomieszczeniach mogą być materiały budowlane (farby, emalie, panele podłogowe) i elementy wyposażenia wnętrz, meble z płyt wiórowych oraz tekstylia zawierające żywice formaldehydowe. Substancja ta znajduje się również w produktach spalania, w tym także w dymie papierosowym. Może również pochodzić z kosmetyków i środków czystości (Wolkoff i Kjaergaard, 2007).

Aldehyd octowy (etanal) stosowany jest w przemyśle barwników, do produkcji alkoholu etylowego, kwasu octowego, a także do wyrobu luster i wielu chemikaliów. W powietrzu wewnętrznym główne źródła etanalu to dym tytoniowy oraz płyty wiórowe i wykładziny dywanowe (Dassonville, 2009).

Akroleina (propenal) znajduje zastosowanie m.in. do produkcji farmaceutyków, tworzyw sztucznych, bojowych środków trujących, barwników. Jest też produktem niepełnego spalania i występuje w dymie tytoniowym.

Pentanal (aldehid walerianowy) jest powszechnie używany jako składnik naturalnych i sztucznych aromatów nadający produktom główną nutę zapachową.

Heksanal to substancja wykorzystywana w przemyśle spożywczym (substancja aromatyzująca), chemicznym (dodatek do żywic syntetycznych i środków owadobójczych), kosmetycznym i perfumeryjnym. W pomieszczeniach źródłem heksanalu są przede wszystkim ludzie,

Benzaldehid ma zapach migdałowy; stosowany jest w przemyśle perfumeryjnym, w przyprawach i produkcji barwników. Znalazł też zastosowanie jako rozpuszczalnik.

Kolejną substancją wykrywaną w śladowych ilościach prawie w każdym pomieszczeniu jest benzen. Znajduje szerokie zastosowanie w przemyśle i rzemiośle jako rozpuszczalnik. Jest składnikiem farb i lakierów poliuretanowych.

Powszechnie w pomieszczeniach występuje też toluen, którego zapach jest wyczuwalny już przy około 2 ppm. Głównym źródłem toluenu mogą być farby i rozpuszczalniki.

Kolejnymi związkami aromatycznymi, szkodliwymi dla zdrowia, są ksyleny. Stosowane są m.in. w zakładach poligraficznych lub jako rozpuszczalnik do klejów. W pomieszczeniach ksyleny pochodzą przede wszystkim z lakierów stosowanych do podłóg i mebli.

Wśród lotnych związków organicznych mających wpływ na jakość powietrza znajdują się również terpeny: limonen i pinen. Limonen znajduje zastosowanie jako środek odtłuszczający powierzchnie metalowe przed obróbką, środek czyszczący w elektronice oraz rozpuszczalnik w farbach. Ze względu na cytrynowy zapach (naturalnie występuje w skórce cytryn) jest także stosowany jako środek zapachowy w środkach czyszczących w gospodarstwie domowym, detergentach, odświeżaczach powietrza, kosmetykach i perfumach, a także jako dodatek smakowy i zapachowy do żywności. Pinen jest głównym składnikiem terpentyny otrzymywanej z żywicy sosnowej. Odpowiada za „sosnowy” zapach. Stosowany jest w kosmetyce jako składnik perfum oraz jako surowiec do otrzymywania innych środków zapachowych. W powietrzu wewnętrznym pochodzi z past i płynów do mycia podłóg oraz olejków zapachowych (sosnowy i jodłowy) oraz artykułów kosmetycznych o sosnowym zapachu. 1,4-dichlorobenzen znalazł zastosowanie do syntezy barwników, do wytwarzania środków owadobójczych (środek przeciwmolowy). W pomieszczeniach jego źródłem mogą być odświeżacze powietrza.

W Tabeli 2 zestawiono informacje o substancjach emitowanych z różnych materiałów stosowanych we wnętrzach, a w tabeli 3 - typowe zanieczyszczenia emitowane podczas różnych aktywności człowieka w pomieszczeniach.

Tabela 2. Przykłady związków organicznych emitowanych z materiałów wykończeniowych

| <b>Źródło emisji</b>                                                                                  | <b>Typowe związki uwalniane/zmierzone</b>                                                                                                                                                                                                                                                          |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <u>Materiały podłogowe:</u><br>Dywany<br><br>Korek<br>Linoleum<br>Parkiet drewniany<br>Wykładzina PCW | C <sub>3</sub> -C <sub>6</sub> -alkiowane areny, styreny,<br>4-enylocykloheksen, siloksany, winylocykloheksen,<br>aminy,<br>1,2-propanodiol,<br>Aldehydy (C <sub>5</sub> -C <sub>11</sub> ), kwasy alifatyczne,<br>Aldehydy, terpeny<br>Alkany, areny, estry glikolowe, TBX,<br>2-etylo-1-heksanol |
| Płyty gipsowo-kartonowe                                                                               | Estry                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Meble/ płyty meblowe                                                                                  | Alkany, aldehydy, butanol, ketony, formaldehyd                                                                                                                                                                                                                                                     |
| Kleje,<br>materiały uszczelniające                                                                    | Ketony, estry, glikole, PCB, siloxany                                                                                                                                                                                                                                                              |
| <u>Materiały ścienne:</u><br>Emalie<br>Farby<br>Lakiery i pokosty<br>Tapety                           | Alkany, aldehydy<br>Alkany, glikole, estry glikolowe, texanol<br>Alkany, areny<br>Heksanal, terpeny                                                                                                                                                                                                |
| Izolacja termiczna                                                                                    | Aldehydy, ketony, związki aromatyczne                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Materiały tekstylne, zasłony                                                                          | Aceton, octan etylu, metylofuran, tiofen, disiarczek dimetylu                                                                                                                                                                                                                                      |
| System wentylacji                                                                                     | Szerokie spektrum VOC                                                                                                                                                                                                                                                                              |

Tabela 3. Przykłady VOC emitowane w wyniku działalności ludzi w budynkach mieszkalnych

| <b>Źródło emisji</b>              | <b>Typowe związki uwalniane/zmierzone</b>                                                            |
|-----------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Malowanie /<br>renowacja mieszkań | Alkany, areny, glikole, etery, octany, kwasy,                                                        |
| Odświeżacze powietrza             | Alkany, limonen, środki zapachowe                                                                    |
| Pastowanie podłogi                | różne                                                                                                |
| Palenie papierosów                | Węglowodory alifatyczne, aldehydy (w tym formaldehyd i akroleina), benzen, styren, pirydyny, PCDD/Fs |
| Zmywanie naczyń                   | Etanol, amoniak                                                                                      |
| Mycie włosów                      | Ethylene glycol, butyloether                                                                         |
| Kąpiel/prysznic                   | Chloropochodne węglowodorów                                                                          |
| Inne produkty kosmetyczne         | Siloksany, zapachy (oxygenates)                                                                      |

Zarówno w naszych mieszkaniach, jak i w pomieszczeniach biurowych znajdują się także liczne urządzenia elektroniczne, które mogą być źródłem lotnych i półlotnych związków organicznych. W Tabeli 4 zestawiono przykłady substancji emitowanych z prac biurowych.

Tabela 4. Przykłady VOC emitowanych w wyniku prac biurowych (wg. Wolkoff, 1995)

| Źródło               | Typowe związki uwalnianiane/zmierzone        |
|----------------------|----------------------------------------------|
| Kserokopiarki        | VOC, ozon, formaldehyd, NO <sub>x</sub> , PM |
| Drukarki laserowe    | VOC, ozon, formaldehyd, NO <sub>x</sub> , PM |
| Drukarki atramentowe | VOC                                          |
| Komputery            | VOC, PM, niepalniacze (SVOC)                 |
| Meble biurowe        | VOC, formaldehyd                             |
| Papier biurowy       | VOC, formaldehyd, PM                         |
| Fluid korekcyjny     | VOC                                          |

Jakkolwiek w pomieszczeniach publicznych w ostatnich latach obowiązuje zakaz palenia papierosów, to wiele osób pali papierosy w domach. Efektem tego jest tzw. środowiskowy dym tytoniowy z ang. ETS – environmental tobacco smoke, który może być znaczącym zanieczyszczeniem środowiska wewnętrznego. W badaniach prowadzonych w warunkach rzeczywistych w różnych domach wykryto, że poziom lotnych związków organicznych w mieszkaniach palaczy jest wyższy niż u osób niepalących (Lee i in., 2002).

Do pomieszczeń dopływa zawsze pewna ilość powietrza zewnętrznego. Jest to powietrze doprowadzane za pomocą kratki wentylacyjnych lub przez otwieranie okien. Także w pomieszczeniach z wentylacją mechaniczną lub klimatyzacją mamy do czynienia z dopływem powietrza zewnętrznego i pomimo filtrów nie jest to powietrze „czyste”. Wielu badaczy (Guo i in., 2009) dowodzi, że emisja spalin samochodowych jest głównym źródłem lotnych związków organicznych w powietrzu atmosferycznym i w przypadku mieszkań położonych blisko ruchliwych ulic zanieczyszczenia te mogą dostawać się do powietrza wewnętrznego pomieszczeń.

## Regulacje prawne dotyczące VOC w powietrzu wewnętrznym

Wymagania, jakie stawiamy powietrzu wewnętrznemu, możemy podzielić na dwie kategorie: pierwsze mające na celu ochronę zdrowia, drugie mające na celu zapewnienie odpowiedniego komfortu użytkownikom.

W wielu krajach obowiązują różnego rodzaju akty prawne regulujące najwyższe dopuszczalne stężenia związków chemicznych w powietrzu na stanowiskach pracy. W Polsce obowiązuje koncepcja najwyższych dopuszczalnych poziomów dla substancji chemicznych w powietrzu środowiska pracy zawarta w odpowiednich Rozporządzeniu Ministra Pracy i Polityki Społecznej.

Tymczasem pojęcie powietrza wewnętrznego obejmuje przede wszystkim powietrze w mieszkaniach, budynkach użyteczności publicznej, szkołach szpitalach, środkach transportu, etc. Regulacje na stanowiskach pracy nie dotyczą pracy biurowej, gdyż przyjmuje się, że nie powinno tam być substancji chemicznych w stężeniach zagrażających zdrowiu. Jednak w mieszkaniach, gdzie jest wiele potencjalnych źródeł zanieczyszczeń, przebywamy dłużej niż 8 godzin, przebywają w nich dzieci i osoby starsze o niższej odporności. Także w szkołach i biurach użytkownicy często przebywają dłużej niż 8 godzin. Stąd podejmowane są także regulacje dotyczące stężeń substancji chemicznych w powietrzu wewnętrznym. Regulacje prawne dotyczą głównie wymagań wentylacyjnych – czyli ilości dostarczonego „świeżego” lub oczyszczonego (recykulowanego) powietrza do pomie-

szczeń. Ma to jednak zastosowanie do pomieszczeń z wentylacją mechaniczną (ASHRAE, Polska). W wielu krajach opracowano także wytyczne (głównie dla nowobudowanych budynków), dotyczące stężeń wybranych substancji lub TVOC (stężenia sumarycznego VOC). Najlepiej uregulowanym związkiem jest formaldehyd, który od dawna był mierzony w wielu typach pomieszczeń i który w wyższych stężeniach jest podejrzewany o działanie rakotwórcze. Przykłady dopuszczalnych stężeń w powietrzu wewnętrznym w kilku krajach Europy, Azji i Ameryki zestawiono w Tabeli 5.

Tabela 5. Przykładowe dopuszczalne poziomy stężeń formaldehydu (HCHO) i VOC w kilku krajach

| Kraj              | Substancje                                                                                                                                                                                                                                                       | Stężenia                                                                                                                | Źródło literaturowe           |
|-------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------|
| <b>Finlandia</b>  | HCHO<br>TVOC                                                                                                                                                                                                                                                     | <30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br><200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                           | Tuomainen i in., 2001         |
| <b>Francja</b>    | HCHO<br>przy długotrwałej<br>ekspozycji                                                                                                                                                                                                                          | <10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                            | Dassonville i in.,<br>2009    |
| <b>Portugalia</b> | HCHO<br>w powietrzu<br>wewnętrznym                                                                                                                                                                                                                               | <0,08 ppm                                                                                                               | Viegas S., Prista J.,<br>2008 |
| <b>USA</b>        | HCHO                                                                                                                                                                                                                                                             | <33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                            | Offermann i in., 2008         |
| <b>Kanada</b>     | HCHO                                                                                                                                                                                                                                                             | <60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>(target value)<br><120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>(action value)                       | Gilbert i in., 2005           |
| <b>Japonia</b>    | HCHO<br>CH <sub>3</sub> CHO (acetaldehyd)<br><br>C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH <sub>3</sub> (toluen)<br>Ksyleny<br>C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH=CH <sub>2</sub> (styren)<br>C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> -C <sub>2</sub> H <sub>5</sub><br>(etylobenzen) | <0,08 ppm<br><0,03 ppm - 48<br>$\mu\text{g}/\text{m}^3$<br><0,07 ppm<br><0,20 ppm<br><0,05 ppm<br><0,88 ppm             | Osawa i Hayashi,<br>2009      |
| <b>Korea</b>      | HCHO<br>TVOC                                                                                                                                                                                                                                                     | <0,1 ppm<br><400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                               |                               |
| <b>Chiny</b>      | TVOC                                                                                                                                                                                                                                                             | <200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>„doskonała<br>jakość”<br>< 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>„dobra jakość”              | Chan i in., 2009              |
|                   | HCHO                                                                                                                                                                                                                                                             | < 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>(średnia 1-<br>godzinna)<br>< 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>(średnia 8-<br>godzinna) | Li i in., 2001                |

Natomiast WHO w swoich dokumentach ("Right to Healthy Indoor Air", 2011) nie podaje dopuszczalnych poziomów, a jedynie jakie substancje powinny być kontrolowane, oraz ocenia ryzyko oddziaływania na zdrowie przy określonych stężeniach. Jako najważniejsze zanieczyszczenia, które wymagają regulacji podaje: formaldehyd, benzen, naftalen, ditlenek azotu, monotlenek węgla, radon, trichloroetylen, tetrachloroetylen, i WWA (benzo-a-piren) nie tylko ze względu na oddziaływanie na organizm, ale także na powszechność występowania i możliwe interakcje.

W Polsce obowiązywało Zarządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 12 marca 1996r „W sprawie dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia, wydzielanych przez materiały budowlane, urządzenia i elementy wyposażenia w pomieszczeniach przeznaczonych na stały pobyt ludzi.” Określało ono dopuszczalne stężenia szkodliwych dla zdrowia substancji w powietrzu pomieszczeń podzielonych na kategorie A i B. Do pomieszczeń kategorii A zgodnie z zarządzeniem zaliczane są: „pomieszczenia mieszkalne, pomieszczenia przeznaczone na stały pobyt chorych w budynkach służby zdrowia oraz przeznaczone na stały pobyt dzieci i młodzieży w budynkach oświaty, a także pomieszczenia oznaczone do przecho-wywania produktów żywnościowych”. Natomiast do pomieszczeń kategorii B zaliczane są: „pomieszczenia przeznaczone na pobyt ludzi w budynkach użyteczności publicznej inne niż zaliczone do pomieszczeń kategorii A oraz pomieszczenia pomocnicze w mieszkaniach”. W załączniku nr 1 do zarządzenia określono dopuszczalne stężenia 35 substancji chemicznych szkodliwych dla zdrowia w powietrzu pomieszczeń kategorii A i B, w tym 4 nieorganiczne: amoniak, ozon, rtęć, tlenek węgla oraz 31 substancji organicznych – aromatycznych i alifatycznych węglowodorów i ich pochodnych, aldehydów i ketonów, chloro pochodnych oraz terpenów z grupy VOC.

W 2008 podjęto próbę aktualizacji rozporządzenia i opublikowano projekt Rozporządzenia Ministra Zdrowia w sprawie dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia, wydzielanych przez materiały budowlane, urządzenia i elementy wyposażenia (5 maja 2008). Wg projektu pomieszczenia przeznaczone na pobyt ludzi uznano za jedną grupę, rezygnując z podziału pomieszczeń na kategorie A i B, ponadto podano dopuszczalne stężenia 43 substancji, dodając azbest i więcej związków organicznych. Obniżono także niektóre dopuszczalne zarządzeniem z 1996 roku stężenia, na przykład dopuszczalne średniodobowe stężenie formaldehydu w powietrzu będzie wynosić  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a przy 30 – minutowej ekspozycji:  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Projekt został zakwestionowany przez Komitet Integracji Europejskiej oraz nie-których ministrów, przede wszystkim Ministra Środowiska. Minister Środowiska określił na drodze rozporządzenia z dnia 3 kwietnia 2008 roku poziomy odniesienia niektórych substancji w powietrzu uśrednione dla 1 godziny i 1 roku. Ministerstwo Zdrowia podało wartości średniodobowe, przy czym dla większości substancji stężenia te mieściły się pomiędzy proponowanymi wartościami jednogodzinnymi i średniorocznymi podanymi przez MŚ (oprócz rtęci, cykloheksanu i toluenu). Podstawy i kryteria ustalania wartości były różne i trudno określić prostą relację pomiędzy poziomami dopuszczalnymi i wartościami odniesienia

W tabeli 6 zestawiono dopuszczalne stężenia związków organicznych z zarządzenia MZiOS z 1996 roku i propozycji rozporządzenia MZ z 2008 roku. Zastosowano nazewnictwo oryginalne z rozporządzeniu. Niekonsekwentne używanie nazw zwyczajowych i systematycznych, wynika z tego, że niektóre związki dodane w projekcie rozporządzenia nazwano zgodnie z IUPAC, natomiast dla większości przypadków zastosowano nazwy zwyczajowe.

Tabela 6. Dopuszczalne stężenia substancji chemicznych szkodliwych dla zdrowia w powietrzu, wg. rozporządzenia Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z 1996 r, oraz proponowane zmiany

| Substancja                   | Dopuszczalne stężenie [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] |                           |                        |
|------------------------------|----------------------------------------------------|---------------------------|------------------------|
|                              | Pomieszczenia kategorii A                          | Pomieszczenia kategorii B | Proponowane (maj 2008) |
| 1                            | 2                                                  | 3                         | 4                      |
| Aceton                       | -                                                  | -                         | 150                    |
| Akryloamid                   | 1                                                  | 3                         | 1                      |
| Akrylonitryl                 | 2                                                  | 3                         | 2                      |
| Amoniak                      | 300                                                | 300                       | 200                    |
| Azbest                       | -                                                  | -                         | 1000                   |
| Benzen                       | 10                                                 | 20                        | 5                      |
| Benzyłowy alkohol            |                                                    |                           | 20                     |
| Bezwodnik ftalowy            | 40                                                 | 80                        | 20                     |
| Bezwodnik maleinowy          | 50                                                 | 100                       | 25                     |
| Buta-1,3-dien (butadien)     | 100                                                | 300                       | 10                     |
| Butylowy alkohol (butanol)   | 300                                                | 300                       | 100                    |
| Chlorobenzen                 | 15                                                 | 40                        | 15                     |
| Chlorofenole (bez PCP)       | 15                                                 | 20                        | 15                     |
| Chloronaftalen               | 15                                                 | 30                        | 15                     |
| cykloheksan                  | 250                                                | 250                       | 250                    |
| Cykloheksanon                | 40                                                 | 100                       | 20                     |
| 1,2-dichlorobenzen           | 30                                                 | 50                        | 30                     |
| Etylobenzen                  | 100                                                | 150                       | 100                    |
| Fenol                        | 20                                                 | 50                        | 10                     |
| Formaldehyd                  | 50                                                 | 100                       | 20                     |
| Ftalan dibutyłu              | 100                                                | 150                       | 50                     |
| Glikol etylenowy             | 15                                                 | 50                        | 15                     |
| Krezol (mieszanina izomerów) | 25                                                 | 50                        | 10                     |
| Ksylen (mieszanina izomerów) | 100                                                | 150                       | 50                     |
| p-Kumylofenol                | 40                                                 | 80                        | -                      |
| Metakrylan butylu            | -                                                  | -                         | 80                     |
| Metakrylan metylu            | -                                                  | -                         | 80                     |
| Metylopentan-2-on            | -                                                  | -                         | 20                     |
| Naftalen                     | 100                                                | 150                       | 50                     |
| Octan butylu                 | 100                                                | 150                       | 40                     |
| Octan etylu                  | 100                                                | 150                       | 40                     |
| Octan metylu                 | -                                                  | -                         | 30                     |
| Octan propylu                | -                                                  | -                         | 30                     |
| Octan winylu                 | 50                                                 | 100                       | 10                     |
| Pentachlorofenol             | 5                                                  | 10                        | 5                      |
| Styren                       | 20                                                 | 30                        | 20                     |
| Tetrachloroten               |                                                    |                           | 150                    |

|                                    |     |     |     |
|------------------------------------|-----|-----|-----|
| (tetrachloroetylen)                |     |     |     |
| 1                                  | 2   | 3   | 4   |
| Toluen                             | 200 | 250 | 200 |
| 1,1,1-trichloroetan                | 75  | 150 | 50  |
| Trichloroeten<br>(trichloroetylen) | 150 | 200 | 100 |
| Winyłu chlorek                     | 5   | 10  | 5   |

Jak wynika z zestawienia w tabeli 6, proponowane zmiany szły w stronę rozwiązań stosowanych w większości krajów — to znaczy stężenia formaldehydu na poziomie 20–30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i stężenie benzenu 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Jednak do tej pory nie opublikowano nowego rozporządzenia, a zgodnie ze zmianami w konstytucji RP ministrowie wydają rozporządzenia, a nie zarządzenia i regulacja z roku 1996 właściwie nie obowiązuje.

### Stężenia lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym

Stężenia indywidualnych związków mogą się bardzo różnić i wynosić od kilku ng do kilkuset  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Sumaryczne stężenia związków organicznych w budynkach mieszkalnych mogą wynosić od 50 do 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a w budynkach biurowych nawet 50–800  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Tabela 7). Natomiast na zewnątrz budynków stężenia sumaryczne VOC wynoszą zazwyczaj od 10 do 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Tabela 7. Typowe stężenia poszczególnych grup związków organicznych w pomieszczeniach (wg. WHO, 1982)

| Klasa związków                                                                         | Zakres stężeń [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] |
|----------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------|
| Alkany, cykloalkany, alkeny                                                            | 1 – 20                                     |
| Cykloalkeny                                                                            | 1 – 30                                     |
| Węglowodory aromatyczne                                                                | 1 – 80                                     |
| Chloropochodne węglowodorów                                                            | 1 – 10                                     |
| Alkohole                                                                               | 1 – 2                                      |
| Aldehydy                                                                               | 1 – 40                                     |
| Ketony                                                                                 | 1                                          |
| Estry                                                                                  |                                            |
| Inne: kwasy karboksylowe, aminy, glikole, etery, siloksany, związki zawierające siarkę |                                            |

Badania poziomu VOC w różnych typach pomieszczeń prowadzono w bardzo wielu krajach, zarówno w nowych budynkach, jak i zasiedlonych i eksploatowanych przez lata. Krótkie zestawienie wybranych wyników dla Europy, Azji i USA zestawionow tabeli 8.



Tabela 8. Stężenia zmierzone w powietrzu wewnętrznych w różnych krajach

| Kraj       | Stężenie VOC                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | Źródło literaturowe     |
|------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|
| 1          | 2                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | 3                       |
| Niemcy     | VVOC – 550 – 4600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | Hippelein, 2006         |
|            | Bbenzen 1,48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Toluen 20,46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Etylobenzen 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Ksyleny 2,92 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (m+p) i 0,79 (o) $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Erfurt - benzen 2,17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Toluen 37,29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Etylobenzen 1,67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Ksyleny 4,17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (m+p) i 1,20 (o) $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | Schneider i in., 2001   |
| Francja    | Formaldehyd średnio 19,4 $\pm$ 1,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Inne aldehydy: Octowy 8,9 $\pm$ 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>Hexanal 25,3 $\pm$ 3,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Pentanal 3,7 $\pm$ 2,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>Benzaldehyde 1,1 $\pm$ 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | Dassonville i in., 2009 |
|            | Formaldehyd 32,2 $\pm$ 14,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Acetaldehyde 14,3 $\pm$ 9,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Hexanal 8,6 $\pm$ 8,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Propanal < 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Benzaldehyde < 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | Marchand i in., 2008    |
| Portugalia | Formaldehyd 0,5 – 1,61 ppm                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | Viegas i Prista, 2008   |
| Dania      | Formaldehyd 0,050 $\text{mg}/\text{m}^3$ średnio (SD 0,026)<br>- najwyższe 0,11 $\text{mg}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | Gunnarsen i in., 2008   |
| Szwecja    | Formaldehyd (średnio 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) zakres 0,7 – 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Benzen 0,7 – 6 (średnia 3) $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>1,3-butadien 0,03 – 0,8 (średnia 0,4) $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    | Sunesson i in., 2006    |
| Finlandia  | średnie stężenia pojedynczych VOC poniżej 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | Hippelen, 2004          |
|            | Toluen średnio 6,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , max. 190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>Ksylen (p, m) średnio 4,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Alkohole średnio 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , max. 31,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>Węglowodory alifatyczne średnio 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>max. 69,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>Aldehydy średnio 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , max. 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>Terpeny średnio 2,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , max. 240,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>Kwasy organiczne średnio 3,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>max. 610 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>Estry średnio 1,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , max. 334,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>Ketony średnio 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , max. 25,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , | Salonen i in., 2008     |
| Japonia    | 1,1,1-Trichloroetan - 4,39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Chloroform 0,43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Trichloroetylen 4,96 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | Sakai i in. 2004        |

|          |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |                                 |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------|
|          | Tetrachloroetylen 3,72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<br>p-dichlorobenzen 40,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                    |                                 |
|          | Acetaldehyd od 31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ do 469 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | Kato i in.,<br>2008             |
|          | Acetaldehyd średnio 124,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | Park i Ikeda,<br>2003           |
| 1        | 2                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | 3                               |
| Chiny    | TVOC 416 – 2900 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (średnia 1035 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | Chan i in.,<br>2009             |
|          | Formaldehyd 0,09 – 0,23 $\text{mg}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | Zhao i in.,<br>2004             |
|          | Formaldehyd średnio 5 – 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>THC 2 – 5 ppm                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | Li i in., 2001                  |
|          | Formaldehyd od 0 do 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | Lee S. C.,<br>Chang M.,<br>2000 |
|          | Formaldehyd 3,2 – 20,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (średnia 7,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )                                                                                                                                                                                                                                                                                                | Shun Cheng<br>i in., 2002       |
| Meksyk   | Formaldehyd 4 – 122 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Etanal 4 – 74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Aceton 4 – 243 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Propanal 0,2 – 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Butanal 0,2 – 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                           | Báez i in.,<br>2003             |
| Brazylia | Formaldehyd 12,42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Acetaldehyd 2,90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Benzaldehyd 2,35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Butanal 2,31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Akroleina 2,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                               | Cavalcante<br>i in., 2006       |
|          | TVOC 304,3 – 1679,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Formaldehyd 12,2 – 99,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , średnio 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Aldehyd octowy 2,4 – 35,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , średnio 20,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Benzen 15,9 – 34,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Etylobenzen 9,3 – 21,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Ksylene 24,4 – 60,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Brickus i in.,<br>1998          |
| Kanada   | formaldehyd 5,5 – 87,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mediana 29,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<br>acetaldehyd 4,4 – 79,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mediana 18,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<br>akroleina 0,1 – 4,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mediana 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )                                                                                                           | Gilbert i in.,<br>2005          |
| USA      | Akroleina 2,1 – 12,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>około 10-razy wyższe niż na zewnątrz                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | Seaman i in.,<br>2007           |
|          | Formaldehyd 7,7 – 136 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | Offermann<br>i in., 2008        |
|          | propylen 2,6 – 60,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>chlorometan 0,97 – 4,33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>chlorek metylu 0,76 – 1190,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                              | Van Winkle<br>i Scheff, 2001    |

|  |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |                          |
|--|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------|
|  | 1,2,2-trichloroetan 0,98 – 293,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>benzen 1,2 – 33,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>toluene 2,37 – 44,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>tetrachloroetylen 0,54 – 13,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>etylobenzen 0,91 – 174,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>m,p-ksylen 5,72 – 418,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>o-ksylen 1,13 – 186,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>chloroform Nd – 10,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>tetrachlorek węgla Nd – 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |                          |
|  | styren Nd – 9,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>trichloroeten ok. 0,52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>n-oktan Nd – 16,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>1,3-butadien Nd – 2,54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>dichlorobenzen Nd – 95,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>monochloroetan Nd – 3,58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                |                          |
|  | Formaldehyd 14 – 58 ppb<br>Etanal 3 – 57 ppb<br>Kwas octowy 24,9 – 275 ppb<br>a-pinen 5,4 – 60,0 ppb<br>limonene 1,1 – 12,2 ppb<br>heksanal 7,9 – 51,3<br>toluen 1,0 – 29,2 ppb<br>styren 0,2 – 14,3 ppb<br>ksyleny 0,5 – 11,5 ppb<br>n-dekan 0,5 – 21,9 ppb                                                                                                                                                                                                                          | Hodgson i in.,<br>2000   |
|  | Benzen 8,93 – 19,01 (średnio 13,58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<br>Toluen 61,3 – 114,77 (średnio 86,97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<br>Etylobenzen 10,92 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Ksyleny 46,85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>Limonen 4,64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$                                                                                                                                                                                                                      | Batterman<br>i in., 2006 |

W pomieszczeniach mierzono także stężenia cząstek aerozolowych, frakcje PM10, PM2,5, PM1, podobnie jak w powietrzu atmosferycznym. Dane dla kilku krajów zestawiono w tabeli 9.

Tabela 9. Stężenia masowe i koncentracje liczbowe cząstek aerozolowych w szkołach i pomieszczeniach mieszkalnych w różnych krajach

| Miejscowość/Kraj<br>Miejsce pomiaru | Mierzone<br>Cząstki                                             | Stężenie, koncentracja                                                                                                                         | Źródło literaturowe           |
|-------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------|
| 1                                   | 2                                                               | 3                                                                                                                                              | 4                             |
| Frankfurt-M/Niemcy<br>Szkoła        | PM <sub>10</sub>                                                | 69 (35 – 150) [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                             | (Heudorf i in., 2009)         |
| Brisbane/Australia<br>Szkoła        | PM <sub>2,5</sub><br>PN <sub>(0.017-0.60)</sub>                 | 8 (4 – 21) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>8,8 (2,3 – 26) [x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                         | (Morawska i in., 2009)        |
| California/USA<br>Szkoła            | PN <sub>(0.006-0,1)</sub>                                       | 10,8 (5,2 – 16,5)<br>[x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                                      | (Mullen i in., 2011)          |
| Praga/Czechy<br>Szkoła              | PM <sub>1-2,5</sub><br>PM <sub>2,5-10</sub>                     | 3,7 – 7,4 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>13,6 – 26,7 [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                             | (Braníš i Šafránek,<br>2011)  |
| Kocaeli/Turcja<br>Mieszkanie        | PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub>                           | 29,8/24,4 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>45,5/56,9 [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                               | (Pekey i in., 2010)           |
| Mediolan/Włochy<br>Szkoła           | PM <sub>2,5</sub>                                               | 76 (43 – 143) [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                             | (Borgini i in., 2011)         |
| Texas/USA<br>Szkoła                 | PN <sub>(&lt;0,1)</sub>                                         | (0,6 – 29,3) [x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                                              | (Zhang i Zhu, 2012)           |
| Cassino/Włochy<br>Szkoła            | PN <sub>(0,01-0,3)</sub>                                        | (1,6 – 6,2) [x10 <sup>4</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                                               | (Buonanno i in., 2012)        |
| 1                                   | 2                                                               | 3                                                                                                                                              | 4                             |
| Włochy                              | PN <sub>(&gt;0,004)</sub>                                       | (1,95 – 3,49) [x10 <sup>4</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                                             | (Stabile i in., 2013)         |
| Santiago /Chile<br>Mieszkanie       | PM <sub>2,5</sub>                                               | 64,8 ±36,6 [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                                | (Burgos i in., 2013)          |
| Chennai/ Indie<br>Szkoła            | PM <sub>1</sub><br>PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub>        | (18 – 43) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(32 – 61) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(95 – 149) [µg/m <sup>3</sup> ]                                            | (Chithra i Nagendra,<br>2018) |
| Strefa<br>Gazy/Palestyna<br>Szkoła  | PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub>                           | 104,0±85,0 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>349,5±196,6 [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                            | (Elbayoumi i in.,<br>2013)    |
| Agra/Indie<br>Szkoła                | PM <sub>1</sub><br>PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub>        | (40,2 – 74,0) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(70,4 – 106,4) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(216,0 – 324,3) [µg/m <sup>3</sup> ]                              | (Habil i in., 2013)           |
| Montana/USA<br>Mieszkanie           | PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>2,5-10</sub>                       | 32,3 ±32,6 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>12,9 ±8,6 [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                              | (McNamara i in.,<br>2013)     |
| Taiyuan/Chiny<br>Mieszkanie         | PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub><br>TSP                    | 68 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>230 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>282 [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                | (Mu i in., 2013)              |
| El Paso -Texas/USA<br>Szkoła        | PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub>                           | (3,4 – 37) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(6,5 100) [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                              | (Raysoni i in., 2013)         |
| Porto/Portugalia<br>Mieszkanie      | PM <sub>1</sub><br>PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub><br>TSP | (2,8 – 145) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(3,3 – 158) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(3,3 – 197,3) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(3,3 – 605) [µg/m <sup>3</sup> ] | (Branco i in., 2014)          |
| Barcelona/Hiszpania                 | PM <sub>2,5</sub>                                               | (1 – 192) [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                                 | (Amato i in., 2014)           |

|                                                   |                                                                                            |                                                                                                                                                                                               |                              |
|---------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|
| Szkoła                                            |                                                                                            |                                                                                                                                                                                               |                              |
| Zajecar/Serbia<br>Szkoła                          | PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub>                                                      | (26 – 63) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(37 – 103) [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                                             | (Jovanovic i in., 2014)      |
| Mediolan/Włochy<br>Szkoła                         | PM <sub>1</sub><br>PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub><br>TSP                            | 19,2 (5,9 – 33,0) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>33,2 (10,7 – 59,2) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>133,8 (40,9 – 282,3) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>245,4 (100,6 – 504,9) [µg/m <sup>3</sup> ]                  | (Rovelli i in., 2014)        |
| San Francisco/USA<br>Mieszkanie                   | PM <sub>2,5</sub>                                                                          | (50 – 630) [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                                                                               | (Acevedo-Bolton i in., 2014) |
| Attika/Grecja<br>Szkoła                           | PM <sub>1</sub><br>PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub><br>TSP<br>PN <sub>(&lt;0,1)</sub> | (0,8 – 28) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(2 – 68) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(21 – 1618) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(41 – 1867) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(0,7 – 36,6) [x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ] | (Dorizas i in., 2015)        |
| Sant Cugat del Valles<br>/Hiszpania<br>Szkoła     | PM <sub>2,5</sub><br>PN <sub>(&lt;0,1)</sub>                                               | (8 – 95) [µg/m <sup>3</sup> ]<br>(3,2 – 41,4) [x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                                                            | (Rivas i in., 2015)          |
| Chennai/Indie<br>Szkoła                           | PM <sub>1</sub><br>PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub>                                   | 16 ±3 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>61±17 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>942±248 [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                      | (Agarwal i Nagendra, 2016)   |
| 1                                                 | 2                                                                                          | 3                                                                                                                                                                                             | 4                            |
| Barcelona/Hiszpania<br>Szkoła                     | PN                                                                                         | (9,3 – 13,7) [x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                                                                                             | (Mazaheri i in., 2016)       |
| Brisbane/Australia<br>Szkoła                      | PN                                                                                         | (8,4 – 8,5) [x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                                                                                              | (Mazaheri i in., 2016)       |
| Shanghai/Chiny<br>Mieszkanie                      | PM <sub>2,5</sub>                                                                          | 221 [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                                                                                      | (Zhang i in., 2016)          |
| Kair/ Egipt<br>Mieszkanie                         | PM <sub>2,5</sub>                                                                          | (171 – 704) [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                                                                              | (Loffredo i in., 2016)       |
| Porto and<br>Trofa/Portugalia<br>Szkoła           | PN <sub>(&lt;0,1)</sub>                                                                    | (5,7 – 10,4) [x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                                                                                             | (Rufo i in., 2016)           |
| Amsterdam/Holandia<br>Szkoła                      | PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub>                                                      | 5,5±21,8 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>5,8±35,6 [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                                                | (van der Zee i in., 2016)    |
| Różne miejscowości/<br>Wiele krajów<br>Szkoła     | PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub><br>PN                                                | 50,1±17,9 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>192,0±39,5 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>14,0±1,5 [x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                            | (Morawska i in., 2017)       |
| Różne miejscowości/<br>Wiele krajów<br>Mieszkanie | PM <sub>2,5</sub><br>PM <sub>10</sub><br>PN                                                | 28,9±8,9 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>63,3±14,4 [µg/m <sup>3</sup> ]<br>14,4±7,2 [x10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]                                                                              | (Morawska i in., 2017)       |
| Shenyang-Fushun/<br>Chiny<br>Mieszkanie           | PM <sub>2,5</sub>                                                                          | 73 (35 – 139) [µg/m <sup>3</sup> ]                                                                                                                                                            | (Huang i in., 2018)          |

średnia arytmetyczna (zakres); \* mediana; ±SD

## Poziomy VOC i PM w Polsce

Publikacje dotyczące stężenia zarówno VOC, jak i cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym w Polsce są nieliczne. Pierwsze prace opublikował zespół profesora Namieśnika z Politechniki Gdańskiej (Namieśnik i in., 1992), jednak badania dotyczyły przede wszystkim aspektów pomiarowych lotnych związków organicznych i opracowywania nowych dozymetrów pasywnych. Wyniki opublikowane dla Gdańska (Król i in., 2014) wykazały wysokie stężenia terpenów w mieszkaniach, nawet do 1261  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dla limonenu.

Badania w pomieszczeniach dydaktycznych i biurowych w Polsce dotyczyły przede wszystkim poziomów ditlenku węgla. Wyniki pomiarów VOC i aerozoli można znaleźć jedynie dla nielicznych obiektów w Lublinie i Wrocławiu. W Tabeli 10 zestawiono wyniki uzyskane w pięciu szkołach z terenu Lublina i okolic przez zespół z Politechniki Lubelskiej. Badania prowadzono w obecności użytkowników (dzieci) i w czasie przerw świątecznych, gdy wentylacja była ograniczona (bez wietrzenia) i nie było źródeł osobowych. Natomiast w tabeli 11, stężenia cząstek aerozoli dla pomieszczeń dydaktycznych w Lublinie i Wrocławiu.

Zaprezentowane w tabeli 10 stężenia zmierzone w szkołach z terenu Lublina, nie przekraczają dopuszczalnych stężeń według regulacji z roku 1996, jednak w niektórych seriach pomiarowych zanotowano by przekroczenia, gdyby obowiązywały wartości proponowane w projekcie z 2008 roku.

Tabela 10. Zakres średnich stężeń wybranych VOC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) w badanych szkołach z terenu Lublina i okolic (badania własne Dudzińska i Dumala, 2013)

| Substancja         | bez dzieci, bez ogrzewania | z dziećmi, bez ogrzewania | z dziećmi, sezon grzewczy | bez dzieci, sezon grzewczy |
|--------------------|----------------------------|---------------------------|---------------------------|----------------------------|
| Benzen             | 0,5 – 5,7                  | 0 – 1,45                  | 1,4 – 6,5                 | 0,65 – 4                   |
| Chlorobenzen       | 0,4 – 29,8                 | 0 – 1,9                   | –                         | –                          |
| 1,4-dichlorobenzen | 2,7 – 12,3                 | 0,2 – 5,25                | 0 – 0,1                   | 0 – 293,85                 |
| Etylobenzen        | 2,7 – 18,5                 | 1,0 – 3,5                 | 0 – 0,1                   | 0 – 3,1                    |
| Formaldehyd        | 9,04 – 28,37               | 7,35 – 24,30              | 10,52 – 21,50             | 13,39 – 20,98              |
| ksyleny m+p+o      | 8,7 – 77,9                 | 1,5 – 6,95                | –                         | 0 – 12                     |
| Styren             | 0 – 9,9                    | 0 – 4,6                   | 0 – 0,1                   | 0 – 3,05                   |
| Toluen             | 31,5 – 46,8                | 3,8 – 10,6                | 0 – 6,15                  | 2,5 – 126,45               |
| Trichloroeten      | 0,6 – 27                   | 0,45 – 2,95               | –                         | 0 – 0,4                    |

Tabela 11. Stężenia masowe i koncentracje liczbowe cząstek aerozolowych w szkołach w Polsce

| Miejsce pomiaru       | Mierzone cząstki       | Stężenie/koncentracja                                              | Źródło literaturowe          |
|-----------------------|------------------------|--------------------------------------------------------------------|------------------------------|
| Lublin/Polska Szkoła  | PM <sub>1</sub>        | 70 (26 – 166) [µg/m <sup>3</sup> ]                                 | (Południk i Dudzińska, 2011) |
|                       | PM <sub>2,5</sub>      | 71 (27 – 167) [µg/m <sup>3</sup> ]                                 |                              |
|                       | PM <sub>10</sub>       | 123 (46 – 263) [µg/m <sup>3</sup> ]                                |                              |
|                       | TSP                    | 280 (75 – 740) [µg/m <sup>3</sup> ]                                |                              |
|                       | PN <sub>(0.02-1)</sub> | 8,7 (3 – 18,9) [ <sup>x</sup> 10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]   |                              |
| Lublin/Polska Szkoła  | PM <sub>1</sub>        | 63,0(18 –166) [µg/m <sup>3</sup> ]                                 | (Południk, 2013)             |
|                       | PM <sub>2,5</sub>      | 63,8 (19 – 167) [µg/m <sup>3</sup> ]                               |                              |
|                       | PM <sub>10</sub>       | 112,3 (39 – 446) [µg/m <sup>3</sup> ]                              |                              |
|                       | TSP                    | 264,1 (73 – 1120) [µg/m <sup>3</sup> ]                             |                              |
|                       | PN <sub>(0.02-1)</sub> | 7,8 (3,0 – 23,5) [ <sup>x</sup> 10 <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ] |                              |
| Wrocław/Polska Szkoła | PM <sub>1</sub>        | (4,2 – 33,4) [µg/m <sup>3</sup> ]                                  | (Zwoździak i in., 2013)      |
|                       | PM <sub>2,5</sub>      | (8,9 – 88,6) [µg/m <sup>3</sup> ]                                  |                              |
|                       | PM <sub>10</sub>       | (12,6 – 93,1) [µg/m <sup>3</sup> ]                                 |                              |

Stężenia poszczególnych substancji mierzone w pomieszczeniach mieszkalnych, biurowych czy edukacyjnych zależą zatem od eksploatacji (użytkowników), ale także od wyposażenia wnętrza i materiałów wykończeniowych. W tabeli 12 przedstawiono wyniki uzyskane dla badanych VOC w pomieszczeniach biurowych i ciągach komunikacyjnych Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej z uwzględnieniem wykończenia podłogi.

 Tabela 12. Stężenia VOC (µg/m<sup>3</sup>) w pomieszczeniach w budynku WIŚ PL w zależności od wykończenia podłogi (Dudzińska i in. 2010)

| Związek               | Wykładzina |         | Panele     |         | Hol (gres) |         |
|-----------------------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|
|                       | zakres     | średnia | zakres     | średnia | zakres     | średnia |
| Metanal (formaldehyd) | 14,9-19,1  | 16,6    | 12,2-62,1  | 28,3    | 6,9-9,1    | 8,88    |
| etanal                | 4,0-7,0    | 5,2     | 3,7-5,6    | 4,8     | 2,6-3,7    | 3,06    |
| Propenal (akroleina)  | 4,7-5,6    | 5,3     | 4,8-6,6    | 5,6     | 1,22-5,3   | 2,99    |
| benzaldehyd           | 1,2-2,1    | 1,6     | 1,3-1,8    | 1,5     | nd -1,4    | 0,7     |
| pentanal              | 4,3-8,5    | 6,6     | 4,1-12,9   | 8,5     | 1,4-4,1    | 2,56    |
| heksanal              | 14,1-28,8  | 21,5    | 9,5-42,1   | 26,1    | 4,5-8,8    | 6,80    |
| benzen                | 11,4- 31,8 | 20,9    | 7,35-30,88 | 21,6    | 8,2-11,67  | 10,6    |
| toluen                | 15,33-21,3 | 18,34   | 20,35-25,9 | 22,1    | 9,97-12,7  | 11,6    |
| p-ksylen              | 5,7-8,5    | 6,8     | 4,3-10,1   | 6,98    | 2,1-8,3    | 4,3     |
| pinen                 | 7,45-11,2  | 9,03    | 1,4-6,22   | 2,34    | 3,21-7,56  | 5,6     |
| limonen               | 26,9-48,2  | 38,22   | 31,2-65,1  | 46,89   | 20,1-69,4  | 41,35   |
| 1,4-dichlorobenzen    | 22,3-130,6 | 30,4    | 16,88-68,2 | 50,1    | 14,7-55,6  | 29,45   |

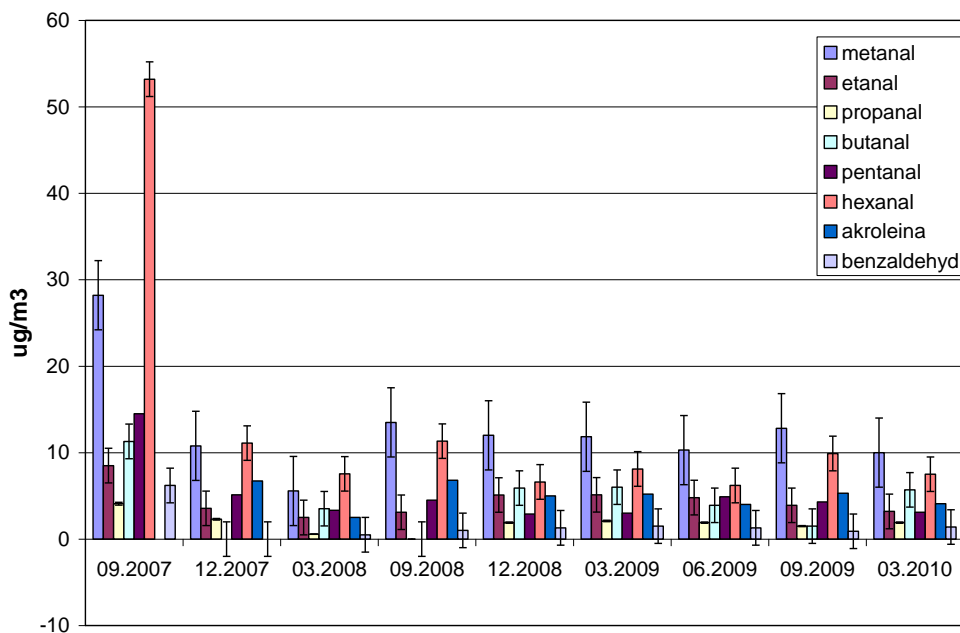
Wyższe stężenia limonenu, toluenu i 1,4-dichlorobenzenu w pokojach wyłożonych panelami podłogowymi oraz na holu wyłożonym gresem wynikały z obecności tych substancji w środkach czystości, stosowanych przy pielęgnacji podłóg (wykładzinę dywanowa odkurzano na sucho).

### Zmiany stężenia VOC w czasie eksploatacji pomieszczeń

Emisja z różnych źródeł może się zmieniać w czasie. Materiały budowlane charakteryzują się w miarę stałą emisją, jakkolwiek zmniejszającą się w czasie eksploatacji. Emisja ze źródeł „ludzkich” charakteryzuje się dużą zmiennością w czasie i różnorodnością jeśli chodzi o emitowane związki – może być epizodyczna lub okresowa. Ważnym parametrem wpływającym na dynamikę zmian zanieczyszczeń w pomieszczeniach jest wentylacja oraz temperatura.

Na rysunkach 1 i 2 przedstawiono wyniki badań w klimatyzowanej Auli Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej prowadzone od września 2007 roku do marca 2010 roku. Aulę oddano do użytku 1 października 2007, zatem można porównać stężenia typowych VOC przed rozpoczęciem eksploatacji oraz w czasie kolejnych miesięcy i lat.

Spośród wielu analizowanych związków w czasie wszystkich serii pomiarowych zidentyfikowano benzen, toluen, m-ksylen, p-ksylen, pinen, limonen, 1,4-dichlorobenzen, n-heksan, n-dekan i n-dodekan, a z grupy aldehydów i ketonów: formaldehyd (metanal), aldehyd octowy (etanal), akroleinę (propenal), propanal, butanal, pentanal, heksanal, benzaldehyd, metyloetyloketon (butan-2-on) i but-2-enal (aldehyd krotonowy).



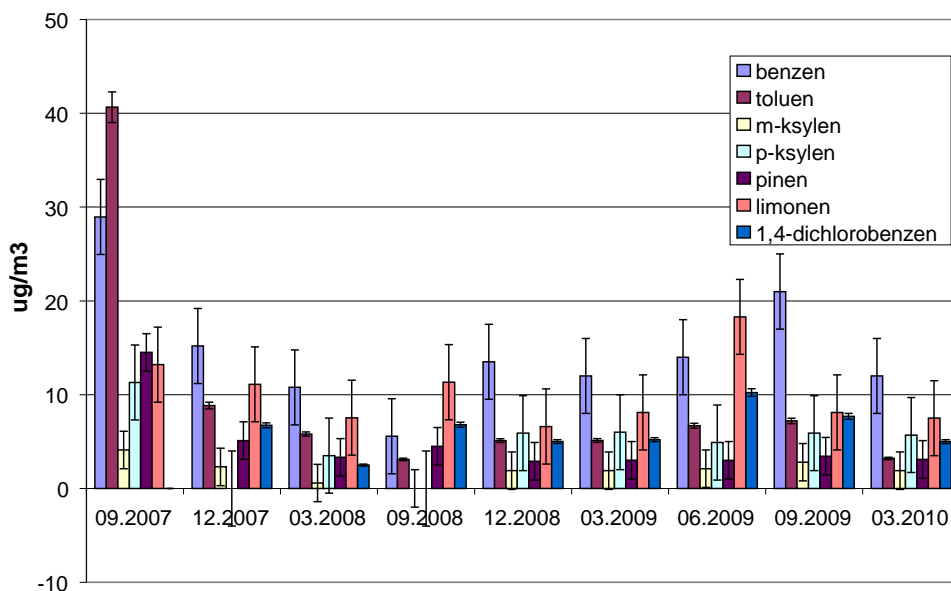
Rys. 1 Średnie stężenia aldehydów w powietrzu wewnętrznym w Auli WIŚ od września 2007 do marca 2010



Stężenia pozostałych zanieczyszczeń były na poziomie detekcji ( $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Substancje zidentyfikowane powyżej poziomu detekcji należą do najczęściej wykrywanych w powietrzu w pomieszczeniach a kilka z nich jest kojarzonych z syndromem chorego budynku (SBS). Benzen, toluen, formaldehyd, aldehyd octowy (etanal), pentanal, limonen i pinen - to związki, których głównym źródłem w pomieszczeniach są albo materiały wyposażenia wnętrz, tkaniny obiciowe albo środki czystości. Natomiast takie substancje jak akroleina, heksanal i 1,4-dichlorobenzen wykazywały wyższe stężenia w obecności użytkowników (w granicach dwukrotności błędu pomiaru).

Jak wynika z rysunków przed rozpoczęciem eksploatacji auli, stężenia substancji, dla których zmierzono najwyższe początkowe stężenia, tj. toluenu, benzenu, limonenu oraz heksanal i formaldehydu, po 3 miesiącach uległy 2-3 krotnemu obniżeniu. Stężenia większości badanych aldehydów zmalowały po pierwszych miesiącach, a następnie ustabilizowały się na poziomie, różnym dla każdej z substancji. Jedynym wyjątkiem była akroleina, której początkowe stężenie było poniżej poziomu detekcji, a następnie stężenie wzrosło i również uległo stabilizacji. Głównym źródłem akroleiny w powietrzu wewnętrznym są źródła ognia (w pomieszczeniach mieszkalnych jest oznaczana zwykle w kuchniach, szczególnie z palnikami gazowymi). Innym znanym źródłem jest palenie papierosów. W tym przypadku możemy mieć do czynienia z tzn. środowiskowym dymem tytoniowym (*Environmental Tobacco Smoke* – ETS). W pomieszczeniu dydaktycznym, w którym (podobnie jak w całym budynku) nie wolno palić papierosów, źródłem akroleiny może być dym tytoniowy wnoszony na ubraniach i włosach słuchaczy palących czynnie lub biernie, co tłumaczy wzrost stężenia w okresie eksploatacji od poniżej poziomu detekcji do nawet powyżej  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Podobnie jak dla związków karbonylowych, stężenia innych VOC wykrytych w auli, spadły po pierwszych miesiącach i ustabilizowały się na pewnym poziomie, różnym dla każdej z substancji.



Rys. 2 Średnie stężenia lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym w Auli WIŚ od września 2007 do marca 2010

## VOC i ich wpływ na zdrowie i samopoczucie

Lotne związki organiczne obecne w powietrzu wewnętrznym mają różnorodne właściwości nie tylko fizyko-chemiczne, ale i toksykologiczne. Niektóre z nich są toksyczne, jednak w powietrzu wewnętrznym występują w stężeniach znacznie poniżej progów toksyczności. Wiele z substancji występujących w pomieszczeniach może mieć właściwości kancerogenne, inne działają drażniąco na błony śluzowe powodując uczucie dyskomfortu.

Najbardziej znane jest działanie drażniące formaldehydu na błony śluzowe oczu i nosa (Hodgson et al., 2002). Według niektórych badaczy (Wolkoff et al. 2006), u ludzi poddanych długotrwałej ekspozycji na formaldehyd w zakresie stężeń 50 – 100 ppb może rozwinąć się astma i astmo-podobne dolegliwości górnych dróg oddechowych (kaszel, charczenie). Autorzy zwykle zgadzają się, że metanal jest substancją drażniącą (i ma zasadniczy wpływ na symptom chorego budynku), jednak różnią się w opiniach o jego działaniu rakotwórczym (Arts et al., 2006). Do roku 2004 formaldehyd był uważany przez IARC za „genotoxicant”. W roku 2006 IARC opublikowała raport na podstawie danych z USA, gdzie znalazło się silne stwierdzenie, że HCHO jest kancerogenne dla ludzi – Grupa 1 (IARC, 2006). Formaldehyd powoduje nowotwory nosa i gardła u zwierząt laboratoryjnych i robotników narażonych na wysokie stężenia formaldehydu w środowisku pracy (kilkaset ppb i wyżej). Ekspozycja na średnie (umiarkowane) stężenie (kilkaset ppb) wywołuje objawy podrażnienia, przejściowe zapalenia (zaczerwienienia) oczu i nosa, suchość gardła (Wolkoff i Kjaergaard, 2007).

Mimo, że przeważnie występuje w stężeniach dopuszczalnych dla zdrowia, często bardzo niskich, to jednak wraz z innymi substancjami, nie pozostaje bez wpływu na zdrowie ludzkie. W zależności od stężeń może powodować podrażnienia oczu, gardła, kichanie, kaszel, wpływa na samopoczucie, koncentrację i zdolności zapamiętywania. W większych stężeniach jest bardziej niebezpieczny – powoduje duszności, obrzęk płuc.

Aldehyd octowy (etanal) ma działanie drażniące na błony śluzowe i skórę. Przy wyższych stężeniach wykazuje działanie narkotyczne. Osoby, które są chronicznie narażone na oddychanie powietrzem z zawartością acetaldehydu, mogą uskarżać się na podrażnienia błon śluzowych, bóle i zawroty głowy, podniecenie lub ospałość, problemy z układem pokarmowym, wysuszenie i pęknięcie skóry. Etanal został umieszczony na liście substancji podejrzanych o działanie rakotwórcze (OSHA), ponieważ nowotwory górnych dróg oddechowych przy ekspozycji na etanal potwierdzono na zwierzętach laboratoryjnych (NIOSH, 2005).

Akroleina (propenal) to substancja toksyczna, drażniąca i uczulająca. Pary wywołują łzawienie i ból oczu, zaczerwienienie spojówek, kaszel, ból gardła, uczucie pieczenia w nosie i utrudnienie oddychania. Może wystąpić obrzęk krtani z bezgłosem i dusznością. Akroleina znajduje się na liście 188 najbardziej niebezpiecznych zanieczyszczeń powietrza, zidentyfikowanych przez U.S. EPA (Seaman i in., 2007). Uważa się, że może działać synergistycznie z innymi kancerogenami i powodować nowotwory płuc. Niektóre badania wskazują na powiązania pomiędzy akroleiną a astmą u dzieci i nowotworami płuc u kobiet narażonych na opary z gotowania i smażenia (Leikauf, 2002). Najbardziej zauważalnym objawem, który występuje u wszystkich narażonych, jest jednak podrażnienie błon śluzowych nosa i gardła.

Aldehyd walerianowy (pentanal), heksanal oraz inne związki karbonyłowe mogą wywoływać podrażnienia skóry, oczu, nosa oraz układu oddechowego. Terpeny limonen

i pinen mogą powodować alergie, a limonen stanowi czynnik drażniący dla skóry i oczu.

Benzaldehyd działa drażniąco na błony śluzowe i skórę. Osoby, które są chronicznie narażone na oddychanie powietrzem z zawartością benzaldehydu, mogą uskarżać się na podrażnienia błon śluzowych, bóle i zawroty głowy, podniecenie lub ospałość, problemy z układem pokarmowym, wysuszenie i pękanie skóry.

1,4 dichlorobenzen (o-chlorobenzen), stosowany jako składnik odświeżaczy powietrza, na organizm człowieka działa narkotycznie, na skórę zaś drażniąco. Powoduje uszkodzenie układu nerwowego i narządów krwiotwórczych oraz zmiany zwyrodnieniowe wątroby i nerek. Jest bez trudu wchłaniany przez skórę. Na skórze 1,4-dichlorobenzen wywołuje wypryski i egzemy. 1,4-dichlorobenzen może zaostrzać choroby układu oddechowego, jak np. astma, gdyż działa drażniąco na błony śluzowe oczu i nosa (NIOSH, 2005).

Przy ocenie jakości powietrza wewnętrznego bada się także zawartość benzenu. Węch ludzki wyczuwa benzen przy stężeniu 1 ppm, powyżej 50 ppm ma działanie toksyczne. Benzen wykazuje bardzo dużą rozpuszczalność w tkance tłuszczowej. Po przyjęciu większych dawek gromadzi się w mózgu i wykazuje typowe działania narkotyczne. Benzen jest trucizną atakującą szpik kostny i związkami rakotwórczymi odpowiedzialnym prawdopodobnie za białaczkę. Pary benzenu nawet w niewielkim stężeniu, ale wdychane przez dłuższy czas, wykazują znaczne powinowactwo do szpiku kostnego i prowadzą do ciężkich zaburzeń w obrazie krwi. Przy narażeniu na śladowe stężenia może powodować podrażnienia błon śluzowych, układu oddechowego, bóle głowy, anoreksję, osłabienie i wyczerpanie organizmu.

Toluen jest jednym z najważniejszych zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego, obecny w mierzalnych stężeniach. Jego zapach jest wyczuwalny już przy około 2 ppm, natomiast staje się toksyczny przy stężeniu powyżej 200 ppm (OSHA REL 200 ppm, NIOSH REL 100 ppm – 375 mg/m<sup>3</sup>). Wchłaniany jest przez drogi oddechowe, skórę i z przewodu pokarmowego. Działa drażniąco na błony śluzowe (może wywoływać łzawienie trudne od zahamowania). Przy długotrwałym oddziaływaniu może wywołać zaburzenia ze strony ośrodkowego układu nerwowego (zaburzenia emocjonalne, zmęczenie lub euforię, zaburzenia koordynacji, bóle głowy, senność). Ma zdolność gromadzenia się w mózgu, nerkach i wątrobie, i może powodować uszkodzenia tych organów, szczególnie nerek (NIOSH, 2005).

Ksyleny – grupa 3 izomerów orto, meta i para mają podobne działanie toksykologiczne. Ksyleny są wyczuwalne przy 2 ppm, symptomy chorobowe zaczynają pojawiać się przy 10 ppm. NIOSH REL 100 ppm (435 mg/m<sup>3</sup>). Działają drażniąco na błony śluzowe oczu i nosa. Po dłuższym wdychaniu powoduje osłabienie koncentracji uwagi, zaburzenie wzroku i równowagi, podniecenie, bóle głowy, zaburzenia koordynacji, i zmiany w zakresie składników krwi, a nawet anoreksję, bóle żołądka, choroby skóry (NIOSH 2005).

Większość wyżej wymienionych substancji występuje jednak w niskich stężeniach, zwykle znacznie niższych niż wartości normowane. Występują jednak w mieszaninie i w połączeniu z zanieczyszczeniami mikrobiologicznymi oraz podwyższonym stężeniu ditlenku węgla (niedostateczna wentylacja) mogą powodować pogorszenie odczuwalnej jakości powietrza. Badania wykazują, że zła odczuwalna jakość powietrza ma wpływ nie tylko na zdrowie, ale i na samopoczucie a także na koncentrację, przyswajanie wiedzy, ma zatem szczególne znaczenie w pomieszczeniach biurowych i szkolnych. W skrajnych przypadkach rozpoznano dwa syndromy chorobowe, które wiąże się z jakością powietrza wewnętrznego, tzn. SBS - zespół chorego budynku, z ang. *Sick Building Syndrome* oraz BRI zespół chorób związanych z budynkiem (*Building Related Illnesses*).

Osoby zatrudnione na stanowiskach biurowych często skarżą się na zmęczenie, uczucie duszności, bóle i zawroty głowy, drażliwość, obniżenie zdolności koncentracji uwagi, zaburzenia pamięci, podrażnienie błon śluzowych oczu i górnych dróg oddechowych, zmiany skórne oraz nieżyty dróg oddechowych, które to objawy znikają wkrótce po opuszczeniu budynku. Według badań światowych, nawet w 70% badanych obiektów pracownicy skarżyli się na trzy najbardziej znaczące symptomy SBS tj. suchość oczu, suchość gardła i ból głowy (Lagoudi i in., 1996, Engelhart i in., 1999). Zdefiniowanie przyczyn SBS jest trudne, gdyż, zwykle powodowany jest on połączeniem wielu czynników fizycznych, chemicznych, biologicznych oraz psychicznych.

W roku 1982 Światowa Organizacja Zdrowia (World Health Organization) (WHO, 1982) przedstawiła definicję pojęcia "syndromu chorych budynków" (ang. Sick Building Syndrome - SBS. Zgodnie z tą definicją, budynek można nazwać chorym, jeśli "20% jego użytkowników stwierdza, że przyczyną objawów złego samopoczucia jest budynek, tzn., że objawy chorobowe pojawiają się i nasilają tylko w czasie przebywania w tym budynku, zaś znikają prawie natychmiast po jego opuszczeniu" (WHO, 1982). Chorym budynkiem nazywane jest więc pomieszczenie, w którym jego użytkownicy skarżą się na ogólne złe samopoczucie, przewlekłe bóle głowy, podrażnienia błon śluzowych oczu, nosa i gardła, stany uczuleniowe skóry, częste bóle głowy, zawroty, kłopoty z koncentracją, permanentne uczucie zmęczenia i otępienia, problemy z układem oddechowym, pokarmowym, a w skrajnych przypadkach także z układem nerwowym.

Schorzenia, które są następstwem przebywania w takim "chorym budynku" określa się pojęciem chorób związanych z budynkiem (ang. Building Related Illness -BRI).

Symptomy SBS są znane, ale wiedza o bezpośrednich przyczynach schorzenia nie jest wystarczająca. Zwykle oskarża się obecność różnorodnych zanieczyszczeń chemicznych, przede wszystkim lotnych związków organicznych i/lub bioaerozoli. Przy czym związki chemiczne występują zwykle w bardzo niskich stężeniach, jednak synergistyczny efekt obecności i oddziaływania wielu substancji może prowadzić do objawów SBS. Szczególnie wiele lotnych aldehydów i ketonów ma działanie drażniące błony śluzowe. Stąd za jedna z substancji odpowiadających za SBS uważa się formaldehyd.

Jakość powietrza wewnętrznego ma także wpływ na nasze samopoczucie i zdolność koncentracji, łatwość zapamiętywania. Prowadzono wiele badań wpływu odczuwalnej jakości powietrza na liczbę błędów w pisaniu, zdolność logicznego myślenia (rozwiązywanie sudoku). Badania wykazały pogorszenie o 6% zdolności koncentracji i zdolność przyswajania wiedzy u dzieci przy złej jakości powietrza (Wargoeki, 2011).

## Podsumowanie

Przedstawione zakresy stężeń lotnych związków organicznych występujących w powietrzu wewnętrznym nie wydają się wysokie, ale należy wziąć pod uwagę zarówno czas narażenia człowieka przebywającego w pomieszczeniach, jak i to że narażony jest na często kilkaset substancji.

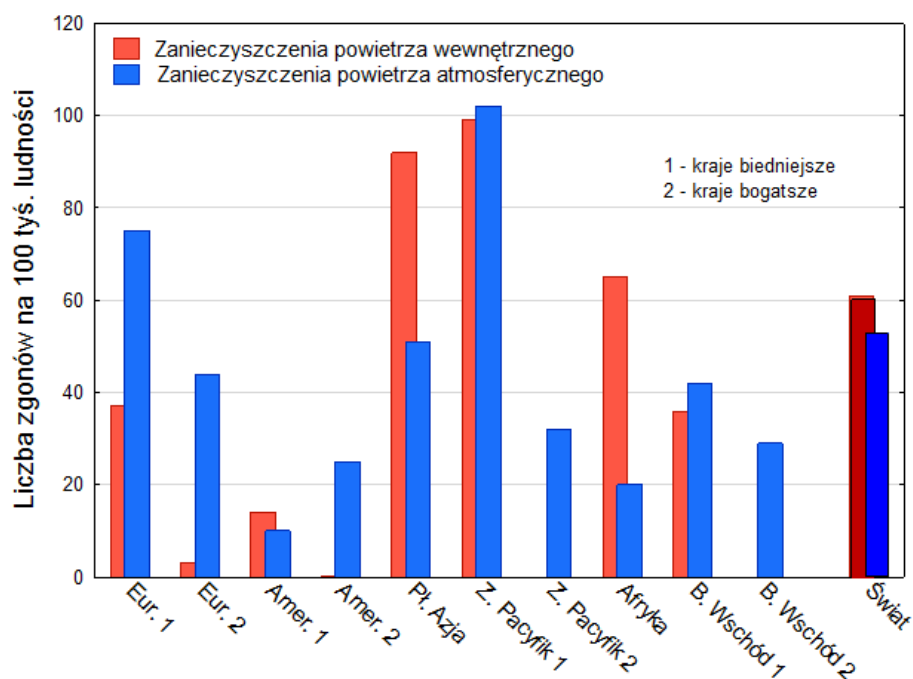
W skali globalnej zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego zajmują 4 pozycję na liście czynników ryzyka, po diecie, wysokim ciśnieniu i paleniu papierosów, przy czym palenie papierosów jest rozumiane jako narażenie na dym papierosowy zarówno z czynnego, jak i biernego palenia, w tym na ETS (Lim i in., 2012). Zanieczyszczenia aerozolowe powietrza atmosferycznego znajdują się dopiero na 9 miejscu tej listy. Zanieczyszczenia obydwu rodzajów powietrza zajmują takie same pozycje w rankingu czynników ryzyka

prowadzących do utraty lat życia skorygowanej niepełnosprawnością DALY (Disability-Adjusted Life Years). W przypadku Polski na liście czynników ryzyka zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego są dopiero na 9 miejscu. Są one jednak wyżej sklasyfikowane niż zanieczyszczenia aerozolowe powietrza atmosferycznego zajmujące 10 pozycję.

Według danych Światowej Organizacji Zdrowia w 2012 roku ok. 4,3 miliona ludzi zmarło przedwcześnie z powodu chorób wywołanych ekspozycją na zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego, których źródłem są procesy palenia w domowych piecach i paleniskach (WHO, 2014). W 2016 roku liczba zgonów z powodu tych chorób wynosiła ok. 3.8 miliona (WHO, 2018). Procentowy udział poszczególnych grup chorób był następujący:

- 27% zapalenie płuc,
- 18% udar (wylew),
- 27% choroba niedokrwienna serca,
- 20% przewlekła obturacyjna choroba płuc (POCHP),
- 8% nowotwory płuc.

Na rysunku 3 przedstawiono dane WHO na temat zgonów w wyniku narażenia na zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego w skali całego świata i z podziałem na regiony geograficzne i uwzględnieniu krajów o niskim i średnim dochodzie na mieszkańca i krajów o wysokich dochodach na mieszkańca.



Rys. 3 Współczynnik umieralności mieszkańców na skutek zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego i atmosferycznego w różnych regionach świata

Jak wynika z wykresów w skali świata wpływ powietrza wewnętrznego jest wyższy niż zewnętrznego. Wynika to przede wszystkim z tego że w krajach niżej rozwiniętych najważniejszym czynnikiem ryzyka są procesy spalania i otwarte źródła ognia.

Szacuje się, że w krajach o niskim i średnim poziomie dochodów, zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego w domach są również odpowiedzialne za 25% zgonów dorosłych na skutek przewlekłej obturacyjnej choroby płuc. Kobiety narażone na wysokie stężenia zanieczyszczeń powietrza emitowanych przez piece i paleniska domowe ponad dwukrotnie częściej zapadają na POCHP. Wśród mężczyzn ryzyko zachorowania na POCHP wskutek ekspozycji na zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego w domach jest prawie dwukrotnie większe z uwagi na znacznie większy wśród nich odsetek palących papierosy.

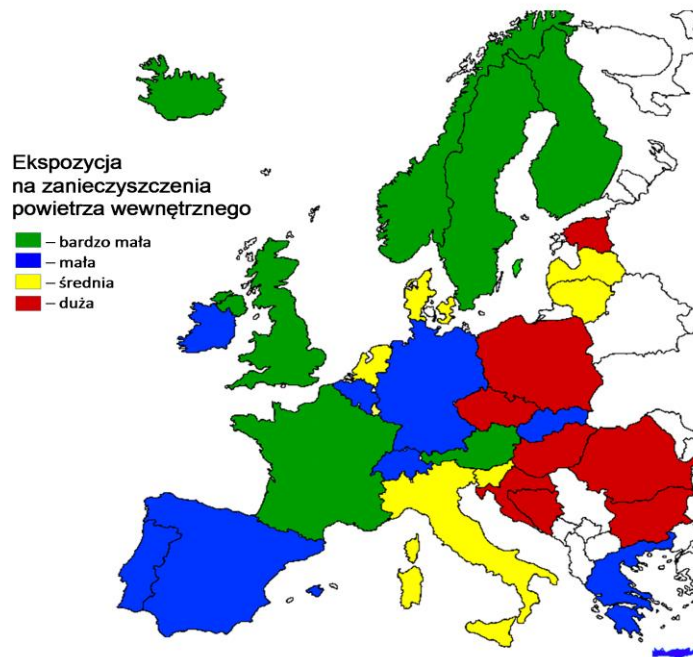
Zgodnie z danymi WHO, zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego w domach prawie dwukrotnie zwiększają ryzyko zachorowania na zapalenie płuc wśród dzieci. Są też odpowiedzialne za ok. 45% wszystkich zgonów na skutek zapalenia płuc dzieci do 5 roku życia. Zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego stwarzają również ryzyko ostrych infekcji dolnych dróg oddechowych wśród dorosłych i przyczyniają się do 28% wszystkich zgonów dorosłych spowodowanych przez zapalenie płuc.

Również 12% wszystkich zgonów na skutek udaru jest przypisywany ekspozycjom na zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego w domach. Z kolei zgony na choroby niedokrwienne serca, których przyczyną są zanieczyszczenia obecne w powietrzu wewnętrznym stanowią ok. 11% wszystkich zgonów na te choroby. Dodatkowo, około 17% przedwczesnych zgonów dorosłych na nowotwory płuc jest także przypisywanych zanieczyszczeniom emitowanym przez piece i domowe paleniska.

Zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego, w tym drobne i ultra drobne cząstki aerozolowe mogą powodować zapalenia dróg oddechowych i płuc, osłabiać układ odpornościowy oraz zmniejszać zdolność krwi do transportu tlenu. Istnieją też dowody na związki pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza wewnętrznego a niską wagą urodzeniową noworodków, gruźlicą, kataraktą, chorobami jamy nosowo-gardłowej i nowotworami krtani.

Umieralność na wyszczególnione grupy chorób, w tym szczególnie na choroby niedokrwienne serca, udary, zapalenia płuc i nowotwory płuc jest potęgowana przez inne czynniki ryzyka występujące w środowisku wewnętrznym. Spośród wielu czynników ryzyka do najważniejszych w środowisku wewnętrznym zalicza się aktywne i bierne palenie papierosów.

Sytuacja w Europie jest odmienna. Jednak Polska znajduje się wśród krajów europejskich o niskich i średnich dochodach na mieszkańca (Eur 1). Jak wynika z wykresu zagrożenia w wyniku narażenia na powietrze zewnętrzne są w tych krajach prawie dwukrotnie wyższe niż w krajach o wysokich dochodach (Eur 2). Jeszcze większa różnica występuje przy narażeniu na zanieczyszczenia z powietrza wewnętrznego (dla krajów europejskich o niskich dochodach na mieszkańca jest ono prawie 10-krotnie wyższe niż dla krajów o wysokich dochodach). Podsumowaniem może być zatem rysunek 4, na którym przedstawiono mapę Europy z podziałem na 4 kategorie krajów, zależnie od jakości powietrza w pomieszczeniach. Polska znajduje się wśród oznaczonych na czerwono krajów o najgorszej jakości.



Rys. 4 Kraje Europy podzielone na 4 kategorie zależnie od ekspozycji na zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego (wg. Jantunen i in. 2011)

Niezbędne jest zatem wykonanie zakrojonych na szerszą skalę badań jakości powietrza wewnętrznego w Polsce, szczególnie w placówkach edukacyjnych. Konieczne jest opracowanie odpowiednich regulacji prawnych.

#### Literatura

1. Acevedo-Bolton, V., Ott, W.R., Cheng, K.C., Jiang, R.T., Klepeis, N.E., Hildemann, L.M., 2014. Controlled experiments measuring personal exposure to PM<sub>2.5</sub> in close proximity to cigarette smoking. *Indoor Air*, 24: 199-212.
2. Agarwal, N., Nagendra, S.S., 2016. Modelling of particulate matters distribution inside the multilevel urban classrooms in tropical climate for exposure assessment. *Building and Environment* 102: 73-82.
3. Amato, F., Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Bouso, L., Reche, C., ÁlvarezPedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., Querol, X., 2014. Sources of indoor and outdoor PM<sub>2.5</sub> concentrations in primary schools. *Science of the Total Environment* 490: 757-765.
4. Arts J., Rennen M. & Heer C., 2006. Inhaled formaldehyde: Evaluation of sensory irritation in relation to carcinogenicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 44: 144-160.

5. Báez A., Padilla H., Garcia R., Torres M., Rosas I. & Belmont R., 2003. Carbonyl levels in indoor and outdoor air in Mexico City and Xalapa, Mexico. *The Science of the Total Environment* 302: 211–226.
6. Batterman S., Hatzivasilis G., Jia C., 2006. Concentrations and emissions of gasoline and other vapors from residential vehicle garages. *Atmospheric Environment* 40: 1828–1844.
7. Borgini A., Tittarelli A., Ricci C., Bertoldi M., De Saeger E., Crosignani P., 2011. Personal exposure to PM<sub>2.5</sub> among high-school students in Milan and background measurements: The EuroLifeNet study, *Atmospheric Environment* 25(45), 4147–4151.
8. Branco, P.T.B.S., Alvim Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., Sousa, S.I.V. , 2014. Indoor air quality in urban nurseries at Porto city: Particulate matter assessment. *Atmospheric Environment* 84: 133–143.
9. Braniš M., Šafránek J., 2011. Characterization of coarse particulate matter in school gyms, *Environmental Research* 111(4): 485–91.
10. Brickus L.S.R., Cardoso J.N. & De Auino Neto F.R., 1998. Distribution of indoor and outdoor air pollutants in Rio de Janeiro, Brazil: Implication to indoor air quality in Bayside offices. *Environ. Sci. Technol.* 32: 3485–3490.
11. Buonanno G., Marini S., Morawska L., Fuoco F. C., 2012, Individual Dose and Exposure of Italian Children to Ultrafine Particles, *Science of the Total Environment* 438, 271–277.
12. Burgos, S., P. Ruiz, R. Koifman, 2013. Changes to indoor air quality as a result of relocating families from slums to public housing. *Atmos. Environ.*, 70: 179–185.
13. Cavalcante R.M., Campelo C.S., Barbosa M.J., Silveira E.R., Carvalho T.V. & Nascimento R.F., 2006. Determination of carbonyl compounds in air and cancer risk assessment in an academic institute in Fortaleza, Brazil. *Atmospheric Environment* 40: 5701–5711.
14. Cavalcante R.M., Seyffert B. H., Montes D’Oca M.G, Nascimento R.F., Campelo C.S., Pinto I.S., Anjos F.B. & Costa A.H.R., 2005. Exposure to assessment for formaldehyde and acetaldehyde in the workplace. *Indoor and Build Environment* 14: 165–172.
15. Chan W., Lee S.-C., Chen Y., Mak B., Wong K., Chan C.-S., Zheng C., Guo X., 2009. Indoor air quality in new hotels’ guest rooms of the major world factory region. *International Journal of Hospitality Management* 28: 26–32.
16. Chithra V.S and Nagendra S.M, 2018. A review of scientific evidence on indoor Air of school building: pollutants, sources, health effects and management. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 12: 87–108.
17. Dassonville C., Demattei C., Laurent A.-M., Le Moullec Y., Seta N., Momas I., 2009. Assessment and predictor determination in indoor aldehyde levels in Paris newborn babies’ homes. *Indoor Air* 19: 314–323.
18. Dorizas, P.V., Assimakopoulos, M.N., Helmis, C., Santamouris, M., 2015. An integrated evaluation study of the ventilation rate, the exposure and the indoor air quality in naturally ventilated classrooms in the Mediterranean region during spring. *Science of the Total Environment*, 502, 557–570.
19. Dudzińska M., Staszowska A., Połednik B., 2009. Preliminary Study of Effect of Furniture and Finishing Materials on Formaldehyde and Acrolein Concentrations in Office Rooms. *Environment Protection Engineering*, 35(3): 225–233.
20. Elbayoumi, M., Ramli N.A., Yusof, N.F.F.M., Madhoun, W.A., 2013. Spatial and seasonal variation of particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>) in Middle Eastern classrooms, *Atmospheric Environment*, 80: 389–397.



21. Engelhart S., Burchardt H., Neumann R., Ewers U., Exner M. & Kramer M. H., 1999. Sick Building Syndrome in an Office Building Formerly Used by a Pharmaceutical Company: A Case Study. *Indoor Air* 9: 139–143.
22. Gilbert N.L., Guay M., Miller J.D., Judek S., Chan C.C. & Dales R.E., 2005. Levels and determinants of formaldehyde, acetaldehyde, and acrolein in residential indoor air in Prince Edward Island, Canada. *Environmental Research* 99: 11–17.
23. Guo H., Kwok N.H., Cheng H.R., Lee S.C., Hung W.T., Li Y.S., 2009. Formaldehyde and volatile organic compounds in Hong Kong homes: concentrations and impact factors. *Indoor Air* 19: 206–217.
24. Habil, M., Massey, D.D. , Taneja, A., 2013. Exposure of children studying in schools of India to PM levels and metal contamination: sources and their identification. *Air Qual Atmos Health* 6: 575.
25. Heudorf U., Neitzert V., Spark J., 2009. Particulate matter and carbon dioxide in classrooms - The impact of cleaning and ventilation, *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 212, 45–55
26. Hippelein M., 2006. Analysing selected VVOCs in indoor air with solid phasemicroextraction (SPME): A case study. *Chemosphere* 65: 271–277.
27. Hodgson A.T., Beal D. & McIlvaine J.E.R., 2002. Sources of formaldehyde, other aldehydes and terpenes in a new manufactured house. *Indoor Air* 12: 235–242.
28. Hodgson A.T., Rudd A.F. Beal D. & Chandra S., 2000. Volatile organic compounds concentrations and emission rates in new manufactured and site-built homes. *Indoor Air* 10: 178-192.
29. Huang, K., Song, J., Feng, G., Chang, Q., Jiang, B., Wang, J., Sun, W., Li, H., Wang, J., Fang, X., 2018. Indoor air quality analysis of residential buildings in northeast China based on field measurements and longtime monitoring, *Building and Environment*, 144: 171–183.
30. IARC, 2006. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol, Volume 88.
31. Jantunen M., Oliveira Fernandes E., Carrer P., Kephelopoulos S., 2011. Promoting actions for healthy indoor air (IAIAQ). European Commission Directorate General for Health and Consumers. Luxembourg).
32. Jovanović, M., Vučićević, B., Turanjanin, V., Živković, M., Spasojević, V. , 2014. Investigation of indoor and outdoor air quality of the classrooms at a school in Serbia. *Energy* 77: 42-48.
33. Kato Y., Shinohara N., Yoshinaga J., Uchida M., Matsuda A., Yoneda M., Shibata Y., 2008. Determination of 14C/12C of acetaldehyde in indoors air by compound specific radiocarbon analysis. *Atmospheric Environment* 42: 1049–1056.
34. Król S., Namieśnik J., Zabiegała B., 2014. Pinene, 3-carene and d-limonene in indoor air of Polish apartments: The impact on air quality and human exposure. *Science of the Total Environment* 468-469: 985–995.
35. Lagoudi A., Loizidou M., Santamouris M., Asimakopoulos D., 1996, Symptoms experienced, environmental factors and energy consumption in office building, *Energy and Buildings* 24: 237–243.
36. Lee S. C. & Chang M., 2000. Indoor and outdoor air quality investigation at schools in Hong Kong. *Chemosphere* 41: 109–113.
37. Lee S.-C., Guo H., Li W.-M., Chan L.-Y., 2002. Inter-comparison of air pollutant concentrations in different indoor environments in Hong Kong. *Atmospheric Environment* 36: 1929–1940.

38. Lee S.-C., Li W.-M., Ao C.-H., 2002. Investigation of indoor air quality at residential homes in Hong Kong – case study. *Atmospheric Environment* 36: 225–237.
39. Leikauf G.D., 2002. Hazardous air pollutants and asthma. *Environ. Health Perspect.* 110: 505–526.
40. Li W.-M., Lee S.C., Chan L.Y., 2001. Indoor air quality at nine shopping malls in Hong Kong. *The Science of the Total Environment* 273: 27–40.
41. Loffredo C.A., Tang Z., Momen, M., Makambi, K., Radwan, G. N., Aboul-Foutoh, A., 2016. PM<sub>2.5</sub> as a marker of exposure to tobacco smoke and other sources of particulate matter in Cairo, Egypt. *The International Journal of Tuberculosis and Lung Disease*, 20: 417–422.
42. Marchand C., Le Calve S., Mirabel Ph., Glasser N., Casset A., Schneider N. & de Blay F., 2008. Concentrations and determinants of gaseous aldehydes in 162 homes in Strasbourg (France). *Atmospheric Environment* 42: 505–516.
43. Mullen N. A., Bhangar S., Hering S. V., Kreisberg N. M., Nazaroff W. W., 2011, Ultrafine particle concentrations and exposures in six elementary school classrooms in northern California, *Indoor Air* 21, 77–87.
44. NIOSH 2005. NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards, 2005. National Institute for Occupational Safety and Health, USA.
45. Mazaheri, M., Reche, C., Rivas, I., Crilley, L.R., Álvarez Pedrerol, M., Viana, M., Tobias, A., Alastuey, A., Sunyer, J., Querol, X., Morawska, L., 2016. Variability in exposure to ambient ultrafine particles in urban schools: Comparative assessment between Australia and Spain. *Environment International* 88: 142–149.
46. McNamara M., Thornburg J.E., Ward T., Noonan C., 2013. Coarse particulate matter and airborne endotoxin within wood stove homes. *Indoor Air*, 23: 498–505.
47. L. Morawska, L., Ayoko, G.A., Bae, G.N., Buonanno, G., Chao, C.Y.H., Clifford, S., Fu, S.C., Hänninen, O., He, C., Isaxon, C., Mazaheri, M., Salthammer, T., Waring, M.S., Wierzbicka, A., 2017. Airborne particles in indoor environment of homes, schools, offices and aged care facilities: The main routes of exposure, *Environment International* 108: 75-83.
48. Morawska L., He C., Johnson G., Guo H., Uhde E., Ayoko G., 2009, Ultrafine particles in indoor air of a school: possible role of secondary organic aerosols, *Environmental and Science Technology* 43: 9103–9109.
49. Mu, L., Liu, L., Niu, R., Zhao, B., Shi, J., Li, Y., Swanson, M., Scheider, W., Su, J., Chang, S., Yu, S., Zhang, Z., 2013. *Cancer Causes Control*, 24: 439–450.
50. Namieśnik, J., Górecki T., Kozdroń-Zabiegała B., Łukasiak J., 1992. Indoor Air Quality (IAQ), pollutants, their sources and concentration levels. *Building and Environment*, 27: 339–356.
51. Offermann F., Brenna S., Hodgson A., Jenkins P., Phillips T., Robertson J., Springer D., Woo T., 2008, Window usage, ventilation, and formaldehyde concentrations in new California homes. *Indoor Air* 2008, Copenhagen, Denmark, Paper ID 767.
52. Osawa H., Hayashi M., 2009. Status of the indoor air chemical pollution in Japanese houses based on the nationwide field survey from 2000 to 2005. *Building and Environment* 44: 1330–1336.
53. Park J.S., Ikeda K., 2003. Database system, AFoDAS/AVODAS, on indoor air organic compounds in Japan. *Indoor Air* 13 (Suppl. 6): 35–41.
54. Pekey B., Bozkurt Z. B., Pekey H., Doğan G., Zararsız A., Efe N., Tuncel G., 2010, Indoor/outdoor concentrations and elemental composition of PM<sub>10</sub>/PM<sub>2.5</sub> in urban/industrial areas of Kocaeli City, Turkey, *Indoor Air* 20: 112–125.

55. Polednik, B., 2013. Particulate matter and student exposure in school classrooms in Lublin, Poland, *Environmental Research*, 120: 134–139.
56. Polednik B., Dudzińska M. R., 2011, Thermal conditions and aerosol particle number concentration in a lecture room, *Management of Indoor Air Quality*, Dudzińska (ed), Taylor & Francis Group, London, 101–107.
57. Raysoni, A.U., Stock, T.H., Sarnat J.A., Montoya Sosa T., Ebel Sarnat S., Holguin F., Greenwald R., Johnson, B., Wen-Whai Li, 2013. Characterization of traffic-related air pollutant metrics at four schools in El Paso, Texas, USA: Implications for exposure assessment and siting schools in urban areas, *Atmospheric Environment*, 80:140–151.
58. Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Bouso, L., Pandolfi, M., AlvarezPedrerol, M., Forns, J., Alastuey, A., Sunyer, J., Querol, X. 2015. Outdoor infiltration and indoor contribution of UFP and BC, OC, secondary inorganic ions and metals in PM<sub>2.5</sub> in schools. *Atmospheric Environment* 106: 129–138
59. Rovelli, S.; Cattaneo, A.; Nuzzi, C.P.; Spinazzè, A.; Piazza, S.; Carrer, P.; Cavallo, D.M., 2014. Airborne Particulate Matter in School Classrooms of Northern Italy. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 11: 1398–1421.
60. Sakai K., Norback D., Mi Y., Shibata E., Kamijima M., Yamada T. & Takeuchi Y., 2004. A comparison of indoor air pollutants in Japan and Sweden: formaldehyde, nitrogen dioxide, and chlorinated volatile organic compounds. *Environmental Research* 94: 75–85.
61. Salonen H., Pasanen A-L., Lappalainen S., Riuttala H., Tuomi T., Pasanen P., Back B., Reijula K., 2008. Common VOCs and formaldehyde in indoor air of Finish office buildings. *Indoor Air* 2008: Paper ID–17.
62. Schneider P., Gebefugi I., Richter K., Wolke G., Schnelle J., Wichmann H.-E., Heinrich J., 2001. INGA Study Group, Indoor and outdoor BTX levels in German cities. *The Science of the Total Environment* 267: 41–51.
63. Seaman V.Y., Bennett D.H. & Cahill T.M., 2007. Origin, occurrence, and source emission rate of acrolein in residential indoor air. *Environ. Sci. Technol.* 41: 6940–6946.
64. Stabile L., Buonanno G., Avino P., Fuoco F. C., 2013, Dimensional and Chemical Characterization of Airborne Particles in Schools: Respiratory Effects in Children, *Aerosol and Air Quality Research* 13, 887–900.
65. Sunesson A.-L., Rosen I., Stenberg B., Sjoström M., 2006. Multivariate evaluation of VOCs in buildings where people with non-specific building-related symptoms perceive health problems and in building where they do not. *Indoor Air* 16: 383–391.
66. Tuomainen M., Pasanen A.-L., Tuomainen A., Liesivuori J., Juovonen P., 2001. Usefulness of the Finish classification of indoor climate, construction and finishing materials: comparison of indoor climate between two new block of flats in Finland. *Atmospheric Environment* 35: 305–313.
67. van der Zee, S.C., Strak, M., Dijkema, M.B.A., Brunek reef, B., Janssen, N.A.H., 2016. The impact of particle filtration on indoor air quality in a classroom near a highway. *Indoor Air* doi:10.1111/ina.12308.
68. Van Winkle M.R & Scheff P., 2001. Volatile organic compounds, polyaromatic hydrocarbons and elements in the air of ten urban homes. *Indoor Air* 11: 49–64.
69. Viegas S., Prista J., 2008. Formaldehyde in new dwellings, *Indoor Air* 2008, Copenhagen, Denmark, Paper ID–1088.
70. Wargocki, P., 2011. Productivity and Health Effects og High Indoor Air Quality. *Encyclopedia of Environmental Health*, pp.688–693.

71. WHO, 1982, Indoor Air Pollutants: Exposure and Health Effects, Copenhagen, WHO Regional Office for Europe (Euro Reports and Studies no. 78).
72. WHO 1983, Reports Studies 78, 1983, World Health Organization.
73. WHO, 2002, Right to Healthy Indoor Air
74. WHO 2010: WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants,
75. WHO, 2014, WHO guidelines for indoor air quality - household fuel combustion
76. WHO, 2018, Household air pollution and health.
77. Wolkoff P., 1995. Volatile organic compounds – sources, measurements, emissions, and the impact on indoor air quality. *Indoor Air* (Suppl. No 3) 1–73.
78. Wolkoff P. & Kjaergaard S.K., 2007. The dichotomy of relative humidity on indoor air quality. *Environ. International* 33: 850–857.
79. Wolkoff P., Wilkins C.K., Clausen P.A. & Nielsen G. D., 2006. Organic compounds in office environments- sensory irritation, odor, measurements and the role of reactive chemistry. *Indoor Air* 16: 7–19.
80. Zhang Q., Zhu Y., 2012, Characterizing ultrafine particles and other air pollutants at five schools in South Texas, *Indoor Air* 22, 33–42.
81. Zhang, H., Xie, J., Yoshino, H., Yanagi, U., Hasegawa, K., Kagi, N., Lian, Z., Thermal and environmental conditions in Shanghai households: Risk factors for childhood health. 2016. *Building and Environment*, 104: 35–46.
82. Zhao Y., Chen B., Guo Y., Peng F., Zhao J., 2004. Indoor air environment of residential buildings in Dalian, China. *Energy and Buildings* 36: 1235–1239.
83. Zwoździak, A., Sówka, I., Krupińska, B., Zwoździak, J., Nych, A., 2013. Infiltration or indoor sources as determinants of the elemental composition of particulate matter inside a school in Wrocław, Poland?. *Building and Environment* 66, 173–180.

## Wpływ zanieczyszczeń komunikacyjnych na stan powietrza w Lublinie

*Bernard Polednik, Łukasz Guz, Adam Piotrowicz, Lucjan Pawłowski  
Politechnika Lubelska, Wydział Inżynierii Środowiska*

### Wstęp

Stężenie cząstek aerozolowych jest jednym z ważniejszych parametrów określających jakość powietrza w miastach. Wynika to między innymi z faktu, że cząstki te mogą zawierać różnorodne substancje toksyczne, wśród których wymienia się wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, w tym rakotwórczy benzo(a)piren, metale ciężkie oraz dioksyny i furany. W miastach europejskich, także w Polsce, najczęściej monitorowane są masowe stężenia PM<sub>10</sub> oraz PM<sub>2,5</sub> – cząstek o średnicach aerodynamicznych mniejszych odpowiednio od 10 μm oraz 2,5 μm. Dla takich cząstek dopuszczalne wartości stężeń w powietrzu określone zostały w dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (dyrektywa CAFE). Zapisy dyrektywy zostały uwzględnione w prawodawstwie polskim w postaci Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu określającego dopuszczalne średniodobowe i średnioroczne poziomy stężenia PM<sub>10</sub> wynoszące odpowiednio 50 i 40 μg/m<sup>3</sup> (Dz.U. z 2012 r. poz. 1031). Wyróżniono także poziom informowania oraz poziom alarmowy. Pierwszy z nich definiowany jest jako stężenie substancji w powietrzu, po przekroczeniu którego istnieje zagrożenie zdrowia ludzkiego spowodowane krótkotrwałym narażeniem na działanie zanieczyszczeń wrażliwych grup ludności, które wymaga natychmiastowej i właściwej informacji. Z kolei jako poziom alarmowy rozumiany jest taki poziom substancji w powietrzu, w przypadku którego nawet krótkotrwałe przekroczenie może spowodować zagrożenie dla zdrowia ludzi. W Polsce oba poziomy wynoszą odpowiednio 200 i 300 μg/m<sup>3</sup>. Rozporządzenie określa również dopuszczalne stężenie średnioroczne dla cząstek PM<sub>2,5</sub>, które ustalone zostało na poziomie 25 μg/m<sup>3</sup> (20 μg/m<sup>3</sup> po 2020 r.).

Stężenia podstawowych zanieczyszczeń powietrza monitorowane są przez wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska na stacjach pomiarowych tworzących sieć Państwowego Monitoringu Środowiska. Ze względu na lokalizację i związany z tym dominujący rodzaj źródła zanieczyszczeń wyróżniono trzy typy stacji: przemysłowe, komunikacyjne, oraz, najbardziej liczne, stacje tła. Stacje typu komunikacyjnego, które położone są w pobliżu dróg, mają za zadanie dostarczyć informacji na temat zanieczyszczeń powietrza emitowanych z transportu drogowego. Zakres prowadzonych pomiarów dopasowany do specyfiki emitowanych zanieczyszczeń (emisja spalinowa i pozaspalinowa) stanowi podstawę do oceny wpływu zanieczyszczeń pochodzenia komunikacyjnego na jakość powietrza.

Obecnie, coraz powszechniej uświadamiany jest fakt, że im mniejsza wielkość wdychanych cząstek, tym ich oddziaływanie na organizm jest bardziej szkodliwe.

Kwestie te porusza między innymi dokument WHO, w którym stwierdzono, że najdrobniejsze cząstki o nanometrowych rozmiarach stanowią większe zagrożenie dla zdrowia niż cząstki o rozmiarach mikrometrowych (WHO 2013).

Dlatego też w przeprowadzanych obecnie badaniach zdecydowanie więcej uwagi poświęca się stężeniom w powietrzu tzw. ultra drobnych cząstek (UFP, ang. Ultra Fine Particles), których średnice są mniejsze od 100 nm (Joodatnia i in. 2013, Sturm 2016).

Przy monitorowaniu jakości powietrza w miastach ważnym wskaźnikiem może być też udział UFP w całkowitej koncentracji cząstek w powietrzu. Pewnym utrudnieniem przy monitorowaniu UFP w miastach jest to, że cząstki te podlegają ciągłym przemianom zarówno pod względem fizycznym, jak i chemicznym (Sabaliauskas i in. 2012). Zmienność w czasie i przestrzeni parametrów charakteryzujących cząstki obecne w miejskim powietrzu warunkowana jest dużą liczbą czynników. Zalicza się do nich między innymi kierunek i siłę wiatru, inwersję temperatury oraz rodzaj miejskiej zabudowy (Buccolieri i in. 2010). Relatywnie wysoka zabudowa może w znacznym stopniu ograniczać wymianę powietrza w mieście. Wytwarza się wówczas tak zwany baldachim miejski (UCL, ang. Urban Canopy Layer), którego grubość uzależniona jest głównie od wysokości budynków. Istotne znaczenie mogą mieć również tzw. kaniony uliczne. W głębokich kanionach ulicznych koncentracje UFP mogą być wielokrotnie wyższe niż w przestrzeni ponad warstwą graniczną (UBL, ang. Urban Boundary Layer), gdzie masy powietrza nie podlegają oddziaływaniom zurbanizowanego terenu (Kumari in. 2014).

Brak uregulowań prawnych dotyczących akceptowalnych oraz granicznych koncentracji UFP, a także utrudnienia związane z ich pomiarem powodują, że koncentracje tych cząstek nie są jak do tej pory rutynowo i w sposób ciągły monitorowane w żadnym europejskim mieście (Kumar i in. 2013, Sharma i in. 2013).

### **Transport drogowy jako źródło aerozolowych zanieczyszczeń powietrza**

Obecne w powietrzu zanieczyszczenia aerozolowe mogą pochodzić z naturalnych lub antropogenicznych źródeł. Do tych ostatnich zaliczane są między innymi procesy energetycznego spalania paliw oraz transport i komunikacja. W Europie Środkowej i Wschodniej procentowy udział poszczególnych źródeł w emisji PM<sub>2,5</sub> jest następujący: paleniska domowe – 32%, ruch drogowy – 19%, przemysł – 17%, naturalne źródła – 16% oraz inne antropogeniczne źródła – 16%. W przypadku cząstek PM<sub>10</sub> udział palenisk domowych jest jeszcze większy i wynosi 45%. W następnej kolejności za emisje PM<sub>10</sub> odpowiedzialne są inne niesprecyzowane antropogeniczne źródła – 26%, przemysł – 18%, ruch drogowy – 8% i źródła naturalne – 3% (Karagulian i in. 2015). Rozpatrując wielkości emitowanych cząstek powszechnie uważa się, że procesy spalania w paleniskach domowych są głównie źródłem cząstek grubych (>2,5 μm), natomiast silniki spalinowe pojazdów emitują cząstki drobne (<2,5 μm) (Ketzler i in. 2007, Karjalainen i in. 2014). Substancje emitowane z silników pojazdów oraz emisje pozaspalinowe i wtórne, np. powodowane ścieraniem opon, okładzin hamulcowych, nawierzchni jezdni czy ułożeniem jezdni, istotnie przyczyniają się do wzrostu stężenia zanieczyszczeń na drogach, jak i w ich najbliższym otoczeniu. W konsekwencji jakość powietrza wdychanego przez użytkowników dróg ulega znacznemu pogorszeniu. Poza cząstkami PM<sub>2,5</sub> oraz PM<sub>10</sub> transport drogowy jest również źródłem takich zanieczyszczeń jak tlenki azotu, tlenek węgla i lotne związki organiczne. Zgodnie z danymi raportowanymi przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE) w Tabeli 1 zestawiono wielkość emisji wybranych zanieczyszczeń powietrza pochodzących z transportu drogowego oraz całkowitą emisję tych zanieczyszczeń w 2016 roku.

Tabela 1. Emisja wybranych zanieczyszczeń powietrza z transportu drogowego w 2016 r. (KOBiZE 2018)

| Rodzaj zanieczyszczenia | PM <sub>2,5</sub> | Tlenki azotu     | Tlenek węgla     | NMLZO           | Ditlenek siarki |
|-------------------------|-------------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------|
|                         | tys. Mg           |                  |                  |                 |                 |
| całkowita emisja        | 145,5             | 726,4            | 2505,6           | 608,9           | 581,5           |
| transport drogowy       | 10,6<br>(7,3%)    | 231,2<br>(31,8%) | 502,4<br>(20,1%) | 63,4<br>(10,4%) | 0,0004<br>-     |

Transport drogowy stanowił dominujące źródło emisji tlenków azotu (31,8%) oraz znaczące źródło emisji tlenku węgla (20,1%) i niemetanowych lotnych związków organicznych NMLZO (10,4%). W przypadku cząstek PM<sub>2,5</sub> udział transportu drogowego wyniósł 7,3%, a w przypadku całkowitego pyłu zawieszonego 4,1% (nie zestawiono w tabeli). Warte podkreślenia jest jednocześnie znikomo mała wielkość emisji, stanowiącego w przeszłości duży problem, ditlenku siarki.

W Tabeli 2 przedstawiono wielkość emisji wybranych metali ciężkich pochodzących z transportu drogowego w stosunku do całkowitej emisji w 2016 roku. W większości przypadków udział transportu nie jest znaczący. Dla kadmu, miedzi i ołowiu głównym źródłem emisji były procesy spalania w przemyśle, natomiast dla chromu, cynku i niklu procesy spalania poza przemysłem. Z kolei w Tabeli 3 zestawiono emisję niektórych trwałych zanieczyszczeń organicznych, dla których źródłem był transport drogowy w 2016 roku. W przypadku dioksyn i furanów emisję wyrażono w gramach równoważnika toksyczności I-TEQ będącego wskaźnikiem toksyczności względnej odniesionej do najbardziej toksycznej dioksyny – 2,3,7,8-TCDD o przypisanej wartości 1.

Tabela 2. Emisja metali ciężkich z transportu drogowego w 2016 r. (KOBiZE 2018)

| Rodzaj zanieczyszczenia | Chrom          | Cynk           | Kadm              | Miedź           | Nikiel          | Ołów           |
|-------------------------|----------------|----------------|-------------------|-----------------|-----------------|----------------|
|                         | Mg             |                |                   |                 |                 |                |
| całkowita emisja        | 33,9           | 836,8          | 13,1              | 316,5           | 82,4            | 418,3          |
| transport drogowy       | 2,49<br>(7,3%) | 20,3<br>(2,4%) | 0,0311<br>(0,24%) | 52,1<br>(16,5%) | 0,387<br>(0,5%) | 6,43<br>(1,5%) |

Tabela 3. Emisja trwałych zanieczyszczeń organicznych pochodzących z transportu drogowego w 2016 r. (KOBiZE 2018)

| Rodzaj zanieczyszczenia | Dioksyny i furany (PCDD/F) | Polichlorowane bifenyle (PCB) | WWA           |
|-------------------------|----------------------------|-------------------------------|---------------|
|                         | g I-TEQ                    | kg                            | Mg            |
| całkowita emisja        | 282,3                      | 634,3                         | 146,3         |
| transport drogowy       | 7,0<br>(2,5%)              | -                             | 1,1<br>(0,8%) |

I-TEQ – równoważnik toksyczności (*Toxic Equivalent*)

Całkowita emisja WWA dotyczy natomiast czterech przedstawicieli, tj. benzo(a)pirenu, benzo(b)fluorantenu, benzo(k)fluorantenu i indeno(1,2,3-cd)pirenu. Dioksyne i furany emitowane są w największym stopniu przez procesy spalania poza przemysłem i w przemyśle, a także w wyniku zagospodarowania odpadów. Dominującym źródłem WWA są procesy spalania poza przemysłem i procesy produkcyjne (produkcja koksu).

W Lublinie, zgodnie z Raportem Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2017 roku (WIOŚ 2018), roczna całkowita emisja cząstek PM10 ze źródeł liniowych, jakimi są drogi i inne szlaki komunikacyjne, wynosiła w 2017 r. 2334,1 Mg/rok, co stanowiło ok. 9,4% całkowitej emisji tych zanieczyszczeń (Tabela 4). O wielkości emisji liniowej w głównej mierze decydują zanieczyszczenia pochodzące z tras komunikacyjnych.

Tabela 4. Szacowana emisja cząstek aerozolowych PM10 z obszaru województwa lubelskiego w 2017 r. (WIOŚ 2018)

| Rodzaj emisji    | Ilość [Mg/rok] |
|------------------|----------------|
| powierzchniowa   | 15 798,0       |
| liniowa          | 2 334,1        |
| punktowa         | 1 653,1        |
| z rolnictwa      | 4 103,9        |
| niezorganizowana | 924,4          |
| Łączna emisja    | 24 813,5       |

Według danych GUS, w roku 2016 województwo lubelskie zajmowało 9 miejsce w kraju pod względem wielkości emisji cząstek aerozolowych z zakładów szczególnie uciążliwych. W aglomeracji lubelskiej średnie roczne stężenie cząstek PM2,5 w 2016 r. wynosiło 22,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , co wśród 12 aglomeracji dało 7 miejsce. W przypadku PM10 średnioroczne stężenie wynosiło 28  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , co przełożyło się na 9 miejsce w kraju. W tym samym roku dla ditlenku azotu średnie roczne stężenie na poziomie 22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  umieściło aglomerację lubelską na 8 pozycji. W województwie lubelskim, podobnie jak w pozostałych województwach, w roku 2016 wystąpiły przekroczenia poziomu docelowego dla benzo(a)pirenu wynoszącego 1  $\text{ng}/\text{m}^3$ . W aglomeracji lubelskiej średnie roczne stężenie tego zanieczyszczenia wynosiło 1,76  $\text{ng}/\text{m}^3$  (10 miejsce wśród aglomeracji).

Zgodnie z informacją opublikowaną przez holenderską firmę TomTom specjalizującą się w opracowywaniu map do nawigacji wykorzystywanych w samochodach na całym świecie, Lublin jest jednym z najbardziej zakorkowanych miast w Europie. W rankingu ogłoszonym w 2017 roku, sporządzonym w oparciu o wieloletnie obserwacje i pomiary, przy wykorzystaniu różnorodnych źródeł danych, np. pozyskiwanych od użytkowników aplikacji i mobilnych nawigacji samochodowych czy raportowanych przez służby miejskie wykorzystujące ciągłe systemy monitorowania, Lublin uplasował się na 12 pozycji – tuż za Rzymem, wyprzedzając Paryż i Brukselę (odpowiednio 14 i 15 miejsce). Dla porównania Warszawa w tym rankingu zajęła dopiero 19 pozycję (TomTom 2017). Według tego samego źródła mieszkańcy Lublina w ciągu każdego dnia spędzają przeciętnie 37 minut w ulicznych korkach, co w skali roku daje ok. 140 godzin. Poranny szczyt przypada na godz. 7–8, a popołudniowy na godz. 15–16.



Badania Paasonen i in. (2013) wykazały, że głównym źródłem emisji cząstek o wielkości poniżej 300 nm jest transport drogowy (ponad 60%), transport morski i powietrzny (19%), a także paleniska kotłów i pieców (13%). Silniki spalinowe, zarówno z zapłonem samoczynnym, jak i iskrowym, są przede wszystkim źródłem cząstek o wielkościach od 10 do 1000 nm. Szacuje się, że silniki diesla w porównaniu z silnikami iskrowymi emitują znacząco więcej drobnych cząstek. Na podstawie badań przeprowadzonych przez Maricq i in. (1999) rozkład wielkości cząstek dla obydwu typów silników jest logarymiczno-normalny z największą ich liczbą w zakresie 60-100 nm. Podobne zakresy wielkości cząstek emitowanych przez silniki spalinowe raportowane są również w nowszych publikacjach naukowych (Karjalainen i in. 2014; Goel i Kumar 2015).

### Ocena aktualnego stanu zanieczyszczeń powietrza

Zgodnie z modelem GAINS (Greenhouse gas – Air Pollution Interactions and Synergies) w powietrzu miejskim cząstki aerozolowe o wielkościach poniżej 100 nm stanowią ok. 84% całkowitej ilości cząstek (Paasonen i in. 2013). Tak wysoki procentowy udział UFP w całkowitej liczbie cząstek w powietrzu potwierdziły badania prowadzone w wielu miastach Europy, Azji i Australii (Dall'Osto i in. 2011, Kumar i in. 2008, Birmili i in. 2013, Monkkonen i in. 2005). Przeprowadzone liczne badania wskazują wyraźnie na zwiększone koncentracje UFP w pobliżu szlaków komunikacyjnych, zwłaszcza przy skrzyżowaniach ulic zlokalizowanych w wysokiej zabudowie. Badania wykonane przez Wu i in. (2008) w Pekinie (jednym z największych miast na świecie z ponad 2,5 mln pojazdów w 2005 r.) dotyczące cząstek o wielkościach od 3 nm do 10  $\mu\text{m}$  wykazały, że ich średnioroczna koncentracja wynosiła 32800 cząstek/cm<sup>3</sup>. Dla cząstek o zakresach wielkości 3–20 nm, 20–100 nm i 0,1–1  $\mu\text{m}$  koncentracje te wynosiły odpowiednio 9000 cząstek/cm<sup>3</sup> (27,4%), 15 900 cząstek/cm<sup>3</sup> (48,5%) i 7800 cząstek/cm<sup>3</sup> (23,8%). Wykazano, że najlepiej skorelowane z natężeniem ruchu ulicznego były koncentracje cząstek o wielkościach 20–100 nm. Udział UFP w całkowitej koncentracji cząstek kształtował się na poziomie 75,9%. W przypadku innych miast Europy i świata udział UFP w całkowitej koncentracji cząstek przedstawia się następująco: Alkmaar 70,9% (Ruuskanen i in. 2001), Erfurt 68,3% (Ruuskanen i in. 2001), Lipsk 90,1% (Wehner and Wiedensohler 2003), Pittsburg 90,0% (Stanier i in. 2004), Atlanta 91,8% (Woo i in. 2001). Z kolei 11-letnie badania prowadzone w Brisbane w Australii wykazały, że udział UFP i nanocząstek (<50 nm) w całkowitej liczbie cząstek mierzonych w powietrzu wynosił odpowiednio 82–89% i 60–70% (Mejia i in. 2008). Według innych badań udział cząstek mniejszych od 300 nm w całkowitej liczbie cząstek w powietrzu w pobliżu szlaków komunikacyjnych może wynosić nawet 99% (Kumar i in. 2009). Ogólnie można stwierdzić, że samochodowy ruch uliczny istotnie determinuje przestrzenny rozkład koncentracji UFP w aglomeracjach miejskich.

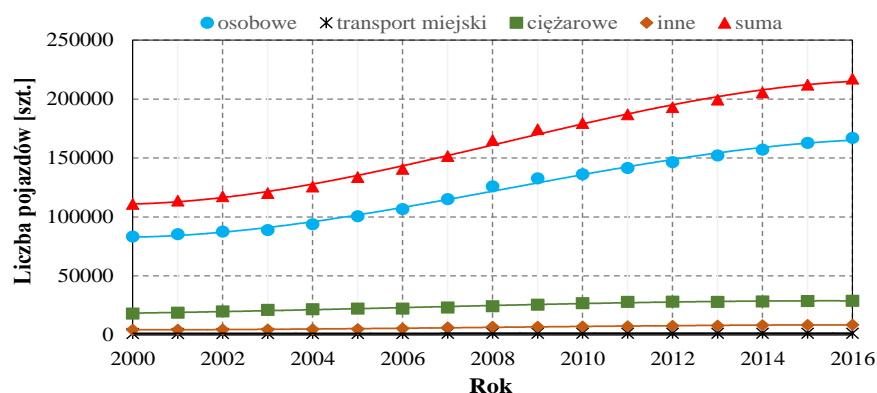
Badania przeprowadzone w obszarze miejskim Drezna w Niemczech potwierdziły, że koncentracje cząstek o wielkościach 5–300 nm są w istotny sposób skorelowane z występowaniem miejskich źródeł emisji cząstek, i że przyczyną największej zmienności koncentracji tych cząstek są zmiany natężenia ruchu ulicznego (Birmili i in. 2013). Szczególnie duża zmienność obserwowana była dla koncentracji cząstek o zakresie wielkości 5–20 nm. Badania te wykazały również, że znaczącą rolę w nukleacyjnym formowaniu się i przemianach UFP odgrywają procesy fotochemiczne. Większe cząstki z zakresu 300–800 nm podlegają relatywnie niewielkim zmianom w czasie i przestrzeni tworząc względnie homogeniczne tło.

W Polsce, według danych opublikowanych przez Polski Związek Przemysłu Motoryzacyjnego (PZPM 2017), w roku 2016 było zarejestrowanych łącznie ponad 28,6 mln różnych pojazdów mechanicznych, w tym 21 675 tys. samochodów osobowych i 3 542 tys. samochodów ciężarowych. Od 1990 do 2015 roku liczba rejestrowanych samochodów osobowych wzrastała liniowo ze współczynnikiem korelacji ponad 0,97. Przy utrzymaniu się aktualnego trendu, w roku 2025 w Polsce zarejestrowanych będzie około 27 mln samochodów osobowych. Szacowania te jednak uzależnia się od gospodarczego rozwoju kraju. Na przykład według danych Instytutu Transportu Samochodowego opublikowanych w roku 1995 prognoza dotycząca ilości samochodów osobowych w roku 2010 wynosiła 10,5 mln. Rzeczywista liczba samochodów na polskich drogach w tymże roku była zdecydowanie wyższa i wynosiła aż 17,2 mln pojazdów. Obok liczby użytkowanych samochodów, ważna z punktu widzenia emisji zanieczyszczeń jest również ich struktura wiekowa. W Tabeli 5 zamieszczono liczbę samochodów osobowych z podziałem na poszczególne grupy wiekowe. Według danych GUS w 2016 r. najliczniejsze grupy stanowiły pojazdy w przedziałach 10–15 lat i 16–20 lat. Ponad 80% samochodów osobowych miało więcej niż 10 lat, a ponad 1/3 (33,7%) była starsza niż 20 lat. W grupie najmłodszych samochodów poniżej 6 lat znajdowało się z kolei niecałe 10% aut. Znaczny udział starych i bardzo starych samochodów oraz towarzyszący im przeważnie zły stan techniczny przekładają się na większe zużycie paliwa oraz gorszą jakość emitowanych spalin.

Tabela 5. Podział samochodów osobowych w zależności od przedziału wiekowego według danych za rok 2016 (GUS 2017)

| Przedział wiekowy w latach | ≤ 2        | 3-5    | 6-9     | 10-15   | 16-20   | 21-30   | > 31    |
|----------------------------|------------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|
|                            | tys. sztuk |        |         |         |         |         |         |
| liczba pojazdów            | 1028       | 1059   | 2213    | 5118    | 4957    | 4344    | 2957    |
|                            | (4,7%)     | (4,9%) | (10,2%) | (23,6%) | (22,9%) | (20,1%) | (13,6%) |

Liczba zarejestrowanych pojazdów w Lublinie w latach 2000-2016 sporządzona wg danych Biuletynu Informacji Publicznej Samorządu Miasta Lublin (BIP 2017) przedstawiona jest na Rysunku 1.



Rys. 1 Liczba zarejestrowanych pojazdów w Lublinie w latach 2000-2016 (BIP 2017)

Od 2004 roku liczba pojazdów ulegała ciągłemu wzrostowi. Od około 2013 roku można zauważyć jednak nieznaczne wyhamowanie tendencji wzrostowej. W 2016 roku w Lublinie było zarejestrowanych łącznie 217 311 pojazdów, w tym 76,9% samochodów osobowych, 13,3% samochodów ciężarowych, 5,1% motocykli, 0,7% pojazdów transportu miejskiego i 4% pozostałych pojazdów, w tym ciągników, samochodów sanitarnych i pojazdów specjalnych (BIP 2017).

Badania zanieczyszczeń motoryzacyjnych przeprowadzono między innymi w Krakowie przy głównych arteriach komunikacyjnych. Wykazały one, że ruch pojazdów znacząco przyczynia się do wzrostu stężenia cząstek aerozolowych w pobliżu tych dróg (Wróbel i in. 2000). W najbliższej odległości od dróg (do 5 m) udział cząstek grubych o wielkościach 1,9–72  $\mu\text{m}$  w całkowitej liczbie mierzonych cząstek wynosił 53–68%. W odległości do 150 m od rozpatrywanych dróg ruch pojazdów był odpowiedzialny za obecność w powietrzu 80% cząstek grubych. Wraz ze wzrostem dystansu do 150–200 m stężenie tych cząstek zmniejszało się prawie dwukrotnie. W odległości 1500 m udział cząstek pochodzących ze źródeł komunikacyjnych w całkowitej ilości cząstek w powietrzu wynosił już tylko 20%. Stwierdzono również, że „czas życia” tych cząstek jest na tyle długi, że mogą one w znaczący sposób wpływać na jakość powietrza w relatywnie dużej części obszaru miejskiego.

Porównawcze badania stężenia cząstek przy ruchliwym skrzyżowaniu odniesione do miejskiego tła mierzonego w znacznej odległości od ruchliwych dróg prowadzono również w Zabrzcu (Rogula-Kozłowska i in. 2008). Przy skrzyżowaniu stężenia PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub> były większe o odpowiednio 17,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i 10,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Niekorzystny wpływ kanionów ulicznych na stężenie cząstek potwierdziły badania przeprowadzone w Gliwicach przy ruchliwej drodze miejskiej (Grynkiewicz Bylina i in. 2005). Średnie dzienne stężenie PM<sub>10</sub> w kanionie ulicznym było o 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  większe niż w odległości 100 m od drogi.

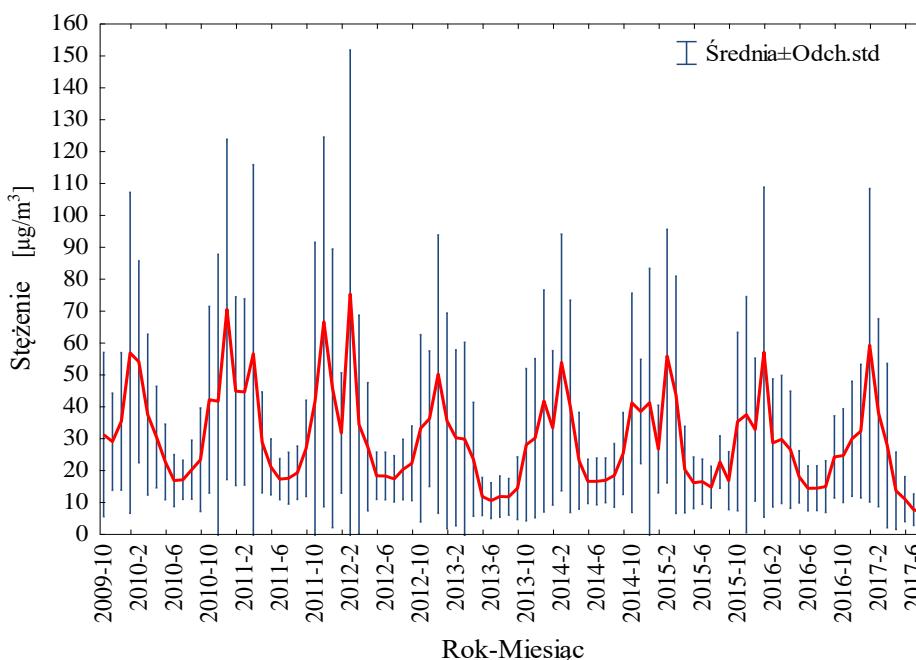
Według badań przeprowadzonych w Krakowie istotnym czynnikiem wpływającym na stężenia zanieczyszczeń komunikacyjnych i stan jakości powietrza w mieście są również zmiany warunków meteorologicznych, w tym różnice w prędkości wiatru oraz wysokości warstwy mieszania (Oleniacz i in. 2016). Dane meteorologiczne oraz informacje o intensywności źródeł emisji są też kluczowe przy modelowaniu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń komunikacyjnych i ocenie na tej podstawie jakości miejskiego powietrza (Szczygłowski i Mazur 2008, Holnicki i in. 2017).

W Lublinie jedne z pierwszych badań skażenia środowiska związanego z ruchem ulicznym przeprowadzone zostały w 1995 roku (Pawłowski i in. 1995). Badania obejmowały obszar w centrum miasta o wymiarach 800×1000 m znajdujący się w obrębie ruchliwych ulic Krakowskiego Przedmieścia, Kołłątaja, Hempla, Narutowicza i Lipowej wraz z przylegającymi ulicami o mniejszym natężeniu ruchu samochodowego. Wykonano wówczas pomiary stężeń takich zanieczyszczeń powietrza jak tlenek węgla, ditlenek azotu, węglowodory i ditlenek siarki. Przeprowadzone pomiary oraz symulacje komputerowe dla czterech zanieczyszczeń gazowych, których głównym źródłem był ruch samochodowy wykazały, że ich rozprzestrzenianie się zachodzi przede wszystkim w bezpośrednim sąsiedztwie ulicy. Natomiast największe poziome gradienty stężenia zanieczyszczeń występowały w odległości do 100 m od osi jezdni. Do wzrostu stężenia zanieczyszczeń szczególnie przyczyniała się relatywnie wysoka zabudowa uliczna. Zaobserwowane maksymalne stężenia zanieczyszczeń podczas pomiarów chwilowych (30-minutowych) osiągnęły poziom: dla tlenku węgla 16,38  $\text{mg}/\text{m}^3$ , ditlenku azotu 1,923  $\text{mg}/\text{m}^3$ , węglowodorów 1,437  $\text{mg}/\text{m}^3$  i ditlenku siarki 0,15  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Badania przeprowadzone

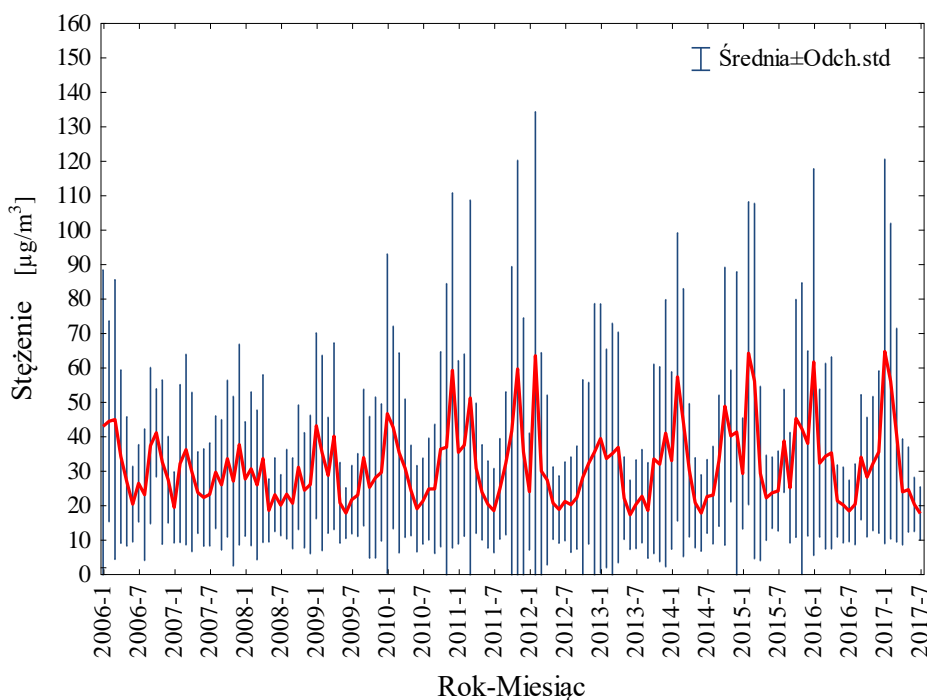
w Lublinie w 2017 roku wykazały, że fluktuacje stężenia i koncentracji cząstek aerozolowych oraz zmiany w rozkładach ich wielkości wzdłuż ulicy Narutowicza i jej okolicy zależą w głównej mierze od natężenia ruchu samochodowego. Zmiany te w znaczącym stopniu wpływają na ekspozycje na cząstki i mogą mieć negatywne efekty zdrowotne zarówno dla kierowców samochodów, jak i dla przechodniów (Południk i in. 2018).

W Lublinie, podobnie jak w innych polskich miastach, nie są monitorowane koncentracje UFP. Obecnie Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska regularnie monitoruje i udostępnia on-line średnie godzinowe stężenia PM10 i PM2,5 z automatycznej stacji pomiarowej przy ul. Obywatelskiej. Stężenia PM10 są monitorowane w sposób ciągły od roku 2006, natomiast stężenia PM2,5 od roku 2009 (WIOŚ 2017).

Na Rysunkach 2 i 3 przedstawiono wyniki pomiarów stężenia PM2,5 i PM10 w postaci średnich miesięcznych wartości stężeń wraz z odchyleniami standardowymi dla okresów odpowiednio 2009–2017 i 2006–2017. W przypadku PM2,5 średnia wartość stężenia dla całego wieloletniego okresu pomiarowego wynosi  $30,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a średnie odchylenie standardowe  $30,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Przez 42,7% okresu pomiarowego przekroczony był poziom  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a przez 0,5% okresu pomiarowego rejestrowano wartości stężeń przekraczające  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . W przypadku PM10 średnie stężenie dla całego wieloletniego okresu pomiarowego wynosi  $31,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ze średnim odchyleniem standardowym o wartości  $28,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Poziom  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  przekroczony był przez 13,7% okresu pomiarowego, natomiast przez 0,43% tego okresu rejestrowano wartości stężeń przekraczające  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (poziom informowania). Najwyższe zmierzone stężenie wynosiło  $551,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i odnotowano je podobnie jak dla PM2,5 w okresie zimowym (9 stycznia 2016 r. godz. 23:00).

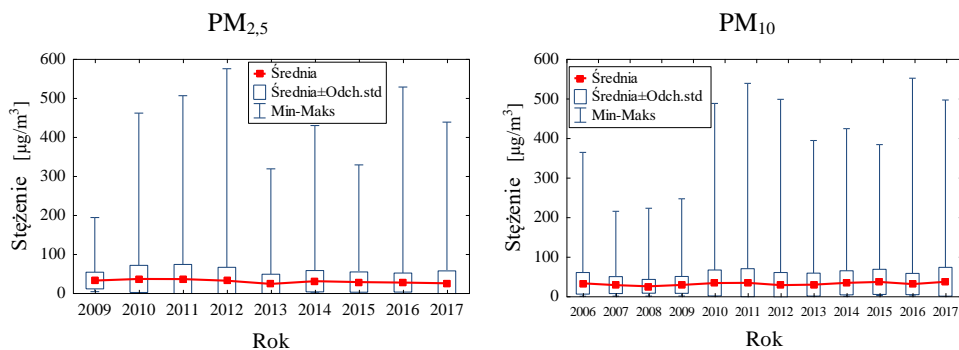


Rys. 2 Zmiany stężenia PM<sub>2,5</sub> w Lublinie w latach 2009-2017 (WIOŚ 2017)



Rys. 3 Zmiany stężenia  $PM_{10}$  w Lublinie w latach 2006-2017 (WIOP 2017)

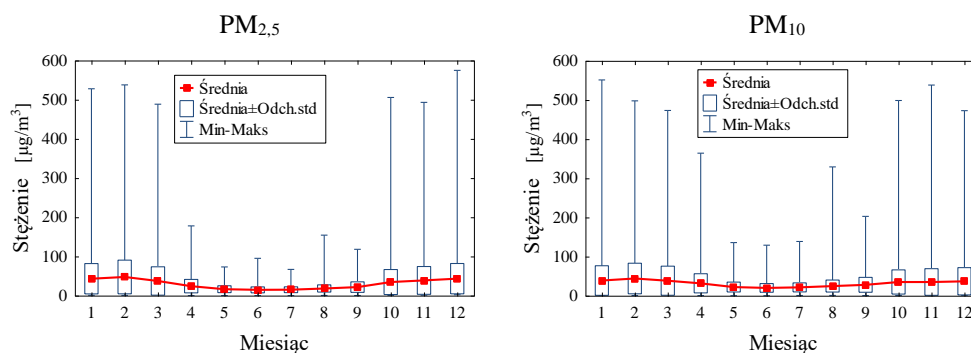
W wieloletnim okresie wykonywanych pomiarów, zarówno dla stężeń  $PM_{2,5}$ , jak i  $PM_{10}$ , nie stwierdza się tendencji wzrostowej lub spadkowej. Potwierdzają to wykresy zmian średnich stężeń monitorowanych cząstek przedstawione na Rysunku 4.



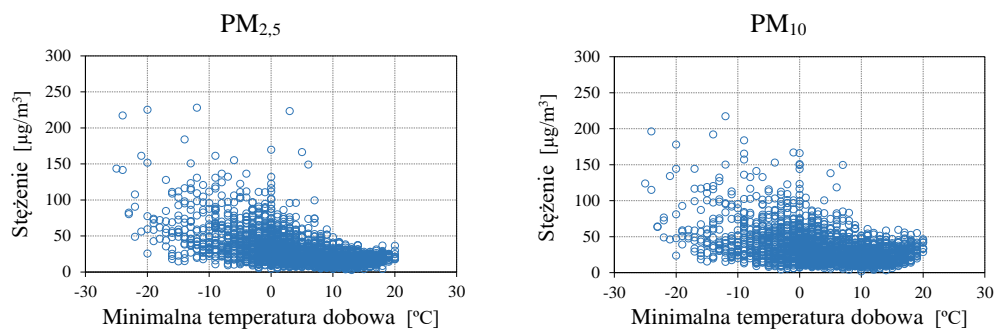
Rys. 4. Stężenia  $PM_{2,5}$  i  $PM_{10}$  w Lublinie w poszczególnych latach w okresie 2006-2017 (WIOP 2017)

Wyniki przeprowadzanego w Lublinie wieloletniego monitoringu stężenia cząstek aerozolowych pozwalają stwierdzić, że główną przyczyną ich podwyższonych poziomów są procesy spalania wykorzystywane dla celów ogrzewania budynków i mieszkań. Te pierwsze prowadzone są przeważnie w domowych paleniskach. Na Rysunku 5 przedstawione są średnie wartości stężeń  $PM_{2,5}$  i  $PM_{10}$  w poszczególnych miesiącach

roku. W okresie grzewczym, który zazwyczaj trwa w Lublinie od października do marca (często do połowy kwietnia), widoczne są wzrosty stężenia cząstek, których maksymalne wartości przekraczają poziom  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Można również zauważyć wzrosty odchyłeń standardowych mierzonych wartości stężeń. Prawdopodobnie związane są one z okresowo zmiennym (przeważnie w cyklu dobowym) procesem spalania w paleniskach domowych, które dominują w miejskim i pozamiejskim obszarze Lublina. Pewnym potwierdzeniem tego są relacje pomiędzy stężeniem cząstek a minimalną dobową temperaturą przedstawione na Rysunku 6. Obniżenie minimalnej temperatury poniżej  $10^\circ\text{C}$  powoduje zwiększenie zużycia paliw na cele grzewcze, co skutkuje istotnym wzrostem emisji, a tym samym wzrostem stężeń monitorowanego  $\text{PM}_{2,5}$  oraz  $\text{PM}_{10}$  w powietrzu miejskim.



Rys. 5 Stężenia  $\text{PM}_{2,5}$  i  $\text{PM}_{10}$  w Lublinie w poszczególnych miesiącach w latach 2006-2017 (WIOP 2017)



Rys. 6 Średnie dobowe stężenia  $\text{PM}_{2,5}$  i  $\text{PM}_{10}$  w zależności od minimalnej dobowej temperatury w latach 2010-2017 (WIOP 2017)

### Skutki zdrowotne

Zwiększona ekspozycja na zanieczyszczenia powietrza zewnętrznego może mieć bardzo poważne skutki zdrowotne (Valavanidis i in. 2008). Według danych zawartych w raporcie „Jakość powietrza w Europie – raport 2017”, cząstki aerozolowe i  $\text{NO}_2$  uważane są za najpoważniejsze zanieczyszczenia negatywnie oddziałujące na zdrowie ludzi.

Szacuje się, że w 2014 r. w całej Europie długotrwała ekspozycja na cząstki PM<sub>2,5</sub> odpowiedzialna była za ok. 428 tys. przedwczesnych zgonów, z czego w Polsce za ponad 46 tys. Wskaźnik łącznej liczby lat życia utraconych na skutek ekspozycji na cząstki PM<sub>2,5</sub> osiągnął w naszym kraju poziom 1455/100 tys. ludności. W przypadku NO<sub>2</sub> wskaźnik ten wyniósł 54/100 tys. ludności, a oszacowana liczba przedwczesnych zgonów spowodowana ekspozycją na NO<sub>2</sub> osiągnęła wartość 1700 (EEA 2017).

Zarówno cząstki aerozolowe, tlenki azotu, tlenek węgla, jak i lotne związki organiczne, które są głównymi zanieczyszczeniami emitowanymi przez środki transportu, w istotny sposób zwiększają ryzyko występowania poważnych schorzeń układu oddechowego, w tym nowotworów płuc, gardła i krtani, przewlekłej obturacyjnej choroby płuc (POChP), astmy i alergii (Gładka i Zatoński 2016). Badania, które przeprowadzono w Warszawie i na Śląsku pod kątem oszacowania ryzyka wystąpienia problemów oddechowych wśród osób narażonych na zwiększoną ekspozycję na zanieczyszczenia komunikacyjne, wykazały znaczący wzrost zaburzeń przepływu powietrza przez oskrzela (Badyda 2010). Dla mieszkańców terenów znajdujących się przy ruchliwych ulicach (w porównaniu z terenami niezurbanizowanymi) wzrost ten był niemal 3-krotny, a wśród osób niepalących ponad 4-krotny. Rogula-Kozłowska i in. (2008) na podstawie badań przeprowadzonych w Zabrze oszacowali, że zwiększone stężenia cząstek PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub> powodują 4-10% wzrost schorzeń górnych dróg oddechowych wśród osób mieszkających przy skrzyżowaniach ulic. Z kolei według badań przeprowadzonych w Gliwicach podwyższone stężenia cząstek PM<sub>10</sub> w kanionach ulicznych mogą powodować 10% wzrost zachorowań związanych z funkcjonowaniem układu oddechowego (Grynkiewicz Bylina i in. 2005). W Krakowie uważanym za najbardziej zanieczyszczone duże miasto w UE liczba zgonów przypisywana złej jakości powietrza spowodowanej między innymi zanieczyszczeniami komunikacyjnymi szacowana jest na kilkaset osób rocznie (Badyda i in. 2016).

Często obserwowanym skutkiem narażenia na zanieczyszczenia komunikacyjne są również choroby układu krążenia – zawał serca, nadciśnienie tętnicze, miażdżyca i niewydolność serca (Lee i in. 2014, Du i in. 2016). Liczne doniesienia naukowe wskazują również na związek zwiększonej ekspozycji na zanieczyszczenia komunikacyjne ze zwielokrotnionym ryzykiem udaru mózgu i dolegliwościami ze strony układu nerwowego, w tym problemami z pamięcią i koncentracją, depresją oraz większym ryzykiem rozwoju choroby Alzheimera (Moulton i Yang 2012, Walton 2018).

Badania przeprowadzone w Londynie dotyczące ekspozycji użytkowników różnych środków komunikacji wykazały, że osoby podróżujące samochodem lub autobusem są 1,5 raza bardziej narażone na cząstki aerozolowe niż osoby poruszające się pieszo (Kaur i in. 2005). Z badań Fruina i in. (2008) przeprowadzonych w Stanach Zjednoczonych wynika, że ok. 6% czasu spędzonego w samochodzie przekłada się na ok. 36% dziennej ekspozycji na cząstki aerozolowe. Z kolei Dons i in. (2012) wykazali, że w Belgii ok. 4% czasu, który jest spędzany w samochodzie odpowiada za prawie 15% dziennej ekspozycji. Podobne rezultaty są raportowane dla innych państw Unii Europejskiej (Knibbs i in. 2011).

Krótkookresowe narażenie na relatywnie wysokie stężenia zanieczyszczeń aerozolowych w powietrzu może być przyczyną występowania licznych objawów chorobowych, szczególnie wśród osób starszych i chorych, dzieci oraz kobiet w ciąży (GIOŚ 2017). Z kolei długotrwałe narażenie na podwyższone stężenia zanieczyszczeń aerozolowych zwiększa umieralność, która przekłada się na skrócenie oczekiwanej długości życia. Pope i in. (2009) wykazali, że zmniejszenie długotrwałego narażenia na PM<sub>2,5</sub> o 10 µg/m<sup>3</sup> zwiększa oczekiwaną długość życia o ponad pół roku (0,61 ± 0,20 r.).

W przypadku miejsc, w których występują podwyższone stężenia tych zanieczyszczeń (a w takiej sytuacji jest Lublin) mogą one skracać życie mieszkańców o ponad rok (Ballester i in. 2008).

Działania na rzecz zmniejszenia stężeń zanieczyszczeń komunikacyjnych w powietrzu powinny być jednym z najważniejszych i najpilniejszych wyzwań w dziedzinie zdrowia publicznego w Lublinie i regionie. Zwiększona chorobowość i zachorowalność na poważne choroby, w tym na nowotwory, może być związana z ekspozycją na zanieczyszczenia komunikacyjne. Według Informatora Statystycznego Ochrony Zdrowia Województwa Lubelskiego za rok 2013 w grupie osób pełnoletnich na nowotwory chorowało 30667 osób, a liczba nowych zachorowań kształtowała się na poziomie 6097 osób. Wskaźniki chorobowości i zachorowalności na nowotwory wynosiły odpowiednio 181,4/10 tys. ludności i 36,1/10 tys. ludności. Najczęstszą przyczyną zgonów na nowotwory złośliwe, niezależnie od płci, były nowotwory oskrzeli i płuc. W zależności od płci wskaźnik zachorowalności na nowotwory złośliwe oskrzeli i płuc wynosił 85,8/100 tys. mężczyzn i 27,4/100 tys. kobiet. W Lublinie w 2013 roku wśród osób powyżej 18 roku życia liczba chorych na nowotwory kształtowała się na poziomie 6778 osób, z czego 1081 to nowe przypadki zachorowań. W przeliczeniu na liczbę mieszkańców wskaźniki chorobowości i zachorowalności na nowotwory wynosiły odpowiednio 213,6/10 tys. ludności i 34,1/10 tys. ludności.

Zanieczyszczenia komunikacyjne niosą ze sobą negatywne konsekwencje nie tylko dla ludzi, ale również dla pozostałych elementów ekosystemu. Są one prekursorami związków zakwaszających środowisko a ich obecność może ujemnie wpływać na roślinność, zwierzęta, ale także na nieożywioną materię, np. konstrukcje budowlane. Co więcej, zawartość gazów cieplarnianych, takich jak ditlenek węgla, metan, podtlenek azotu, ozon, tlenek węgla oraz tlenki azotu i lotne związki organiczne, może również w znacznej mierze wpływać na intensyfikację efektu cieplarnianego (Badyda 2010).

### **Zapobieganie i przeciwdziałanie zanieczyszczeniom**

Wiele działań zmierzających do ograniczenia emisji zanieczyszczeń w obszarze miejskim skupia się głównie na kwestiach związanych z transportem w obszarze zurbanizowanym. Rozwój transportu jest nieunikniony z punktu widzenia rozwoju gospodarczego kraju, jednak powinien przebiegać w sposób minimalizujący jego negatywny wpływ na środowisko naturalne i zdrowie człowieka. Ważne kwestie w sprawie rozwoju transportu poruszają zapisy Europejskiej Polityki Transportowej (CEC 2001) i Polityki Transportowej Państwa na lata 2006–2025 (MI 2005). Całokształt działań zaradczych powinno się prowadzić wielokierunkowo: i) zapobiegać emisji, ii) niwelować negatywne efekty, iii) zwiększać świadomość społeczeństwa.

Przez wiele lat kwestie związane z edukacją były ignorowane. Dopiero w ostatnim czasie stworzone zostały dogodne warunki do wdrażania różnorodnych programów edukacyjnych, popularyzowanych m.in. przez środki masowego przekazu, Internet i szkoły. Powstały również komercyjne firmy zajmujące się monitoringiem powietrza i udostępniające on-line wyniki swoich pomiarów. W ramach popularyzowania rozwiązań proekologicznych i zwiększania świadomości społeczeństwa wprowadzane są specjalne udogodnienia w korzystaniu z publicznego transportu miejskiego. Co więcej, prowadzone są działania mające na celu udoskonalenie środków transportu, usprawnienie zorganizowanej komunikacji miejskiej, a także modernizację i rozbudowę infrastruktury drogowej. Przykładem takich działań jest wprowadzanie modyfikowanych mieszanek



paliwowych oraz dodatków do paliw (np. AdBlue), udoskonalanie silników spalinowych, stosowanie efektywniejszych systemów oczyszczania (katalizatory, filtry DPF, GPF), jak również promocja samochodów hybrydowych i elektrycznych (Sówka 2017).

W Lublinie, decyzją urzędu miasta, samochody o napędzie elektrycznym lub hybrydowym o emisji CO<sub>2</sub> poniżej 100 g/km uzyskały pozwolenie na darmowe parkowanie w płatnych strefach parkowania.

Rozwój nowych technologii motoryzacyjnych związany jest z wprowadzaniem norm zaostrzających poziomy dopuszczalnych emisji spalin. Przykładowo dla samochodów osobowych produkowanych po 2013 roku z silnikami benzynowymi z wtryskiem bezpośrednim oraz z silnikami wysokoprężnymi obowiązuje norma EURO 6. Norma ta wprowadza ograniczenie emisji cząstek do poziomu 5 mg/km oraz 6x10<sup>11</sup> cząstek/km. W latach 1993–1996, według normy EURO 1, dopuszczalna emisja cząstek dla pojazdów z silnikiem wysokoprężnym wynosiła 140 mg/km.

Ważnym elementem rozwijania infrastruktury drogowej są obwodnice miast przejmujące ruch tranzytowy, a także odpowiednie wyznaczanie tras średnicowych przez teren zurbanizowany czy wprowadzanie skrzyżowań wielopoziomowych uspra-wniających przejazd i tym samym zmniejszających emisję zanieczyszczeń. Poza tym, w wielu miastach wprowadzane są tzw. buspasy przeznaczone wyłącznie dla taboru komunikacji miejskiej i ewentualnie pojazdów taxi. W przypadku Lublina, w latach 2011–2014 zbudowano pierwszą, północno-wschodnią część obwodnicy, zaś w latach 2014–2016 drugą, zachodnią jej część. Zachęcające do zamiany spalinowego środka lokomocji na bezemisyjne rowery mogą być także powstające miejskie ścieżki rowerowe. W Lublinie w roku 2016 było około 130 km tras rowerowych. Dodatkowo zorganizowana została szeroka infrastruktura wypożyczania rowerów miejskich.

### Podsumowanie

Przeciwdziałanie zanieczyszczeniom powietrza koncentruje się, przede wszystkim, na ograniczaniu emisji z palenisk domowych. Natomiast mniejszą uwagę zwraca się na zanieczyszczenia emitowane przez samochody. Tymczasem, jak to wynika z przeprowadzonych badań, transport samochodowy odpowiada za znaczącą emisję zanieczyszczeń do powietrza. Należy bowiem uświadomić sobie, że w wyniku nadmiernej liberalizacji przepisów, do Polski sprowadzono dużą liczbę starych samochodów. W konsekwencji w Polsce zarejestrowanych jest najwięcej starych, powyżej 10-letnich samochodów. Innym czynnikiem powodującym zwiększenie emisji pyłowych z transportu samochodowego jest wycinanie filtrów z silników. Istnieje pilna potrzeba penalizacji tego procederu.

Za pilne zatem uznajemy ustanowienie programu badawczego w celu opracowania metod pozwalających na bardziej dokładne skwantyfikowanie poszczególnych źródeł emisji zanieczyszczeń do powietrza. Dopiero po przeprowadzeniu takich badań można podjąć racjonalne wielokierunkowe działania prowadzące do obniżenia emisji zanieczyszczeń do powietrza.

**Literatura**

1. Badyda, A.J. (2010). Zagrożenia środowiskowe ze strony transportu, *Nauka*, 4, pp. 115–125.
2. Badyda, A.J., Grellier, J., Dąbrowiecki, P. (2016). Ambient PM<sub>2.5</sub> Exposure and Mortality Due to Lung Cancer and Cardiopulmonary Diseases in Polish Cities. In: Pokorski M. (eds) *Respiratory Treatment and Prevention. Advances in Experimental Medicine and Biology*, vol 944.
3. Ballester, F., Medina, S., Boldo, E., Goodman, P., Neuberger, M., Iniguez, C., Künzli, N., (2008). Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities, *Journal of Epidemiology and Community Health*, 62, pp. 98–105.
4. Birmili, W., Tomsche, L., Sonntag, A., Opelt, C., Weinhold, K., Nordmann, S., et al. (2013). Variability of aerosol particles in the urban atmosphere of Dresden (Germany): effects of spatial scale and particle size, *Meteorologische Zeitschrift*, 22, pp. 195–211.
5. Biuletyn Informacji Publicznej Samorządu Miasta Lublin (2017). Liczba zarejestrowanych pojazdów w Lublinie w latach 2000–2016 (<https://www.bip.gov.pl/>, 2017 (08.08.2017)).
6. Buccolieri, R., Sandberg, M. & Di Sabatino, S. (2010). City breathability and its link to pollutant concentration distribution within urban-like geometries, *Atmospheric Environment*, 44, pp. 1894–1903.
7. Commission of the European Communities: White Paper: European transport policy for 2010: time to decide; Bruksela 12.09.2001 (COM (2001) 370 final).
8. Dall'Osto, M., Thorpe, A., Beddows, D.C.S., Harrison, R.M., Barlow, J.F., Dunbar, T., et al. (2011). Remarkable dynamics of nanoparticles in the urban atmosphere. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, pp. 6623–37.
9. Dons, E., Int Panis, L., Van Poppel, M., Theunis, J. & Wets, G. (2012). Personal exposure to Black Carbon in transport microenvironments, *Atmospheric Environment*, 55, pp. 392–398.
10. Du, Y., Xu, X., Chu, M., Guo, Y., & Wang, J. (2016). Air particulate matter and cardiovascular disease: the epidemiological, biomedical and clinical evidence, *Journal of thoracic disease*, 8, 1, E8–E19.
11. European Environment Agency EEA (2017). Air quality in the Europe – 2017 report, (<http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2017> (21.03.2018)).
12. Fruin, S., Westerdahl, D., Sax, T., Sioutas, C. & Fine, P.M. (2008). Measurements and predictors of on-road ultrafine particle concentrations and associated pollutants in Los Angeles, *Atmospheric Environment*, 42, pp. 207–219.
13. Gładka, A., Zatoński, T. (2016). Wpływ zanieczyszczenia powietrza na choroby układu oddechowego, *Kosmos - problemy nauk biologicznych*, 65, 4, pp. 573–582.
14. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (2017). Stan środowiska w Polsce. Sygnały 2016 (<http://gios.gov.pl> (01.03.2018)).
15. Goel, A. & Kumar, P. (2015). Characterisation of nanoparticle emissions and exposure at traffic intersections through fast-response mobile and sequential measurements, *Atmospheric Environment*, 107, pp. 374–390.
16. Gryniewicz Bylina, B., Rakwicz, B., Pastuszka, J.S. (2005). Assessment of Exposure to Traffic-Related Aerosol and to Particle-Associated PAHs in Gliwice, Poland, *Polish Journal of Environmental Studies*, 14, 1, pp. 117–123.

17. Holnicki, P., Kałuszko, A., Nahorski, Z., Stankiewicz, K. & Trapp, W. (2017). Air quality modeling for Warsaw agglomeration, *Archives of Environmental Protection*, 43, 1, pp. 48–64.
18. Informator Statystyczny Ochrony Zdrowia Województwa Lubelskiego za rok 2013 (2015), Stan zdrowotny ludności (<https://www.lublin.uw.gov.pl> (30.09.2018)).
19. Joodatnia, P., Kumar, P. & Robins, A. (2013). The behaviour of traffic produced nanoparticles in a car cabin and resulting exposure rates, *Atmospheric Environment*, 65, pp. 40–51.
20. Karagulian, F., Belis, C.A., Dora, C.F., Prüss-Ustün, A.M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H. & Amann, M. (2015). Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level, *Atmospheric Environment*, 120, pp. 475–483.
21. Karjalainen, P., Pirjola, L., Heikkilä, J., Lähde, T., Tzamkiozis, T., Ntziachristos, L., Keskinen, J., Rönkkö, T. (2014). Exhaust particles of modern gasoline vehicles: A laboratory and an on-road study, *Atmospheric Environment*, 97, pp. 262–270.
22. Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M. & Colvile, R. (2005). Personal exposure of street canyon intersection users to PM<sub>2.5</sub>, ultrafine particle counts and carbon monoxide in Central London, UK, *Atmospheric Environment*, 39, pp. 3629–3641.
23. Ketznel, M., Omstedt, G., Johansson, C., Düring, I., Pohjola, M., Oetl, D., Gidhagen, L., Wåhlin, P., Lohmeyer, A., Haakana, M. & Berkowicz R. (2007). Estimation and validation of PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling, *Atmospheric Environment*, 41, pp. 9370–9385.
24. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE), Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy (2018), Krajowy bilans emisji SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2015 – 2016 w układzie klasyfikacji SNAP. Raport syntetyczny, (<http://www.kobize.pl> (28.09.2018)).
25. Knibbs, L.D., Cole-Hunter, T., & Morawska, L. (2011). A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects, *Atmospheric Environment*, 45, pp. 2611–2622.
26. Kumar, P., Fennell, P., Britter, R. (2008). Effect of wind direction and speed on the dispersion of nucleation and accumulation mode particles in an urban street canyon, *Science of the Total Environment*, 402, pp. 82–94.
27. Kumar, P., Fennell, P., Hayhurst, A., Britter, R.E. (2009). Street versus rooftop level concentrations of fine particles in a Cambridge street canyon, *Boundary-Layer Meteorology*, 131, pp. 3–18.
28. Kumar, P., Jain, S., Gurjar, B.R., Sharma, P., Khare, M., Morawska, L. & Britter, R. (2013). New directions: can a “blue sky” return to Indian megacities? *Atmospheric Environment*, 71, pp. 198–201.
29. Kumar, P., Morawska, L., Birmili, W., Paasonen, P., Hu, M., Kulmala, M., Harrison, R.M., Norford, L. & Britter, R. (2014). Ultrafine particles in cities, *Environment International*, 66, pp 1–10.
30. Lee, B.J., Kim, B., & Lee, K. (2014). Air pollution exposure and cardiovascular disease, *Toxicological research*, 30, 2, pp. 71–5.
31. Maricq, M., Podsiadlik, D., Brehob, D., and Haghgooie, M. (1999). Particulate Emissions from a Direct-Injection Spark-Ignition (DISI) Engine. SAE Technical Paper 1999-01-1530.

32. Mejía, J.F., Morawska, L., Mengersen, K. (2008). Spatial variation in particle number size distributions in a large metropolitan area, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, pp. 1127–38.
33. Ministerstwo Infrastruktury: Polityka Transportowa Państwa na lata 2006–2025; Warszawa 27.06.2005.
34. Monkkonen, P., Koponen, I.K., Lehtinen, K.E.J., Hameri, K., Uma, R., Kulmala, M. (2005). Measurements in a highly polluted Asian mega city: observations of aerosol number size distribution, modal parameters and nucleation events, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5, pp. 57–66.
35. Moulton, P.V. & Yang, W. (2012). Air pollution, oxidative stress, and Alzheimer's disease, *Journal of environmental and public health*, 472751.
36. Oleniacz, R., Bogacki, M., Szulecka, A., Rzeszutek, M. & Mazur, M. (2016). Assessing the impact of wind speed and mixing-layer height on air quality in Krakow (Poland) in the years 2014–2015, *Journal of Civil Engineering, Environment and Architecture*, 63, pp. 315–342.
37. Paasonen, P., Visshedjik, A., Kupiainen, K., Klimont, Z., Donier van der Gon, H., Kulmala, M. (2013). Aerosol particle number emissions and size distributions: implementation in the GAINS model and initial results. IIASA interim report, (<http://pure.iiasa.ac.at/10740/> (08.08.2017)).
38. Pawłowski, L., Kozak, Z., Łyżwa, J., Wyszowski, A., Adamczyk, M., Miłulka, A., Pazdan, R. (1995). Motoryzacyjne skażenia środowiska miasta Lublina w 1995 r., Lublin 1995.
39. Polski Związek Przemysłu Motoryzacyjnego (2017), Raport branży motoryzacyjnej 2017, (<http://www.pzpm.org.pl> (08.08.2017)).
40. Połednik, B., Piotrowicz, A., Pawłowski, L., Guz, Ł. (2018). Traffic-related particle emissions and exposure on an urban road, *Archives of Environmental Protection*, 44, 2, pp. 83–93.
41. Pope, C.A. 3rd, Ezzati, M., Dockery, D.W. (2009). Fine particulate air pollution and life expectancy in the United States, *New England Journal of Medicine*, 360, 4, pp. 376–386.
42. Rogula-Kozłowska, W., Pastuszka, J.S. & Talik, E. (2008). Influence of Vehicular Traffic on Concentration and Particle Surface Composition of PM10 and PM2.5 in Zabrze, Poland, *Polish Journal of Environmental Studies*, 17, 4, pp. 539–548.
43. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz.U. z 2012 r. poz. 1031), (<http://isap.sejm.gov.pl/index.jsp> (08.08.2017)).
44. Ruuskanen, J., Tuch, T., Ten Brink, H., Peters, A., Khystov, A., Mirme, A., et al. (2001). Concentrations of ultrafine, fine and PM 2.5 particles in three European cities, *Atmospheric Environment*, 35, 21, pp. 3729–3738.
45. Sabaliauskas, K., Jeong, C.-H., Yao, X., Jun, Y.-S., Jadidian, P. & Evans, G.J. (2012) Five-year roadside measurements of ultrafine particles in a major Canadian city, *Atmospheric Environment*, 49, pp. 245–256.
46. Sharma, P., Sharma, P., Jain, S. & Kumar, P. (2013). An integrated statistical approach for evaluating the exceedence of criteria pollutants in the ambient air of megacity Delhi, *Atmospheric Environment*, 70, pp. 7–17.
47. Sówka, I. (2017). Road transport as a source of air pollution in urban agglomerations, *Czysta Energia*, 1–2, pp. 24–28.

48. Stanier, C., Khlystov, A., Pandis, S. (2004). Nucleation events during the Pittsburgh air quality study: description and relation to key meteorological, gas phase, and aerosol parameters, *Aerosol Science Technology*, 38, pp.253–64.
49. Sturm, R. (2016). Local lung deposition of ultrafine particles in healthy adults: experimental results and theoretical predictions, *Annals of Translational Medicine*, 4, 21, pp. 420.
50. Szczygłowski, P. & Mazur, M. (2008). Application of BOOT statistical package in calculating pollutant spreading in air, *Environment Protection Engineering*, 34, 4, pp. 151–156.
51. TomTom Traffic Index (2017). (<http://www.tomtom.com/trafficindex> (25.07.2017)).
52. Valavanidis, A., Fiotakis, K. & Vlachogianni, T. (2008). Airborne particulate matter and human health: Toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms, *Journal of Environmental Science and Health*, 26, pp. 339–362.
53. Walton, E.L. (2018). Tainted air: The link between pollution and Alzheimer's disease, *Biomedical Journal*, 41, 3, pp. 137–140.
54. Wehner, B. and Wiedensohler, A. (2003). Long term measurements of sub-micrometer urban aerosols: statistical analysis for correlations with meteorological conditions and trace gases, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 3, pp. 867–879.
55. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Lublinie (2018), Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2017 roku (<http://envir.wios.lublin.pl> (30.09.2018)).
56. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Powietrza w Lublinie (2017), System Monitoringu Jakości Powietrza, (<http://envir.wios.lublin.pl> (08.08.2017)).
57. Woo, K.S., Chen, D.R., Pui, D.Y.H. & McMurry, P.H. (2001). Measurement of Atlanta Aerosol Size Distributions: Observations of Ultrafine Particle Events, *Aerosol Science and Technology*, 34, 1, pp. 75–87.
58. World Health Organization, Regional Office for Europe (2013), Review of evidence on health aspects of air pollution REVIHAAP, (<http://www.euro.who.int/en/home> (08.08.2017)).
59. Wróbel, A., Rokita, E. & Maenhaut, W. (2000). Transport of traffic-related aerosols in urban areas, *Science of The Total Environment*, 257, 2–3, pp. 199–211.
60. Wu, Z., Hu, M., Lin, P., Liu, S., Wehner, B., Wiedensohler, A. (2008). Particle number size distribution in the urban atmosphere of Beijing, China, *Atmospheric Environment*, 42, 34, pp. 7967–7980.

## Wpływ zanieczyszczeń powietrza na procesy neurodegeneracyjne w ośrodkowym układzie nerwowym (OUN)

*Adam Roman, Irena Nalepa*

*Instytut Farmakologii Polskiej Akademii Nauk, Zakład Biochemii Mózgu, ul. Smętna 12, 31–343 Kraków, e-mail: roman@if-pan.krakow.pl (AR); nfnalepa@cyf-kr.edu.pl (IN)*

### Streszczenie

W ostatnich latach problem czystości powietrza nabiera znaczenia z powodu relatywnie wysokiego poziomu zanieczyszczenia w Polsce w porównaniu z innymi krajami europejskimi i coraz większej wiedzy na temat negatywnego wpływu zanieczyszczeń na zdrowie ludzi. Poza oddziaływaniem na układ oddechowy i układ krążenia, zanieczyszczenia powietrza, w szczególności pył zawieszony, wywierają także znaczący wpływ na układ nerwowy i procesy neurodegeneracyjne. Przyspieszają naturalny proces starzenia, zwiększają ryzyko zachorowania i zaostrzają przebieg wielu chorób neurodegeneracyjnych, takich jak: choroba Alzheimera, choroba Parkinsona i stwardnienie rozsiane. Zanieczyszczenia powietrza przenikają do organizmu poprzez układ oddechowy do układu krążenia i do mózgu. Najdrobniejsze cząstki docierają do ośrodkowego układu nerwowego również bezpośrednio poprzez nabłonek węchowy i nerw węchowy. Zarówno w narządach obwodowych jak i w mózgu stymulują syntezę wolnych rodników i procesy zapalne, co w konsekwencji powoduje stres oksydacyjny, upośledzenie funkcji mitochondriów i ostatecznie śmierć neuronów. Procesy te są uważane za główne mechanizmy negatywnego oddziaływania zanieczyszczeń powietrza na organizm i są równocześnie głównymi patomechanizmami neurodegeneracji. Niezadowalająca jakość powietrza i wciąż niewystarczająca wiedza na temat toksyczności zanieczyszczeń uzasadniają podejmowanie działań zmierzających do ograniczenia emisji i prowadzenie intensywnych badań naukowych dotyczących poznania ich biologicznego oddziaływania.

### Summary

In recent years, the problem of air pollution is gaining importance due to the relatively high level of pollution in Poland compared to other European countries and the increasing knowledge about the negative impact of pollution on human health. In addition to the effects on the respiratory system and cardiovascular system, air pollution, in particular suspended particulate matter, also have a significant impact on the nervous system and neurodegenerative processes. They accelerate the natural aging process, increase the risk of morbidity and exacerbate the course of many neurodegenerative diseases, such as Alzheimer's disease, Parkinson's disease and multiple sclerosis. Air pollutants enter the body through the respiratory system into the circulatory system and subsequently brain.

The smallest particles reach the central nervous system also directly through the

olfactory epithelium and the olfactory nerve. Both in peripheral organs and in the brain they stimulate the synthesis of free radicals and inflammatory processes, which consequently causes oxidative stress, impaired mitochondrial function and ultimately neuronal death. These processes are considered to be the main mechanisms of the negative impact of air pollution on the body and are also the main pathomechanisms of neurodegeneration. Poor air quality and still insufficient knowledge about the toxicity of pollutants justify undertaking activities aimed at reducing emissions and conducting intensive scientific research on understanding their biological impact.

## Wstęp

Zagadnienie czystości powietrza cieszy się dużym zainteresowaniem opinii publicznej. Jest to jak najbardziej zrozumiałe, gdyż coraz więcej danych w piśmiennictwie naukowym wskazuje, że zanieczyszczenie powietrza negatywnie wpływa na zdrowie ludzi [1]. Niepokój budzą nie tylko zdarzające się co jakiś czas epizody smogowe będące skutkiem działalności człowieka lub naturalnych procesów ale przede wszystkim utrzymujący się relatywnie wysoki poziom zanieczyszczenia w porównaniu z innymi krajami europejskimi. Obecny, wysoce niezadowalający, stan czystości powietrza w Polsce, a szczególnie w Małopolsce i na Śląsku, jest w znacznej mierze wynikiem struktury wykorzystywania paliw i ich jakości [2]. W niektórych sytuacjach duże znaczenie mają również uwarunkowania geograficzne i klimatyczne [3,4]. Wiarygodne źródła [5] podają, że Polska należy do najbardziej zanieczyszczonych obszarów Europy. Szacuje się, że tylko zanieczyszczenie pyłem zawieszonym PM<sub>2,5</sub> powoduje w Polsce ponad 46 tys. przedwczesnych zgonów oraz skrócenie życia o ponad 553 tys. lat [5]. Te przykładowe dane wskazują na niezwykle istotny wpływ jakości powietrza na zdrowie ludzi i uzasadniają podejmowanie działań zmierzających do poprawy istniejącego stanu.

Zdrowie jest jedną z najwyższych wartości dla człowieka, a potrzeba zachowania zdrowia jest jedną z podstawowych potrzeb [6]. Jest elementem poczucia bez-pieczności i w znacznym stopniu determinuje podejmowane działania. Jakość powietrza znacząco wpływa na zdrowie i tym samym na funkcjonowanie jednostek i całych społeczeństw. W ostatnich latach wzrasta świadomość społeczna w zakresie bezpieczeństwa ekologicznego. Stan powietrza jest jednym z ważnych elementów tego rodzaju bezpieczeństwa [7], co znajduje odzwierciedlenie w różnego rodzaju oddolnych działaniach społecznych (np. Krakowski Alarm Smogowy [8]).

W Polsce znaczna część populacji jest narażona na zanieczyszczenia powietrza, gdyż największe stężenia występują w rejonach najgęściej zaludnionych. Badania kliniczne wskazują na znaczący negatywny wpływ na zdrowie. Jednak pomimo intensywnych badań prowadzonych na całym świecie, mechanizmy tych oddziaływań nie są w pełni poznane. Dlatego podejmowanie działań zmierzających do ograniczenia emisji zanieczyszczeń i prowadzenie intensywnych badań naukowych dotyczących poznania ich toksyczności są w pełni uzasadnione.

## Zdrowotne skutki ekspozycji na zanieczyszczenie powietrza

Zanieczyszczenie powietrza jest istotnym czynnikiem ryzyka wielu chorób [1,9,10]. W zależności od warunków ekspozycji i źródła zanieczyszczeń, a więc ich składu chemicznego i właściwości fizycznych, biologiczne i zdrowotne skutki mogą być odmienne [11,12]. Krótkotrwała ekspozycja (w okresie od kilku godzin do kilku dni) na wysokie

stężenia zanieczyszczeń powoduje przede wszystkim ostrą reakcję organizmu, głównie u najbardziej wrażliwych grup ludności: dzieci, kobiet w ciąży, osób w podeszłym wieku i osób cierpiących z powodu przewlekłych chorób układu krążenia i układu oddechowego [1,13–16]. Efekty takiej ostrej reakcji obejmują: przedwczesne zgony, nasilenie objawów chorób układu krążenia i oddechowego, zwiększoną liczbę wizyt lekarskich, interwencji pogotowia ratunkowego i hospitalizacji, wzrost liczby dni absencji szkolnej i w pracy oraz wzrost konsumpcji leków. Długotrwała ekspozycja nawet na relatywnie niskie stężenia zanieczyszczeń w okresie wielu lat wywołuje głównie choroby przewlekłe [17] a jej efekty obejmują: zwiększoną śmiertelność z powodu chorób układu krwionośnego i oddechowego oraz chroniczne ich występowanie [13–16], nowotwory płuc [18,19], zaburzenia funkcji rozrodczych [20], niską masę urodzeniową i zaburzenia w rozwoju postnatalnym [21–23] oraz zaburzenia rozwoju i funkcjonowania układu nerwowego [24–26].

### Neurodegeneracja

Neurodegeneracja jest stanem patologicznym, w którym układ nerwowy lub komórka nerwowa (neuron) zatracą swe funkcje, strukturę lub równocześnie strukturę i funkcje [27]. Z reguły prowadzi to do śmierci neuronów i jest to proces nieodwracalny, gdyż neurony generalnie nie dzielą się. Termin „neurodegeneracja” jest zwykle używany do określania patologii, które są ograniczone do ośrodkowego układu nerwowego (OUN), i które są pierwotnymi chorobami neuronalnymi [27]. Najczęściej występującymi chorobami neurodegeneracyjnymi są: choroba Alzheimera (AD) i choroba Parkinsona (PD) [28]. Do chorób neurodegeneracyjnych niektórzy autorzy zaliczają również stwardnienie rozsiane (MS), gdyż jest to co prawda choroba demielinizacyjna, ale śmierć neuronów następuje z powodu zniszczenia ich aksonów. Zmiany neurodegeneracyjne są również związane z naturalnym procesem starzenia [29]. Neurodegeneracja towarzyszy też wielu innym chorobom układu nerwowego, takim jak: depresja [30], zaburzenia związane ze stresem [31], zaburzenia lękowe [32] czy autyzm [33].

Ogólnie, choroby neurodegeneracyjne pojawiają się w późniejszym wieku i charakteryzują się postępującą dysfunkcją lub utratą określonych populacji neuronów, co determinuje obraz kliniczny choroby. Behawioralnie przejawiają się jako zaburzenia funkcji poznawczych oraz zaburzenia motoryczne i somatyczne. Na poziomie anatomicznym stwierdza się różnorodne zmiany strukturalne w określonych obszarach mózgu. Towarzyszą im zmiany funkcjonalne i biochemiczne. Histologicznie obserwuje się zewnątrz-lub wewnątrzkomórkową akumulację nieprawidłowych białek oraz symptomy śmierci komórek. Pomimo różnic w obrazie klinicznym, zaburzenia funkcji i śmierć neuronów są spowodowane wspólnymi dla wielu chorób mechanizmami neurodegeneracji [34,35]. Obejmują one: nieprawidłową syntezę i degradację białek, stres oksydacyjny w wyniku nadmiernej syntezy wolnych rodników, zaburzenia funkcji mitochondriów i energetyki komórki oraz indukcję procesów o charakterze zapalnym i aktywację mikrogleju.

Białka pełniące w komórce różnorodne funkcje strukturalne i enzymatyczne, są też szczególnie podatne na zaburzenia strukturalne. Dla prawidłowego funkcjonowania białek niezbędne jest zachowanie ich poprawnej trójwymiarowej konformacji. Nieprawidłowo ukształtowane białka tracą swoją funkcjonalność, niekiedy są toksyczne i mają tendencję do tworzenia konglomeratów.

Neurony są komórkami wybitnie rozwiniętymi przestrzennie a transport wewnątrz-



komórkowy odgrywa kluczową rolę dla ich funkcji. Powstawanie wewnątrzkomórkowych złogów utrudnia m. in. ten proces, co przyczynia się do zaburzeń w neuroprzekaznictwie. Agregaty białkowe powodują też zaburzenia funkcji mitochondriów i nadmierną syntezę wolnych rodników tlenowych (ROS) powodując w konsekwencji upośledzenie funkcji neuronów i ich śmierć [36]. Komórki posiadają mechanizmy umożliwiające aktywne nadawanie nowo syntetyzowanym białkom właściwej konformacji oraz usuwanie nieprawidłowo ukształtowanych białek. Procesy te utrzymują homeostazę w zakresie poprawności struktury białek a ich zaburzenia prowadzą do śmierci komórek i występują jako jeden z głównych patomechanizmów wielu chorób neurodegeneracyjnych, w tym w AD i PD [28,37,38].

Wolne rodniki, w szczególności ROS, są związkami niezwykle reaktywnymi chemicznie. Powstają w mitochondriach w wyniku aktywności łańcucha oddechowego, głównie w postaci anionu nadtlenkowego ( $O_2^-$ ) [36,39,40]. W niewielkich stężeniach wolne rodniki uczestniczą w sygnalizacji wewnątrzkomórkowej a w niektórych komórkach układu odpornościowego (monocytach, makrofagach, granulocytach) służą jako mechanizm cytotoxyczności w wewnątrzkomórkowej eliminacji pochłoniętych (w drodze fagocytozy) drobnoustrojów [41]. Biorą też udział w regulacji funkcji tych komórek [42]. W komórkach istnieją liczne enzymatyczne i nieenzymatyczne mechanizmy antyoksydacyjne, które utrzymują równowagę oksydoredukcijną. Niekontrolowane powstawanie wolnych rodników przewyższające potencjał antyoksydacyjny komórki, spowodowane zaburzeniami procesów oddechowych w mitochondriach lub ich syntezą, np. przy udziale jonów metali przejściowych, powoduje stan stresu oksydacyjnego. Wolne rodniki wywołują zmiany oksydacyjne wielu biologicznie ważnych cząsteczek: białek, lipidów i kwasów nukleinowych, co prowadzi do utraty ich funkcjonalności [36,39,40]. Powodują też zaburzenia procesów oddechowych i upośledzenie wytwarzania nośników energii, co prowadzi do uruchomienia apoptotycznej śmierci komórki a w skrajnych sytuacjach, do nekrozy.

Mózg stanowi około 2% masy ciała a wykorzystuje aż około 20% ogólnego zapotrzebowania organizmu na tlen. Niezbędna do życia komórek energia chemiczna powstaje w mitochondriach w wyniku działania łańcucha oddechowego. Około 85% zużywanego w komórce tlenu jest wykorzystywane do wytwarzania energii w postaci ATP a około 5% generuje ROS [39,40]. Nawet niewielkie zaburzenia funkcjonowania łańcucha oddechowego lub zaburzenia mechanizmów antyoksydacyjnych mogą spowodować stres oksydacyjny, co prowadzi do dalszej eskalacji procesu prowadzącego do uszkodzenia mitochondriów i utraty ich funkcji. Mitochondria są bowiem głównym źródłem wolnych rodników i równocześnie pierwszym celem ich negatywnego działania. Zawierają błony lipidowe, białka enzymatyczne i mitochondrialne DNA, molekuly niezwykle istotne dla procesów życiowych i równocześnie podatne na uszkodzenia oksydacyjne przez wolne rodniki, w bezpośredniej bliskości ich powstawania [36,39,43].

Neurony są komórkami długowiecznymi o czasie życia zbliżonym do czasu życia organizmu, i z bardzo nielicznymi wyjątkami, nie dzielą się. W związku z tym, w neuronach dochodzi do akumulacji wszelkich negatywnych zmian w ich strukturze i funkcji, co w konsekwencji powoduje ich śmierć bez możliwości zastąpienia komórkami potomnymi. Neurony charakteryzują się wyjątkowo rozbudowaną morfologią połączoną z kompartmentalizacją na: ciało komórki, akson, dendryty i szczególnie rodzaj kompartmentu - synapsy. Mogą mieć ponad 1 m długości, co stanowi duże wyzwania dla mechanizmów wewnątrzkomórkowego transportu oraz dystrybucji mitochondriów i nośników energii [39,44]. W porównaniu do innych komórek posiadają wyjątkowo dużą

powierzchnię błony komórkowej bogatej w lipidy zawierające podatne na atak ROS nienasycone kwasy tłuszczowe.

W odróżnieniu od innych komórek, neurony są komórkami pobudliwymi i wymagają dodatkowej energii do utrzymania właściwego potencjału błonowego oraz generowania i przewodzenia potencjałów czynnościowych, jak również do wew-nątrzkomórkowego transportu neuroprzekaźników [39,40]. Wszystko to sprawia, że neurony są szczególnie podatne i wrażliwe na zaburzenia energetyki komórki i stres oksydacyjny. Stres oksydacyjny i upośledzenie funkcji mitochondriów są uważane za jedne z głównych i pierwotnych patomechanizmów neurodegeneracji, i są stwierdzane w większości chorób neurodegeneracyjnych, w tym PD, AD i MS oraz w trakcie fizjo-logicznego starzenia układu nerwowego [36,39,43].

OUN jest miejscem immunologicznie uprzywilejowanym. Układ ten jest odizolowany funkcjonalną barierą krew-mózg, która zapobiega przenikaniu patogenów, toksyn i obwodowych procesów patologicznych, w tym procesów zapalnych. Tworzą ją komórki endotelialne ścian naczyń krwionośnych, pericyty (subpopulacja makrofagów związana z naczyniami krwionośnymi) i astrocyty przy współudziale komórek mikrogleju [45]. Mikroglej to szczególna populacja makrofagów tkankowych występująca w OUN, która stanowi nawet do 16% komórek (w zależności od struktury mózgu) i pełni różnorodne funkcje: uczestniczy w tworzeniu i usuwaniu synaps, wykrywa i zwalcza infekcje, eliminuje uszkodzone komórki i złogi tkankowe oraz wspomaga naprawę tkanki nerwowej i przywrócenie jej normalnej funkcji [46]. Komórki mikrogleju ulegają prozapalnej aktywacji pod wpływem endogennych czynników uszkodzających komórki lub pod wpływem obwodowych sygnałów prozapalnych. W ten sposób obwodowa aktywacja układu odpornościowego i procesy zapalne mogą indukować analogiczne procesy w OUN, szczególnie w sytuacji upośledzenia szczelności bariery krew-mózg [45]. Prozapalna aktywacja komórek mikrogleju powoduje zmianę ich morfologii, nasilenie ekspresji wielu markerów powierzchniowych i uwalnianie mediatorów migracji (chemokin) ułatwiających napływ obwodowych komórek układu odpornościowego do OUN, uwalnianie wolnych rodników tlenowych i azotowych oraz syntezę cytotoksycznych cytokin takich jak: czynnik martwicy nowotworów alfa (TNF- $\alpha$ ), interleukiny 1 beta (IL-1 $\beta$ ) czy interferonów [46]. Procesy te zmierzają do usunięcia patogenów lub uszkodzonych komórek a w dalszej perspektywie,

do wygaszenia stanu zapalnego, przebudowy tkanki i przywrócenia jej normalnej funkcji. W stanach patologicznych dochodzi do niekontrolowanej prozapalnej aktywacji mikrogleju, co może prowadzić do wtórnego uszkodzenia okolicznych komórek i eskalacji zjawiska. W patomechanizmach neurodegeneracji istotną rolę odgrywają procesy zapalne, zarówno generowane na obwodzie jak i toczące się w ośrodkowym układzie nerwowym. Przykładem takiego procesu jest MS, w którym na obwodzie dochodzi do indukcji odpowiedzi immunologicznej na peptydy osłonki mielinowej włókien nerwowych a proces ten przenosi się do OUN powodując ostatecznie neurodegenerację [44]. Bezpośrednia prozapalna aktywacja mikrogleju występuje również w wyniku uszkodzenia neuronów spowodowanego stresem oksydacyjnym i zaburzeniami energetyki komórek, obecnością złogów nieprawidłowych białek oraz czynnikami infekcyjnymi i toksynami [47,48]. Sam stres oksydacyjny również prozapalnie aktywuje komórki mikrogleju bowiem stan oksydoredukcyjny mikrośrodowiska jak również obecność ROS wpływają na funkcjonalny status makrofagów [42]. Aktywacja mikrogleju i procesy zapalne w OUN są powszechnie obserwowane w przebiegu wielu chorób neurodegeneracyjnych oraz w naturalnym procesie starzenia i uważa się je za jedne z ważniejszych ich patomechanizmów [44,47,48].

### Zanieczyszczenia powietrza a procesy neurodegeneracyjne

Coraz liczniejsze doniesienia w piśmiennictwie naukowym wskazują na związek pomiędzy zanieczyszczeniem powietrza a zapadalnością lub przebiegiem chorób neurodegeneracyjnych. Najwięcej danych klinicznych w piśmiennictwie dotyczy wpływu zanieczyszczeń na funkcje poznawcze u osób dorosłych i w podeszłym wieku. Długotrwała (wieloletnia) ekspozycja na zanieczyszczenia powietrza wykazuje istotny związek z wcześniejszym wystąpieniem symptomów starzenia, łagodnymi zaburzeniami poznawczymi i demencją [21,24,49–51]. Wykazano również wzrost ryzyka zachorowania na najczęściej występujące w populacji ludzkiej choroby neurodegeneracyjne: AD [24,52], PD [53,54] i MS [55,56] oraz pogorszenie ich przebiegu. W nielicznych badaniach post mortem wykazano, że zanieczyszczenie powietrza powoduje w mózgu wzrost ekspresji markerów prozapalnej aktywacji: IL-1 $\beta$  i cyklooksygenazy 2 oraz zwiększenie zawartości metali: manganu, niklu i chromu, jak również nasilenie częstości występowania złogów nieprawidłowych białek charakterystycznych dla AD i PD nawet u dzieci i młodych osób [57,58]. Przyżyciowe badania obrazowe mózgu wykazały, że zanieczyszczenie powietrza nie wpływa na budowę istoty szarej i hipokampa, natomiast znacząco zmniejsza objętość istoty białej i zwiększa częstość występowania mikroudarów niedokrwiennych i krwotocznych [24,59].

Zanieczyszczenie powietrza wpływa też na przebieg innych chorób OUN, w których współwystępuje neurodegeneracja. Wykazano podwyższenie ryzyka wystąpienia i pogorszenie przebiegu zaburzeń psychicznych takich jak: depresja, schizofrenia, zaburzenia lękowe, ADHD i autyzm oraz zwiększenie liczby samobójstw i nasilenie przestępczości wśród osób z zaburzeniami lękowymi [60–62].

Szczególnie negatywne oddziaływanie zanieczyszczenia powietrza odnotowano w przypadku dzieci i kobiet w ciąży. U dzieci do 6. roku życia trwa intensywny rozwój płuc. Dzieci mają znacznie większą niż dorośli powierzchnię płuc w przeliczeniu na masę ciała [14]. W wieku dziecięcym trwa też intensywny rozwój mózgu i jego konsolidacja funkcjonalna, dlatego zaburzenia tych procesów łatwiej prowadzą do nieodwracalnych zmian [63]. Prenatalna lub postnatalna ekspozycja jest związana z występowaniem różnorodnych zaburzeń w późniejszym wieku, takich jak: niższy iloraz inteligencji, zwiększona impulsywność, obniżone zdolności poznawcze, ADHD i zaburzenia autystyczne [21,49,64,65]. W badaniach obrazowych stwierdzono zmniejszenie objętości istoty białej i zaburzenia mielinizacji [59]. Badania biochemiczne wykazały obecność w krwi przeciwciał przeciw niektórym białkom neuronalnym i mielinie [24] a badania post mortem - zwiększoną zawartość niektórych metali w mózgu i obecność złogów podobnych do obecnych u chorych na AD i PD [57,58].

Opisane zaburzenia negatywnie wpływają na perspektywy życiowe dzieci narażonych na zanieczyszczenia powietrza i z dużym prawdopodobieństwem mogą zwiększać ryzyko zachorowania w przyszłości na choroby neurodegeneracyjne. Skutki obecnych zaniedbań w zakresie ochrony społeczeństwa przed zanieczyszczeniami powietrza mogą więc być dalekosiężne i okazać się w przyszłości znacznie większe niż obecnie, ponieważ negatywne zdrowotne efekty bieżącej ekspozycji pojawiają się dopiero po upływie nawet kilkunastu lat.

### **Drogi oddziaływania zanieczyszczeń powietrza**

Najbardziej oczywistym jest wpływ zanieczyszczenia powietrza na układ oddechowy i poprzez układ oddechowy. Układ ten jest też pierwszym celem ich negatywnego oddziaływania [13]. Zanieczyszczenia gazowe przenikają bezpośrednio do krwi w pęcherzykach płucnych, natomiast wchłanianie aerozoli złożonych z fazy stałej i/lub ciekłej jest nieco bardziej skomplikowane [63,66,67]. Znaczna część masy zanieczyszczeń, głównie duże cząstki pyłu zawieszonego (PM10), są wychwytywane i usuwane już w górnych drogach oddechowych. Cząstki mniejsze (PM2,5) i PM1 docierają wprawdzie głębiej, do drzewa oskrzelowego, ale stamtąd również są w większości usuwane wraz ze śluzem pokrywającym drogi oddechowe. Najdrobniejsze cząstki (PM0,1) wnikają do pęcherzyków płucnych i mogą przechodzić bezpośrednio do naczyń krwionośnych bądź są pochłaniane przez makrofagi płucne i inne komórki układu odpornościowego, co prowadzi do ich prozapalnej aktywacji oraz lokalnego stresu oksydacyjnego. Z układu krążenia, cząstki zanieczyszczeń niesione przez krew mogą przechodzić przez barierę krew-mózg do OUN. Część najmniejszych cząstek może przenikać bezpośrednio do mózgu z jamy nosowej lub ustnej poprzez nabłonek węchowy i nerw węchowy oraz nerw trójdzielny [63,66,67].

Kinetyka tych procesów zależy od wielkości cząstek oraz ich właściwości fizycznych i chemicznych. Ogólnie, najdrobniejsze cząstki wywierają najsilniejsze działanie biologiczne ze względu na olbrzymią powierzchnię w przeliczeniu na masę, i w związku z tym dużą reaktywność chemiczną [13]. W ustroju, cząstki zanieczyszczeń pokrywają się białkami i lipidami, co zasadniczo wpływa na ich właściwości biochemiczne i możliwości translokacji do różnych kompartmentów organizmu [67].

Znaczna część zanieczyszczeń eliminowanych z górnych dróg oddechowych jest połykana wraz ze śliną i śluzem, i jest wchłaniana przez przewód pokarmowy. W przewodzie pokarmowym zanieczyszczenia wywierają negatywny wpływ na florę jelitową, zmieniając jej naturalny skład i indukując chroniczną tendencję prozapalną w organizmie [68,69]. Procesy te mogą odgrywać istotną rolę w patomechanizmach chorób psychicznych i neurodegeneracyjnych [70,71].

### **Mechanizmy neurotoksyczności zanieczyszczeń powietrza**

Pomimo ogromnej różnorodności w składzie chemicznym i właściwościach fizycznych zanieczyszczeń powietrza najczęściej opisywanymi mechanizmami toksyczności są: indukcja stresu oksydacyjnego oraz procesów zapalnych, zarówno na obwodzie jak i w OUN [67]. Te dwa zjawiska są również uważane za jedno z najważniejszych patomechanizmów neurodegeneracji [34,35].

Dane z piśmiennictwa wskazują, że negatywne skutki zanieczyszczeń powietrza na zdrowie człowieka mogą być związane z określonymi pierwiastkami, związkami chemicznymi lub ich grupami. Dane te wskazują na komponentę organiczną oraz metale grup przejściowych jako na najsilniej związane z niekorzystnymi efektami zdrowotnymi [11,12]. Zarówno organiczne, jak i nieorganiczne składniki zanieczyszczeń mogą generować ROS bezpośrednio na swojej powierzchni bądź jako odpowiedź komórki lub całego organizmu. Metale grup przejściowych obecne w pyłe zawieszonym, pełnią rolę katalizatorów w reakcji Fentona, będącej źródłem ROS, zaś bardzo zróżnicowana frakcja

organiczna indukuje ekspresję cytochromu CYP450 (CYP1A1) i wzmaga wytwarzanie ROS z zaangażowaniem enzymów biotransformacji ksenobiotyków [40].

Ogólna reakcja organizmu na zanieczyszczenia jest bardziej złożona a stres oksydacyjny i procesy zapalne są ściśle wzajemnie powiązane. W płucach cząstki zanieczyszczeń są pochłaniane (fagocytowane) przez makrofagi płucne i inne fagocyty.

W wyniku fagocytozy dochodzi aktywacji komórki i uruchomienia wewnątrzkomórkowych mechanizmów syntezy ROS wykorzystywanych do wewnątrzkomórkowego zabijania patogenów [41]. Intensywna synteza ROS powoduje zmianę statusu oksydoredukcyjnego makrofagów i ich prozapalną aktywację [42]. Wiąże się to z uwalnianiem do krążenia licznych mediatorów stanu zapalnego aktywujących układ odpornościowy (cytokin prozapalnych), czynników migracji komórek (chemokin) oraz wzrostem ekspresji cząsteczek adhezyjnych na różnych typach komórek, w tym komórek układu odpornościowego i komórek endotelialnych naczyń krwionośnych. W efekcie może to doprowadzić do rozszczelnienia bariery krew-mózg i napływu obwodowych komórek układu odpornościowego do mózgu, co jest jednym z patomechanizmów procesu zapalnego w OUN [47]. W ten sposób indukowane zanieczyszczeniami powietrza obwodowe procesy zapalne przenoszą się do OUN i partycypują w neurodegeneracji.

Podobne zjawiska zachodzą w OUN pod wpływem przenikających tam drogą nerwową cząstek zanieczyszczeń. W OUN analogicznej aktywacji ulegają mózgowie makrofagi, czyli komórki mikrogleju. Aktywacja ta zachodzi w odpowiedzi na obecność cząstek w mózgu lub jako reakcja na napływające z obwodu sygnały prozapalne [47]. Intensywna synteza ROS w bezpośrednim sąsiedztwie neuronów prowadzi do stresu oksydacyjnego, zaburzenia energetyki komórek i upośledzenia ich funkcji, a w skrajnych sytuacjach do śmierci [72].

Jak już wspomniano w toku tego artykułu, stres oksydacyjny i procesy zapalne w OUN należą do typowych zjawisk obserwowanych w neurodegeneracji. Bardzo prawdopodobna jest więc interferencja procesów neurodegeneracyjnych z efektami zanieczyszczenia powietrza, na co wskazują badania kliniczne i doświadczalne. Potrzeba ograniczenia emisji zanieczyszczeń nabiera większego znaczenia w kontekście starzenia społeczeństwa. Choroby neurodegeneracyjne objawiają się bowiem w późnym wieku i po wielu latach ekspozycji. Dramatycznie upośledzają funkcjonowanie pacjentów i ich rodzin, co znacząco poszerza zakres ich negatywnego oddziaływania i podwyższa społeczne i finansowe koszty ponoszone w związku z ich występowaniem. Ochrona populacji ludzkiej przed zanieczyszczeniami powietrza nabiera więc w tym kontekście jeszcze innego wymiaru.

### Podsumowanie

Zanieczyszczenia powietrza mogą zasadniczo wpływać na procesy neurodegeneracyjne w OUN. Przyspieszają proces starzenia, zwiększają ryzyko zachorowania i zaostrzają przebieg wielu chorób neurodegeneracyjnych.

Pomimo znacznego zróżnicowania składu chemicznego i fizycznych właściwości zanieczyszczeń powietrza wspólnymi i najważniejszymi mechanizmami toksyczności są: stres oksydacyjny i procesy zapalne, indukowane zarówno na obwodzie jak i w OUN. Te dwa zjawiska są również zaangażowane w patomechanizmy neurodegeneracji. Negatywne oddziaływanie zanieczyszczeń dotyczy znacznej części populacji, gdyż największe stężenia występują w rejonach najgęściej zaludnionych. Skutki obecnych zaniedbań w zakresie ochrony społeczeństwa przed zanieczyszczeniami powietrza mogą być w przyszłości znacznie większe niż obecnie.

Dlatego działania zmierzające do ograniczenia emisji zanieczyszczeń i poznania

ich toksyczności są konieczne i społecznie w pełni uzasadnione.

Niniejsza praca została wykonana w ramach statutowej działalności Zakładu Biochemii Mózgu Instytutu Farmakologii PAN w Krakowie.

### Literatura

1. Mannucci PM, Harari S, Martinelli I, Franchini M. Effects on health of air pollution: a narrative review. *Intern Emerg Med* 2015;10:657–62. doi:10.1007/s11739-015-1276-7.
2. Raport o stanie środowiska w Polsce 2008. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska: Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa; 2010.
3. Bokwa A. Environmental Impacts of Long-Term Air Pollution Changes in Kraków, Poland. *Pol J Environ Stud* n.d.;17:673–86.
4. Jędruszkiewicz J, Czernecki B, Marosz M. The variability of PM10 and PM2.5 concentrations in selected Polish agglomerations: the role of meteorological conditions, 2006–2016. *Int J Environ Health Res* 2017;27:441–62. doi:10.1080/09603123.2017.1379055.
5. Air quality in Europe — 2017 report. European Environment Agency: Publications Office of the European Union, Luxembourg; 2017.
6. Konstańczak S. Zdrowie jako wartość ogólnospołeczna. *Stud Ecol Bioethicae* 2012;10:23–33.
7. Florek-Klęsek D. Zanieczyszczenie powietrza - zagrożenie XXI wieku. *Zesz Nauk Wyższej Szk Inform Zarządzania Adm* 2017;15:7–25.
8. Krakowski Alarm Smogowy n.d. <https://www.krakowskialarmsmogowy.pl/> (accessed August 1, 2018).
9. Gładysz J, Grzesiak A, Nieradko-Iwanicka B, Borzęcki A. Wpływ zanieczyszczenia powietrza na stan zdrowia i spodziewaną długość życia ludzi. *Probl Hig Epidemiol* 2010;91:178–80.
10. Treder M. Smog zagrożeniem bezpieczeństwa zdrowotnego w Polsce. *Rocz Bezpieczeństwa Międzynarodowego* 2017;11:191–204.
11. Rohr AC, Wyzga RE. Attributing health effects to individual particulate matter constituents. *Atmos Environ* 2012;62:130–52. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.07.036.
12. Wyzga RE, Rohr AC. Long-term particulate matter exposure: Attributing health effects to individual PM components. *J Air Waste Manag Assoc* 1995 2015;65:523–43. doi:10.1080/10962247.2015.1020396.
13. Anderson JO, Thundiyil JG, Stolbach A. Clearing the air: a review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *J Med Toxicol Off J Am Coll Med Toxicol* 2012;8:166–75. doi:10.1007/s13181-011-0203-1.
14. Kurt OK, Zhang J, Pinkerton KE. Pulmonary health effects of air pollution. *Curr Opin Pulm Med* 2016;22:138–43. doi:10.1097/MCP.0000000000000248.
15. Morakinyo OM, Mokgobu MI, Mukhola MS, Hunter RP. Health Outcomes of Exposure to Biological and Chemical Components of Inhalable and Respirable Particulate Matter. *Int J Environ Res Public Health* 2016;13. doi:10.3390/ijerph13060592.
16. Sanidas E, Papadopoulos DP, Grassos H, Velliou M, Tsioufis K, Barbetseas J, et al. Air pollution and arterial hypertension. A new risk factor is in the air. *J Am Soc Hypertens JASH* 2017;11:709–15. doi:10.1016/j.jash.2017.09.008.

17. Chen H, Goldberg MS, Villeneuve PJ. A systematic review of the relation between long-term exposure to ambient air pollution and chronic diseases. *Rev Environ Health* 2008;23:243–97.
18. Li R, Zhou R, Zhang J. Function of PM<sub>2.5</sub> in the pathogenesis of lung cancer and chronic airway inflammatory diseases. *Oncol Lett* 2018;15:7506–14. doi:10.3892/ol.2018.8355.
19. Santibáñez-Andrade M, Quezada-Maldonado EM, Osornio-Vargas Á, Sánchez-Pérez Y, García-Cuellar CM. Air pollution and genomic instability: The role of particulate matter in lung carcinogenesis. *Environ Pollut Barking Essex* 1987 2017;229:412–22. doi:10.1016/j.envpol.2017.06.019.
20. Carré J, Gatimel N, Moreau J, Parinaud J, Léandri R. Does air pollution play a role in infertility?: a systematic review. *Environ Health Glob Access Sci Source* 2017;16:82. doi:10.1186/s12940-017-0291-8.
21. Sram RJ, Veleminsky M, Veleminsky M, Stejskalová J. The impact of air pollution to central nervous system in children and adults. *Neuro Endocrinol Lett* 2017;38:389–96.
22. Suades-González E, Gascon M, Guxens M, Sunyer J. Air Pollution and Neuropsychological Development: A Review of the Latest Evidence. *Endocrinology* 2015;156:3473–82. doi:10.1210/en.2015-1403.
23. Zheng T, Zhang J, Sommer K, Bassig BA, Zhang X, Braun J, et al. Effects of Environmental Exposures on Fetal and Childhood Growth Trajectories. *Ann Glob Health* 2016;82:41–99. doi:10.1016/j.aogh.2016.01.008.
24. Babadjouni RM, Hodis DM, Radwanski R, Durazo R, Patel A, Liu Q, et al. Clinical effects of air pollution on the central nervous system; a review. *J Clin Neurosci Off J Neurosurg Soc Australas* 2017;43:16–24. doi:10.1016/j.jocn.2017.04.028.
25. Calderón-Garcidueñas L, Calderón-Garcidueñas A, Torres-Jardón R, Avila-Ramírez J, Kulesza RJ, Angiulli AD. Air pollution and your brain: what do you need to know right now. *Prim Health Care Res Dev* 2015;16:329–45. doi:10.1017/S146342361400036X.
26. de Prado Bert P, Mercader EMH, Pujol J, Sunyer J, Mortamais M. The Effects of Air Pollution on the Brain: a Review of Studies Interfacing Environmental Epidemiology and Neuroimaging. *Curr Environ Health Rep* 2018. doi:10.1007/s40572-018-0209-9.
27. Przedborski S. Neurodegeneration. *Neuroimmune Pharmacol.*, Springer, Boston, MA; 2008, p. 229–37. doi:10.1007/978-0-387-72573-4\_17.
28. Gawel M, Potulska-Chromik A. Choroby neurodegeneracyjne: choroba Alzheimera i Parkinsona. *Postępy Nauk Med* 2015;XXVIII.
29. Wyss-Coray T. Ageing, neurodegeneration and brain rejuvenation. *Nature* 2016;539:180–6. doi:10.1038/nature20411.
30. Brown GM, McIntyre RS, Rosenblatt J, Hardeland R. Depressive disorders: Processes leading to neurodegeneration and potential novel treatments. *Prog Neuropsychopharmacol Biol Psychiatry* 2018;80:189–204. doi:10.1016/j.pnpbp.2017.04.023.
31. Miller MW, Sadeh N. Traumatic stress, oxidative stress and post-traumatic stress disorder: neurodegeneration and the accelerated-aging hypothesis. *Mol Psychiatry* 2014;19:1156–62. doi:10.1038/mp.2014.111.
32. Perna G, Iannone G, Alciati A, Caldirola D. Are Anxiety Disorders Associated with Accelerated Aging? A Focus on Neuroprogression. *Neural Plast* 2016;2016:8457612. doi:10.1155/2016/8457612.
33. Kern JK, Geier DA, Sykes LK, Geier MR. Evidence of neurodegeneration in autism spectrum disorder. *Transl Neurodegener* 2013;2:17. doi:10.1186/2047-9158-2-17.

34. Sheikh S, Safia null, Haque E, Mir SS. Neurodegenerative Diseases: Multifactorial Conformational Diseases and Their Therapeutic Interventions. *J Neurodegener Dis* 2013;2013:563481. doi:10.1155/2013/563481.
35. Jellinger KA. Basic mechanisms of neurodegeneration: a critical update. *J Cell Mol Med* 2010;14:457–87. doi:10.1111/j.1582-4934.2010.01010.x.
36. Angelova PR, Abramov AY. Role of mitochondrial ROS in the brain: from physiology to neurodegeneration. *FEBS Lett* 2018;592:692–702. doi:10.1002/1873-3468.12964.
37. Zeng X-S, Geng W-S, Jia J-J, Chen L, Zhang P-P. Cellular and Molecular Basis of Neurodegeneration in Parkinson Disease. *Front Aging Neurosci* 2018;10:109. doi:10.3389/fnagi.2018.00109.
38. Jeong S. Molecular and Cellular Basis of Neurodegeneration in Alzheimer's Disease. *Mol Cells* 2017;40:613–20. doi:10.14348/molcells.2017.0096.
39. Grimm A, Eckert A. Brain aging and neurodegeneration: from a mitochondrial point of view. *J Neurochem* 2017;143:418–31. doi:10.1111/jnc.14037.
40. Pavlin M, Repič M, Vianello R, Mavri J. The Chemistry of Neurodegeneration: Kinetic Data and Their Implications. *Mol Neurobiol* 2016;53:3400–15. doi:10.1007/s12035-015-9284-1.
41. Sarniak A, Lipińska J, Tytman K, Lipińska S. Endogenous mechanisms of reactive oxygen species (ROS) generation. *Postepy Hig Med Doswiadczalnej Online* 2016;70:1150–65. doi:10.5604/17322693.1224259.
42. Tan H-Y, Wang N, Li S, Hong M, Wang X, Feng Y. The Reactive Oxygen Species in Macrophage Polarization: Reflecting Its Dual Role in Progression and Treatment of Human Diseases. *Oxid Med Cell Longev* 2016;2016:2795090. doi:10.1155/2016/2795090.
43. Nissanka N, Moraes CT. Mitochondrial DNA damage and reactive oxygen species in neurodegenerative disease. *FEBS Lett* 2018;592:728–42. doi:10.1002/1873-3468.12956.
44. Kawachi I, Lassmann H. Neurodegeneration in multiple sclerosis and neuromyelitis optica. *J Neurol Neurosurg Psychiatry* 2017;88:137–45. doi:10.1136/jnnp-2016-313300.
45. Liebner S, Dijkhuizen RM, Reiss Y, Plate KH, Agalliu D, Constantin G. Functional morphology of the blood-brain barrier in health and disease. *Acta Neuropathol (Berl)* 2018;135:311–36. doi:10.1007/s00401-018-1815-1.
46. Roman A, Kreiner G, Nalepa I. Macrophages and depression - a misalliance or well-arranged marriage? *Pharmacol Rep PR* 2013;65:1663–72.
47. Chen W-W, Zhang X, Huang W-J. Role of neuroinflammation in neurodegenerative diseases (Review). *Mol Med Rep* 2016;13:3391–6. doi:10.3892/mmr.2016.4948.
48. von Bernhardi R, Eugenín-von Bernhardi L, Eugenín J. Microglial cell dysregulation in brain aging and neurodegeneration. *Front Aging Neurosci* 2015;7:124. doi:10.3389/fnagi.2015.00124.
49. Clifford A, Lang L, Chen R, Anstey KJ, Seaton A. Exposure to air pollution and cognitive functioning across the life course-A systematic literature review. *Environ Res* 2016;147:383–98. doi:10.1016/j.envres.2016.01.018.
50. Allen JL, Klocke C, Morris-Schaffer K, Conrad K, Sobolewski M, Cory-Slechta DA. Cognitive Effects of Air Pollution Exposures and Potential Mechanistic Underpinnings. *Curr Environ Health Rep* 2017;4:180–91. doi:10.1007/s40572-017-0134-3.
51. Power MC, Adar SD, Yanosky JD, Weuve J. Exposure to air pollution as a potential contributor to cognitive function, cognitive decline, brain imaging, and dementia: A systematic review of epidemiologic research. *Neurotoxicology* 2016;56:235–53. doi:10.1016/j.neuro.2016.06.004.



52. Kilian J, Kitazawa M. The emerging risk of exposure to air pollution on cognitive decline and Alzheimer's disease - Evidence from epidemiological and animal studies. *Biomed J* 2018;41:141–62. doi:10.1016/j.bj.2018.06.001.
53. Lee H, Myung W, Kim DK, Kim SE, Kim CT, Kim H. Short-term air pollution exposure aggravates Parkinson's disease in a population-based cohort. *Sci Rep* 2017;7:44741. doi:10.1038/srep44741.
54. Ritz B, Lee P-C, Hansen J, Lassen CF, Ketzler M, Sørensen M, et al. Traffic-Related Air Pollution and Parkinson's Disease in Denmark: A Case-Control Study. *Environ Health Perspect* 2016;124:351–6. doi:10.1289/ehp.1409313.
55. Ashtari F, Esmaeil N, Mansourian M, Poursafa P, Mirmosayyeb O, Barzegar M, et al. An 8-year study of people with multiple sclerosis in Isfahan, Iran: Association between environmental air pollutants and severity of disease. *J Neuroimmunol* 2018;319:106–11. doi:10.1016/j.jneuroim.2018.02.019.
56. Roux J, Bard D, Le Pabic E, Segala C, Reis J, Ongagna J-C, et al. Air pollution by particulate matter PM10 may trigger multiple sclerosis relapses. *Environ Res* 2017;156:404–10. doi:10.1016/j.envres.2017.03.049.
57. Calderón-Garcidueñas L, Serrano-Sierra A, Torres-Jardón R, Zhu H, Yuan Y, Smith D, et al. The impact of environmental metals in young urbanites' brains. *Exp Toxicol Pathol Off J Ges Toxikol Pathol* 2013;65:503–11. doi:10.1016/j.etp.2012.02.006.
58. Calderón-Garcidueñas L, González-Maciel A, Reynoso-Robles R, Kulesza RJ, Mukherjee PS, Torres-Jardón R, et al. Alzheimer's disease and alpha-synuclein pathology in the olfactory bulbs of infants, children, teens and adults ≤ 40 years in Metropolitan Mexico City. APOE4 carriers at higher risk of suicide accelerate their olfactory bulb pathology. *Environ Res* 2018;166:348–62. doi:10.1016/j.envres.2018.06.027.
59. de Prado Bert P, Mercader EMH, Pujol J, Sunyer J, Mortamais M. The Effects of Air Pollution on the Brain: a Review of Studies Interfacing Environmental Epidemiology and Neuroimaging. *Curr Environ Health Rep* 2018. doi:10.1007/s40572-018-0209-9.
60. Buoli M, Grassi S, Caldiroli A, Carnevali GS, Mucci F, Iodice S, et al. Is there a link between air pollution and mental disorders? *Environ Int* 2018;118:154–68. doi:10.1016/j.envint.2018.05.044.
61. Casas L, Cox B, Bauwelinck M, Nemery B, Deboosere P, Nawrot TS. Does air pollution trigger suicide? A case-crossover analysis of suicide deaths over the life span. *Eur J Epidemiol* 2017;32:973–81. doi:10.1007/s10654-017-0273-8.
62. Lu JG, Lee JJ, Gino F, Galinsky AD. Polluted Morality: Air Pollution Predicts Criminal Activity and Unethical Behavior. *Psychol Sci* 2018;29:340–55. doi:10.1177/0956797617735807.
63. Heusinkveld HJ, Wahle T, Campbell A, Westerink RHS, Tran L, Johnston H, et al. Neurodegenerative and neurological disorders by small inhaled particles. *Neurotoxicology* 2016;56:94–106. doi:10.1016/j.neuro.2016.07.007.
64. Calderón-Garcidueñas L, Leray E, Heydarpour P, Torres-Jardón R, Reis J. Air pollution, a rising environmental risk factor for cognition, neuroinflammation and neurodegeneration: The clinical impact on children and beyond. *Rev Neurol (Paris)* 2016;172:69–80. doi:10.1016/j.neurol.2015.10.008.
65. Costa LG, Chang Y-C, Cole TB. Developmental Neurotoxicity of Traffic-Related Air Pollution: Focus on Autism. *Curr Environ Health Rep* 2017;4:156–65. doi:10.1007/s40572-017-0135-2.

66. Jayaraj RL, Rodriguez EA, Wang Y, Block ML. Outdoor Ambient Air Pollution and Neurodegenerative Diseases: the Neuroinflammation Hypothesis. *Curr Environ Health Rep* 2017;4:166–79. doi:10.1007/s40572-017-0142-3.
67. Wang Y, Xiong L, Tang M. Toxicity of inhaled particulate matter on the central nervous system: neuroinflammation, neuropsychological effects and neurodegenerative disease. *J Appl Toxicol JAT* 2017;37:644–67. doi:10.1002/jat.3451.
68. Mutlu EA, Comba IY, Cho T, Engen PA, Yazıcı C, Soberanes S, et al. Inhalational exposure to particulate matter air pollution alters the composition of the gut microbiome. *Environ Pollut Barking Essex* 1987 2018;240:817–30. doi:10.1016/j.envpol.2018.04.130.
69. Salim SY, Kaplan GG, Madsen KL. Air pollution effects on the gut microbiota: a link between exposure and inflammatory disease. *Gut Microbes* 2014;5:215–9. doi:10.4161/gmic.27251.
70. Sherwin E, Dinan TG, Cryan JF. Recent developments in understanding the role of the gut microbiota in brain health and disease. *Ann N Y Acad Sci* 2018;1420:5–25. doi:10.1111/nyas.13416.
71. Stefano GB, Pilonis N, Ptacek R, Raboch J, Vnukova M, Kream RM. Gut, Microbiome, and Brain Regulatory Axis: Relevance to Neurodegenerative and Psychiatric Disorders. *Cell Mol Neurobiol* 2018;38:1197–206. doi:10.1007/s10571-018-0589-2.
72. Peixoto MS, de Oliveira Galvão MF, Batistuzzo de Medeiros SR. Cell death pathways of particulate matter toxicity. *Chemosphere* 2017;188:32–48. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.08.076.