

MINISTERSTWO ŚRODOWISKA
GŁÓWNY INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA

**Wskazówki metodyczne
dotyczące modelowania matematycznego w systemie
zarządzania jakością powietrza**

WARSZAWA, 2003

Opracowanie powstało w ramach
projektu twinningowego *Activity D I 3.14*
of the Twinning Covenant
PL/2000/IB/EN/02



Opracowanie wykonał:

Lech Łobocki
Instytut Systemów Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska

Konsultanci:

Peter Sturm (Politechnika w Grazu)
Wolfgang J. Müller (Dolnosaksońska Agencja Ekologii)

Spis treści

Streszczenie	4
1. Wstęp	5
1.1. Wymagania prawne	5
1.2. Nowości w sferze modelowania	7
1.3. Założenia wstępne	7
1.4. Zakres i adresaci opracowania	9
2. Przygotowania do formułowania zadań modelowania SZJP: informacje początkowe	10
2.1. Doświadczenia innych krajów	10
2.2. Materiały źródłowe	12
3. Cele modelowania	13
3.1. Ocena jakości powietrza	13
3.2. Opracowywanie i realizacja programów ochrony powietrza	15
4. Zadania i problemy modelowania w systemie zarządzania jakością powietrza	16
5. Ważniejsze klasy modeli i ich charakterystyka	18
5.1. Uwagi ogólne	18
5.2. Metody szacunkowe	19
5.3. Modele emisji, model meteorologiczny i model transportu zanieczyszczeń	20
5.4. Gaussowskie modele smugi	21
5.5. Gaussowskie (lagranżowskie) modele obłoków	23
5.6. Lagranżowskie modele ruchu pseudocząstek (Monte Carlo)	24
5.7. Siatkowe modele eulerowskie	24
5.8. Modele receptorowe	25
5.9. Ocena jakości modelu. Walidacja i weryfikacja. Korekta i adjustacja wyników modelowania	25
6. Procedura modelowania	28
6.1. Ogólna strategia modelowania	28
6.2. Zdefiniowanie celów i zadań modelowania	29
6.3. Obszar wyników i rozdzielczość siatki receptorowej	29
6.4. Okres opracowania	32
6.5. Dane wejściowe	32
6.5.1. Emisje	32
6.5.2. Agregacja danych emisyjnych	33
6.5.3. Dane meteorologiczne	34
6.5.4. Dane geofizyczne i geograficzne	35
6.6. Wybór modeli	35
6.7. Weryfikacja, korekcja i adjustacja wyników	42
7. Dokumentacja opracowania i archiwizacja danych i wyników	43
Bibliografia	45
Załącznik I: Przykłady systemów zarządzania jakością powietrza na świecie	46
Załącznik II: Charakterystyka wybranych modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze	47

STRESZCZENIE

Nowa sytuacja prawna, powstała po wejściu w życie ustawy z dn. 27 lipca 2001 – Prawa ochrony środowiska, wymaga skonstruowania i wdrożenia nowego aparatu – systemów zarządzania jakością powietrza (SZJP), ujmujących w sposób kompleksowy emisję zanieczyszczeń atmosfery, ich rozprzestrzenianie i monitoring imisji. Działanie systemów tworzą dwa przeplatające się procesy: oceny stanu jakości powietrza połączone z klasyfikacją stref oraz przygotowywanie, wdrażanie i realizacja naprawczych programów ochrony powietrza. Narzędziami i źródłami informacji w obydwu procesach będą pomiary imisji, pomiary i szacowanie emisji oraz modelowanie matematyczne rozprzestrzeniania się i przemian zanieczyszczeń w atmosferze. W porównaniu z dotychczasową praktyką ocen wpływu inwestycji na stan środowiska i pozwoleń emisyjnych, nowy system cechuje znacznie szerszy zakres funkcji, kryteriów, i instrumentów. Uwzględnić trzeba będzie nie tylko emitery energetyczne i przemysłowe, ale również (a na niektórych obszarach przede wszystkim) olbrzymią ilość małych źródeł, takich jak samochody czy paleniska domowe. Ważne (i trudne) zadania dotyczą obszarów miast, gdzie podstawowym źródłem zanieczyszczenia powietrza jest obecnie komunikacja. Wprowadzenie SZJP powietrza w kraju obarczy organy i instytucje realizujące jego poszczególne funkcje znaczną odpowiedzialnością, ponieważ realizacja programów naprawczych będzie za sobą pociągać znaczne konsekwencje ekonomiczne, gospodarcze i społeczne.

W systemach zarządzania jakością powietrza znaczącą rolę odegra modelowanie matematyczne transportu i przemian zanieczyszczeń w atmosferze. Wyniki modelowania uzupełniać będą dane pomiarowe w trakcie ocen jakości powietrza, zaś na etapie przygotowywania planów naprawczych pozwolą uszeregować przyczyny przekroczeń i ocenić potencjalną skuteczność rozpatrywanych wariantów. Z uwagi na kompleksowość zagadnienia, wdrożenie SZJP wymaga wprowadzenia do praktyki zestawu modeli, odpowiednich dla rozmaitych źródeł emisji, sytuacji terenowych, zasięgów oddziaływania i wymaganych statystyk imisji.

Niniejsze opracowanie ma na celu przedstawienie celów i zadań modelowania matematycznego w systemach zarządzania jakością powietrza, przedstawienie dostępnych modeli i metod szacunkowych, zasad ich doboru i stosowania w procedurach ocen jakości powietrza i przygotowywaniu programów ochrony powietrza oraz warunków dopuszczalności wnioskowania na podstawie otrzymanych wyników.

1 Wstęp

Wejście w życie przepisów Prawa ochrony środowiska uruchamia nowy rodzaj działalności w zakresie ochrony atmosfery – zarządzanie jakością powietrza. Celem tej działalności jest osiągnięcie do końca bieżącego dziesięciolecia założonych standardów jakości i systematyczne jej utrzymywanie. Realizacja tego zamierzenia przebiegać będzie w dwóch przeplatających się sferach działań – ocenach stanu bieżącego oraz opracowywaniu i wdrażaniu przedsięwzięć naprawczych i zapobiegawczych. Przyjęta metoda postępowania zakłada stopniowe zmierzanie do założonego celu poprzez systematyczne zwiększanie szczegółowości ocen i rokroczne zmniejszanie marginesów tolerancji odnoszących się do przyjętych norm. W obydwu wymienionych działaniach istotną rolę odegra matematyczne modelowanie procesów rozprzestrzeniania się i przemian zanieczyszczeń w atmosferze. Niniejsze opracowanie ma na celu przedstawienie zadań modelowania w systemach zarządzania jakością powietrza, określenie zasad doboru modeli, procedur ich stosowania oraz zasad wykonywania odnośnych opracowań i dokumentacji.

1.2 Wymagania prawne

Od roku 2001 w kraju obowiązuje¹ nowa ustawa - Prawo ochrony środowiska². W ustawie tej określono, w myśl dyrektywy ramowej 96/62/EC Rady Unii Europejskiej, działania administracji, mające doprowadzić do spełnienia przyjętych norm jakości powietrza atmosferycznego. Przepisy te (art. 85-96) zawarto w dziale 2 „Ochrona atmosfery” tytułu II, „Ochrona zasobów środowiska”. Określają one wstępne i okresowe oceny jakości powietrza prowadzące do klasyfikacji stref (art. 90), programy ochrony powietrza (art. 91), ostrzeganie i działania doraźne (art. 92 i 93), przekazywanie informacji do GIOŚ (art. 94). Działania te, w powiązaniu z systemem norm i infrastrukturą, tworzyć będą w rozumieniu przyjętym w niniejszym materiale, **systemy zarządzania jakością powietrza** (dalej w skrócie: **SZJP**). Obowiązek realizacji zadań ochrony atmosfery spoczywa na wojewodach.

Na podstawie ustawy z dn. 27 lipca 2001 o wprowadzeniu w życie Prawa ochrony środowiska, klasyfikacja stref jakości powietrza ma zostać zakończona przed 31 marca 2003 r., zaś do dnia 30 czerwca 2003 r.³ powinny zostać skonstruowane programy ochrony powietrza (art. 11). Terminy te wyznaczają zarazem zapoczątkowanie systematycznej działalności, opartej na mechanizmie ocen okresowych. Proces osiągnięcia założonych docelowych norm jakości powietrza realizowany będzie poprzez zmniejszane z roku na rok marginesy tolerancji, które określają dopuszczalne w

¹ Ustawa z dnia 27 lipca 2001 r. o wprowadzeniu ustawy - Prawo ochrony środowiska, ustawy o odpadach oraz o zmianie niektórych ustaw (Dz.U.01.100.1085 z dnia 18 września 2001 r.)

² Ustawa z dn. 27 kwietnia 2001 - Prawo ochrony środowiska (Dz.U.2001.62.627 z dnia 20 czerwca 2001 r.)

³ Termin ten ma ulec przedłużeniu do końca września 2003 r.

danym roku przekroczenia docelowych poziomów progowych.

Dyrektywa potomna 1999/30/EC Rady UE, wyznaczająca wartości graniczne dla dwutlenku siarki, dwutlenku azotu, tlenków azotu, cząstek zawieszonych i ołowiu, wraz z dyrektywami potomnymi dotyczącymi wartości granicznych dla benzenu i tlenku węgla (2000/69/EC) i ozonu (2002/3/EC)⁴, znalazły odzwierciedlenie w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 6 czerwca 2002 w sprawie dopuszczalnych poziomów niektórych substancji w powietrzu, alarmowych poziomów niektórych substancji w powietrzu oraz marginesów tolerancji dla dopuszczalnych poziomów niektórych substancji⁵. Rozporządzenie to wymienia unormowania dotyczące poziomów benzenu, dwutlenku azotu, tlenków azotu, dwutlenku siarki, ołowiu, ozonu, pyłu zawieszonego (PM₁₀) i tlenku węgla, otrzymywanych jako uśrednione – w zależności od substancji - w rocznych, 24- , 8- i 1-godzinnych okresach uśredniania (w przypadku ozonu także w okresie wegetacyjnym), oraz dopuszczalne częstotliwości przekraczania ustalonych poziomów dla średnich krótkoterminowych.

Podstawowym narzędziem oceny jakości powietrza są pomiary, prowadzone w ramach państwowej sieci monitoringu środowiska. Zgodnie z w art. 90 Prawa ochrony środowiska, pomiary prowadzone być muszą w aglomeracjach oraz w strefach, w których poziom substancji zanieczyszczających w powietrzu jest wyższy od górnego poziomu oszacowania. Na pozostałym obszarze, ocenę jakości powietrza prowadzić można przy pomocy modelowania matematycznego lub innych metod szacowania. Bardziej szczegółowe regulacje dotyczące metodyki ocen, zakresu pomiarów, dopuszczalności stosowania modelowania matematycznego i metod szacunkowych oraz wymaganej dokładności, zawarte zostały w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 6 czerwca 2002⁶ w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu.

Wymagania dotyczące konstrukcji programów ochrony powietrza określone zostały w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 5 lipca 2002⁷. Zgodnie z §5 rozporządzenia, uzasadnienie programu musi, obok charakterystyki obszarów objętych programem, charakterystyki technologiczno-ekologicznej źródeł zanieczyszczeń, oszacowania czasu realizacji celów programu i analiz materiałów źródłowych, zawierać bilanse zanieczyszczeń i analizę stanu zanieczyszczenia powietrza z włączeniem określenia procentowego udziału poszczególnych źródeł⁸ (zw. dalej krótko **diagnozą przyczyn**). Nadto, §6 wśród składników oceny wymienia określenie ilości wprowadzanych do powietrza substancji, z wyszczególnieniem instalacji, urządzeń i rodzajów powszechnego korzystania ze środowiska i rozróżnieniem terytorialnym, obejmującym źródła

⁴ W przygotowaniu jest czwarta dyrektywa potomna dotycząca arsenu, kadmu, niklu, rtęci oraz policyklicznych węglowodorów aromatycznych (PAH).

⁵ Dz.U. 2002.87.796

⁶ Dz.U. 2002.87.798

⁷ Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 5 lipca 2002 w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać programy ochrony powietrza (Dz.U. 2002.115.1003)

⁸ §5, pkt. 4) lit. b)

położone w bezpośrednim sąsiedztwie strefy, na terenie województwa oraz poza województwem. Ocenie podlegają także spodziewane przyszłe zmiany technologii, użytkowania paliw i emisji.

1.2 Nowości w sferze modelowania

Funkcje systemu zarządzania jakością powietrza określają szereg zadań, których wykonanie wymaga modelowania, i to realizowanego w całkowicie nowym ujęciu. Dla przykładu, opracowanie wieloletniego programu naprawczego, z uwzględnieniem przewidywanych zmian emisji następujących na skutek realizacji umów międzynarodowych, zmian gospodarczych i technologicznych, zogniskowanego na obszary przekroczeń lub przewidywanych przekroczeń o zróżnicowanym charakterze i rozmiarach (otoczenie dużych emitorów przemysłowych i energetycznych, miasta, kaniony uliczne), wymagać będzie zastosowania odpowiednio zróżnicowanego zestawu modeli. Dotychczas ukształtowana w kraju praktyka modelowania procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosfery musi w najbliższym czasie ulec bardzo radykalnym zmianom. Wymagania, implikujące potrzebę zastosowania nowych modeli i metod, to m.in.:

- konieczność uwzględnienia wszystkich istniejących na danym terenie źródeł zanieczyszczeń, w szczególności komunikacyjnych
- wymóg zidentyfikowania niewielkich obszarów występowania wysokich stężeń, tzw. gorących punktów (np. kaniony uliczne w miastach)
- zróżnicowanie wymaganych normami prawnymi statystyk imisyjnych i odniesienie ich do **konkretnych** okresów czasu o różnej długości, w tym konkretnych epizodów zanieczyszczeniowych
- zróżnicowanie skal przestrzennych i czasowych rozpatrywanych problemów
- sprecyzowane, ostre wymogi odnośnie dokładności wyników
- przydatność rezultatów jako przesłanek dla konstrukcji planów naprawczych, np. określenie wkładu poszczególnych źródeł zanieczyszczeń w stan skażenia danej strefy

1.3 Założenia wstępne

Ogólnie stwierdzić można, iż ocena jakości powietrza w strefach, przygotowanie i realizacja planów naprawczych i bieżąca ocena skuteczności podjętych działań winna być postrzegana, planowana i wykonywana jako proces **wieloetapowy i wielowątkowy**, realizowany z wzrastającą w

czasie szczegółowością i dokładnością, równolegle na wielu szczeblach, związanych z rozmiarami i specyfiką obszarów objętych działaniami naprawczymi. Stąd też, odpowiedni system informacyjno-analityczny, obejmujący wśród swoich narzędzi modele matematyczne, winien być projektowany jako **otwarty**, zapewniający możliwość doskonalenia poszczególnych elementów, i dostatecznie **elastyczny** w stosunku do zróżnicowanych zadań w warunkach systematycznego zaostrażania wymogów szczegółowości i dokładności. Z drugiej strony, na określonych etapach istotne są wymogi zapewnienia **porównywalności wyników** i **racjonalizacji nakładów**, związane z **unifikacją danych** i **standaryzacją metod**, a także wymogi **spójności metodycznej** i **ciągłości logicznej** kolejnych etapów. W połączeniu z nierównomiernym rozwojem metod modelowania w odniesieniu do poszczególnych problemów, rzutuje to na charakter przedstawionych w niniejszym opracowaniu zaleceń: w niektórych kwestiach wyrazisty i dość szczegółowy, a w pozostałej części bardziej ogólny i zorientowany raczej na prezentację czynników decyzyjnych, niż na konkretne rozwiązania i rozstrzygnięcia.

Z racji braku dostatecznie uniwersalnego modelu, który byłby w stanie spełnić wszystkie przedstawione wcześniej wymogi w całym wachlarzu zadań SZJP, w użytku znaleźć się winien racjonalnie dobrany zestaw modeli, spełniający możliwie najpełniej następujące postulaty:

- **Kompleksowość**, wyrażająca się obecnością modeli odpowiednich dla wszystkich istotnych zadań, określonych rodzajami źródeł i zanieczyszczeń, skalą przestrzenną, warunkami terenowymi, okresami uśredniania.
- **Wymiennność danych** i **porównywalność wyników**. Cele te wymagają wprowadzenia odpowiednio wyważonej unifikacji, poprzez stosowanie identycznych lub podobnych metod i modeli na terenie całego kraju, przy uwzględnieniu ograniczeń wynikających ze zróżnicowania warunków geograficznych, klimatycznych i gospodarczych poszczególnych regionów. Unifikacja taka powinna także przyczynić się do obniżenia kosztu funkcjonowania systemów zarządzania jakością powietrza w skali kraju.
- Zapewnienie możliwości **rozwój** systemu, na drodze stopniowej wymiany poszczególnych jego komponentów (modeli), w miarę wzrostu wymagań dotyczących dokładności i szczegółowości, a także pojawiania się nowszych modeli. Z uwagi na krótkie terminy wdrażania systemu, musi on być w chwili obecnej oparty na istniejących gotowych i zweryfikowanych modelach; rozwój nowych i doskonalenie oraz dostosowywanie istniejących modeli możliwe będzie – w miarę potrzeb i możliwości – dopiero w dalszych latach. **Elastyczności** systemu służyć będzie w tym wypadku jego **modułowa struktura**.
- Zapewnienie **ciągłości czasowej** funkcjonowania systemu. Działalność SZJP nie stanowi serii kolejnych, ale oderwanych od siebie akcji, i musi być realizowana jako logiczny ciąg

wynikających z siebie przedsięwzięć. Kolejne etapy ocen i planów naprawczych winny bazować na wcześniej otrzymanych rezultatach, zmierzając w kierunku zwiększania rozdzielczości i szczegółowości przy jednoczesnym stopniowym zaostrzaniu kryteriów jakościowych. Analiza stanu zanieczyszczenia atmosfery, dokonana w ramach oceny wstępnej, winna stanowić podstawę do pogłębionej, bardziej szczegółowej analizy w trakcie przygotowywania programu ochrony powietrza, zaś w strefach nie objętych programami powinna znajdować kontynuację w trakcie ocen okresowych. Postulaty ciągłości czasowej i unifikacji w odniesieniu do modelowania dotyczyć będą stosowania ujednoliconych modeli i metod modelowania w kolejnych etapach. Biorąc pod uwagę fakt, iż stosowane obecnie modele operacyjne podlegać mogą na przestrzeni najbliższych lat istotnym ulepszeniom, postulat ten należy traktować jako warunek zgodności wyników w zakresie sytuacji, dla opisu których model pierwotnie wprowadzano i weryfikowano, w połączeniu z poprawą statystycznych wskaźników dla ogółu przypadków lub/i rozszerzeniem obszaru stosowalności modelu przez włączenie opisu nowych przypadków. W odniesieniu do danych i dokumentacji, zapewnienie ciągłości czasowej wymagać będzie gromadzenia i udostępniania danych źródłowych i wyników wszystkich kolejnych opracowań.

Naczelną zasadą dokonywania ocen i konstruowania planów naprawczych winno być, że o powodzeniu programu ochrony powietrza decydować będzie nie jego formalna kompletność (w tym wymagana przepisami obecność wyników modelowania matematycznego), ale **skuteczność** w zakresie spełnienia wymaganych norm jakości powietrza. Zastosowanie modelowania powinno być poprzedzone możliwie ścisłym określeniem celów i oczekiwań oraz zakresu obliczeń, a otrzymane wyniki, w konfrontacji z dostępnymi danymi pomiarowymi, winny być poddane analizie, pozwalającej ocenić wiarygodność tych rezultatów. Dla zapewnienia skuteczności, konstrukcja programów ochrony powietrza musi uwzględniać aspekty **wiarygodności i dokładności** wyników modelowania.

1.4 Zakres i adresaci opracowania

Realizacja omówionych powyżej zadań systemu zarządzania jakością powietrza wymaga, obok sprawnego i elastycznego systemu monitoringowego, szerokiego wprowadzenia w życie dwóch kolejnych elementów – kompleksowej inwentaryzacji emisji, oraz kompleksowego modelowania matematycznego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosfery w różnych skalach czasowych i przestrzennych. Zagadnieniom monitoringu jakości powietrza poświęcone zostały wydane w r.

2000 „Wskazówki do modernizacji monitoringu...”⁹; niebawem wydane zostanie też równoległe przygotowywane opracowanie metodyczne, dotyczące inwentaryzacji emisji. W niniejszej publikacji omówione zostaną matematyczne modele procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze, odpowiednie do zadań systemu zarządzania jakością powietrza, zakres i zasady doboru i stosowania modeli, interpretacji wyników oraz wnioskowania.

Materiał opracowania, w postaci wskazówek metodycznych i zaleceń doboru metod modelowania i modeli, adresowany jest do pracowników Wojewódzkich Inspektoratów Ochrony Środowiska, placówek, instytucji i firm zaangażowanych w proces ocen jakości powietrza i konstruowania programów naprawczych, osób odpowiedzialnych za przygotowywanie przetargów, zlecanie i odbiór ekspertyz, obejmujących czynności modelowania matematycznego, wreszcie placówek i osób, zajmujących się opracowywaniem i doskonaleniem aplikacyjnych modeli transportu zanieczyszczeń w atmosferze.

2 Przygotowania do formułowania zadań modelowania SZJP: informacje początkowe

Zaplanowanie prac modelowych w systemie zarządzania jakością powietrza wymaga zgromadzenia informacji wyjściowej, obejmującej zarówno wyniki wstępnej oceny jakości powietrza w danej strefie, dane wejściowe, jak i odpowiednią do sytuacji wiedzę o dostępnych metodach modelowania, ich wymaganiach, możliwościach i ograniczeniach oraz o funkcjonowaniu modeli jako elementu systemu. Potrzebna tu wiedza jest szeroka i zróżnicowana; niniejsze opracowanie z racji swego charakteru nie jest w stanie zastąpić ani podręczników modelowania, ani dokumentacji czy też szczegółowych instrukcji stosowania poszczególnych modeli. Zakładając posiadanie odpowiedniego przygotowania fachowego w zakresie meteorologii, ochrony atmosfery i modelowania procesów atmosferycznych przez osoby planujące odnośne elementy systemu, polecić tu warto rozpoczęcie prac od zgromadzenia bieżącej wiedzy o działaniu podobnych systemów i doświadczeniach z ich wdrażania i dotychczasowej eksploatacji. Poniżej podajemy informacje mogące tą czynność ułatwić.

2.1 Doświadczenia innych krajów

Problemy pogarszającej się jakości powietrza atmosferycznego w szeregu państw rozwiniętych zaowocowały w ostatnich dekadach XX wieku podejmowaniem, na różną skalę, przedsięwzięć

⁹ G. Mitosek i in., *Wskazówki do modernizacji monitoringu jakości powietrza pod kątem dostosowania systemu do wymagań przepisów Unii Europejskiej ze szczególnym uwzględnieniem dużych miast*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2000.

mających na celu ochronę powietrza. Organizacja tych działań doprowadziła do powstania systemów zarządzania jakością powietrza (najczęściej stosowane w literaturze anglojęzycznej hasło brzmi: *air quality management systems*). W skali państwowej, przedsięwzięcia ochrony powietrza regulowano narodowymi strategiami. Dla przykładu, w USA, uchwalona w r. 1970 ustawa *Clean Air Act* nałożyła na władze stanowe obowiązek wdrożenia planów naprawczych, *State Implementation Plans*, które miały zapewnić spełnienie norm stężeń ozonu, pyłu PM₁₀, tlenku węgla, ołowiu, dwutlenku azotu i dwutlenku siarki, do roku 1975; terminy te jednak przedłużano dwukrotnie w aktualizacjach ustawy w l. 1977 i 1990. Niespełnianie tych norm, i brak realistycznych planów naprawczych na szczeblu stanowym obłożone były sankcjami finansowymi i przejmowaniem polityki naprawczej przez szczebel federalny. W Wielkiej Brytanii, w r. 1997 opublikowano *National Air Quality Strategy*, w której ustalono standardy dla SO₂, PM₁₀, NO_x, CO, Pb, benzenu, 1,3-butadienu i O₃). Legislacje te, tak, jak i w innych krajach, wprowadziły ramy prawne dla działających już faktycznie organizacji i instytucji, które zajmowały się podówczas racjonalnym gospodarowaniem zasobami powietrza i jego ochroną, na niższych szczeblach administracyjnych. Podobnie, w krajach Unii Europejskiej, długofalową politykę ochrony powietrza i jej cele określono w dyrektywie ramowej 96/62/EC. Dyrektywa ta zaleciła także uregulowanie sytuacji prawnej w krajach członkowskich i kandydujących, określając kompetencje i obowiązki organów administracyjnych w realizacji strategii wiodącej ku przyjętym celom poprzez realizację ocen okresowych i planów naprawczych. W Polsce, wdrożenie zaleceń dyrektywy realizowane jest nowym Prawem ochrony środowiska.

Przed przystąpieniem do planowania SZJP, warto przyjrzeć się funkcjonowaniu istniejących dzisiaj systemów. Szczegółowe ich przedstawienie wykracza poza ramy niniejszego opracowania, ograniczymy się tu jedynie do informacji mających bliski związek z tematem niniejszego materiału. Czytelnik pragnący zapoznać się bliżej z tym zagadnieniem znajdzie adresy URL kilku wybranych systemów w załączniku I.

Systemy zarządzania jakością powietrza powstawały początkowo na obszarach najsilniej zanieczyszczonych, głównie w rejonie dużych aglomeracji lub okręgów przemysłowych. Z czasem, ich zasięgiem objęto większe obszary, włączając tereny parków narodowych, rezerwatów i innych obszarów chronionych. Obecnie, zarządzaniem jakością powietrza obejmowana jest całość terytoriów państw (UE).

SZJP tworzone były i utrzymywane przez władze różnych szczebli, lub konsorcja zrzeszające przedstawicieli władz, przemysłu, energetyki, transportu, rolnictwa, leśnictwa i organizacji pozarządowych. Ich zadania obejmowały wachlarz rozmaitych działań. Podstawowym elementem wszystkich systemów jest prowadzenie **monitoringu** jakości powietrza i podejmowanie **działań racjonalizujących** gospodarkę zasobami powietrznymi, zarówno doraźnych, jak długofalowych.

Ważną funkcją większości systemów jest **informacja publiczna**, włączająca szczegółowe dane o stanie środowiska, stwierdzonych naruszeniach i ich przyczynach, informacje dotyczące prawa, działalności organów administracji i realizowanych programów, dane bieżące, ostrzeżenia, alarmy, prognozy. Niektóre systemy włączają tu dane, informacje i narzędzia dla profesjonalistów ochrony atmosfery, takie jak np. zestawy danych meteorologicznych, dane o emisji, kody modeli, wskazówki metodyczne. W niektórych SZJP – zwłaszcza funkcjonujących na obszarach aglomeracji – pojawiają się wykonane przy pomocy modeli matematycznych krótkoterminowe **prognozy** jakości powietrza i długofalowe **studia scenariuszy** rozwoju regionów. Wreszcie, w części SZJP włączane są doraźne funkcje **interwencyjne**, np. wnoszenie skarg czy zgłaszanie dymiących pojazdów. Informacja publiczna stanowi, prócz wypełnienia zobowiązań prawnych, silny bodziec wymuszający usprawnienia funkcjonowania systemu. Jako przykład skuteczności SZJP posłużyć może basen powietrzny pld. Kalifornii, gdzie liczba dni, w których występowało przekroczenie godzinnej normy stężenia ozonu spadła - z ponad 200 w latach 70-tych XX w. do niewielu powyżej 50 w ostatnich latach minionego stulecia.

2.2 Materiały źródłowe

W trakcie przygotowywania niniejszego opracowania wykorzystane zostały:

- wytyczne UE dotyczące realizacji oceny wstępnej¹⁰ i ocen jakości powietrza¹¹ oraz przegląd metod i wyników oceny wstępnej¹²
- wymienione wcześniej w rozdziale 1.2 polskie akty prawne
- dyrektywy UE: 96/62/EC, 1999/30/EC, 2000/69/EC, 2002/3/EC, wraz z materiałami źródłowymi (position papers) do opracowania tych dyrektyw
- informacje udostępniane za pośrednictwem bazy danych MDS Europejskiej Agencji Środowiska o modelach jakości powietrza¹³
- opracowanie IOŚ “Propozycje modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu mogących mieć zastosowanie przy ocenie szacunkowej jakości powietrza oraz w prognozie sytuacji alarmowych”, temat: 453/01/Wn50/NE-OA-Tx/D, wraz z wynikami przeglądów polskich modeli transportu zanieczyszczeń z lat 2001, 1997 i 1995
- wytyczne modelowania jakości powietrza, wydane w USA¹⁴ i Wlk. Brytanii¹⁵

¹⁰Guidance report on preliminary assessment under EC air quality directives,
<http://reports.eea.eu.int/TEC11a/en/tech11.pdf>

¹¹Guidance on Assessment under the EU Air Quality Directives,
<http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/guidanceunderairquality.pdf>

¹²Overview of Methods and Results of the Preliminary Assessment of Air Quality in Europe under Directives 96/62/EC and 1999/30/EC; European Commission, <http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/reportpreliminaryasses.pdf>

¹³<http://air-climate.eionet.eu.int/databases/mds.html>

¹⁴Requirements for Preparation, Adoption, and Submittal of State Implementation Plans (Guideline on Air Quality

- dokumentacja modeli, wymienionych w dalszej części pracy
- wskazówki metodyczne, wydane w serii Biblioteki Monitoringu Środowiska: “Wykorzystanie danych meteorologicznych w monitoringu jakości powietrza” pod red. J. Walczewskiego i wspomniane wcześniej “Wskazówki do modernizacji...” G. Mitosek i wsp.
- literatura podręcznikowa i publikacje naukowe, wyszczególnione w spisie bibliograficznym
- informacje przekazane w trakcie misji ekspertów programu twinningowego PHARE PL/2000/IB/EN/02 “Systemy oceny jakości powietrza”

Z uwagi na ograniczenia zakresu niniejszego opracowania, czytelników zainteresowanych bardziej szczegółową informacją odsyła się do wyżej wymienionych źródeł.

3 Cele modelowania

Przytoczone przepisy prawne określają dwa odrębne cele: ocenę jakości powietrza na potrzeby klasyfikacji stref i konstrukcję programów ochrony powietrza. Ze sformułowania przepisów można wyciągnąć wniosek, iż cele te są rozłączne, ponieważ na etapie ocen modelowanie jest zalecane jako narzędzie pomocnicze dotyczące obszarów mało skażonych i leżących poza terenami aglomeracji, zaś na etapie planów naprawczych modelowanie staje się nieodzownym środkiem przygotowywania decyzji dla obszarów o najsilniej zanieczyszczonej atmosferze, zapewne w dużej mierze leżących na terenach aglomeracji. Interpretacja taka, choć zgodna z wymogami prawa, rodzi jednak znaczne ryzyko utraty spójności logicznej kolejnych etapów, która ujawnić się może brakami potrzebnych informacji w fazie opracowywania planów naprawczych i podejmowania decyzji. Stąd, na etapie ocen, przy konieczności realizacji funkcji wynikających wymogów prawnych, celowe jest rozważenie odpowiedniego rozszerzenia zakresu modelowania, dającego lepsze przygotowanie do planowania późniejszych działań naprawczych.

3.1 Ocena jakości powietrza

“Minimalny” program modelowania w ocenie jakości powietrza wynikać może z potrzeby dopełnienia dostępnej informacji pomiarowej, w warunkach dopuszczonych w ust. 2 art. 90 Prawa ochrony środowiska, tj. w strefach nie będących obszarem aglomeracji, w których poziomy substancji są niższe od górnego poziomu oszacowania. Ograniczenie na tym etapie modelowania do obszarów stref klasy „A” na ogół nie będzie strategią racjonalną, ponieważ (1) na teren tych stref może zachodzić transport międzystrefowy z sąsiadujących obszarów silniej zanieczyszczonych, (2) późniejsze opracowywanie planów naprawczych wymagać będzie m. in. informacji o

Models), 40 CFR part 51

¹⁵Review and Assessment: Selection and Use of Dispersion Models, LAQM.TG3(00), DEFRA

przyczynach zanieczyszczenia powietrza w strefach objętych tymi planami, tj. określenia procentowego udziału poszczególnych źródeł, co w praktyce oznacza wymóg użycia modeli jako zobiektywizowanego narzędzia wyznaczenia takiego udziału. Ogólnie zalecić można objęcie modelowaniem terenu całego województwa, z zestopniowaną rozdzielczością i dokładnością, ogniskującą się na obszarach decyzyjnych (wyniki zbliżone do wartości kryteriów kwalifikacyjnych oraz obszary kwalifikowane do objęcia planami ochrony powietrza). Konkretny wybór zależeć tu jednak może od specyfiki poszczególnych województw i uwarunkowań lokalnych.

Podsumowując wcześniejsze stwierdzenia, można powiedzieć, iż celem modelowania wynikającym z ustawy – Prawa ochrony środowiska na etapie ocen jest **dostarczenie informacji uzupełniającej pomiar** dla potrzeb **klasyfikacji stref**. Drugim celem, który osiągnięty być musi najpóźniej we wczesnym stadium opracowywania planu naprawczego, i którego realizacja powinna zostać przynajmniej przewidziana i zaplanowana w fazie formułowania zadań modelowania na etapie ocen, jest **diagnoza przyczyn** przekroczeń wartości progowych. Wreszcie, praktyka krajów UE (np. Austria, Niemcy, Wlk. Brytania) wskazuje trzeci, nie omówiony dotąd cel - **wyszukiwanie niewielkich obszarów występowania przekroczeń** na terenach zaludnionych (hot-spots), leżących najczęściej w bezpośrednim otoczeniu emitatorów punktowych, węzłów komunikacyjnych lub kanionów ulicznych na terenach miast. Stwierdzenie przekroczeń stanowi w tym wypadku przesłankę do uruchomienia stanowiska pomiarowego lub wykonania kampanii pomiarowej, na podstawie wyników której decyduje się o ustanowieniu programu ochrony powietrza.

W wytycznych Unii Europejskiej¹⁶ rozważana jest możliwość **zmniejszenia gęstości sieci pomiarowej** określonej w aneksie VII pierwszej dyrektywy potomnej (1999/30/EC) dzięki użyciu pomocniczych metod oceny – inwentaryzacji emisji, wskaźnikowych metod pomiarowych i modelowania jakości powietrza, na podstawie artykułu 7(3) wspomnianej dyrektywy. Wytyczne te wymieniają również modelowanie matematyczne jako narzędzie **analizy rozkładu przestrzennego** stężeń zanieczyszczeń; wskazywane jest, że analiza taka wymaga połączenia pomiarów i modelowania, przy czym ani samo modelowanie, ani pomiary bez właściwej analizy uogólniającej nie mogą być uznane za wystarczające. Pomimo, iż przepisy dyrektyw wymagają, aby w strefach, w których występują przekroczenia górnego progu oszacowania, podstawą podejmowania decyzji były wyniki pomiarów, wytyczne wymieniają modelowanie jako źródło informacji o przekroczeniach wartości dopuszczalnych zwiększonych o margines tolerancji, które to przekroczenia podlegają raportowaniu do Komisji Europejskiej.

¹⁶Guidance on Assessment under the EU Air Quality Directives,
<http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/guidanceunderairquality.pdf>

3.2 Opracowywanie i realizacja programów ochrony powietrza

Już we wstępnej fazie przygotowywania programu ochrony powietrza niezbędna jest informacja o przyczynach występowania przekroczeń przyjętych norm. Konieczność ta znalazła odzwierciedlenie w wymogach formalnych stawianych planom, mianowicie w §5 Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 5 lipca 2002, traktującym o określeniu procentowego udziału poszczególnych źródeł. Ta szczegółowa **diagnoza przyczyn** występowania przekroczeń jest najbliższym celem modelowania w konstrukcji planów naprawczych.

Opracowywane plany naprawcze posiadać będą na ogół długofalowy charakter, w którym występować będą zarówno decyzje o charakterze doraźnym, jak też akcje i przedsięwzięcia długoterminowe, których realizacja musi być widziana w aspekcie prognoz i planów rozwoju regionów, a także długofalowych strategii ochrony środowiska, implikujących zmiany emisji. Jest oczywiste, iż w planach takich nie sposób odwoływać się do prostych i mało wiarygodnych metod, jak. np. ekstrapolacje trendów. Przedsięwzięcia w zakresie ochrony atmosfery wiązać się będą z kosztami ekonomicznymi i społecznymi, skąd wynika potrzeba możliwie najdokładniejszego, wiarygodnego oszacowania kosztów i efektów rozpatrywanych wariantów. Zarysowany został w ten sposób drugi, bardziej długofalowy cel modelowania, w postaci **ocen efektywności** wariantów planów naprawczych na tle **długookresowej prognozy** emisji i stanu zanieczyszczenia atmosfery. Cel ten – powtórzmy – nie może zostać osiągnięty wyłącznie na podstawie analizy stanu aktualnego, ponieważ program ochrony powietrza musi być rozpatrywany na tle przewidywanego rozwoju regionu wraz ze spodziewanymi zmianami sytuacji emisyjnej.

Powyższe wyliczenie celów modelowania nie zamyka listy możliwości i potrzeb, które mogą pojawić się na dalszych etapach prac w poszczególnych województwach i strefach. Istotne jest jednak, aby ich artykułowanie i konkretyzowanie następowało możliwie wcześnie, co pozwoli na odpowiednie modyfikacje programów pomiarowych, zgromadzenie danych i narzędzi, oraz przygotowanie metodyczne.

Poza zasadniczym torem ocen okresowych i planów naprawczych znajdują się **dodatkowe działania**, jak np. krótkoterminowe prognozy stanu zanieczyszczenia atmosfery dla potrzeb ostrzegania ludności. Zastosowanie w nich mogą znaleźć modele podobne do lub identyczne z modelami stosowanymi w opisanych wcześniej celach, jak też i odrębne, zaprojektowane specjalnie jako narzędzia prognoz krótkoterminowych.

4 Zadania i problemy modelowania w SZJP

Omówione w poprzednim rozdziale cele można ująć w kilku kategoriach zadań i problemów modelowania:

- 1) ogólna ocena jakości powietrza na terenie województwa, poza aglomeracjami
- 2) ogólna ocena jakości powietrza w aglomeracjach
- 3) lokalizacja miejsc występowania przekroczeń
- 4) określenie względnego udziału poszczególnych źródeł w stanie zanieczyszczenia obszaru
- 5) bieżąca analiza występujących przekroczeń w celu raportowania ich przyczyn do Komisji Europejskiej, powiadamiania publicznego, prognozy dalszego rozwoju sytuacji i podejmowania działań doraźnych
- 6) ocena skuteczności rozpatrywanych wariantów planów ochrony powietrza

W niniejszym opracowaniu podana zostanie metodyka realizacji pierwszych czterech zadań. Zadanie piąte wiąże się z odpowiednio przygotowaną infrastrukturą i posiada nieco odmienny charakter metodyczny; pozostaje tymczasowo przyjąć, iż do czasu rozwinięcia odpowiednich systemów modelowania zadanie to będzie realizowane innymi środkami. Zadanie szóste wykazywać będzie odmienną metodyczną od zadań 1-4 głównie w sferze prognoz uwarunkowań zewnętrznych i konstrukcji założeń rozpatrywanych wariantów lub scenariuszy. Natomiast od strony technik i organizacji modelowania jego realizacja powinna przebiegać podobnie, stąd też zadanie to nie będzie obecnie odrębnie omawiane.

W całokształcie prac, związanych z SZJP, wyróżnić można następujące **typy sytuacji** bądź problemów, wymagających użycia odrębnych klas modeli:

- transport transgraniczny i rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń pochodzących z dużych emitorów energetycznych położonych na terenie kraju. Obliczanie transportu zanieczyszczeń w dużych skalach przestrzennych wymaga użycia specjalnych modeli, uwzględniających w możliwie pełny sposób zróżnicowanie przestrzenne i zmienność czasową warunków meteorologicznych, a także przemian chemicznych i innych procesów, odgrywających dużą rolę w transporcie zanieczyszczeń na dalekie odległości. Modele te nie będą omówione w niniejszym materiale. Wykonawcy ocen i planów winni przyjąć dostarczone im obliczone wartości stężeń jako tło, z którym zsumowane zostać winny wartości stężeń pochodzących ze źródeł leżących na terenie województw lub stref, i pozostałych źródeł leżących poza tymi obszarami, jeśli mogą one znacząco wpływać na stan jakości powietrza w województwie lub strefie.
- rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł punktowych (głównie przemysłowych i energetycznych);

- rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń pochodzących z transportu drogowego, poza obszarem aglomeracji;
- ogólna ocena stanu jakości powietrza w miastach i aglomeracjach
- rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń na terenie aglomeracji, na odległości od kilkuset metrów do kilkunastu kilometrów
- rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w złożonych warunkach terenowych (teren górzysty, wybrzeże)
- ocena jakości powietrza w kanionach ulicznych

W wytycznych UE odnośnie realizacji oceny wstępnej, zwłaszcza w odniesieniu do środowiska zurbanizowanego, zwraca się uwagę na następujące aspekty:

- skala przestrzenna, określona odległością źródło-receptor i rozmiarami występujących w terenie cyrkulacji lokalnych i lokalnych deformacji przepływu
- skala czasowa. W SZJP mamy do czynienia zarówno z problemami krótkookresowymi (maksymalne stężenia godzinne, średnie krótkookresowe) jak i długookresowymi (średnie roczne).
- koncepcja fizykalna stosowanych modeli
- typ źródła (punktowe, liniowe, powierzchniowe), zmienność czasowa emisji, agregacja źródeł
- własności zanieczyszczenia (pasywne, podlegające prostym reakcjom, podlegające złożonym reakcjom)

Aspekty te powinny być uwzględnione przy doborze modelu i metody modelowania.

Wspomniane wytyczne zarysowują następującą procedurę modelowania:

- Określić zanieczyszczenie i charakterystykę, która ma zostać obliczona (np. średnie stężenie, ilość/czas przekroczeń wartości progowych)
- Określić wymaganą rozdzielczość czasową (okres uśredniania)
- Określić wymagany obszar rezultatów i wymaganą rozdzielczość przestrzenną
- Określić wymaganą dokładność wyników
- Określić obszar modelowania (może być większy od obszaru wyników)
- Zbadać dostępność danych o emisji
- Ustalić dostępność danych meteorologicznych i topograficznych
- Ustalić dostępność danych o jakości powietrza w obszarze wyników
- Ustalić dostępne zasoby obliczeniowe
- Wybrać modele odpowiednie dla danego rodzaju zanieczyszczenia (biorąc pod uwagę jego przemiany chemiczne i depozycję), rodzaju wymaganych wyników, terenu i warunków meteorologicznych, o odpowiedniej rozdzielczości przestrzennej i czasowej i dokładności

- Rozpatrzeć wymagania zasobów obliczeniowych wybranych modeli
- Rozpatrzeć ponownie wymagania wybranego modelu odnośnie danych emisyjnych i meteorologicznych, w miarę potrzeby uzupełnić dane
- Przygotować dane
- Wykonać obliczenia
- Porównać wyniki z dostępnymi pomiarami i ocenić krytycznie.
- Przedstawić dane w postaci graficznej: map izolinii, przebiegów czasowych i tabel statystyk stężeń
- Ocenąć niepewność wyników.

W niniejszym opracowaniu przedstawiony zostanie możliwy sposób realizacji powyższej procedury w odniesieniu do czterech wymienionych wcześniej zadań.

5 Ważniejsze klasy modeli i ich charakterystyka

5.1 Uwagi ogólne

Dyrektywy UE dotyczące jakości powietrza nie specyfikują konkretnych modeli ani metod modelowania, poprzestając na określeniu celów i wymogów dokładnościowych. Natomiast wytyczne UE dotyczące oceny wstępnej i ocen bieżących zawierają zalecenia dotyczące doboru i stosowania modeli, a także przykłady zastosowań niektórych modeli w kilku wybranych krajach. Należy na wstępie nadmienić, iż w większości krajów UE funkcjonuje praktyka stosowania szerokiej gamy modeli jakości powietrza, znacznie różniących się złożonością. Wykształciło się tam również solidne zaplecze techniczne, informatyczne, informacyjne i intelektualne związane z modelowaniem, wraz ze sporym rynkiem usług. Szczupłość podobnej bazy w kraju, wraz z ograniczeniami czasowymi i finansowymi będzie stanowić istotny czynnik ograniczający zakres ekspertyz. Dlatego też w konstrukcji niniejszych wskazówek skoncentrowano się na modelach niskiej i średniej klasy złożoności, które będą jednak w stanie zaspokoić potrzeby początkowych stadiów funkcjonowania SZJP.

Krajowa praktyka modelowania transportu zanieczyszczeń atmosfery od kilku już dziesięcioleci oparta jest na jednym modelu - klimatologicznym modelu smugi gaussowskiej, stosowanym jako podstawowe narzędzie przy wydawaniu pozwoleń emisyjnych. Model ten opisany jest szczegółowo w Rozporządzeniu Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dn. 3 września 1998¹⁷. Model ten, choć szeroko stosowany, ma w istocie dość ograniczony zakres

¹⁷ Rozporządzenie MOŚZNiL w sprawie metod obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza dla źródeł istniejących i projektowanych, Dz.U. 98.122.805 z dn. 28 września 1998

stosowalności, jest też mało dokładny w porównaniu do stosowanych obecnie czy też wprowadzanych do użytku nowych modeli operacyjnych. Zakres wymaganych przez nowe prawo charakterystyk stanu zanieczyszczenia atmosfery, jak też i wachlarz sytuacji, w których modelowanie musi być stosowane, znacznie przekracza możliwości tego modelu, nie wspominając o wymogach dokładności. Stwarza to konieczność natychmiastowego wprowadzenia do praktyki nowych modeli, odpowiadających nowym wymaganiom.

Na świecie istnieje znaczna liczba modeli różniących się przeznaczeniem, budową, złożonością, zakresem stosowalności, zapotrzebowaniem na dane i moc obliczeniową. Modele o szerszym zakresie stosowalności, bardziej uniwersalne, są jednocześnie dużo bardziej złożone i znacznie trudniejsze w eksploatacji, niż modele proste. Dlatego w sytuacjach praktycznych zwykle sięga się po zestaw stosunkowo prostych modeli, dobranych indywidualnie do poszczególnych zadań, uciekając się do modeli złożonych jedynie tam, gdzie zastosowanie modeli prostszych jest nie możliwe albo nie daje zadowalających rezultatów. Istniejące dziś licznie modele klasyfikowane są w kilkunastu podstawowych grupach. W niniejszym opracowaniu scharakteryzowane zostaną jedynie typy modeli, których wykorzystanie w krajowych systemach zarządzania jakością powietrza jest obecnie przewidywane.

5.2 Metody szacunkowe

Spośród najprostszych metod szacunkowych, mogących mieć zastosowanie przy zgrubej ocenie bieżącego lub przyszłego stanu zanieczyszczenia atmosfery, uwagę warto poświęcić dwóm – modelowi pudełkowemu i metodzie ekstrapolacji trendów. Model pudełkowy (również nazywany skrzynkowym) oparty jest na bilansie masy substancji zanieczyszczających wewnątrz umownie wyodrębnionej objętości kontrolnej. Objętość ta może mieć postać np. prostopadłościanu o wysokości równej grubości warstwy mieszania, który zawiera obszar aglomeracji albo województwa; może być także obierana jako ruchoma i przemieszczać się z uśrednionym w odpowiedniej skali ruchem atmosfery (lagranżowskie modele pudełkowe). Modele pudełkowe nie dają bezpośredniej możliwości opisu zmienności przestrzennej stężeń, z drugiej strony próbuje się w nich uwzględnić nawet stosunkowo złożone łańcuchy przemian chemicznych. Dokładność modeli pudełkowych zależy bardzo od sytuacji i nie może być oceniona w sposób ogólny; przy właściwie określonych warunkach meteorologicznych (wiatr i wysokość warstwy mieszania) i małym zróżnicowaniu przestrzennym pola emisji, można mieć nadzieję na satysfakcjonujące rezultaty w odniesieniu do średnich długookresowych stężeń zanieczyszczeń pierwotnych. W innych przypadkach, wyniki modeli pudełkowych traktować należy jako oszacowania rzędu wielkości stężeń.

Przykładem modelu pudełkowego stosowanego dla obszarów miejskich jest brytyjski model

BOXURB (UKMO). Dla potrzeb zgrubnej oceny stężeń zanieczyszczeń na obszarach miast można zastosować prosty model, podany w pracy Lettau (patrz Szepesi, 1989):

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{H} - Sf_*$$

gdzie S – stężenie, Q – natężenie emisji powierzchniowej, H – wysokość warstwy mieszania, f_* - charakterystyczna częstotliwość wentylacji, wynosząca przy stałej prędkości wiatru U

$$f_* = \frac{U}{D}$$

gdzie D – szerokość pudełka.

Metoda ekstrapolacji trendów opiera się na analizie ciągów czasowych - zgromadzonych wyników pomiarów, obejmujących dostatecznie długi okres dla uzyskania statystycznie znaczących rezultatów; zwykle obejmuje ponadto proste związki (np. proporcjonalność) z ogólnymi szacunkami emisji. Metoda może służyć do wstępnej oceny skali koniecznych działań przy opracowywaniu programów ochrony powietrza, jednak można ją stosować wyłącznie w odniesieniu do zanieczyszczeń pierwotnych, i to tylko wtedy, gdy rozpatrywaniu podlegają wskaźniki globalne. Dla przykładu, analizy przebiegu epizodów ozonowych w aglomeracjach, w których stosowano środki zaradcze (ograniczenia ruchu) wskazują, że redukcja emisji nie powoduje natychmiastowej, proporcjonalnej redukcji stężeń.

Przy obliczeniach szacunkowych pomocne być mogą tzw. *reguły Larsena* (1971) (patrz Zanetti, 1990), wiążące m.in. wartości median rozkładów gęstości prawdopodobieństwa występowania określonych wartości stężeń dla różnych czasów uśredniania. Zależności te należy jednak traktować jako orientacyjne, na etapie obliczeń modelowych odpowiednie średnie winny być wyznaczone bezpośrednio z ciągów czasowych obliczonych średnich godzinnych wartości stężeń.

5.3 Modele emisji, model meteorologiczny i model transportu zanieczyszczeń

Przechodząc do omówienia kolejnych grup modeli, warto zwrócić uwagę na fakt, że problem modelowania jakości powietrza jest w istocie złożony przynajmniej z trzech komponentów: emisji, warunków meteorologicznych oraz transportu i przemian zanieczyszczeń w atmosferze. W tradycyjnym ujęciu - klimatologicznym modelu smugi gaussowskiej – opis emisji dotyczył przede wszystkim emitorów punktowych o ustalonej emisji, warunki meteorologiczne zaś reprezentowano za pomocą statystyk klimatologicznych – częstości występowania warunków klasyfikowanych przy pomocy przedziałów prędkości i kierunku wiatru oraz klas równowagi. Obecnie, wskutek polepszenia i poszerzenia zakresu możliwej do uzyskania informacji wejściowej i powszechnej dostępności komputerów o dużej mocy, w większości krajów rozwiniętych stosuje się wspomniane

trójelementowy system, w którym oprócz modelu transportu i przemian pojawia się **model emisji**, pozwalający opisać m.in. czasową charakterystykę emisji i jej zależność od innych czynników, np. temperatury czy zachmurzenia, oraz **model meteorologiczny**, opisujący trójwymiarowe, zmienne w czasie pole warunków meteorologicznych, w tym prędkości ruchu powietrza, współczynników turbulentnego mieszania, temperatury, wilgotności, natężenia promieniowania. Ze względu na fakt, że utrzymanie w ruchu pełnego modelu meteorologicznego jest dosyć trudne i kosztowne, zastosowanie w praktyce znajdują tzw. **preprocesory meteorologiczne**, w postaci uproszczonych (np. jednowymiarowych) modeli meteorologicznych, albo programów przetwarzających wyniki automatycznej analizy meteorologicznej, prowadzonej w sposób ciągły w ośrodkach realizujących numeryczne prognozy pogody. Z punktu widzenia użytkownika końcowego, podział ten może wydawać się nieistotny, jednak zdawać sobie winien on sprawę, iż finalny błąd obliczeń jest sumą błędów określenia emisji, wyznaczenia warunków meteorologicznych i samego modelu dyspersyjnego. W praktyce, największa niepewność dotyczy zwykle szacunków emisji, dokładny opis warunków meteorologicznych uzyskuje się zazwyczaj dopiero po zastosowaniu potężnego systemu, zaś model transportu zanieczyszczeń wnosi stosunkowo najmniejszy błąd. Oceniając dokładność wyników modelu czy też rezultatów weryfikacji, użytkownik musi mieć świadomość, z charakterystykami których błędów ma konkretnie do czynienia.

5.4 Gaussowskie modele smugi (GMS)

Modele tej grupy bazują na koncepcji „zamrożonego” w czasie obrazu smugi, pochodzącej ze źródła o ustalonej (nie zmieniającej się w czasie) emisji. Od strony formalnej, można je uważać za rozwiązanie „równania dyfuzji turbulencyjnej”¹⁸, otrzymane przy zaniedbaniu czasowej i przestrzennej zmienności warunków meteorologicznych, i przy wprowadzeniu empirycznych zależności współczynników dyspersji smugi od odległości od źródła. Głównymi zaletami GMS są prostota obliczeniowa i brak ograniczeń rozdzielczości przestrzennej, charakterystyczny dla np. modeli siatkowych. Ograniczenia stosowalności wynikają głównie z uproszczeń opisu warunków meteorologicznych – ich zmiany, zachodzące w czasie rzędu kilku godzin, ograniczają dopuszczalną skalę przestrzenną – dystans źródło-receptor – w zależności od warunków i typu modelu do odległości 10-50 km. W przypadku modeli bazujących na informacji meteorologicznej pochodzącej wyłącznie ze stacji naziemnych (jak to ma miejsce w przypadku klasycznego modelu klimatologicznego), dodatkowe ograniczenie stwarza fakt, iż informacja ta nie jest dostateczna dla opisu warunków transportu na większych wysokościach (kilkaset metrów), gdzie potrzebna okazuje się dodatkowa informacja o pionowej strukturze dolnej troposfery. Pierwsze z wymienionych

ograniczeń częściowo omijają modele smugi segmentowej, mogące – poprzez zastosowanie odpowiedniego modułu analizy pola wiatru, uwzględnić jego czasową lub przestrzenną zmienność. Inne ograniczenia GMS dotyczą opisu przemian chemicznych – możliwości są tu ograniczone do wprowadzenia zależnego od odległości od emitora współczynnika regulującego proporcje zanieczyszczeń pierwotnych i wtórnych; w przypadku niektórych modeli, stosuje się modyfikacje na podstawie niezależnie określanych (przez pomiary z sieci) stężeń substancji reagujących (np. ozonu) z gazami smugi.

W przypadku dużej liczby źródeł i receptorów, zaleta ekonomii obliczeniowej zanika, ponieważ koszt obliczeń wzrasta proporcjonalnie do iloczynu ilości emitorów i receptorów. W innych modelach, np. siatkowych, koszt ten, zrazu bardzo wysoki, nie zależy od liczby emitorów i receptorów.

W starszych rozwiązaniach, GMS stosowano zwykle jako **model klimatologiczny**, bazujący na częstotliwościach występowania pewnych klas warunków meteorologicznych (prędkości i kierunków wiatru oraz stanów równowagi) w długich okresach czasu (5-10 lat). Uzyskiwane dla poszczególnych klas wyniki podlegają uśrednianiu, z wagami określonymi częstotliwością występowania tych klas. W ten sposób, uzyskiwane rezultaty interpretowane są jako średnie długookresowe (np. roczne). Jeśli przyjąć, że rezultat obliczeń dla pojedynczej klasy reprezentuje średnią krótkoterminową (np. godziną), możliwe staje się również określenie innych statystyk, np. percentyli rozkładu prawdopodobieństwa występowania danych wartości stężeń. Zasadnicze kłopoty powstają jednak przy próbach określania wartości średnich w okresach dłuższych, niż odpowiadających charakterystycznej prędkości zmian warunków meteorologicznych (8, 24 godz.), a krótszych od okresu cyklu rocznego. Powoduje to konieczność zarzucenia reprezentacji klimatologicznej na rzecz bezpośredniego stosowania ciągów chronologicznych¹⁹. Przedmiotem decyzji może być natomiast nadal kwestia sposobu opisu (jakości) informacji meteorologicznej, ułożonej w owe ciągi. Najprostsze rozwiązanie polega na przyjęciu tego samego sposobu parametryzacji, czyli klas stanów równowagi atmosfery. Jest to jednak podejście anachroniczne, stosowane zastępczo w przypadkach, w których konstrukcja GMS nie pozwala na stosowanie pełniejszej informacji.

Od początku lat 80-tych wprowadzana do praktyki jest koncepcja **GMS II generacji**, w których klasyfikacja warunków meteorologicznych została zarzucona na rzecz **ciągłej zależności** parametrów smugi (dyspersji, wyniesienia, asymetrii) od parametrów meteorologicznych

¹⁸ Nazwa ta, choć powszechnie stosowana, jest nieściśła. Turbulencyjna dyspersja zanieczyszczeń w atmosferze jest nieliniowym procesem o charakterze adwekcyjnym, nie zaś - procesem dyfuzyjnym.

¹⁹ Istnieją proste metody przeliczania stężeń uśrednionych w różnych okresach, które mogą być stosowane jako orientacyjne, np. na etapie analizy przesiewowej; nie są one jednak odpowiednie dla całości zadań SZJP. Metody te omawiamy w dalszej części pracy.

(liczbowych charakterystyk stanu równowagi z uwzględnieniem ich zmienności pionowej, grubości warstwy mieszania, pionowego profilu wiatru z uwzględnieniem skrętu z wysokością). W GMS II generacji uwzględnia się takie efekty, jak częściowa penetracja smugi w warstwę inwersji nakrywającej warstwę mieszania czy asymetria konwekcyjna. Udoskonalenia te pozwoliły znacznie podnieść dokładność GMS, jak również zwiększyć zasięg jego stosowalności (wartości deklarowane sięgają 50 km wobec 10-20 km w wariancie klimatologicznym). Przewagi te są dobrze udokumentowane w literaturze fachowej (np. Smith, 1984; Hayes i Moore, 1986). Reprezentantami tej klasy są m.in. amerykański model AERMOD (konsorcjum AERMIC - U.S. EPA i AMS), brytyjski ADMS (CERC), czy duński OML (NERI). W chwili obecnej, GMS II generacji zasługują na rekomendacje jako przydatne do wyznaczania transportu zanieczyszczeń atmosfery z przemysłowych i energetycznych źródeł emisji zorganizowanej (punktowych, liniowych lub obszarowych dla źródeł o stosunkowo o niewielkich rozmiarach).

Koncepcja GMS została wykorzystana także w konstrukcji wyspecjalizowanych modeli przeznaczonych do rozwiązywania problemów szczególnych, jak np. modelowanie zanieczyszczenia atmosfery w kanionach ulicznych (np. duński OSPM (NERI), brytyjski AEOLIUS (UKMO)) czy wokół szos i autostrad (np. amerykański CALINE (Calif. Dept. Transp.)).

5.5 Gaussowskie (lagranżowskie) modele obłoków (GMO)

Przezwycięzeniu ograniczeń ustalonych i jednorodnych warunków meteorologicznych oraz skali przestrzennej służy koncepcja GMO - lagranżowskich modeli trajektoryjnych, w których po trajektoriach wyznaczanych na podstawie analizy pola wiatru lub modelu meteorologicznego poruszają się obłoki - objętości kontrolne, wewnątrz których rozkład stężeń opisywany jest podobnymi zależnościami, jak w przypadku GMS. GMO generalnie charakteryzuje większa uniwersalność w odniesieniu do skal przestrzennych, niż w przypadku GMS, stosowane były one skutecznie i weryfikowane w odległościach rzędu setek kilometrów. Dużą zaletą GMO w stosunku do GMS jest prosta i naturalna możliwość uwzględniania długotrwałych stanów stagnacji, cisz i słabych wiatrów. GMO mają w porównaniu z GMS bardziej skomplikowaną budowę, co wiąże się z koniecznością prowadzenia ewidencji dużej liczby obłoków, poruszających się w obszarze modelowania. Przez długi czas, stosowanie GMO ograniczał znaczny koszt obliczeń. Dopiero wprowadzenie efektywnych metod obliczania stężeń na podstawie małej liczby obłoków pozwoliło na szersze zastosowanie modeli tej klasy w praktyce. Przykładem GMO jest zdobywający od kilku lat popularność w Polsce amerykański model CALPUFF (EarthTech Inc.). Modele klasy GMO w chwili obecnej zasługują w chwili bieżącej na rekomendację dla skali województw i kraju jako modele ogólnego przeznaczenia, jako najprostsze spośród mogących wypełnić tę rolę z dostateczną uniwersalnością. Należy jednak każdorazowo rozpatrywać możliwość użycia bardziej

zaawansowanych modeli, opisanych w dwóch kolejnych rozdziałach, gdziekolwiek można wykazać ich przewagę, a dostępne zasoby i dane pozwalają na ich użycie.

5.6 Lagranżowskie modele ruchu pseudocząstek

W modelach tego typu rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń opisywane jest poprzez symulację ruchu dużej liczby pseudocząstek, reprezentujących określone ilości zanieczyszczeń (lub ściślej, określone statystyki tych ilości). Ich ruch złożony jest z ruchu średniego (wiatr) i składowej losowej, związanej z charakterystykami turbulencji. Modele tej grupy uważa się za najbardziej dokładne w opisie procesu dyspersji zanieczyszczeń (uwaga: bardziej istotne ograniczenia dotyczą modelowania ruchu średniego, co zwykle jest realizowane niezależnie przez odrębny moduł). Ich głównym zastosowaniem były badania realizowane przy użyciu symulacji numerycznych, a w sferze operacyjnej – systemy alarmowe stosowane w osłonie meteorologicznej reaktorów jądrowych. W ostatnim czasie, model tej grupy, AUSTAL2000 (Deutsche Umweltbundesamt, Ing.-Büro Janicke) został wprowadzony do użytku jako obowiązujący w procedurze wydawania pozwoleń emisyjnych w Niemczech. AUSTAL2000 stanowi uproszczoną wersję innego modelu, LASAT, dostosowaną do wymogów tej procedury; ten ostatni model stosowany był w znacznie szerszym zakresie, m.in. w ocenach wpływu działalności portów lotniczych na środowisko, osłonie meteorologicznej energetyki jądrowej, a ostatnio także w systemie zabezpieczania antyterrorystycznego. Ograniczenia tej klasy modeli związane są z kosztem obliczeń, ilością cząstek potrzebnych do statystycznie znaczącego określenia pola stężeń i poprzez to – z zasięgiem przestrzennym. Należy tu jednak dodać, iż ograniczenie to dotyczy także GMO, omówionych w poprzednim rozdziale.

5.7 Siatkowe modele eulerowskie

Modele tej grupy są zwykle najbardziej złożone, i najbardziej uniwersalne. Niektóre spośród nich włączają, obok złożonego modułu fotochemicznego (opisującego do kilkuset reakcji pomiędzy kilkudziesięcioma substancjami lub agregatami substancji o podobnych właściwościach), pełen model meteorologiczny, zbliżony do operacyjnych modeli stosowanych w prognozach pogody, w narodowych centrach meteorologicznych. Najpoważniejszym ograniczeniem jest ograniczona rozpiętość skal przestrzennych (stosunek rozmiaru obszaru modelowania do rozdzielczości), która wyznaczana jest dostępną mocą obliczeniową. W chwili obecnej rozpiętość ta jest rzędu 100, tzn. w obszarze o rozciągłości 1000 km możliwe jest osiągnięcie rozdzielczości rzędu 10 km. Osiągnięcie większej rozpiętości jest możliwe poprzez zagnieżdżanie, jednak tylko nad niewielką ilością

wybranych podobszarów (np. nad aglomeracjami). Nadto, modele te wymagają obszernego przygotowania i wsparcia logistycznego (duże ilości danych wejściowych o dużej różnorodności), znacznych mocy obliczeniowych, dużych pojemności nośników informacji i wydajnych torów przesyłu, wysokich kwalifikacji obsługi. W chwili obecnej, fotochemiczne siatkowe modele eulerowskie są eksploatowane jako modele skali narodowej, jako modele zagnieżdżone nad obszarami aglomeracji. Liczne ośrodki pracują nad wdrożeniem globalnych modeli fotochemicznych sprzężonych z globalnymi modelami meteorologicznymi. Modele tej grupy należy widzieć jako docelowe rozwiązanie dla krajowego systemu modelowania jakości powietrza (modelowanie tła, transportu wielkoskalowego, modelowanie powstawania ozonu) oraz dla wybranych ośrodków wojewódzkich i aglomeracji. Przykładami fotochemicznych modeli eulerowskich są amerykański UAM-V (SAI), CALGRID (California ARB), Models-3 (U.S. EPA), CAM-X (Environ Int'l) niemieckie REM-3 (FUB) i MCCM (Fraunhofer Inst.), francuskie CHIMERE (Laplace Inst.) i Mocage (CNRM), kanadyjskie GEM-AQ i MC2-AQ (RPN, York Univ.).

5.8 Modele receptorowe

Modele receptorowe stanowią grupę modeli specjalnie przeznaczoną do identyfikacji źródeł odpowiedzialnych za stan zanieczyszczenia powietrza w danym rejonie i określania wkładu poszczególnych emitorów w ten stan. Dwie podstawowe kategorie tej grupy, to modele oparte na rozwiązywaniu tzw. odwrotnego zadania transportu (określenie emisji przy znajomości pól emisji, warunków meteorologicznych i położenia emitorów) i modele oparte na znajomości fizykochemicznej charakterystyki frakcji zanieczyszczeń emitowanych i docierających do przedmiotowego obszaru. Przykładem tej ostatniej grupy jest model CMB8 (U.S. EPA). Zastosowanie modeli receptorowych wiąże się z ich dość odrębną specyfiką i nie będzie z tego powodu szerzej tu omawiane. Warunki dopuszczalności użycia modeli receptorowych – odpowiedniość merytoryczna, walidacja i założona dokładność nie odbiegają od zalecanych kryteriów dopuszczalności dla pozostałych klas modeli.

5.9 Ocena jakości modelu. Walidacja i weryfikacja. Korekta i adjustacja wyników modelowania

Miarą jakości modelu są statystyki błędów, otrzymywane przez porównanie z danymi eksperymentów polowych lub laboratoryjnych – tunelowych. W przypadku prostych modeli (np. dotyczących dyspersji pojedynczego składnika pasywnego), możliwe jest stosowanie pojedynczych, jednoznacznych wskaźników jakości – chociaż wybór konkretnej statystyki błędu pozostaje zawsze kwestią umowną.

Wytyczne UE odnośnie oceny wstępnej wymieniają podstawowe trudności dotyczące weryfikacji wyników modelowania na podstawie pomiarów: błędy i niepewności pomiarowe, nieadekwatność modelu do rzeczywistej sytuacji, błędy danych wejściowych do modeli jakości powietrza (emisje, dane meteorologiczne), odmienność charakteru statystycznego wyników modelowania (np. średnia objętościowa) w stosunku do pomiaru. W odniesieniu do modeli siatkowych (np. miejskich modeli fotochemicznych), stwierdza się przesunięcia czasowe lub przestrzenne prognozowanych maksimum w stosunku do obserwacji, co utrudnia znacznie ich bezpośrednie porównanie z wynikami z rzadkiej sieci pomiarowej.

W przypadku modeli złożonych, problem oceny jakości znacznie się komplikuje, ponieważ mamy wtedy do czynienia z wieloma wielkościami wyjściowymi (ocena wielokryterialna), a także znacznym zróżnicowaniem sytuacji, w których model bywa użytkowany (reprezentatywność próby). Podawane w literaturze miary są częstokroć fragmentaryczne i niejednoznaczne, dotyczą bowiem zachowania modelu w specyficznych warunkach, które nie muszą oddawać spotykanej różnorodności warunków meteorologicznych. Na użytek porównań prostych modeli dyspersji, stosowanych w krajach europejskich, zestawiony został standardowy zbiór wyników eksperymentów polowych i ustalonych procedur obliczania wskaźników sprawdzalności – Model Validation Kit (NERI, Dania). Zaleca się, aby w razie zastosowania modeli innych, niż rekomendowane w niniejszym opracowaniu, przedstawiane były wyniki porównawczych testów tych modeli z odpowiednim modelem rekomendowanym, wykonane zgodnie z metodyką MVK.

Dyrektywy potomne (np. 1999/30/EC, aneks VIII, 2000/69/EC, aneks VI, 2002/3/EC, aneks VII) i Rozporządzenie MŚ z dn. 6 czerwca 2002 formułują wymagania odnośnie dokładności modelowania i obiektywnych metod szacowania. Dokładność ta definiowana jest jako maksymalne odchylenie wartości pomierzonych od modelowanych, w okresie dla którego określono daną wartość progową, bez uwzględnienia czasu wystąpienia tych odchyleń. Spełnienie wymogów, formułowanych na poziomie 30-60% w przypadku modelowania, może okazać się trudne, zwłaszcza w odniesieniu do norm krótkookresowych. W rachubę, prócz niedokładności modeli jakości powietrza i danych meteorologicznych, wchodzić bowiem również będą błędy szacunków emisyjnych, które osiągają znaczne wartości. W tej sytuacji, wymogi te traktować należy jako warunki *a posteriori* dopuszczalności używania wyników modelowania w ocenie jakości powietrza zamiast odnośnych pomiarów.

Z oceną jakości modelu związane są dwa pojęcia – *walidacji* i *weryfikacji*. Walidacja modelu dotyczy ogólnego porównania otrzymywanych wyników z pomiarami, przeprowadzonego przez twórców modelu lub niezależnych badaczy. Proces walidacji złożony jest z następujących elementów:

- porównania obliczonych wartości z wynikami pomiarów

- określenia przyczyn rozbieżności
- skorygowania i poprawienia zestawów danych
- w razie potrzeby, modyfikacji modelu na sposób, który poprawia matematyczną reprezentację rzeczywistości
- udokumentowania dokładności modelu przy pomocy odpowiednich statystyk.

Walidacja modelu jest jednym z podstawowych warunków dopuszczalności jego zastosowania. Publikacja opisu modelu i wyników walidacji w czasopiśmie fachowym o zasięgu międzynarodowym daje podstawę do krytyki i dyskusji merytorycznej dotyczącej modelu i jego dokładności, i powinna być traktowana jako wymóg formalny warunkujący dopuszczenie modelu do użytku.

Walidacja wykonywana jest zwykle na innym terenie, niż rejon zastosowania modelu. Rodzi to potrzebę wykonania porównań rezultatów z dostępnymi w tym rejonie danymi pomiarowymi. Wyniki porównania winny być zawarte i omówione w dokumentacji oceny lub planu naprawczego. W niniejszym opracowaniu, porównanie to określane będzie mianem weryfikacji.

Wyniki weryfikacji mogą implikować korektę lub adjustację wyników modelowania, jeśli charakter obserwowanych błędów daje przesłankę do uznania ich za systematyczne, jak np. zawyżenie lub zaniżenie wartości średnich na skutek przyjęcia niewłaściwych wartości wskaźników stosowanych w szacowaniu emisji. Warunki dopuszczalności tych zabiegów zostaną omówione w dalszej części opracowania, a fakt, powód i sposób zastosowania korekt czy adjustacji musi być jednoznacznie udokumentowany.

6 Procedura modelowania

6.1 Ogólna strategia modelowania

Sprecyzowanie celów i zadań modelowania poprzedzone być winno identyfikacją zagadnień ochrony atmosfery związanych z terenem danego województwa i opracowaniem ogólnej koncepcji stosowania modeli w ocenie jakości powietrza i późniejszym przygotowywaniu planów naprawczych. Koncepcja ta powinna być oparta na charakterystyce geograficznej, gospodarczej i ludnościowej regionu, dostępnej informacji pomiarowej o jakości powietrza, i przyjętym systemie priorytetów planowanych działań. Jako wyjściowy zaproponować można schemat przedstawiony na diagramie 1, w którym przyjęta została metoda “odgórna”, tj. rozpoczynająca się od ogólnego, zgrubnego określenia poziomów zanieczyszczeń na terenie całego województwa i przechodząca stopniowo do szczegółowej analizie problemów zanieczyszczenia atmosfery w mikroskali. Podejście to, acz systematyczne i wręcz samo narzucające się, nie jest jedynym możliwym, praktycznym i racjonalnym rozwiązaniem, które zależeć powinno od wymienionych wcześniej uwarunkowań. Niemniej na etapie wstępnym konieczne jest sprecyzowanie, umotywowanie i udokumentowanie przyjętej koncepcji.

6.2 Określenie celów i zadań modelowania

Rozpoznanie występujących w poszczególnych strefach problemów zanieczyszczenia atmosfery, w połączeniu z wymienionymi w rozdziałach 3 i 4 możliwymi celami i zadaniami, winno stanowić punkt wyjścia do skonkretyzowania celów i zadań modelowania w odniesieniu do całości województwa i poszczególnych stref. Sytuacja w poszczególnych województwach i strefach może być dość zróżnicowana, dlatego decyzja o szczegółowym zakresie celów i kolejności lub harmonogramie ich winna być dostosowana do tej sytuacji. Czynnikiem decyzji winny być w szczególności:

- Wymagania prawne i terminy ich realizacji (w odniesieniu do istniejących na terenie województwa parków narodowych, obszarów ochrony uzdrowiskowej, innych obszarów, dla których istnieją specjalne regulacje, i pozostałych obszarów)
- Przyjętą dla danego rejonu ogólną strategię ochrony powietrza i strategię gospodarczą
- Warunki geograficzne, ludnościowe i gospodarcze
- Lokalizacja źródeł emisji, położonych na danym obszarze lub poza nim, jeśli mogą one znacząco oddziaływać na ten obszar, ogólną charakterystykę emisji i posiadane dane szczegółowe (inwentaryzacje); przewidywane przyszłe zmiany emisji

- Lokalizacja sieci monitoringowej, dotychczas zgromadzona informacja (obserwowane poziomy substancji zanieczyszczających) i wnioski z wstępnych ocen jakości powietrza w strefach
- Aspekty ekonomiczne
- Aspekty następstwa czasowego kolejnych etapów prac i planowanych w nich działań

Określenie zakresu modelowania winno obejmować:

- Obszary modelowania, wymaganą rozdzielczość czasową i przestrzenną wyników, siatkę receptorową,
- Listę modelowanych substancji,
- Wymagane charakterystyki imisyjne (okresy uśredniania, ilości przekroczeń, zgodnie z wymienionymi w rozdziale 1.1 aktami prawnymi),
- Wymaganą dokładność wyników
- Określenie okresu opracowania i ew. okresów specjalnych (np. okresy stwierdzonych pomiarami sieci monitoringowej przekroczeń wartości dopuszczalnych lub alarmowych)

Należy również wyspecyfikować warunki lokalne (np. rzeźba terenu, kotliny górskie, wybrzeże), które winny być uwzględnione przy doborze technik modelowania. Wybór obszarów modelowania powinien uwzględniać obszary o statusie specjalnym (tereny parków narodowych i obszary ochrony uzdrowiskowej), a także strefy zaludnione lub strefy okresowego pobytu ludności, które mogą wymagać specjalnego potraktowania. W tym ostatnim, zwrócić należy uwagę na możliwość istnienia zwiększonej ekspozycji ludności wskutek nakładania się na danym terenie okresów przebywania ludności i zwiększonej emisji.

Ustalanie obszarów i siatek receptorowych może być wspomagane użyciem modeli przesiewowych (*screening models*) w celu oszacowania rangi poszczególnych problemów lub zasięgu emitorów.

6.3 Obszar wyników i rozdzielczość siatki receptorowej

W przedstawionym na diagramie 1 schemacie strategii modelowania założono wyróżnienie trzech, lub nawet czterech skal przestrzennych: kraju, województwa, strefy i ewentualnie mikroskali. Tło dla tlenków siarki i azotu, pochodzące z transportu transgranicznego, obliczane jest przez Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP)²⁰. Dostępne są m.in. stężenia związków siarki i azotu w węzłach regularnej siatki o boku 50 km. Organizacja obliczeń, poprzez wyłączanie grup emitorów leżących na obszarach poszczególnych oczek, daje możliwość szacowania tła w tych oczkach. Przy

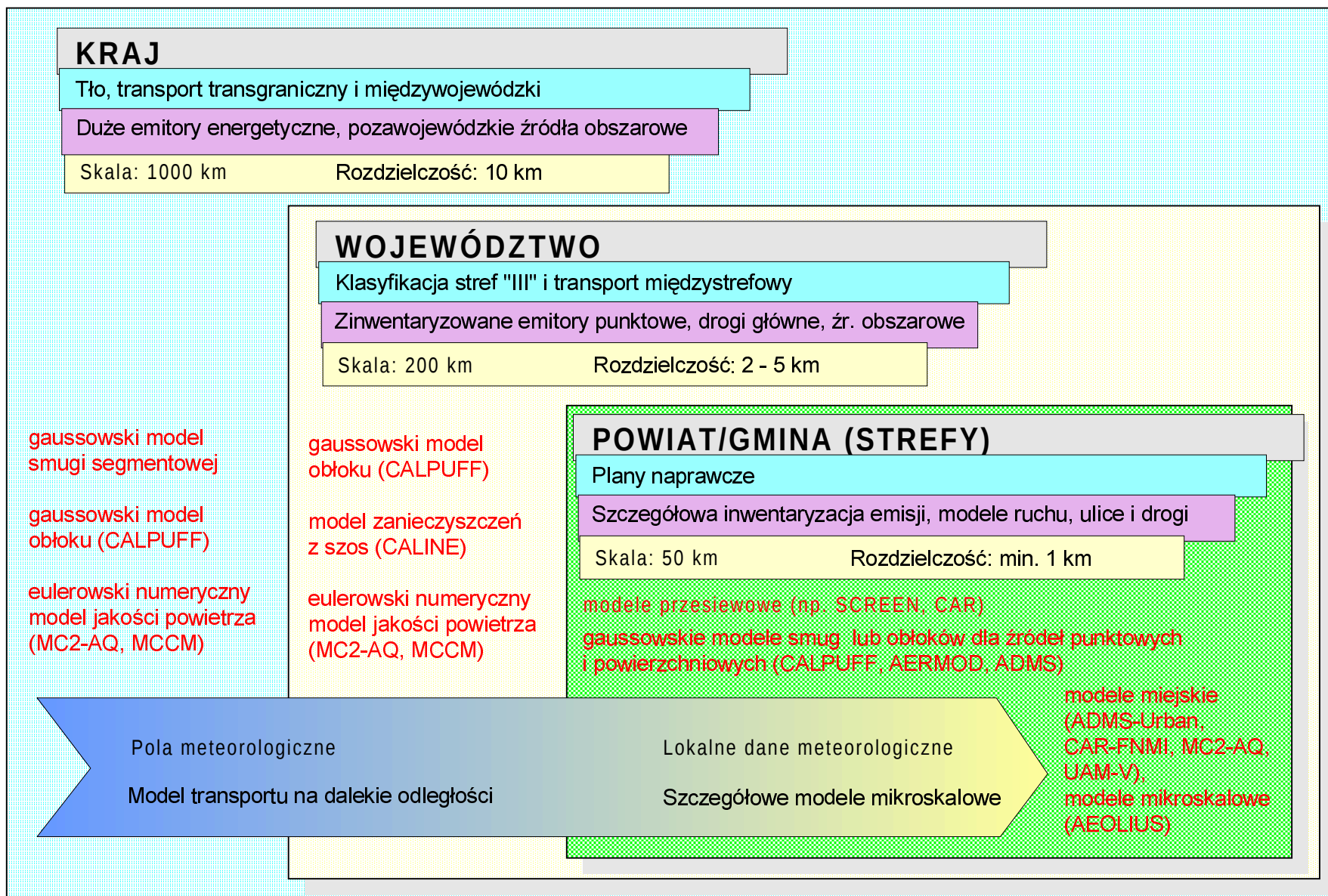
²⁰<http://www.emep.int>

wykorzystaniu danych EMEP, podawane wartości należy traktować jako odpowiednie dla obszaru danego oczka siatki (w ten sposób, na obszarze województwa możemy mieć różne wartości tła). Modelowanie w skali kraju leży poza zakresem niniejszego opracowania, należy przyjąć, iż w jego rezultacie udostępnione zostaną przynajmniej średnioroczne wartości stężeń poszczególnych normowanych substancji w węzłach siatki o rozdzielczości 10 km, które traktowane być winne jako wartości tła. Docelowo, tło powinno uwzględniać zmienność czasową i podlegać sumowaniu godzina po godzinie z rezultatami modelowania w mniejszej skali. Do czasu udostępnienia wyznaczonych w węzłach siatki krajowej wartości tła, można posługiwać się obowiązującymi dla danego obszaru wartościami tła, wyznaczonymi w inny sposób.

W zaproponowanym schemacie, proces obliczeniowy dekomponowany jest pod względem skali przestrzennej, określonej odległością źródło – receptor i zasięgiem wpływu źródeł. Przy modelowaniu transportu zanieczyszczeń w skali województwa, posługiwać należy się siatką o rozdzielczości 2-5 km; wyróżnienie winny generalnie podlegać emitery punktowe o zasięgu międzystrefowym, aglomeracje i drogi o dużym natężeniu ruchu, zaś pozostałe źródła traktować można jako zagregowane i uwzględnione w emisji obszarowej. Ocena jakości powietrza na terenie stref zawierających większe źródła emisji lub większą ich ilość, wymaga większej (przynajmniej 1 km) rozdzielczości modelowania, przy czym obliczone dla skali wojewódzkiej wartości stężeń mogą być traktowane jako tło w obliczeniach lokalnych, pod warunkiem zastosowania procedury eliminującej możliwość wielokrotnego sumowania stężeń pochodzących z tych samych emitorów. Wreszcie, zlokalizowanie na obszarze stref niewielkich rejonów występowania wysokich stężeń, na działanie których ekspozycja jest ludność (np. kaniony uliczne) wymagać może zastosowania modeli o wysokiej rozdzielczości przestrzennej (kilkadziesiąt do kilkuset metrów) na obszarze o rozmiarach rzędu kilometra. W zadaniach tych, na podobnej zasadzie, stosować należy wartości tła obliczonego na siatce przyjętej dla całej strefy. Sposób przyjętej dekompozycji przestrzennej i przepływu informacji powinien być opisany w dokumentacji oceny wraz z jednoznaczną definicją stosowanych siatek receptorowych i ich dowiązaniem, i przedstawiony w postaci graficznej (mapy siatek).

Przy określaniu siatek receptorowych jako ogólną zasadę należy przyjąć ich określenie w układzie współrzędnych geograficznych (osie współrzędnych pokrywające się z południkami i równoleżnikami), lub, gdy jest to bardziej dogodne ze względu na rozmiary obszaru lub na dowiązanie posiadanych danych – w układzie UTM (*Universal Transverse Mercator*).

Diagram 1. Strategia modelowania w ocenie jakości powietrza i w konstruowaniu planów naprawczych



6.4 Okres opracowania

W przypadku ocen jakości powietrza w strefach, okres modelowania musi odpowiadać okresowi oceny, tj. roku kalendarzowego, w którym wykonywana jest ocena. W szczególności, zwrócić należy uwagę na fakt, iż okresy występowania podwyższonych stężeń, mogących osiągać wartości progowe, winny być odzwierciedlone w modelowaniu i uwzględnione przy weryfikacji. Dotyczy to zarówno danych meteorologicznych, jak emisyjnych, o ile te ostatnie uwzględniają zmienność czasową lub zależność od czynników zewnętrznych, np. meteorologicznych. Implikuje to chronologiczną (a nie np. statystyczną) organizację procesu modelowania.

W razie braku dostępnych danych z okresu odpowiedniego roku kalendarzowego, modelowanie należy oprzeć na rocznym ciągu danych, pochodzących z okresu ostatnich 5 lat. Wyniki modelowania mogą być wtedy wykorzystywane jedynie w ograniczonym zakresie (np. w odniesieniu do średnich rocznych, a nie krótkookresowych).

W przypadku prognoz, mających zastosowanie przy konstrukcji programów ochrony powietrza, okres pochodzenia danych wybranych do skonstruowania prognozy powinien odpowiadać okresowi weryfikacji modelu, w praktyce okresowi ostatniej oceny. Jednak, gdy statystyki klimatologiczne wskazują na występowanie w tym okresie anomalii mogącej w znaczący sposób wpłynąć na wyniki modelowania (w szczególności, jeśli spowodować by to mogło przyjęcie odmiennych rozwiązań w planie naprawczym), do opracowania należy wybrać co najmniej 1-roczny okres przypadający w ciągu ostatnich 5 lat poprzedzających sporządzenie planu, odpowiadający warunkom typowym (ani najmniej, ani najbardziej korzystnym); dopuszczalny jest również wybór strategii zawyżającej, polegającej na obraniu okresu najmniej korzystnych warunków. Informacja o zmienności z roku na rok odnośnych charakterystyk emisyjnych może być również oceniona na podstawie posiadanych pomiarów emisji.

6.5 Dane wejściowe

6.5.1 Emisje

Przygotowanie danych o emisji na podstawie pomiarów i metod szacunkowych omówione zostało w odrębnym opracowaniu. W tym miejscu ograniczymy się do podsumowania najważniejszych informacji i wymogów:

- Dane emisyjne zostają przygotowane dla emitatorów punktowych w postaci rejestru zawierającego parametry emisji i położenia emitatorów. Małe źródła (np. sektor bytowo-komunalny) opisane są jako emitory obszarowe, szosy i autostrady – jako źródła liniowe. Rozdzielczość przestrzenna danych o emisjach obszarowych winna być w konkretnym

zastosowaniu nie mniejsza, niż wymagana rozdzielczość przestrzenna wyników modelowania.

- Dane o emisjach podlegają archiwizacji i winny być przechowywane wraz z dokumentacją dotyczącą wykonywanych ocen i planów naprawczych. Szczegółowy zakres danych określony został we wspomnianym opracowaniu.
- Emisje cechuje zmienność czasowa, w cyklach dobowych, tygodniowych i rocznym, oraz zależność od rozmaitych czynników zewnętrznych, np. temperatury powietrza. Zmienność ta, o ile znana dla konkretnych typów źródeł, powinna być uwzględniana w modelowaniu.
- Dane emisyjne mogą podlegać grupowaniu (agregacji), przy czym ze względu na potrzebę skutecznego zarządzania, dane grupować można w obrębie źródeł jednakowego typu (kategorii).

Baza danych (zbiory danych i ew. oprogramowanie), stanowiąca inwentarz emisji, winna być przekazana przez wykonawcę w postaci umożliwiającej otrzymywanie zestawień wyspecyfikowanych danych w postaci zbiorów zakodowanych w kodzie ASCII – bezpośrednio lub za pośrednictwem dołączonego oprogramowania.

6.5.2 Agregacja danych emisyjnych

W sytuacjach, w których duża liczba źródeł punktowych odpowiedzialna jest za stosunkowo małą część ogólnej emisji na danym obszarze, a rozdzielczość analizy nie pozwala na rozróżnienie wpływu poszczególnych tych źródeł, stosować można procedury agregacji polegające na zastępowaniu zespołów emitatorów pojedynczymi emitatorami zastępczymi lub włączaniu tych emitatorów do emisji obszarowej. Z uwagi na fakt, iż przesądzenie *a priori* o dopuszczalności agregacji na podstawie przewidywanego wpływu na wynik końcowy w praktyce jest trudne, decyzję taką można przyjąć na podstawie użycia modelu przesiewowego (*screening analysis*), prognozującego wartości maksymalne stężeń w założonych (najmniej korzystnych) warunkach meteorologicznych. Można przyjąć, iż jeśli prognozowane stężenie maksymalne zanieczyszczeń pochodzących z pojedynczego emitatora na obszarze strefy stanowi nie więcej niż 3% odnośnej wartości dopuszczalnej (stężenia średniogodzinnego, o ile taka norma jest dla danej substancji określona, lub najwyższej z norm krótkookresowych w przeciwnym razie), a suma stężeń maksymalnych pochodzących z wielu źródeł nie przekracza 10% tej wartości, wówczas emitory te nie muszą być traktowane odrębnie i mogą podlegać agregacji.

Procedura przesiewowa może być również użyta do określenia zasięgu emitatorów. Przy spełnieniu podanego wyżej kryterium ocenić można zasięg konkretnego monitora, jako odległość, na której stężenia, określone przy pomocy modelu przesiewowego, nie będą przekraczały określonej wyżej wartości. Przy modelowaniu na poziomie poszczególnych stref pozwala to rozstrzygnąć, które spośród źródeł leżących poza strefą winny być indywidualnie modelowane, a

które traktować można jako tworzące słabo zróżnicowane przestrzennie tło.

6.5.3 Dane meteorologiczne

Wymagane dane meteorologiczne przygotowane być winne w jednej z dwóch następujących postaci:

- chronologicznie uporządkowane, roczne ciągi danych, reprezentujące cegodzinne obserwacje na stacjach naziemnych. Wymagany zestaw obserwacji zależeć może od obranego modelu, typowo będzie to prędkość wiatru, zachmurzenie, temperatura i wilgotność. Niektóre modele wymagają dodatkowo wyników sondaży aerologicznych, wykonywanych w porze nocnej.
- cegodzinne ciągi pól elementów meteorologicznych, reprezentowanych w węzłach siatki numerycznej, na której realizowana jest procedura automatycznej analizy obiektywnej i asymilacji danych w systemie numerycznej mezoskalowej prognozy pogody. Wymagana rozdzielczość siatki wynika z przestrzennej zmienności elementów meteorologicznych i powinna wynosić przynajmniej 25 km.

Wykorzystanie danych w obydwu postaciach wiąże się z określonymi zaletami i wadami, a także niezbędnymi procedurami przetwarzania wstępnego. Dane ze stacji naziemnych (jednej lub wielu) winny być reprezentatywne dla obszaru modelowania, wymagane jest przeprowadzenie kontroli jakości (odrzućenie błędów grubych) i jednorodności ciągów oraz zapełnienie luk. Ta ostatnia czynność może być dokonana metodą interpolacji czasowej lub przez przeniesienie wartości albo tendencji zmian z sąsiednich stacji. Wykorzystanie pól z cyklu asymilacyjnego systemu numerycznej prognozy pogody ma szereg zalet. Asymilowane dane podlegają w procesie przetwarzania automatycznej kontroli jakości i dynamicznemu uzgodnieniu poszczególnych pól, a jako rezultat otrzymuje się ciągle w przestrzeni pola, pozwalające bez dodatkowych obliczeń uwzględnić przestrzenną zmienność warunków meteorologicznych. Nadto, w miejsce pierwotnie wprowadzanych do systemu zmiennych uzyskać możemy bezpośrednie wartości parametrów używanych w modelach transportu zanieczyszczeń, takich jak prędkość dynamiczna czy skala długości Monina-Obuchowa. Użycie tych parametrów winno być jednak poprzedzone staranną analizą dokumentacji modelu meteorologicznego, ponieważ ich wartości mogą być reprezentatywne dla innej skali przestrzennej, niż skala implikowana rozdzielczością opracowania.

Większość zalecanych w niniejszym opracowaniu modeli posługuje się parametrycznym opisem granicznej warstwy atmosfery, w którym kluczową rolę odgrywają pionowe strumienie pędu i ciepła przy powierzchni ziemi (alternatywnie, model może posługiwać się innymi parametrami w równoważnym układzie, np. prędkością dynamiczną (tarciovą) i skalą długości Monina-Obuchowa) oraz wysokość warstwy mieszania. Wielkości te obliczane być mogą na podstawie wymienionych wcześniej wartości pomiarowych (preprocesor meteorologiczny) albo pobrane z

modelu meteorologicznego, jeśli stosowany jest drugi wariant zasilania danymi. Omówienie odnośnych parametryzacji wykracza poza zakres niniejszego opracowania, odpowiednie informacje czytelnik znaleźć może w literaturze cytowanej w dokumentacji poszczególnych modeli. Niektóre spośród wymienionych modeli bazują na starszych parametryzacjach, posługujących się pojęciem klas równowagi. W tej sytuacji należy wykonywać odnośne obliczenia parametrów warstwy granicznej przy użyciu preprocesora meteorologicznego, bądź pobrać te parametry z modelu meteorologicznego, a następnie przeliczyć otrzymane wartości na klasy równowagi, korzystając z metody, podanej przez Goldera (1972).

W celu zapewnienia możliwości realizacji analiz retrospektywnych i obliczeń kontrolnych wymaga się, aby przygotowane na użytek oceny lub przygotowania planu naprawczego dane były archiwizowane. Zaleca się stosowanie standardowego kodowania zapewniającego przenośność danych między różnymi systemami komputerowymi i identyfikację archiwizowanych danych, takie jak kody Światowej Organizacji Meteorologicznej (WMO) SYNOP i TEMP, lub format tekstowy ASCII w przypadku danych sekwencyjnych ze stacji naziemnych, oraz kod WMO FM-92 GRIB lub zdobywający w ostatnich latach popularność uniwersalny kod NetCDF firmy Unidata (narzędzia do kodowania i dekodowania dostępne bezpłatnie poprzez serwer U.S. National Center for Atmospheric Research).

6.5.4 Dane geofizyczne i geograficzne

Wymagane w modelach dane zawierać mogą m.in.: topografię i rodzaj użytkowania (pokrycia) terenu, szorstkość aerodynamiczną, albedo, itp. Szczegółowy zakres wymaganych danych związany jest z konkretnym modelem. Z uwagi na fakt, iż walidacja i kalibracja większości rozpatrywanych tu modeli prowadzona była w rejonach świata o odmiennym klimacie i cechach podłoża, stosowane być winno takie przypisanie poszczególnym rodzajom podłoża odpowiednich wartości numerycznych, jakie stosowane jest w modelu. Jeśli przyjęta w obrębie danego modelu klasyfikacja cech podłoża, roślinności, itp. nie odpowiada warunkom lokalnym, należy wybierać klasy posługując się analogią cech gleb i roślinności. Sposób ustalenia cech podłoża powinien zostać udokumentowany, zaś do raportu oceny załączyć należy mapy rozkładów przestrzennych wymaganych parametrów i odnośne zbiory danych w postaci cyfrowej. Przy zapisie map w postaci cyfrowej należy stosować siatki określone w geograficznym układzie współrzędnych lub w układzie UTM, i kodowanie danych w kodzie ASCII, lub formatach odczytywanych przez popularne oprogramowanie GIS (ArcView, MapInfo), względnie w formacie NetCDF.

6.6 Wybór modeli

Wybrany jako narzędzie opracowania model, lub zestaw modeli winien spełniać szereg

przedstawionych poniżej wymagań, przy spełnieniu których należy dodatkowo posługiwać się kryteriami pomocniczymi. Generalną zasadą powinien być dobór modelu stosownie do sformułowanych zadań, nie zaś wyszukiwanie zadań możliwych do rozwiązania przy użyciu posiadanego modelu. Wybór modelu, w szczególności spełnienie wymagań, musi zostać udokumentowany w treści opracowania. Wymagania, jakie spełnić musi dobierany do konkretnego problemu model, to:

- **odpowiedniość merytoryczna.** Sformułowanie modelu, zakres przyjętych uproszczeń i cechy określające strukturę wyników powinny odpowiadać sytuacji fizycznej, warunkom lokalnym i wymaganym charakterystykom imisyjnym.
- **dokumentacja.** Model powinien posiadać publicznie dostępną dokumentację, jednoznacznie i szczegółowo określającą zasady jego działania, zakres stosowalności i sposób użytkowania.
- **walidacja.** Przed zastosowaniem, model musi zostać poddany procedurze walidacji, udokumentowanej publikacją w recenzowanym czasopiśmie naukowym o zasięgu międzynarodowym²¹.
- **stosowalność praktyczna.** Wybrany model nie może wymagać użycia danych, które są niemożliwe do zdobycia w okresie realizacji opracowania, ani zasobów obliczeniowych przekraczających możliwości techniczne wszystkich potencjalnych wykonawców.
- **zapewnienie możliwości użytkowania modelu w okresie funkcjonowania SZJP.** Warunek ten wynika z potrzeby zapewnienia wykonywania prac w kolejnych etapach przy użyciu porównywalnej metody, oraz ewentualności powstania potrzeb wykonywania analiz retrospektywnych w przyszłych etapach prac. Modele, których kod źródłowy nie jest opublikowany, a użytkowanie w przyszłości ogranicza np. okresowa umowa licencyjna, nie powinny być z zasady wybierane.
- **dostępność.** Niezależnie od ceny i warunków licencji, model powinien być ogólnie dostępny. Nie jest dopuszczalne stosowanie modeli, które nie mogą być udostępnione na ogólnych warunkach poszczególnym wykonawcom i instytucjom działającym na terenie kraju.

Należy zauważyć, iż wymóg odpowiedniości merytorycznej pociąga za sobą szereg dalszych, bardziej szczegółowych wymagań. Wiązać się one mogą m.in. ze skalą przestrzenną i czasową zadania, cechami terenu, specyfiką emitowanych substancji i charakterem emisji, wymaganymi charakterystykami imisji. Dla przykładu, klasyczny GMS oparty na założeniach stacjonarności jest nieprzydatny w sytuacjach, w których na skutek długotrwałego panowania niekorzystnych warunków meteorologicznych (np. stan stagnacji w kotlinie górskiej) dochodzi do akumulacji zanieczyszczeń atmosfery w rejonie emisji. W związku wymaganiami dyrektyw UE i odnośnych

²¹W praktyce, wymóg ten należy interpretować jako publikację w czasopiśmie ocenianym w rankingach *Institute for Scientific Information* w Filadelfii.

rozporządzeń, model musi zapewniać możliwość stosunkowo dokładnego odtwarzania rzadko występujących stanów wysokich stężeń, co wymaga jego zdolności do symulacji epizodów; implikuje to sekwencyjną (chronologiczną) organizację procesu obliczeniowego.

Dodatkowymi kryteriami wyboru modeli są:

- ergonomia (interfejs użytkownika, organizacja posługiwania się oprogramowaniem)
- powiązanie z geograficznym systemem informacyjnym
- cena i warunki licencji
- spodziewane wsparcie techniczne ze strony producenta lub dostawcy
- dostępność kodu źródłowego lub szczegółowej dokumentacji technicznej
- podręcznik użytkownika z przykładami
- przenośność między różnymi platformami obliczeniowymi
- spodziewany dalszy rozwój modelu
- ekonomia obliczeniowa
- złożoność/prostota, dokładność
- poziom trudności zastosowania i obsługi

W załączniku II do niniejszego opracowania umieszczona jest lista modeli, które mogą być rozpatrywane przy wyborze modeli odpowiednich do poszczególnych klas zadań. Wybór ten nie jest zamknięty, i dopuszczalne jest, pod warunkiem spełnienia podanych wymagań, zastosowanie innych modeli, o ile można to uzasadnić ich lepszym dopasowaniem do charakteru emitowanych substancji, lokalnych warunków terenowych, lub większą dokładnością wyników wśród modeli o tym samym przeznaczeniu.

Dobór modelu ze względu na odpowiedniość merytoryczną przedstawiony został na diagramach 2-4, odpowiednio dla poszczególnych typów zadań i sytuacji omówionych w rozdziale 4. Przedstawione schematy powinny stanowić podstawę decyzji o doborze modelu w większości sytuacji, jednak w uzasadnionych sytuacjach dopuszczalne są odstępstwa od zalecanych doborów. W szczególności, w konkretnej sytuacji możliwe jest zastosowanie modelu dokładniejszego lub bardziej uniwersalnego, niż zalecany, jeśli w odniesieniu do tej sytuacji spełnia on wszystkie wymienione wyżej wymagania, a jego statystyki walidacyjne nie są gorsze od modelu zalecanego.

Dla punktowych emitatorów energetycznych i przemysłowych, położonych na terenach pozamiejskich i nie oddziałujących znacząco²² na obszary miast, przy odległości oddziaływania²³

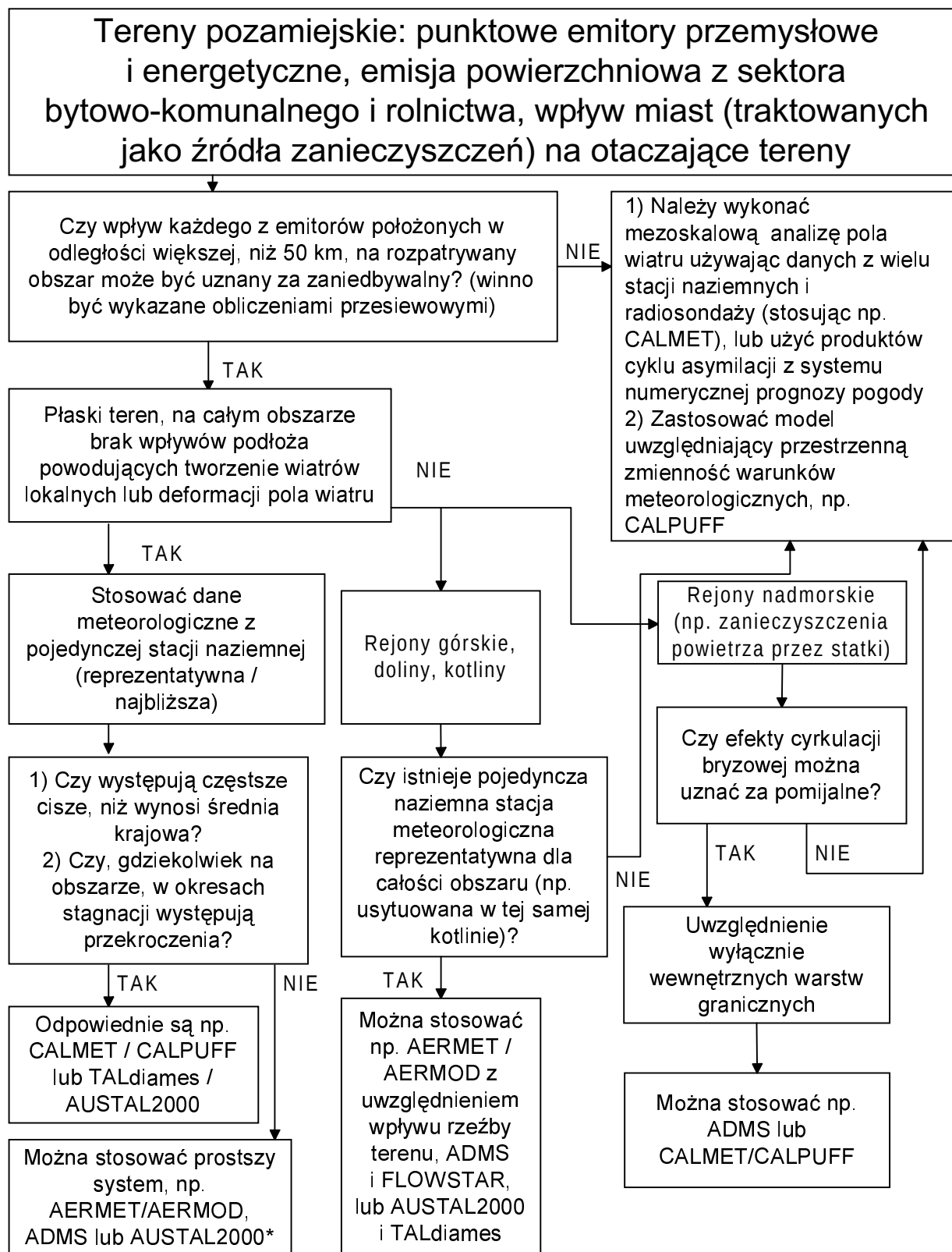
²² Jako kryterium znaczącego oddziaływania na dany obszar należy przyjąć możliwość występowania stężeń o wartościach przekraczających 3% odnośnej wartości dopuszczalnej w którymkolwiek punkcie tego obszaru. W celu stwierdzenia, czy taka możliwość istnieje, dopuszczalne jest użycie modeli przesiewowych, realizujących uproszczone obliczenia dla najmniej korzystnych warunków meteorologicznych. Stwierdzenie braku znaczącego oddziaływania nie jest przesłanką dla zaniedbania wpływu emitora na rozważany obszar, lecz jedynie dla zastosowania uproszczeń metody rachunkowej, tj. wyboru prostszego modelu lub agregacji emitora w zespół źródeł traktowanych jako źródło obszarowe.

²³ Należy stosować omówione wcześniej kryterium znaczącego oddziaływania.

do 50 km dopuszczalne jest użycie gaussowskich modeli smugi II generacji (AERMOD, ADMS), o ile dla scharakteryzowania warunków meteorologicznych na całym rozpatrywanym obszarze wystarczą dane z pojedynczej stacji naziemnej, ilość godzin z ciszą w ciągu roku nie przekracza w żadnej części obszaru średniej krajowej, i obszar ten nie jest objęty zjawiskami lokalnymi nie uwzględnianymi przez GMS, jak np. cyrkulacja bryzowa. W pozostałych wypadkach zalecane jest użycie bardziej uniwersalnych modeli, jak np. CALPUFF lub AUSTAL2000. Uwzględnienie przestrzennej zmienności warunków meteorologicznych (przede wszystkim wiatru) i rzeźby terenu dokonywane być winno w tych modelach przy pomocy algorytmów obiektywnej analizy pola wiatru zawartych w preprocesorach meteorologicznych tych modeli (CALMET, TALdiames), lub innych podobnych modeli analizy pola wiatru. Ta sama grupa modeli może być używana do obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń ze źródeł powierzchniowych (np. sektor bytowo-komunalny, rolnictwo), w tym obszarów miejskich traktowanych jako źródła zanieczyszczeń atmosfery dla otaczających je terenów.

Do obliczeń stężeń zanieczyszczeń atmosfery pochodzących z transportu drogowego poza obszarem zwartej zabudowy miejskiej odpowiedni jest stosunkowo prosty model CALINE; obliczenia te winny być prowadzone w otaczającym drogę pasie, w którym stężenia te przekraczają 3% odnośnych wartości dopuszczalnych, na pozostałym obszarze mogą być zagregowane w klasę źródeł powierzchniowych.

Na obszarach miejskich i terenach aglomeracji rozróżniane są trzy podstawowe typy zadań. Ogólna ocena tła zanieczyszczeń w mieście, pochodzących ze źródeł położonych na jego terenie, może być wykonana przy użyciu prostych modeli pudełkowych (i podlegać sumowaniu z tłem pochodzącym z emitorów leżących poza obszarem miasta). Wykonane w ten sposób obliczenia mogą pozwolić na ocenę stanu zanieczyszczenia w trakcie utrzymujących się przez kilka dni niekorzystnych warunków meteorologicznych; są to jednak obliczenia szacunkowe, których dokładność jest niewystarczająca do podejmowania jakichkolwiek decyzji. Wyniki takich obliczeń mogą wskazywać: 1) leżące na terenie danego obszaru miasta, w których należy w pierwszej kolejności ogniskować dokładniejszą analizę (zarówno modelowanie, jak pomiary); 2) okresy czasu, w których prawdopodobne było wystąpienie przekroczeń wartości dopuszczalnych, dla których istnieje potrzeba wykonania dokładniejszej analizy (obliczeń). Wyznaczanie przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń z udziałem poszczególnych źródeł emisji na obszarze miasta jest zadaniem szczególnie trudnym, zwłaszcza gdy istnieje potrzeba określania poziomu zanieczyszczeń wtórnych, takich jak ozon. Przejściowo dopuszcza się stosowanie modeli dostosowanych poprzez dobór parametrów (współczynniki dyspersji, opis równowagi, szorstkość) do warunków miejskich (np. ADMS-Urban), z zastrzeżeniem konieczności sekwencyjnego opisu warunków meteorologicznych i uwzględnienia efektów ich zmian pod wpływem miasta.



* AERMET/AERMOD jest udostępniany bezpłatnie w wersji źródłowej oraz skompilowanej dla MS-Windows przez U.S. EPA; interfejs graficzny i wsparcie GIS jest oferowane handlowo przez inne firmy. ADMS jest pakietem handlowym, wyposażonym w interfejs graficzny i wsparcie GIS. AUSTAL2000 jest udostępniany bezpłatnie na licencji GPL przez Niemiecką Agencję Ochrony Środowiska i jest wart polecenia przede wszystkim tam, gdzie pożądana jest szczególnie wysoka wierność odzwierciedlenia ruchu zanieczyszczenia w atmosferze.

Diagram 2. Orientacyjny schemat wyboru modelu dla emitatorów punktowych i obszarowych, dla terenów pozamiejskich.

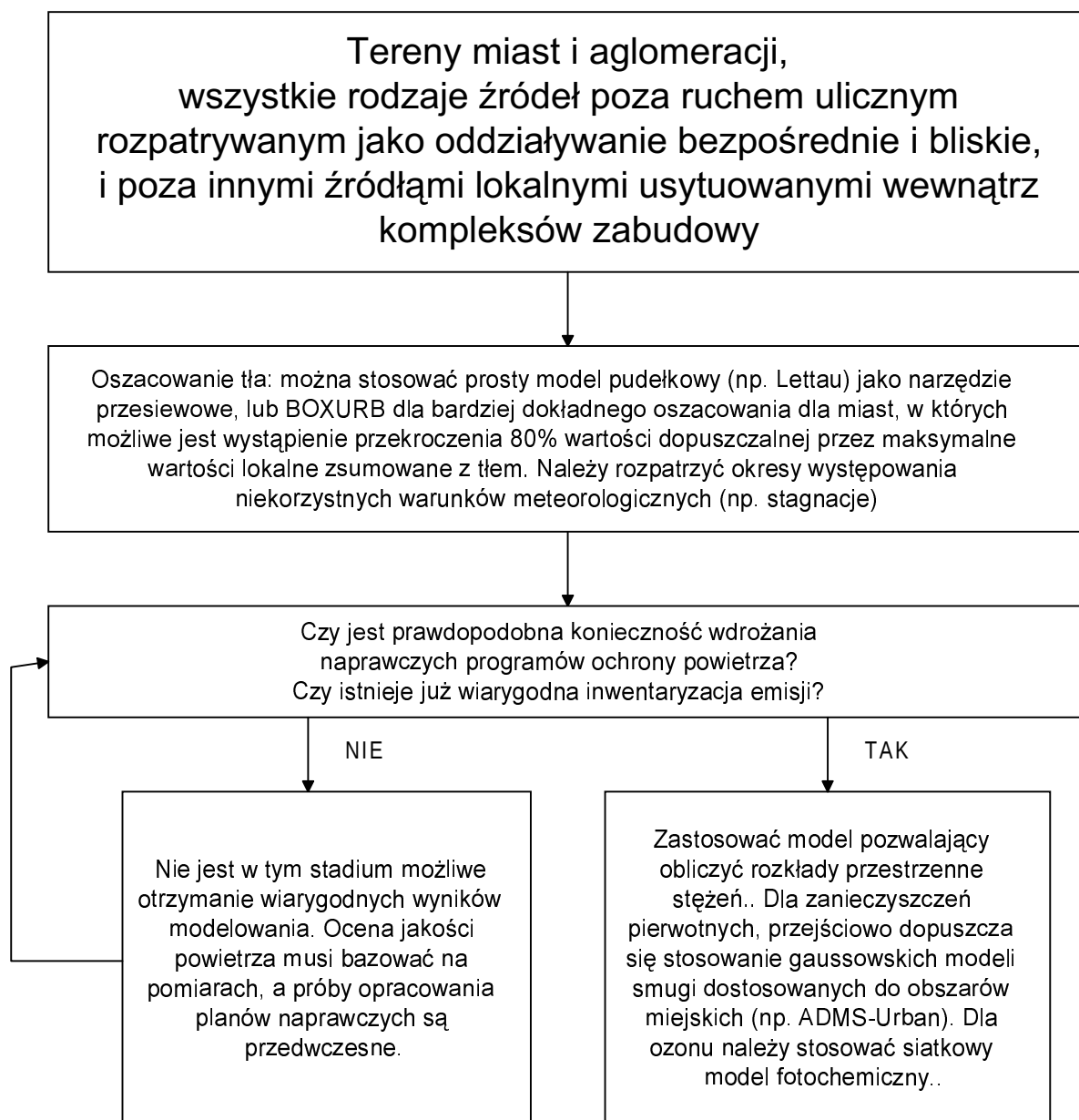
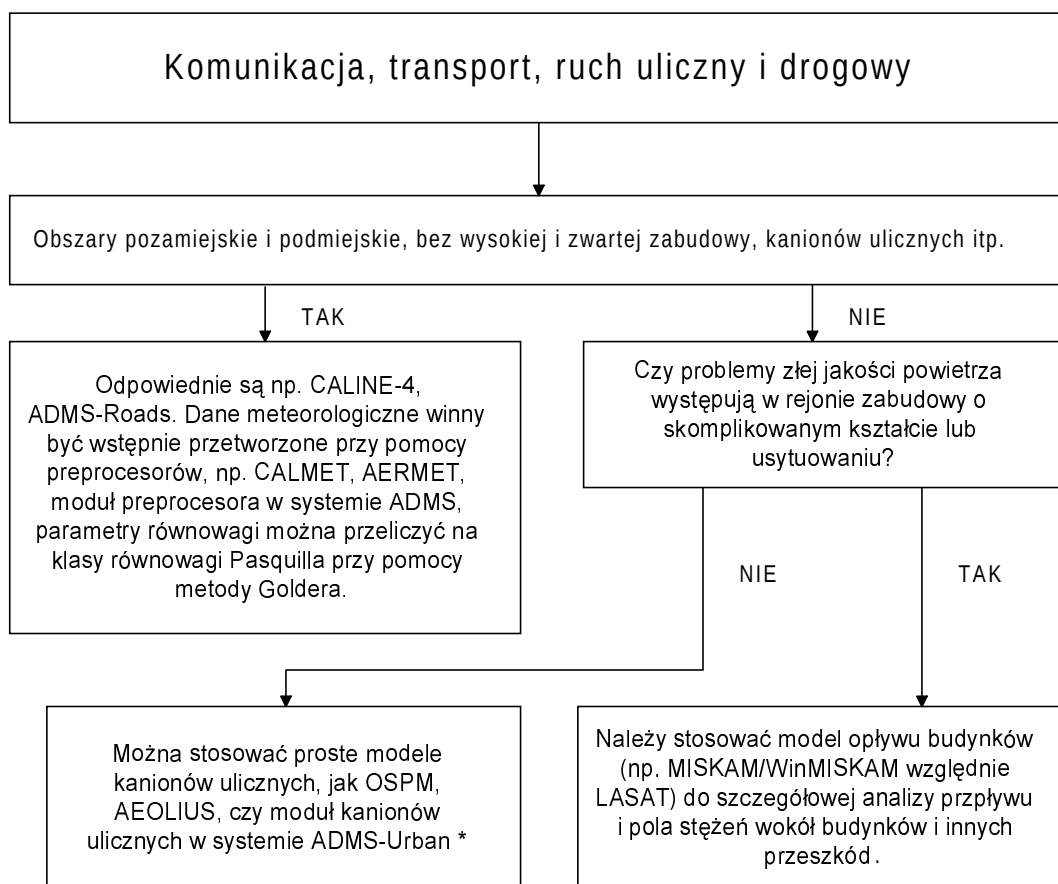


Diagram 3. Orientacyjny schemat wyboru modelu dla obszarów miejskich (bez ruchu ulicznego).



* Modele te używają tego samego algorytmu. OSPM jest oryginalnym sformułowaniem modelu opracowanym w NERI, Dania. Kod ten jest dostępny odpłatnie wraz z graficznym interfejsem. GUI. AEOLIUS jest udostępniony w wersji binarnej przez UK MetOffice, bez interfejsu graficznego i możliwości bezpośredniego użycia własnych współczynników emisji. Dostępny handlowo ADMS-Urban zawiera także moduł kanionu ulicznego oparty na OSPM.

Diagram 4. Orientacyjny schemat wyboru modelu dla źródeł komunikacyjnych.

Poprawnego rozwiązania tego zadania upatruje się w zastosowaniu eulerowskich modeli fotochemicznych, jednak stan zaawansowania prac w idących w tym kierunku w kraju jest jeszcze niedostateczny. Trzeci typ zadań dotyczy mikroskalowego oddziaływania źródeł, przede wszystkim komunikacyjnych, w ograniczonych przestrzeniach zabudowy miejskiej, np. kanionach ulicznych. Dla przeprowadzania wstępnych ocen przydatna być może metoda oparta na wykorzystaniu nomogramów Bucklanda i Middletona (1999) lub przesiewowy wariant modelu AEOLIUS; do przeprowadzania dokładniejszych obliczeń dla kanionów ulicznych odpowiedni jest model OSPM lub kody napisane na podstawie jego dokumentacji (AEOLIUS, moduł kanionów ulicznych w systemie ADMS-Urban). W obszarach o skomplikowanej strukturze zabudowy, otoczeniu ruchliwych skrzyżowań i budynków o skomplikowanym kształcie konieczny jest dokładniejszy opis opływu budynków, który można uzyskać np. przy użyciu modelu MISKAM/WinMISKAM.

6.7 Weryfikacja, korekcja i adjustacja wyników

Ocena jakości danych wejściowych, udokumentowana w momencie ich wytworzenia, przetworzenia wstępnego lub przygotowania, wraz z wynikami weryfikacji modelu, może stanowić przesłankę do stwierdzenia błędów systematycznych, powstałych na skutek np. błędów szacunków emisyjnych czy systematycznych błędów modelowania. W tym wypadku, wyniki modelowania lub dane wejściowe mogą podlegać korekcie lub adjustacji.

W weryfikacji zalecane jest przede wszystkim stosowanie prostych wskaźników statystycznych oceny zgodności przestrzennego rozkładu lub zmienności czasowej rezultatów modelowania z pomiarami, dostępnymi z sieci monitoringowej, takich jak współczynniki korelacji czasowej i przestrzennej, tablice wielodzielcze czy wykresy wynik-pomiar. W miarę potrzeb, stosować można inne statystyki błędów, testy statystyczne lub inne techniki statystyczne, których użycie można uzasadnić konkretną sytuacją, implikowaną ilością dostępnych pomiarów, strukturą informacji, cechami rozkładów statystycznych zmiennych i błędów. Jeśli wyniki analizy zmienności przestrzennej i czasowej wykazują jej zgodność z charakterem zmienności obserwowanej w naturze, a wartości średnie wskazują na wystąpienie błędów systematycznych, możliwe jest zastosowanie korekt danych wejściowych w obrębie szacowanej wstępnie niepewności, lub adjustacji wyników poprzez dodanie wartości stałej i/lub wymnożenia ich przez stały czynnik. Przy ustalaniu wartości tych poprawek można posłużyć się technikami minimalizacji błędów, np. metodą najmniejszych kwadratów.

Warunkiem dopuszczalności wyników modelowania jako kryteriów decyzji jest osiągnięcie ustalonych dopuszczalnych wartości błędów, określonych przepisami rozporządzenia MŚ z dn. 6 czerwca 2002 w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu. Brak spełnienia tego wymogu

może implikować ocenę potrzebę powtórnej analizy, zrewidowania założeń czy zmiany narzędzi, i ew. poszerzenia programu pomiarowego.

7 Dokumentacja opracowania i archiwizacja danych i wyników

Jako ogólną zasadę przy sporządzaniu dokumentacji, przechowywania wyników i przygotowania ich do archiwizacji, należy przyjąć, iż udokumentowaniu i zarchiwizowaniu muszą podlegać wszystkie informacje, bez których niemożliwe byłoby odtworzenie dowolnego elementu opracowania na podstawie danych wyjściowych. W szczególności, dokumentacja zawierać musi wszystkie istotne decyzje podjęte w trakcie procesu modelowania wraz z przesłankami tych decyzji, zaś archiwizacja musi obejmować pełen komplet danych wejściowych, ważniejsze dane pośrednie, oraz przynajmniej te spośród wyników końcowych, które stanowią kryterium podejmowanych decyzji.

Szczegółowy zakres wymaganych wyników (charakterystyk emisji) oraz niektóre wymagania dotyczące sposobu prezentacji wyników sformułowane zostały w rozporządzeniach wymienionych w rozdziale 1.1. Poza spełnieniem tych wymogów, dokumentacja opracowania winna w szczególności zawierać:

- zdefiniowanie celów i zadań modelowania, omówione wcześniej w rozdziałach 2 i 3
- dokumentację danych wejściowych, obejmującą opis informacji, źródła danych, ocenę dokładności, i strukturę fizyczną (format zapisu, sposób etykietowania i kodowania)
- mapy obszarów modelowania, z zaznaczeniem obszaru modelowania i obszaru danych, granic parków narodowych, obszarów ochrony uzdrowiskowej, stref i aglomeracji oraz siatek receptorowych
- mapy emisji
- mapy charakterystyk geofizycznych i geograficznych terenu
- mapy prezentujące położenie i wyróżnienie obszarów wymagających odrębnego traktowania (np. przy pomocy innego modelu ze względu na charakter terenu)
- dobór modeli, z udokumentowaniem spełnienia przedstawionych w rozdziale 6.6 wymagań i omówieniem spełnienia pozostałych kryteriów wyboru.
- opis realizacji obliczeń, obejmujący m.in. schemat zastosowanej dekompozycji problemów obliczeniowych, selekcję i wstępne przetworzenie danych wejściowych (w tym kontrolę jakości, wyrównanie luk, konwersję jednostek, itp.), sposób potraktowania poszczególnych źródeł emisji, ustawienia i opcje modelu.
- wyniki, w postaci map, wykresów i tabel ilustrujących spełnienie lub niespełnienie wymogów jakości czy kryteriów decyzji
- weryfikację wyników modelowania na posiadanym materiale pomiarowym z sieci

monitoringowej (rozdział 6.7), dyskusję zasadności wprowadzenia korekt danych i adjustacji wyników

- ocenę niepewności wyników
- wnioski

Finalnej postaci dokumentacji powinna towarzyszyć postać elektroniczna w formacie odczytywalnym przez publicznie dostępne, funkcjonujące na różnych platformach oprogramowanie (np. Adobe Portable Document Format względnie Postscript). Dokumentacja ta powinna być zestawiona łącznie z zarchiwizowanymi danymi i wynikami na powszechnie stosowanym nośniku informacji, np. na dyskach optycznych CD-R lub DVD+/-R/RW.

Bibliografia

- Buckland A.T., 1998: Validation of a street canyon model in two cities. *Environmental Monitoring and Assessment*, **52**: 255-267.
- Buckland A.T., i D.R. Middleton, 1999: Nomograms for calculating pollution within street canyons. *Atmospheric Environment* **33**: 1017-1036.
- Golder D., 1972: Relations among stability parameters in the surface layer. *Boundary-Layer Meteorol.* **3**: 47-58.
- Hanna S.R. i R.J. Paine, 1989: Hybrid plume dispersion model (HPDM) development and evaluation. *J. Appl. Meteorol.*, **28**: 206-224.
- Hanna S.R. i J.S. Chang, 1993: Hybrid plume dispersion model (HPDM), improvements and testing at three field sites. *Atmos. Environ.*, **27A**: 1491-1508.
- Hayes S.R. i G.E. Moore, 1986: Air quality model performance: a comparative analysis of 15 model evaluation studies. *Atmos. Environ.* **20**: 1897-1911.
- Irwin, J.S., J.S. Scire i D.G. Strimaitis, 1996: A comparison of CALPUFF modeling results with CAPTEX field data results. W: *Air Pollution Modeling and its Application*, XI, [red. S.E. Gryning i F.A. Schiermeier], Plenum Press, New York, NY, U.S.A.
- Larsen R.I., 1971: EPA Publication No. AP-89, Research Triangle Park, NC, USA.
- Lee, R.F., S.G. Perry, A.J. Cimorelli, R.J. Paine, A. Venkatram, J.C. Weil i R.B. Wilson, 1995: AERMOD – the developmental evaluation. *Proc. 21st NATO/CCMS International Technical Meeting on Air Pollution Modeling and its Application*, Baltimore, MD, U.S.A.
- Lee, R.F., R.J. Paine, S.G. Perry, A.J. Cimorelli, J.C. Weil, A. Venkatram i R.B. Wilson, 1998: Developmental evaluation of the AERMOD dispersion model, *10th Joint AMS/AWMA Conference on Application of Air Pollution Meteorology*, Phoenix, AZ, [U.S.A.](#)
- PES, 1998: *Performance (Phase II) evaluation of the AERMOD dispersion model (draft)*, U.S. EPA Report, Pacific Environmental Services under EPA Contract no. 68D70069, work assignment no. 01-04.
- Perry S.G., 1992: CTDMPPLUS: A dispersion model for sources in complex topography. Part I: Technical formulations, *J. Appl. Meteorol.*, **31**: 633-645.
- Paine R.J. i B.A. Egan, 1987: *User's guide to the rough terrain diffusion model (RTDM)-rev. 3.20*, ERT document PD-535-585, ENSR, Acton, MA, 260 str.
- Smith, M.E., 1984: Review of the attributes and performances of 10 rural diffusion models. *Bull. Amer. Meteorol. Soc.*, **65**: 554-558.
- Szepesi, D.J., 1989: *Compendium of Regulatory Air Quality Simulation Models*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Zanetti P., 1990: *Air Pollution Modeling. Theories, Computational Methods and Available Software*. Van Nostrand Reinhold, N.Y, USA.

Załącznik I

Przykłady systemów zarządzania jakością powietrza na świecie

<i>Kraj, miejsce</i>	<i>URL</i>
USA, pld. Kalifornia	http://www.aqmd.gov/
Kanada, Alberta	http://www.casadata.org/zones/index.asp
Wlk. Brytania	http://www.netcen.co.uk/airqual/aqma/home.html http://www.airquality.co.uk/archive/index.php http://www.airquality.co.uk/archive/laqm/laqm.php
Finlandia, Helsinki	http://www.ytv.fi/english/air/
Francja, Paryż	http://www.airparif.asso.fr/english/index.php
Trójmiasto, Polska	http://www.armaag.gda.pl

Załącznik 2

Charakterystyka wybranych modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze

A. Modele przesiewowe dla wstępnej oceny istotności i zasięgu źródeł punktowych na obszarach pozamiejskich

❖ SCREEN3

Typ: gaussowski model smugi dla pojedynczego źródła z klasyfikacją stanów równowagi

Jednostka dysponująca: U.S. Environmental Protection Agency

Dostępność: Źródłowy kod modelu w języku FORTRAN można pobrać bezpłatnie z serwera SCRAM (<http://www.epa.gov/scram001>)

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika zawierający opis merytoryczny jest udostępniony w formacie .PDF na serwerze SCRAM

Przeznaczenie: Model SCREEN3 oblicza i lokalizuje maksymalne wartości stężeń 1-godzinnych dla źródeł punktowych, powierzchniowych i objętościowych, oblicza stężenia w strefie recyrkulacji i stężenia powstałe w wyniku załamania warstwy inwersyjnej lub zadymiania nabrzeżnego.

Walidacja: SCREEN3 jest wersją dotychczasowego podstawowego modelu U.S. EPA ISC3 przeznaczoną do obliczeń przesiewowych. Informacja o walidacji modelu ISC3 (eksperymenty polowe, pomiary) zawarta jest w dokumentacji modelu, dostępnej poprzez serwer SCRAM.

Interfejs graficzny: istnieją komercyjne wersje zbudowane na bazie modelu ISC3/SCREEN3, wyposażone w interfejs graficzny. W opinii autora, prostota zadania podważa celowość ich zakupu. Istnieją również serwery wykonujące zdalnie obliczenia przy pomocy modelu SCREEN3 po wprowadzeniu danych za pośrednictwem przeglądarki internetowej.

Zakres stosowalności: zasięg od odległości równej wysokości smugi, do 50 km

❖ CTSCREEN

Typ: gaussowski model smugi

Jednostka dysponująca: U.S. Environmental Protection Agency

Dostępność: Źródłowy kod modelu w języku FORTRAN można pobrać bezpłatnie z serwera SCRAM (<http://www.epa.gov/scram001>)

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika dostarcza U.S. National Technical Information Service (NTIS)

Przeznaczenie: Model CTSCREEN jest przesiewową wersją modelu CTDMPLUS, przeznaczonego do obliczeń stężeń zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł punktowych w terenie urzeźbionym.

❖ CAL3QHC/CAL3QHCR

Typ: gaussowski model smugi

Jednostka dysponująca: U.S. Environmental Protection Agency

Dostępność: Źródłowy kod modelu w języku FORTRAN można pobrać bezpłatnie z serwera SCRAM (<http://www.epa.gov/scram001>)

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika zawierający opis merytoryczny jest udostępniony w formacie .PDF na serwerze SCRAM

Przeznaczenie: Wariant przesiewowy modelu CALINE, zorientowany na niekorzystne warunki ruchu drogowego (kolejki przed sygnalizatorami) i przystosowany do wyszukiwania punktów krytycznych (hot-spots). Wersja CAL3QHCR wymaga lokalnych danych meteorologicznych. Zob. opis modelu CALINE. Dostępny również z serwera SCRAM.

❖ VALLEY

Typ: gaussowski model smugi

Jednostka dysponująca: U.S. Environmental Protection Agency

Dostępność: Źródłowy kod modelu w języku FORTRAN można pobrać bezpłatnie z serwera SCRAM (<http://www.epa.gov/scram001>)

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika dostarcza U.S. National Technical Information Service (NTIS)

Przeznaczenie: VALLEY oblicza i lokalizuje maksymalne wartości stężeń 24-godzinnych i rocznych dla max. 50 źródeł punktowych i powierzchniowych w terenie górzystym.

❖ Warianty lub opcje innych modeli dostosowane do celów przesiewowych i użycie innych modeli jako modeli przesiewowych

Omówione w dalszej części modele ADMS i CALPUFF posiadają wersje przystosowane do pracy przesiewowej (ADMS-Screen) lub mogą być wykorzystywane w trybie przesiewowym (CALPUFF).

B. Modele opisujące rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze źródeł punktowych i powierzchniowych, na obszarach pozamiejskich

❖ ADMS

Typ: System modelowania zbudowany na bazie gaussowskiego modelu smugi II generacji

Jednostka dysponująca: Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.

Dostępność: kod binarny dla systemów MS-Windows 9x, MS-Windows 2000 dostarczany odpłatnie przez CERC, <http://www.cerc.co.uk>

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika zawierający opis merytoryczny może być pobrany bezpłatnie z serwera CERC; dostępna również szczegółowa dokumentacja techniczna poszczególnych modułów i dokumentacja dotycząca weryfikacji i weryfikacji porównawczej

Przeznaczenie: Ocena jakości powietrza, zastosowania regulacyjne, systemy awaryjnego wspomaganie decyzji, badania naukowe. ADMS może być stosowany do modelowania emisji przemysłowych ze źródeł punktowych, powierzchniowych, liniowych i objętościowych (do 100 źródeł punktowych, 5 powierzchniowych i 1 liniowego w 1 przebiegu), dla czasów uśredniania wybieranych dowolnie w przedziale 10 min. - 1 rok. Model zapewnia łatwą identyfikację wpływu (udziału) poszczególnych źródeł.

System zawiera następujące moduły:

- preprocesor meteorologiczny służący do obliczenia wymaganych parametrów granicznej warstwy atmosfery na podstawie codziennych obserwacji naziemnych
- moduł obliczania wyniesienia smugi
- moduły obliczania suchej i mokrej depozycji
- moduł gaussowskiego modelu obłoku dla obliczania pól stężeń z emisji chwilowych
- moduł obliczeń w złożonym terenie wykorzystujący wyniki zlinearyzowanego modelu hydrodynamicznego FLOWSTAR
- moduły rozpadu radioaktywnego i obliczania dawek promieniowania γ
- moduł obliczania fluktuacji stężeń (np. dla zanieczyszczeń odorowych)
- moduł uwzględniający efekty zabudowy w pobliżu emitora
- moduł opisujący efekty zadymiania w strefie nabrzeżnej
- moduł uwzględniający emisję z poziomym lub ukośnym wyrzutem gazów
- moduł obliczania widzialności smugi
- dwurównaniowy moduł chemiczny, opisujący przemiany NO_2 , NO z udziałem O_3
- moduł obliczania stężeń zanieczyszczeń pochodzących z otwartego spalania

Cechy: współczynniki dyspersji smugi zależne od częstotliwości Brunta-Vaisali i średniokwadratowej prędkości pionowej na wysokości smugi, wyniesienie smugi obliczane

równaniem prognostycznym przy uwzględnieniu pionowego profilu temperatury, temperatury, gęstości i prędkości wylotowej spalin. Asymetryczny rozkład stężeń w pionie w warunkach konwekcyjnych.

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: ADMS posiada 5 wariantów układów możliwych danych meteorologicznych, m. in.: serie codziennych obserwacji ze stacji naziemnych (data, godzina, temperatura, prędkość i kierunek wiatru, intensywność opadu (mm/h), zachmurzenie ogólne) oraz dane klimatologiczne (definicje klas odbiegają od stosowanych w Polsce).

Modelowane zanieczyszczenia pierwotne: SO₂, NO₂, CO, PM₁₀, substancje pasywne

Walidacja: dla źródła punktowego w terenie płaskim - zgodna z metodyką MVK, na danych eksperymentów: Kincaid, Indianapolis, Prairie Grass; odrębne weryfikacje dla poszczególnych modułów. Wyniki weryfikacji i porównań z niektórymi innymi modelami dostępne poprzez serwer producenta.

Interfejs graficzny: System menu ułatwiający przygotowanie danych wejściowych i sformułowanie zadania; wyjście do programów ArcView i MapInfo (GIS) i Surfer (kreślenie warstw).

Zakres stosowalności: Zasięg do 50 km, nie jest odpowiedni dla cisz i słabych wiatrów

❖ AERMOD

Typ: Gaussowski model smugi II generacji

Jednostka dysponująca: U.S. Environmental Protection Agency

Dostępność: Źródłowy kod modelu w języku FORTRAN można pobrać bezpłatnie z serwera SCRAM (<http://www.epa.gov/scram001>)

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika zawierający opis merytoryczny może być pobrany bezpłatnie z serwera SCRAM

Przeznaczenie: Model skonstruowany w celach regulacyjnych. Oblicza stężenia zanieczyszczeń emitowanych przez wiele źródeł punktowych, powierzchniowych i objętościowych, wykorzystując współczesną wiedzę o strukturze granicznej warstwy atmosfery. Źródła mogą być usytuowane w terenie pozamiejskim lub miejskim, receptory mogą znajdować się w płaskim lub urzeźbionym terenie. Model zawiera parametryzację wciągania smugi w obszar zawirowań za budynkami w pobliżu źródła. Obliczone stężenia mogą być uśredniane w okresie od 1 godziny do 1 roku.

Model zawiera moduł preprocesora meteorologicznego AERMET, obliczającego charakterystyki warstwy granicznej na podstawie obserwacji meteorologicznych i danych lokalnych (szorstkość aerodynamiczna, stosunek Bowena, albedo), oraz moduł preprocesora terenowego AERMAP, obliczającego wymagana przez model tzw. efektywną rzędną terenu.

Cechy: współczynniki dyspersji smugi zależne od lokalnych warunków równowagi na wysokości smugi. Model uwzględnia częściową penetrację smugi w nakrywającą warstwę inwersyjną. Opis

ruchu smugi w terenie urzeźbionym z zastosowaniem koncepcji krytycznej linii prądu. Przemiany chemiczne modelowane jako zanik eksponencjalny. Modelowanie efektów miejskiej wyspy ciepła w porze nocnej. Asymetryczny rozkład stężeń w pionie w warunkach konwekcyjnych.

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: ciąg danych z naziemnej stacji meteorologicznej (prędkość i kierunek wiatru, temperatura, zachmurzenie ogólne) i radiosondażu z godzin poprzedzających świt.

Modelowane zanieczyszczenia: pierwotne zanieczyszczenia pasywne

Walidacja: 3 bazy danych z eksperymentów dyfuzyjnych, 2 z rocznymi ciągłymi pomiarami stężeń SO₂ (Lee *et al.*, 1995, 1998); kompleksowa analiza sprawdzalności (PES, 1998), 5 niezależnych baz danych z rocznymi ciągłymi pomiarami SO₂ (2 w terenie płaskim, 3 w urzeźbionym), weryfikacja porównawcza z innymi modelami EPA (Perry, 1992; Paine i Egan, 1987; Hanna i Paine, 1989; Hanna i Chang, 1993).

Interfejs graficzny: dostarczane odpłatnie przez niezależnych producentów, w tym również z wbudowanymi pakietami GIS.

Zakres stosowalności: Zasięg do 50 km, nie jest odpowiedni dla cisz i słabych wiatrów; nie zawiera modułów suchej i mokrej depozycji

❖ CALPUFF

Typ: gaussowski model obłoku

Jednostka dysponująca: EarthTech Inc., 196 Baker Ave., Concord, MA 01742, U.S.A.

Dostępność: kod źródłowy modelu w języku FORTRAN oraz interfejs graficzny dla systemu operacyjnego MS-Windows 9x można pobrać bezpłatnie z serwera firmy Earth Tech pod adresem <http://www.src.com/calpuff/calpuff1.htm>

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika zawierający opis merytoryczny może być pobrany bezpłatnie z serwera firmy EarthTech

Przeznaczenie: Modelowanie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w szerokim zakresie skal przestrzennych, z uwzględnieniem rzeźby terenu, stanów stagnacji, inwersji, recyrkulacji, zadymiania, transportu w strefie nabrzeżnej, w warunkach słabych wiatrów i cisz. Opisuje powstawanie niektórych zanieczyszczeń wtórnych i PM. Może opisywać wypornościowe źródła powierzchniowe (np. pożary lasów) i liniowe (zakłady redukcji aluminium). Uwzględnia zmienność warunków meteorologicznych w czasie ruchu zanieczyszczeń i ich zmienność przestrzenną, wciąganie smugi w obszar recyrkulacji za budynkami w pobliżu emitora, efekty wypornościowe i dynamiczne w trakcie wznoszenia smugi, częściową penetrację smugi w warstwę inwersji, suchą depozycję i pochłanianie w chmurach. Opisuje w sposób parametryczny przemiany chemiczne SO₂, SO₄⁼, NO, NO₂⁼, HNO₃, NO₃⁼ i aerozoli organicznych, zawiera model transformacji SO₂ → SO₄⁼ w

fazie ciekłej.

Pakiet oprogramowania złożony jest z modelu CALPUFF, preprocesora/modelu meteorologicznego CALMET i modułu przetwarzania wyników CALPOST. Moduły te wyposażone są w interfejsy graficzne. Dodatkowo dostępne są liczne programy konwersji danych wejściowych, preprocesory i postprocesory.

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: Wielowariantowe:

- ciągi synchronicznych obserwacji z wielu stacji naziemnych: kierunek i prędkość wiatru, zachmurzenie ogólne, podstawa chmur, temperatura, ciśnienie, wilgotność względna, opad (rodzaj i ilość), oraz radiosondaży (kierunek i prędkość wiatru, temperatura, geopotencjał)
- dane wynikowe z modeli meteorologicznych lub cyklu asymilacji
- ciągi obserwacji z pojedynczej stacji naziemnej (zakres jak w p. 1) i radiosondaży
- ciągi obserwacji z pojedynczej stacji naziemnej

Wymagane są ponadto dane o terenie (topografia i rodzaj/użytkowanie)

Modelowane zanieczyszczenia: substancje pasywne albo podlegające liniowym reakcjom chemicznym, takie, jak SO_2 , $\text{SO}_4^{=}$, NO , NO_2 , HNO_3 , NO_3^- , NH_3 , PM_{10} oraz zanieczyszczenia toksyczne.

Walidacja: eksperymenty dyfuzyjne: 1975 Savannah River Laboratory Tracer Study, 1977 Idaho Falls Tracer Study, 1980 Great Plains Tracer Study, 1992 Project MOHAVE Tracer Study, Kincaid (SF_6), Lovett (SO_2) (omówienie w dokumencie IWAQM Phase 2 Report. (EPA-454/R-98-019)²⁴; dla transportu na dalekie odległości (300-1100 km) – na danych eksperymentu CAPTEX (C_7H_{14}) (Irwin *et al.*, 1996).

Interfejs graficzny: Oprogramowanie ułatwiające przygotowanie danych, formułowanie zadań i nadzór nad wykonywaniem programu. MS-Windows.

Zakres stosowalności: zasięg od dziesiątek metrów do setek kilometrów

❖ AUSTAL2000

Typ: Langrażowski model symulacji ruchu pseudocząstek

Jednostka dysponująca: Niemiecka Federalna Agencja Ochrony Środowiska (Umweltbundesamt), Niemcy

Dostępność: kod źródłowy w języku C oraz kody binarne dla platform Intel/MS-Windows oraz Intel/Linux można pobrać bezpłatnie (licencja GNU Public License) z serwera <http://www.austal200.de>

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika i uwagi ekspertów mogą być pobrane bezpłatnie z serwera <http://www.austal200.de>; opis merytoryczny części modelu publikowany jest w postaci wytycznych

²⁴<http://www.epa.gov/scram001/7thconf/calpuff/phase2.pdf>

Niemieckiego Stowarzyszenia Inżynierów (VDI)

Przeznaczenie: Pakiet oprogramowania opracowany dla celów regulacyjnych (procedury wydawania pozwoleń emisyjnych). Służy do opisu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w wielu skalach przestrzennych, z uwzględnieniem rzeźby terenu (oraz budynków – w przygotowaniu, udostępnienie w końcu r. 2003) przy użyciu diagnostycznego modelu pola wiatru. Uwzględnia depozycję domieszek gazowych, sedymentację i depozycję pyłów, liniowe reakcje chemiczne (konwersja $\text{NO} \rightarrow \text{NO}_2$). Uwzględnia także zmienność warunków meteorologicznych zachodzącą w trakcie ruchu zanieczyszczeń w atmosferze. Zawiera opis termicznego i dynamicznego wyniesienia smug z kominów i chłodni kominowych. Może wykorzystywać chronologiczne ciągi danych meteorologicznych lub statystyki klimatologiczne. Dowolna liczba źródeł punktowych, liniowych i powierzchniowych. Ekonomię obliczeniową zapewnia zastosowanie zagnieżdżonej siatki o zwiększonej rozdzielczości w pobliżu źródła, a zmniejszonej – w oddaleniu. Oprogramowanie dopuszcza użycie wyznaczonych odrębnie pól wiatru.

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne:

- ciągi godzinnych pomiarów i obserwacji z naziemnych stacji meteorologicznych (prędkość i kierunek wiatru, oraz skala długości Monina-Obuchowa lub klasa równowagi według klasyfikacji Kluga-Maniera), lub
- statystyki klimatologiczne (długookresowe rozkłady częstości występowania sytuacji meteorologicznych określonych kierunkiem i prędkością wiatru oraz klasą równowagi).

Modelowane zanieczyszczenia: Zanieczyszczenia pasywne oraz zanieczyszczenia podlegające reakcjom liniowym, takie, jak: SO_2 , NO , NO_2 , NO_x , benzen, NH_3 , Hg, pyły o różnych frakcjach.

Walidacja: Eksperyment Prairie Grass, dane z eksperymentów w tunelach aerodynamicznych; weryfikacja zgodnie z normą Niemieckiego Stowarzyszenia Inżynierów VDI 3945 część 3 (dostępna w jęz. niemieckim i angielskim)

Interfejs graficzny: Dostępny odpłatnie (np. WinAustal2000, Austal View, TAL2K, GO-Austal; zob. Internet).

Zakres stosowalności: od poniżej 100 m do około 100 km.

❖ LASAT

Typ: Langrażowski model symulacji ruchu pseudocząstek

Jednostka dysponująca: Ing.-Büro Janicke, 26427 Dunum, Niemcy; <http://www.janicke.de>

Dostępność: oprogramowanie komercyjne, działa w systemach operacyjnych MS-Windows i Linux

Dokumentacja: dokumentacja merytoryczna i techniczna, zawierająca opis poszczególnych programów, wielkości wejściowych i formatów danych. Podręcznik użytkownika, zawierający

przykłady zastosowań, oraz weryfikację i walidację. Całość dokumentacji w języku niemieckim. Stanowiący główną część pakietu model transportu zanieczyszczeń jest zgodny z normą Niemieckiego Stowarzyszenia Inżynierów VDI 3945 część 3.

Zastosowania: System modelowania transportu zanieczyszczeń o szerokiej klasie zastosowań, odpowiedni dla ekspertów zajmujących się profesjonalnie ocenami jakości powietrza. Obliczenia trójwymiarowych pól stężeń, suchej i mokrej depozycji w skali lokalnej i regionalnej. Obliczanie promieniowania dla zanieczyszczeń radioaktywnych. Dowolna ilość emitorów punktowych, liniowych i powierzchniowych. Uwzględnienie pierwszorzędowych reakcji chemicznych i sedimentacji. Uwzględnienie termicznego i dynamicznego wyniesienia smug (również pochodzących z chłodni kominowych). Określenie z uwzględnieniem zmienności czasowej źródeł, substancji, emisji, i warunków meteorologicznych, w dowolnych okresach czasu (w szczególności, zmian warunków meteorologicznych w czasie ruchu zanieczyszczeń). Automatyczne szacowanie błędów próbkowania. Ekonomię obliczeniową zapewnia zastosowanie zagnieżdżonej siatki o zwiększonej rozdzielczości w pobliżu źródła, a zmniejszonej – w oddaleniu. Oprogramowanie dopuszcza użycie wyznaczonych odrębnie pól wiatru.

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne:

- ciągi cogodzinnych pomiarów i obserwacji z naziemnych stacji meteorologicznych (prędkość i kierunek wiatru, oraz skala długości Monina-Obuchowa lub klasa równowagi według klasyfikacji Kluga-Maniera), lub
- statystyki klimatologiczne (długookresowe rozkłady częstości występowania sytuacji meteorologicznych określonych kierunkiem i prędkością wiatru oraz klasą równowagi).
- Wyniki pomiarów anemometrami USAT firmy METEK

Modelowane zanieczyszczenia: do 60 transportowanych substancji, posiadających indywidualne cechy (prędkość konwersji, wymywania, depozycji)

Walidacja: Eksperyment Prairie Grass, dane z eksperymentów w tunelach aerodynamicznych, dane polowe KfK Karlsruhe (elektrownia jądrowa), eksperyment Kopenhaga – udokumentowane w podręczniku użytkownika; pozostałe walidacje związane z realizowanymi projektami. Weryfikacja zgodnie z normą Niemieckiego Stowarzyszenia Inżynierów VDI 3945 część 3 (dostępna w jęz. niemieckim i angielskim).

Interfejs graficzny: Pakiet wyposażony w interfejs graficzny służący do wprowadzania opisu emitorów i wizualizacji wyników. Rozmaite programy pomocnicze.

Zakres stosowalności: od poniżej 100 m do około 200 km.

Porównanie modeli: Spośród wymienionych wyżej modeli, najszerze możliwości posiadają modele LASAT, CALPUFF i AUSTAL2000 (zasięg, zmienność przestrzenna, stany stagnacji, przemiany chemiczne). W takim zakresie, są to jednak modele najbardziej wymagające pod względem danych meteorologicznych i terenowych i fachowości obsługi. Model CALPUFF należy wybierać przede wszystkim w sytuacjach, kiedy rozpatrzenia wymagają oddziaływania źródeł położonych w odległości ponad 50 km (ustalone na podstawie procedury przesiewowej), a CALPUFF lub AUSTAL2000 czy LASAT - gdy mamy do czynienia z istotnym problemem ciszy, słabych wiatrów i stanów stagnacji (np. kotliny podgórskie). Przy analizie wkładu źródeł na etapie formułowania planów naprawczych, utrudnienie stanowić może brak takich funkcji programów. Modele ADMS i AERMOD są prostsze w obsłudze i wymagają mniej danych, przy czym ADMS ma nieco szersze możliwości, jest dostarczany z ergonomicznym interfejsem graficznym oraz posiada łącza do pakietów GIS ArcView, MapInfo i mapującego Surfer; na korzyść modelu AERMOD przemawia natomiast bezpłatnie dostępny kod źródłowy. Dla analiz w skali lokalnej, duży potencjał dokładności posiada model AUSTAL2000, co jest jednak uzależnione od porównywalnie dokładnego opisu warunków meteorologicznych i emisji. Model LASAT może być stosowany w szerszym zakresie, niż AUSTAL2000, np. do oceny wpływu działalności portów lotniczych lub rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń wokół budynków.

C. Modele do obliczeń transportu zanieczyszczeń z dróg, szos, autostrad

❖ ADMS-Roads

Typ: System modelowania zbudowany na bazie gaussowskiego modelu smugi II generacji

Jednostka dysponująca: Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.

Dostępność: kod binarny dla systemów MS-Windows 9x, MS-Windows 2000 dostarczany odpłatnie przez CERC, <http://www.cerc.co.uk>

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika zawierający opis merytoryczny może być pobrany bezpłatnie z serwera CERC; dostępna również szczegółowa dokumentacja techniczna poszczególnych modułów i dokumentacja dotycząca weryfikacji i weryfikacji porównawczej

Przeznaczenie: Wersja systemu ADMS dostosowana do obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń komunikacyjnych z dróg. Może być stosowana do 150 źródeł drogowych, oraz kilku źródeł przemysłowych (punktowych lub objętościowych).

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: ciągi danych ze stacji naziemnych (data, godzina, prędkość i kierunek wiatru, zachmurzenie ogólne) lub dane klimatologiczne (definicje klas odbiegają od stosowanych w Polsce).

Modelowane zanieczyszczenia: jak ADMS

Walidacja: Eksperyment Highway-99 (Kalifornia), eksperymenty dyfuzyjne wzdłuż autostrad M4 i M25 (wyniki dostępne w materiałach producenta za pośrednictwem serwera CERC).

Interfejs graficzny: Oprogramowanie ułatwiające przygotowanie danych, formułowanie zadań i nadzór nad wykonywaniem programu; łączy do pakietów GIS ArcView i MapInfo. MS-Windows.

Zakres stosowalności: zasięg do 50 km.

❖ CALINE-4

Typ: wyspecjalizowany gaussowski model smugi opisujący rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze źródeł liniowych

Jednostka dysponująca: California Department of Transportation

Dostępność: Źródłowy kod programu może być bezpłatnie pobrany z serwera CalTrans, <http://www.dot.ca.gov/>

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika z opisem merytorycznym i opisem weryfikacji dostępny przez serwer CalTrans

Przeznaczenie: Obliczanie transportu zanieczyszczeń komunikacyjnych z dróg, szos, autostrad w nieskomplikowanym terenie. Stężenia uśredniane w okresach od 1 do 24 godz.

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: prędkość i kierunek wiatru, klasa równowagi, wysokość mieszania.

Modelowane zanieczyszczenia: CO, NO₂, PM₁₀

Walidacja: Eksperyment dyfuzyjny Highway-99 w Kalifornii. Zob. dokumentacja.

Interfejs graficzny: Wersja CALINE4 udostępniana jest z interfejsem graficznym. Istnieje także interfejs graficzny zintegrowany z pakietem GIS, dostarczany przez niezależnego producenta.

Zakres stosowalności: zasięg do 50 km, nieodpowiedni do modelowania kanionów ulicznych i górzystego terenu.

Porównanie modeli: Spośród wymienionych wyżej modeli, szerszą funkcjonalnością dysponuje ADMS-Roads, wykazał on też większą dokładność w porównaniu z danymi eksperymentu Highway-99. Na korzyść modelu CALINE przemawia dostępność bezpłatnego kodu źródłowego.

D. Modele służące do ogólnej oceny poziomu zanieczyszczeń w miastach

❖ BOXURB

Typ: model pudełkowy

Jednostka dysponująca: UK MetOffice, Bracknell, Wlk. Brytania

Dostępność: Źródłowy kod programu może być bezpłatnie pobrany z serwera UK MetOffice, <http://www.met-office.gov.uk>

Dokumentacja: D.R. Middleton, 1998: A new box model to forecast urban air quality: BOXURB. *Env. Monitoring and Assessment.*, **52**: 315-335.

Przeznaczenie: Obliczanie lub prognoza stężeń NO₂ na terenach miejskich

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: ciągi danych ze stacji naziemnych lub prognozy numeryczne wiatru i zachmurzenia.

Modelowane zanieczyszczenia: NO₂, CO, PM₁₀ pochodzące ze źródeł niskich.

Weryfikacja: porównania z pomiarami, Londyn, 1996

Interfejs graficzny: brak

Zakres stosowalności: obszar miast. Brak bardziej szczegółowych danych.

E. Modele do obliczeń transportu zanieczyszczeń w miastach

❖ ADMS-Urban

Typ: System modelowania zbudowany na bazie gaussowskiego modelu smugi II generacji

Jednostka dysponująca: Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.

Dostępność: kod binarny dla systemów MS-Windows NT dostarczany odpłatnie przez CERC, <http://www.cerc.co.uk>

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika zawierający opis merytoryczny może być pobrany bezpłatnie z serwera CERC; dostępna również szczegółowa dokumentacja techniczna poszczególnych modułów i dokumentacja dotycząca weryfikacji i weryfikacji porównawczej

Przeznaczenie: Ocena jakości powietrza w miastach. ADMS-Urban może być stosowany do modelowania emisji z co najwyżej 4100 źródeł punktowych, ulicznych, powierzchniowych, siatkowych i objętościowych, dla czasów uśredniania wybieranych dowolnie w przedziale 10 min. - 1 rok. Wbudowany model kanionu ulicznego pozwala uwzględnić wpływ kanionów na dyspersję zanieczyszczeń. Wsparcie dla inwentaryzacji emisji miejskich.

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: Jak dla ADMS.

Modelowane zanieczyszczenia: NO₂, SO₂, PM₁₀, lotne związki organiczne.

Walidacja i weryfikacja: Porównania z danymi z automatycznych miejskich sieci pomiarowych, eksperymenty polowe i laboratoryjne. Dokumentacja dostępna poprzez serwer CERC.

Interfejs graficzny: System menu ułatwiający przygotowanie danych wejściowych i sformułowanie zadania; wyjście do programów ArcView (GIS).

Zakres stosowalności: obszar miasta. Ograniczenia – cisze i słabe wiatry, szybko zmieniające się warunki meteorologiczne.

❖ AEOLIUS

Typ: hybrydowy model smugi / pudełkowy z parametryzacją recyrkulacji w kanionie ulicznym

Jednostka dysponująca: UK MetOffice, Bracknell, Wlk. Brytania

Dostępność: Kod binarny modelu może być pobrany bezpłatnie z serwera UK MetOffice, <http://www.met-office.gov.uk>

Dokumentacja: Instrukcja użytkowania dostępna wraz z kodem modelu. Dokumentacja merytoryczna zawarta w publikacji Bucklanda (1998).

Przeznaczenie: Obliczenia stężeń zanieczyszczeń komunikacyjnych w kanionach ulicznych

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: dla wersji pełnej - ciągi cogodzinnych pomiarów ze stacji naziemnych, zawierające datę, godzinę, kierunek i prędkość wiatru, temperaturę, ciśnienie; dla wersji przesiewowej – prędkość wiatru.

Modelowane zanieczyszczenia: CO, PM₁₀, NO₂, NO, NO_x, C₆H₆, O₃

Walidacja i weryfikacja: porównania z pomiarami w Birmingham i Londynie (Buckland, 1998)

Interfejs graficzny: brak

Zakres stosowalności: kanion uliczny o równej i zwartej zabudowie, zasięg do kilkuset metrów.

Uwagi: W wersji pełnej nie została przewidziana wymiana współczynników emisyjnych, co można skompensować zastosowaniem współczynników korygujących wyniki. Wersja przesiewowa AEOLIUSQ daje możliwość wprowadzenia własnych współczynników emisji. Przy stosowaniu na obszarze Polski należy stosować wartości współczynników emisji zgodne z zaleceniami „Wskazówek dla wojewódzkich inwentaryzacji...”.

❖ OSPM

Typ: hybrydowy model smugi / pudełkowy z parametryzacją recyrkulacji w kanionie ulicznym

Jednostka dysponująca: National Environmental Research Institute, Department of Atmospheric Environment, P.O. Box 358, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Dania

Dostępność: model jest obecnie udostępniany w postaci kodu źródłowego w języku Fortran-77.

Dokumentacja: Hertel O. i R. Berkowicz, 1991: The Operational Street Pollution Model (OSPM). w: *Air Pollution Modelling and its Application*, Plenum Press, N.Y. W przygotowaniu znajduje się podręcznik użytkownika dla wersji interaktywnej.

Przeznaczenie: Obliczenia stężeń zanieczyszczeń komunikacyjnych w kanionach ulicznych.

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: cogodzinne dane o kierunku i prędkości wiatru nad poziomem dachów, temperatura i natężenie promieniowania słonecznego dla obliczenia stężeń NO₂.

Modelowane zanieczyszczenia: NO_x, NO₂, CO, C₆H₆

Walidacja: Porównanie z pomiarami w Oslo (raport NERI)

Interfejs graficzny: Dla systemu MS-Windows, w przygotowaniu.

Zakres stosowalności: kaniony uliczne o równej i zwartej zabudowie, zasięg do kilkuset metrów

Uwagi: Przy stosowaniu na obszarze Polski należy stosować wartości współczynników emisji zgodne z zaleceniami „Wskazówek dla wojewódzkich inwentaryzacji...”.

❖ **MISKAM/WinMISKAM**

Typ: siatkowy numeryczny model hydrodynamiki przepływu

Jednostka dysponująca: SFI GmbH, An der Roßweid 3, 76229 Karlsruhe

Dostępność: Wersja demonstracyjna i dokumentacja dostępna bezpłatnie poprzez serwer SFI, <http://www.sfi-software.de>, pełna wersja dostępna odpłatnie

Dokumentacja: Podręcznik użytkownika w języku niemieckim

Przeznaczenie: Symulacja opływów budynków i grup budynków o skomplikowanych kształtach. Model przeznaczony do studiów o charakterze specjalnym (np. wpływ projektowanej zabudowy na warunki rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń).

Wymagane wejściowe dane meteorologiczne: prędkość wiatru (statystyki)

Modelowane zanieczyszczenia: substancje pasywne, NO_x, NO₂

Walidacja: Pomiary w miastach

Interfejs graficzny: MS-Windows

Zakres stosowalności: Ograniczenia dotyczą maksymalnej rozdzielczości przestrzennej, braku wpływów stratyfikacji termicznej, prostokątnego kształtu elementów budynków.