



POLSKA AKADEMIA NAUK
Instytut Badań Systemowych

**BADANIA OPERACYJNE I SYSTEMOWE:
ŚRODOWISKO NATURALNE,
PRZESTRZEŃ, OPTYMALIZACJA**

Olgierd Hryniewicz,
Andrzej Straszak,
Jan Studziński
red.



**BADANIA OPERACYJNE
I SYSTEMOWE:
ŚRODOWISKO NATURALNE, PRZE-
STRZEŃ, OPTYMALIZACJA**

INSTYTUT BADAŃ SYSTEMOWYCH • POLSKA AKADEMIA NAUK

Seria: BADANIA SYSTEMOWE
tom 63

Redaktor naukowy:

Prof. dr hab. inż. Jakub Gutenbaum

Warszawa 2008

Olgierd Hryniewicz, Andrzej Straszak, Jan Studziński

**BADANIA OPERACYJNE I SYSTEMOWE:
ŚRODOWISKO NATURALNE, PRZESTRZEŃ,
OPTYMALIZACJA**

Publikacja była opiniowana do druku przez zespół recenzentów, którego skład podano w treści tomu

Opinie, wyrażone przez autorów w pracach, zawartych w niniejszym tomie, nie są oficjalnymi opiniami Instytutu Badań Systemowych PAN, ani Polskiego Towarzystwa Badań Operacyjnych i Systemowych.

Copyright © by Instytut Badań Systemowych PAN & Polskie Towarzystwo Badań Operacyjnych i Systemowych
Warszawa 2008

ISBN 83-894-7519-7
EAN 9788389475190

Redakcja i opracowanie techniczne: Jan W. Owskiński, Aneta M. Pielak, Anna Gostyńska

**Lista recenzentów
artykułów, wchodzących w skład tomów serii „Badania Systemowe”
związanych z konferencją BOS 2008**

Dr Paweł Bartoszczuk
Dr inż. Lucyna Bogdan
Dr hab. inż. Zbigniew Buchalski
Mgr inż. Hanna Bury
Prof. dr hab. Marian Chudy
Dr Jan Gadomski
Mgr Grażyna Grabowska
Mgr inż. Andrzej Jakubowski
Dr hab. inż. Ignacy Kaliszewski
Dr Andrzej Kałużko
Dr hab. Leszek Klukowski
Dr hab. inż. Wiesław Krajewski
Dr inż. Lech Kruś
Dr hab. inż. Marek Libura
Dr Barbara Mażbic-Kulma
Dr inż. Edward Michalewski
Dr inż. Jan W. Owiński
Dr inż. Grażyna Petriczek
Dr inż. Henryk Potrzebowski
Dr Maciej Romaniuk
Prof. dr hab. Piotr Sienkiewicz
Dr hab. Henryk Spustek
Prof. dr hab. Andrzej Straszak
Dr hab. inż. Jan Studziński
Prof. dr hab. Tomasz Szapiro
Mgr Anna Szediw
Dr inż. Grażyna Szkatuła
Dr hab. inż. Tadeusz Witkowski
Dr Irena Woroniecka-Leciejewicz
Dr hab. Sławomir Zadrozny
Dr inż. Andrzej Ziółkowski

**Komitet Konferencji
Badania Operacyjne i Systemowe 2008
Rembertów, Akademia Obrony Narodowej**

Patronat honorowy

Bogdan Klich, Minister Obrony Narodowej
Maciej Nowicki, Minister Środowiska i Zasobów Naturalnych

Komitet Sterujący

Janusz Kacprzyk, Prezes Polskiego Towarzystwa Badań Operacyjnych i Systemowych
Olgięrd Hryniewicz, Dyrektor Instytutu Badań Systemowych
Janusz Kręcikij, Komendant Akademii Obrony Narodowej

Komitet Programowy

Piotr Sienkiewicz, *Przewodniczący*
Jacek Mercik, *Wiceprzewodniczący*

<i>Tomasz Ambroziak</i>	<i>Ryszard Budziński</i>	<i>Wojciech Cellary</i>
<i>Marian Chudy</i>	<i>Ludostaw Drelichowski</i>	<i>Jerzy Hołubiec</i>
<i>Olgięrd Hryniewicz</i>	<i>Adam A. Janiak</i>	<i>Jerzy Józefczyk</i>
<i>Ignacy Kaliszewski</i>	<i>Józef Korbicz</i>	<i>Maciej Krawczak</i>
<i>Piotr Kulczycki</i>	<i>Małgorzata Łatuszyńska</i>	<i>Marek J. Malarski</i>
<i>Barbara Mażbic-Kulma</i>	<i>Zbigniew Nahorski</i>	<i>Andrzej Najgebauer</i>
<i>Włodzimierz Ogryczak</i>	<i>Wojciech Olejniczak</i>	<i>Jan W. Owsiański</i>
<i>Andrzej Piegat</i>	<i>Krzysztof Santarek</i>	<i>Roman Słowiński</i>
<i>Honorata Sosnowska</i>	<i>Henryk Spustek</i>	<i>Jan Stachowicz</i>
<i>Andrzej Straszak</i>	<i>Tomasz Szapiro</i>	<i>Andrzej Szymonik</i>
<i>Ryszard Tadeusiewicz</i>	<i>Eugeniusz Toczyłowski</i>	<i>Tadeusz Trzaskalik</i>
<i>Jan Węglarz</i>	<i>Tadeusz Witkowski</i>	<i>Stanisław Zajas</i>
	<i>Bogdan Zdrodowski</i>	

Komitet Organizacyjny

Jan W. Owsiański, Andrzej Kałusko, Mieczysław Pelc, Zbigniew Piątek

Sekretariat

Krystyna Warzywoda, Monika Majkut, Aneta M. Pielak, Krzysztof Sep,
Anna Stachowiak, Halina Świeboda, Tadeusz Winiarski

Redakcja wydawnictw

Janusz Kacprzyk, Piotr Sienkiewicz, Andrzej Najgebauer,
Olgięrd Hryniewicz, Andrzej Straszak, Jan Studziński,
Jan W. Owsiański, Zbigniew Nahorski, Tomasz Szapiro

Środowisko i jego ochrona

ZASTOSOWANIA MODELI ZINTEGROWANYCH DO ZARZĄDZANIA JAKOŚCIĄ POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO

Piotr Holnicki

Instytut Badań Systemowych Polskiej Akademii Nauk
Newelska 6, 01-447 Warszawa

Antropogeniczne zanieczyszczenia atmosferyczne powodują zarówno straty ekologiczne, gospodarcze, jak i bezpośrednie negatywne skutki zdrowotne. Najpoważniejsze z nich związane są z emisją do atmosfery zanieczyszczeń gazowych oraz pyłów. Do opisu przebiegu tych procesów oraz oceny ich ostatecznego wpływu na otoczenie wykorzystuje się odpowiednie modele komputerowe. Rozwijana ostatnio klasa modeli zintegrowanych umożliwia, poprzez podejście systemowe, równoczesną analizę procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, ograniczeń ekologicznych, technologicznych i ekonomicznych oraz ocenę ostatecznych skutków dla środowiska. Stanowi równocześnie narzędzie pomocne przy wyznaczaniu optymalnych strategii ograniczania emisji.

1. Wprowadzenie

Działalność gospodarcza człowieka, w tym wytwarzanie energii, produkcja przemysłowa oraz rolnicza, transport samochodowy, działalność sektora komunalno-bytowego – powodują emisję do atmosfery zanieczyszczeń gazowych i pyłowych, które z kolei stanowią źródło poważnych strat gospodarczych, ekologicznych, w tym także niosą bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia i życia ludzkiego.

W zależności od rodzaju substancji, ogólnych warunków emisji zanieczyszczeń oraz ich transportu – depozycja szkodliwych związków może mieć charakter lokalny, regionalny lub globalny. W szczególności, depozycja związków siarki lub azotu powoduje wzrost zakwaszenia ekosystemów oraz ich eutrofizację. Wzrost stężenia ozonu troposferycznego oraz pyłów ma negatywny wpływ na układ oddechowy, niosąc liczne dodatkowe zagrożenia dla zdrowia i przyczyniając się do wzrostu liczby zachorowań oraz obniżenia długości życia.

Większość zanieczyszczeń przemieszcza się na duże odległości, przekraczając granice państw, dlatego nie wystarczy ograniczanie emisji jedynie w okolicach szczególnie wrażliwych na zanieczyszczenia czy nawet w ramach jednego kraju. W tej dziedzinie konieczne jest działanie kompleksowe, przy równoczesnej koordynacji strategii redukcji emisji w skali międzynarodowej. W skali europejskiej tego typu działania prowadzone są m.in. w International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) w Laxenburgu (Austria). Na bazie zintegrowanego systemu RAINS generowane są prognozy rozprzestrzeniania się najważniejszych zanieczyszczeń w Europie oraz analizowane scenariusze redukcji emisji tych substancji. Na tej m.in. podstawie określone są limity emisji kluczowych zanieczyszczeń dla poszczególnych krajów europejskich.

Obecny stan jakości powietrza w Polsce, w zakresie ograniczania emisji zanieczyszczeń średnioskalowych (np. dwutlenek siarki oraz tlenki azotu), a w szczególności w odniesieniu do stężeń pyłu, nie spełnia obowiązujących standardów, co może skutkować koniecznością uruchomienia kosztownych programów naprawczych. Aby możliwa była realistyczna ocena wpływu poszczególnych źródeł zanieczyszczeń oraz wybór optymalnych strategii ograniczenia wielkości emisji, Polska winna dysponować modelem zintegrowanym, dostosowanym do skali przestrzennej kraju i uwzględniającym wszystkie istotne dla tej skali parametry.

2. Modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń

Kontrola i planowanie jakości środowiska nie ogranicza się obecnie do prognozowania rozkładu zanieczyszczeń i monitorowania ewentualnych przekroczeń wymaganych standardów. Coraz częściej formułowane są zadania dotyczące wyznaczenia pewnych strategii redukcji emisji, co wymaga z kolei możliwości określenia ilościowego wpływu na środowisko poszczególnych źródeł, odpowiednio do rozważanej skali procesów. Stworzono w tym celu wiele modeli matematycznych, o różnym stopniu złożoności, które wykorzystując wiedzę na temat procesów propagacji zanieczyszczeń, pozwalają określać związek pomiędzy emisją a rozkładem przestrzenno-czasowym zanieczyszczeń (Amman, 2004; Holnicki, 2006; Juda-Rezler, 2004). Modele transportu atmosferycznego, zależnie od przeznaczenia i skali problemu, różnią się szczegółowością opisu zjawisk, metodami parametryzacji procesów atmosferycznych, zastosowanymi metodami numerycznymi. Adekwatność tego opisu, jak również jakość i kompletność danych wejściowych decydują o dokładności prognoz generowanych przez model.

Gama stosowanych modeli jest szeroka (Markiewicz, 2004); od stosunkowo prostych do bardzo złożonych opisów, w których rozwiązanie może zależeć od wielkiej liczby parametrów i danych wejściowych. Przy dobrej znajomości parametrów, im większa jest ich liczba, tym dokładniejszy otrzymamy opis rzeczywistości fizycznej i tym mniejszej niepewności można oczekiwać w prognozach modelu. Z drugiej jednak strony, zwiększanie liczby wyznaczanych parametrów wymaga wprowadzenia dodatkowych danych, które mogą być trudno dostępne lub obciążone dużym błędem, co często ma miejsce w praktycznych realizacjach modeli. Także uzyskanie wtedy dostatecznie dokładnych oszacowań parametrów modelu może stanowić duży problem. Wyjścia z modelu mogą przyjmować postać rozkładów stężenia zanieczyszczeń, strumienia docierającego do powierzchni ziemi, skumulowanej dawki zanieczyszczeń.

Warunki transportu turbulencyjnego, uwzględniane w opisie matematycznym, są wynikiem interakcji pomiędzy czynnikami meteorologicznymi, rzeźbą oraz rodzajem pokrycia terenu. Istotną rolę odgrywa tu, m.in. parametr szorstkości aerodynamicznej wykorzystywany przy opisie pionowego profilu pola prędkości. Procesy usuwania zanieczyszczeń z atmosfery wpływają z kolei na końcową wartość stężenia. Suchą depozycję tworzą dwa mechanizmy: bezpośredni transport strumienia zanieczyszczeń do powierzchni ziemi oraz fizyczna i chemiczna interakcja po-

Zastosowania modeli zintegrowanych do zarządzania jakością powietrza atmosferycznego między substancją zanieczyszczającą a powierzchnią ziemi. Proces mokrej depozycji, to w pierwszej kolejności wymywanie przez opady. Krople mgły lub chmur również absorbują cząsteczki zanieczyszczeń, inicjując procesy chemiczne. Pełny opis reakcji chemicznych zachodzących w atmosferze wymagałby uwzględnienia kinetyki setek komponentów i około tysiąca reakcji. W praktyce, dla analizy dynamiki takich zanieczyszczeń, jak np. SO₂, NO₂, O₃, PAN, nie jest konieczne śledzenie wszystkich reagujących związków. Na podstawie analizy wrażliwości rozwiązań modelu, można wybrać kompromis pomiędzy wystarczającą dokładnością opisu i efektywnością obliczeniową, która jest zwykle rozumiana przede wszystkim jako czas obliczeń.

Podstawą opisu matematycznego, podobnie jak w przypadku prognostycznych modeli meteorologicznych (Jacobson 1999, Markiewicz 2004), jest zasada zachowania masy, odniesiona do rozważanych substancji zanieczyszczających. W ogólnym przypadku, zadanie rozważane jest w pewnym obszarze $\Omega_3 \times (0, T)$, gdzie $\Omega_3 = \Omega \times H_m$, $\Omega \subset R^2$, H_m jest wysokością warstwy mieszania, natomiast $T < \infty$ – horyzontem czasowym prognozy. Wieloskładnikowy model matematyczny, przedstawiany jest najczęściej jako układ równań adwekcji-dyfuzji, które dla i -tej substancji ($i = 1, \dots, n$) mają postać

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \mathbf{v} \nabla c_i - K \Delta c_i + \gamma c = R(c_1, \dots, c_n) + Q_i \quad \text{w} \quad \Omega_3 \times (0, T) \quad (1)$$

z warunkami na brzegu obszaru $\partial\Omega_3 \times (0, T) = S^- \times S^+$ (odpowiednio na „wlocie” i „wylocie” z obszaru)

$$c_i = c_i^b \quad \text{w} \quad S^- = \{\partial\Omega_3 \times (0, T) \mid \mathbf{v} \cdot \mathbf{n} < 0\} \\ (i = 1, \dots, n) \quad (2)$$

$$\frac{\partial c_i}{\partial \mathbf{n}} = 0 \quad \text{w} \quad S^+ = \{\partial\Omega_3 \times (0, T) \mid \mathbf{v} \cdot \mathbf{n} \geq 0\} \quad (i = 1, \dots, n),$$

warunkami brzegowymi przy powierzchni ziemi oraz na górnej granicy warstwy mieszania H_m

$$-K_z \frac{\partial c_i}{\partial z} \Big|_{z=0} = E_i - v_{d_i} c_i \quad (i = 1, \dots, n), \\ -K_z \frac{\partial c_i}{\partial z} \Big|_{z=H} = 0 \quad (i = 1, \dots, n), \quad (3)$$

oraz warunkiem początkowym

$$c_i \Big|_{t=0} = 0 \quad \text{w} \quad \Omega_3 \quad (i = 1, \dots, n). \quad (4)$$

Poszczególne człony występujące w równaniach (1) – (4) oznaczają procesy: adwekcji zanieczyszczeń w polu wiatru, ich dyfuzji turbulencyjnej oraz przemian chemicznych. W równaniach zastosowano następującą notację:

c_i – wartość stężenia i -tej substancji zanieczyszczającej ($i = 1, \dots, n$),

$\mathbf{v} = (u, v, w)$ – wektor pola wiatru,

$K = (K_x, K_y, K_z)$ – tensor dyfuzji turbulencyjnej,

Q_i, E_i – pole emisji ze źródeł wysokich oraz powierzchniowych (odpowiednio),

R_i – relacje przemian chemicznych zanieczyszczeń oraz wymywania przez opady,

v_{d_i} – prędkość suchej depozycji,

\mathbf{n} – wektor normalny skierowany na zewnątrz obszaru.

Kompletna postać takiego modelu jest dość złożona, ponieważ może obejmować zmienny w czasie, trójwymiarowy opis wielu procesów fizycznych i chemicznych. Z tego powodu, w algorytmach numerycznych stosowanych do rozwiązywania tego typu układów stosowana jest najczęściej dekompozycja zarówno względem zmiennych przestrzennych, jak i poszczególnych procesów (Jacobson, 2000; Holnicki, 2006; Markiewicz, 2004). Pionowy profil podstawowych pól meteorologicznych jest aproksymowany dzięki wprowadzeniu struktury warstwowej. Z kolei w modelach wielowarstwowych, w każdej warstwie rozważane są, w postaci oddzielnych modułów, (a) opis pola emisji, (b) transport horyzontalny, (c) dyfuzja horyzontalna, (d) depozycja oraz wymywanie przez opady, (e) przemiany chemiczne. Wymiana zanieczyszczeń między sąsiednimi warstwami jest najczęściej opisywana za pomocą odpowiedniej parametryzacji (Amman i in., 2004).

Rola i postać poszczególnych modułów w istotny sposób zależy od skali modelu. W modelach skali lokalnej i średniej, gdzie istotny wpływ na propagację zanieczyszczeń ma ukształtowanie terenu, jego pokrycie, lokalne warunki termiczne – uwzględniany jest z reguły pionowy rozkład zanieczyszczeń. W modelach średnioskalowych – np. opisujących transgraniczny przepływ zanieczyszczeń – przyjmowane jest często przybliżenie jednowarstwowe, uśrednione w warstwie mieszania. W takiej postaci analizowany jest m.in. rozkład i rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze źródeł energetycznych w skali Europy, przez wspomniany dalej model RA-INS (Amman i in. 2004, 2005, Cofała i in. 2004).

3. Modele zintegrowane

3.1 Założenia i zadania modeli zintegrowanych

W ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat wzrósł gwałtownie poziom zanieczyszczenia atmosfery oraz związanych z tym efektów środowiskowych, lecz równocześnie zwiększyła się znacznie wiedza na temat mechanizmów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń oraz ich oddziaływania na środowisko. Natomiast dopiero w latach 60. ubiegłego wieku zwrócono uwagę na fakt, że zanieczyszczenia atmosferyczne i ich skutki w wielu przypadkach są problemem kontynentalnym, a nawet globalnym i powinny być rozwiązywane w sposób zintegrowany, po pierwsze w sensie geograficznym.

W ramach Unii Europejskiej prowadzi się w związku z tym kompleksowe badania nad skutkami emisji zanieczyszczeń atmosferycznych oraz programami, których celem jest ograniczanie tych negatywnych skutków. Podstawowy dokument w tym zakresie stanowi dokument Konwencji Genewskiej o Transgranicznym Zanieczyszczeniu Powietrza na Duże Odległości (*The Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*, LRTAP, Genewa, 1979) oraz kolejne protokoły do tej konwencji podpisywane w następnych latach. Między innymi, tzw. Drugi Protokół Siarkowy (Oslo, 1994) zobowiązuje kraje uczestniczące do redukcji emisji SO₂ w takim stopniu, aby do roku 2010 zmniejszyć przekroczenia ładunku krytycznego dla siarki o 60% (w porównaniu z rokiem 1980) w każdym oczku siatki EMEP. Z kolei, tzw. Protokół Redukcji Zakwaszenia, Eutrofizacji i Stężeń Ozonu w Troposferze (Goeteborg, 1999) zobowiązuje kraje uczestniczące do odpowiedniej redukcji (Juda-Rezler, 2000) związków zakwaszających (SO₂, NO_x, NH₃, NMLZO) do roku 2010 (w stosunku do 1990).

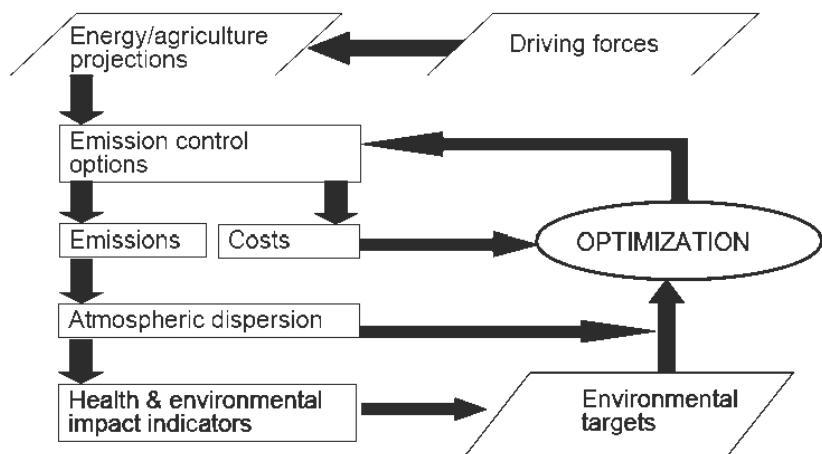
W roku 2004 uruchomiono w ramach Unii Europejskiej program CAFE – “Czyste Powietrze dla Europy” (*Clean Air for Europe*). Zadaniem tego programu (por. Cofała, 2004, 2005) jest przygotowanie analiz technicznych oraz propozycji rozwiązań w zakresie polityki środowiskowej do opracowania nowej, zintegrowanej strategii poprawy jakości powietrza (w tym odpowiednie akty legislacyjne).

Równocześnie z oceną stanu zanieczyszczenia środowiska i wynikających z niego zagrożeń, prowadzi się nad określeniem i wdrożeniem strategii redukcji emisji zanieczyszczeń, które będą skutkowały minimalizacją istniejących zagrożeń dla ekosystemów i zdrowia człowieka. W tym celu opracowywane są Modele Zintegrowanej Oceny (*Integrated Assessment Models*, IAM) łączące w sobie modele emisji zanieczyszczeń, ich rozprzestrzeniania się w atmosferze (z uwzględnieniem wzajemnych interakcji poszczególnych związków, przemian chemicznych, zmian stanu skupienia itp.), wrażliwości poszczególnych elementów środowiska i zdrowia ludzkiego na zanieczyszczenie, opcji ochronnych i kosztów redukcji emisji.

Tego typu złożony system może mieć postać modelu ekologicznego, w którym uwzględniono pewne ograniczenia i relacje ekonomiczne oraz techniczne lub też może stanowić połączenie dwóch (lub większej liczby) podmodeli, z których każdy opisuje odpowiednią sferę działalności. Rozwiązania takie pozwalają w sposób ilościowy ocenić efektywność ekonomiczną konkretnych rozwiązań w dziedzinie ochrony środowiska i porównywać różne scenariusze rozwoju (Amman i in., 2005, Cofała i in., 2005), np. pod kątem alternatywnych technologii wytwarzania energii, wykorzystania źródeł alternatywnych lub dostępnych metod ograniczania emisji.

W tym wypadku jednak, oprócz symulowania i porównywania efektów różnych strategii, możliwe jest także formułowanie zadań optymalizacyjnych i poszukiwanie rozwiązań optymalnych z punktu widzenia ustalonych wcześniej kryteriów. W szczególności, może to dotyczyć poszukiwania najbardziej efektywnych od strony ekonomicznej metod osiągnięcia założonych standardów jakości środowiska.

Propozycje limitów emisyjnych dla krajów europejskich są przygotowane przez IIASA przy użyciu zintegrowanego modelu RAINS (Amman i in., 2004). RAINS pozwala na symulacje procesów zanieczyszczania powietrza w Europie począwszy od prognoz poziomów aktywności procesów odpowiedzialnych za emisje, przez dobór technik kontrolnych dla poszczególnych źródeł, procesy rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze do ich depozycji i oceny skutków środowiskowych. Skutki te oceniane są przez porównanie depozycji lub stężenia zanieczyszczeń z ładunkami (lub poziomami) krytycznymi. RAINS zawiera informacje o możliwych technologiach redukcji emisji zanieczyszczeń oraz o ich kosztach w poszczególnych krajach Europy. Wszystkie przedsięwzięcia ochronne w każdym z krajów są następnie szeregowane według kosztów marginalnych ich wdrożenia. Umożliwia to poszukiwanie optymalnych kosztowo strategii dla całej Europy, uwzględniającej wszystkie wymienione wyżej zanieczyszczenia i efekty środowiskowe.



Rys. 1. Ogólny schemat działania systemu RAINS (Amman i in., 2005)

Modelem transportu zanieczyszczeń, wykorzystywanym operacyjnie w systemie RAINS, jest model EMEP opracowany w ramach LRTAP i pracujący w centrum obliczeniowym MSC-W, zlokalizowanym w Norweskim Instytucie Meteorologicznym. Jedną z jego funkcji jest obliczanie stężeń długo-okresowych oraz depozycji zanieczyszczeń dla obszaru Europy.

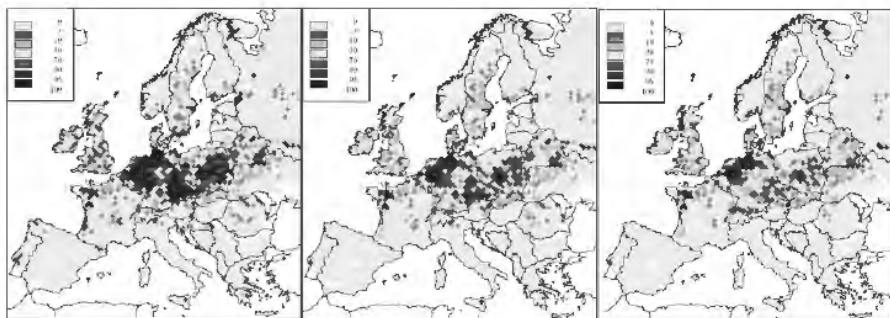
Pierwsza wersja, stosowana głównie do analizy transportu związków zakwaszających (SO_2 , NO_x), to jednowarstwowy (uśredniony w warstwie mieszania) model typu lagranżowskiego, pracujący na tzw. siatce EMEP (por. Amman i in., 2004) o kroku $150 \text{ km} \times 150 \text{ km}$. Transport zanieczyszczeń jest opisywany za pomocą układu dwóch równań adwekcji (dla zanieczyszczeń pierwotnych i wtórnych), przy uwzględnieniu suchej i mokrej depozycji oraz przemian chemicznych. Progno-

zy modelu są weryfikowane za pośrednictwem pomiarów wykonywanych w stacjach monitoringowych rozlokowanych w określonych punktach siatki EMEP. Wyniki modelowania są podstawą do określania strategii realizowania celów poszczególnych protokołów Konwencji Genewskiej.

W ostatnich latach powstała eulerowska, wielowarstwowa wersja modelu EMEP. Obszar modelowania zdyskretyzowano siatką $50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$, przy 20 warstwach w pionie. Źródła emisji, dla podstawowych sektorów gospodarki uwzględnianych w modelu, są wprowadzane w postaci zagregowanej dla jednego elementu siatki dyskretyzacji obszaru (Amman in., 2004, 2005).

3.2. Ocena efektów środowiskowych

Do oceny skumulowanych efektów zakwaszenia ekosystemów, wywołanego przez zanieczyszczenia powietrza, wykorzystywane jest obecnie kryterium tzw. ładunku krytycznego kwasowości (CL(A) – *Critical Load of Acidity*). Zgodnie z definicją (Juda-Rezler, 2000, 2004; Mill i Schlama, 2007), oznacza on graniczną wartość depozycji zakwaszających związków siarki i azotu, którą może przyjąć dany ekosystem bez powodowania w nim nieodwracalnych zmian. Różnica między aktualnym (lub prognozowanym) poziomem depozycji a wartością ładunku krytycznego (Ex – *Critical Load Exceedance*) jest miarą rzeczywistego zagrożenia danego ekosystemu. Jednostką używaną do ilościowego przedstawiania wartości ładunku krytycznego lub jego przekroczenia jest tzw. równoważnik kwasowości (eq – *Acid Equivalence*). Ładunki krytyczne kwasowości obliczone dla obszaru Europy mieszczą się w zakresie od 0 do 2000 eq/ha (por. Juda-Rezler, 2000).

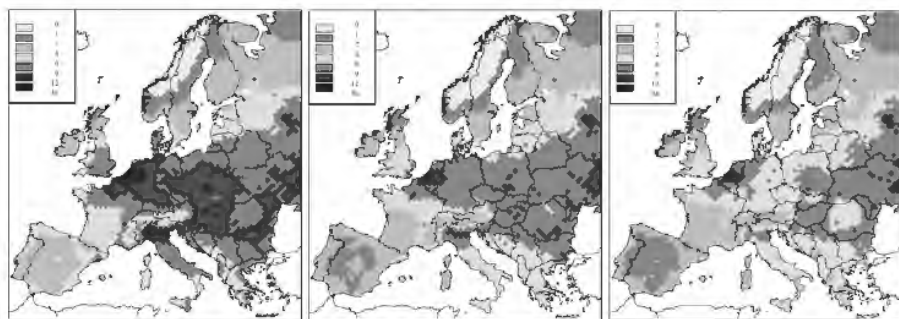


Rys. 2. Procentowy udział obszarów leśnych z wartościami depozycji przekraczającymi CL(A) dla lat 2000, 2010, 2020 – Model RAINS (Amman i in., 2005)

Rys. 2 przedstawia wyniki symulacji jednego ze scenariuszy programu CAFE (Amman i in., 2005; Cofała i in., 2007) z punktu widzenia przekraczania poziomu ładunku krytycznego dla ekosystemów leśnych.

Ograniczenie emisji zanieczyszczeń, zgodnie z założeniami programu CAFE i przy uwzględnieniu kosztów instalowania technologii ograniczających emisję, w przypadku Polski będzie to miało istotny i pozytywny wpływ na poziom przekra-

czania ładunku krytycznego kwasowości dla poszczególnych regionów. Wyniki obliczeń dla lat 2005, 2010, 2020 przedstawiono m.in. w pracach Mill i Schlama (2007) oraz Wyrwa i in. (2007).



Rys. 3. Prognozowane skrócenie długości życia związane ze stężeniami PM_{2.5} odpowiednio dla lat 2005, 2010 oraz 2020 (CAFE – Amman i in. 2005).

Inną miarą negatywnego oddziaływania zanieczyszczeń jest ocena ich wpływu na wzrost zachorowalności oraz spadek długości życia społeczeństwa. Coraz więcej studiów epidemiologicznych w tej dziedzinie wskazuje na istotne znaczenie stężenia drobnych pyłów (PM_{2.5}) dla zwiększenia zachorowalności na choroby układu oddechowego i układu krążenia oraz związaną z tym podwyższoną śmiertelność (Amman i in., 2005; Wyrwa i in., 2007).

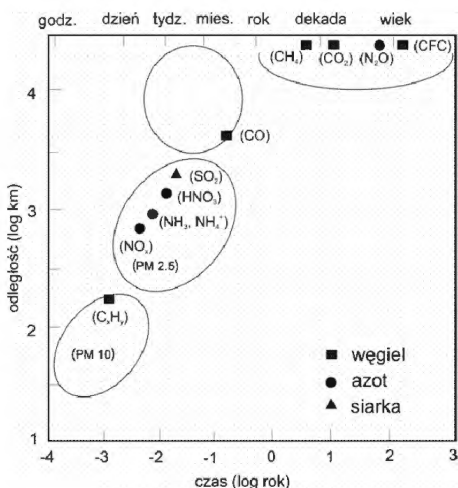
Pyły emitowane są z procesów spalania paliw, z procesów przemysłowych, transportu, a także z rolnictwa. Drobne pyły, podobnie jak gazy, przemieszczają się na duże odległości. Prócz tego niektóre związki gazowe tworzą aerozole zawierające pyły o bardzo małych średnicach. Technologie ograniczające emisje gazów wpływają na emisję pyłów. Dlatego opracowanie strategii redukcji drobnych pyłów możliwe jest tylko w powiązaniu ze strategiami dla gazów. Odpowiedni moduł w modelu RAINS (IIASA), symuluje procesy powstawania i propagacji pyłów, a także umożliwia analizę strategii ich redukcji.

3.3 Model GAINS

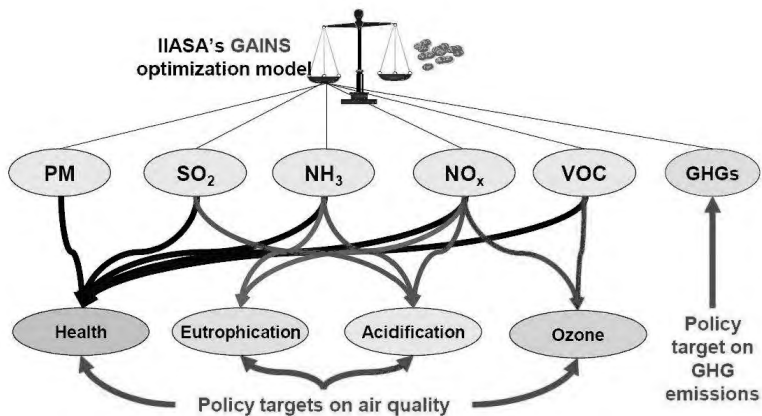
W tradycyjnym podejściu do modelowania wpływu zanieczyszczeń atmosferycznych rozważa się, jako dwie odrębne klasy zagadnień: (a) średnioskalowe modele zanieczyszczeń atmosferycznych (SO₂, NO_x, NH₃, VOC, PM_{2.5}) oraz (b) globalne modele gazów cieplarnianych (CO₂, CH₄, N₂O, HCF). Obie te grupy zanieczyszczeń różnią się zasadniczo, jeśli chodzi o skalę przestrzenno-czasową ich propagacji i oddziaływania (por. Rys. 4).

W rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń pierwszej grupy oraz w ich ostatecznym oddziaływaniu na środowisko bardzo istotne są parametry samego źródła oraz warunki propagacji, zwłaszcza dane meteorologiczne i parametry fizjograficzne terenu. Te dane są uwzględniane w odpowiednich modelach. Z kolei proces samego

Zastosowania modeli zintegrowanych do zarządzania jakością powietrza atmosferycznego rozprzestrzeniania się gazów cieplarnianych (GHG) nie jest istotny, gdyż ze względu na ich niezwykle długi czas życia, można je traktować jako równomiernie rozłożone w warstwie mieszania. Podstawą wszelkich analiz dotyczących tej grupy zanieczyszczeń jest całkowita wielkość emisji.



Rys. 4. Skala przestrzenno-czasowa w propagacji zanieczyszczeń atmosfery (Holnicki, 2006)



Rys. 5. Zasada funkcjonowania modelu GAINS (Amman i in., 2005)

Istnieją jednak istotne powiązania i interakcje między zanieczyszczeniami średnioskalowymi oraz GHG, które powinny być uwzględnione w modelowaniu zintegrowanym. Należy tu zauważyć przede wszystkim (Cofala i in., 2004, 2007), że: (i) obie grupy zanieczyszczeń mają przeważnie wspólne źródła emisji, (ii)

wszelkie działania ograniczające emisję GHG mają wpływ na emisję zanieczyszczeń średnioskalowych (np. tlenków siarki, tlenków azotu) i *vice versa*, (iii) regionalne zanieczyszczenia atmosfery również oddziałują na przenikanie promieniowania słonecznego do powierzchni ziemi oraz na intensyfikację efektu cieplarnianego.

W celu uwzględnienia wymienionych wyżej zależności, IIASA zaproponował rozbudowę regionalnego modelu RAINS w kierunku umożliwienia równoczesnej analizy zanieczyszczeń skali europejskiej oraz GHG i efektów globalnych. Powstał w ten sposób model GAINS (*Greenhouse gas – Air pollution INteractions and Synergies*), którego ogólny schemat działania przedstawia Rys. 5.

4. Problemy IAM dla zanieczyszczeń atmosferycznych w Polsce

Pomimo prowadzonych prac cząstkowych w dziedzinie modelowania jakości powietrza (patrz Holnicki, 2007; Juda-Rezler, 2004; Mill i in., 2007; Wyrwa i in., 2007; Kryza i in., 2007), Polska nie dysponuje narzędziami symulacyjnymi o odpowiednich parametrach (dyskretyzacja obszaru, parametry emisji źródeł LCP) do zintegrowanego zarządzania jakością powietrza atmosferycznego. Limity emisji zanieczyszczeń powietrza dla Polski są ustalane na podstawie obliczeń modelowych prowadzonych w ośrodkach zagranicznych (IIASA, model RAINS), przeważnie na podstawie szacunkowych danych i przy zastosowaniu dużej skali agregacji.

Rozdzielczość przestrzenna modelu RAINS/EMEP wynosi obecnie 50 km x 50 km, jednak macierze przeniesienia dla większości jego zastosowań zostały opracowane dla rozdzielczości 150 km x 150 km. Rozdzielczość wejściowych danych emisyjnych dla źródeł rozproszonych wynosi 50 km x 50 km. Dla źródeł LCP (*Large Combustion Plants*) uwzględnia się jedynie ich współrzędne. Pozostałe charakterystyki emisyjne (wysokość i średnica komina, prędkość i temperatura gazów odlotowych), mające kluczowe znaczenie w opisie procesów propagacji smugi zanieczyszczeń, uwzględnia się w sposób przybliżony. Uproszczenia modelu EMEP i duża skala agregacji danych są uzasadnione w badaniach w skali całej Europy. Jednak nie mogą być one przez Polskę zweryfikowane, ani nie można sprawdzić rzeczywistych skutków planowanych scenariuszy polityki ekologicznej.

Brak krajowego systemu IAM nie pozwala na symulację skutków scenariuszy redukcyjnych, nie mówiąc o ocenie ich wpływu na środowisko przyrodnicze i zdrowie ludności oraz ocenie pełnych kosztów redukcji emisji. System taki byłby również niezwykle pomocny przy opracowywaniu wymaganych ustawodawstwem Unii Europejskiej naprawczych Programów Ochrony Powietrza dla stref, w przypadku niedotrzymywania standardów jakości powietrza. Dla badań w skali kraju lub regionu kraju (np. województwa) absolutnie potrzebna jest dokładniejsza inwentaryzacja źródeł emisji a także dokładniejsze modelowanie dyspersji zanieczyszczeń zarówno ze źródeł LCP, jak i ze źródeł rozproszonych.

Model, działający w skali kraju, winien uwzględniać zanieczyszczenia: SO₂, NO_x, NH₃, NMLZO, ozon i pyły (PM10 i PM2.5, pierwotne i wtórne). Zastosowana rozdzielczość siatki (co najmniej 10 km x 10 km) powinna umożliwiać dokładny opis pola emisji, ze szczególnym uwzględnieniem pełnych parametrów emisji wy-

Zastosowania modeli zintegrowanych do zarządzania jakością powietrza atmosferycznego

sokich emitorów (LCP). Winna być również zapewniona jego współpraca z modelami wojewódzkimi, działającymi w odpowiednio mniejszej skali przestrzennej, które z kolei będą służyć do planowania programów naprawczych. Modele dla poszczególnych województw muszą być implementowane dla konkretnego obszaru, z uwzględnieniem koordynacji procesów przepływu zanieczyszczeń między województwami, co można uzyskać za pośrednictwem modelu ogólnopolskiego. Odpowiednie dane, uzyskane z modelu europejskiego (np. EMEP) mają w tym przypadku zbyt małą dokładność, ze względu na wspomnianą niedostateczną rozdzielczość i duży stopień agregacji danych.

Proponowany wyżej system komputerowy IAM powinien składać się z kilku współpracujących ze sobą modułów, takich jak:

- moduł strategii gospodarczych, modelowania emisji i kosztów jej redukcji,
- moduł modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosfery,
- moduł oceny wpływu zanieczyszczeń powietrza na zdrowie i środowisko przyrodnicze,
- moduł informatyczny (zarządzanie strukturą informatyczną, prezentacja wyników, interfejs użytkownika).

Jest oczywiste, że inwestycje w ochronie środowiska mogą być niezwykle kosztowne, natomiast ich brak może być równie dotkliwy w aspekcie długotrwałych skutków. Ponieważ środki będące w dyspozycji są zwykle ograniczone, należy je wykorzystać w sposób racjonalny, to jest przynoszący maksymalne skutki ochronne przy minimum koniecznych inwestycji, a to może zapewnić zastosowanie IAM. Dzięki szybko malejącym cenom wysoko-wydajnych systemów komputerowych, które będą wykorzystane w systemie, stają się one w Polsce coraz bardziej dostępne.

Ze względu na multidyscyplinarny charakter takiego przedsięwzięcia, budowa oraz implementacja systemu winna być realizowana przez zespół specjalistów reprezentujących wiodące instytucje z odpowiednich dziedzin (np. instytutów PAN, uczelni wyższych, instytutów resortowych).

Literatura

- Amman M., Cofała J., Heyes C., Klimont Z., Reinhard M., Posch M., Schöpp W. (2004) *Documentation of the model approach prepared for the RAINS peer view 2004*. IIA-SA, Laxenburg.
- Amman M., Bertok I., Cofała J., Gyarmas F., Heyes C., Klimont Z., Schöpp W., Winiwarter W. (2005) *Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Program – Final Report*. IIASA, Laxenburg.
- Chang M.E. (2000) New directions: Sustainability in strategic air quality planning. *Atmospheric Environment*, **34**, 2495-2496.
- Cofała J., Amman M., Gyarmas F., Schöpp W., Bourdij J.C., Hordijk L., Kroeze C., Li Junfeng, Lin Dai, Panwar T.S., Gupta S. (2004) Cost-effective control of SO₂ emissions in Asia. *Journal of Environmental Management*, **72**, 149-161.
- Cofała J., Amman M., Asman W., Bertok I., Klimont Z., Schöpp W., Wagner F. (2007) Integrated Assessment of Air Pollution and Greenhouse Gases Mitigation in Europe.

- Enviroinfo 2007 – Environmental Informatics and Systems Research*, **2**, Shaker Verlag, Aachen, 259-266.
- Haurie A., Kubler J.J., van den Bergh H. (2004) A Metamodeling approach for integrated assessment of air quality policies. *Environmental Modeling and Assessment*, **9**, 1-12.
- Holnicki P., Nahorski Z., Żochowski A. (2000) *Modelowanie procesów środowiska naturalnego*, Wydawnictwa WSISiZ, Warszawa.
- Holnicki P. (2006) *Modelowanie propagacji zanieczyszczeń atmosferycznych w zastosowaniu do kontroli i sterowania jakością środowiska*. Akademicka Ofic. Wyd. EXIT.
- Holnicki P. (2007) Assessment of Environmental Impact of Emission Sources in Integrated Air Quality Models. *Enviroinfo 2007 – Environmental Informatics and Systems Research*, **2**, Shaker Verlag, Aachen, 229-238.
- Jacobson M. (1999) *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Juda-Rezler K. (2000) *Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Juda-Rezler K. (2004) *Uniwersalna funkcja celu dla zintegrowanych modeli oceny wpływu zanieczyszczeń powietrza na środowisko*. Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej. Ochrona Środowiska. Oficyna Wydawnicza PW, Warszawa.
- Kryza M., Błaś M., Sobik M., Dore A. (2007) Application of the FRAME Model for Estimation of Yearly Averaged Concentration and Deposition of Atmospheric Pollutants in Poland. *Enviroinfo 2007 – Environmental Informatics and Systems Research*, **2**, Shaker Verlag, Aachen, 277-286.
- Markiewicz M.T. (2004) *Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym*. Oficyna Wydawnicza PW, Warszawa.
- Mill W., Schlama A. (2007) A Modelling and Mapping System for Impact Assessment of Atmospheric Sulphur and Nitrogen Deposition on Forest Ecosystems. *Enviroinfo 2007 – Environmental Informatics and Systems Research*, **2**, Shaker Verlag, Aachen, 249-258.
- Schmiedeman E., de Vries W., Hordijk L., Kroeze C., Posch M., Reinds G.J., van Ierland E. (2002) Dynamic cost-effective reduction strategies for acidification in Europe: An application to Ireland and the United Kingdom. *Environmental Modeling and Assessment*, **7**, 163-178.
- Wyrwa A., Zyśk J., Stężyła A., Śliż B., Pluta M., Buriak J., Jestin L. (2007) Towards an Integrated Assessment of Environmental and Human Health Impact of Energy Sector in Poland. *Enviroinfo 2007 – Environmental Informatics and Systems Research*, **2**, Shaker Verlag, Aachen, 267-276.

IBS PAN *Konf.*

46003

Bibl. podręczna

**Olgierd Hryniewicz, Andrzej Straszak, Jan Studziński
red.**

**BADANIA OPERACYJNE I SYSTEMOWE:
ŚRODOWISKO NATURALNE, PRZESTRZEŃ,
OPTYMALIZACJA**

Książka składa się z artykułów przedstawiających wyniki prac z dziedziny badań operacyjnych i systemowych, poświęconych środowisku naturalnemu i zarządzaniu nim, zwłaszcza w zakresie ochrony atmosfery, globalnego ocieplenia i walki z nim, jakości i zaopatrzenia w wodę. Tematyka ta jest rozszerzona o aspekty przestrzenne, regionalne i samorządowe, a także planowanie i funkcjonowanie infrastruktury. Tom zamykają prace metodyczne, dostarczające technik, będących podstawą prezentowanych zastosowań.

ISBN 83-894-7519-7

EAN 9788389475190

Instytut Badań Systemowych PAN

tel. (4822) 3810241 / 3810273 e-mail: biblioteka@ibspan.waw.pl