

ZASTOSOWANIE METOD OPTIMALIZACYJNYCH W ZARZĄDZANIU JAKOŚCIĄ POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO W SKALI REGIONU

Piotr Holnicki, Andrzej Kaluszko

Wyższa Szkoła Informatyki Stosowanej i Zarządzania
Instytut Badań Systemowych PAN
01-447 Warszawa, ul. Newelska 6

W pracy przedstawiono system wspomagania zarządzania redukcją emisji tlenków siarki poprzez wybór najlepszej strategii inwestowania w technologie odsiarczania spalin w wybranym regionie. Strategia wyboru jest oparta na minimalizacji wskaźnika kosztów środowiskowych, przy ograniczeniach na całkowite, roczne koszty redukcji emisji, będące sumą kosztów inwestycyjnych i kosztów eksploatacyjnych instalowanych technologii odsiarczania. Zaproponowany algorytm alokacji środków oraz optymalnego wyboru technologii odsiarczania spalin w poszczególnych zakładach oparto na metodzie programowania dynamicznego. Umożliwia on wybór odpowiedniej technologii dla każdego źródła emisji, przy równoczesnym uwzględnieniu ograniczeń kosztowych. Opracowano implementację komputerową algorytmu, którą testowano na zespole wybranych zakładów energetyki zawodowej w regionie Górnego Śląska.

1. Wstęp

Pojęcie jakości powietrza atmosferycznego obejmuje bardzo szerokie spektrum zagadnień, zarówno ze względu na rodzaj zanieczyszczeń branych pod uwagę (zanieczyszczenia gazowe, pyły, smog, depozycja kwaśnych związków chemicznych), skalę procesów z nimi związanych (od efektów lokalnych, do obejmujących całego globu), a także ze względu na wywoływane efekty środowiskowe (zakwaszenie gleby, wód powierzchniowych i podziemnych, niszczenie obszarów leśnych i upraw rolniczych, zmiany klimatyczne, degradacja stratosferycznej warstwy ozonowej). Bardzo istotny jest także ostateczny wpływ tych zanieczyszczeń na zdrowie ludzkie (Juda-Rezler, 2000; Wyrwa et al., 2007). W związku z przewidywaną eksplozją demograficzną w niektórych częściach świata i równoczesnym wzrostem uprzemysłowienia, problemy te będą gwałtownie narastać, o ile nie zostaną zawczasu wdrożone skuteczne strategie kontroli jakości powietrza, ograniczające stopień degradacji środowiska.

Zanieczyszczenia są emitowane do atmosfery zarówno ze źródeł naturalnych (np. erupcja wulkanów, emisja oceanów, zanieczyszczenia organiczne), jak również

bezpośrednio związanych z działalnością gospodarczą (energetyka, przemysł, gospodarka komunalna, rolnictwo, sieć transportowa) i mogą występować w różnych postaciach, np. gazowej (SO_2 , CO_2 , NO_x , NH_4 , ozon), dwufazowej (zanieczyszczenia pyłowe, mikroorganizmy) lub trójfazowej (aerozole). Zanieczyszczenia pierwotne, tzn. emitowane bezpośrednio ze źródeł, podlegają w atmosferze reakcjom chemicznym, których wynikiem jest powstawanie zanieczyszczeń wtórnych, często jeszcze groźniejszych dla środowiska.

Głównymi gazowymi zanieczyszczeniami wtórnymi są: NO_2 , powstający z pierwotnego zanieczyszczenia NO oraz ozon O_3 , powstający w wyniku reakcji fotochemicznych. Wtórne zanieczyszczenia w postaci cząstek materialnych powstają często w wyniku transformacji chemicznych (fotochemicznych) pierwotnych zanieczyszczeń gazowych. Najbardziej znane są tu procesy: (a) transformacji dwutlenku siarki SO_2 w aerzol siarczanowy, (b) transformacji dwutlenku azotu NO_2 w nitraty, oraz transformacji związków organicznych w cząstki organiczne.

Większość trafiających do atmosfery zanieczyszczeń ma charakter antropogeniczny, czyli ich emisja jest związana z działalnością człowieka. Jednym z parametrów charakteryzujących wszystkie te substancje jest tzw. czas życia (lub średni czas przebywania w atmosferze), decydujący o bezpośrednim zasięgu ich oddziaływania. Parametr ten oznacza w przybliżeniu okres, w którym dany czynnik ulega określonej rozkładowi fizyko-chemicznemu w troposferze, w wyniku czego jego stężenie spada, na przykład do poziomu $1/e$ wartości początkowej (Jacobson, 1999; Juda-Rezler, 2000). Czas życia danej substancji wiąże się bezpośrednio ze skalą przestrzenną oraz skalą czasową jej istotnego oddziaływania na środowisko, przy czym źródła literaturowe często różnią się znacznie w ocenie wartości tego parametru dla różnych rodzajów zanieczyszczeń (porównaj między innymi Juda-Rezler, 2000, 2004; Markiewicz, 2004).

Przestrzenny i czasowy zasięg oddziaływania na środowisko zależy także od rodzaju zanieczyszczenia, obecności w atmosferze innych związków, a także od charakterystyk technicznych emitujących je źródeł (parametry komina, temperatura i prędkość gazów odlotowych) oraz warunków meteorologicznych (Holnicki et al., 2000).

W ostatnich latach obserwuje się w Polsce liczne wysiłki zmierzające do poprawy stanu środowiska naturalnego, w tym i jakości powietrza. Te starania są uwarunkowane dwoma głównymi czynnikami:

- wzrostem świadomości społecznej w dziedzinie ochrony środowiska naturalnego, przekładającym się na poparcie wszelkich przedsięwzięć mających na celu poprawę jego jakości,
- koniecznością dostosowania stanu środowiska, a przede wszystkim powietrza, do norm obowiązujących w Unii Europejskiej.

Degradacja jakości powietrza w Polsce wynika z wieloletnich zaniedbań we wprowadzaniu nowoczesnych technologii wytwarzania energii i w zakresie redukcji emisji zanieczyszczeń przy jednoczesnym ogromnym rozwoju przemysłu ciężkiego, zwłaszcza hutnictwa i energetyki, opartych głównie na wykorzystaniu paliw kopal-

nych. Podstawowym zadaniem z punktu widzenia ograniczenia emisji SO_2 (a także CO_2) jest modernizacja tych sektorów, a przede wszystkim sektora energetyki (Amman et al., 2005; Ciechanowicz et al., 1996; Cofała et al., 2004, 2007). Dodatkowym problemem jest koncentracja największych źródeł emisji na małym obszarze Górnego Śląska, spowodowany lokowaniem zakładów energetycznych i hut blisko źródeł energii (kopalń węgla kamiennego). Tradycyjnie na pierwszym miejscu wśród zanieczyszczeń gazowych wymienia się tlenki siarki, które są przyczyną wielu szkód ekologicznych, stanowiąc także zagrożenie dla zdrowia ludzkiego.

W ostatnich latach, w związku z podpisaniem przez Polskę tzw. „protokołu z Kioto”, dotyczącego redukcji emisji gazów cieplarnianych, w centrum zainteresowania znalazł się dwutlenek węgla, uznany za najważniejszy gaz przyczyniający się do ocieplenia klimatu. W warunkach polskich, głównym źródłem emisji dwutlenku węgla, podobnie jak tlenków siarki, jest sektor energetyki zawodowej. W większości przypadków oba rodzaje zanieczyszczeń mają wspólne źródła emisji, co uzasadnia konieczność zintegrowanego podejścia do problemu ograniczania emisji (Chang, 2000; Cofała et al., 2007; Haurie et al., 2004; Holnicki, 2007).

Skuteczna redukcja emisji zanieczyszczeń gazowych wymaga długotrwałych, kosztownych inwestycji w nowe technologie. Przy ograniczeniu środków, w dużej mierze państwowych, na takie inwestycje, konieczne staje się skuteczne zarządzanie dysponowanymi zasobami finansowymi, tak by ich wykorzystanie było jak najbardziej efektywne.

W dalszej części pracy przedstawiono przykład zastosowania matematycznego modelu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosferycznych do sformułowania oraz rozwiązania zadania optymalizacyjnego ukierunkowanego na ochronę jakości powietrza. Polega ono na wyznaczeniu strategii ograniczenia emisji w wybranym regionie, poprzez odpowiednią alokację dostępnych zasobów finansowych do wybranych obiektów w zadanym horyzoncie czasowym.

2. Opis matematyczny procesu propagacji zanieczyszczeń

W deterministycznych modelach transportu zanieczyszczeń zakłada się zwykle, że odpowiednie procesy mogą być opisane układem równań adwekcji-dyfuzji (lub równań transportu). Przedstawiają one transport i przemiany fizyko-chemiczne zanieczyszczeń uwzględnianych w modelu (w przypadku zanieczyszczeń tlenkami siarki, brane są pod uwagę dwa podstawowe ich rodzaje: zanieczyszczenia pierwotne – SO_2 oraz wtórne – $SO_4^{=}$). W równaniach transportu uwzględniono przemiany chemiczne (w przypadku zanieczyszczeń siarkowych, $SO_2 \rightarrow SO_4^{=}$), procesy suchej depozycji zanieczyszczeń na powierzchni ziemi oraz ich wymywanie przez opady. W zależności od przyjętego opisu, model może mieć strukturę jedno- lub wielowarstwową. Podstawowe równania transportu, rozważane w jednej warstwie przestrzennej, mają następującą postać ogólną (Holnicki, 2006)

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \mathbf{v} \nabla c - K_h \Delta c + \gamma c = Q \quad (1)$$

wraz z warunkami brzegowymi

$$\begin{aligned} c &= c_b & \text{na} & \quad S^- = \{ \partial \Omega \times (0, T) \mid \mathbf{v} \cdot \mathbf{n} < 0 \}; \\ K_h \frac{\partial c}{\partial \mathbf{n}} &= 0 & \text{na} & \quad S^+ = \{ \partial \Omega \times (0, T) \mid \mathbf{v} \cdot \mathbf{n} \geq 0 \} \end{aligned} \quad (2)$$

oraz warunkiem początkowym

$$c(0) = c_0 \quad \text{w} \quad \Omega. \quad (3)$$

Stosowane są tu następujące oznaczenia:

Ω – rozważany obszar, z brzegiem $\partial \Omega = S^+ \cup S^-$,

$(0, T)$ – przedział czasowy prognozy,

c – stężenie zanieczyszczeń,

\mathbf{v} – wektor pola wiatru,

\mathbf{n} – wektor normalny brzegu obszaru $\partial \Omega$,

K_h – współczynnik dyfuzji horyzontalnej,

γ – współczynnik redukcji, związany z depozycją i przemianami zanieczyszczeń,

Q – całkowite pole emisji.

Kompletna postać takiego modelu może być dość złożona, zwłaszcza, jeżeli ma 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 (Markiewicz, 2004; Holnicki, 2006). Pionowy profil podstawowych pól meteorologicznych jest aproksymowany przez wprowadzenie struktury warstwowej. W każdej warstwie rozważa się wówczas, jako oddzielne moduły, (a) opis pola emisji, (b) transport horyzontalny, (c) dyfuzję horyzontalną, (d) depozycję oraz wymywanie przez opady, (e) przemiany chemiczne. Wymiana zanieczyszczeń między sąsiednimi warstwami jest najczęściej opisywana za pomocą odpowiedniej parametryzacji (Jacobson, 1999; Markiewicz, 2004).

Rola i postać poszczególnych modułów w istotny sposób zależy od skali modelu. W modelach lokalnych i średnioskalowych, gdzie istotny wpływ na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ma ukształtowanie i pokrycie terenu, a także 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. Takie podejście zastosowano m.in. w operacyjnych modelach

EMEP oraz RAINS, analizujących rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze źródeł energetycznych w skali Europy (Amman et al., 2004; Cofała et al., 2004).

Bezpośrednie wykorzystanie modeli propagacji zanieczyszczeń atmosferycznych dotyczy przede wszystkim prognozowania stanu zanieczyszczenia powietrza oraz wpływu tego zanieczyszczenia na jakość środowiska naturalnego. Prace wykorzystujące w tej dziedzinie metody optymalizacyjne najczęściej koncentrują się na projektowaniu sieci monitoringowej i bardzo często mają charakter czysto akademicki. Równocześnie wiele decyzji dotyczących jakości środowiska, które mogłyby być wspomagane przez modele komputerowe – jest podejmowanych bezpośrednio przez odpowiednich decydentów. Jest natomiast wiele modeli i metod optymalizacyjnych, które mogą być praktycznie wykorzystane przy określaniu strategii ochrony i zarządzania jakością środowiska.

Dynamiczne modele prognozujące rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń atmosferycznych mogą również stanowić podstawę do budowy systemów sterowania emisją w czasie rzeczywistym. W takim przypadku, formułowane jest zadanie sterowania optymalnego, którego celem jest minimalizacja pewnego wskaźnika strat środowiskowych, przez odpowiednią modyfikację poziomu emisji źródeł sterowanych. Sterowanie emisją jest wówczas reakcją na zmieniające się warunki meteorologiczne (np. kierunek wiatru). Algorytmy rozwiązujące tego typu zadania korzystają zwykle z pewnych procedur, które pozwalają określić ilościowo udział poszczególnych źródeł emisji w zagrożeniu środowiska.

3. Sformułowanie zadania ograniczenia emisji

Rozpatrywane w pracy zadanie polega na minimalizacji funkcji kosztów środowiskowych, przez odpowiedni wybór technologii ograniczających emisję SO_2 w źródłach oddziaływujących na dany obszar. Analiza opiera się na założeniu liniowej zależności stężenia dwutlenku siarki pochodzącej z danego źródła od wielkości jego emisji. Takie założenie pozwala dla każdego źródła wyznaczyć w trybie off-line macierz relacji emisja-stężenie. Macierze takie określają rozkład stężenia zanieczyszczeń w regionie w odniesieniu do jednostkowej emisji każdego ze źródeł i są następnie wykorzystywane w procedurze wyboru technologii odsiarczania.

Zakładamy, że w regionie Ω jest położonych N dużych źródeł emisji SO_2 i dodatkowo pewna liczba mniejszych źródeł punktowych i powierzchniowych, tworzących tło stężenia. Dysponujemy ponadto M technologiami redukcji emisji, przy czym każda z technologii jest charakteryzowana przez efektywność redukcji emisji i jednostkowe koszty (na jednostkę emisji) inwestycji i eksploatacji (operacji).

Zadanie polega na przydziale technologii redukcji emisji do wszystkich rozpatrywanych obiektów, minimalizującym koszty środowiskowe przy ograniczeniu na koszty inwestycji i eksploatacji technologii odsiarczania w zadanym horyzoncie czasowym T . Używamy następujących oznaczeń:

$\Omega = L_x \times L_y$, -- rozpatrywany region (prostokąt),

N – liczba rozpatrywanych źródeł,

M – liczba dostępnych technologii,

C – ograniczenie na koszty całkowite (inwestycyjne i operacyjne) w jednym przedziale czasowym (roku),

$\vec{u} = [u_1, u_2, \dots, u_N]$ -- wektor emisji źródeł,

$\vec{e} = [e_1, e_2, \dots, e_M]$ -- wektor efektywności technologii redukcji,

$F = \{f_{ij}\}, 1 \leq i \leq N, 1 \leq j \leq M$ -- macierz kosztów redukcji na jednostkę emisji,

$X = \{x_{ij}\}, 1 \leq i \leq N, 1 \leq j \leq M$ -- macierz "0-1" przydziału technologii do źródeł (zmiennie decyzyjne).

Funkcja strat środowiskowych, umożliwiającą porównywanie różnych scenariuszy redukcji emisji zanieczyszczeń, jest opisana w następujący sposób:

$$J(d) = \frac{1}{2} \int_{\Omega} w(x, y) [\max(0, d(x, y) - d_{ad})]^2 d\Omega \quad (4)$$

gdzie:

$w(x, y)$ – funkcja wrażliwości (wagi) terenu,

d_{ad} – dopuszczalny poziom stężenia SO_2 .

Prognoza stężenia zanieczyszczeń jest wyznaczana z zależności:

$$d(x, y) = d_0(x, y) + \sum_{i=1}^N A_i(x, y) \cdot u_i, \quad (x, y) \in \Omega, \quad (5)$$

gdzie:

$d_0(x, y)$ – stężenie pochodzące ze źródeł niesterowalnych (tło),

$A_i(x, y)$ – macierz przejścia (relacja emisja \rightarrow stężenie) i -tego źródła.

Macierz $A_i(x, y)$ reprezentuje udział i -tego źródła w sumarycznym polu stężenia, odnoszący się do jednostkowej wartości jego emisji. Wszystkie macierze $A_i(x, y)$ ($i=1, \dots, N$) są wyznaczane przez model prognostyczny dla zadanego scenariusza meteorologicznego w trybie off-line, tzn. przed rozpoczęciem procesu alokacji. W podobny sposób oblicza się koncentrację $d_0(x, y)$ pochodzącą ze źródeł niesterowalnych (tło), z uwzględnieniem napływu zanieczyszczeń z sąsiednich regionów.

Bieżąca intensywność emisji i -tego źródła zależy od emisji początkowej i efektywności zastosowanej technologii redukcji emisji:

$$u_i = u_i^0 \sum_{j=1}^N (1 - e_j) \cdot x_{ij}, \quad \sum_{j=1}^N x_{ij} = 1, \quad x_{ij} \in \{0, 1\}, \quad 1 \leq i \leq N, \quad (6)$$

gdzie:

u_i – bieżąca emisja i -tego źródła,

u_i^0 – początkowa emisja i -tego źródła.

Koszty redukcji emisji w każdym źródle składają się z dwu części: kosztów inwestycyjnych i kosztów operacyjnych. Obydwa rodzaje kosztów zależą od przy-

dzielonej do źródła technologii redukcji emisji i charakterystyki instalacji tej technologii w źródle. W dalszym ciągu przyjmiemy upraszczające założenie, że koszty inwestycyjne związane z wprowadzeniem j -tej technologii do i -tego źródła są podane jako uśrednione koszty roczne w całym procesie inwestycyjnym. Można zatem zapisać, że całkowite koszty redukcji emisji w jednym przedziale czasowym dla wszystkich źródeł w postaci muszą spełniać poniższe ograniczenie

$$\sum_{i=1}^N c_i = \sum_{i=1}^N u_i^0 \sum_{j=1}^M f_{ij} \cdot x_{ij} = \sum_{i=1}^N u_i^0 \sum_{j=1}^M (f_{ij}^1 + f_{ij}^2) \cdot x_{ij} \leq C, \quad (7)$$

gdzie

f_{ij} – uśrednione roczne koszty wprowadzenia j -tej technologii do i -tego źródła,

f_{ij}^1 – uśrednione roczne koszty inwestycyjne wprowadzenia j -tej technologii do i -tego źródła,

f_{ij}^2 – uśrednione roczne koszty operacyjne wprowadzenia j -tej technologii do i -tego źródła.

Rozpatrywane zadanie przydziału technologii redukcji emisji do źródeł może być zapisane w postaci

ZADANIE ALOKACJI (ZA): *Określić zbiór technologii ograniczenia emisji*

$$X^* = \{x_{ij}^* \in \{0,1\} : \sum_{j=1}^M x_{ij}^* = 1, \quad 1 \leq i \leq N, \quad 1 \leq j \leq M\},$$

w taki sposób, aby zminimalizować koszty strat środowiskowych (1)

$$J(d(X^*)) \Rightarrow \min,$$

przy spełnieniu ograniczeń na koszty

$$\sum_{i=1}^N c_i \leq C.$$

Obliczanie kosztów szkód środowiskowych J jest oparte na wykorzystaniu modeli komputerowych typu REGFOR, przedstawionych w pracach Holnicki et al. (2000), Kałuszko i Holnicki (2006). W pracy Holnicki (2006) przedstawiono przykład sformułowania (ZA) jako zadania ciągłego (zmienna decyzyjna $x_{ij} \in [0,1]$). Do rozwiązania zadania wykorzystano algorytm linearyzacji (Pshenitschny, 1983). Tego typu dokładne rozwiązanie zostało użyte do oceny dokładności metody stanowiącej przedmiot niniejszej pracy, a omówionej w następnym rozdziale.

4. Algorytm rozwiązania zadania oparty na metodzie programowania dynamicznego

Metoda programowania dynamicznego, zaproponowana przez Bellmana (Bellman et al., 1962) może być stosowana do określonego typu zadań. Zadanie musi mieć postać minimalizacji funkcji celu, która ma postać

$$R(v_1, v_2, \dots, v_p) = g_1(v_1) + g_2(v_2) + \dots + g_n(v_p) \quad (8)$$

przy ograniczeniu

$$\sum_{i=1}^p v_i = v \quad (9)$$

Oznacza to, że funkcja $R(v_1, \dots, v_p)$ jest addytywna względem argumentów (v_1, \dots, v_p) . Takie założenie nie jest jednak spełnione w przypadku (ZA).

W celu zastosowania metody do rozwiązania rozpatrywanego zadania musi zostać ono przeformułowane w ten sposób, by nowe zadanie sprowadzało się do minimalizacji funkcji addytywnej. Pierwszym krokiem jest zdefiniowanie nowej funkcji celu

$$J_1(d) = \frac{1}{2} \int_{\Omega} w(x, y) d(x, y) d\Omega \quad (10)$$

Funkcja J_1 jest addytywna względem zmiennych decyzyjnych x_{ij} , wyznaczających rozkład stężenia $d(x, y)$, ponieważ jest ono sumą indywidualnego udziału poszczególnych źródeł emisji.

Funkcja J_1 może zostać napisana w postaci

$$J_1(d) = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^N \int_{\Omega} w(x, y) d_i(x, y) d\Omega \quad (11)$$

gdzie

$$d_i(x, y) = d_0(x, y) + A_i(x, y) \cdot u_i, \quad (x, y) \in \Omega \quad 1 \leq i \leq N$$

jest udziałem i -tego źródła w wartości stężenia w receptorze (x, y) .

Algorytm używany do minimalizacji funkcji J_1 składa się z następujących kroków:

KROK 1.

Podziel całe dostępne zasoby C na $L + 1$ poziomów, $\theta = z_0 < z_1 < z_2 < \dots < z_L = C$.

KROK 2.

Dla pierwszego źródła wybierz technologię, która daje najlepsze rezultaty, tzn. minimalizuje koncentrację w całym regionie Ω , spowodowaną przez to źródło, dla każdego poziomu $z_l, l=1, 2, \dots, L$ i zapamiętaj wyniki.

KROK 3.

Jeśli lista rozpatrywanych źródeł jest wyczerpana – ZAKOŃCZ. Rozwiązanie otrzymane w kroku 4 jest najlepsze. W przeciwnym przypadku rozpatrz następne źródło.

KROK 4.

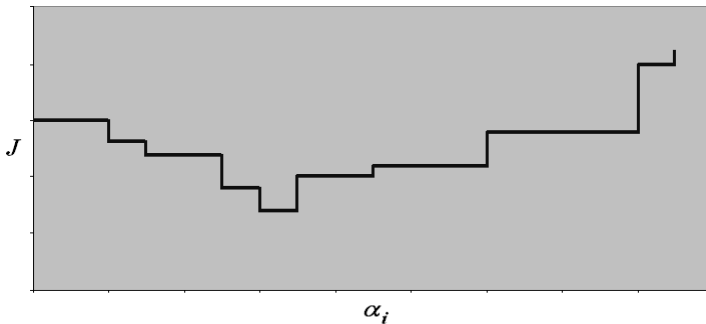
Przeglądaj kolejne poziomy zasobów $z_l, l=0, 1, 2, \dots, L$ i dla każdego poziomu utwórz listę wszystkich możliwych podziałów dostępnych zasobów: $(0, z_l), (1, z_l-1), \dots, (z_l, 0)$. Dla każdego podziału przydziel zasoby z lewej części pary do bieżąco

rozpatrywanego źródła a zasoby z prawej części pary do zestawu źródeł już rozpatrzonych. Dla każdego poziomu z_i wybierz zestaw najlepszych technologii dla nowego zestawu źródeł, składającego się z dotychczasowego zestawu i bieżąco rozpatrywanego źródła. Zapamiętaj wyniki (zestawy technologii) dla każdego poziomu zasobów. Przejdź do kroku 3.

Opisany powyżej algorytm zapewnia znalezienie rozwiązania minimalizującego wartość funkcji J_i . Trzeba jednak pamiętać, że naszym celem jest minimalizacja funkcji J , a nie J_i . Z punktu widzenia minimalizacji funkcji J istotna jest tylko cała stężenie w regionie Ω , niezależnie od tego, jak jest ona rozłożona w receptorach (x, y) . Tak nie jest w przypadku minimalizacji funkcji J_i , gdzie rozłożenie stężenia w regionie jest istotne. Duży wpływ na wartość funkcji celu mają wysokie wartości (piki) stężenia w niektórych punktach, ponieważ wartość funkcji jest proporcjonalna do drugiej potęgi stężenia. Ten fakt zmusza do modyfikacji opisanego powyżej algorytmu, polegającej na przypisaniu wag (współczynników ważności) α do wszystkich źródeł. Współczynnik α_i dla i -tego źródła jest sumą iloczynów udziałów w stężeniu dla i -tego źródła i wielkości stężenia w receptorach (x, y) .

$$\alpha_i = \int_{\Omega} d_i(x, y) \cdot d(x, y) d\Omega \quad (12)$$

Taka modyfikacja, tzn. zastosowanie metody programowania dynamicznego z uwzględnieniem wag poszczególnych źródeł, pozwala wziąć pod uwagę piki stężenia i otrzymać wyniki bliższe tych, gdy minimalizowana jest funkcja J .



Rys. 1. Wartość J jako funkcji α_i .

Wartość J jest funkcją każdego α_i , jak pokazano na Rys. 1. Najlepsze rozwiązanie dla (ZA) jest znajdowane po wykonaniu pewnej liczby obliczeń dla różnych wartości α_i .

5. Przykład obliczeniowy

Omówiona powyżej metoda programowania dynamicznego została zastosowana do określenia alokacji technologii odsiarczania spalin w największych zakła-

dach energetyki zawodowej, zlokalizowanych w przemysłowym regionie katowicko-krakowskim. Region ten wybrano dla przetestowania działania metody, ze względu na dużą koncentrację źródeł emisji reprezentujących sektor energetyki. Algorytm może być jednak zastosowany w dowolnym regionie, w którym istotny jest problem wyboru strategii ograniczenia emisji.

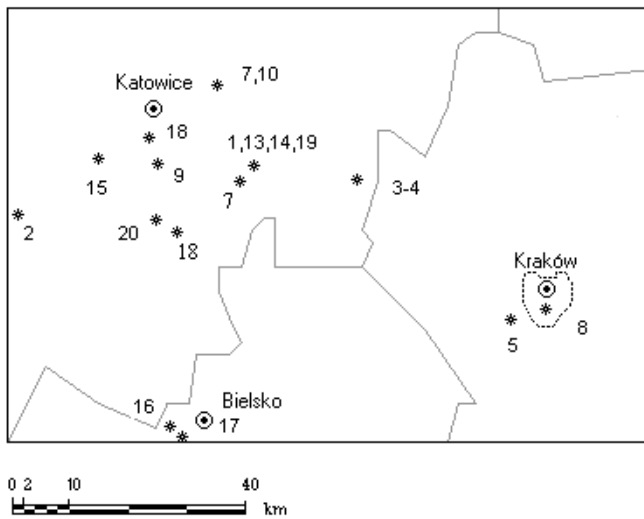
Rozważany prostokątny - obszar o wymiarach 110 km na 76 km zdyskretyzowano dla celów obliczeniowych siatką kwadratową o boku $h = 2$ km. W obszarze wyróżniono 20 dominujących, sterowanych źródeł emisji oraz kilkanaście mniejszych źródeł przemysłowych i energetycznych, które w tym przypadku stanowiły tło w sumarycznym polu emisji.

W analizie wzięto pod uwagę 8 technologii odsiarczania spalin (5 podstawowych oraz 3 złożone) o następujących efektywnościach (Kałuszko, Holnicki 2006):

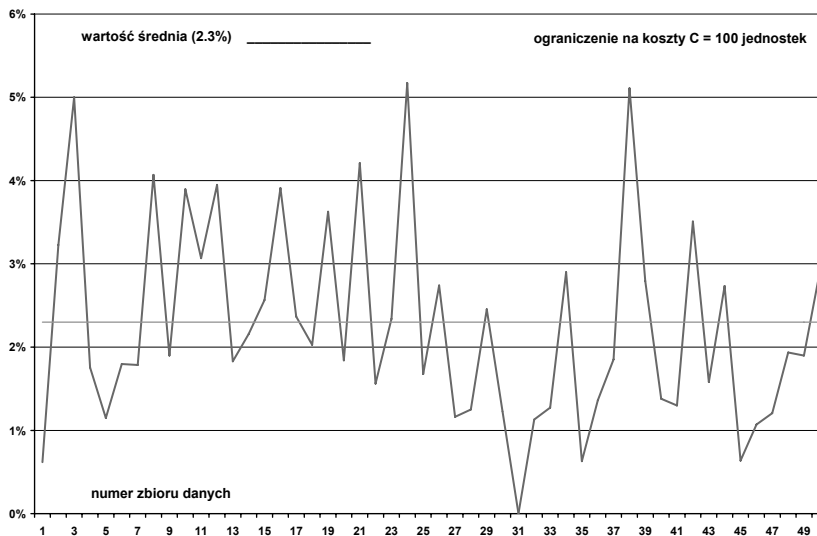
- technologia "zerowa" ($e = 0$),
- stosowanie węgla niskosiarkowego ($e \cong 30$),
- metoda sucha ($e \cong 35$),
- metoda półsucha ($e \cong 75$),
- metoda MOWAP ($e \cong 85$),
- węgiel niskosiarkowy + metoda sucha ($e \cong 545$),
- węgiel niskosiarkowy + metoda półsucha ($e \cong 825$),
- węgiel niskosiarkowy + metoda MOWAP ($e \cong 895$).

Obliczenia przeprowadzono dla 50 różnych zbiorów danych, przy trzech wartościach ograniczeń. W celu sprawdzenia jakości otrzymanych rozwiązań porównano je z rozwiązaniami uzyskanymi przy użyciu innej metody. Jej koncepcja sprowadza się do sformułowania zadania pierwotnego, które ma naturę dyskretną, jako zadania ciągłego, w którym zmienne decyzyjne mogą przyjmować wartości ciągłe $x_{ij} \in [0,1]$. Tak otrzymane rozwiązanie ciągłe (Pshenitschny, 1983) jest używane jako podstawa oceny jakości rozwiązania uzyskanego przy użyciu metody programowania dynamicznego. Na Rys. 3–5 przedstawiono porównanie uzyskanych wyników (wskaźnik jakości w %), jako stosunek wartości funkcji J , otrzymanej metodą programowania dynamicznego oraz wartości otrzymanej przy użyciu metody ciągłej.

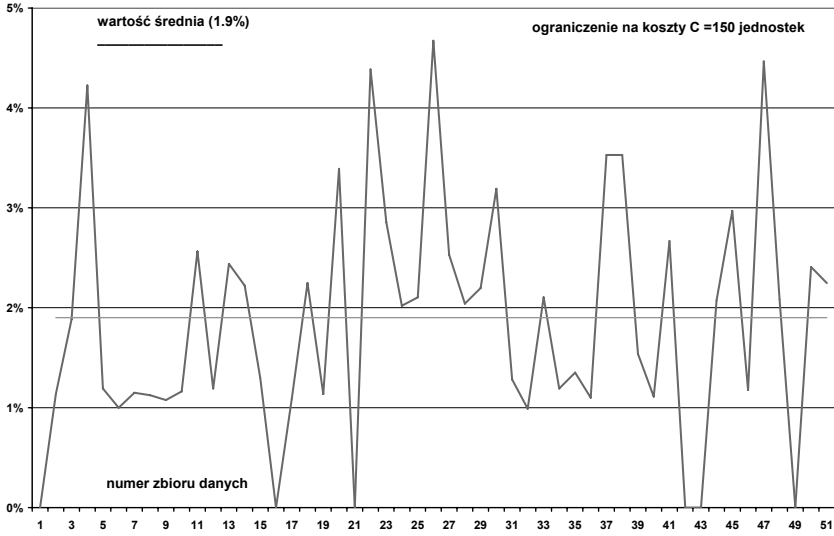
Średnio-sezonowe rozkłady stężenia dwutlenku siarki dla poszczególnych źródeł (dla sezonu zimowego i letniego) i macierze $A_i(x,y)$, $i=1, \dots, N$, były generowane za pomocą regionalnego, trójwarstwowego modelu prognostycznego REGFOR3 (Holnicki et al., 2000; Holnicki, 2006). Opis matematyczny procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń oparty jest na odpowiednim układzie równań typu (1)–(3). Dla wybranego roku generowano mapy rozkładu zanieczyszczeń, przyjmując jako dane wejściowe ciąg sytuacji synoptycznych wprowadzanych z krokiem czasowym 12h. Dla każdego z analizowanych źródeł wyznaczono średnio-sezonowe, jednostkowe pole rozkładu stężenia SO_2 , wykorzystane następnie w algorytmie poszukiwania strategii ograniczenia emisji.



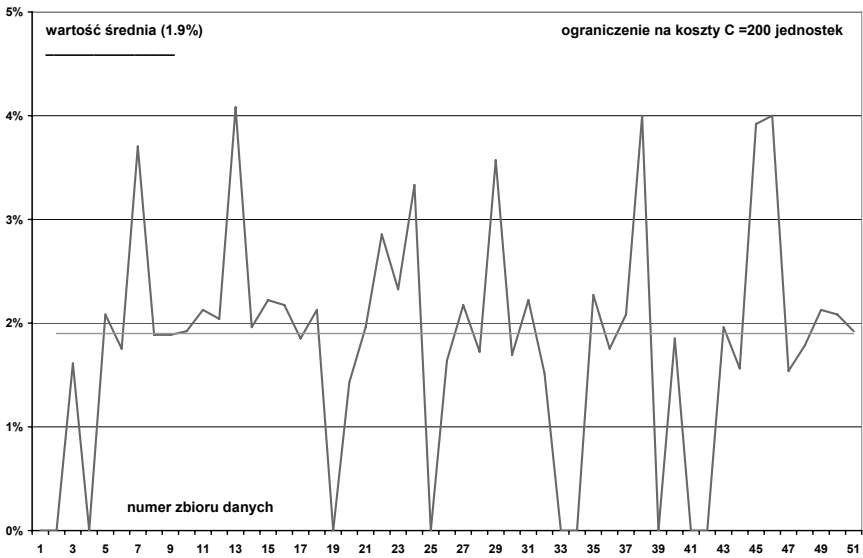
Rys. 2. Mapa lokalizacji źródeł emisji.



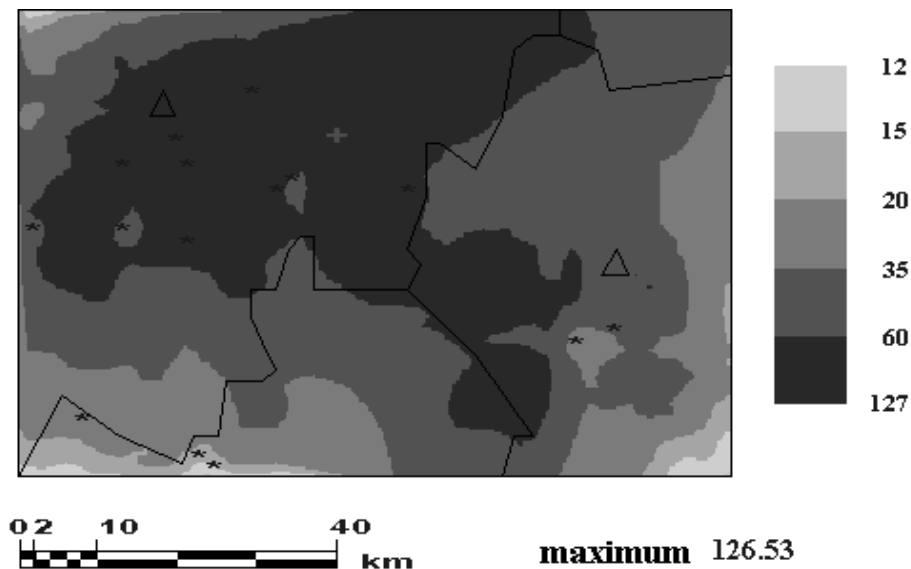
Rys. 3. Wskaźnik jakości metody programowania dynamicznego dla ograniczenia kosztów do 100 jednostek.



Rys. 4. Wskaźnik jakości metody programowania dynamicznego dla ograniczenia kosztów do 150 jednostek.



Rys. 5. Wskaźnik jakości metody programowania dynamicznego dla ograniczenia kosztów do 200 jednostek.

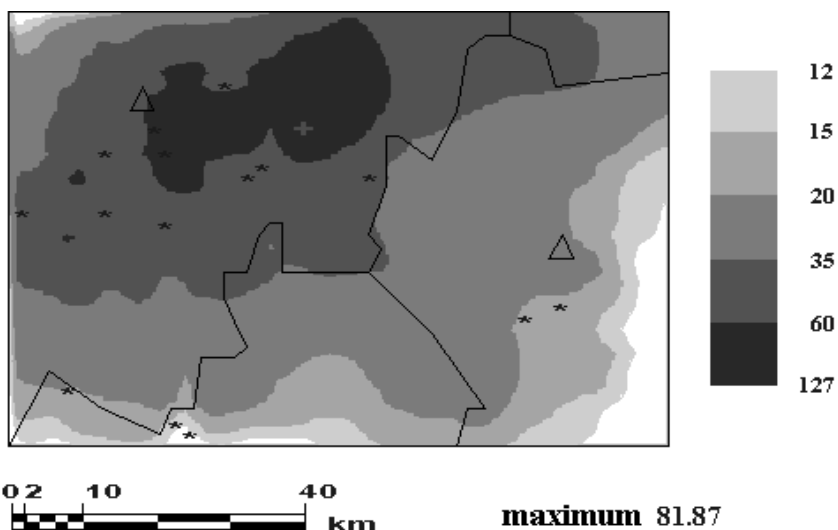


Rys. 6. Początkowy rozkład stężenia SO_2 w regionie.

Wyniki dotyczące oceny dokładności obliczeń przedstawiono na Rys. 3-5. Są one rezultatem porównania rozwiązań generowanych metodą programowania dynamicznego z wynikami uzyskanymi, wspomnianą wcześniej metodą linearyzacji, dla zadania ciągłego. Jak można zaobserwować na rysunkach, metoda programowania dynamicznego daje wyniki, których jakość jest zmienna i które są gorsze o ok. 2% od tych uzyskanych przy użyciu metody ciągłej. Zaletą metody jest stosunkowo krótki czas obliczeń, proporcjonalny do iloczynu drugiej potęgi liczby poziomów zasobów L i liczby źródeł emisji N .

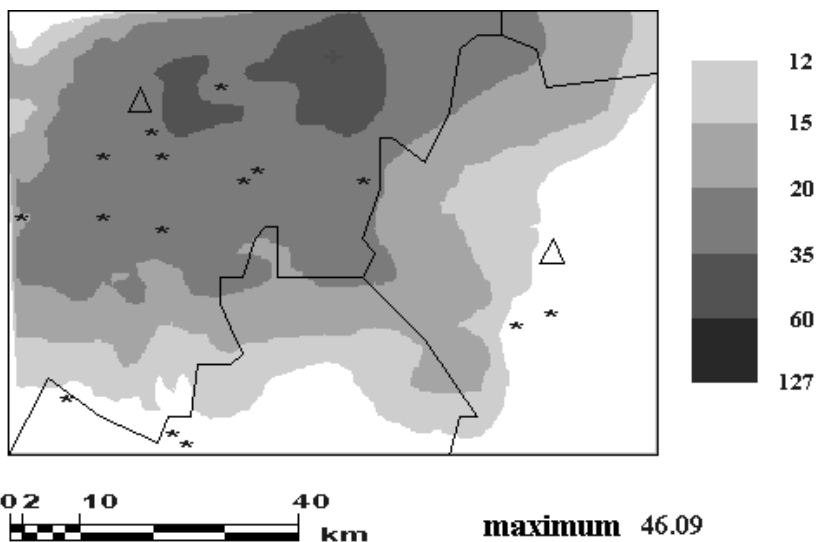
Rys. 6 przedstawia początkowy, sumaryczny rozkład stężenia SO_2 , natomiast wyniki alokacji środków dla trzech poziomów nakładów finansowych: 100, 150, 200 jednostek/rok, przedstawiają Rys. 7-9. Załączone do każdego rysunku tabele przedstawiają uzyskany wybór technologii odsiarczania dla każdego analizowanego źródła. Mapa przedstawia rozkład stężenia zanieczyszczeń, odpowiadający wybranej (najlepszej dla danego poziomu nakładów) strategii odsiarczania. Odpowiada ona poziomowi emisji, osiągniętemu po zakończeniu procesu inwestycyjnego we wszystkich źródłach. Końcowe mapy stężenia, otrzymane dla poszczególnych strategii i przedstawione na Rys. 7-9, można porównać ze stanem wyjściowym, pokazanym na Rys. 6.

Źródło nr	Technologia odsiarczania					Emisja [t/doba]	
	1	2	3	4	5	pocz.	końc.
1	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	303.20	137.96
2	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	228.30	225.30
3	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	104.00	67.60
4	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	91.80	41.77
5	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	90.10	41.00
6	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	78.00	78.00
7	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	65.00	65.00
8	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	52.00	52.00
9	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	52.00	52.00
10	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	45.10	45.10
11	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	34.70	34.70
12	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	33.80	15.38
13	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	29.90	19.43
14	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	25.10	11.42
15	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	26.00	18.20
16	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	18.70	13.09
17	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	16.90	16.90
18	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	15.10	10.57
19	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.30	12.30
20	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	11.60	11.60



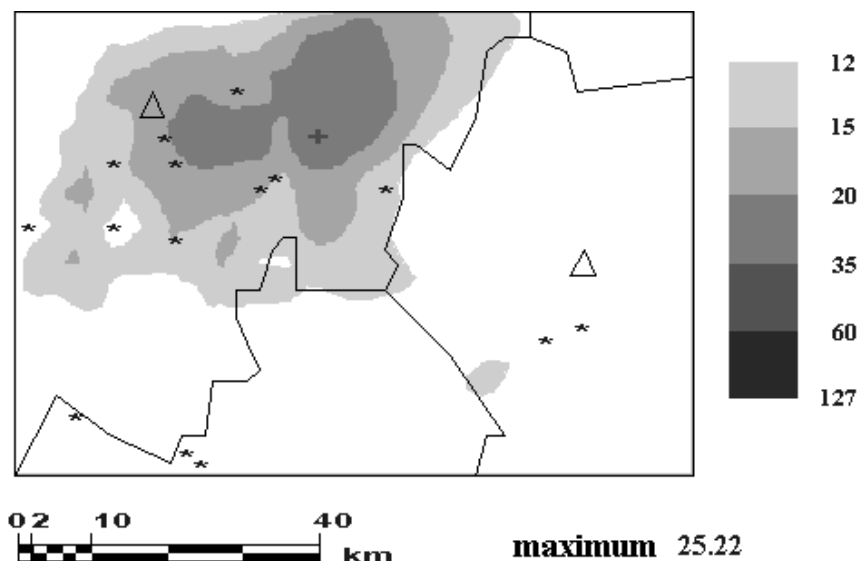
Rys. 7. Wyznaczona strategia dla poziomu nakładów 150 mln zł/rok
(współczynnik redukcji wskaźnika jakości = 0.4)

Źródło nr	Technologia odsiarczania					Emisja [t/doba]	
	1	2	3	4	5	pocz.	końc.
1	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	303.20	45.48
2	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	228.30	146.45
3	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	104.00	47.32
4	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	91.80	41.77
5	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	90.10	15.77
6	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	78.00	54.60
7	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	65.00	42.25
8	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	52.00	52.00
9	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	52.00	33.80
10	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	45.10	29.31
11	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	34.70	24.29
12	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	33.80	3.55
13	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	29.90	4.48
14	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	25.10	6.28
15	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	26.00	11.83
16	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	18.70	8.51
17	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	16.90	16.90
18	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	15.10	6.87
19	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.30	12.30
20	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	11.60	8.12



Rys. 8. Wyznaczona strategia dla poziomu nakładów 450 mln zł/rok (współczynnik redukcji wskaźnika jakości = 0.15)

Źródło Nr	Technologia odsiarczania					Emisja [t/doba]	
	1	2	3	4	5	pocz.	końc.
1	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	303.20	31.84
2	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	228.30	146.45
3	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	104.00	10.92
4	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	91.80	9.64
5	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	90.10	9.46
6	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	78.00	35.49
7	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	65.00	29.57
8	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	52.00	52.00
9	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	52.00	23.66
10	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	45.10	20.52
11	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	34.70	22.56
12	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	33.80	3.55
13	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	29.90	3.14
14	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	25.10	2.64
15	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	26.00	2.73
16	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	18.70	1.96
17	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	16.90	11.83
18	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	15.10	2.64
19	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	12.30	8.00
20	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	11.60	5.28



Rys. 9. Wyznaczona strategia dla poziomu nakładów 750 mln zł/rok (współczynnik redukcji wskaźnika jakości = 0.07)

6. Podsumowanie

Zarządzanie i kontrola jakości powietrza atmosferycznego nie ogranicza się obecnie do prognozowania rozkładu zanieczyszczeń i monitorowania ewentualnych przekroczeń wymaganych standardów. Coraz częściej formułowane są zadania dotyczące wyznaczania pewnych strategii redukcji emisji, co wymaga z kolei możliwości określenia ilościowego wpływu na środowisko poszczególnych źródeł, odpowiednio do rozważanej skali procesów. Opracowano wiele modeli o różnym stopniu złożoności, które wykorzystując wiedzę na temat procesów propagacji zanieczyszczeń, pozwalają określać związek pomiędzy emisją a rozkładem przestrzenno-czasowym zanieczyszczeń (Amman et al., 2004; Dolnicki, 2006; Juda-Rezler, 2004; Markiewicz, 2004). Nieliczne są natomiast próby wykorzystania modeli prognostycznych do budowy systemów zintegrowanych, umożliwiających kompleksowe badanie zagrożeń dla środowiska, czyli równoczesną analizę procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, ograniczeń ekologicznych, technologicznych i ekonomicznych oraz ocenę ostatecznych skutków dla środowiska (w tym, m.in. oddziaływania na zdrowie ludzkie). System taki będzie podstawowym narzędziem przy wyznaczaniu optymalnych strategii ograniczania emisji. Zaproponowana w pracy metodologia może być zastosowana przy opracowywaniu tego typu systemów, zwłaszcza w części dotyczącej modułów optymalizacyjnych.

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. IIASA, Laxenburg.
- Amman M., Bertok I., Cofała J., Gyarfas F., Heyes C., Klimont Z., Schöpp W., Winiwarter W. (2005) *Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Program – Final Report*. IIASA, Laxenburg.
- Bellman R. E., Dreyfus S. E. (1962) *Applied Dynamic Programming*. Princeton University Press.
- Chang M.E. (2000) New Directions: Sustainability in strategic air quality planning. *Atmospheric Environment*, 34, 2495–2496.
- Ciechanowicz W. et al. (1996) Energy and environment – problems of sustainable development. *Control and Cybernetics*, 25, 1261–1271.
- Cofała J., Amman M., Gyarfas F., Schöpp W., Bourdi 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 Gasses Mitigation in Europe. *Enviroinfo 2007 – Environmental Informatics and Systems Research*, vol. 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.
- Holnicki P., Kałużsko A. (2004) Decision support for optimal emission reduction. *Management of Environmental Quality*, 15, 250–257.

- Holnicki P. (2006) *Modelowanie propagacji zanieczyszczeń atmosferycznych w zastosowaniu do kontroli i sterowania jakością środowiska*. Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT.
- Holnicki P. (2007) Assessment of Environmental Impact of Emission Sources in Integrated Air Quality Models. *Enviroinfo 2007 – Environmental Informatics and Systems Research*, vol. 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 Wyd. 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.
- Kałużsko A., Holnicki P. (2006) Application of dynamic programming to air quality management problems. *Badania operacyjne i systemowe 2006. Analiza systemowa w globalnej gospodarce opartej na wiedzy: e-wyzwania*. Wyd. EXIT, Warszawa, 113-122.
- 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*, vol. 2, Shaker Verlag, Aachen, 249-258.
- Pshenitschny B.N. (1983) *Metody linearyzacji* (w języku rosyjskim). Nauka, Moskwa.
- Wyrwa A., Zyśk J., Steżały 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*, vol. 2, Shaker Verlag, Aachen, 267-276.