

WSPOMAGANIE ZARZĄDZANIA JAKOŚCIĄ POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO W MIEŚCIE

Piotr Holnicki^{*, **}, Andrzej Kałuszek^{*, **}, Krystyna Stankiewicz^{*}

^{*}Wyższa Szkoła informatyki Stosowanej i Zarządzania,
01-447 Warszawa, ul. Newelska 6

^{**}Instytut Badań Systemowych Polskiej Akademii Nauk,
01-447 Warszawa, ul. Newelska 6

Streszczenie: W zarządzaniu jakością powietrza atmosferycznego, zadaniem modelu komputerowego jest ocena intensywności poszczególnych procesów oraz ich efektów w postaci map stężenia zanieczyszczeń. Dane te są podstawą do oceny wynikających stąd zagrożeń dla środowiska naturalnego oraz wspomaganie decyzji planistycznych. Duża złożoność systemu powoduje, że w jego prognozach istnieje dość szeroki zakres niepewności, którą także należy uwzględnić w podejmowanych decyzjach. W pracy przedstawiono wyniki komputerowej prognozy rozkładów stężenia zanieczyszczeń atmosfery charakteryzujących aglomerację miejską. Do obliczeń wykorzystano smugowy model CALPUFF. Przeprowadzono je na rzeczywistych danych meteorologicznych i emisyjnych z roku 2012 dla Warszawy. Uzyskane mapy rozkładu najgroźniejszych zanieczyszczeń wskazują obszary, w których przekraczane są standardy jakości powietrza i wymagane jest uruchomienie procedur naprawczych.

Słowa kluczowe: zanieczyszczenie atmosfery, model komputerowy, wspomaganie decyzji, analiza niepewności.

1. Wprowadzenie

Jednym z negatywnych skutków szybkiego rozwoju cywilizacyjnego obserwowanego w ostatnich dekadach i związanego z tym wzrostu zużycia energii, jest wzrost zanieczyszczenia środowiska, w tym powietrza, zwłaszcza w aglomeracjach miejskich. Świadomość tego stanu staje się coraz bardziej powszechna i przekłada się na unormowania prawne mające na celu zwiększenie ochrony jakości środowiska.

Polska, jako członek Unii Europejskiej, jest zobowiązana do przestrzegania przepisów wspólnotowych, a polskie akty prawne dotyczące ochrony powietrza uwzględniają ustawodawstwo Unii Europejskiej. Ponadto akty prawne uchwalane w

ostatnich kilkunastu latach, także przed przystąpieniem Polski do UE, były tworzone z uwzględnieniem prawa wspólnotowego.

W roku 2008 weszła w życie dyrektywa 2008/50/WE Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy (CAFE – Dyrektywa PE), wprowadzająca nowe mechanizmy zarządzania jakością powietrza w aglomeracjach miejskich. Podstawową funkcją dyrektywy jest wprowadzenie nowych norm jakości powietrza dotyczących drobnych cząstek pyłu zawieszonego PM_{2.5} w powietrzu oraz zweryfikowanie i konsolidacja wcześniejszych aktów prawnych w zakresie ochrony powietrza, określających wartości dopuszczalne dla zawartości dwutlenku siarki, dwutlenku azotu, tlenków azotu, benzenu, tlenku węgla, arsenu, kadmu, rtęci i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w otaczającym powietrzu.

Pośród podstawowych polskich aktów prawnych, w randze ustaw, rozporządzeń i aktów wykonawczych, związanych z ochroną powietrza warto wymienić m.in.:

- Ustawę z dnia 27.04.2001 -- Prawo ochrony środowiska,
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8.02.2008 w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać programy ochrony powietrza,
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 3.03.2008 w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu,
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26.01.2010 w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu,
- Zarządzenia np. Głównego Inspektora Ochrony Środowiska.

Ochrona powietrza w świetle ustawy Prawo ochrony środowiska polega na zapewnieniu jak najlepszej jego jakości, w szczególności przez:

- utrzymanie poziomów stężenia substancji w powietrzu poniżej dopuszczalnych dla nich poziomów lub co najmniej na tych poziomach,
- zmniejszenie poziomów stężenia substancji w powietrzu, co najmniej do dopuszczalnych, gdy nie są one dotrzymane.

Kontrola stanu jakości powietrza oraz monitorowanie dopuszczalnych poziomów substancji w powietrzu należy do kompetencji wojewody.

Ważną rolę w systemie ochrony powietrza w Polsce pełni Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, instytucja powołana do kontroli przestrzegania przepisów o ochronie środowiska oraz badania i oceny stanu środowiska, w tym monitoringu jakości powietrza. W ramach monitoringu realizowane są zalecenia wynikające z

wymagań zawartych w przepisach Unii Europejskiej i prawie polskim. Obecnie pod kątem ochrony zdrowia ocenie podlega 11 substancji: dwutlenek siarki (SO₂), dwutlenek azotu (NO₂), tlenek węgla (CO), benzen (C₆H₆), ozon (O₃), pył drobny PM₁₀ (o średnicy do 10µm), pył drobny PM_{2.5} (o średnicy do 2.5 µm), metale ciężkie: ołów (Pb), arsen (As), nikiel (Ni), kadm (Cd) oznaczane w pyłe PM₁₀ oraz benzo[a]piren oznaczany w pyłe PM₁₀. Ze względu na ochronę roślin ocenie podlegają 3 substancje: dwutlenek siarki (SO₂), tlenki azotu (NO_x) i ozon (O₃). Dla każdego z wymienionych zanieczyszczeń określone są wartości krytyczne stężeń, które nie powinny być przekraczane.

Ze względu na znaczny negatywny wpływ pyłu PM_{2.5} na zdrowie ludzi, dla tego zanieczyszczenia oprócz poziomu dopuszczalnego i docelowego określony jest również pułap stężenia ekspozycji, który odnosi się do terenów tła miejskiego w miastach powyżej 100 tys. mieszkańców i aglomeracji. Przez pułap stężenia ekspozycji rozumie się poziom substancji w powietrzu wyznaczony na podstawie wartości krajowego wskaźnika średniego narażenia – średniego poziomu substancji w powietrzu wyznaczonego na podstawie pomiarów przeprowadzonych na obszarach tła miejskiego w miastach o liczbie mieszkańców większej niż 100 tysięcy i aglomeracjach na terenie całego kraju.

Dostosowanie się do wymagań określonych przez normy ochrony środowiska nie jest możliwe bez pomocy zintegrowanego systemu oceny jakości powietrza, którego schemat jest pokazany na rys. 1 i który jest omówiony w dalszej części pracy. System pozwala na sprawdzanie i porównywanie różnych scenariuszy dostosowywania się do norm jakości powietrza przez stosowanie odpowiednich środków zaradczych. Przykładowo można wymienić niektóre możliwe działania w zakresie redukcji emisji ze źródeł liniowych: przemieszczenie części ruchu samochodowego na odcinki alternatywne, usprawnienie ruchu drogowego poprzez stosowanie inteligentnych systemów zarządzania ruchem („zielona fala”), zmywanie jezdni, zakaz wjazdu niektórych pojazdów do stref szczególnego narażenia, wykorzystanie napędu hybrydowego/elektrycznego w transporcie publicznym, tworzenie systemów „Park & Ride”

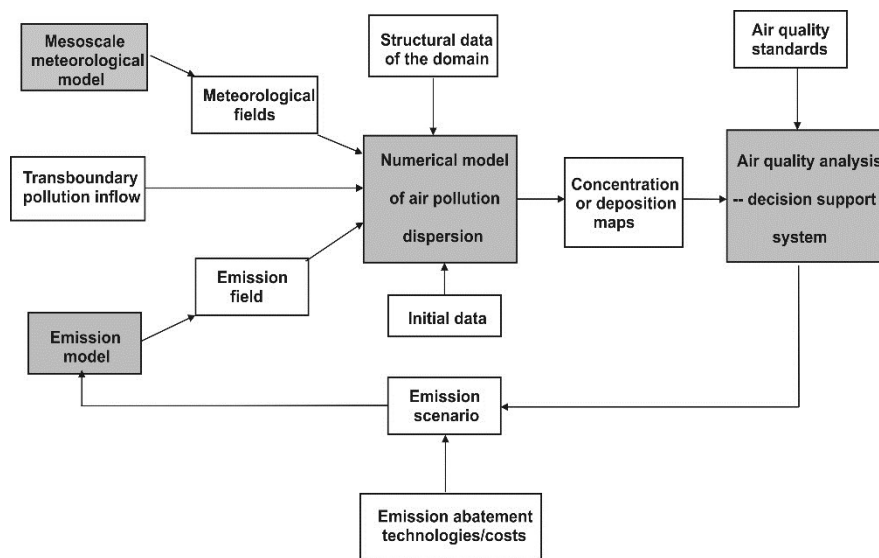
2. Wspomaganie decyzji w zarządzaniu jakością powietrza

Systemy oceny jakości powietrza atmosferycznego należą do najbardziej złożonych struktur, w których wykorzystywane są komputerowe modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń (Markiewicz 2004; Russel i Dennis 2000; Sportisse 2007). Ich budowa i zasada działania łączy wiedzę z różnych dziedzin nauki, takich jak: fizyka (modele transportu zanieczyszczeń w atmosferze), chemia (reakcje chemiczne między składnikami zanieczyszczeń), nauki ekonomiczne (analiza kosztów ograniczania emisji, wybór „czystych” technologii), ochrona zdrowia (wpływ zanieczyszczeń na zdrowie i długość życia), biologia (wpływ zanieczyszczeń na środowi-

sko przyrodnicze), czy informatyka (implementacja komputerowa). Opis matematyczny procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń jest najczęściej oparty na odpowiednim układzie równań adwekcji-dyfuzji, opisujących ich transport w polu wiatru, mieszanie turbulencyjne, przemiany fizyko-chemiczne, opadanie na podłoże w procesie tzw. „suchej” depozycji lub wymywania przez opady. Modele te są obecnie wykorzystywane do wspomaganie decyzji na różnych szczeblach, w dziedzinie kontroli i zarządzania jakością środowiska (ApSimon i in. 2002; Maxim i van der Sluijs 2011; Oxley i in. 2012).

Złożoność modeli opisujących procesy zachodzące w systemach środowiskowych jest bardzo duża. Dotyczy to zwłaszcza, coraz szerzej wykorzystywanych w procesach wspomaganie decyzji, tzw. zintegrowanych systemów oceny jakości powietrza (IAM – *Integrated Assessment Models*) (Buchholz i in. 2013; Calori i in. 2006; Carnevale i in. 2012; Mediavilla-Sahagun i ApSimon 2006). System taki pozwala uwzględnić dodatkowe uwarunkowania i ograniczenia, np. technologiczne, ekonomiczne, środowiskowe lub demograficzne oraz poszukiwać optymalnych strategii dla spełnienia standardów środowiskowych. Przykładowy schemat blokowy takiego systemu przedstawia rys. 1. Centralnym modulem takiego systemu jest jednak zawsze model transportu zanieczyszczeń, dlatego w generowanych przez ten system prognozach i podejmowanych na tej podstawie decyzjach istnieje dość duży zakres niepewności, który powinien być brany pod uwagę (ApSimon i in. 2002; Holnicki i in. 2010; Malherbe i in. 2011; Moore i Londergen 2001; Sax i Isakov 2003). Źródła niepewności leżą zarówno w samym modelu (uproszczenia opisu matematycznego, pomijanie lub parametryzacja pewnych procesów), jego implementacji numerycznej (aproksymacja skończenie-wymiarowa procesów ciągłych, dyskretyzacja czasowo-przestrzenna obszaru, opis procesów chemicznych, opis dyfuzji turbulencyjnej) oraz przede wszystkim w danych wejściowych, na których model pracuje.

Całkowite pole emisji dużych aglomeracji miejskich charakteryzuje się zwykle koncentracją wielkiej liczby źródeł emisji o zróżnicowanych charakterystykach. Źródła te różnią się nie tylko parametrami technicznymi (jak np. wysokość emitora, średnica, prędkość i temperatura gazów odlotowych), ale także składem emitowanych zanieczyszczeń, intensywnością emisji poszczególnych związków, poziomem niepewności danych emisyjnych oraz negatywnym oddziaływaniem na środowisko.



Rys. 1. Schemat zintegrowanego systemu oceny jakości powietrza

Poniżej – opierając się głównie na pracy Judy-Rezler (2000) – przytoczono najważniejsze zagrożenia związane z emisją zanieczyszczeń atmosferycznych, typowych dla obszarów zurbanizowanych.

- Dwutlenek siarki (SO_2) – trafia do atmosfery w wyniku spalania paliw kopalnych. Jest związkiem toksycznym dla wszystkich organizmów żywych, a równocześnie działa korodująco na materiały (metale, materiały budowlane). W przypadku organizmu człowieka powoduje nieżyty górnych dróg oddechowych, zapalenie spojówek, zaburzenia smaku i powonienia, podrażnienia błon śluzowych, choroby układu krążenia.
- Tlenki azotu (NO_x), na które składają się dwutlenek azotu (NO_2) oraz tlenek azotu (NO), również powstają jako wynik procesów spalania. Oddziałują negatywnie na organizmy zwierzęce (w tym na człowieka) powodując zapalenie spojówek, zapalenie i owrzodzenia jamy ustnej, osłabienie odporności organizmu na zakażenia dróg oddechowych, zmiany w obrazie płuc, spadek ciśnienia krwi oraz negatywnie wpływają na rozrodność. Związki te są też prekursorami ozonu troposferycznego (O_3), który również bardzo negatywnie oddziałuje na otoczenie.
- Ozon (O_3) jest jednym z najsilniejszych utleniaczy i w przypadku człowieka może być przyczyną kaszlu, nasilenia objawów astmy, zapalenia

lub uszkodzenia płuc, podrażnienia oczu, wzrostu wrażliwości na infekcje.

- Pyły (głównie PM₁₀ oraz PM_{2.5}) są emitowane do atmosfery w zbliżonych proporcjach z sektorów energetyki, przemysłu, transportu oraz komunalno-bytowego. Oddziałują szkodliwie na zdrowie ludzkie, ale również na roślinność, gleby, wody, materiały a także ograniczają widoczność. Do organizmu człowieka przedostają się najczęściej przez drogi oddechowe lub pośrednio przez układ pokarmowy. Badania wykazały, że pyły drobne powodują bardzo poważne skutki zdrowotne: nasilenie astmy, kaszel, trudności z oddychaniem, chroniczny bronchit, skrócenie oddechu, pylica, przedwczesna śmiertelność.
- Aerozole atmosferyczne są to zawieszone w powietrzu cząstki, będące w fazie stałej, gazowej lub ciekłej. Woda w cząstkach aerozolu tworzy cienką otoczkę pokrywającą nierozpuszczalny materiał lub stanowi roztwór wodny wraz z rozpuszczonymi w niej substancjami chemicznymi. Najczęściej aerozol jest mieszaniną dwu- lub trój-fazową. Aerozole wywierają wpływ na wiele zjawisk atmosferycznych, jak np.: powstawanie chmur i opadów, rozpraszanie i absorpcja promieniowania słonecznego. Są bezpośrednią przyczyną licznych schorzeń, działając negatywnie na oczy, skórę i układ oddechowy.
- Metale ciężkie (m.in. ołów – Pb, nikiel – Ni, kadm – Cd, rtęć – Hg) do atmosfery przedostają się w postaci pyłów lub aerozoli. Ich źródła to: energetyka, przemysł (metalurgiczny, wydobywczy, budowlany, chemiczny), sektor komunalno-bytowy, transport. Ołów jest szczególnie toksyczny dla ludzi i zwierząt, akumulując się w kościach, nerkach, skórze i mleku. Z uwagi na możliwość uszkodzenia układu nerwowego, szczególnie zagrożone jego działaniem są dzieci. Testy na zwierzętach wykazały kancerogenne działanie ołowiu. Głównym źródłem niklu jest spalanie paliw stałych, szczególnie węgla, spalanie ropy, odpadów, a także produkcja stali i procesy galwanizacyjne. W powietrzu metal ten występuje w postaci siarczanów, siarczków oraz tlenków niklu. Wchłanianie do organizmu odbywa się głównie przez układ oddechowy. Nikiel ma tendencję do kumulowania się w tkance płucnej i chłonnej. Kadm przedostaje się do atmosfery w wyniku procesów metalurgicznych, spalania paliw kopalnych, produkcji nawozów fosforowych oraz spalania odpadów. Jest jednym z najgroźniejszych zanieczyszczeń dla organizmów ludzi i zwierząt, gdzie może przedostawać się droga oddechową lub poprzez układ pokarmowy. Akumuluje się głównie w nerkach, wątrobie i w kościach. Powoduje schorzenia nerek, przewlekłe choroby płuc, uszkodzenia wątroby i jąder. Wpływa szkodliwie na układ immunologiczny, nerwy i krwiotwórczy. Rtęć jest emitowana do atmosfery

w procesach spalania paliw (energetyka, hutnictwo), z przemysłu wydobywczego, rozpylania środków ochrony roślin. Dla ludzi rtęć jest silnie toksyczna. Może powodować osłabienie pracy serca, zaburzenia pracy układu oddechowego, porażenie centralnego układu nerwowego.

- Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) stanowią grupę związków organicznych zawierających dwa lub więcej pierścieni benzeno. Trafiają do atmosfery głównie w wyniku niekompletnego procesu spalania paliw kopalnych (najczęściej węgla). Są silnie toksyczne dla ludzi i zwierząt, a przedostają się do organizmu przez układ oddechowy lub pokarmowy. Największe zagrożenie zdrowotne związane z WWA dotyczy ich działania nowotworowego (nowotwory płuc) i mutagennego. Badania wykazały szczególnie silną korelację zachorowalności na nowotwory ze stężeniem B[a]P (bezo[alfa]piren) należącego do grupy WWA.

3. Założenia do obliczeń jakości powietrza w Warszawie

Prezentowane wyniki dotyczą prognozy rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji warszawskiej, przy czym do symulacji procesów transportu zanieczyszczeń wykorzystano model CALPUFF v.5 (Scire i in. 2000). Jest to gaussowski model smugowy uwzględniający podstawowe procesy atmosferyczne (transport w polu wiatru, przemiany chemiczne, wymywanie zanieczyszczeń przez opady oraz ich suchą depozycję, powstawanie aerozoli). Pola meteorologiczne są generowane przez współpracujący moduł CALMET, uwzględniający m.in. wpływ ukształtowania terenu oraz szorstkości aerodynamicznej podłoża.

Dla danych z roku 2012 analizowane były rozkłady stężeń średniorocznych następujących rodzajów zanieczyszczeń pierwotnych i wtórnych (odpowiednio do kategorii źródeł emisji):

SO₂ – dwutlenek siarki,

SO₄ – aerozol siarczanowy (zanieczyszczenie wtórne),

NO_x – tlenki azotu,

HNO₃ – kwas azotowy (zanieczyszczenie wtórne),

NO₃ – aerozol azotanowy (zanieczyszczenie wtórne),

NH₃ – amoniak,

PPM₁₀ – pyły o średnicy $\leq 10 \mu m$ (emisja pierwotna),

PPM_{10_U} – pyły PM₁₀ unoszone (emisja wtórna),

PPM₁₀ = PPM₁₀ + PPM_{10_U} + SO₄ + NO₃ – całkowite stężenie pyłu PM₁₀,

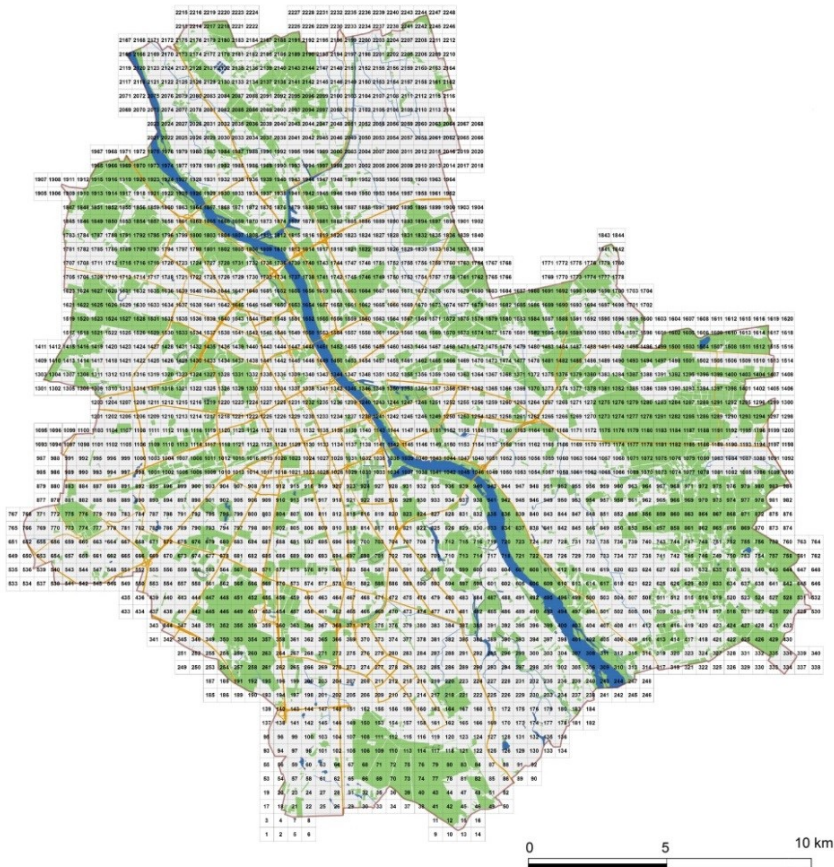
PPM_{2,5} – pyły o średnicy $\leq 2.5 \mu m$ (emisja pierwotna),

PPM_{2.5_U} – pyły PM_{2.5} unoszone (emisja wtórna),
PM_{2.5} = PPM_{2.5+} + PPM_{2.5_U} + SO₄ + NO₃ – całkowite stężenie pyłu PM_{2.5},
CO – tlenek węgla,
C₆H₆ – benzen
B[a]P – benzo-alfa-piren,
Ni – nikiel,
Cd – kadm,
Pb – ołów,
As – arsen,
Hg – rtęć.

W przypadku dużych aglomeracji miejskich lub miejsko-przemysłowych, pole emisji zwykle charakteryzuje się koncentracją bardzo dużej liczby źródeł emisji na stosunkowo małym obszarze, a przy tym wielkim zróżnicowaniem ich parametrów. Źródła różnią się zarówno charakterystykami technicznymi (np. opis przestrzenny, wysokość, temperatura i prędkość gazów odlotowych), wielkością emisji oraz jej rozkładem czasowym, składem emitowanych zanieczyszczeń, jak i zakresem niepewności dotyczącym intensywności emisji. Jeżeli wyniki analizy mają być reprezentatywne, ta różnorodność winna być uwzględniona w danych wejściowych.

Obszar obliczeniowy został zdyskretyzowany jednorodną siatką kwadratową 0.5km x 0.5km. W tej siatce wprowadzano podstawowe dane wejściowe i rejestrowano wyniki symulacji komputerowej. Obliczone średnioroczne wartości stężenia analizowanych substancji były rejestrowane w 2248 receptorach, zlokalizowanych w obrębie granic administracyjnych Warszawy (porównaj rys. 2). Każdy receptor jest umieszczony w centrum odpowiedniego kwadratu dyskretyzacji.

Całkowite pole emisji dla obszaru Warszawy podzielono na 5 kategorii źródeł, różniących się m.in.: geometrią źródła, parametrami technologicznymi, składem emitowanych substancji zanieczyszczających, intensywnością emisji z uwzględnieniem jej zmienności czasowej, poziomem niepewności danych emisyjnych. W omawianych obliczeniach rozważano następujące kategorie źródeł: wysokie źródła punktowe energetyki zawodowej, pozostałe źródła punktowe (przemysł), źródła liniowe (transport), źródła powierzchniowe oraz źródła produkcji rolniczej (głównie na obrzeżach miasta). Każdą z tych grup charakteryzują określone parametry techniczne źródeł, skład emitowanych zanieczyszczeń oraz zakres niepewności dotyczący poziomu emisji.



Rys. 2. Modelowany obszar aglomeracji warszawskiej

W przypadku omawianych obliczeń dla Warszawy, w całym polu emisji znajdującym się w granicach miasta oraz w bezpośrednim otoczeniu Warszawy, wydzielono 5 następujących kategorii źródeł (podana jest liczba źródeł w danej kategorii):

- 20 wysokich źródeł punktowych (sektor energetyki zawodowej). Lokalizacja według współrzędnych geograficznych, uwzględnione parametry geometryczne i emisyjne źródła. Opis jest stosunkowo dokładny, ponieważ

sam proces spalania, jego parametry jak i parametry paliwa są ściśle określone i stabilne.

- 3880 niskich źródeł punktowych (inne źródła przemysłowe). Lokalizacja według współrzędnych geograficznych, uwzględnione parametry geometryczne i emisyjne źródła. Większa niepewność w opisie emisji ze względu na mniej dokładny (czasem bardzo niedokładny) opis charakterystyk technicznych emitora oraz parametrów paliwa,
- 6962 źródeł powierzchniowych (miejski sektor komunalno-bytowy lub rozproszone źródła przemysłowe). Źródło opisywane przez współrzędne odpowiedniego elementu dyskretyzacji obszaru (0.5 km x 0.5 km) oraz emisję powierzchniową z tego elementu. Duża niepewność – dane emisyjne są szacowane na podstawie rodzaju i wielkości zużycia paliw,
- 7285 źródeł liniowych (miejska sieć drogowa). Źródło opisywane przez współrzędne odpowiedniego elementu dyskretyzacji obszaru (0.5km x 0.5 km) oraz emisję powierzchniową z tego elementu. Duża niepewność, dane emisyjne są szacowane na podstawie różnych parametrów (emisja zależy od natężenia ruchu, jakości paliwa, ale też od charakterystyk technicznych i wieku samochodów).
- 256 źródeł rolniczych, głównie zlokalizowanych w otoczeniu Warszawy. Są reprezentowane przez zagregowane (5 km x 5 km) źródła powierzchniowe.

W obliczeniach uwzględniono również w postaci zagregowanej wpływ źródeł sektora rolniczego, w większości zlokalizowanych w otoczeniu Warszawy, w pasie o szerokości około 10 km. Prezentowane ostatecznie wyniki stężeń podstawowych zanieczyszczeń zawierają również udział transgranicznego napływu zanieczyszczeń z innych źródeł, zlokalizowanych poza analizowanym obszarem. Dane te, oparte na wynikach symulacji europejskiego modelu EMEP [19], są wprowadzane jako warunki brzegowe dla modelu CALPUFF i stanowią tło dla zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł lokalnych.

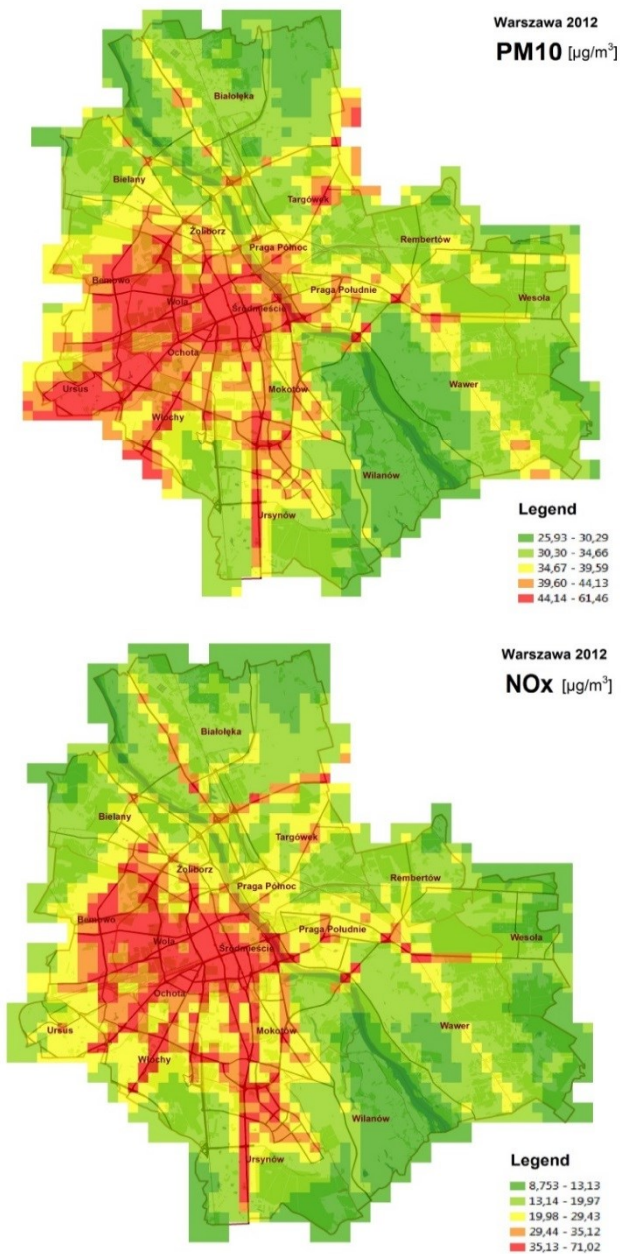
W obliczeniach z wykorzystaniem modelu CALPUFF dane emisyjne oraz meteorologiczne są wprowadzane z krokiem czasowym 1-godzinnym i z tą samą częstotliwością model wylicza wartości stężeń w receptorach. Na tej podstawie można obliczać wartości uśrednione w określonym przedziale czasowym. Przedstawione w kolejnym punkcie wyniki dotyczą wartości średniorocznych, które mogą stanowić podstawę do oceny stanu zanieczyszczenia powietrza przez ich porównanie z wartościami dopuszczalnymi.

Ze względu na dużą liczbę źródeł (ok. 20 000) oraz receptorów (2248), obliczenia wykonywane modelem CALPUFF są bardzo pracochłonne. Z drugiej strony, liniowa struktura tego modelu umożliwia realizowanie obliczeń równoległych. Wyniki prezentowane w punkcie 3 uzyskano wykorzystując implementację równoległą obliczeń.

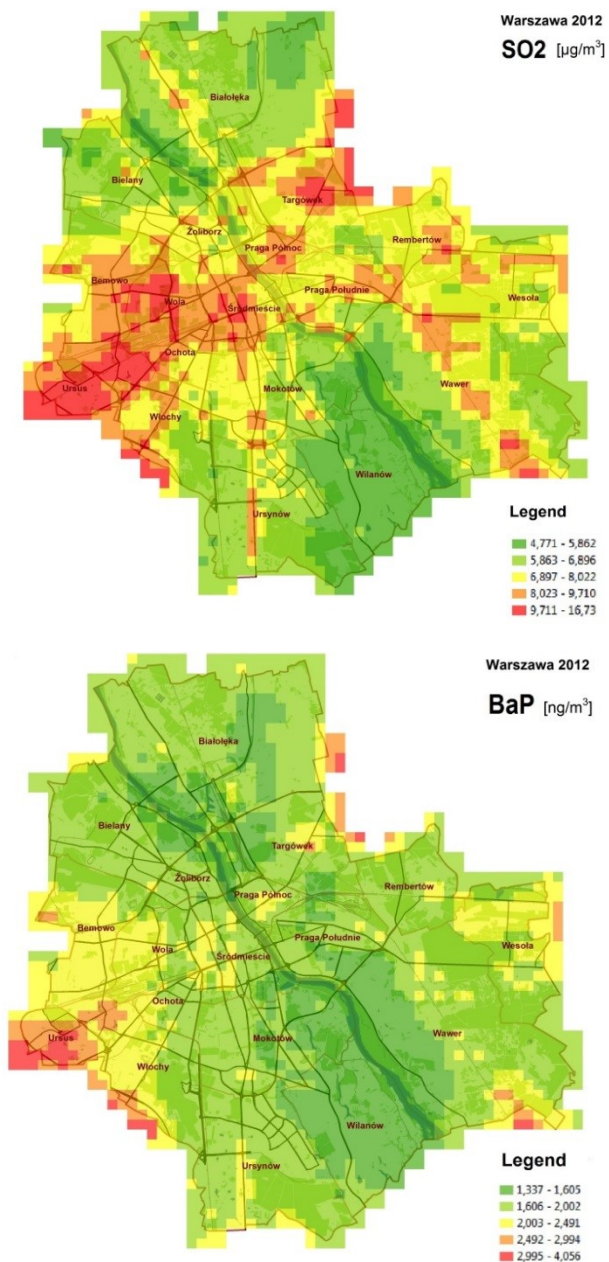
4. Wybrane wyniki obliczeń

W przedstawionej poniżej graficznej wizualizacji wybranych wyników wykorzystano oprogramowanie ArcMap. Na rysunkach 3-4 przedstawiono mapy rozkładu stężeń średniorocznych wybranych zanieczyszczeń, na podstawie wartości w receptorach, prognozowanych przez model. Mapy przedstawione na rys. 3 dotyczą stężeń PM_{10} oraz NO_x , które są typowymi zanieczyszczeniami komunikacyjnymi. Ten sektor ma dominujący udział w powstawaniu tego typu zanieczyszczeń, jak również odpowiada za przekraczanie dopuszczalnych standardów w obszarach o dużym natężeniu ruchu samochodowego. W Polsce, zgodnie z normami przyjętymi przez Ministerstwo Środowiska, dopuszczalne wartości średnioroczne stężeń wynoszą: dla pyłu PM_{10} – $40 \mu g/m^3$ oraz dla NO_x – $30 \mu g/m^3$. Obie prezentowane na rys. 3 mapki pokazują przekroczenie poziomu dopuszczalnego zanieczyszczeń w obszarze centralnych dzielnic Warszawy (głównie lewobrzeżnej), jak również w otoczeniu głównych ciągów komunikacyjnych. Wpływ transportu miejskiego jest szczególnie widoczny w przypadku zanieczyszczeń NO_x , gdzie udział źródeł mobilnych jest dominujący. W przypadku zanieczyszczeń pyłowych, które też są mocno zależne od komunikacji, istotny jest również udział źródeł tzw. „niskiej emisji”, czyli lokalnych źródeł punktowych i powierzchniowych. To tłumaczy wysokie wartości stężeń PM_{10} w zachodnich dzielnicach Warszawy, m.in. w rejonie Włoch i Ursusa.

Rysunek 4 przedstawia z kolei analogiczne mapy rozkładu stężenia dwutlenku siarki (SO_2) oraz benzo-alfa-pirenu (B[a]P). Dwutlenek siarki był do niedawna jednym z istotnych składników zanieczyszczeń atmosferycznych w Polsce (również w Warszawie), m.in. z uwagi na duży udział źródeł energetycznych (tzw. energetyki zawodowej) w emisji tych związków. Otrzymane wyniki pokazują znaczne zmniejszenie udziału wysokich źródeł punktowych, m.in. w porównaniu z analogicznymi wynikami dla roku 2005 (Holnicki i Nahorski 2013). Jest to m.in. efekt istotnej modernizacji i ograniczenia emisji tego sektora w ostatnich latach. Podwyższono m.in. jeden z kominów EC Siekierki, w wyniku czego część zanieczyszczeń jest eksportowana poza miasto. Z drugiej strony, z powodu wzrostu natężenia ruchu samochodowego (który również emituje SO_2), na mapie widoczna jest również korelacja z przebiegiem ulic, jak również lokalizacją niskich źródeł emisji. Jednakże wartości stężeń średniorocznych SO_2 w całym mieście nie przekraczają poziomu dopuszczalnego, który w tym wypadku wynosi $20 \mu g/m^3$.



Rys. 3. Rozkłady stężenia pyłu PM10 oraz tlenków azotu

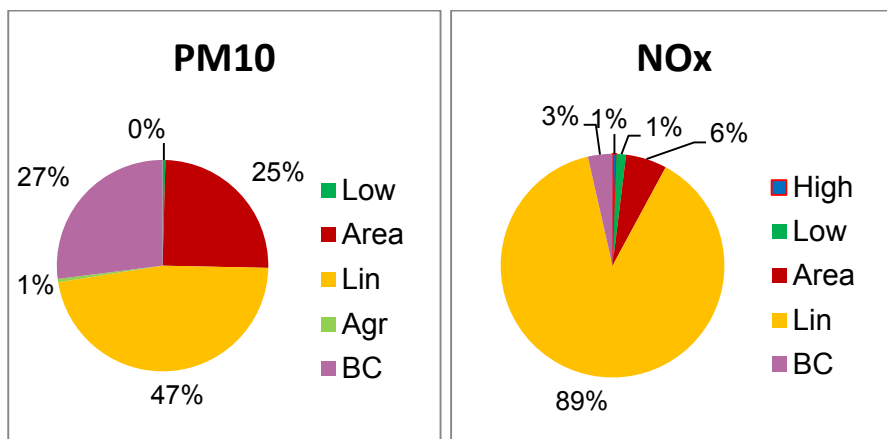


Rys. 4. Rozkłady stężenia dwutlenku siarki i benzo[a]pirenu

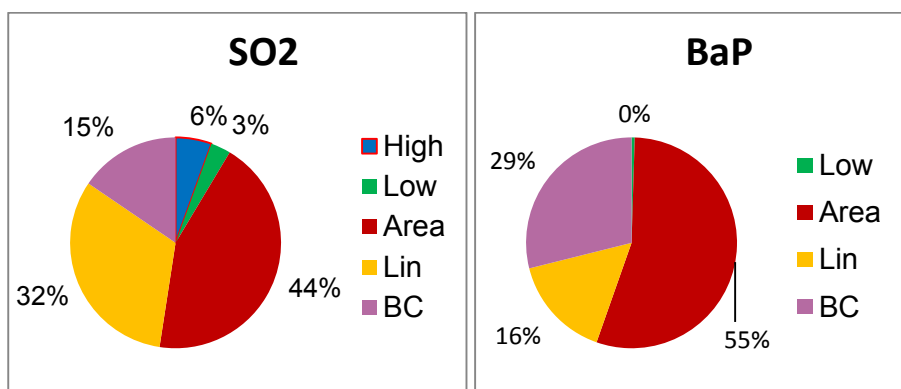
Ostatnia z mapek, przedstawiona na rys. 4, pokazuje rozkład stężenia benzo-alfa-pirenu. Jest to związek z grupy węglowodorów aromatycznych ($C_{20}H_{12}$), który powstaje głównie w procesach „niskiego spalania” i dotyczy przede wszystkim lokalnych źródeł powierzchniowych i punktowych, wykorzystujących przestarzałe urządzenia (spalanie w niskich temperaturach, często spalanie niekompletne). Związek ten jest też emitowany w dużych ilościach zwłaszcza przy spalaniu różnego rodzaju odpadów, opakowań, plastików. Ponieważ jest bardzo groźny dla zdrowia ludzkiego (wykazuje działanie kancerogenne i mutagenne) (Juda-Rezler 2000), przyjęty przez Ministerstwo Środowiska, dopuszczalny poziom stężenia średniorocznego dla B[a]P jest bardzo niski i wynosi 1 ng/m^3 . Jak widać z rys. 4, poziom ten jest przekroczony w całej Warszawie, przy czym najwyższe wartości (przekroczenia 3-4 krotnie) są obserwowane na obrzeżach miasta, zwłaszcza w dzielnicach zachodnich (ponownie są to Ursus i Włochy).

Uzupełnieniem i potwierdzeniem powyższych uwag są rysunki 5-6, na których przedstawiono procentowy udział poszczególnych kategorii źródeł emisji w sumarycznej wartości stężenia omawianych czterech zanieczyszczeń. Wykresy te dotyczą receptora Nr 672, który jest zlokalizowany w rejonie skrzyżowania al. Jerozolimskich z ul. Łopuszańską. Udział poszczególnych kategorii źródeł jest bardzo zróżnicowany i w istotny sposób zależy od rodzaju zanieczyszczenia. W przypadku zanieczyszczeń NO_x (rys. 5) dominujący jest wpływ zanieczyszczeń komunikacyjnych (89%), przy niewielkim udziale lokalnych źródeł powierzchniowych (6%). W przypadku PM_{10} udział źródeł komunikacyjnych wynosi 47%, ale oddziaływanie źródeł powierzchniowych oraz napływu zanieczyszczeń spoza obszaru jest również znaczne (receptor jest zlokalizowany w pobliżu granic miasta). To tłumaczy większe „rozmycie” zanieczyszczeń pyłowych w tym rejonie (w porównaniu z NO_x), widoczne na mapach rys. 3.

W przypadku zanieczyszczeń SO_2 (porównaj rys. 6) widoczny jest udział 5-ciu rozważanych kategorii źródeł, przy przeważającym wpływie emisji powierzchniowej (bliskość Włoch i Ursusa). Jednocześnie, w porównaniu z analogicznymi wynikami dla roku 2005, które przedstawiono m.in. w pracach Holnicki i in. (2010) oraz Holnicki i Nahorski (2013), znacznie mniejszy jest udział wysokich emitorów energetycznych (o czym wspomniano wyżej). Przekraczanie dopuszczalnych wartości stężeń B[a]P wynika natomiast w pierwszej kolejności z wysokiej emisji ze źródeł powierzchniowych w tym rejonie (sektor komunalno-bytowy). Istotny jest również napływ zanieczyszczeń z zewnątrz, który stanowi ok. 70% dopuszczalnej wartości stężenia dla tego związku.



Rys. 5. Względny udział kategorii źródeł emisji dla PM10 oraz NOx (receptor 672)



Rys. 6. Względny udział kategorii źródeł emisji dla SO₂ oraz B[a]P (receptor 672)

5. Podsumowanie

W pracy przedstawiono możliwości wykorzystania modelowania komputerowego do prognozowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosfery i oceny ich negatywnego oddziaływania na środowisko. W przypadku aglomeracji miejskich, duża gęstość zaludnienia oraz ekspozycja mieszkańców na oddziaływanie różnorodnych i groźnych zanieczyszczeń powietrza, mogą wywoływać w efekcie bardzo liczne negatywne skutki. Między innymi, utrata zdrowia, pogorszenie sprawności zawodowej, wzrost liczby przedwczesnych zgonów mogą powodować wymierne straty ekonomiczne liczone w skali miasta lub regionu. Zastosowanie modelu komputerowego

wego pozwala wskazać rejon, w których przekraczane są dopuszczalne normy stężenia najgroźniejszych zanieczyszczeń, a także określić ilościowo odpowiedzialność określonych źródeł emisji za te zanieczyszczenia. Na tej podstawie możliwe jest uruchamianie odpowiednich programów naprawczych.

Przedstawione w pracy obliczenia oparto na rzeczywistych danych emisyjnych oraz meteorologicznych dla Warszawy dla roku 2012, natomiast rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń oraz ich ostateczne oddziaływanie na środowisko analizowano za pośrednictwem regionalnego modelu smugowego CALPUFF (Scire i in. 2000). W obliczeniach uwzględniono wszystkie zewidencjonowane źródła emisji, przy czym objęły one kilkanaście najważniejszych rodzajów zanieczyszczeń atmosfery, charakterystycznych dla aglomeracji miejskich. Ze względu na ograniczoną objętość opracowania, przedstawiono w nim jedynie wybrane wyniki, które ilustrują metodologię postępowania przy symulowaniu procesów transportu zanieczyszczeń atmosferycznych w średniej skali przestrzennej oraz określaniu wpływu konkretnych źródeł emisji na naruszanie standardów jakości powietrza.

Pogorszenie jakości powietrza na obszarze Warszawy wynika przede wszystkim z oddziaływania źródeł mobilnych sektora transportowego. Wpływ tych źródeł jest dominujący zwłaszcza w przypadku zanieczyszczeń NO_x, które przekraczają dopuszczalną normę w dużej części lewobrzeżnej Warszawy, a także w otoczeniu głównych tras komunikacyjnych (rys. 5). Ruch samochodowy ma również bardzo duży udział w zanieczyszczeniu pyłami (PM₁₀ i PM_{2.5}), chociaż tutaj większy jest wpływ lokalnych źródeł punktowych i powierzchniowych. Obszar, w którym przekraczane są dopuszczalne wartości dla pyłu PM₁₀ jest również duży i obejmuje całą środkową i zachodnią część miasta. Sytuacja taka wynika m.in. z faktu, że cały ruch samochodowy (również tranzytowy) przechodzi przez miasto, natomiast powinna się ona poprawiać w miarę oddawania kolejnych obwodnic i dróg ekspresowych.

Stężenia dwutlenku siarki nie przekraczają wartości dopuszczalnych. W porównaniu z rokiem 2005 (Holnicki i Nahorski 2013) spadł w nich procentowy udział wysokich źródeł energetyki zawodowej (EC Żerań, EC Siekierki, EC Kawęczyn), co jest wynikiem prowadzonej w ostatnich latach modernizacji tych zakładów. W efekcie wzrósł za to względny udział innych kategorii źródeł, zwłaszcza komunikacyjnych (porównaj rysunek 6).

W prezentowanych wynikach zwracają uwagę wysokie wartości stężenia B[a]P, które w całym mieście przekraczają, przyjętą przez Ministerstwo Środowiska, normę średnioroczną (1 ng/m³). Jak wynika z rys. 6, dominuje w tym wypadku udział źródeł powierzchniowych sektora komunalno-bytowego. Odpowiedzialne za ten stan są przede wszystkim przestarzałe, lokalne źródła ciepła, w których bardzo często spalane są różnego rodzaju odpadki, śmieci, plastiki. W tej dziedzinie War-

szawa nie odbiega zbyt od innych miast Polski, natomiast na istotną poprawę w krótkim czasie trudno liczyć bez kompleksowej modernizacji sektora, który odpowiada za emisje tych zanieczyszczeń. Zwłaszcza, że duża część zanieczyszczeń B[a]P jest importowana z terenów podmiejskich, otoczenia Warszawy.

6. Podziękowania

Wykorzystane w obliczeniach dane emisyjne opracowano w firmie EKOMETRIA pod kierownictwem mgr inż. Wojciecha Trappa, któremu autorzy dziękują za okazaną pomoc.

Literatura

- ApSimon H.M., Warren R.F. Kayin S. (2002) Addressing uncertainty in environmental modeling: a case study of integrated assessment of strategies to combat long-range transboundary air pollution. *Atmospheric Environment*, **36**, 5417-5426.
- Buchholz, S., Krein, A., Junk, J., Heinemann, G., Hoffmann, L. (2013) Simulation of Urban-Scale Air Pollution Patterns in Luxembourg: Contributing Sources and Emission Scenarios. *Environmental Modeling and Assessment*, **18**, 271-283.
- Carnevale, C., Finzi, G., Pisoni, E., Volta, M., Guariso, G., Gianfreda, R., Maffei, G., Thunis, P., White, L., Triacchini, G. (2012) An integrated assessment tool to define effective air quality policies at regional scale. *Environmental Modelling & Software*, **38**, 306 - 315.
- Calori, G., Clemente, M., De Maria, R., Finardi, S., Lollobrigida, F., Tinarelli, G. (2006) Air quality integrated modelling in Turin urban area. *Environmental Modelling & Software*, **21**, 468 - 476.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21.05.2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 152/1, 2008.
- EMEP/EEA (2013) *Air Pollutant Emission inventory Guidebook 2013*. EEA Technical Report, No 12/2-13. European Environmental Agency.
- Holnicki P., Nahorski Z., Tainio M. (2010) *Uncertainty in air quality forecasts caused by emission uncertainty*. Proceedings of HARMO 13th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling, pp. 119-123, Paris.
- Holnicki, P., Nahorski Z. (2013) Air quality modeling in Warsaw Metropolitan Area. *Journal of Theoretical and Applied Computer Science*, **7**, 56-69.
- Juda-Rezler K. (2000) *Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Lim, L.L., Hughes, S.J., Hellawell, E.E. (2005) Integrated decision support system for urban air quality assessment. *Environmental Modelling & Software*, **20**, 947-954.
- Malherbe, L., Ung, A., Colette, A., Derby, E. (2011) Formulation and quantification of uncertainties in air quality mapping. ETC/ACM Technical Paper 2011/9.
- Markiewicz T.M. (2004) *Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym*. Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Maxim, L., van der Sluijs J. (2011) Quality in environmental science for policy: Assessing uncertainty as a component of policy analysis. *Environmental Science & Policy*, **14**, 482-492.

- Mediavilla-Sahagún, A., ApSimon, H.M. (2006) Urban scale integrated assessment for London: Which emission reduction strategies are more effective in attaining prescribed PM10 air quality standards by 2005? *Environmental Modelling & Software*, **21**, 501-513.
- Moore G.E., Londergan R.J. (2001) Sampled Monte Carlo uncertainty analysis for photochemical grid models. *Atmospheric Environment*, **35**, 4863-4876.
- Oxley, T., Valiantis, M., Elshkaki, A., ApSimon, H.M. (2009). Background, Road and Urban Transport modeling of Air quality Limit values (The BRUTAL model). *Environmental Modelling & Software*, **24**, 1036-1050.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8 lutego 2008 r. w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać programy ochrony powietrza, Dz.U. 2008 nr 38 poz. 221.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 3 marca 2008 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, Dz.U. 2008 nr 47 poz. 281.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu, Dz.U. 2010 nr 16 poz. 87.
- Russel A., Dennis D. (2000) NASTRO critical review of photochemical models and modeling. *Atmospheric Environment*, **34**, 2283-2324.
- Sax T., Isakov V. (2003) A case study for assessing uncertainty in local-scale regulatory air quality modeling applications. *Atmospheric Environment*, **37**, 3481-3489.
- Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J. (2000) A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model. Earth Technology Inc., Concord MA.
- Sportisse B. (2007) A review of current issues in air pollution modeling and simulation. *Computational Geosciences*, **11**, 159-181.
- Ustawa z 27.04.2001r. Prawo ochrony środowiska, Dz.U. Nr 62, poz.627.

DECISION SUPPORT IN AIR QUALITY MANAGEMENT IN AN URBAN AREA

Abstract: Computer models are recently often used for supporting air quality management. The model is to provide a quantitative description of air pollution dispersion processes and to work out the resulting concentration maps. These data are in turn the basis for evaluation of environmental risk and supporting the planning decisions. Complexity of such a system results in fairly wide range of uncertainty, which should be taken into account in the final decisions. The paper presents results of computer simulation of pollution transport and the air quality maps for pollutants which characterize the urban atmospheric environment. Calculations were carried out on the real emission and meteorological dataset for Warsaw in 2012. The main forecasting tool is the regional CALPUFF model, which was used to link the emission sources with the distributions of annual average concentration values. The resulting pollution maps show the areas, where air quality standards are violated and remedial procedures are required.

Keywords: air pollution, computer modeling, decision support, uncertainty analysis.