

## Modele transportu aerozoli atmosferycznych w ocenie środowiskowego zagrożenia

### Atmospheric aerosol dispersion models and their applications to environmental risk assessment.

Andrzej Mazur<sup>1(a, b, c)</sup>, Jerzy Bartnicki<sup>2 (a, d)</sup>, Jerzy Zwoździak<sup>1(c, d)</sup>

<sup>1</sup> Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej –  
Państwowy Instytut Badawczy

Dyrektor Instytutu: dr hab. inż. M. Ostojki

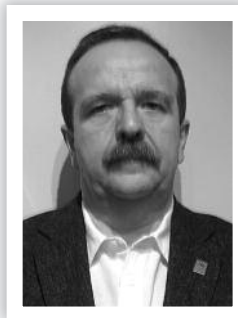
<sup>2</sup> Norweski Instytut Meteorologiczny  
Dyrektor Instytutu: prof. A. Eliassen

(a) koncepcja

(b) symulacje komputerowe

(c) opracowanie tekstu i piśmiennictwa

(d) opieka merytoryczna



dr Andrzej Mazur



dr hab. Jerzy Bartnicki



prof. dr hab. inż. Jerzy  
Zwoździak

## STRESZCZENIE

**Wstęp.** Do prognoz rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu oraz analiz szeroko rozumianych skutków tego zjawiska powszechnie stosowane są modele dyspersji zanieczyszczeń w atmosferze. Celem pracy było zbadanie możliwości i jakości diagnozowania i prognozowania atmosferycznego transportu aerozoli w powietrzu poprzez zastosowanie modelu dyspersji w atmosferze, rozwiniętego w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW) w Warszawie. **Materiał i metody.** Model dyspersji zanieczyszczeń atmosferycznych, sprzężony z modelami meteorologicznymi, wykorzystano w trybie diagnostycznym do symulacji przemieszczenia się chmur aerozolu uwalnianego w trakcie awarii w pobliżu miejscowości Ożydiw (Ukraina) oraz pyłu wulkanicznego – podczas wybuchu wulkanu Eyjafjallajökull na Islandii. **Wyniki.** Określono możliwe kierunki rozprzestrzeniania się skażeń drogą powietrzną oraz orientacyjne wartości ich stężeń w atmosferze i osadzania do gleby. Analizy czasowej zmienności stężeń aerozoli w atmosferze potwierdziły, że opracowany w IMGW model stanowi efektywne narzędzie do przeprowadzania diagnozy jakości powietrza na obszarze Polski, jak i wyznaczania czasu ekspozycji na działanie chmury aerozoli dla różnych scenariuszy pogodowych. **Wnioski.** Rezultaty stanowią potwierdzenie tezy, że ponieważ w ocenie ryzyka środowiskowego istotna jest nie tylko bieżąca informacja o wysokości stężeń zanieczyszczeń, ale również czas ekspozycji na działanie zanieczyszczenia oraz prognoza tych wielkości, a w konsekwencji prognozowane

oddziaływanie na człowieka czy ogólnie na środowisko, zatem do tego celu konieczne jest wykorzystywanie narzędzi prognostycznych, analogicznych do zaprezentowanej aplikacji. Opisany model dyspersji jest operacyjnym narzędziem do opisu, analizy i prognozy sytuacji awaryjnych w przypadku emisji substancji niebezpiecznych.

**Słowa kluczowe:** model dyspersji, chmura pyłu, obszar zagrożenia środowiskowego

## ABSTRACT

**Introduction.** Numerical models of dispersion of atmospheric pollutants are widely used to forecast the spread of contaminants in the air and to analyze the effects of this phenomenon. The aim of the study is to investigate the possibilities and the quality of diagnosis and prediction of atmospheric transport of aerosols in the air using the dispersion model of atmospheric pollutants, developed at the Institute of Meteorology and Water Management (IMWM) in Warsaw. **Material and methods.** A model of the dispersion of atmospheric pollutants, linked with meteorological models in a diagnostic mode, was used to simulate the transport of the cloud of aerosols released during the crash near the town of Ozydiw (Ukraine) and of volcanic ash – during the volcanic eruption of Eyjafjallajökull in Iceland. **Results.** Possible directions of dispersion of pollutants in the air and its concentration in the atmosphere and deposition to the soil

were assessed. The analysis of temporal variability of concentrations of aerosols in the atmosphere confirmed that the model developed at IMWM is an effective tool for diagnosis of air quality in the area of Poland as well as for determination of exposure duration to the aerosol clouds for different weather scenarios. **Conclusions.** The results are a confirmation of the thesis, that because in the environmental risk assessment, an important element is not only current information on the level of pollution concentrations, but also the time of exposure to pollution

and forecast of these elements, and consequently the predicted effects on man or the environment in general; so it is necessary to use forecasting tools, similar to presented application. The dispersion model described in the paper is an operational tool for description, analysis and forecasting of emergency situations in case of emissions of hazardous substances.

**Key words:** air pollution dispersion model, dust cloud, environmental risk area

## WSTĘP

Przez ostatnie kilkadziesiąt lat zanieczyszczenia atmosferyczne jako istotny czynnik środowiskowego zagrożenia zdrowia stały się problemem międzynarodowym. Tak do poznania przyczyn tego zagrożenia, jak i do jego zapobiegania, niezbędne jest tworzenie narzędzi, które umożliwiają ocenę aktualnego stanu środowiska naturalnego i prognozowanie proekologicznych działań gospodarczych i społecznych. Zgodnie z unijną dyrektywą CAFE (Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady numer 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy) możliwe staje się zastosowanie różnego rodzaju modeli rozprzestrzeniania zanieczyszczeń w procesach decyzyjnych. Dyrektywa jasno określa, że tam, gdzie jest to możliwe, należy dane pomiarowe uzupełniać danymi pochodzącymi z modeli. Pozwala to na przejście z tzw. obszarów reprezentatywności punktów pomiarowych na przestrzenny rozkład stężeń. Należy zauważyć, że ocena zagrożenia zdrowia środowiskowego nie ogranicza się jedynie do zobrazowania pola stężeń zanieczyszczeń. Równie istotnym zagadnieniem jest pochodzenie substancji oraz droga, jaką one przebywają wraz z masami powietrza i czas ekspozycji na te zanieczyszczenia.

Do tego typu analiz powszechnie stosowane są modele transportu zanieczyszczeń w atmosferze. Jednym z poważnych problemów ekologicznych w Europie były „kwaśne deszcze”, spowodowane głównie emisją tlenków siarki i azotu do atmosfery [1], których szkodliwy wpływ można było również zaobserwować w rejonie tzw. Czarnego Trójkąta [2] i na południu Polski [3–4]. Dla analizy tego zjawiska użyto szeregu modeli transportu zanieczyszczeń na obszarze Europy, z których najbardziej znanym i najczęściej stosowanym jest model powstały w ramach EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme). Początkowo, w latach osiemdziesiątych, był to stosunkowo prosty Lagrange’a model

trajektorii [5], a w chwili obecnej jest to skomplikowany model Eulera uwzględniający ponad 300 reakcji chemicznych [6]. Model ten stosowany jest zarówno do analizy jakości powietrza w skali od roku do kilkunastu lat, jak i do prognozy jakości powietrza w skali 5 dni [7]. Model EMEP stosowany jest również do oceny depozycji azotu do mórz europejskich [8], a przede wszystkim do Bałtyku [9], który szczególnie narażony jest na eutrofizację. W ostatnich latach problemem w całej Europie i szczególnie w Polsce jest wysoki poziom stężeń pyłów (PM10 i PM2,5) oraz ozonu. Ciekawym przykładem zastosowania modeli dyspersji tych oraz wielu innych zanieczyszczeń w różnych skalach przestrzennych jest analiza wpływu zanieczyszczeń na zdrowie w rejonie Krakowa [10].

W celu modelowania przemieszczania się cząstek powietrza powstały różnego rodzaju modele bazujące na trajektoriach ruchu, takie jak FLEXTRA, LAGRANTO, TRAJKS czy HYSPLIT. Są to stosunkowo proste modele lagrange’owskie, nie uwzględniające konwekcji i turbulencji w atmosferze [11]. Procesy te jednak pozwalają określić dokładniej tor ruchu cząsteczek. W zależności od stanu równowagi atmosfery porcja powietrza może się wznosić lub opadać, a turbulencje często znacznie zmieniają kierunek ruchu. Rozwinięto więc modele bardziej zaawansowane, uwzględniające te zjawiska – są to zarówno lagrange’owskie modele cząstek, jak np. FLEXPART [23] jak i modele eulerowskie, np. EMEP [6] i MATCH [24]. Dodatkową zaletą modeli eulerowskich jest możliwość uwzględnienia skomplikowanych reakcji chemicznych, dlatego w języku angielskim nazywa się je często Chemistry Transport Models (CTM).

Obecnie elementy modelowania mają coraz większe znaczenie w podejmowaniu decyzji i zarządzaniu środowiskiem. Celem pracy jest przedstawienie dwóch różnych aplikacji modelu transportu i rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, w tym aerozoli w atmosferze. Istotne jest bowiem nie tylko samo

oddziaływanie aerozoli na człowieka, czy ogólnie na środowisko, ale również czas ekspozycji na te zanieczyszczenia, niezbędny do oceny ryzyka środowiskowego.

## MATERIAŁY I METODY BADAŃ

W pracy wykorzystano model opracowany w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW) [12], który może być stosowany do diagnostycznej analizy transportu różnego rodzaju zanieczyszczeń (np. związki zakwaszające, metale ciężkie i trwałe związki organiczne) na obszarze Europy w skali wielu lat. W zastosowaniach operacyjnych model dyspersji sprzężony jest z modelem lub modelami meteorologicznymi. Szczegóły dotyczące zasady działania modelu operacyjnego IMGW, obszar jego obliczeń, a także przykłady jego zastosowania przedstawiono w pracy [12]. Obecnie model ten wykorzystano do symulacji chmury aerozolu uwalnianego w trakcie awarii w pobliżu miejscowości Ożydiw (Ukraina) oraz w trakcie wybuchu wulkanu Eyjafjallajökull na Islandii.

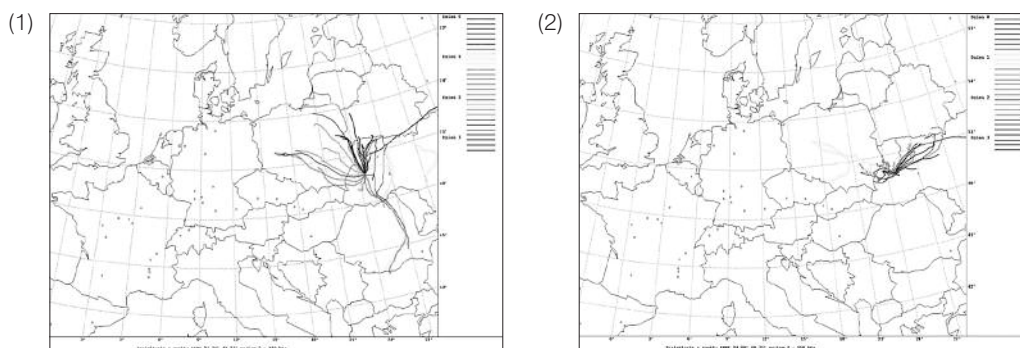
## WYNIKI BADAŃ

### Wypadek w Ożydiw

16 lipca 2007 w pobliżu miejscowości Ożydiw (Ozhidiv) w obwodzie lwowskim na Ukrainie wykoleił się pociąg towarowy wiozący z Kazachstanu do Polski silnie toksyczny, tzw. żółty fosfor. Z torów wypadło 15 cystern, sześć z nich stanęło w płomieniach, a do atmosfery w wyniku wypadku uwolniła się chmura niebezpiecznych aerozoli. Ze strefy bezpośredniego zagrożenia ewakuowano

około 900 osób. W rejonie sąsiadującym ze strefą najbardziej zagrożoną mieszkało około 11 tysięcy osób. Pierwsze doniesienia porównywały ten wypadek do katastrofy w Czarnobylu, jednakże rozwój sytuacji nie potwierdził tak czarnego scenariusza.

Dla zobrazowania sytuacji meteorologicznej po wypadku, na ryc. 1 przedstawiono dwie trzydniowe prognozy trajektorii ruchu powietrza wychodzących z miejsca katastrofy (24.76° E, 49.77° N, poziom 950 hPa), w odstępach trzech godzin. Trajektorie zostały obliczone z wykorzystaniem operacyjnych danych meteorologicznych (prognoz) z modelu COSMO. Widać z nich, iż do momentu ugaśnienia pożaru (18 lipca) nad Polskę mogły dotrzeć zanieczyszczenia uwolnione do atmosfery w ciągu tego całego okresu. Najbardziej prawdopodobny był zwłaszcza napływ nad terytorium Polski w okresie 18–19 lipca. Pokazuje to Ryc. 1: (1), odpowiadająca prognozie z 16 lipca (trajektorie z dnia 18 i 19 lipca), (2) – prognoza z 17 lipca na dzień następny, czyli 18 lipca. Sytuacja rzeczywista dość dobrze została odzwierciedlona przez prognozy, do tego stopnia, iż po początkowej fazie incydentu, kiedy ruch powietrza był stosunkowo korzystny dla Polski – w kierunku wschodnim i południowo-wschodnim – prognozowana wcześniej zmiana kierunku wiatru na wschodni została potraktowana jako dzwonek alarmowy i niejako wymusiła podjęcie działań w zakresie ochrony kraju przed skażeniami. W związku z tym przeprowadzono symulację rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, będącą efektem wypadku. Wykorzystując operacyjne dane meteorologiczne, po niezbędnym przetworzeniu danych wejściowych w wyniku obliczeń odtworzony został transport atmosferyczny chmury skażenia od 16 do 20 lipca 2007. Przyjęto, że około 50 ton produktów spalania

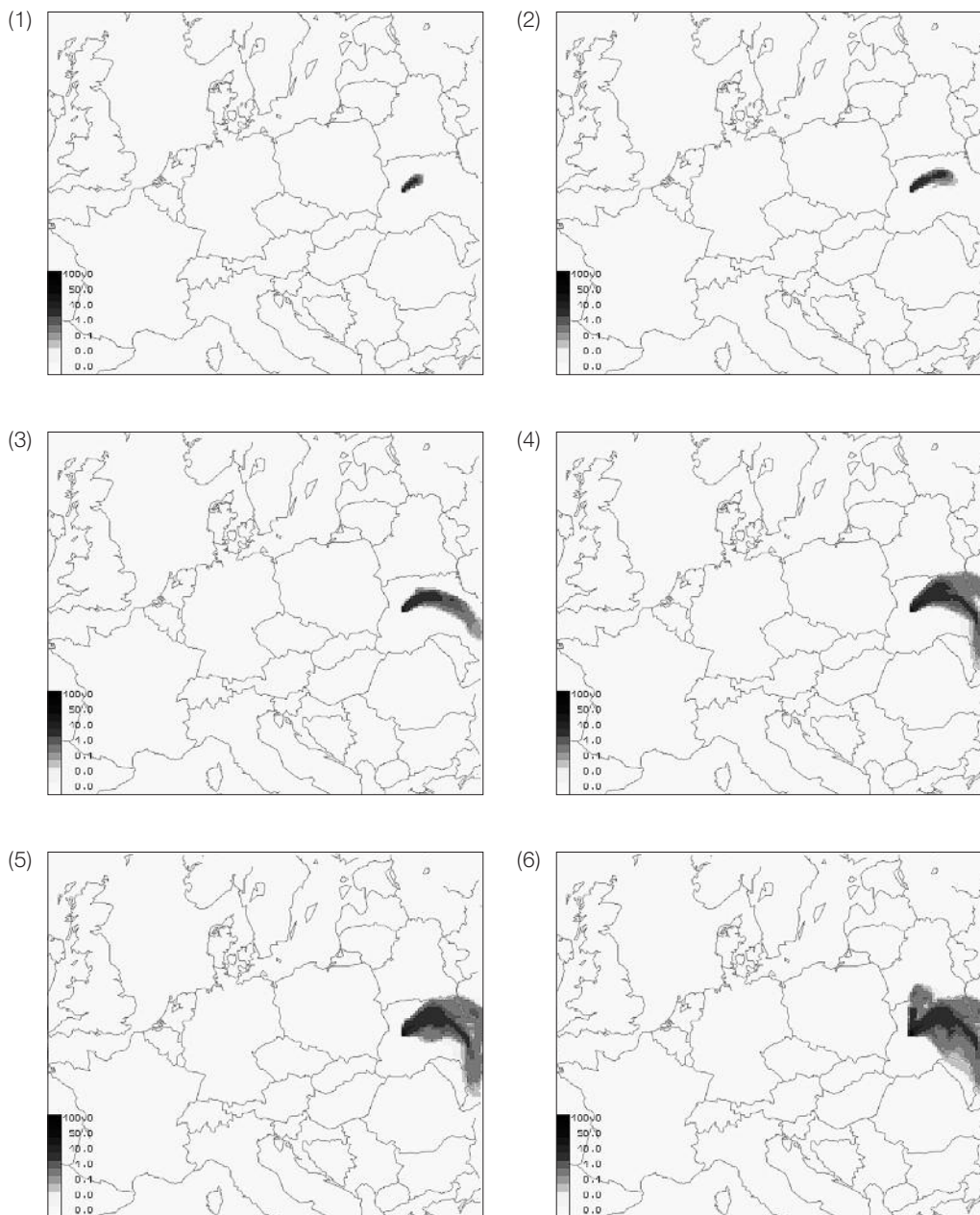


Ryc. 1. Trajektorie wychodzące z miejsca wypadku na Ukrainie: (1) – 16.07.2007, 12:00 UTC, (2) – 17.07.2007, 12:00 UTC. Objaśnienia w tekście

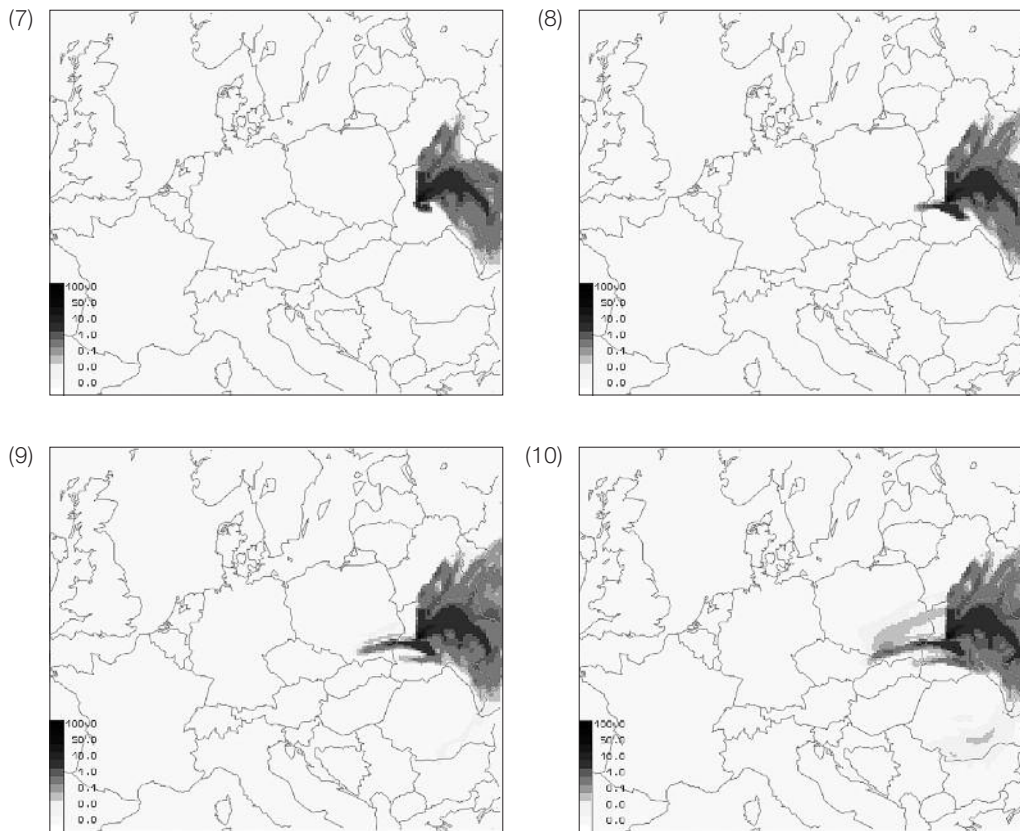
Fig. 1. Trajectories from the place of an accident in Ukraine: (1) – 16.07.2007, 12:00 UTC, (2) – 17.07.2007, 12:00 UTC. Explanations are referred to in the text

fosforu (głównie dekatlenku fosforu  $P_4O_{10}$  i/lub ortofosforanów  $PO_4^{-3}$  w postaci aerozolu) mogło dostać się do atmosfery w ciągu 48 godzin emisji. Przy takim założeniu można było przyjąć odpowiednie współczynniki osadzania i wymywania analogiczne jak w przypadku siarczanów ( $SO_4^{-2}$ ) z uwagi na fizyczne podobieństwa tych związków. Zgodnie z rezultatami obliczeń wielkość stężenia maksymalnego w epicentrum katastrofy wyniosła około  $5 \text{ mg/m}^3$ , natomiast nad obszarem Polski – w przybliżeniu  $3 \mu\text{g/m}^3$ . Na Ryc. 2 przedstawiono rozwój chmury zanieczyszczeń w czasie.

Podsumowując, zgodnie z przedstawionymi wynikami symulacji, do Polski zanieczyszczenia mogły napływać od 19 lipca, podobnie, jak przewidywano na podstawie prognoz trajektorii. Również obszary, nad które mogła napłynąć chmura skażeń, zgodne są w obydwu przypadkach prognoz (Polska południowo-wschodnia, głównie województwa podkarpackie i małopolskie). Ilościową weryfikację wykonanych symulacji będzie można przeprowadzić dopiero w momencie, gdy (i jeżeli) dostępne będą wyniki pomiarów w terenie, zwłaszcza na terenie Polski. Dotychczas dane te nie zostały opublikowane.







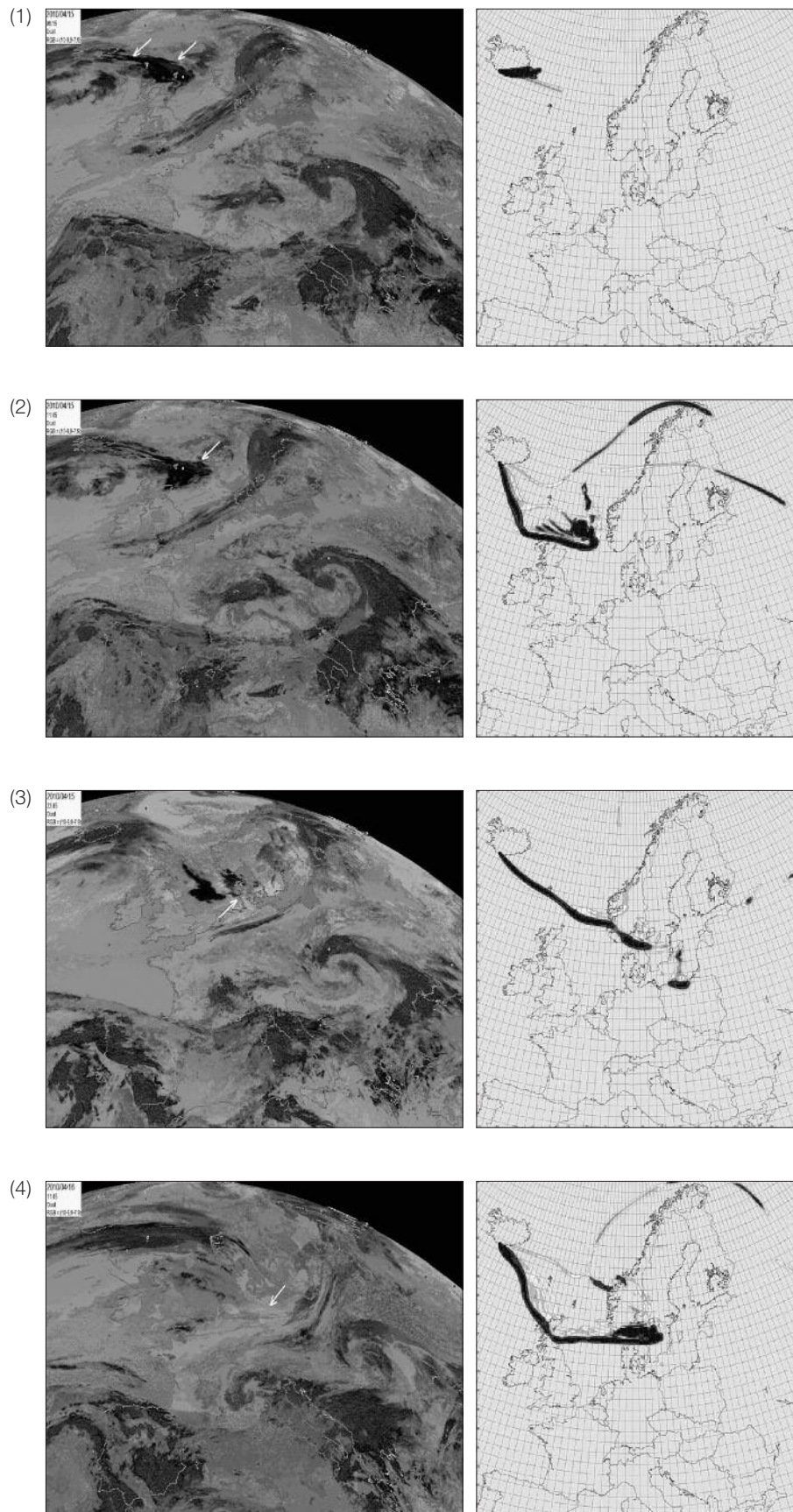
**Ryc. 2.** Dyspersja chmury aerozoli z wypadku w Ozydiw dla terminów: (1) – 16.07.2007, 18:00 UTC, (2) – 17.07.2007, 00:00 UTC (2), (3) – 17.07.2007, 12:00 UTC, (4) – 18.07.2007, 00:00 UTC, (5) – 18.07.2007, 12:00 UTC, (6) – 19.07.2007, 00:00 UTC, (7) – 19.07. 2007, 12:00 UTC, (8) – 20.07.2007, 00:00 UTC, (9) – 20.07. 2007, 00:00 UTC i (10) – 21.07.2007, 00:00 UTC. Jednostki – procent wartości maksymalnej stężenia aerozolu fosforanów ( $5 \text{ mg/m}^3$ )

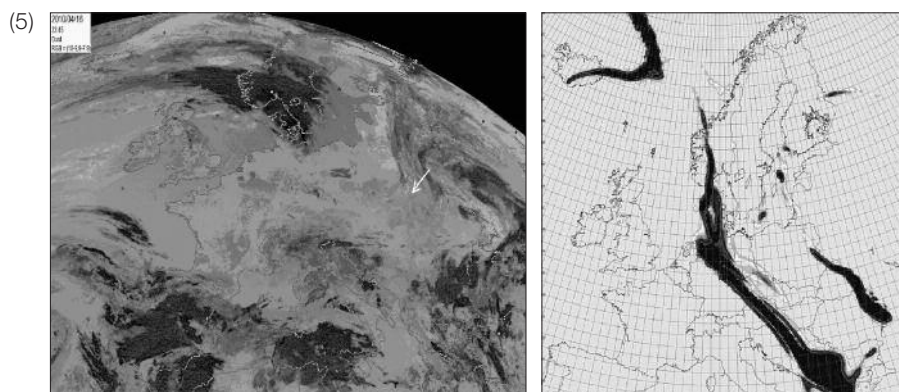
**Fig. 2.** Dispersion of an aerosol cloud from the accident in Ozydiw: (1) – 16.07.2007, 18:00 UTC, (2) – 17.07.2007, 00:00 UTC (2), (3) – 17.07.2007, 12:00 UTC, (4) – 18.07.2007, 00:00 UTC, (5) – 18.07.2007, 12:00 UTC, (6) – 19.07.2007, 00:00 UTC, (7) – 19.07. 2007, 12:00 UTC, (8) – 20.07.2007, 00:00 UTC, (9) – 20.07. 2007, 00:00 UTC i (10) – 21.07.2007, 00:00 UTC. Units- the percent of maximum concentration of phosphate aerosol ( $5 \text{ mg/m}^3$ )

### Erupcja wulkanu Eyjafjallajökull

26 lutego 2010 roku Islandzki Instytut Meteorologiczny, za pomocą przyrządów GPS zlokalizowanych w okolicach Þorvaldseyri około 15 kilometrów na południowy wschód od miejsca późniejszej erupcji stwierdził, że doszło do przemieszczenia się skorupy ziemskiej o 3 cm w kierunku południowym, z czego 1 cm przemieszczenia miał miejsce w przeciągu ostatnich czterech dni. Ta aktywność sejsmiczna została wywołana przez ciśnienie powstające przy przesuwaniu się magmy spod skorupy ziemskiej do komory wulkanu. Nasilenie aktywności sejsmicznej rejestrowano pomiędzy 3 i 5 marca. Natomiast ostatecznie pierwsza erupcja wulkanu Eyjafjallajökull nastąpiła 20 marca 2010. Ta i następne erupcje wprowadziły do atmosfery chmury pyłów wulkanicznych, które spowodowała zakłócenia lo-

tów na terenie całej północnej Europy. Zetknięcie się lawy o temperaturze  $1200 \text{ }^\circ\text{C}$  z dnem lodowca o grubości 200 m, spowodowało szybkie topienie się lodu i następnie parowanie powstałej wody, doprowadzając do powstania chmury, składającej się głównie z pary wodnej i mikroskopijnej wielkości cząsteczek szkła, które zagrażają bezpieczeństwu samolotów odrzutowych (loty z głównych lotnisk zostały zawieszane 15 kwietnia 2010). W porównaniu z pierwszym wybuchem, ten drugi, którego początek ustalono na 08:15 UTC w dniu 15 kwietnia 2010, miał dziesięć do dwudziestu razy większą siłę. Na ryc. 3 zaprezentowano przygotowywaną w trybie operacyjnym prognozę przemieszczania się chmury pyłów wulkanicznych, jak również obrazy satelitarne, przedstawiające rzeczywistą dyspersję chmury pyłów wulkanicznych.





**Ryc. 3.** Rozprzestrzenianie się chmury pyłów wulkanicznych w wyniku drugiej erupcji wulkanu. Z lewej – obraz satelitarny (białe strzałki pokazują obszar zajmowany przez chmurę pyłów), z prawej – operacyjna prognoza dyspersji chmury pyłów: (1) 15.04.2010, 08:15 UTC, (2) 15.04. 2010, 11:45 UTC, (3) 15.04.2010, 23:45 UTC, (4) 16.04. 2010, 11:45 UTC, (5) 16.04.2010, 23:45 UTC. Maksymalne prognozowane wartości stężeń zobrazowane na rysunkach osiągają nawet  $12 \text{ mg/m}^3$  – w odcieniach od ciemnoszarego do czarnego (wprowadzono zakaz lotów przy stężeniach pyłu ponad  $2 \text{ mg/m}^3$ )

**Fig. 3.** Dispersion of the volcanic ash cloud from the second eruption. Left – a satellite image (white arrows show the area occupied by ash); right – potential dispersion of the ash cloud: (1) 15.04.2010, 08:15 UTC, (2) 15.04. 2010, 11:45 UTC, (3) 15.04.2010, 23:45 UTC, (4) 16.04. 2010, 11:45 UTC, (5) 16.04.2010, 23:45 UTC. The predicted maximum concentrations reached values as high as  $12 \text{ mg/m}^3$  – shades of dark gray to black colors (volcanic eruption forced the flight bans when the ash concentration was above  $2 \text{ mg/m}^3$ )

## DYSKUSJA

Środowiskowe oddziaływanie aerozoli w atmosferze było przedmiotem badań wielu ośrodków naukowych na świecie [m.in. 13–22]. Powszechnie już wiadomo, że pył z aerozolu atmosferycznego o średnicach cząstek poniżej  $2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ) może osadzać się w dolnych partiach układu oddechowego ze względu, że łatwo penetruje jego górne odcinki. Ten fakt zaważył o ustanowieniu nowych standardów jakości powietrza w odniesieniu do pyłów zawieszonych. Polskie i europejskie normy dopuszczalne dla  $\text{PM}_{2,5}$  odnoszą się do wartości średnich rocznych ( $25 \mu\text{g/m}^3$ ), natomiast dla pyłu  $\text{PM}_{10}$  (o średnicach cząstek poniżej  $10 \mu\text{m}$ ) zarówno do wartości średnich rocznych ( $40 \mu\text{g/m}^3$ ), jak i średnich dobowych ( $50 \mu\text{g/m}^3$ , dopuszczalna liczba przekroczeń – 35 dni w roku). Standardy WHO są znacznie ostrzejsze. Zalecane stężenie roczne  $\text{PM}_{10}$  wynosi  $20 \mu\text{g/m}^3$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  –  $10 \mu\text{g/m}^3$ , natomiast 24-godzinne stężenie  $\text{PM}_{2,5}$  –  $25 \mu\text{g/m}^3$ .

Liczne badania epidemiologiczne wskazują na istnienie zależności pomiędzy rejestrowanymi poziomami zanieczyszczeń powietrza a zaburzeniami czynnościowymi układu oddechowego lub krwionośnego [18–20]. W szeregu publikacji dowodzi się nawet, że istnieje ścisły związek między wzrostem stężenia pyłu  $\text{PM}_{10}$  czy  $\text{PM}_{2,5}$  w atmosferze a wzrostem śmiertelności z powodu chorób układu

oddechowego i sercowo-naczyniowego [m.in. 17, 20]. Chociaż wielu badaczy podchodzi do tych wyników sceptycznie i uważa, że brak jest jasnych dowodów na zwiększoną zachorowalność, np. na astmę oskrzelową w wyniku zanieczyszczenia atmosfery, to jednak w większości są zgodni, że zapylenie powietrza podwyższa ryzyko występowania objawów świadczących o zaburzeniach oddechowych, zwłaszcza wśród dzieci i osób starszych. Może nastąpić ograniczenie przepływu powietrza (obturacyja) powiązane z wystąpieniem stanów zapalnych na skutek działania szkodliwych substancji. Grahame i Schlesinger [15] w podsumowaniu swojej pracy przeglądowej stwierdzili, że istnieje wiele popartych dowodów na toksyczne oddziaływanie różnych form pyłów na człowieka, jednak wciąż niewiadomo, które cząstki są za to najbardziej odpowiedzialne. W związku z tym konieczna jest kontrola poziomu stężeń aerozoli w atmosferze oraz ich czasowa i przestrzenna zmienność.

W pracy przedstawiono dwie aplikacje operacyjnego modelu atmosferycznego transportu zanieczyszczeń, ściśle powiązanego z operacyjnymi modelami meteorologicznymi, dostępnymi aktualnie w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Model ten uwzględnia najważniejsze procesy związane z emisją, transportem atmosferycznym, przemianami chemicznymi i radioaktywnymi oraz depozycja suchą i mokrą zanieczyszczeń. Może on być



stosowany zarówno do aplikacji prognostycznych, jak i diagnostycznych. Został w trakcie poprzednich prac zweryfikowany na obszernej grupie danych pomiarowych [12], wykazując dobrą zgodność wyników obliczeń z pomiarami dla wszystkich analizowanych zanieczyszczeń. Zgodność ta jest dobra zarówno dla symulacji transportu atmosferycznego związków zakwaszających i metali ciężkich na terenie Polski w skali roku [12], jak i dla symulacji incydentów emisyjnych na obszarze Europy, w skali kilku dni, dla pyłów, substancji radioaktywnych i śladowych.

Rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń, od emisji poprzez dyspersję w powietrzu, przemiany chemiczne i depozycję, w dalszym ciągu stanowi problem nie tylko na skalę krajową, ale również międzynarodową. Dotyczy to zarówno incydentów i katastrof emisyjnych, jak i długotrwałych procesów emisji – transportu – depozycji, których skutkiem jest pogorszenie jakości atmosfery i zagrożenie dla zdrowia człowieka. O skali i powadze problemu świadczą rozliczne protokoły i umowy zawierane w ostatnich latach, a dotyczące przede wszystkim ograniczania emisji oraz rozprzestrzeniania zanieczyszczeń drogą powietrzną. Jest to potwierdzenie wagi, jaką do problemu środowiskowego zagrożenia zdrowia przywiązują rządy większości krajów, szczególnie europejskich.

W niniejszej pracy przedstawiono również jeden ze sposobów analizy trajektorii cząstek powietrza transportujących zanieczyszczenia. Związany on był z analizą trajektorii chmury aerozoli w sytuacjach incydentalnych (trajektorie do przodu). Jest to prosta i dokładna metoda, która szybko pozwala ustalić przewidywany obszar zagrożenia i czas ekspozycji na zanieczyszczenia. Drugim sposobem jest analiza dużej ilości trajektorii wstecznych i grupowanie wyników (tak zwany *clustering*, analiza skupień). Jest to metoda statystyczna często stosowana w geostatystyce i badaniu zanieczyszczeń powietrza. Polega ona na analizie struktury i redukcji zbioru danych poprzez łączenie podobnych elementów. Wykorzystuje się ją z powodzeniem do identyfikacji źródeł pochodzenia zanieczyszczeń oraz do wyznaczania obszaru zagrożonego podwyższonymi stężeniami zanieczyszczeń w powietrzu.

## WNIOSKI

Opracowany w IMGW, zweryfikowany i przetestowany model atmosferycznego transportu zanieczyszczeń stanowi ważne operacyjne narzędzie, służące do opisu i analizy sytuacji awaryjnych w przy-

padku emisji substancji niebezpiecznych. Jest również przydatny do sporządzania analiz, prognoz jakości powietrza na obszarze Polski, jak i wyznaczania czasu ekspozycji na zanieczyszczenia dla różnych scenariuszy pogodowych, co jest istotne z punktu widzenia oceny środowiskowego zagrożenia zdrowia.

**Źródło finansowania:** Umowa trójstronna między Ministerstwem Środowiska, Krajowym Zarządem Gospodarki Wodnej i Instytutem Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowym Instytutem Badawczym o dotację celową na finansowanie Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej nr 43/DE/2013.

## PIŚMIENNICTWO

- Alcama J. i Bartnicki J. (ed.): Atmospheric computations to assess acidification in Europe: work in progress. IIASA Research Report RR-86-5, 1986.
- Zwoździak J.: Metody prognozy i analizy stężeń zanieczyszczeń w powietrzu w regionie Czarnego Trójkąta. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, 1995.
- Zwoździak J., Zwoździak A., Kmiec G. i wsp.: Some observations of pollutant fluxes over the Sudeten, south-western Poland. *Water, Air and Soil Pollut.* 1995; 85: 2009-2013.
- Zwoździak J., Gzella A. i Zwoździak A.: Tendencje zmian stężeń SO<sub>2</sub> w powietrzu w Górach Izerskich. *Archiwum Ochrony Środowiska.* 2000; 26: 7-19.
- Eliassen A., Saltbones J.: Modelling of long-range transport of sulphur over Europe: A two year model run and some model experiments. *Atmospheric Environment* 1983; 17: 1457-1473.
- Simpson D., Benedictow A., Berge H. i wsp.: The EMEP MSC-W chemical transport model – Part 1: Model description. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 2012; 12: 3781-3874.
- EMEP Status Report: Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2010. Joint MSC-W & CCC & CEIP Report 1/2012. Meteorological Synthesizing Centre – West. Oslo, Norway, 2012.
- Bartnicki J., Fagerli H.: Airborne load of nitrogen to European Seas. *Ecological Chemistry and Engineering S.* 2008; 15: 297-313.
- Bartnicki J., Semeena V.S., Fagerli H.: Atmospheric deposition of nitrogen to the Baltic Sea in the period 1995-2006. *Atmos. Chem. Phys.* 2011; 11: 10057-10069.
- Łobocki L., Strużewska J., Zdunek M. i wsp. Multiscale meteorological modelling for the „Health effects of air pollution – an integrated methodology” project in Kraków, Poland 2005. (W: Granier C., P. Monks, O. Tarasova, S. Tunçel, P. Borrell [eds.] *Air Quality in Eastern Europe. ACCENT/JRC Expert Workshop. ACCENT Secretariat, Report 8.2006, Urbino, Włochy*).
- Stohl A., Burkhardt J. F., Eckhardt S. i wsp.: An integrated internet-based system for analyzing the influence of emission sources and atmospheric transport on measured concentrations of trace gases and aerosols. Norwegian Institute for Air Research, Kjeller 2007.
- Mazur A.: Zunifikowany model atmosferycznego transportu zanieczyszczeń dla Polski. Rozprawa doktorska, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa 2008.



13. Pope C.A., Burnett R.T., Thun M.J. i wsp.: Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA 2002; 287: 1132-1141.
14. Rabczenko D., Wojtyński B., Wysocki M. i wsp.: Krótkookresowy wpływ zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego dwutlenkiem siarki, pyłami zawieszonymi i dwutlenkiem azotu na umieralność mieszkańców miast w Polsce, Przegl. Epidemiol. 2005; 59: 969-979.
15. Grahame T.J., Schlessinger R.B.: Evaluating the health risk from secondary sulfates in Eastern North American regional ambient air particulate matter. Inhalation Toxicology 2005; 17: 15-27.
16. Ebel, S.T., Wilson, E.W., Brauer, M.: Exposure to ambient and nonambient components of particulate matter: a comparison of health effects. Epidemiology 2005; 16: 396-405.
17. Neuberger M., Rabczenko D., Moshammer H.: Extended effects of air pollution on cardiopulmonary mortality in Vienna. Atmos. Environ. 2007; 41: 8549-8556.
18. WHO (World Health Organization) Europe. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global Update 2005. Geneva 2006.
19. WHO (World Health Organization) Europe. Health risk of PM from long range transboundary air pollution, Copenhagen 2006.
20. Liang W.M., Wei H.Y., Kuo H.W.: Association between daily mortality from respiratory and cardiovascular diseases and air pollution in Taiwan. Environ. Res. 2009; 109: 51-58.
21. Ashmore M.R., Dimitroulopoulou C.: Personal exposure of children to air pollution. Atmos. Environ. 2009; 43: 128-141.
22. Zwoździak A., Sówka I., Zwoździak J. i wsp.: Analiza zanieczyszczenia powietrza pyłem PM<sub>2,5</sub> w aspekcie potencjalnego ryzyka utraty zdrowotności mieszkańców Wrocławia. Medycyna Środowiskowa 2010; 13: 25-31.
23. Stohl, A., Forster, C., Frank i wsp.: Technical note: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2., Atmos. Chem. Phys., 5, 2461-2474, 2005.
24. Robertson L., J. Langner: An Eulerian Limited-Area atmospheric transport model. Journal of Applied Meteorology, 38: 190-210, 1998.

*Adres do korespondencji:*

*Andrzej Mazur*

*Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej*

*Państwowy Instytut Badawczy*

*01-673 Warszawa, ul. Podleśna 61*

*tel. (22) 5694 134*

*e-mail: andrzej.mazur@imgw.pl*