

ZAGROŻENIA ZDROWIA LUDZI I ICH ŚRODOWISKA PRZEZ CZĄSTKI STAŁE W OKOLICACH TRAS KOMUNIKACYJNYCH

ZDZISŁAW CHŁOPEK¹, KATARZYNA SUCHOCKA²

Przemysłowy Instytut Motoryzacji

Streszczenie

Pyły stanowią poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi i ich środowiska. Jednym ze znaczących źródeł emisji³ pyłów jest motoryzacja. Ze względu na dużą szkodliwość pyłów prawo coraz bardziej restrykcyjnie ogranicza ich imisję⁴ w powietrzu atmosferycznym. Początkowo była limitowana imisja frakcji cząstek stałych PM10 (o wymiarach charakterystycznych mniejszych od 10 μm), a od 2010 r. również frakcji cząstek stałych PM2.5 (o wymiarach charakterystycznych mniejszych od 2,5 μm). Zagrożenie środowiska pyłami ocenia się na podstawie pomiarów oraz na podstawie modelowania emisji zanieczyszczeń ze źródeł naturalnych i cywilizacyjnych oraz modelowania rozprzestrzeniania się tych zanieczyszczeń. W artykule przedstawiono modele imisji frakcji wymiarowych cząstek stałych ze źródeł motoryzacyjnych, tworzone na zasadzie podobieństwa funkcjonalnego (behawiorystyczne).

W modelach imisji cząstek stałych PM10 postuluje się rosnącą zależność imisji cząstek stałych PM10 od imisji tlenków azotu i tlenku węgla. W modelach imisji cząstek stałych PM2.5 postuluje się rosnącą zależność imisji cząstek stałych PM2.5 od imisji cząstek stałych PM10, a w modelach imisji cząstek stałych PM1 od imisji cząstek stałych PM2.5 i PM10. W artykule przedstawiono wyniki identyfikacji modeli imisji cząstek stałych PM10 i PM2.5 dla dwóch stacji nadzorowania jakości powietrza. Stwierdzono dużą wrażliwość współczynników modeli na warunki emisji zanieczyszczeń (zależne przede wszystkim od rodzajów źródeł emisji zanieczyszczeń) i ich rozprzestrzeniania się.

Słowa kluczowe: emisja zanieczyszczeń, cząstki stałe, motoryzacja

1. Wprowadzenie

Do najpoważniejszych zanieczyszczeń środowiska zalicza się pyły. Zwrócił uwagę na to już w 1524 r. Georgius Agricola, który w swym dziele „De re metalica” [1] pisał o szkodliwym

¹ Politechnika Warszawska, Instytut Pojazdów, Narbutta 84, 02-524 Warszawa, Polska, e-mail: zchlopek@simr.pw.edu.pl, tel. 22 234 85 59

² Przemysłowy Instytut Motoryzacji, Zakład Ochrony Środowiska i Wykorzystania Energii Naturalnej, Jagiellońska 55, 03-301 Warszawa, Polska, e-mail: k.suchocka@pimot.eu

³ Pojęcie emisji jako zjawisko oznacza – zgodnie z ustawą „Prawo ochrony środowiska” z dnia 27 kwietnia 2001 r. – oddziaływanie na środowisko przez wprowadzanie do niego substancji lub energii, uznanych za szkodliwe dla niego. Jako wielkość fizyczną pod pojęciem emisji zanieczyszczenia rozumie się masę zanieczyszczenia wprowadzanego do środowiska [1, 24, 28].

⁴ Imisja jest to stężenie zanieczyszczenia rozproszonego w powietrzu atmosferycznym, mierzone na wysokości 1,5 m nad poziomem nawierzchni Ziemi [21].

oddziaływaniu pyłów na zdrowie ludzi. Szczególnie w aglomeracjach miejskich spośród najczęściej występujących przekroczeń dopuszczalnych wartości imisji zanieczyszczeń wymienia się imisje cząstek stałych PM10 i PM2.5 [2, 4, 8–11, 14, 15, 17, 25,]. Pyły składają się z cząstek o różnych wymiarach. Pył jest definiowany jako faza rozproszona układu dwufazowego, składającego się z ciała stałego – małych cząstek stałych, zawieszonych w gazowej fazie rozpraszającej – powietrzu [21, 32]. Cząstki stałe (inaczej ziarna) pyłów mają w ogólności kształt inny niż kulisty. W związku z tym do oceny wymiarów charakterystycznych cząstek pyłów stosuje się pojęcia wymiarów zastępczych. Istnieje wiele sposobów formułowania wymiarów zastępczych. Sposoby te są zależne przede wszystkim od stosowanych metod pomiarowych, określonych w stosownych przepisach [3, 16, 29, 30, 31]. Ponieważ zazwyczaj odnosi się cząstki pyłów do porównywalnych ziaren o kształcie kulistym, w artykule będzie stosowany termin: średnica zastępcza lub wymiar zastępczy.

W zależności od umownych wymiarów cząstek pyłu wyróżnia się [3, 16, 18, 29, 30, 31]:

- całkowity pył zawieszony TSP (*total suspended particles*) – o wymiarze zastępczym cząstek mniejszym niż 300 μm ,
- pył drobnoziarnisty – o wymiarze zastępczym cząstek mniejszym niż 75 μm , osiadających pod wpływem swojego ciężaru, ale mogących przez pewien czas pozostawać w zawieszeniu,
- pył drobny PM10 – o wymiarze zastępczym cząstek mniejszym niż 10 μm ,
- pył drobny PM2.5 – o wymiarze zastępczym cząstek mniejszym niż 2,5 μm ,
- pył PM1 – o wymiarze zastępczym cząstek mniejszym niż 1 μm ,
- nanocząstki⁵ – o wymiarze zastępczym cząstek mniejszym niż 100 nm [24, 28] (pyły niewidzialne).

Cząstki stałe PM10 i PM2.5 są definiowane w normach, określających metodę pomiaru ich wymiarów. Cząstki stałe PM10 to pył przechodzący przez otwór sortujący, zdefiniowany w metodzie poboru próbek i badania cząstek PM10 wg EN 12341 przy 50% granicy sprawności dla średnicy aerodynamicznej mniejszej niż 10 μm [16, 30, 31]. Cząstki stałe PM2.5 są określane jako pył przechodzący przez otwór sortujący, zdefiniowany w metodzie poboru próbek i badania cząstek PM2.5 wg EN 14907 przy 50% granicy sprawności dla średnicy aerodynamicznej mniejszej niż 2,5 μm [16, 30, 31]. Analogicznie definiuje się inne frakcje wymiarowe cząstek stałych, np. cząstki stałe PM1.

Spotykane są również nazwy: pył respirabilny [16, 18, 30, 31] oraz frakcje wymiarowe zależne od głębokości penetracji układu oddechowego ludzi [16, 18, 30, 31].

Pył respirabilny to zbiór cząstek przechodzących przez selektor wstępny o charakterystyce przepuszczalności według wymiarów zastępczych cząstek opisanej logarytmiczno-normalną funkcją prawdopodobieństwa ze średnią wartością średnicy aerodynamicznej ($3,5 \pm 0,3$) μm i z odchyleniem standardowym ($1,5 \pm 0,1$) μm .

Według normy EN-481 [16] zdefiniowane są dwie frakcje pyłu:

- frakcja wdychana (przedostaje się przez usta i nos),
- frakcja płucna (pył docierający do oskrzeli).

⁵ Istnieją pewne różnice w definiowaniu pojęcia nanocząstek. Wynika to w znacznej mierze ze spontaniczności wprowadzania tego pojęcia zarówno w nauce, jak i w działalności pozanaukowej, a także z powodu pewnej skłonności do przyswajania w ostatnich latach przez naukę komercyjnych określeń. Spotyka się zatem jako górną granicę określenia nanocząstek również wartość 50 nm, a nawet 1 μm [24, 28].

Penetracja układu oddechowego przez pyły jest uzależniona od wymiarów cząstek stałych [18, 22, 25, 30, 32]. Frakcja wdychana zawiera cząstki o wymiarach zastępczych mniejszych niż 100 μm . Cząstki o wymiarach zastępczych większych niż 30 μm są zatrzymywane w górnym odcinku dróg oddechowych (nos, jama ustna, gardło, krtań), a następnie wydalane ze śluzem. Do środkowego odcinka dróg oddechowych (tchawica, oskrzela, oskrzeliki) przedostaje się frakcja płucna, której wymiary zastępcze nie przekraczają 20 μm . Cząstki te mogą się kumulować w górnych i środkowych odcinkach dróg oddechowych. Do obszaru wymiany gazowej (pęcherzyki płucne) dostają się cząstki o wymiarach zastępczych mniejszych niż 7 μm . Stanowią one podstawową składową pyłu respirabilnego, który zalega dość długo, powodując zmiany chorobowe. Cząstki o wymiarach zastępczych mniejszych od 2,5 μm dostają się nawet do najgłębszych partii płuc, gdzie są kumulowane. Pyły rozpuszczalne w cieczach biologicznych przenikają bezpośrednio do krwi.

Szkodliwość pyłów dla zdrowia ludzi i zwierząt zależy od wymiarów ziaren pyłów, ich składu chemicznego i mineralogicznego oraz od ich budowy fizycznej [18, 22, 25, 30, 32]. Ogólnie stwierdza się, że szczególnie szkodliwe dla zdrowia ludzi są pyły drobne, głęboko penetrujące układ oddechowy. Cząstki stałe PM10 i PM2.5 powodują liczne choroby układu oddechowego, takie jak: astma, chroniczny bronchit, są też czynnikiem wzmagającym objawy przewlekłej obturacyjnej choroby płuc (POChP) [22]. Do pyłów szczególnie szkodliwych dla zdrowia należą cząstki zawierające związki metali ciężkich (przede wszystkim arsenu, ołowiu, kadmu, niklu i rtęci) oraz ciężkie węglowodory pierścieniowe, z których wiele ma właściwości mutagenne lub kancerogenne.

Oprócz negatywnego oddziaływania pyłów na zdrowie ludzi i zwierząt stwierdza się również szkodliwe oddziaływanie pyłów na rośliny oraz na glebę i wody. Wspólnie z dwutlenkiem siarki, tlenkiem węgla i innymi związkami pyły przyczyniają się do powstawania zjawiska smogu londyńskiego [9]. Należy także zwrócić uwagę na fakt, że pyły ograniczają widoczność, co można uznać za czynnik zwiększający zagrożenie bezpieczeństwa [9].

Źródłami emisji pyłów są procesy zarówno naturalne (nieantropogenne), jak i cywilizacyjne (antropogenne) [32]. Do naturalnych źródeł emisji pyłów zalicza się przede wszystkim: wybuchy wulkanów, pożary lasów, erozję eoliczną, a także aerozole morskie, roślinne i zwierzęce. Antropogenne źródła pyłów są związane z działalnością cywilizacyjną, zarówno produkcyjną, jak i bytową, przede wszystkim domowymi paleniskami paliw stałych. Z procesów produkcyjnych wyróżnia się głównie przemysł energetyczny, cementowy i budownictwo oraz transport.

Transport samochodowy jest poważnym źródłem emisji pyłów [2, 4–11, 14, 15, 17, 24, 28, 33]. Jest to tym bardziej groźne, że w związku z użytkowaniem samochodów pyły są emitowane w dużej ilości przede wszystkim w centrach aglomeracji miejskich, gdzie jest narażonych na zanieczyszczenie powietrza dużo ludzi: zarówno mieszkańców, jak i osób przebywających czasowo.

Z silników spalinowych, przede wszystkim o zapłonie samoczynnym, są emitowane drobne cząstki stałe, składające się z osnowy węglowej (sadza) oraz frakcji organicznej i nieorganicznej, zawierających substancje szczególnie szkodliwe dla zdrowia ludzi, zarówno ciężkie związki organiczne (m.in. benzo-a-piren, benzo-a-antracen, benzo-b-fluoranten),

jak i metale ciężkie [2, 15, 24, 28, 33]. Częstki stałe zawarte w spalinach silników spalinowych zaliczają się do cząstek drobnych, w znacznej części o wymiarach zastępczych mniejszych od 10 μm [24, 28]. W spalinach silników o zapłonie iskrowym, przede wszystkim o wtrysku bezpośrednim, są zawarte cząstki bardzo drobne, tzw. nanocząstki [24], co prawda w niewielkim stężeniu, ale szczególnie groźne dla zdrowia ludzi. Z tego powodu kryterialne metody badań emisji tych cząstek odwołują się również do ich liczby, a nie tylko do ich masy.

Motoryzacyjnym źródłem emisji cząstek stałych są także: materiał wzniesiony z nawierzchni jezdnej przez poruszające się po niej pojazdy oraz pary trybologiczne w układzie pojazd – jezdni. Znaczącym źródłem emisji pyłów są pary trące w układzie hamulcowym. Ocenia się, że z układu hamulcowego samochodu osobowego w ciągu 1 roku może być emitowany pył o masie dochodzącej do 0,5 g [7]. Dodatkowo cząstki stałe pochodzące z układu hamulcowego zaliczają się do pyłów bardzo drobnych, w przeważającej części o wymiarach zastępczych rzędu pojedynczych mikrometrów i mniejszych od 1 μm [19, 20, 26]. Dominującym składnikiem cząstek stałych z układów hamulcowych jest żelazo i jego związki, przede wszystkim tlenki. Stwierdza się również w ziarnach pyłów obecność innych metali, m.in.: baru, magnezu, glinu, cynku, wapnia, miedzi, srebra, molibdenu, antymonu i chromu [19, 20, 26].

Emisja cząstek stałych obok emisji tlenków azotu zalicza się do najpoważniejszych problemów ekologicznych motoryzacji. W związku z tym są podejmowane liczne działania natury zarówno prawno-organizacyjnej, jak i technicznej, w celu ograniczenia emisji cząstek stałych. W zakresie emisji cząstek stałych z silników spalinowych przepisy homologacyjne umożliwiły radykalne zmniejszenie emisji tego zanieczyszczenia. Inne motoryzacyjne źródła emisji pyłów nie doczekały się do tej pory równie skutecznych działań. W związku z tymi problemami w Przemysłowym Instytucie Motoryzacji podjęto prace nad zmniejszeniem emisji cząstek stałych z układów hamulcowych pojazdów samochodowych. Opracowane laboratoryjne urządzenia do zmniejszania emisji cząstek stałych z układów hamulcowych okazały się w badaniach stanowiskowych bardzo skuteczne: wyznaczono współczynnik skuteczności zmniejszania emisji cząstek stałych z układu hamulcowego dochodzący do 0,8 [5–7]. Obecnie jest realizowany w Przemysłowym Instytucie Motoryzacji projekt rozwojowy Narodowego Centrum Badań i Rozwoju nr 10–0050–10/2010 pt. „Opracowanie urządzeń do ograniczenia emisji pyłów z tarczowych i bębnowych układów hamulcowych pojazdów samochodowych”.

W niniejszym artykule rozpatruje się problem oceny zagrożenia środowiska cząstkami stałymi w wielkich aglomeracjach miejskich. Jest to problem trudny, jako że ciągłe nadzorowanie emisji frakcji wymiarowych cząstek stałych jest możliwe tylko w nielicznych punktach pomiarowych, zazwyczaj na stacjach nadzorowania jakości powietrza. W pozostałych obszarach ocena zagrożenia środowiska pyłami jest możliwa tylko metodami pośrednimi: z wykorzystaniem modelowania emisji cząstek stałych ze źródeł motoryzacyjnych i rozprzestrzeniania się tych zanieczyszczeń lub modelowania emisji cząstek stałych.

2. Stan prawny ochrony środowiska przed zagrożeniem cząstkami stałymi

W Polsce można wymienić następujące źródła powszechnie obowiązującego prawa: Konstytucja RP, ustawy, ratyfikowane umowy międzynarodowe, rozporządzenia oraz akty prawa miejscowego.

Początkowo przepisy prawne w UE dotyczące ochrony ludzi i ich środowiska przed pyłami, odnosiły się do problemu pomiarów emisji całkowitego pyłu zawieszonego, później cząstek stałych PM₁₀, a gdy z badań wynikało, że najgroźniejsze dla zdrowia ludzi i dla środowiska są pyły drobne, zaczęto wprowadzać obowiązek pomiaru emisji pyłu PM_{2.5}. W przyszłości najprawdopodobniej zostaną wprowadzone obowiązki pomiarów emisji pyłów PM₁, które już w niektórych stacjach pomiarowych są badane. Do roku 2008 istniały cztery dyrektywy dotyczące jakości powietrza i jedna decyzja. Zostały one połączone w jeden dokument: dyrektywę Parlamentu Europejskiego 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy, czyli tzw. dyrektywę CAFE (*Clean Air for Europe*).

W dyrektywie zawarto nowe obowiązki państw członkowskich w zakresie nadzorowania i oceny emisji pyłu respirabilnego PM_{2.5}. Dyrektywa zawiera sześć głównych celów. Pierwszym jest zdefiniowanie i określenie działań, które dotyczą jakości powietrza i są wyznaczone w celu zapobiegania bądź ograniczania szkodliwego oddziaływania zanieczyszczeń powietrza na zdrowie ludzi i ich środowisko. Drugi cel dotyczy opracowania wspólnych metod i kryteriów oceny jakości powietrza we wszystkich państwach członkowskich. Trzecim celem jest wzajemna wymiana informacji dotyczących jakości powietrza, a także pomoc w ograniczaniu emisji zanieczyszczeń do powietrza, a co za tym idzie wspólne nadzorowanie długoterminowych trendów i poprawa stanu powietrza. Czwartym celem jest informowanie społeczeństwa o aktualnym stanie jakości powietrza. Piątym celem to utrzymywanie jakości powietrza, tam gdzie jest ona dobra, a tam gdzie przekroczone są limity emisji zanieczyszczeń, dążenie do poprawy stanu. Szóstym celem założonym w dyrektywie jest promowanie współpracy między państwami członkowskimi w zakresie ograniczania emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych do powietrza atmosferycznego.

Ocena jakości powietrza musi być dokonywana w każdej strefie oraz aglomeracji na terenie państwa. W przypadku przekroczenia górnego progu oszacowania emisji zanieczyszczenia, pomiary muszą być na tym obszarze stałe, jednak mogą być uzupełnione modelowaniem.

W sytuacji, gdy emisja zanieczyszczenia jest mniejsza niż górny próg oszacowania, wykonuje się kombinację pomiarów stałych, modelowania i tzw. pomiarów wskaźnikowych. Gdy emisja zanieczyszczeń jest mniejsza niż dolny próg oszacowania, można zastosować jedynie modelowanie wraz z tzw. obiektywnym szacowaniem. Dla pyłów PM₁₀ górny próg oszacowania emisji wynosi 28 µg/m³, natomiast dolny 20 µg/m³. W przypadku pyłów PM_{2.5} progi mają mniejsze wartości i wynoszą odpowiednio 17 µg/m³ i 12 µg/m³.

Państwa Członkowskie UE są obowiązane podjąć wszelkie działania w celu zmniejszenia zagrożenia stwarzanego przez cząstki stałe. Dodatkowo Członkowie UE mają obowiązek do 2015 r. zmniejszyć emisję pyłów PM_{2.5} do wartości 20 µg/m³.

Załącznik V do dyrektywy zawiera informacje dotyczące kryteriów wyznaczania minimalnej liczby punktów pomiarowych, w których będą prowadzone stałe pomiary emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych w powietrzu. Liczba punktów pomiarowych jest zależna od liczby mieszkańców strefy bądź aglomeracji oraz od emisji zanieczyszczeń, tj. od tego czy przekraczają one górny próg oszacowania czy też nie.

Najważniejszym polskim dokumentem w zakresie ochrony środowiska jest ustawa „Prawo ochrony środowiska” z dnia 27 kwietnia 2001 r. Ustawę tę uzupełniają akty wykonawcze, przede wszystkim rozporządzenia do ustaw Ministra Środowiska, dotyczące m.in. dopuszczalnych wartości emisji zanieczyszczeń, np. rozporządzenie z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz.U. 2012.0.1031).

3. Modelowanie emisji frakcji wymiarowych cząstek stałych

Stan zagrożenia jakości powietrza frakcjami wymiarowymi cząstek stałych ocenia się na podstawie bezpośrednich pomiarów, a w miejscach, gdzie nie są dokonywane pomiary, na podstawie modelowania.

W celu oceny zagrożenia środowiska przez pyły jest konieczna znajomość emisji poszczególnych frakcji cząstek stałych w nadzorowanych obszarach. Zazwyczaj wartości emisji są uśredniane w okresach czasu, wynikających z przepisów prawnych. Ponieważ nie ma możliwości wykonywania pomiarów emisji pyłów we wszystkich nadzorowanych obszarach, istotnego znaczenia nabiera modelowanie emisji cząstek stałych oraz ich rozprzestrzeniania w środowisku. Modelowanie emisji zanieczyszczeń umożliwia ocenę stanu zagrożenia środowiska na podstawie analiz wyników pomiarów wielkości łatwiejszych do wyznaczenia, np. na podstawie inwentaryzacji emisji zanieczyszczeń ze źródeł stacjonarnych oraz ze źródeł transportu samochodowego na podstawie analizy natężenia ruchu i struktury pojazdów, ocenianej ze względu na ich przeznaczenie, umowną wielkość i właściwości ekologiczne [4, 10].

Modelowanie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń dotyczy związku między emisją zanieczyszczeń i procesami determinującymi ją – przede wszystkim natężeniem emisji zanieczyszczeń, które jest pochodną emisji zanieczyszczeń względem czasu [4, 10]. Związek między emisją zanieczyszczeń i natężeniem emisji zanieczyszczeń w dziedzinie czasu jest operatorowy [4], natomiast jako zależność funkcyjną można traktować związek wartości średnich natężenia emisji i emisji zanieczyszczeń.

Z analizy zależności średniej emisji zanieczyszczeń od średniego natężenia emisji zanieczyszczeń wynika, że do celów oceny zagrożenia środowiska można wykorzystywać modelowanie emisji zanieczyszczeń [4, 10]. Z tego powodu często nawet faktyczne modelowanie emisji zanieczyszczeń kwalifikuje się do kategorii modelowania emisji zanieczyszczeń, ponieważ modelowanie emisji zanieczyszczeń jest we wszystkich innych wypadkach niezbędne do oceny emisji zanieczyszczeń.

Modele emisji frakcji wymiarowych cząstek stałych ze źródeł motoryzacyjnych są tworzone na zasadzie podobieństwa funkcjonalnego (tzw. modele behawiorystyczne) [4, 9–14].

W przypadku cząstek stałych PM10 wykorzystuje się zależność emisji cząstek stałych PM10 oraz emisji tlenków azotu NO_x (tlenku azotu NO i dwutlenku azotu NO_2 , sprowadzonych do dwutlenku azotu) i emisji tlenku węgla CO [4, 10–14]. Założenie to wynika z postulatów, że emisja cząstek stałych, związana z ruchem samochodów, jest zależna w sposób rosnący od emisji tlenków azotu i tlenku węgla, oraz że średnia emisja zanieczyszczeń jest rosnącą funkcją średniego natężenia emisji zanieczyszczeń. W istocie czynnikiem sprzyjającym większej emisji cząstek stałych, związanej z ruchem samochodów, jest duża prędkość pojazdów i, w konsekwencji, duże obciążenie silnika spalinowego, a z dużego obciążenia silnika spalinowego wynika duża emisja tlenków azotu i tlenku węgla [4]. Postulat ten ma zatem uzasadnienie fizyczne. Z kolei jest wiadomo z modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, że zwiększające się średnie natężenie emisji zanieczyszczeń skutkuje zwiększaniem się średniej emisji tych zanieczyszczeń [4].

Ogólna postać modelu emisji cząstek stałych PM10, pochodzących z transportu drogowego, jest przyjęta w postaci funkcji [4, 10, 11, 13, 14]:

$$I_{\text{PM10}} = f_{\text{PM10-NO}_x\text{-CO}}(I_{\text{NO}_x}, I_{\text{CO}}) \quad (1)$$

gdzie:

I_{PM10} – emisja cząstek stałych PM10,
 I_{NO_x} – emisja tlenków azotu,
 I_{CO} – emisja tlenku węgla.

Funkcja ta spełnia warunki (2) w zakresie wartości emisji zanieczyszczeń, zgodnych z wartościami z badań empirycznych wykorzystywanych do identyfikacji modelu [4, 11, 13, 14].

$$\frac{\partial I_{\text{PM10}}}{\partial I_{\text{NO}_x}} > 0; \quad \frac{\partial I_{\text{PM10}}}{\partial I_{\text{CO}}} > 0 \quad (2)$$

Modele emisji cząstek stałych, tworzone zgodnie z kryterium podobieństwa funkcjonalnego, występują w literaturze najczęściej w postaci liniowej. Emisję cząstek stałych PM10 jako liniową funkcję emisji tlenków azotu modeluje się zatem w postaci [4, 10, 11, 13, 14]:

$$I_{\text{PM10}} = a_{11} + a_{21} \cdot I_{\text{NO}_x} \quad (3)$$

Również postuluje się liniową zależność emisji cząstek stałych PM10 od emisji dwutlenku azotu [4, 10, 11, 13, 14].

Emisję cząstek stałych PM10 jako liniową funkcję emisji tlenku węgla modeluje się w postaci [4, 10, 11, 13, 14]:

$$I_{\text{PM10}} = a_{12} + a_{32} \cdot I_{\text{CO}} \quad (4)$$

Spośród wielu możliwych postaci funkcji spełniających warunki (2) można postulować również przyjęcie struktury funkcji $F_{\text{PM10-NO}_x\text{-CO}}$ jako wielomianu zmiennych: emisji tlenków azotu i emisji tlenku węgla [4, 10, 11, 13, 14]:

– stopnia pierwszego

$$I_{\text{PM10}} = a_{13} + a_{13} \cdot I_{\text{NO}_x} + a_{33} \cdot I_{\text{CO}} \quad (5)$$

– stopnia drugiego

$$I_{PM10} = a_{14} + a_{14} \cdot I_{NOx} + a_{24} \cdot I_{CO} + a_{34} \cdot I_{NOx}^2 + a_{44} \cdot I_{CO}^2 + a_{54} \cdot I_{NOx} \cdot I_{CO} \quad (6)$$

Modele behawiorystyczne emisji cząstek stałych PM10, jako wywodzące się wprost z danych empirycznych, są bardzo skuteczne, ale tylko w warunkach ich identyfikacji [4, 10, 11, 13, 14]. W takich warunkach modele behawiorystyczne są skuteczne i prowadzą do dużej zgodności z przedmiotem modelowania, natomiast ich podstawową wadą jest brak uniwersalności

w odniesieniu do sytuacji, określających strukturę i natężenie ruchu pojazdów, warunki rozproszenia zanieczyszczeń oraz tło zanieczyszczeń, pochodzących ze źródeł innych niż motoryzacyjne. Wynika z tego, że współczynniki tych modeli mogą się różnić przykładowo dla różnych tras lub węzłów komunikacyjnych, a także okresów modelowania.

Mimo tych trudności wydaje się uzasadnione statystyczne potraktowanie zagadnienia identyfikacji modeli behawiorystycznych i – w konsekwencji – opracowania standardu zbiorów modeli behawiorystycznych emisji frakcji wymiarowych cząstek stałych dla reprezentatywnych warunków emisji i rozprzestrzeniania zanieczyszczeń.

Do celów identyfikacji współczynników modeli emisji cząstek stałych PM10, wykorzystywanych do inwentaryzacji emisji zanieczyszczeń, jest preferowane uwzględnianie wyników badań empirycznych z okresu co najmniej jednego roku [4, 10, 11, 13, 14]. Wybór okresu jednego roku uniezależnia model od warunków atmosferycznych, o których zakładamy, że ich okresem jest czas jednego roku. Zidentyfikowane współczynniki modelu w wyniku badań trwających co najmniej jeden rok są zatem uśrednione względem zmiennych warunków atmosferycznych.

Inaczej ma się sprawa z sytuacjami, dotyczącymi położenia obszarów modelowania. W tym przypadku jest konieczna racjonalna kategoryzacja możliwych do zaistnienia sytuacji zgodnie z kryteriami, opisującymi m.in. strukturę i natężenie ruchu pojazdów, a także warunki rozproszenia zanieczyszczeń oraz tło zanieczyszczeń, pochodzących ze źródeł innych niż motoryzacyjne.

Do badania zagrożenia środowiska przez cząstki stałe PM2.5 i PM1 wykorzystuje się również modele tworzone zgodnie z kryterium podobieństwa funkcjonalnego [4, 9, 12, 14]. Wykorzystuje się do tego celu definicje cząstek stałych PM10, PM2.5 i PM1.

Na mocy definicji frakcji cząstek stałych zbiór cząstek stałych PM2.5 jest podzbiorem zbioru cząstek stałych PM10. Na podstawie wyników badań empirycznych emisji cząstek stałych PM2.5 i PM10 można postulować liniową zależność emisji cząstek stałych PM2.5 od emisji cząstek stałych PM10 [4, 9, 12, 14]:

$$I_{PM2.5} = k_{PM2.5-10} \cdot I_{PM10} \quad (7)$$

gdzie:

$k_{PM2.5-10}$ – współczynnik modelu emisji cząstek stałych PM2.5; $k_{PM2.5-10} \in (0; 1)$.

Podobnie, jak w przypadku modelowania emisji cząstek stałych PM2.5, cząstki stałe PM1

można potraktować jako podzbiór cząstek stałych PM10 i cząstek stałych PM2.5. Podobnie jak w przypadku emisji cząstek stałych PM2.5, emisję cząstek stałych PM1 można modelować jako liniowo zależną od emisji cząstek stałych PM10 [4, 12, 14]:

$$I_{PM1} = k_{PM1-10} \cdot I_{PM10} \quad (8)$$

gdzie:

k_{PM1-10} – współczynnik modelu emisji cząstek stałych PM1; $k_{PM1-10} \in \langle 0; 1 \rangle$,

oraz jako liniowo zależną od emisji cząstek stałych PM2.5 [4, 12, 14]:

$$I_{PM1} = k_{PM1-2.5} \cdot I_{PM2.5} \quad (9)$$

gdzie:

$k_{PM1-2.5}$ – współczynnik modelu emisji cząstek stałych PM1; $k_{PM1-2.5} \in \langle 0; 1 \rangle$.

Identyfikacja modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i emisji cząstek stałych PM1 polega na wyznaczeniu współczynników modeli $k_{PM2.5-10}$, k_{PM1-10} , i $k_{PM1-2.5}$ na podstawie wyników badań empirycznych emisji frakcji cząstek stałych PM10, PM2.5 i PM1. Wyniki identyfikacji są w ogólności zależne od warunków emisji zanieczyszczeń i ich rozprzestrzeniania, a także od okresu dokonywania pomiarów.

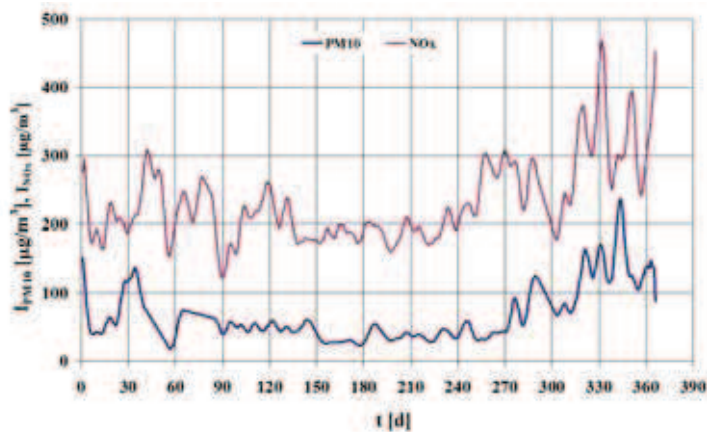
Ponieważ emisja cząstek stałych jest z wielu źródeł, należy oczekiwać, że współczynniki modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 będą zależne od wielkości, charakteryzujących źródła emisji zanieczyszczeń i warunków ich rozprzestrzeniania. W szczególności należy oczekiwać istotnych różnic wartości tych współczynników dla obszarów o różnym ukształtowaniu nawierzchni i zabudowy, a także w obszarach o zróżnicowanej intensywności działalności przemysłowej oraz transportu samochodowego. Celowe jest w związku z tym statystyczne potraktowanie problemu identyfikacji modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1.

Przykładową identyfikację przeprowadzono dla modeli emisji cząstek stałych PM10 i PM2.5. Wyniki badań emisji cząstek stałych PM1 nie są do tej pory prowadzone w sposób regularny

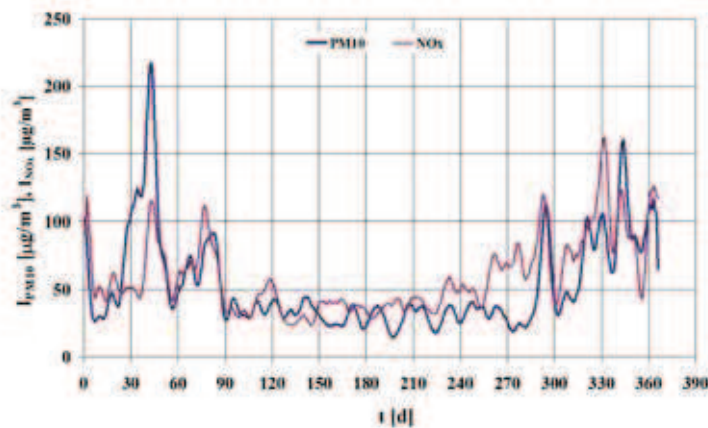
w ramach działań Państwowego Monitoringu Środowiska. Do identyfikacji wykorzystano wyniki badań przeprowadzonych w 2012 r. w dwóch stacjach pomiarowych małopolskiej sieci monitoringu powietrza [33]. Pierwsza stacja znajdująca się przy Alei Krasińskiego, jest stacją komunikacyjną umieszczoną w kanionie ulicznym. Druga stacja zlokalizowana jest w Nowej Hucie przy ulicy Bulwarowej, w sąsiedztwie stacji znajduje się osiedle mieszkaniowe, jednak stacja ta umieszczona jest w tym miejscu z uwagi na oddziaływanie przemysłu na jakość powietrza.

Z uwagi na braki pojedynczych wyników pomiarów w zbiorze danych, uzupełniono je metodą interpolacji. Przeprowadzono również wygładzanie przebiegów emisji zanieczyszczeń, tj. usuwanie szumów o dużych częstotliwościach za pomocą filtru nierekurencyjnego rzędu drugiego.

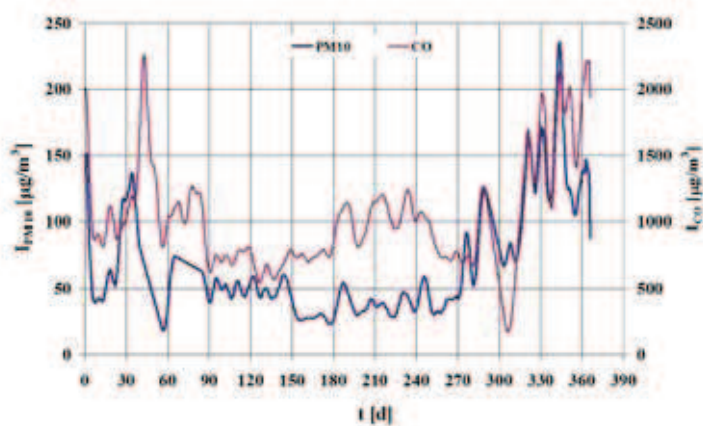
Na rysunkach 1-4 przedstawiono przebiegi emisji cząstek stałych PM10 oraz tlenków azotu i tlenku węgla na poszczególnych stacjach, w poszczególnych dniach – d.



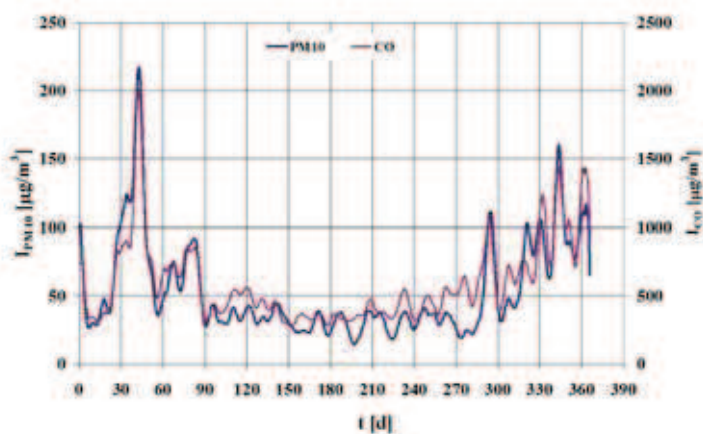
Rys. 1. Imisja cząstek stałych PM10 i tlenków azotu na stacji nadzorowania jakości powietrza przy Al. Krasieńskiego



Rys. 2. Imisja cząstek stałych PM10 i tlenków azotu na stacji nadzorowania jakości powietrza w Nowej Hucie

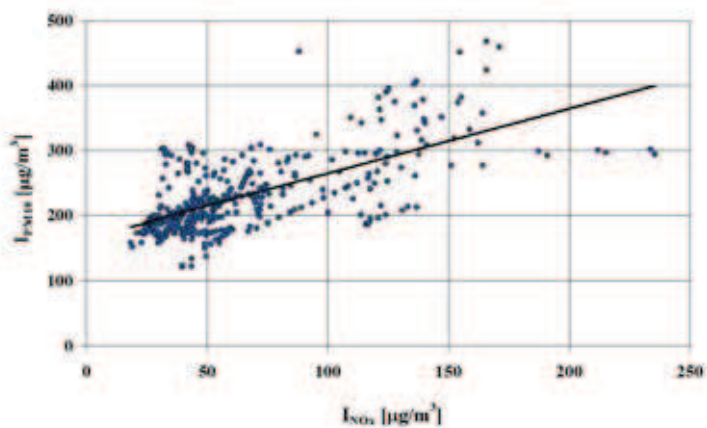


Rys. 3. Imisja cząstek stałych PM10 i tlenku węgla na stacji nadzorowania jakości powietrza przy Al. Krasieńskiego

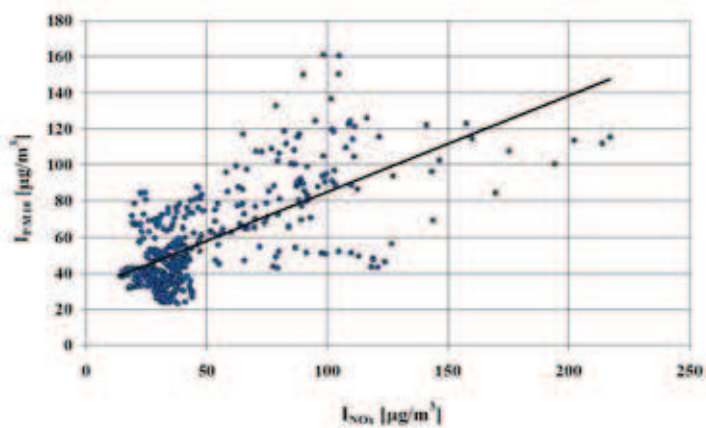


Rys. 4. Imisja cząstek stałych PM10 i tlenku węgla na stacji nadzorowania jakości powietrza w Nowej Hucie

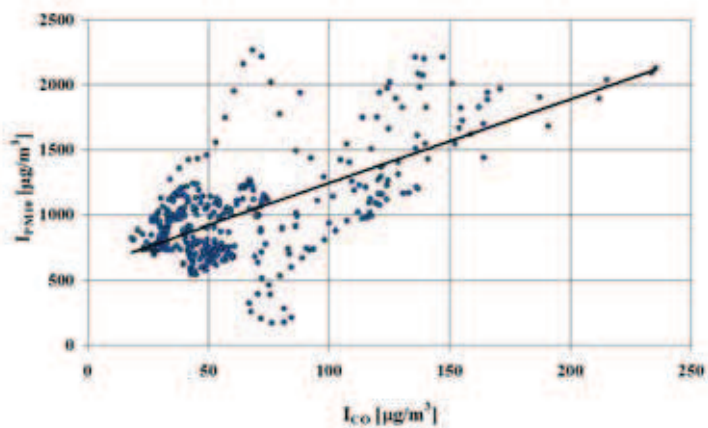
Na rysunkach 5–8 przedstawiono zależności korelacyjne imisji cząstek stałych oraz imisji tlenków azotu i tlenku węgla. Na wykresach naniesiono również obraz funkcji liniowych aproksymujących zależność imisji tlenków azotu i tlenku węgla od imisji cząstek stałych PM10.



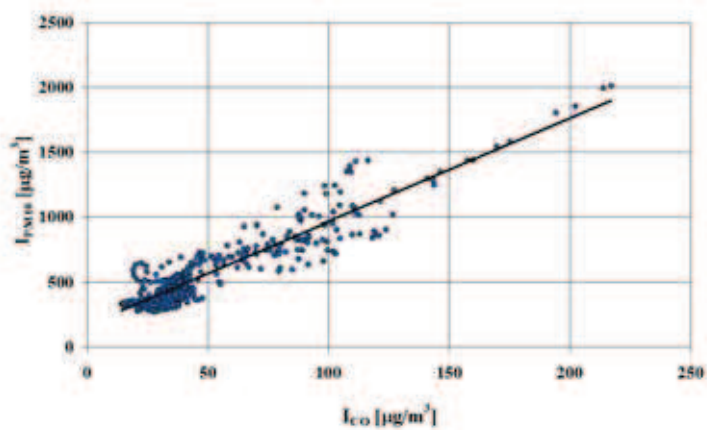
Rys. 5. Zależność korelacyjna emisji cząstek stałych PM10 i tlenków azotu na stacji nadzorowania jakości powietrza przy Al. Krasieńskiego



Rys. 6. Zależność korelacyjna emisji cząstek stałych PM10 i tlenków azotu na stacji nadzorowania jakości powietrza w Nowej Hucie

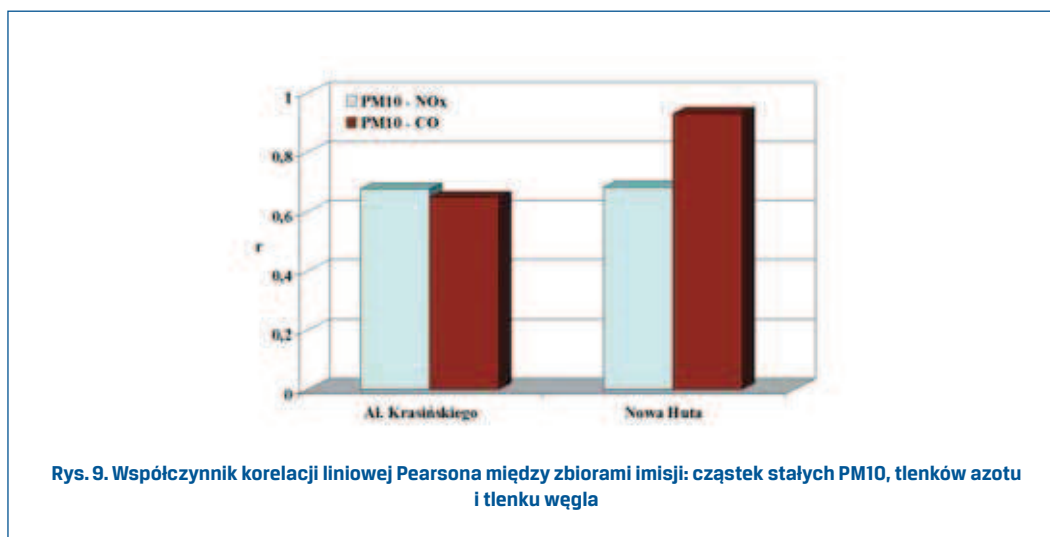


Rys. 7. Zależność korelacyjna emisji cząstek stałych PM10 i tlenku węgla na stacji nadzorowania jakości powietrza przy Al. Krasieńskiego



Rys. 8. Zależność korelacyjna emisji cząstek stałych PM10 i tlenku węgla na stacji nadzorowania jakości powietrza w Nowej Hucie

Do testowania hipotezy o korelacji badanych zbiorów danych wykorzystano test statystyczny oparty na teorii opracowanej przez Pearsona [27]. Współczynnik korelacji liniowej Pearsona między badanymi zbiorami przedstawiono na rysunku 9.



Na podstawie oceny współczynnika korelacji liniowej Pearsona nie stwierdzono jednoznacznych podstaw do postulowania różnic w jakości korelacji między badanymi zbiorami. Mimo znacznych różnic w wartościach współczynnika korelacji liniowej, prawdopodobieństwo nieodrzućcia hipotezy o braku korelacji jest we wszystkich przypadkach badanych kombinacji zbiorów mniejsze od 0,01.

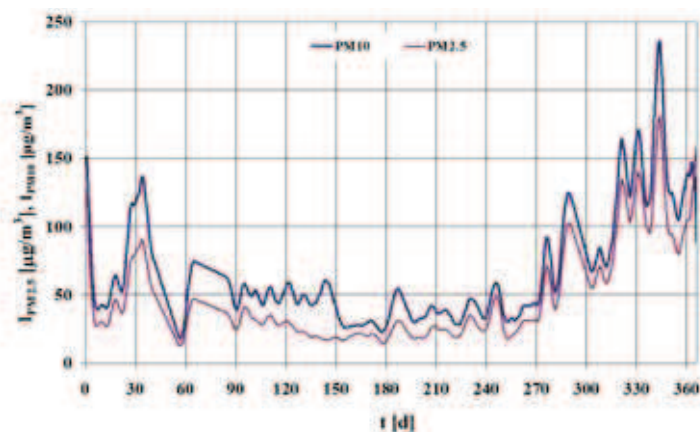
Wartości współczynników modeli (3) i (4) wyznaczono metodą minimum sumy kwadratów [23]. W tabeli przedstawiono współczynniki modeli (3) i (4).

Tabela 1. Współczynniki modeli (3) i (4) na stacjach nadzorowania jakości powietrza przy Al. Krasińskiego i w Nowej Hucie

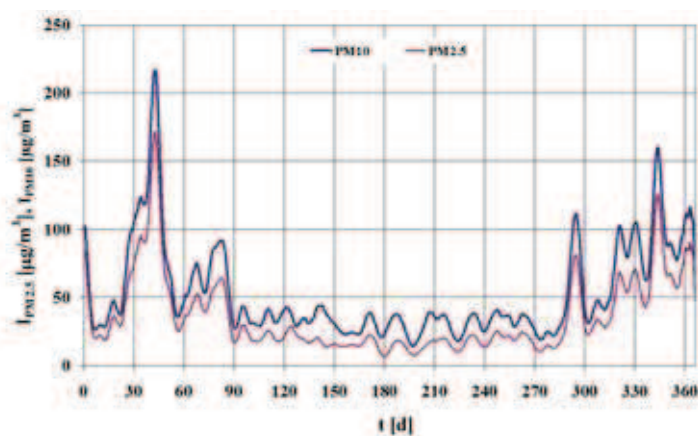
Współczynnik	Al. Krasińskiego		Nowa Huta	
	Model (3)	Model (4)	Model (3)	Model (4)
a_{11}, a_{12}	0,998	6,46	0,535	7,95
a_{21}, a_{32}	165,0	596,0	31,32	170,4

Różnice wartości współczynników modeli dla dwóch rozpatrywanych stacji potwierdzają dużą wrażliwość tych współczynników na warunki emisji zanieczyszczeń ze źródeł motoryzacyjnych i pozostałych oraz na warunki rozprzestrzeniania się tych zanieczyszczeń.

Na rysunkach 10 i 11 przedstawiono przebiegi emisji cząstek stałych PM10 i PM2.5 na stacjach nadzorowania jakości powietrza.

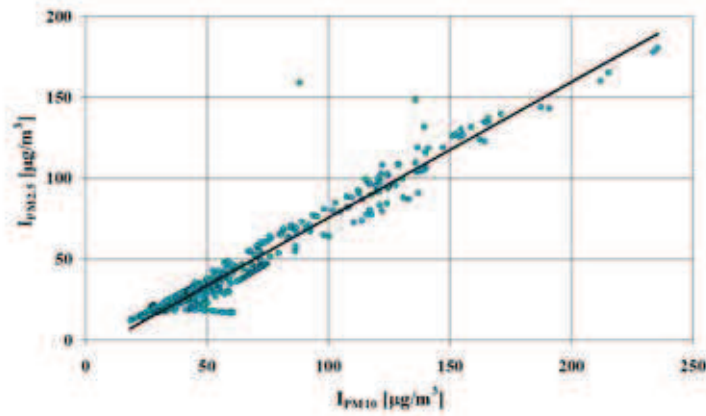


Rys. 10. Imisja cząstek stałych PM2.5 i PM10 na stacji nadzorowania jakości powietrza przy Al. Krasieńskiego

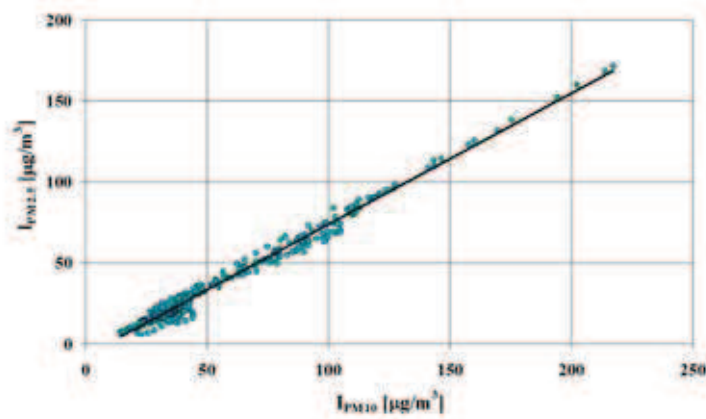


Rys. 11. Imisja cząstek stałych PM2.5 i PM10 na stacji nadzorowania jakości powietrza w Nowej Hucie

Na rysunkach 12 i 13 przedstawiono zależności korelacyjne między emisją cząstek stałych PM10 i PM2.5 na rozpatrywanych stacjach nadzorowania jakości powietrza z naniesionymi wykresami funkcji liniowych aproksymujących te zależności.

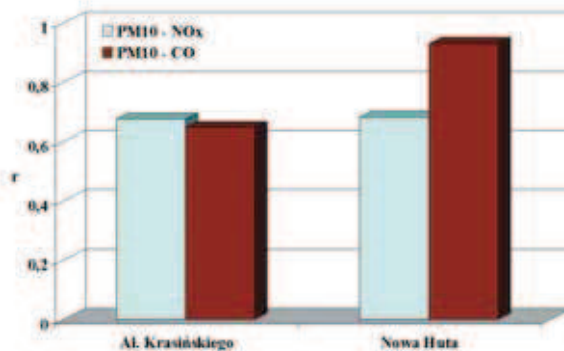


Rys. 12. Zależność korelacyjna emisji cząstek stałych PM2.5 i PM10 na stacji nadzorowania jakości powietrza przy Al. Krasieńskiego



Rys. 13. Zależność korelacyjna emisji cząstek stałych PM2.5 i PM10 na stacji nadzorowania jakości powietrza w Nowej Hucie

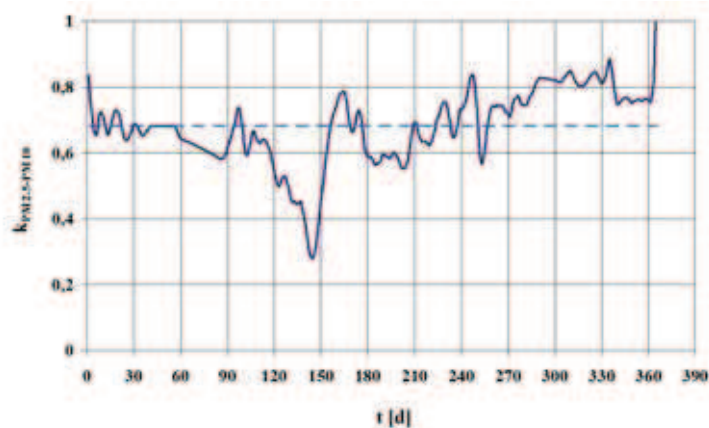
Na rysunku 14 przedstawiono współczynnik korelacji między badanymi zbiorami emisji cząstek stałych PM10 i PM2.5.



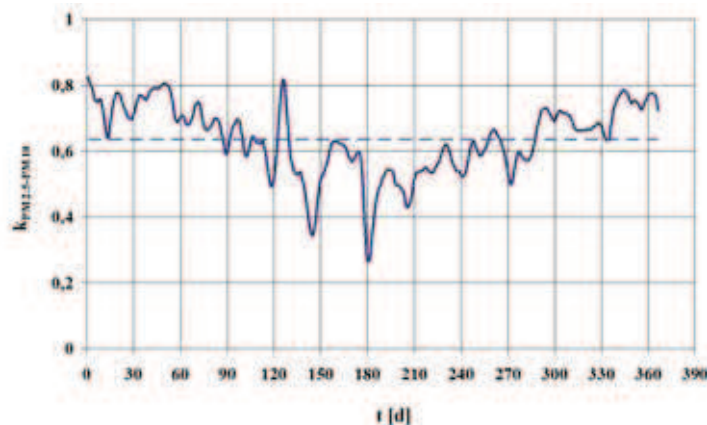
Rys. 14. Współczynnik korelacji liniowej Pearsona między zbiorami imisji: cząstek stałych PM10 i PM2.5

Dla obydwu stacji nadzorowania jakości powietrza współczynnik korelacji liniowej Pearsona między zbiorami imisji cząstek stałych PM10 i PM2.5 ma wartość zbliżoną do 1. Prawdopodobieństwo nieodrzućcia hipotezy o braku korelacji jest w obydwu przypadkach mniejsze od 0,01. Wyniki badań korelacyjnych upoważniają do postulowania sądu o silnej zależności liniowej imisji cząstek stałych PM2.5 od imisji cząstek stałych PM10.

Na rysunkach 15 i 16 przedstawiono przebiegi współczynnika modelu imisji cząstek stałych PM2.5 na stacjach nadzorowania jakości powietrza oraz wartość średnią współczynnika w ciągu roku.



Rys. 15. Przebieg oraz wartość średnia współczynnika modelu imisji cząstek stałych PM2.5 na stacji nadzorowania jakości powietrza przy Al. Krasińskiego



Rys. 16. Przebieg oraz wartość średnia współczynnika modelu emisji cząstek stałych PM2.5 na stacji nadzorowania jakości powietrza w Nowej Hucie

Wartość współczynnika modelu emisji cząstek stałych PM2.5 na wszystkich stacjach pomiarowych jest zbliżona i wynosi więcej niż 0,6. W miesiącach letnich współczynnik ten jest mniejszy niż w miesiącach zimowych, co wynika prawdopodobnie z tego, że znaczącym powodem emisji bardzo drobnych cząstek w sezonie zimowym jest spalanie paliw stałych do celów ogrzewniczych.

4. Podsumowanie

Pyły stanowią poważne zagrożenie zdrowia ludzi i ich środowiska. Potwierdzają to liczne badania, prowadzone przez niezależne ośrodki na całym świecie. Stwierdza się jednoznacznie, że szczególnie szkodliwe dla zdrowia są pyły respirabilne, głęboko penetrujące układ oddechowy. W związku z tymi zagrożeniami wprowadza się coraz ostrzejsze przepisy, mające na celu chronienie zdrowia ludzi i ich środowiska przed pyłami. Początkowo przepisy dotyczyły frakcji wymiarowej pyłów PM10, obecnie dotyczą również frakcji PM2.5. Przekroczenia dopuszczalnych wartości emisji frakcji wymiarowych pyłów są najczęściej występującymi zagrożeniami jakości powietrza atmosferycznego, szczególnie w centrach wielkich aglomeracji miejskich. Istnieje – w związku z tym – konieczność nadzorowania stanu powietrza ze względu na emisję frakcji wymiarowych cząstek stałych.

Pomiary empiryczne są możliwe tylko w ograniczonym zakresie, zazwyczaj na terenie stacji nadzorowania jakości powietrza. W innych obszarach zagrożenie środowiska pyłami może być oceniane wyłącznie w wyniku modelowania emisji zanieczyszczeń i ich rozprzestrzeniania się. Modelowanie emisji zanieczyszczeń dotyczy zarówno procesów naturalnych, jak i cywilizacyjnych. Emisja zanieczyszczeń ze źródeł stacjonarnych jest zazwyczaj możliwa do identyfikacji. Trudniejszym zadaniem jest modelowanie emisji zanieczyszczeń

ze źródeł mobilnych, szczególnie z pojazdów samochodowych, a ta emisja jest podstawową składową ogólnej emisji zanieczyszczeń w centrach wielkich aglomeracji, a więc na obszarach o szczególnie dużym zagrożeniu dla dużej liczby ludzi. Do modelowania emisji zanieczyszczeń z pojazdów samochodowych wykorzystuje się modelowanie warunków ich ruchu i charakterystyk emisji zanieczyszczeń z samochodów. Podstawą do oceny stanu powietrza atmosferycznego są wartości emisji zanieczyszczeń. Imisję zanieczyszczeń wyznacza się na podstawie natężenia ich emisji, wykorzystując modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń [4].

W związku z zagrożeniem pyłami stosuje się dwie metody modelowania emisji i imisji frakcji wymiarowych cząstek stałych pochodzących z ruchu pojazdów samochodowych.

W odniesieniu do frakcji cząstek stałych PM₁₀ są wykorzystywane modele emisji tworzone na zasadzie podobieństwa strukturalnego (morfologicznego) [4, 10, 33]. Do modelowania imisji cząstek stałych PM₁₀ stosuje się również modele tworzone na zasadzie podobieństwa funkcjonalnego (behawiorystyczne) [4, 8, 10, 11–14]. Także imisja cząstek stałych PM_{2.5} i PM₁ jest modelowana z wykorzystaniem zasady podobieństwa funkcjonalnego [9, 12, 14, 33].

Do modelowania imisji cząstek stałych PM₁₀ wykorzystuje się postulowaną zależność emisji cząstek stałych ze źródeł motoryzacyjnych oraz emisji tlenków azotu i tlenku węgla [4, 8, 10, 11–14]. W konsekwencji uwzględnienia rosnącej zależności średniej imisji zanieczyszczeń od średniego natężenia emisji zanieczyszczeń przyjmuje się założenie o zależności imisji cząstek stałych PM₁₀ od imisji tlenków azotu i tlenku węgla. Wyniki badań empirycznych imisji cząstek stałych PM₁₀, tlenków azotu i tlenku węgla potwierdzają istotną korelację badanych zbiorów imisji tych zanieczyszczeń. W literaturze najczęściej spotyka się liniowe modele imisji cząstek stałych PM₁₀ w zależności od imisji tlenków azotu lub imisji tlenku węgla. Możliwe jest również uogólnienie tych modeli w postaci dwuargumentowych modeli nieliniowych. Dotychczasowe badania nie wykazały znaczącej różnicy skuteczności jednoargumentowych modeli liniowych i modeli nieliniowych, zarówno jednoargumentowych, jak i dwuargumentowych [4, 10, 13].

Skuteczność modeli emisji cząstek stałych PM₁₀ jest ograniczona przede wszystkim trudnością identyfikacji tych modeli, współczynniki bowiem modeli mają wartości, spotykane w literaturze, zawarte w bardzo szerokich granicach, a wartość tych współczynników jest trudna do jednoznacznego skojarzenia z fizyczną interpretacją ruchu samochodów [4, 10].

Do modelowania imisji cząstek stałych PM_{2.5} wykorzystuje się postulowaną zależność liniową imisji cząstek stałych PM_{2.5} od imisji cząstek stałych PM₁₀, natomiast do modelowania imisji cząstek stałych PM₁ zależność liniową imisji cząstek stałych PM₁ od imisji cząstek stałych PM_{2.5} i imisji cząstek stałych PM₁₀ [9, 12, 14, 33]. Wyniki badań empirycznych potwierdzają istotną korelację imisji tych zanieczyszczeń. Z badań tych wynika również jednoznacznie, że dominującym źródłem pyłów bardzo drobnych – cząstek PM_{2.5} i PM₁ nie jest motoryzacja, tylko energetyka, zarówno zorganizowana, jak i rozproszone źródła komunalne, co jest związane przede wszystkim z używaniem paliw stałych do celów grzewczych [4, 12, 14].

Skuteczność modeli emisji zanieczyszczeń, jako tworzonych wprost w oparciu o wyniki badań empirycznych w obszarach ruchu samochodów, jest bardzo dobra, ale tylko w warunkach pomiarów emisji zanieczyszczeń. Współczynniki tych modeli są zatem wrażliwe na warunki emisji zanieczyszczeń, zależne od ruchu pojazdów samochodowych, i na warunki rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Potwierdziły tę właściwość wyniki badań przedstawionych w niniejszym artykule oraz liczne inne wyniki zawarte w cytowanym piśmiennictwie [4, 8–14, 33]. Mimo tego ograniczenia, wydaje się, że modelowanie emisji frakcji wymiarowych cząstek stałych może być uznane za skuteczną metodę badania zagrożenia zdrowia ludzi i ich środowiska przez pyły.

Podziękowanie

Artykuł opracowano z wykorzystaniem wyników realizacji pracy naukowej NR10–0050–10/2010 pt. „Opracowanie urządzeń do ograniczania emisji pyłów z tarczowych i bębnowych układów hamulcowych pojazdów samochodowych”, finansowanej ze środków Narodowego Centrum Badań i Rozwoju.

Literatura

- [1] AGRICOLA G.: *De re metalica*. <http://www.farlang.com/gemstones/agricola-metallica/>.
- [2] CANAGARATNA M.: *Chase studies of particulate emissions from in-use New York City vehicles*. *Aerosol Science and Technology* 2004, 38(6), 555–573.
- [3] CAPES C. E.: *Particle size enlargement*. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam 1980.
- [4] CHŁOPEK Z. et al.: *Modelowanie emisji cząstek stałych PM10 ze źródeł motoryzacyjnych do celów oceny oddziaływania transportu drogowego na środowisko*. Sprawozdanie z pracy N N509 083637 Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego. Warszawa 2012. Praca nie publikowana
- [5] CHŁOPEK Z., JAKUBOWSKI A., KIERACIŃSKA A.: *Examination of a laboratory system to reduce dust emission from braking systems of automotive vehicles*. *The Archives of Automotive Engineering – Archiwum Motoryzacji* 3/2011, 5–17, 103–115.
- [6] CHŁOPEK Z., JAKUBOWSKI A.: *A study of the particulate matter emission from the braking systems of motor vehicles*. *Eksplatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* No. 4 (44)/2009, 45–52.
- [7] CHŁOPEK Z., JAKUBOWSKI A.: *The examination of the reduction of particulate matter emission from motor vehicle braking systems*. *Eksplatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* No. 4(48)/2010, 29–36.
- [8] CHŁOPEK Z., PIASECZNY L.: *The modelling of the particulate matter PM10 emission in port cities*. *Maritime Transport. Technological Innovations & Research*. Universitat Politècnica de Catalunya, BARCELONATECH, Barcelona 2012, 661–670.
- [9] CHŁOPEK Z., SKIBIŃSKI F.: *Wprowadzenie do tematyki emisji cząstek stałych PM2.5 z transportu samochodowego*. *Transport Samochodowy* 3/2010, 73–87 (in Polish).
- [10] CHŁOPEK Z., ŻEGOTA M.: *The emission of particulate matter PM10 from vehicles*. *Eksplatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* No. 1 (21)/2004, 3–13.
- [11] CHŁOPEK Z.: *Examination of a particulate matter PM10 immission model in the environment around road transport routes*. *The Archives of Automotive Engineering – Archiwum Motoryzacji* 1/2012, 23–38, 121–136.
- [12] CHŁOPEK Z.: *Identyfikacja modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1*. *Zeszyty Naukowe Instytutu Pojazdów, The Warsaw University of Technology* 1(87)/2012, 26–31 (in Polish).
- [13] CHŁOPEK Z.: *Modele behawiorystyczne emisji cząstek stałych PM10 ze źródeł transportu drogowego*. *Zeszyty Naukowe Instytutu Pojazdów, The Warsaw University of Technology* 1(82)/2011, 111–118 (in Polish).

- [14] CHŁOPEK Z.: *Testing of hazards to the environment caused by particulate matter during use of vehicles*. Eksploatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability, 2/2012, 160–170.
- [15] DUBIELLA–JACKOWSKA A. et al.: *Skład zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska wzdłuż dróg o różnym natężeniu ruchu pojazdów mechanicznych*. Ecological Chemistry and Engineering vol. 14, No. S3, 2007 (in Polish).
- [16] EN 481:1993. *Workplace atmospheres. Size fraction definitions for measurement of airborne particles*.
- [17] FORSBERG B. et al.: *Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia*. Journal of the Human Environment 34(1)2005, 11–19.
- [18] ISO 7708:1995. *Air quality. Particle size fraction definitions for health-related sampling*.
- [19] JÓŹWIĄK S., MIZAK K., ZASADA D., JÓŹWIĄK P.: *Badania próbek pyłów z tarczowych i bębnowych układów hamulcowych pojazdów samochodowych*. Report No. 056–58/LBM/2012, Military University of Technology, Warszawa 2012. Praca nie publikowana.
- [20] JÓŹWIĄK S., MIZAK K., ZASADA D.: *Badania dwóch próbek materiału ciernego: z tarczowych i bębnowych układów hamulcowych*. Sprawozdanie nr 056–60/LBM/2012. Wojskowa Akademia Techniczna. Warszawa 2012. Praca nie publikowana.
- [21] *Leksykon ekoinżynierii*. Edited by Gabriel Borowski, Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej (PTIE – Polish Society of Ecological Engineering), Warszawa 2010.
- [22] MACNEE W., DONALDSON K.: *Exacerbations of COPD – environmental mechanism*. Chest 2000, 117, 390–397.
- [23] MAŃCZAK K.: *Metody identyfikacji wielowymiarowych obiektów sterowania*. Warszawa, Wydawnictwo Naukowo–Techniczne, 1971.
- [24] MAYER A. et al.: *Nanoparticle–emissions of EURO 4 and EURO 5 HDV compared to EURO 3 with and without DPF*. SAE Emissions Measurement and Testing. 2007. 335–43.
- [25] NAWROT T. S. et al.: *Public health importance of triggers of myocardial infarction: a comparative risk assessment*. The Lancet 2011, vol. 377, No. 9767, 732–740.
- [26] PAŃCZYK M., GIRO L.: *Wykonanie zdjęć skaningowych (BSE i SE) i oznaczenie składu chemicznego pyłów w mikroobszarze z wykorzystaniem skaningowego mikroskopu elektronowego LEO sprzężonego z EDX*. Sprawozdanie nr 45.2900.1224.49.2. Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa 2012. Praca nie publikowana.
- [27] PEARSON K.: *On the theory of contingency and its relation to association and normal correlation*. Drapers' Company Research Memoirs, Biometric 1904, Ser. I.
- [28] PIELECHA J.: *Identyfikacja parametrów cząstek stałych w silnikach spalinowych*. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Seria Rozprawy Nr 67. Poznań 2012.
- [29] Pietsch W.: *An interdisciplinary approach to size enlargement by agglomeration*. Powder Technology, 130/2003, 8–13.
- [30] RADWAG: *Oznaczenie pyłu całkowitego i respirabilnego metodą filtracyjno – wagową na stanowiskach pracy*. http://www.radwag.pl/e-sklep/pliki/artykuly/oznaczenie_pylu.pdf (in Polish).
- [31] *Rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Społecznej z dnia 29 listopada 2002 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia w środowisku pracy*. Dz. U. 2002 No. 217, item 1833.
- [32] SIEMIŃSKI M.: *Środowiskowe zagrożenie zdrowia*. PWN, Warszawa 2001.
- [33] SUCHOCKA K.: *Modelowanie imisji frakcji wymiarowych cząstek stałych ze względu na oddziaływanie motoryzacji na środowisko*. Praca magisterska. Politechnika Warszawska). Wydział Inżynierii Środowiska. Warszawa 2013. Praca nie publikowana.