

Załącznik 1. Autoreferat

Załącznik 1. Autoreferat

1. **Imię i nazwisko:** Maciej Kryza
2. **Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej**

Stopień naukowy doktora uzyskałem w kwietniu 2008r. na podstawie uchwały Rady Naukowej Instytutu Geografii i Rozwoju Regionalnego Uniwersytetu Wrocławskiego, po obronie pracy doktorskiej pt. „Modelowanie pola opadu atmosferycznego w Polsce jako uwarunkowania procesu depozycji zanieczyszczeń”. Praca została wykonana w Zakładzie Meteorologii i Klimatologii IGiRR UWr, pod kierunkiem prof. dr hab. Marii Dubickiej. Recenzenci: prof. Alojzy Woś (Uniwersytet Adama Mickiewicza w Poznaniu), prof. Zbigniew Ustrnul (Uniwersytet Jagielloński w Krakowie).

3. **Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/artystycznych**

2009 – obecnie: adiunkt w Zakładzie Klimatologii i Ochrony Atmosfery, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego, Uniwersytet Wrocławski

2008 – 2009: asystent w Zakładzie Meteorologii i Klimatologii, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego, Uniwersytet Wrocławski

2007 – 2008: samodzielny geograf w Zakładzie Meteorologii i Klimatologii, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego, Uniwersytet Wrocławski

4. Jako osiągnięcie naukowe wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.) przedstawiam jednotematyczny cykl sześciu publikacji pod zbiorczym tytułem „**Zastosowanie modelu dyspersji zanieczyszczeń w przestrzennej analizie transportu, stężeń i depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych w skali regionalnej**”.

a) (autor/autorzy, rok wydania, tytuł publikacji, nazwa wydawnictwa)

[A1] Kryza M., Błaś M., Dore A.J., Sobik M., 2010, National scale modelling of the concentration and deposition of reduced nitrogen and its application to Poland. Ecological Chemistry and Engineering – S, 17, 161-175 (IF 0.423; mój udział: 65%)
Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu badań (pomysł), 2) przygotowaniu danych wejściowych do modelowania, 3) przeprowadzeniu symulacji

Załącznik 1. Autoreferat

z modelem FRAME, 4) analizie i weryfikacji uzyskanych wyników, 5) napisaniu publikacji i przeprowadzenia jej przez etap recenzji.

[A2] Kryza M., Werner M., Błaś M., Dore A.J., Sobik M., 2010, The effect of emission from coal combustion in nonindustrial sources on deposition of sulphur and oxidised nitrogen in Poland. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 60, 856-866 (IF 1.977, mój udział: 70%)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu badań (pomysł), 2) przygotowaniu danych wejściowych do modelowania, 3) przeprowadzeniu symulacji z modelem FRAME, 4) analizie i weryfikacji uzyskanych wyników, 5) napisaniu publikacji i przeprowadzenia jej przez etap recenzji.

[A3] Kryza M., Dore A.J., Błaś M., Sobik M., 2011, Modelling deposition and air concentration of reduced nitrogen in Poland and sensitivity to variability in annual meteorology. *Journal of Environmental Management* 92, 1225-1236 (IF 3.161; mój udział: 70%)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu badań (pomysł), 2) przygotowaniu danych wejściowych do modelowania, 3) przeprowadzeniu symulacji z modelem FRAME, 4) analizie i weryfikacji uzyskanych wyników, 5) napisaniu publikacji i przeprowadzenia jej przez etap recenzji.

[A4] Kryza M., Werner M., Dore A.J., Błaś M., Sobik M., 2012, The role of annual circulation and precipitation on national scale deposition of atmospheric sulphur and nitrogen compounds. *Journal of Environmental Management* 109, 70-79 (IF 3.161, mój udział: 65%)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu badań (pomysł), 2) przygotowaniu danych wejściowych do modelowania dla Polski, 3) przeprowadzeniu symulacji z modelem FRAME dla Polski, 4) analizie i weryfikacji uzyskanych wyników, 5) napisaniu publikacji i przeprowadzenia jej przez etap recenzji.

[A5] Dore A.J., Kryza M., Hall J.R., Hallsworth S., Keller V.J.D., Vieno M., Sutton M.A., 2012, The influence of model grid resolution on estimation of national scale nitrogen deposition and exceedance of critical loads. *Biogeosciences* 9, 1597-1609 (IF 4.193, mój udział 20%)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) przygotowaniu danych wejściowych do modelowania, 2) analizie wyników symulacji z modelu FRAME, w tym wykonaniu porównania wyników modelu z pomiarami 3) współpracy w przygotowywaniu tekstu i odpowiedzi na recenzje.

[A6] Kryza M., Dore A.J., Werner M., Błaś M., 2012, Comparison and evaluation of the 1km and 5km resolution FRAME modelled annual concentrations of nitrogen oxides. International Journal of Environment and Pollution 50, 53-63 (IF 0.579, mój udział 75%)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu badań (pomysł), 2) przygotowaniu danych wejściowych do modelowania, 3) przeprowadzeniu symulacji z modelem FRAME, 4) analizie i weryfikacji uzyskanych wyników, 5) napisaniu publikacji i przeprowadzenia jej przez etap recenzji.

b) omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

Wstęp

Polska należy do grupy krajów europejskich z najwyższą emisją zanieczyszczeń zakwaszających (związki siarki i azotu) oraz eutrofizujących (związki azotu) do atmosfery. Dzieje się tak pomimo znacznej, po roku 1985, redukcji emisji, szczególnie z dużych źródeł przemysłowych emitujących SO₂ oraz NO_x (Mill 2006). W przypadku tych dwóch zanieczyszczeń, szczególnie dla SO₂, w dalszym ciągu obserwuje się spadkowy trend w krajowej emisji. W przypadku emisji amoniaku (NH₃), po początkowym spadku emisji, spowodowanym zmianami politycznymi i – w konsekwencji - gospodarczymi w Polsce, całkowita emisja krajowa ustabilizowała się na poziomie ok 320 Gg po roku 2000.

Emisja związków siarki i azotu do atmosfery (w obu formach: tlenków azotu i amoniaku) ma istotne, negatywne konsekwencje dla zdrowia ludzi i stanu ekosystemów. Wysokie stężenia SO₂, NO_x i NH₃ stanowią bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia ludzi i ekosystemów. W przypadku SO₂ i tlenków azotu oraz amoniaku, dopuszczalne poziomy stężenie definiuje Rozporządzenie Ministra Środowiska dnia 26 stycznia 2010r w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz.U. 2010 nr 16 poz. 87). W przypadku NH₃, zdefiniowane są także tzw. poziomy krytyczne (CL_{ev}; Cape et al. 2009), które w długofalowej perspektywie czasowej pozwalają na ochronę ekosystemów. SO₂, NO_x i NH₃ w atmosferze podlegają reakcjom chemicznym, tworząc wtórne aerozole nieorganiczne (Secondary Inorganic Aerosols, SIA; Seinfeld i Pandis 1998). SIA stanowią składową atmosferycznego pyłu

Załącznik 1. Autoreferat

zawieszonego we frakcjach PM_{10} oraz $PM_{2.5}$. Pył zawieszony w różnych frakcjach ma udokumentowane, negatywne oddziaływanie na zdrowie człowieka, przyczyniając się m.in. do zwiększonej częstości wystąpień zaburzeń układu oddechowego i krążenia (Pope et al. 2002). Wg różnych ocen, w tym badań przeprowadzonych w oparciu o modele dyspersji zanieczyszczeń, udział SIA w stężeniu PM_{10} w Polsce sięga 20% na wybrzeżu Morza Bałtyckiego i zwiększa się do 50-60% w środkowej części kraju (Kryza et al. 2010). Redukcja emisji prekursorów gazowych pyłu zawieszonego, jakimi są SO_2 , NO_x oraz NH_3 , prowadzi więc także do redukcji stężeń PM_{10} oraz $PM_{2.5}$, co wymusza m.in. dyrektywa 2008/50/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (tzw. Dyrektywa CAFE) oraz znowelizowana 16.03.2012 ustawa Prawo Ochrony Środowiska.

Emitowane do atmosfery zanieczyszczenia SO_2 , NO_x oraz NH_3 są z niej usuwane i deponowane na powierzchni receptorów. Depozycja może odbywać się przy udziale różnego rodzaju hydrometeorów (deszczu, śniegu itp.; tzw. mokra depozycja) lub bez ich udziału (tzw. depozycja sucha). Zdeponowane na powierzchni zanieczyszczenia prowadzą do zakwaszenia (łączna depozycja związków siarki i azotu) lub eutrofizacji (depozycja związków azotu) ekosystemów wodnych i lądowych (Hall et al. 2011, UBA 2004, Mill i Schlama 2010). Zakwaszenie oraz eutrofizacja prowadzą do zmian w składzie gatunkowym i funkcjonowaniu ekosystemów, i w efekcie do obniżenia bioróżnorodności. Depozycja związków azotu jest w tym kontekście uważana jako jedno z głównych, obok zmian klimatu, zagrożeń dla bioróżnorodności w skali zarówno regionalnej, jak i globalnej (RoTAP, 2012). Tolerancję danego ekosystemu na depozycję zanieczyszczeń eutrofizujących lub zakwaszających opisują tzw. ładunki krytyczne (CLoads). CLoads określają maksymalną dopuszczalną wielkość depozycji zanieczyszczeń eutrofizujących lub zakwaszających, jaka może być zdeponowana bez negatywnych skutków dla ekosystemu. W przypadku Polski, działania związane z redukcją emisji SO_2 i NO_x przyniosły także zdecydowaną redukcję obszarów z przekroczonym ładunkiem krytycznym dla zakwaszenia (Mill 2006, Mill i Schlama 2010). Zupełnie inaczej w przypadku eutrofizacji – zdecydowana większość ekosystemów jest zagrożona nadmierną depozycją związków azotu. Dla ochrony przed eutrofizacją, ważna jest także długofalowa perspektywa zmian w emisji związków azotu. Wg prognoz emisji IIASA GAINS (Amann et al. 2011), do roku 2030 można oczekiwać dalszej redukcji emisji NO_x . Natomiast emisja NH_3

Załącznik 1. Autoreferat

pozostanie na obecnym poziomie i to zanieczyszczenie stanowić będzie w tym kontekście główny problem środowiskowy. Podobna sytuacja dotyczy wielu krajów europejskich, m.in. Wlk. Brytanii, Francji czy krajów Beneluksu.

Możliwe do osiągnięcia np. na polu legislacyjnym zmniejszenie emisji zanieczyszczeń wydaje się być ograniczone, a tempo redukcji spada zarówno w Polsce, jak i w Europie. Z tego względu istotna wydaje się być rola warunków meteorologicznych, których duże zmiany z roku na rok mogą przyczyniać się do istotnej zmiany przestrzennego obrazu stężeń oraz depozycji zanieczyszczeń (Andersson et al. 2007). Kwantyfikacja roli warunków meteorologicznych jest także istotna z perspektywy globalnych zmian klimatu – jak np. zmiany w rozkładzie przestrzennym pola opadu wpłyną na wielkość depozycji i przekroczenia ładunków krytycznych? Te zagadnienia są obecnie przedmiotem wielu projektów badawczych, w tym m.in. projektu CECILIA (Juda-Rezler et al. 2012) i KLAPS, prowadzonego wspólnie przez Urząd Krajowy ds. Środowiska, Rolnictwa i Geologii (Niemcy), Uniwersytet Wrocławski oraz IMGW.

W przedstawionym powyżej szerszym kontekście zagadnień związanych z emisją, transportem, depozycją i ochroną oraz zarządzaniem jakością środowiska lokują się zagadnienia badawcze tworzące podstawę niniejszej pracy, w tym:

1. Zastosowanie modeli dyspersji zanieczyszczeń dla dostarczania informacji o stężeniach i depozycji zanieczyszczeń na potrzeby m.in. określania przekroczeń poziomów i ładunków krytycznych (prace A1-A6).
2. Kwantyfikacji roli poszczególnych źródeł emisji, w tym transportu transgranicznego, w kształtowaniu depozycji zanieczyszczeń w Polsce (prace A1-A3).
3. Kwantyfikacji roli warunków meteorologicznych w kształtowaniu przestrzennego obrazu depozycji zanieczyszczeń (prace A3 i A4).
4. Roli przestrzennej rozdzielczości modelu dyspersji zanieczyszczeń i jej wpływie na wyniki modelowanych stężeń i depozycji oraz niepewność określania przekroczeń ładunków i poziomów krytycznych (prace A3, A5 i A6).

W kolejnej części niniejszego autoreferatu te zagadnienia zostaną krótko omówione w kontekście wyników zaprezentowanych w artykułach stanowiących podstawę wniosku o uzyskanie stopnia dr habilitowanego.

Zastosowanie modelu dyspersji zanieczyszczeń w dostarczaniu informacji o stężeniach i depozycji zanieczyszczeń na potrzeby określania przekroczeń poziomów i ładunków krytycznych [A1-A6]

Wspólną podstawą metodyczną dla wszystkich prac stanowiących wnioski o uzyskanie stopnia doktora habilitowanego jest Lagrangeowski statystyczny model trajektorii Fine Resolution Atmospheric Multi-pollutant Exchange (FRAME). Model został opracowany w Wielkiej Brytanii, pierwotnie, jako model TERN, do analiz związanych z amoniakiem. Na dalszym etapie jego rozbudowy rozszerzony został zakres związków chemicznych analizowanych przez model, pozwalając na realizację obliczeń związanych z dyspersją i depozycją związków siarki oraz azotu, co jest głównym przedmiotem pracy prowadzonych przeze mnie badań. Brałem także udział w pracach rozbudowujących model o kolejne zanieczyszczenia, m.in. pył zawieszony (Kryza et al. 2010), kationy zasadowe (Werner et al. 2011) i metale ciężkie (praca przygotowywana do druku).

W ramach realizowanych prac model FRAME, pracujący oryginalnie wyłącznie dla obszaru Wlk. Brytanii w rozdzielczości przestrzennej 5km x 5km, pozwolił na realizację symulacji najpierw w domenie dla Polski [A1]. Z biegiem czasu kod modelu został rozbudowany i obecnie pozwala na elastyczne definiowanie domen (przykładem jest zastosowanie modelu do obliczania stężeń amoniaku w Chinach; Zhang et al. 2012). Pierwsze symulacje dla Polski wykonano dla roku bazowego 2002, który był wówczas najbardziej aktualnym rokiem, jeśli chodzi o dane emisyjne [A1]. W ramach pierwszych prac z modelem dla Polski utworzony został homogeniczny system, pozwalający na efektywne przygotowywanie danych wejściowych do modelu, w tym:

- meteorologicznych – róz wiatru (wg metodyki przedstawionej przez Dore et al. 2006) oraz pola opadu (w formie gridowej w siatce 5km x 5km i 1km x 1km),
- emisyjnych – z podziałem na sektory emisji SNAP, dla zanieczyszczeń SO₂, NO_x oraz NH₃ [A1, A2], niedawno rozszerzony o PM_{2.5}, PM₁₀, metale ciężkie oraz kationy zasadowe (Werner et al. 2011),
- warunków brzegowych, poprzez transformację wyników modelu FRAME-Europe do siatki 5km x 5km lub 1km x 1km w układach współrzędnych 1992 dla Polski oraz Ordnance Survey National Grid dla Wlk. Brytanii. To narzędzie jest obecnie również standardowo używane w zadaniach

Załącznik 1. Autoreferat

realizowanych w Wlk. Brytanii, we współpracy z Centrum Ekologii i Hydrologii w Edynburgu.

Zastosowana metoda przestrzennej aproksymacji wielkości emisji sprawdziła się dobrze dla roku 2002 [A1], dla którego przedstawiono także pierwsze porównania FRAME z pomiarami stężeń i depozycji zanieczyszczeń. Opracowany system działa bardzo efektywnie i w sposób niemal automatyczny generuje duże zestawy danych wejściowych do modelu FRAME. Przykładem jest praca [A3], przedstawiająca wyniki symulacji dla lat 2002-2005, czy [A4], gdzie zastosowano dane emisyjne dla roku 2005 i dane meteorologiczne dla kilku wybranych lat. Praca [A6] jest natomiast przykładem na elastyczność systemu, który można łatwo rozbudować do generowania danych np. emisyjnych w innych niż początkowo stosowana rozdzielczość. Obecnie system opracowywania danych wejściowych do modelu FRAME jest wykorzystywany także do generowania informacji o emisji pyłu zawieszonoego oraz metali ciężkich (Kryza et al. 2010). Wspiera także realizację projektu KLAPS (dane emisyjne dla roku 2010).

Pierwsze symulacje, zrealizowane dla roku 2002 [A1], oprócz prezentacji stężeń oraz suchej i mokrej depozycji NH_x dla Polski w wysokiej przestrzennej rozdzielczości, wykazały, że:

1. Model FRAME jest w stanie poprawnie określić średnioroczne stężenia i roczną depozycję suchą oraz mokrą dla Polski, a rezultaty są w dobrej zgodności z pomiarami.
2. Model FRAME daje wyniki w ogólnym zarysie zbliżone, co do rozkładu przestrzennego i krajowego bilansu depozycji, do uznanego, europejskiego modelu EMEP (siatka obliczeniowa 50km x 50km). Ten wniosek został potwierdzony także dla innych lat [A2, A3], a procedura porównywania obu modeli (FRAME oraz EMEP), zasadniczo różnych co do ich podstaw teoretycznych, stała się rutynową procedurą weryfikacji wyników. Również masa mokrej depozycji, zagregowana do obszaru całego kraju, jest zbliżona do szacunków opartych na pomiarach i metodzie odwrotnych odległości, używanej przez IMGW. Model FRAME pozwala jednak np. na wykonywanie prognoz czy zmiany parametrów meteorologicznych i emisji, na co nie pozwala system IMGW, bazujący na pomiarach opadu i mokrej depozycji.
3. W przypadku mokrej depozycji amoniaku stwierdzono znacznie lepszą zgodność modelu FRAME z pomiarami, niż w przypadku modelu EMEP.

Załącznik 1. Autoreferat

Model FRAME ma tendencję do stałego przeszacowywania mokrej depozycji mierzonej na Kasprowym Wierchu [prace A1-A5]. Nie stwierdzono takiego przeszacowania dla drugiej stacji górskiej – Śnieżki.

Kolejne prace potwierdzały dobrą zgodność w określaniu średniorocznych stężeń oraz mokrej depozycji związków siarki i azotu w Polsce. Weryfikację modelu, opartą na porównaniu FRAME z pomiarami oraz modelem EMEP i metodą IMGW dla lat 2002-2005 dla amoniaku oraz jonu amonowego, przedstawiono w pracy [A3]. W pracy [A2] podano analogiczne wyniki dla siarki i azotu utlenionego dla roku 2005. W pracy [A6] przedstawiono porównanie wyników FRAME z pomiarami stężeń NO_x dla lat 2005-2008.

Wyniki modelu FRAME zostały, w ramach prac [A1-A6] zweryfikowane dla różnych lat i różnych zanieczyszczeń na kilka niezależnych sposobów (bezpośrednie porównanie z pomiarami, porównanie z wynikami innych modeli) oraz dla dwóch obszarów odległych geograficznie (Polska i Wielka Brytania, prace A4 i A5). Pozwala to uznać model FRAME za dobrze zweryfikowane narzędzie, które może wspierać zarządzanie i ochronę środowiska, i np. dostarczać informacji o przekroczeniach poziomów i ładunków krytycznych w celu ochrony ekosystemów. Do podobnych wniosków doszli m.in. eksperci brytyjskiego Department for Environment, Food & Rural Affairs (DEFRA), rekomendując dalszy rozwój (i finansowanie) modelu FRAME w Wlk. Brytanii (Chemel et al. 2011). W ciągu kilku lat prac nad rozwojem FRAME przygotowano także wersję pozwalającą na realizację symulacji w rozdzielczości przestrzennej 1km x 1km [A5 i A6], co należy uznać z rozdzielczość wysoką biorąc pod uwagę, że FRAME jest modelem pracującym w skali regionalnej. Wykorzystanie biblioteki OpenMP (wcześniej kod równoległy napisany w oparciu o High Performance Fortran) pozwoliło na znaczne zwiększenie efektywności obliczeń, a przejście z rozdzielczości 5km x 5km na 1km x 1km przełożyło się na tylko ok trzykrotne wydłużenie czasu obliczeń (przy 25-krotnym wzroście rozdzielczości przestrzennej).

Kwantyfikacja roli poszczególnych źródeł emisji, w tym transportu transgranicznego, w kształtowaniu depozycji zanieczyszczeń w Polsce (prace A1-A3).

W zarządzaniu jakością powietrza i stanem ekosystemów kluczowe jest określenie, w ujęciu przestrzennym, źródeł zanieczyszczeń deponowanych na

Załącznik 1. Autoreferat

danym obszarze (Holnicki 2010). Tylko dysponując taką informacją można skutecznie zapobiegać nadmiernej emisji, wpływającej na przekroczenia poziomów i ładunków krytycznych. Dotyczy to zarówno określenia roli typowych źródeł emisji, jak i transportu transgranicznego. Ten ostatni element jest szczególnie ważny w kontekście Polski, w której bezpośrednim sąsiedztwie znajdują się kraje o rozwiniętym przemyśle i dużej emisji. Na konieczność ilościowego określenia roli poszczególnych źródeł i transportu transgranicznego w kształtowaniu pola depozycji i stężeń zanieczyszczeń na danym obszarze wskazuje także wspomniana wcześniej dyrektywa CAFE.

W określaniu roli poszczególnych źródeł emisji w kształtowaniu struktury depozycji zanieczyszczeń na danym obszarze niezbędne są modele dyspersji zanieczyszczeń. Procedura, stosowana np. w ramach programu EMEP oraz w publikacjach A1-A3 polega na przeprowadzeniu dwóch symulacji:

- bazowej, w której uwzględnione są wszystkie źródła emisji,
- dodatkowej, w której emisja z analizowanego źródła jest ustawiona na zero (lub zmniejszona, w celu uniknięcia nieliniowości).

Różnica między symulacją bazową a dodatkową pozwala na ilościowe i przestrzenne określenie roli danego źródła w kształtowaniu pola stężeń oraz depozycji. Jest to tzw. „macierz źródło – receptor”. Ponieważ często, z praktycznego punktu widzenia, konieczne jest określenie roli bardzo wielu źródeł indywidualnie, ważny jest krótki czas obliczeń potrzebny na wykonanie jednej symulacji, na co pozwala model FRAME. Wyniki dla dużych źródeł punktowych, uzyskane za pomocą FRAME dla Wlk. Brytanii, są także zbliżone do uzyskanych ze znacznie bardziej kompleksowymi modelami transportu, m.in. CMAQ (Chemel et al. 2011). W Polsce tego rodzaju analizy, dla indywidualnych źródeł punktowych, prowadził autor wniosku z zespołem we współpracy z Instytutem Ochrony Środowiska, w ramach realizacji zadania „Moduł Transportu Zanieczyszczeń Atmosferycznych dla Funkcjonowania Systemu Handlu Uprawnieniami do Emisji”, finansowanego przez IOŚ i KASHUE-KOBIZE.

W ramach prac przeprowadzonych dla Polski wykonano badania i opublikowano wyniki w zakresie „macierzy źródło – receptor” [A1-A3]:

- Rola transportu transgranicznego w kształtowaniu depozycji azotu zredukowanego w Polsce na przykładzie roku 2002 [A1].

Załącznik 1. Autoreferat

- Rola zmienności warunków meteorologicznych w kształtowaniu wielkości depozycji azotu zredukowanego w Polsce pochodzącego ze źródeł zagranicznych [A3].
- Struktura depozycji siarki i azotu utlenionego w Polsce [A2].

Wykonane z modelem FRAME analizy dotyczące roli transgranicznego napływu i depozycji NH_x wykazały [A1 i A3]:

- Przeważający udział źródeł krajowych w kształtowaniu depozycji NH_x w Polsce, szczególnie w zakresie suchej depozycji. Oznacza to, że obszary źródłowe emisji NH_3 są jednocześnie obszarami dużej suchej depozycji ze źródeł krajowych, a ograniczanie emisji na poziomie kraju będzie na tych obszarach przynosiło największe skutki środowiskowe.
- Dużą rolę transportu transgranicznego w depozycji NH_x wzdłuż zachodniej i południowej granicy Polski. Ma to związek z przeważającą zachodnią cyrkulacją i transportem zanieczyszczeń z Europy Zachodniej na terytorium Polski. Szczególnie istotny jest bardzo duży udział transportu transgranicznego w depozycji azotu zredukowanego w obszarach górskich (np. Sudety) – te ekosystemy mogą być skutecznie chronione przed eutrofizacją tylko w ramach międzynarodowej współpracy zmierzającej do ograniczenia emisji.
- Znaczną zmienność roli transportu transgranicznego w wyniku zmian warunków meteorologicznych.
- Dobrą zgodność wyników prostego statystycznego modelu FRAME z kompleksowym modelem EMEP-Unified w wynikach macierzy źródło-receptor, przy jednocześnie zdecydowanie większej rozdzielczości przestrzennej.

W przypadku depozycji utlenionej siarki i azotu wykazano znaczący udział źródeł komunalno-bytowych w krajowym bilansie depozycji SO_x (18% całkowitej depozycji) i transportu transgranicznego w przypadku NO_x (blisko 70% całkowitej depozycji; A2). Tak duży udział sektora komunalno-bytowego w bilansie depozycji SO_x jest dosyć unikalnym zjawiskiem w skali Europy i wynika głównie z powszechnego stosowania węgla kamiennego do ogrzewania mieszkań w Polsce. Zużycie węgla kamiennego w sektorze komunalno-bytowym w Polsce jest najwyższe w Europie i utrzymuje się na mniej więcej stałym poziomie. Potencjalne skutki środowiskowe zmian w strukturze

zużywanych paliw w tym sektorze są bardzo znaczne – od redukcji depozycji związków zakwaszających, po zmniejszenie stężeń wtórnych aerozoli nieorganicznych.

Kwantyfikacja roli warunków meteorologicznych w kształtowaniu przestrzennego obrazu depozycji zanieczyszczeń (prace A3 i A4).

W kontekście spadku dynamiki zmniejszania emisji zanieczyszczeń oraz współczesnych zmian klimatu istotnym zagadnieniem jest ilościowe określenie roli warunków meteorologicznych w kształtowaniu zmienności stężeń i depozycji zanieczyszczeń na danym obszarze. Przeprowadzone z zastosowaniem modelu FRAME symulacje wykazały, że sama zmiana warunków cyrkulacyjnych (prędkość i kierunek wiatru) w sposób istotny statystycznie modyfikują np. depozycję NH_x wynikającą z transportu transgranicznego w Polsce [A3]. Znaczna zmiana w przestrzennym obrazie depozycji związków amonowych, jak przedstawiono to na przykładzie lat 1996, 1998 i 2005, może prowadzić do przekroczenia poziomów krytycznych na obszarach do tej pory niezagrażonych. W przypadku Polski, bardzo istotna jest także zmiana warunków pluwialnych, gdyż duża część depozycji związków siarki i azotu wnoszona jest do ekosystemów w drodze mokrej depozycji. Przeprowadzone badania wykazały [A4], że rola zmienności warunków meteorologicznych w Polsce w kształtowaniu rocznej depozycji S i N jest większa niż zmiana wynikająca z ograniczania emisji w dekadzie 2000-2009. Wydaje się także, że dla depozycji zanieczyszczeń na obszarze Polski szczególnie niekorzystna może być sytuacja ze zwiększoną frekwencją adwekcji z kierunku wschodniego. Z jednej strony zwiększa się wtedy import zanieczyszczeń z krajów spoza Unii Europejskiej. Z drugiej, zdecydowanie większa część zanieczyszczeń emitowanych w Polsce jest także w Polsce deponowanych, co wynika z przestrzennego rozmieszczenia głównych krajowych źródeł emisji.

Uzyskane wyniki są zgodne z pracami przeprowadzonymi z wykorzystaniem innych modeli dyspersji zanieczyszczeń (Andersson et al. 2007, Giorgi i Meleux 2007, RoTAP 2009). Przedstawione rezultaty wskazują, że depozycja siarki i azotu jest w dużym stopniu uzależniona od rokrocznej zmienności pola opadu oraz warunków transportu – prędkości i kierunku wiatru. Te uwarunkowania powinny znaleźć odzwierciedlenie w przyszłym zarządzaniu emisją zarówno na poziomie krajowym, jak i międzynarodowym, i uwzględniać zmiany klimatu. Zmiany pola opadu

czy zmiany w wielkoskalowej cyrkulacji, nawet stosunkowo nieznaczne, mogą zmienić przestrzenny obraz depozycji S i N i spowodować przekroczenia ładunków krytycznych dla zakwaszenia i eutrofizacji na obszarach dotychczas dobrze chronionych.

Rola przestrzennej rozdzielczości modelu dyspersji zanieczyszczeń i jej wpływ na wyniki modelowanych stężeń i depozycji oraz niepewność określania przekroczeń ładunków i poziomów krytycznych (prace A3, A5 i A6).

Każdy model jest, z definicji, uproszczonym sposobem opisu szeregu bardzo złożonych zjawisk. Dotyczy to także modeli transportu zanieczyszczeń, takich jak FRAME. Uproszczenie skutkuje zwykle różnicą między np. modelowanym a obserwowanym w danym miejscu stężeniem zanieczyszczeń. Ta różnica jest błędem modelu i decyduje o niepewności, z jaką na podstawie wyników modelowania są podejmowane decyzje związane z zarządzaniem i ochroną środowiska.

Jedną z istotnych cech modeli transportu zanieczyszczeń, takich jak FRAME, jest ich rozdzielczość przestrzenna. FRAME pierwotnie pozwalał na realizację symulacji dla Polski w siatce obliczeniowej 5km x 5km. Na przełomie lat 2011 i 2012 ukończone zostały prace pozwalające na realizację symulacji także w oparciu o siatkę obliczeniową 1km x 1km. Wymagało to m.in. gruntownej zmiany kodu modelu, co zostało zrealizowane we współpracy z Centrum Ekologii i Hydrologii oraz Uniwersytetem w Edynburgu. Wyniki symulacji, zrealizowane w nowej siatce obliczeniowej dla Wlk. Brytanii i Polski wykazały m.in. poprawę statystyk błędu modelu [A5 i A6] w stosunku do symulacji przeprowadzonych w siatce 5km x 5km. Stwierdzono także istotne różnice w przestrzennym rozkładzie stężeń, polegające m.in. na lepszej separacji obszarów źródłowych emisji od obszarów tła. Zmianie uległy także statystyki opisowe, policzone np. dla stężeń NO_x – model w siatce 1km x 1km daje lokalnie wyższe maksima, podczas gdy model pracujący w siatce 5km x 5km daje wyższe stężenia na większym obszarze [A6]. Te dwie ostatnie kwestie mogą mieć przełożenie m.in. na określanie obszarów z przekroczeniami poziomów krytycznych, co przeanalizowano w ramach prac A3 i A5, omówionych poniżej.

Na podstawie przeprowadzonych analiz wykazano, że wysoka rozdzielczość przestrzenna modelu ma istotne przełożenie także na informacje pochodne, np. określone na podstawie modelowanych stężeń i depozycji mapy obszarów przekroczeń poziomów i ładunków krytycznych. Dobrym przykładem są tu stężenia

NH₃, które mogą zmieniać się mocno na stosunkowo niewielkim dystansie. Przeprowadzone badania wykazały [A3], że, w zależności od analizowanego roku, od około 10 do przeszło 13% powierzchni Polski ma przekroczony poziom krytyczny dla NH₃, zdefiniowany jako 3 µg m⁻³. Dla tych samych lat wg modelu EMEP (siatka obliczeniowa 50km x 50km) poziom krytyczny dla NH₃ jest przekroczony najwyżej na 1.4% powierzchni kraju.

Duże różnice w obliczeniach powierzchni z przekroczonymi poziomami i ładunkami krytycznymi wykazały także badania przeprowadzone dla Wlk. Brytanii [A5]. Tu przyjęto nieco inną, niż w przypadku pracy A3, metodykę. Przeprowadzono jedną symulację z modelem FRAME – w rozdzielczości 1km x 1km. Jej wyniki zostały następnie zagregowane do rozdzielczości 5km x 5km i 50km x 50km. Takie dane stanowiły podstawę do obliczeń przekroczeń poziomów i ładunków krytycznych w Wlk. Brytanii. Wykazano, że zmiana rozdzielczości istotnie wpływa na wynik obliczania przekroczeń poziomów krytycznych dla stężeń. Może to decydować o nieprawidłowej decyzji o zaniechaniu ochrony zagrożonego obszaru, bądź podjęciu decyzji o konieczności objęcia ochroną obszaru, który de facto nie jest zagrożony (zbędne koszty). Mniej jednoznaczne okazały się wyniki analiz dla przekroczeń ładunków krytycznych. Przekroczenia CLoads dla siatki 50km x 50km wykazały przekroczenia na większym obszarze, niż analogiczne obliczenia wykonane w oparciu o depozycje w siatce 1km x 1km. Przekroczenia Cloads dla niektórych ekosystemów, np. górskich, były jednak bardzo czułe na zmianę rozdzielczości.

Podsumowanie

Za najważniejsze osiągnięcia przedłożonego cyklu publikacji uważam:

1. Przystosowanie, rozwój i bieżącą weryfikację modelu FRAME dla Polski oraz opracowanie narzędzi do przygotowywania danych wejściowych i analizy wyników. Pozwala to na efektywną pracę badawczą, w tym w ramach współpracy międzynarodowej (m.in. z Centrum Ekologii i Hydrologii w Edynburgu oraz w ramach projektu KLAPS – z partnerami z Niemiec i Polski) oraz m.in. wspieranie zadań realizowanych przez IOŚ oraz KASHUE-KOBIZE.
2. Uzyskanie przestrzennej, wszechstronnie zweryfikowanej informacji o stężeniach i depozycji zanieczyszczeń dla lat 2002-2008. Informacja ta,

Załącznik 1. Autoreferat

- oprócz wykorzystania w pracach badawczych, znalazła także zastosowanie m.in. w systemie SONOX Instytutu Ochrony Środowiska.
3. Opracowanie i sprawdzenie metodyki przestrzennej aproksymacji emisji ze źródeł rozproszonych i liniowych. Metodyka ta została opublikowana w recenzowanej pracy oraz, na przykładzie wielu lat, przetestowana w modelu FRAME.
 4. Ilościowe określenie udziału krajowej emisji i transportu transgranicznego w suchej i mokrej depozycji NH_x , oraz określenie zmienności depozycji wynikającej ze zmian warunków meteorologicznych.
 5. Ilościowe określenie struktury depozycji związków siarki i azotu w Polsce, w tym wykazanie istotnej roli emisji ze źródeł komunalno-bytowych (sektor SNAP 2).
 6. Wykazanie, w sposób ilościowy i przestrzenny, istotnej roli warunków meteorologicznych w kształtowaniu pola depozycji zanieczyszczeń w Polsce w ujęciu rocznym, co ma duże znaczenie dla długofalowej ochrony ekosystemów przed zakwaszeniem i eutrofizacją, m.in. w kontekście zmian klimatu.
 7. Wykazanie znaczenia rozdzielczości modelu dla poprawy zgodności modelowanych stężeń zanieczyszczeń z pomiarami – na przykładzie Polski oraz Wielkiej Brytanii.
 8. Wykazanie wpływu rozdzielczości przestrzennej modelu i obliczonych stężeń oraz depozycji zanieczyszczeń na określanie przekroczeń ładunków i poziomów krytycznych.

Spis literatury:

Amann M, Bertok I, Borken-Kleefeld J, Cofala J, Heyes C, Hoeglund-Isaksson L, Klimont Z, Nguyen B, Posch M, Rafaj P, Sandler R, Schoepp W, Wagner F, Winiwarter W, 2011, Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications, *Environmental Modelling & Software* 26, 1489-1501.

Andersson C., Langner J., Bergstrom R., 2007, Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled with the ERA40 reanalysis. *Tellus B* 59, 77-98.

Cape J.N., van de Eerden L.J., Sheppard L.J., Leith I.D., Sutton M.A., 2009, Evidence for changing the critical level for ammonia. *Environmental Pollution* 157, 1033-1037.

Załącznik 1. Autoreferat

Chemel C., Sokhi R.S., Dore A.J., Sutton P., Vincent K.J., Griffiths S.J., Hayman G.D., Wright R.D., Baggaley M., Hallsworth S., Prain H.D., Fisher B.E.A., 2011, Predictions of UK Regulated Power Station Contributions to Regional Air Pollution and Deposition: A Model Comparison Exercise, JOURNAL OF THE AIR & WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION, 61(11), 1236-1245.

Dore A.J., Vieno M., Fournier N., Weston K., Sutton M.A., 2006, Development of a new wind-rose for the British Isles using radiosonde data and application to an atmospheric transport model. Q.J.R. Meteorological Society 132, 2769-2784.

Giorgi F., Meleux F., 2007, Modelling the regional effects of climate change on air quality, C.R. Geosci. 339, 721-733.

Hall J., Emmett B., Garbutt A., Jones L., Rowe E., et al. 2011, UK Statutory report 2011: Update to empirical critical loads of nitrogen, Report to DEFRA under contract AQ801 Critical Loads and Dynamic Modelling.

Holnicki P. 2010, Some aspects of the integrated approach to air quality management based on optimization techniques, Archives of Environmental Protection 36, 145-159.

Juda-Rezler K., Reizer M., Huszar P., et al. 2012, Modelling the effects of climate change on air quality over Central and Eastern Europe: concept, evaluation and projections, Climate Research 53, 179-203

Kryza M., Werner M., Dore A.J., Błaś M., Sobik M., 2010, Zastosowanie modelu FRAME do określania średniorocznych stężeń PM10 i wtórnych aerozoli nieorganicznych w Polsce, Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce 2, 179-192.

Mill W., 2006, Temporal and spatial development of critical loads exceedances of acidity to Polish forest ecosystems in view of economic transformations and national environmental policy, Environmental Science and Policy 9, 563-567.

Mill W., Schlama A., 2010, Modelling critical loads of airborne acidity and eutrophication of Polish forest ecosystems – the SONOX model, Archives of Environmental Protection 36, 117-127.

Pope C.A., Burnett R.T., Thun M.J., Calle E.E., Krewski D., Ito K., 2002, Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, The Journal of the American Medical Association 287, 1132-1141. doi:10.1001/jama.287.9.1132.

RoTAP, 2009, Review of transboundary air pollution: Acidification, Eutrophication, Ground-Level Ozone and Heavy Metals in the UK.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz.U. 2010 nr 16 poz. 87).

Seinfeld J.H., Pandis S.N., 1998, Atmospheric chemistry and physics, John Wiley & Sons Inc.

UBA: Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Umweltbundesamt, Berlin.

Werner M., Kryza M., Dore A.J., Błaś M., Hallsworth S., Vieno M., Tang Y.S., Smith R.I., 2011, Modelling of marine base cation emissions, concentrations and deposition in the UK, Atmospheric Chemistry and Physics 11, 1023-1037, doi:10.5194/acp-11-1023-2011.