

2004

Referencyjna metodyka modelowania poziomów substancji w powietrzu na tle innych modeli obliczeniowych

Marek Bogacki
Robert Oleniacz

Marek Bogacki*, Robert Oleniacz*

Referencyjna metodyka modelowania poziomów substancji w powietrzu na tle innych modeli obliczeniowych**

1. Wstęp

Poziom zanieczyszczenia przyziemnej warstwy atmosfery substancjami gazowymi i pyłowymi (imisja) zależy zarówno od ilości substancji zanieczyszczających wprowadzanych do powietrza z naturalnych i antropogenicznych źródeł emisji, jak również od warunków propagacji tych zanieczyszczeń w powietrzu, kształtowanych głównie przez topografię terenu oraz panujące warunki meteorologiczne. Ocenę stanu jakości powietrza można przeprowadzić w oparciu o pomiary bezpośrednie stężeń zanieczyszczeń w powietrzu bądź na drodze obliczeniowej, stosując w tym celu matematyczne modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Modele opisują językiem sformalizowanym zjawiska fizykochemiczne zachodzące w przyziemnej warstwie atmosfery pomiędzy emitorem a receptorem, tj. punktem, w którym dokonywane jest obliczanie stężenia danego zanieczyszczenia w powietrzu (ewentualnie ich opad na powierzchni terenu).

Stosowanie różnych modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze, zwłaszcza do oceny wpływu wybranych źródeł emisji na stan zanieczyszczenia powietrza, ma w Polsce długie tradycje. Z uwagi na proces dostosowywania naszych przepisów prawnych do wymogów Unii Europejskiej konieczne stało się określenie tzw. referencyjnych metodyk modelowania poziomów substancji w powietrzu, co znalazło swój finał w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu [14]. Do tego celu zaadaptowana została znana już od dawna w naszym kraju metodyka obliczeniowa oparta na modelu smugi Gaussa [4, 11].

* Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska

** Praca wykonana w ramach badań statutowych AGH nr 11.11.150.171

Zastosowano więc tutaj rozwiązanie najprostsze z wielu względów:

- metodyka ta znalazła już liczne aplikacje użytkowe, a przez to jest dobrze zakorzeniona w środowisku użytkowników i powszechnie stosowana;
- po wprowadzeniu niewielu zmian do algorytmów obliczeniowych można w łatwy sposób dostosować istniejące już programy komputerowe do wymogów nowej metodyki, zwłaszcza że bazuje ona praktycznie na tych samych danych wejściowych;
- do stosowania metodyki referencyjnej można wykorzystać dotychczasowe lub uaktualnione wieloletnie statystyki danych meteorologicznych.

Z drugiej strony metodyka ta w miarę dobrze sprawdza się tylko w obszarze względnie płaskim i w skali kilku kilometrów, gdyż uwzględnia jedynie część zjawisk mających znaczny wpływ na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w przyziemnej warstwie atmosfery [4]. Uwzględnienie niektórych pozostałych czynników wymaga zastosowania poszerzonych formuł obliczeniowych i posiadania dodatkowych danych wejściowych (w tym meteorologicznych) [10] lub wykorzystania zupełnie innych modeli obliczeniowych.

2. Modele obliczeniowe rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze

Ponieważ procesy fizykochemiczne zachodzące w atmosferze posiadają różną skalę przestrzenno-czasową, nie jest możliwe stworzenie uniwersalnego modelu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, który pozwalałby symulować z jednakową dokładnością procesy w mikroskali ($\Delta t \geq 1$ s, 1 m $\leq \Delta L \leq 2500$ m) i mezoskali (1 min $\leq \Delta t \leq$ kilka dni, 1 km $\leq \Delta L \leq 2500$ km). Modele funkcjonujące w małych skalach przestrzenno-czasowych (tzw. mikroskalowe), ze względu na możliwość bardzo dokładnego odwzorowania przeszkód terenowych typu: pojedyncze budynki, kaniony uliczne czy niewielkie wzgórza, stosowane są przeważnie do symulacji pola wiatru oraz pola imisji w obszarach zurbanizowanych. Najczęściej nie uwzględniają one jednak zjawisk zachodzących w większych skalach, np. zmiany prędkości wiatru z wysokością, przemian chemicznych itp.

W praktyce ochrony środowiska największe zastosowanie mają jednak modele mezoskalowe. W tej grupie mieszczą się zarówno bardzo proste modele (np. model smugi Gaussa), jak również modele złożone, uwzględniające w swych algorytmach obliczeniowych większość zjawisk fizykochemicznych zachodzących w atmosferze. Również w praktyce krajowej stosowane są poszerzone wersje modelu smugi Gaussa, pozwalające na uwzględnienie takich zjawisk wpływających na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w atmosferze, jak np.: suche pochłanianie zanieczyszczeń gazowych i pyłowych przez podłoże, wymywanie zanieczyszczeń

przez opady atmosferyczne, przemiany zanieczyszczeń w atmosferze, oddziaływanie inwersji temperatury (zmiany głębokości warstwy mieszania, odcinanie smugi od podłoża przez warstwę inwersji dolnej) czy zmienność kierunku i prędkości wiatru z wysokością, jak również umożliwiające wykonywanie obliczeń stężeń średnich dobowych, miesięcznych, sezonowych czy rocznych z krokiem czasowym 1 godzina (z uwzględnianiem rzeczywistej zmienności parametrów meteorologicznych) [9, 10].

Zdecydowana większość modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu wymaga do obliczeń pola emisji zanieczyszczeń znajomości pola wiatru. Najprostszy z nich model Gaussa oparty jest na założonym, homogenicznym (brak zmienności przestrzenno-czasowej) polu wiatru, zbudowanym na statystycznej analizie częstości występowania wiatru o danych parametrach (prędkość, kierunek) na danym obszarze, w dłuższym, najczęściej 10-letnim okresie. Zdefiniowanie stałego w czasie pola wiatru z jednej strony w znaczny sposób przyspiesza proces obliczeniowy, z drugiej jednak – ogranicza w istotny sposób obszar zastosowań modelu jedynie do standardowych sytuacji meteorologicznych oraz terenu o nieskomplikowanej orografii.

W przeciwieństwie do modeli prostych modele złożone wymagają przeprowadzenia minimum dwóch kroków obliczeniowych. W pierwszym kroku obliczane jest pole wiatru w układzie przestrzenno-czasowym, uwzględniające orografię oraz warunki wymiany ciepła pomiędzy atmosferą a powierzchnią ziemi (litosferą, hydrosferą, biosferą). W drugim kroku natomiast liczone jest właściwe rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w powietrzu, włącznie z wszelkimi procesami towarzyszącymi (przemiany chemiczne zanieczyszczeń, depozycja itp.).

Pole wiatru można obliczać na dwa różne sposoby. Pierwszy sposób, stosowany w modelach diagnostycznych, polega na rekonstrukcji pola wiatru w oparciu o interpolację statystycznie zweryfikowanych danych meteorologicznych, pochodzących ze stacji meteorologicznych rozmieszczonych w obszarze obliczeniowym. Zakłada się przy tym, że model spełnia zasadę zachowania masy [1]. W porównaniu z modelem Gaussa modele diagnostyczne gwarantują otrzymanie przestrzenno-czasowego pola wiatru uwzględniającego specyfikę ukształtowania terenu w obszarze obliczeniowym. Wadą tych modeli jest mała zdolność odwzorowania lokalnych układów wiatrów oraz sytuacji meteorologicznych charakteryzujących się chwiejnym uwarstwieniem atmosfery. Tego typu wad nie posiadają modele prognostyczne wykorzystujące w algorytmie obliczeniowym ogólnie znane z fizyki zasady zachowania masy, energii i impulsu. Większe możliwości obliczeniowe oraz większa rozdzielczość przestrzenna w stosunku do modeli diagnostycznych okupione są jednak koniecznością stosowania bardziej wydajnych metod i technik obliczeniowych.

Modele prognostyczne można podzielić na hydrostatyczne i niehydrostatyczne. W modelach hydrostatycznych wprowadza się do równania impulsu uproszczenie polegające na pominięciu w nim składowych pionowych związanych z adwekcją, dyfuzją turbulencyjną oraz siłą Coriolisa, natomiast składową prędkości pionowej oblicza się poprzez scałkowanie równania ciągłości. W konsekwencji pionowy rozkład ciśnienia jest zgodny z równaniem hydrostatyki [5]. W modelach niehydrostatycznych obliczane są natomiast wszystkie trzy składowe prędkości. Takie podejście pozwala na uwzględnienie zmienności w czasie impulsów ciśnienia, a tym samym lepsze odzwierciedlenie turbulencji występujących w przyziemnej warstwie atmosfery.

Na bazie obliczonego/zdefiniowanego pola wiatru przeprowadza się następnie symulację rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń.

Rozróżnia się trzy główne typy modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, różniące się między sobą głównie podejściem do zagadnień związanych z adwekcją i dyfuzją zanieczyszczeń w atmosferze, a mianowicie:

- 1) modele smugi Gaussa,
- 2) modele eulerowskie,
- 3) modele lagranżowskie.

Model smugi Gaussa oparty jest na analitycznym rozwiązaniu równania różniczkowego dyfuzji zanieczyszczenia gazowego w poruszającym się ośrodku gazowym przy założeniu, że: powietrze traktowane jest jako ośrodek nieściśliwy, ruch powietrza rozważany jest jedynie w kierunku poziomym (zgodnie z dodatnim kierunkiem osi x), pole stężenia oraz podstawowe czynniki atmosferyczne są stałe w czasie. W modelu zakłada się ponadto, że rozkład stężeń zanieczyszczeń jest rozkładem normalnym o wariancjach δ_x , δ_y , δ_z . Stosowalność modeli gaussowskich jest ograniczona raczej tylko do skali lokalnej oraz różnych od zera wartości prędkości wiatru [6].

Złożone modele numeryczne stosowane do obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu różnią się między sobą głównie układem odniesienia, względem którego analizowany jest ruch cząstek powietrza. W modelach eulerowskich stosowany jest naturalny, ustalony układ współrzędnych, związany z powierzchnią ziemi. Najczęściej jest to kartezjański układ współrzędnych (skala lokalna) lub sferyczny układ współrzędnych (skala globalna). W przypadku skali globalnej dla lepszego odzwierciedlenia wpływu rzeźby terenu na proces transportu zanieczyszczeń wprowadza się zwykle współrzędne pionowe wyrażone w formie izobar obrazujących wartości zredukowanego ciśnienia atmosferycznego, odniesionego do wartości ciśnienia przy powierzchni ziemi. Znormalizowaną wartość współrzędnej pionowej δ wyraża się wówczas jako iloraz różnicy ciśnienia na danej wysokości i ciśnienia (tzw. referencyjnego) na górnej granicy modelowa-

nego obszaru oraz różnicy ciśnienia na powierzchni ziemi i ww. ciśnienia referencyjnego. Tak zdefiniowana współrzędna pionowa pozwala uwzględnić w sposób pośredni orografię, ponieważ wpływa ona na przestrzenny rozkład ciśnienia [2].

W modelach lagranżowskich stosowany jest ruchomy układ współrzędnych związany z trajektorią poruszającej się cząstki. Wprowadzona w modelu dyskretyzacja obszaru pozwala na podział transportowanej masy zanieczyszczeń na elementy obliczeniowe, których przemieszczenia wzdłuż trajektorii pola wiatru poszukiwane są niezależnie, jako rozwiązania równania adwekcji [6].

Modele eulerowskie i lagranżowskie posiadają stosunkowo wysoką skuteczność prognostyczną niezależnie od typu obszaru obliczeniowego. Obydwa rodzaje modeli pozwalają na obliczanie pola stężeń w dowolnym przedziale czasowym, chociaż w przypadku modeli eulerowskich określenie stężeń średniorocznych lub percentyla tych stężeń wiązać się może z małą efektywnością obliczeniową (długie czasy obliczeń). Generalnie w zakresie zapotrzebowania na moc obliczeniową modele lagranżowskie są bardziej ekonomiczne.

Obok przedstawionych powyżej typów modeli istnieją jeszcze tzw. box-modele (modele „skrzynki”) [3]. Należą one do najprostszych modeli tzw. „0-wymiarowych”. Ich cechą szczególną jest to, że obszar obliczeniowy ma kształt skrzynki o stałej powierzchni i zmiennej wysokości, która odwzorowuje wysokość warstwy mieszanania. W tak zdefiniowanym obszarze obliczeniowym zakłada się, że: cała masa powietrza jest jednorodna pod względem temperatury i wilgotności, stężenia wszystkich substancji zanieczyszczających są rozłożone równomiernie, a dyfuzja zanieczyszczeń przez ściany boczne „skrzynki” jest znikoma. Modele tego typu stosowane są głównie w symulacji przemian chemicznych w atmosferze lub do oceny zmienności w czasie stężeń zanieczyszczeń w obszarach miejskich, charakteryzujących się w miarę jednorodnym rozkładem źródeł emisji.

Wszystkie przedstawione powyżej typy modeli matematycznych posiadają zarówno pewne wady, jak i zalety, dlatego też przy wyborze modelu do obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu należy zwracać uwagę głównie na cel obliczeń. Różnorodność dostępnych modeli pozwala w każdej sytuacji dobrać model optymalny, który zagwarantuje wysoką skuteczność prognostyczną przy akceptowalnych wymogach związanych z jego wydajnością obliczeniową.

3. Metodyka obliczeniowa uznana w Polsce za referencyjną

Referencyjne metodyki modelowania poziomów substancji w powietrzu określa załącznik nr 4 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (zgodnie z §5 tego rozporządzenia) [14]. Podobnie jak poprzednie metodyki obliczeniowe,

metodyki referencyjne oparte zostały na podstawowym (nieposzerzonym) modelu Gaussa w ujęciu Pasquilla, a w przypadku obliczeń opadu pyłu na powierzchni terenu – na wzorze Krieba wyprowadzonym w oparciu o formułę Pasquilla [4]. Za podstawę przyjęto tutaj procedury oraz algorytmy obliczeniowe znane z rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 3 września 1998 r. w sprawie metod obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza dla źródeł istniejących i projektowanych [11], optymalizując niektóre z nich i dostosowując je do nowych kryteriów oceny jakości powietrza [12].

3.1. Zakres stosowalności

Omawiana metodyka obliczeniowa określa zalecany sposób obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza powodowanego przez pojedynczy emitor punktowy, zespół emitorów punktowych oraz powierzchniowe i liniowe źródła emisji, położone w przyjętym obszarze obliczeniowym lub oddziałujące na ten obszar.

Obliczenia te, prowadzone przy pomocy odpowiednich zależności, pozwalają m.in. na określenie:

- najwyższych ze stężeń maksymalnych (S_{mm}) wywoływanych przez poszczególne emitory punktowe w powietrzu przy powierzchni terenu oraz warunków ich występowania (odległość od emitora x_{mm} , stan równowagi atmosfery, prędkość wiatru, okres emisji, rodzaj sezonu), co jest niezbędne dla wyznaczenia zakresu oraz zasięgu obliczeń;
- stężeń maksymalnych 1-godzinnych oraz odpowiednich percentyli (99,726 lub 99,8) ze stężeń 1-godzinnych w okresie roku kalendarzowego w powietrzu w przyjętych receptorach obliczeniowych;
- częstości przekraczania wartości odniesienia substancji w powietrzu [14] lub dopuszczalnych poziomów substancji w powietrzu [12] określonych dla 1 godziny;
- stężenia średniego (dla okresu obliczeniowego) w powietrzu w przyjętych receptorach obliczeniowych (położonych przy powierzchni terenu);
- całkowitego rocznego opadu substancji pyłowych (pyłu ogółem, ołowiu i kadmu) na powierzchni terenu w przyjętych receptorach obliczeniowych.

Oficjalnie nie zostały wprowadzone żadne ograniczenia co do zakresu stosowalności referencyjnych metodyk modelowania, w tym co do wysokości emitora (punktu emisji) oraz charakteru czy wielkości obszaru obliczeniowego. Powszechnie wiadomo jednak, że omawiany model nie sprawdza się dobrze w przypadku emitatorów zbyt wysokich (np. powyżej 300 m) czy zbyt niskich (np. o punkcie emisji położonym przy powierzchni terenu), a także dla obszarów o urozmaiconej orografii (zwłaszcza dla terenów górskich) oraz ze zwartą, wysoką zabudową (zwłaszcza w przypadku obliczeń wykonywanych w kanionach ulicznych).

Obszar obliczeniowy powinien być teoretycznie dobierany tak, aby obejmował teren w zasięgu minimum $50h_{\max}$ (gdzie $h_{\max}$ – wysokość najwyższego z rozpatrywanych emitorów), ewentualnie $30x_{\max}$ (gdzie $x_{\max}$ – odległość występowania najwyższych ze stężeń maksymalnych $S_{\max}$, powodowanych przez poszczególne emitory punktowe), w przypadku gdy w odległości mniejszej niż $30x_{\max}$ znajdują się obszary parków narodowych lub obszary ochrony uzdrowiskowej. A zatem dla emitorów punktowych o wysokości większej niż 200 m lub powodujących występowanie najwyższych ze stężeń maksymalnych w odległości ponad 333 m wymagany zasięg obliczeń przekracza 10 km. Tymczasem zasięg stosowania omawianego modelu, pozwalający na uzyskiwanie w miarę wiarygodnych wyników, wynosi kilka kilometrów, w związku z czym należy unikać prowadzenia obliczeń w punktach położonych dalej niż w odległości ok. 10 km od emitora. Odpowiada to obszarowi o wymiarach rzędu 20×20 km, w przypadku gdy rozpatrywany emitor lub zespół emitorów znajduje się w jego centralnej części.

3.2. Przygotowanie danych do obliczeń

Położenie emitorów określa się za pomocą współrzędnych X_e , Y_e [m], przy czym oś X jest skierowana w kierunku wschodnim, a oś Y w kierunku północnym. Powierzchniowe i liniowe źródła emisji zastępuje się w odpowiedni sposób zespołem emitorów punktowych, przy czym źródła powierzchniowe przedstawia się w postaci kwadratów o bokach równoległych do kierunków północ – południe i wschód – zachód (o długości rzędu $10 \div 1000$ m), a źródła liniowe – w postaci odcinków prostoliniowych. Źródła te muszą cechować się równomierną emisją z jednostki powierzchni lub z jednostki długości i stałą efektywną wysokością źródła [14]. W niektórych przypadkach zespół emitorów może być zastąpiony jednym zastępczym emitorem punktowym.

W celu wykonania obliczeń poziomów substancji w powietrzu potrzebne są m.in. takie parametry, jak [14]:

- wysokość geometryczna emitora h [m] liczona od powierzchni terenu;
- średnica wewnętrzna d [m] wylotu emitora punkowego (ewentualnie średnica równoważna d_r w przypadku emitora o wylocie niekołowym);
- prędkość gazów odlotowych v [m/s] na wylocie emitora (w warunkach rzeczywistych);
- temperatura gazów odlotowych T [K] na wylocie emitora;
- maksymalna emisja danej substancji gazowej E_g lub pyłowej E_p (w postaci pyłu zawieszonego PM10) uśredniona dla 1 godziny [mg/s];
- średnia emisja danej substancji dla okresu obliczeniowego (roku, sezonu lub podokresu);

- reprezentatywne dla danego obszaru dane meteorologiczne w postaci średniej temperatury powietrza dla przyjętego okresu obliczeniowego oraz statystyk stanów równowagi atmosfery, prędkości i kierunków wiatru (tzw. róża wiatrów);
- średni współczynnik aerodynamicznej szorstkości terenu z_o [m] wyznaczony dla rozpatrywanego obszaru obliczeniowego (w zasięgu $50h_{\max}$) jako średnia arytmetyczna współczynników z_o określonych dla poszczególnych typów pokrycia terenu ważona polem powierzchni danego obszaru (o określonym typie pokrycia).

W przypadku emitorów pracujących okresowo lub ze zmieniającymi się w ciągu roku emisją oraz parametrami v i T , obliczenia poziomów substancji w powietrzu należy wykonywać dla takich podokresów, w przypadku których w czasie każdego z nich nie zmienia się liczba jednocześnie pracujących emitorów w zespole, a emisja z każdego emitora oraz jego parametry (v , T) nie zmieniają się o więcej niż 25% [14]. W praktyce odpowiednio definiuje się równoczesność i czas pracy poszczególnych emitorów w okresie obliczeniowym dla każdego podokresu spełniającego powyższe wymogi. Często pewnym problemem jest określenie rzeczywistej temperatury gazów odlotowych na wylocie z emitora. Precyzyjną metodę wyznaczenia tego parametru podano w pracy [8].

W przypadku wykonywania obliczeń opadu substancji pyłowych (pyłu ogółem, ołowiu i kadmu) na powierzchni terenu niezbędna jest także znajomość średnich emisji poszczególnych frakcji substancji pyłowych w okresie obliczeniowym (lub składu ziarnowego i całkowitej emisji danej substancji) oraz prędkości opadania tych frakcji. Średnią prędkość opadania w powietrzu atmosferycznym ziarna pyłu można obliczyć m.in. w funkcji jego średnicy i gęstości [7].

W obliczeniach odnoszonych do danego okresu obliczeniowego powinno się uwzględniać właściwe dla tego okresu dane meteorologiczne (statystyki kierunków i prędkości wiatru w powiązaniu ze stanami równowagi atmosfery zgodnie z klasyfikacją Pasquilla przyjętą przez IMGW w latach 70. XX wieku jako obowiązującą w Polsce). Jedynie w przypadku obliczeń stężeń maksymalnych uwzględnianych jest 36 teoretycznych sytuacji meteorologicznych, wynikających z kombinacji 6 stanów równowagi atmosfery i odpowiadających im prędkości wiatru u_a (na wysokości 14 m) ze skokiem co 1 m/s [14].

3.3. Interpretacja wyników obliczeń

Wyniki obliczeń stężeń substancji w powietrzu porównywane są z odpowiednimi wartościami odniesienia określonymi w załącznikach nr 1–3 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu [14] lub poziomów dopuszczalnych (powiekk-

szonych ewentualnie o margines tolerancji właściwy dla danej substancji i roku) [12], wyrażonych w $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (w warunkach: temperatura 293 K, ciśnienie 101,3 kPa) i uśrednionych dla okresu 1 godziny (D_1) lub roku kalendarzowego (D_a). Wyniki obliczeń opadu pyłu, ołowiu i kadmu na powierzchni terenu odnoszone są do odpowiednich wartości odniesienia (D_p) opadu substancji pyłowej, wyrażonej w $\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{rok})$ [14].

Uznaje się, że wartość odniesienia substancji w powietrzu uśredniona dla 1 godziny (D_1) jest dotrzymana, jeżeli wartość ta nie jest przekraczana przez więcej niż 0,274% roku (24 godziny) dla SO_2 oraz więcej niż przez 0,2% roku (17,5 godziny) dla pozostałych substancji [14]. Oznacza to, że wartość D_1 określona dla SO_2 nie może być przekraczana przez 99,726 percentyla ($S_{99,726}$) ze stężeń 1-godzinnych występujących w roku kalendarzowym, a dla pozostałych substancji – przez 99,8 percentyla ($S_{99,8}$) ze stężeń 1-godzinnych występujących w roku kalendarzowym. Otrzymane w wyniku obliczeń stężenia średnioroczne substancji w powietrzu oraz roczny opad substancji pyłowych nie powinny przekraczać odpowiednich poziomów dopuszczalnych lub wartości odniesienia D_a i D_p pomniejszonych o tło substancji R lub tło opadu substancji pyłowej R_p , przyjętych na odpowiednim poziomie [14].

4. Podsumowanie

Referencyjna metodyka obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, określona w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu, oparta jest na modelu smugi Gaussa, co wiąże się z określonym zakresem jej stosowalności, rodzajem danych niezbędnych do wykonania obliczeń i dokładnością, wynikającą z niedoskonałości modelu.

W ww. rozporządzeniu nie zawężono zakresu stosowalności tej metodyki, ale z pewnością nie nadaje się ona do prognozowania stężeń wtórnych zanieczyszczeń powietrza (np. ozonu), jak również precyzyjnego modelowania chwilowych stężeń zanieczyszczeń pierwotnych (emitowanych ze źródeł emisji) z uwagi na nieuwzględnianie dużej liczby czynników mających istotne znaczenie w propagacji zanieczyszczeń w atmosferze i kształtowaniu jakości powietrza przy powierzchni terenu, zwłaszcza na skomplikowanych obszarach aglomeracji miejskich, terenach górskich czy w większej skali przestrzennej. Wśród czynników tych można wymienić m.in.: występowanie przeszkód terenowych w postaci budynków i innych konstrukcji, wzgórz czy drzew oraz naturalnych i sztucznych korytarzy ukierunkowujących transport mas powietrza, przestrzenne zróżnicowanie wymiany ciepła pomiędzy powietrzem i powierzchnią ziemi, zmienną wysokość warstwy mieszanania

i występowanie inwersji temperatury, skręt wiatru z wysokością, krzywoliniowy ruch mas powietrza, wymywanie zanieczyszczeń przez opady atmosferyczne, przemiany zanieczyszczeń w atmosferze czy ich przenoszenie przez chmury.

Z drugiej strony stosowane w omawianej metodyce stałe empiryczne, a w szczególności współczynniki dyfuzji atmosferycznej, zostały opracowane na podstawie bardzo obszernych badań doświadczalnych, przez co możliwe było skompensowanie błędów samego modelu matematycznego. Ocenia się, że wykorzystywana w tej metodyce formuła Pasquilla dla względnie płaskiego terenu o różnym rodzaju pokrycia daje w miarę dobrą zgodność z wynikami bezpośrednich pomiarów, a dokładność modelu szacuje się na poziomie $\pm 30\%$ [4]. Tak więc powinny być tutaj spełnione wymagania co do dokładności wyników modelowania jakości powietrza, określone w załączniku nr 6 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu [13]. Maksymalne odchylenie mierzonych i obliczanych poziomów substancji w powietrzu w przypadku większości substancji i czasów uśredniania ustalono bowiem na poziomie 50%. Jedynie dokładność modelowania stężeń SO_2 , NO_2 i NO_x nie powinna wynosić mniej niż 30% w przypadku stężeń średnich rocznych i 60% w przypadku stężeń średnich godzinowych. Tego typu ogólne wymagania spełnia zresztą większość prostych modeli obliczeniowych (w tym także modeli gaussowskich), stosowanych w skali lokalnej, na względnie płaskim obszarze pozbawionym dużych przeszkód terenowych, pod warunkiem zastosowania reprezentatywnych danych wejściowych (w tym dotyczących wielkości emisji i parametrów gazów odlotowych) oraz występowania standardowych sytuacji meteorologicznych.

Do obliczeń bardziej precyzyjnych, dających wiarygodne wyniki także w większej skali przestrzennej i na urozmaiconym terenie, powinno się jednak wykorzystywać złożone modele prognostyczne, bazujące na ogólnie znanych z fizyki zasadach zachowania masy, energii i impulsu. Pozwalają one na w miarę wierne odzwierciedlenie większości zjawisk odpowiedzialnych za rozprzestrzenianie i przemiany zanieczyszczeń w atmosferze. Wymaga to jednak zebrania wielu skomplikowanych danych wejściowych i zastosowania bardziej wydajnych metod i technik obliczeniowych.

Literatura

- [1] Baumbach G.: *Luftreinhaltung*. 2. Auflage. Berlin – Heidelberg – New York, Springer-Verlag 1992
- [2] Bogacki M., Forkel R.: *Modelowanie imisji ozonu w przyziemnej warstwie atmosfery na obszarze Krakowa*. [w:] Rutkowski J.D., Musialik-Piotrowska A. (red.), *Emisje zagrażające środowisku*, Wrocław, Wyd. PZITS, nr 803, 2002, 7–16

- [3] Bogacki M., Mazur M., Oleniacz R.: *Modelowanie stężenia ozonu w niskiej troposferze na przykładzie Nowego Sącza*. Aura, nr 3, 1999, 4–6
- [4] Chróściel S.: *Obliczanie stanu zanieczyszczenia atmosfery według wytycznych byłego Ministerstwa Administracji, Gospodarki Terenowej i Ochrony Środowiska*. Ochrona Atmosfery, Zeszyt Problemowy nr XIII/85, Warszawa, Wyd. PZITS, nr 470/XIII, 1985
- [5] Flassak T.: *Ein nicht-hydrostatisches mesoskaliges Modell zur Beschreibung der Dynamik der planetaren Grenzschicht*. Fortschritt-Berichte VDI Reihe, 15, nr 74, VDI-Verlag Düsseldorf 1990
- [6] Holnicki P., Nahorski Z., Żochowski A.: *Modelowanie procesów środowiska naturalnego*. Warszawa, Wyższa Szkoła Informatyki Stosowanej i Zarządzania 2000
- [7] Juda J., Chróściel S.: *Ochrona powietrza atmosferycznego*. Warszawa, WNT 1974
- [8] Mazur M., Buczek A.: *Metodyka określania temperatury spalin na wylocie z kotła*. Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, vol. 33, nr 2, 1999, 61–65
- [9] Mitosek G. (red.): *Wskazówki do modernizacji monitoringu jakości powietrza pod kątem dostosowania systemu do wymagań Unii Europejskiej ze szczególnym uwzględnieniem dużych miast*. Warszawa, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, czerwiec 2000
- [10] Nowicki M.: *Parametry empiryczne w modelach dyfuzji zanieczyszczeń w atmosferze*. Ochrona Atmosfery, Zeszyt Problemowy nr X/84-85, Warszawa, Wyd. PZITS, nr 451/X, 1984–85
- [11] Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 3 września 1998 r. w sprawie metod obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza dla źródeł istniejących i projektowanych. Dz.U. nr 122, poz. 805, 1998
- [12] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów niektórych substancji w powietrzu, alarmowych poziomów niektórych substancji w powietrzu oraz marginesów tolerancji dla dopuszczalnych poziomów niektórych substancji. Dz.U. nr 87, poz. 796, 2002
- [13] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu. Dz.U. nr 87, poz. 798, 2002
- [14] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu. Dz.U. nr 1, poz. 12, 2003