

WYZNACZANIE STĘŻENIA ORAZ DEPOZYCJI NH_x W POLSCE ZA POMOCĄ MODELU FRAME

**Maciej KRYZA¹⁾, Marek BŁAŚ¹⁾,
Anthony J. DORE²⁾, Mieczysław SOBIK¹⁾**

¹⁾ Uniwersytet Wrocławski, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego, Zakład Meteorologii i Klimatologii

²⁾ Edinburgh Research Station, Centre for Ecology and Hydrology

Słowa kluczowe: amoniak, depozycja zanieczyszczeń, model FRAME, Polska, stężenie zanieczyszczeń

Streszczenie

Skuteczne zmniejszenie emisji tlenków siarki i azotu w Europie doprowadziło w ostatnich latach do zwiększenia względnego udziału amoniaku w zakwaszeniu i eutrofizacji środowiska przyrodniczego. W pracy zaprezentowano wyniki modelowania rozkładów przestrzennych stężenia oraz depozycji suchej i mokrej amoniaku w Polsce w rozdzielczości 5x5 km. W tym celu zastosowano brytyjski model FRAME, który w ostatnich latach jest przystosowywany do pracy w warunkach polskich. FRAME jest modelem typu Lagrange'a, cechującym się dużą rozdzielczością pionową (33 warstwy) oraz przestrzenną (5x5 km).

Walidację modelu w odniesieniu do stężenia i depozycji NH_x przeprowadzono na podstawie pomiarów punktowych oraz przez porównanie bilansu depozycji z innymi dostępnymi źródłami danych: EMEP (European Monitoring and Evaluation Program), IOŚ i IMGW. Stwierdzono dużą zgodność wyników uzyskanych za pomocą modelu FRAME z dostępnymi danymi pomiarowymi. Bilans depozycji suchej i mokrej NH_x dla Polski, obliczony na podstawie danych uzyskanych za pomocą FRAME, jest zbliżony do podawanego przez EMEP i GIOŚ.

Zaprezentowane w pracy wyniki badań wykazują także konieczność poprawy niektórych parametrów w polskiej wersji modelu FRAME. Dotyczy to szczególnie procesu seeder-feeder, którego efektywny wpływ na wielkość mokrej depozycji zmienia się przestrzennie.

WSTĘP

Jednym z głównych źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza w Polsce – poza przemysłem i transportem – jest rolnictwo. W warunkach postępującego ograniczania emisji SO_2 i NO_2 z przemysłu obserwuje się stopniowe zwiększanie się udziału amoniaku w zakwaszaniu i eutrofizacji środowiska [SUTTON, 2006]. Rolnictwo generuje ok. 97% całkowitej emisji amoniaku w Polsce, co w 2002 r. równało się 314 Gg NH_3 [OLENDRZYŃSKI i in., 2004; SAPEK, 1995]. Struktura emisji ze źródeł rolniczych jest następująca: 29% pochodzi z chowu świń, po 25% ze stosowania nawozów oraz chowu krów mlecznych, natomiast na pozostałe 21% składają się przede wszystkim pozostałe bydło, drób, konie i owce [OLENDRZYŃSKI i in., 2004]. Udział przemysłu w emisji amoniaku ogranicza się do ok. 1%, z czego ponad połowa przypada na 4 największe w Polsce zakłady chemiczne [The European..., 2004].

Obecnie brakuje modeli opisujących rozkład przestrzenny stężenia oraz suchej i mokrej depozycji zanieczyszczeń w Polsce, szczególnie modeli pracujących w wysokiej rozdzielczości przestrzennej, umożliwiającej przeprowadzenie analiz w skali regionalnej. Podstawowym źródłem informacji przestrzennej o stężeniu i depozycji zanieczyszczeń, stosowanym w licznych studiach obejmujących całe spektrum różnych zagadnień, jest obecnie model EMEP [TARRASON, SCHAUG, 2000]. Okazał się on niezwykle cennym narzędziem do zobrazowania wielkości emisji zanieczyszczeń w skali Europy, monitorowania jej zmian ilościowych i jakościowych oraz oszacowania roli transportu dalekiego zasięgu oraz wartości stężenia i depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych. Jego najistotniejszą wadą jest mała rozdzielczość przestrzenna (50×50 km), która znacznie ogranicza możliwości uwzględniania procesów atmosferycznych zachodzących w skali regionalnej (np. wiążących się z rzeźbą terenu). Kolejnym przykładem jest model POLNOX, opracowany w Instytucie Ochrony Środowiska Politechniki Warszawskiej [ABERT, BUDZIŃSKI, JUDA-REZLER, 1994]. Mimo nieco większej rozdzielczości przestrzennej w porównaniu z EMEP (30×30 km), nie ma on możliwości uwzględniania emisji transgranicznej oraz rzeźby terenu, co jest jego istotną wadą.

Przedstawiony tutaj model FRAME (ang. „Fine Resolution Atmospheric Multi-pollutant Exchange”) powstał i jest w dalszym ciągu rozwijany w CEH (Centre for Ecology and Hydrology) w Edynburgu. Od wielu lat jest stosowany przez brytyjskie organizacje rządowe jako narzędzie wspomagające podejmowanie decyzji związanych z ograniczaniem emisji i depozycji zanieczyszczeń w Wlk. Brytanii.

Podstawowym celem niniejszego opracowania jest zaprezentowanie możliwości zastosowania FRAME do modelowania rozkładów przestrzennych średnich rocznych stężeń oraz rocznej depozycji (suchej i mokrej) amoniaku w Polsce z rozdzielczością przestrzenną 5×5 km.

METODA OPRACOWANIA PRZESTRZENNYCH ROZKŁADÓW STĘŻENIA I DEPOZYCJI NH_x

MODEL FRAME

FRAME jest modelem typu Lagrange'a, uwzględniającym wszystkie podstawowe procesy atmosferyczne odpowiedzialne za transport i depozycję emitowanych zanieczyszczeń w rocznym kroku czasowym. Model FRAME szczegółowo opisali SINGLES, SUTTON i WESTON [1998] oraz FOURNIER i in. [2005a, b] i w tej pracy jego charakterystyka zostanie ograniczona do niezbędnego minimum.

Wszystkie procesy atmosferyczne i chemiczne, uwzględnione w modelu FRAME, są analizowane w kolumnie powietrza o podstawie 5×5 km. Przemieszcza się ona zgodnie z kierunkiem wiatru, który jest rozpatrywany z 1-stopniową rozdzielczością, a rezultaty są ważone według jego rocznej częstości. Analizowana kolumna powietrza jest podzielona na 33 warstwy, z których najniższa ma 1 m, zaś najwyższa, sięgająca do 2 500 m, ma 100 m miąższości. Duża rozdzielczość pionowa modelu umożliwia precyzyjne zlokalizowanie wysokości źródeł emisji w kolumnie powietrza i uniknięcie uproszczenia, przyjmowanego w modelach wielkoskalowych, że emitowane zanieczyszczenia są od razu jednorodnie wymieszane w warstwie powietrza o dużej miąższości. Dotyczy to także źródeł emisji potraktowanych jako przestrzenne ze względu na zastosowaną wielkość oka siatki modelu FRAME.

Schemat uwzględnionych reakcji chemicznych oraz współczynniki wymywania zanieczyszczeń są podobne do przyjętych w modelu EMEP [BARRETT, SELAND, 1995]. Zastosowany moduł chemiczny FRAME uwzględnia reakcje w fazie gazowej i ciekłej tlenków siarki i azotu oraz konwersję NH_3 do $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ i NH_4NO_3 . Istotna różnica w stosunku do modeli o małej rozdzielczości przestrzennej dotyczy uwzględnienia przez FRAME procesu „seeder-feeder”. Proces ten, który nie ma w literaturze przedmiotu nazwy polskiej, prowadzi w obszarach górskich do tworzenia się chmur orograficznych i bardziej wydajnego usuwania zanieczyszczeń z atmosfery [DORE, CHOULARTON, FOWLER, 1992]. Wyniki pomiarów w Sudetów Zachodnich wykazały, że mechanizm ten powoduje dwukrotny wzrost wydajności opadu atmosferycznego i mokrej depozycji zanieczyszczeń [DORE, SOBIK, MIGAŁA, 1999].

DANE WEJŚCIOWE

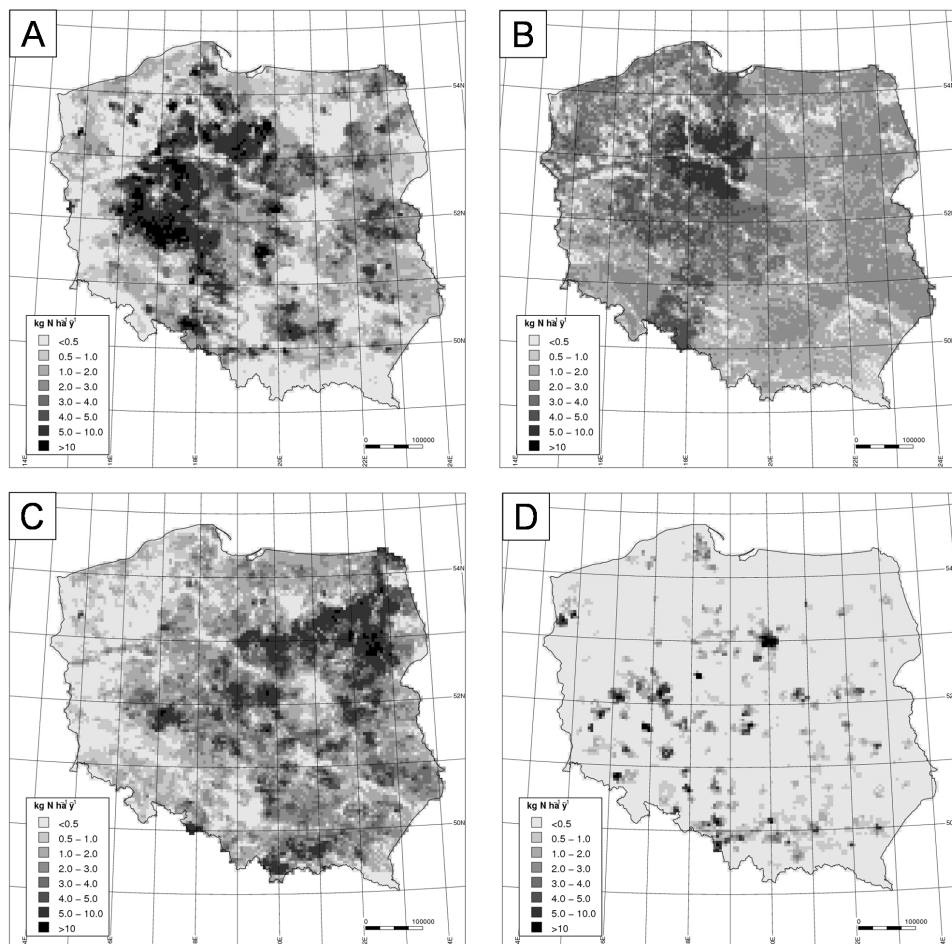
Przestrzenna informacja o emisji zanieczyszczeń. Podstawową informacją wejściową do modelu FRAME jest przestrzenna informacja o rocznych wartościach emisji SO_2 , NO_2 oraz NH_3 . Ze względu na procesy chemiczne zachodzące w atmosferze niewłaściwe jest rozpatrywanie procesu dyspersji w odniesieniu do samego amoniaku. Dlatego do uzyskania informacji o stężeniu i depozycji NH_x

konieczne jest uwzględnienie emisji do atmosfery także innych związków chemicznych.

Metodę opracowywania map emisji niskiej NH_3 przedstawiono poniżej. Pod pojęciem emisji niskiej autorzy rozumieją, za JUDA-REZLER [2006] i MARKIEWICZ [2004], emisję ze źródeł zlokalizowanych blisko powierzchni ziemi. Ponadto model uwzględnia szczegółowe dane o emisji rocznej ze źródeł punktowych, uzyskane z bazy EPER [The European..., 2004].

Na potrzeby modelowania stężenia i depozycji NH_3 przygotowano mapy z informacją o wartości rocznej emisji niskiej, oddzielnie dla poszczególnych źródeł rolniczych (rys. 1). Posłużono się metodyką podobną do zaproponowanej przez DRAGOSITS i in. [1998]. Źródłową informację stanowiły dane Banku... [2006], pochodzące z powszechnego spisu rolnego przeprowadzonego w 2002 r. Wykorzystując te dane i stosując wskaźniki emisji przedstawione przez OLENDRZYŃSKIEGO i in. [2004], obliczono emisję NH_3 generowaną przez zwierzęta gospodarskie z rozbiorem na poszczególne gatunki (na poziomie gminy) oraz wynikającą ze stosowania nawozów sztucznych (na poziomie województw). W następnym kroku całą emisję z gminy/województwa przypisano do odpowiednich klas użytkowania terenu, uzyskanych z bazy CORINE Land Cover [BUETTNER, FERANEC, JAFFRAIN, 2002]. Przyjęto założenie, że emisja wynikająca ze stosowania nawozów będzie przypisana jedynie do powierzchni gruntów ornych, natomiast emisja z chowu zwierząt została rozłożona między pastwiska i łąki oraz luźną zabudowę. Jeśli w danej gminie nie było takich terenów, to przyjęto, że emisja odbywa się równomiernie z całego obszaru użytkowanego rolniczo w danej gminie. Konieczność przyjęcia tego założenia wynika z niedostatecznej szczegółowości bazy CORINE Land Cover, która uwzględnia jednolicie pokryte obszary, jeśli ich powierzchnia przekracza 25 ha. W kolejnym kroku obliczono średnią roczną emisję z hektara dla każdej gminy/województwa, dzieląc całkowitą emisję NH_3 z tego obszaru przez powierzchnię terenu w gminie/województwie, z którego zanieczyszczenia mogą być emitowane. Wyniki przypisano do odpowiednich klas użytkowania terenu, uzyskując przestrzenną informację o średniej rocznej emisji z hektara, stanowiącą materiał wejściowy do modelu FRAME. Mapy emisji przygotowano w rozdzielczości przestrzennej 100×100 m, co odpowiada rozdzielczości wejściowej mapy CORINE. Na potrzeby modelowania dokonano agregacji do siatki 5×5 km (rozdzielczość modelu FRAME, rys. 1).

Istnieją znaczne rozbieżności w podawanych w literaturze wartościach współczynników emisji NH_3 dla poszczególnych źródeł rolniczych, co prowadzi do istotnych różnic w szacunkach emisji całkowitej [PIETRZAK, 2006]. W pracy zastosowano wartości sugerowane przez OLENDRZYŃSKIEGO i in. [2004], używane m.in. w raportach EMEP. Porównanie wyników z modeli FRAME i EMEP, przedstawione w dalszej części publikacji, uzasadnia – zdaniem autorów – przyjęcie wskaźników za OLENDRZYŃSKIM i in. [2004] do opracowania map emisji ze źródeł rolniczych.



Rys. 1. Emisja ($\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) z chowu poszczególnych gatunków zwierząt gospodarskich oraz stosowania nawozów w Polsce w 2002 r.; A – trzoda chlewna, B – nawozy sztuczne, C – krowy mleczne, D – kury nioski

Fig. 1. Emissions ($\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) from livestock farming and fertilizers consumption for Poland in 2002; A – pigs, B – fertilizer application, C – dairy cows, D – laying hens

Pozostałe dane wejściowe

- Wartości brzegowe stężeń zanieczyszczeń (transport transgraniczny) uzyskane z użyciem modelu FRAME-EUROPE o rozdzielczości 50×50 km.
- Cyfrowa mapa z roczną sumą opadu atmosferycznego przeliczonego do średniej wartości dla pól elementarnych siatki 5×5 km [KRYZA, 2006].
- Dane o frekwencji i prędkości wiatru w warstwie 500–1000 m n.p.m., w 15-stopniowych sektorach kierunkowych (do przygotowania tej informacji

posłużyły dane z pomiarów aerologicznych prowadzonych w Polsce i krajach sąsiednich).

- Warstwa z podziałem na 5 głównych kategorii użytkowania terenu (las, tereny rolnicze, łąki, tereny zurbanizowane, woda) przygotowana na podstawie bazy CORINE Land Cover [BUETTNER, FERANEC, JAFFRAIN, 2002]; model FRAME różnicuje wydajność suchej depozycji w zależności od klasy użytkowania terenu.

Walidacja modelu. Walidację modelu przeprowadzono na podstawie dostępnych danych pomiarowych stężeń NH_x (trzy punkty sieci EMEP) oraz danych o składzie chemicznym opadu atmosferycznego z 25 punktów sieci Krajowego Monitoringu Chemizmu Opadów Atmosferycznych IOŚ/IMGW. Bilans depozycji suchej i mokrej, obliczony dla całego obszaru Polski na podstawie danych uzyskanych z modelu FRAME, porównano z wartościami, które podają EMEP i GIOŚ [EMEP, 2006; Monitoring..., 2006]. Informacja o stężeniu NH_3 , uzyskana z modelu FRAME, a wykorzystana do porównań z pomiarami oraz zaprezentowana na rysunkach, jest wartością średnią z dwóch najniższych warstw modelu (do 2 m n.p.g.).

DYSKUSJA WYNIKÓW

Przygotowane dane wejściowe, zastosowane w modelu FRAME, posłużyły do wygenerowania zestawu map, prezentujących rozkład przestrzenny stężenia oraz suchej i mokrej depozycji amoniaku na obszarze Polski w 2002 r. (rys. 2). Wyniki uzyskane za pomocą modelu FRAME zestawiono z rozkładami przestrzennymi, obliczonymi przez model EMEP. Przestrzenny obraz stężeń jest zbliżony do obrazu na mapach emisji ze źródeł rolniczych, stanowiących główne źródło amoniaku. Stężenie NH_3 , obliczone przez model FRAME, wynosi od $0,1 \mu\text{g NH}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ w najwyższych partiach gór do nieco ponad $10 \mu\text{g NH}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ w Wielkopolsce i na Kujawach (średnia z warstw modelu FRAME do wysokości 2 m n.p.g.; rys. 2 A1). W modelu FRAME uzyskujemy przeciętne, roczne stężenie dla całego pola elementarnego o powierzchni 25 km^2 . Lokalnie, w strefie intensywnej produkcji rolniczej, średnioroczne stężenie amoniaku może dochodzić do $20 \mu\text{g NH}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ [Raport..., 2002]. Największe stężenia amoniaku występują w Wielkopolsce oraz na Kujawach, które wyróżniają się intensywnym rolnictwem towarowym. Na oba województwa przypada blisko 40% pogłowia świń w Polsce, 22% pogłowia bydła ogółem oraz 24% krajowego zużycia nawozów sztucznych [Bank..., 2006]. Lokalnie pojawiające się maksima mają także związek z dużą emisją punktową z przemysłu chemicznego (np. Zakłady Chemiczne Police S.A.).

Na terytorium Polski istnieją jedynie 3 punkty sieci EMEP z systematycznie prowadzonymi pomiarami koncentracji NH_3 (Jarczew, Łeba oraz Śnieżka). Z tego względu walidacja rozkładu przestrzennego stężenia NH_3 , uzyskanego za pomocą

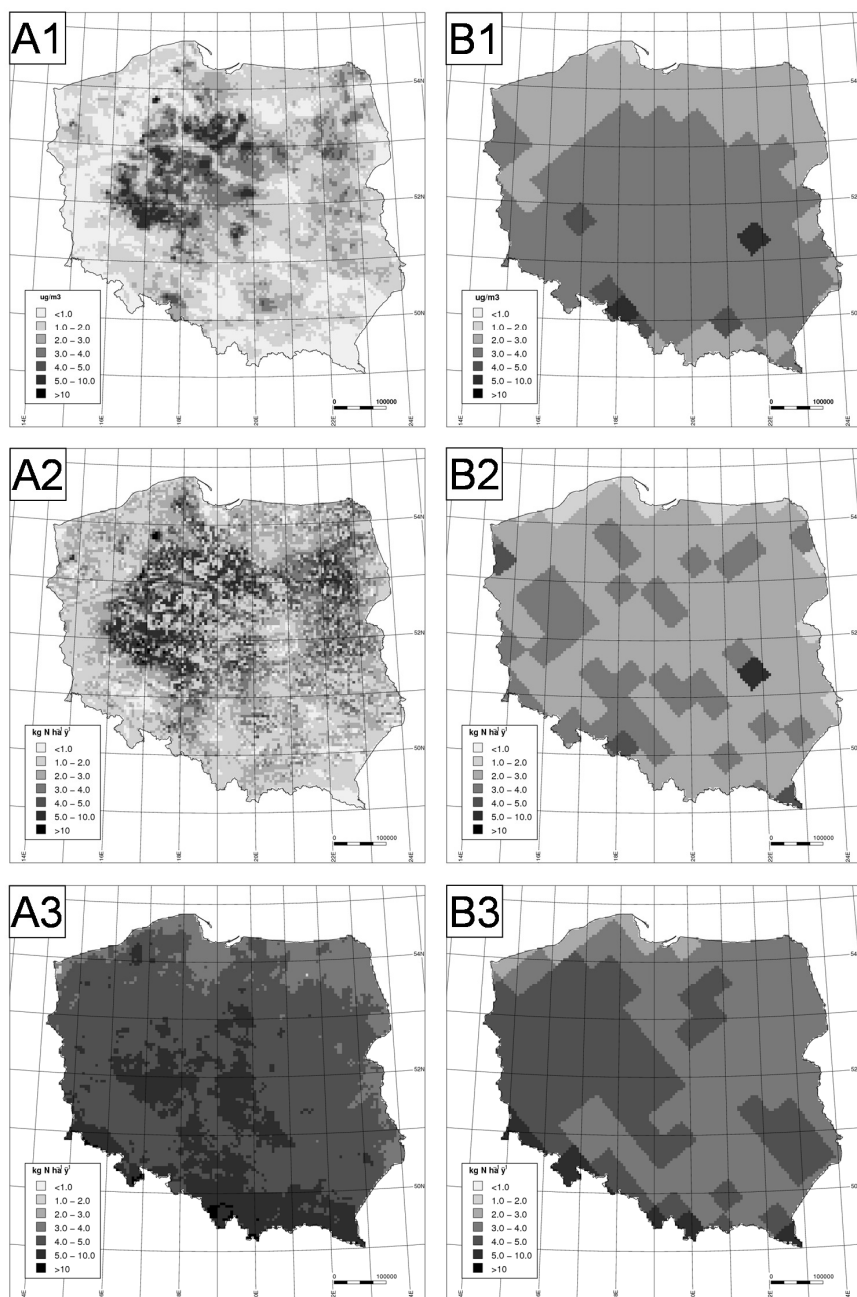
Rys. 2. Stężenie NH_x (1), depozycja sucha (2) oraz mokra (3) według A – FRAME, B – EMEP [2002]

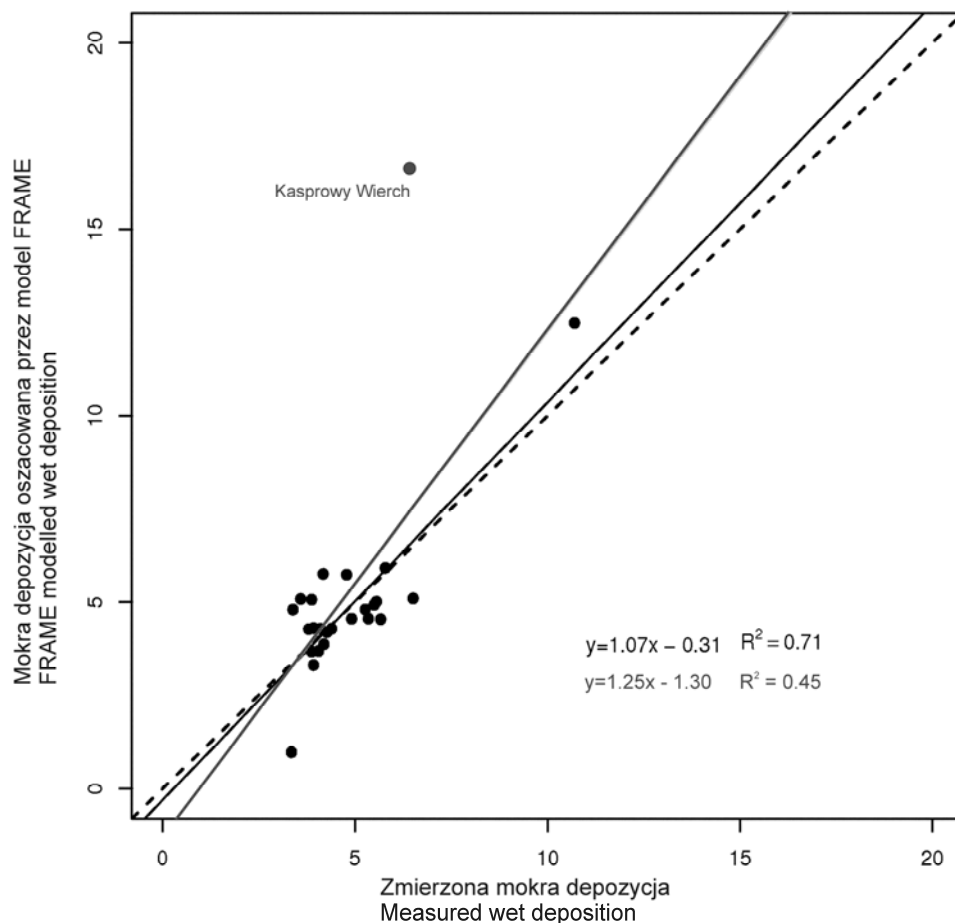
Fig. 2. Air concentration (1), dry (2) and wet deposition (3) of reduced nitrogen estimated by the A – FRAME, B – EMEP [2002]

modelu FRAME, jest bardzo ograniczona. Dodatkowo dwie stacje są zlokalizowane w miejscach dość szczególnych – na Wybrzeżu (Łeba) oraz wysoko w górach (Śnieżka). Autorzy zdecydowali się jednak na jej prezentację ze względu na chęć możliwie pełnej ilościowej oceny rezultatów uzyskanych za pomocą modelu FRAME, z wykorzystaniem wszystkich dostępnych danych pomiarowych.

Zgodność szacunków modelu FRAME z wynikami pomiarów przedstawia się następująco: Jarczew odpowiednio 2,00 i 1,38, Łeba 0,67 i 0,64 oraz Śnieżka 0,48 i 0,24 $\mu\text{g NH}_3\cdot\text{m}^{-3}$. Przeszacowanie stężenia na Śnieżce wynika głównie z jej małej reprezentatywności w stosunku do szerszego otoczenia. Ze względu na wysokość Śnieżki (1 602 m n.p.m.) wyniki pomiarów stężenia zanieczyszczeń są reprezentatywne bardziej dla swobodnej atmosfery.

Rozkład przestrzenny suchej depozycji NH_x , podobnie jak stężenia, jest zbliżony do obrazu na mapach emisji niskiej ze źródeł rolniczych, która ma duży udział w emisji całkowitej (rys. 1, 2). Duże wartości suchej depozycji NH_x blisko źródeł emisji są udokumentowane w wielu publikacjach, np. DORE i in. [2007], Transboundary... [2001]. Sucha depozycja w znacznym stopniu zależy od klas użytkowania terenu, którym przypisano różną wydajność depozycji. Z tego względu jej obraz przestrzenny jest bardzo złożony. Najbardziej wydajnym receptorem depozycji suchej jest las z powodu dużego rozwinięcia powierzchni recepcyjnej (SAI – ang. „Surface Area Index”). Najmniejszą wydajnością charakteryzują się tereny pozbawione roślinności (woda, odkryta gleba, tereny zurbanizowane). Według szacunków uzyskanych za pomocą modelu FRAME, roczna wydajność suchej depozycji NH_x w najwyższych partiach gór nie przekracza $1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Maksyma, estymowane przez model FRAME w Wielkopolsce oraz na Kujawach, przekraczają $10 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Roczny bilans depozycji suchej NH_x dla terytorium Polski, obliczony w modelu FRAME, jest zbliżony do podawanego przez EMEP (odpowiednio 79,6 i 85,9 Gg N- NH_x).

W modelowaniu mokrej depozycji NH_x niezwykle istotne okazało się uwzględnienie transportu aerozolu spoza terytorium Polski, który generuje 40–50% mokrej depozycji na terytorium Polski. Depozycję mokrą, obliczoną za pomocą modelu FRAME, porównano z dostępnymi wynikami pomiarów (rys. 3). Współczynnik determinacji przekracza 0,71. Z analizy wykluczono jedynie stację Kasprowy Wierch, w przypadku której za pomocą modelu uzyskuje się istotnie przeszacowane wartości. W dużej mierze wynika to z 75-procentowego udziału opadów z półrocza ciepłego (V–X) w rocznej sumie opadu w 2002 r. W zdecydowanej przewadze był to opad konwekcyjny z charakterystycznym, małym stężeniem zanieczyszczeń (3-krotnie mniejszym niż w stacjach nizinnej części Polski). W modelu FRAME uwzględniono rolę procesu seeder-feeder, zakładając dla opadu wyższego od przeciętnego na nizinach dwukrotnie większą wartość współczynnika wymywania, co prowadzi do efektywnego zwiększenia tempa depozycji zanieczyszczeń. Zastosowanie tak dużego współczynnika w odniesieniu do opadów konwekcyjnych na Kasprowym Wierchu oraz na terenie całych Tatr Wysokich



Rys. 3. Mokra depozycja NH_x ($\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) w Polsce w 2002 r. zmierzona i określona za pomocą modelu FRAME

Fig. 3. FRAME modelled vs. measured wet deposition of NH_x ($\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$) for Poland in 2002

spowodowało przeszacowanie mokrej depozycji NH_x . Znacznie mniejsze przeszacowanie odnotowano na Śnieżce, gdzie opady ciepłego półrocza stanowiły już tylko 56% ich ogólnej ilości, a udział opadów konwekcyjnych był znacznie mniejszy niż w Tatrach. Zaprezentowany przykład uzasadnia konieczność wprowadzenia do modelu dodatkowej informacji przestrzennej o współczynniku określającym udział opadów konwekcyjnych lub frontalnych, od czego w dużym stopniu zależy wydajność procesu seeder-feeder.

Bilans mokrej depozycji w Polsce, obliczony za pomocą modelu FRAME dla 2002 r., wyniósł 146,7 Gg N-NH_x i był bliski szacunkom podawanym przez EMEP (125,1 Gg N-NH_x) oraz IOŚ/IMGW (151,3 Gg N-NH_x). Całkowita depozycja (su-

cha + mokra) azotu zredukowanego wg obliczeń modelu FRAME wyniosła 226,3 Gg N-NH_x w stosunku do 211,1 Gg N-NH_x estymowanego przez EMEP.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Celem pracy było zaprezentowanie możliwości zastosowania modelu FRAME do tworzenia przestrzennej informacji o średniorocznym stężeniu amoniaku oraz rocznej wartości depozycji suchej i mokrej NH_x. Uzyskane wyniki pozwalają stwierdzić, że model FRAME daje wiarygodną informację przestrzenną o stężeniu i depozycji NH_x w Polsce. Należy jednak podkreślić ubóstwo dostępnych do weryfikacji modelu danych z pomiarów stężenia amoniaku w powietrzu. Nie ma także możliwości zweryfikowania wartości suchej depozycji NH_x ze względu na brak danych pomiarowych. W przypadku depozycji mokrej zgodność modelu FRAME z dostępnymi pomiarami jest zadowalająca.

Bilanse suchej i mokrej depozycji, obliczone z wykorzystaniem modelu FRAME, są zbliżone do uzyskanych z modelu EMEP oraz podawanych przez GIOŚ (tylko mokra depozycja). Jednocześnie mapy stężenia i depozycji NH_x, opracowane na podstawie symulacji wykonanych za pomocą modelu FRAME, cechuje stosunkowo duża szczegółowość ze względu na większą rozdzielczość przestrzenną niż np. modelu EMEP.

Niewątpliwą zaletą zaprezentowanego modelu FRAME, wynikającą z jego dużej rozdzielczości przestrzennej, jest możliwość uwzględnienia w nim procesów działających w małej skali przestrzennej. Przykładem jest tu proces seeder-feeder, przyczyniający się do znaczącego zwiększenia mokrej depozycji na obszarach górskich.

Zaprezentowane dane sugerują jednak, że na obecnym etapie rozwoju polskiej wersji modelu FRAME parametryzacja procesu seeder-feeder nie jest optymalna i wymaga korekty, co będzie celem dalszej pracy autorów. Uzyskane wyniki świadczą, że FRAME jest użytecznym narzędziem do modelowania stężenia i depozycji amoniaku w Polsce. Uwzględnienie wymienionych wyżej poprawek otwiera wiele możliwości aplikacyjnych modelu FRAME. Za jego pomocą można analizować zakres oddziaływania przestrzennego pojedynczych źródeł czy też poszczególnych sektorów emisji (np. oddzielnie emisji niskiej czy wysokiej lub w rozbiciu na poszczególne gatunki zwierząt gospodarskich). Dzięki przygotowanym danym emisyjnym można analizować zmiany przestrzenne stężenia i depozycji zanieczyszczeń w czasie. Umożliwia też analizowanie dowolnych scenariuszy zakładanych zmian w emisji czy też zmieniających się warunków klimatycznych.

Praca została sfinansowana ze środków MNiSW – granty nr 2 P04E 057 30 oraz 2 P04G 068 30.

LITERATURA

- ABERT K., BUDZIŃSKI K., JUDA-REZLER K., 1994. Regional air pollution models for Poland. *Ecol. Eng.* 3 s. 225–244.
- Bank danych regionalnych, 2006. www.stat.gov.pl.
- BARRETT K., SELAND O., 1995. European transboundary acidifying air pollution – Ten years calculated field and budgets to the end of the first Sulphur Protocol. EMEP 1/95. Oslo: Norw. Meteorol. Inst.
- BUETTNER G., FERANEC J., JAFFRAIN G., 2002. Corine land cover update 2002. Technical guidelines. Copenhagen: EEA ss. 56.
- DORE A.J., CHOULARTON T.W., FOWLER D., 1992. An improved wet deposition map of the United Kingdom incorporating the topographic dependence of rainfall concentrations. *Atmos. Env.* 26A s. 1375–1381.
- DORE A.J., SOBIK M., MIGAŁA K., 1999. Patterns of precipitation and pollutant deposition in the Western Sudety Mountains, Poland. *Atmos. Env.* 33 s. 3301–3312.
- DORE A.J., THEOBALD M.R., KRYZA M., VIENO M., TANG S.Y., SUTTON M.A., 2007. Modelling the dispersion of reduced nitrogen at different scales in the United Kingdom. 29th Int. Tech. Meet. Air Pollut. Modell. Appl. 24–28.10.2007, Aveiro, Portugal (w druku).
- DRAGOSITS U., SUTTON M.A., PLACE C.J., BAYLEY A., 1998. Modelling the spatial distribution of ammonia emissions in the United Kingdom. *Env. Pollut.* 102(S1) s. 195–203.
- EMEP, 2006. www.emep.int.
- FOURNIER N., TANG Y.S., DRAGOSITS U., KLUIZENAAR Y., SUTTON M.A., 2005a. Regional atmospheric budget of reduced nitrogen over the British Isles assessed using a multi-layer atmospheric transport model. *Water Air Soil Pollut.* 162 s. 331–351.
- FOURNIER N., WESTON K.J., DORE A.J., SUTTON M.A., 2005b. Modelling the wet deposition of reduced nitrogen over the British Isles using a Lagrangian multi-layer atmospheric transport model. *Quarter J. Royal Meteorol. Soc.* 131 s. 703–722.
- JUDA-REZLER K., 2006. Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko. Warszawa: OWP ss. 244.
- KRYZA M., 2006. Zastosowanie GIS do przestrzennego modelowania miesięcznych sum opadu atmosferycznego w Polsce. W: *Współczesna meteorologia i klimatologia w geografii i ochronie środowiska*. Pr. zbior. Red. K. Migąła, P. Ropuszyński. Wrocław: PTG s. 77–87.
- MARKIEWICZ M.T., 2004. Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Warszawa: OWP ss. 359.
- Monitoring jakości powietrza, 2006. www.gios.gov.pl
- OLENDRZYŃSKI K., DĘBSKI B., SKOŚKIEWICZ J., KARGULEWICZ I., FUDAŁA J., HŁAWICZKA S., CENOWSKI M., 2004. Inwentaryzacja emisji do powietrza SO₂, NO₂, NH₃, CO, pyłów, metali ciężkich, NMLZO i TZO w Polsce za rok 2002. Warszawa: PIOŚ ss. 103.
- PIETRZAK S., 2006. Metoda inwentaryzacji emisji amoniaku ze źródeł rolniczych w Polsce i jej praktyczne zastosowanie. *Woda Środ. Obsz. Wiej. t. 6 z. 1 (16) s. 319–334.*
- Raport Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Lublinie. Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w roku 2001, 2002. www.wios.lublin.pl.
- SAPEK A., 1995. Emisja amoniaku z produkcji rolnej. *Post. Nauk Rol.* 2 s. 3–23.
- SINGLES R., SUTTON M.A., WESTON K.J., 1998. A multi-layer model to describe the atmospheric transport and deposition of ammonia in Great Britain. *Atmos. Env.* 32 s. 393–399.
- SUTTON M.A., 2006. Atmospheric ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts. UNECE Expert Workshop on Ammonia, Leith, Edinburgh 2–6 XII 2006: www.ammonia-ws.ceh.ac

- TARRASON L., SCHAUG J., 2000. Transboundary acidification and eutrophication in Europe. EMEP summary report CCC and MSCW, Oslo.
- The European Pollutant Emission Register, 2004. <http://eper.ec.europa.eu>.
- Transboundary air pollution: acidification, eutrophication and ground-level ozone in the UK. 2001 Edinburgh: NEG-TAP DEFRA, ss. 314.

Maciej KRYZA, Marek BŁAŚ, Anthony J. DORE, Mieczysław SOBIK

MODELLING OF AMMONIA CONCENTRATIONS AND DEPOSITION OF REDUCED NITROGEN IN POLAND WITH THE FRAME MODEL

Key words: ammonia, FRAME model, Poland, pollutant deposition

S u m m a r y

Over the last ten years the acid and nitrogen deposition have decreased in Poland as a result of decreased emissions. However, the relative contribution of ammonia deposition shows an increasing trend. To support the national monitoring of ammonia concentration and deposition of reduced nitrogen, numerical models have been developed.

Here, the gridded emissions and meteorological data for 2002 were applied to estimate the concentration and deposition of NH_x for Poland with the FRAME model (Fine Resolution Atmospheric Multi-pollutant Exchange model). FRAME is a Lagrangian model with high spatial (5 x 5 km) and horizontal resolution (33 layers) and was originally developed for the United Kingdom. Because of its high spatial resolution, the model considers the seeder-feeder effect (the washout of polluted hill cloud droplets by raindrops from upper layers), which is largely responsible for enhanced wet deposition over mountainous areas.

FRAME results were compared with available data from the monitoring sites and with the EMEP and IMGW/IOŚ estimates of wet and dry deposition. The results show close agreement with measurements (with R^2 of 0.71 for wet deposition). Due to the fine spatial resolution of the FRAME model, the spatial distribution of NH_3 concentration and NH_x deposition shows a complex pattern which can not be noticed in the coarser resolution EMEP model. The FRAME national deposition budget is in close agreement with the EMEP and IMGW estimates.

The modelled reduced nitrogen wet deposition is overestimated in the Tatra Mts. This is because of the more continental climate and the seeder-feeder process being less effective, if compared with the UK. This suggests that the efficiency of the seeder-feeder effect, included into the model, should vary spatially.

Recenzenci:

doc. dr hab. Andrzej Myczko

prof. dr hab. Andrzej Sapek

Praca wpłynęła do Redakcji 19.09.2007 r.