

Załącznik 1. Autoreferat

Załącznik 1. Autoreferat

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

- 2012 **Uniwersytet Wrocławski**
Wydział Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska
Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego
Uzyskany stopień naukowy: doktor
Tytuł rozprawy: „Modelowanie transportu i stężenia PM₁₀ i PM_{2.5} dla Wielkiej Brytanii i Polski z wykorzystaniem FRAME”
- 2010 **Politechnika Wrocławska**
Wydział Chemiczny
Kierunek: technologie chemiczne
Specjalność: proekologiczne technologie chemiczne
Uzyskany tytuł: inżynier
- 2008 **Uniwersytet Wrocławski**
Wydział Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska
Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego
Kierunek: geografia
Specjalność: geografia fizyczna, meteorologia i klimatologia
Uzyskany tytuł: magister

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

01.10.2015- obecnie	adiunkt, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego, Wydział Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Wrocławski
01.04.2014- 30.09.2015	PostDoc, National Pollen and Aerobiology Research Unit, University of Worcester, UK
01.10.2012- 31.03.2014	adiunkt, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego, Wydział Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska, 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 modelowania w ocenie jakości powietrza atmosferycznego w Europie, ze szczególnym uwzględnieniem obszaru Polski.”**

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

[A1] Kryza M., Werner M., Wałaszek K., Dore A. J.: Application and evaluation of the WRF model for high-resolution forecasting of rainfall – a case study of SW Poland, Meteorologische Zeitschrift, 2013. (IF 5 lat: 1.583, MNiSW: 20 pkt, mój udział: 25%)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) współpracy przy przygotowaniu narzędzi do porównania wyników modelu z pomiarami 2) analizie wyników z modelu WRF, 3) współpracy przy przygotowaniu tekstu i odpowiedzi na recenzję.

Załącznik 1. Autoreferat

[A2] Werner M., Skjøth C. A., Kryza M., Dore A. J.: Understanding emissions of ammonia from buildings and the application of fertilizers: an example from Poland, Biogeosciences, 2015. (IF 5 lat: 4.668, MNiSW: 40 pkt, mój udział: 70%)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu badań (pomysł), 2) przeprowadzeniu symulacji z dynamicznym modelem emisji amoniaku, 3) przygotowaniu danych emisyjnych do modelu FRAME, 3) przeprowadzenie symulacji z modelem FRAME, 4) analizie i weryfikacji wyników, 5) napisaniu publikacji i przeprowadzeniu jej przez etap recenzji.

[A3] Skjøth C. A., Werner M., Kryza M., Adams-Groom B., Wakeham A., Lewis M., Kennedy R.: Quality of the governing temperature variables in WRF-Chem in relation to simulation of primary biological aerosols, Advances in Meteorology, 2015. (IF 5: 1.282, MNiSW: 15 pkt, mój udział: 25%)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) przygotowaniu danych pomiarowych do weryfikacji modelu, 2) przygotowaniu narzędzi do weryfikacji wyników modelu WRF, 3) analizie wyników modelu WRF, w tym wykonaniu porównania wyników modelu z pomiarami, 4) współpracy przy przygotowaniu tekstu i odpowiedzi na recenzję.

[A4] Werner M., Kryza M., Skjøth C.A., Wałaszek K., Dore A.J., Ojrzyńska H., Kaplon J.: Aerosol-radiation feedback and PM10 air concentrations over Poland, Pure and Applied Geophysics, 2016. (IF 5 lat: 1.91, MNiSW: 25 pkt, mój udział: 70%)

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

[A5] Werner M., Kryza M., Dore A.J.: Mean annual population exposure to atmospheric particulate matter in Poland, International Journal of Environment and Pollution, 2016. (IF 5 lat: 0.449, MNiSW: 15 pkt, mój udział: 80%)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu badań (pomysł), 2) przeprowadzeniu symulacji z modelem FRAME, 3) przeprowadzeniu obliczeń narażenia ludności na obecność pyłu zawieszonego w atmosferze, 4) analizie i weryfikacji uzyskanych wyników, 5) napisaniu publikacji i przeprowadzeniu jej przez etap recenzji.

[A6] Werner M., Kryza M., Ojrzyńska H., Skjøth C.A., Wałaszek K., Dore A.J.: Application of WRF-Chem to forecasting PM10 concentration over Poland, International Journal of Environment and Pollution, 2016. (IF 5 lat: 0.449, MNiSW: 15 pkt, mój udział: 70%)

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

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

Wstęp

Rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w powietrzu można opisać przy wykorzystaniu matematycznych modeli deterministycznych, w których stosowany jest matematyczny opis zjawisk fizycznych i chemicznych zachodzących w atmosferze. Dwie podstawowe kategorie modeli, najczęściej wykorzystywane w ocenie jakości powietrza w skali regionalnej to modele typu

Werner

Załącznik 1. Autoreferat

eulerowskiego i lagrangeowskiego. W metodzie Eulera rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń jest opisywane względem układu związanego z Ziemią, a w przypadku metody Lagrange'a w układzie związanym z przemieszczającymi się masami powietrza.

Do modeli Lagrange'a zaliczają się m.in.: TRACK (Trajectory Model with Atmospheric Chemical Kinetics, (Metcalf et al., 2001)), HARM (Hull Acid Rain Model, (Lee et al., 2000)), oraz model FRAME (Fine Resolution Atmospheric Multi-pollutant Exchange model), który jest wykorzystywany w ramach prezentowanego w niniejszym autoreferacie cyklu publikacji. Dużą zaletą tego typu modeli są niskie koszty obliczeniowe (m.in. mała liczba niezbędnych węzłów obliczeniowych oraz krótki czas symulacji) w porównaniu do rozwiązań typu eulerowskiego. Dzięki temu możliwa jest do wykonania duża liczba symulacji np. na potrzeby przeprowadzenia tzw. analiz źródło-receptor, pozwalających na określenie roli poszczególnych źródeł emisji (np. emitatorów punktowych lub całych sektorów emisyjnych) w kształtowaniu stężeń zanieczyszczeń na danym obszarze. Ograniczenia tych modeli wynikają m.in. z uproszczonego opisu warunków meteorologicznych (np. model FRAME używa danych średniorocznych) i przemian chemicznych.

Wśród najczęściej stosowanych w Europie modeli eulerowskich należy wymienić: EMEP-Unified (Simpson et al., 2012), CMAQ (Community Multiscale Air Quality Modelling System, (Syrakov et al., 2016)), CAMx (Comprehensive Air quality Model with extension, (Akritidis et al., 2014)), WRF-Chem (Weather Research and Forecasting model with Chemistry, (Balzarini et al., 2015; Grell et al., 2005)), GEM-AQ (Struzewska et al., 2015). W modelach eulerowskich uwzględnia się parametry meteorologiczne zmienne w czasie i przestrzeni, nie ma ograniczeń jeżeli chodzi o źródła emisji i jest możliwość symulowania kompleksowych reakcji chemicznych. Wadą tego typu modeli są duże koszty obliczeniowe. Część nowoczesnych modeli Eulera (m.in. WRF-Chem, GEM-AQ czy HIRLAM) wykorzystuje tzw. integrację on-line pomiędzy modelem meteorologicznym i modelem transportu zanieczyszczeń (Baklanov et al., 2014). Oznacza to możliwość jednoczesnego, zintegrowanego obliczania warunków meteorologicznych i składu chemicznego atmosfery oraz ich wzajemnego oddziaływania na siebie. W rozwiązaniach tzw. off-line, w pierwszym kroku są liczone parametry meteorologiczne, które następnie wykorzystuje się w modelu transportu zanieczyszczeń. Podejście on-line jest bardziej wymagające obliczeniowo, natomiast pozwala na uwzględnienie ważnych procesów atmosferycznych, wynikających z obecności aerozolu w atmosferze (Zhang et al., 2010).

Jakość wyników modelowania rozprzestrzeniania się i stężeń zanieczyszczeń, poza wpływem procesów fizycznych i chemicznych uwzględnionych w modelu, jest zależna m.in. od: zastosowanych danych meteorologicznych, danych emisyjnych oraz od ich czasowej i przestrzennej rozdzielczości (Misenis and Zhang, 2010; Wang et al., 2010). Do najważniejszych parametrów meteorologicznych uwzględnianych w modelowaniu emisji, jak również modelowaniu transportu i stężeń zanieczyszczeń należą: temperatura powietrza, prędkość i kierunek wiatru, opad atmosferyczny oraz wysokość warstwy granicznej atmosfery (PBL). Od temperatury powietrza uzależniona jest intensywność emisji ze źródeł antropogenicznych jak np. emisja amoniaku (NH_3) z sektora rolniczego (Sutton et al., 2013), intensywność emisji ze źródeł naturalnych, np. emisja lotnych związków organicznych z roślin (Oderbolz et al., 2012), czy emisja aerozolu biologicznego (np. pyłku drzew, traw, patogenów, (Sofiev et al., 2013)). Prędkość i kierunek wiatru są kluczowymi parametrami w ocenie przemieszczania się zanieczyszczeń w atmosferze, jak również wpływają na wielkość emisji ze źródeł naturalnych, np. emisję pyłu z erozji eolicznej, czy emisję aerozolu morskiego. Opad atmosferyczny jest odpowiedzialny za mokrą depozycję, będącą jednym z najważniejszych procesów, obok depozycji

suchej (osadzania suchego), odpowiedzialnych za oczyszczanie atmosfery z zanieczyszczeń (Kryza et al., 2012). Natomiast w przypadku przeszacowania przez model głębokości warstwy mieszania możemy mieć do czynienia z niedoszacowaniem modelowanych stężeń zanieczyszczeń. Zarówno w przypadku danych emisyjnych, jak i meteorologicznych bardzo ważnym aspektem jest ich rozdzielczość przestrzenna oraz czasowa. Oczekuje się, że wzrost rozdzielczości danych będzie prowadził do lepszego odzwierciedlenia procesów zachodzących w środowisku (Misenis and Zhang, 2010). Niektóre prace wskazują natomiast na brak bezpośredniej zależności pomiędzy wzrostem rozdzielczości a poprawą wyników modeli meteorologicznych i transportu zanieczyszczeń (Gego et al., 2005).

Kilkanaście lat temu główne zainteresowanie ze względu na ochronę powietrza i ekosystemów skierowane było ku zanieczyszczeniom zakwaszającym środowisko, w tym na tlenki azotu i siarki. Przemiany gospodarcze w wielu krajach Europy oraz działania na rzecz ograniczenia emisji tych związków spowodowały zdecydowaną poprawę sytuacji. Jednocześnie zwrócono uwagę na inne zanieczyszczenia stanowiące duży problem środowiskowy, w tym pył zawieszony i jego chemiczne komponenty (m.in. wtórne aerozole organiczne, nieorganiczne, metale ciężkie). Choć emisja z dużych elektrowni i elektrociepłowni jest coraz skuteczniej redukowana przez różnego typu urządzenia odpylające, to emisja z małych obiektów mieszkalnych nie podlega kontroli. Dodatkowy problem stanowi słaba jakość paliwa spalane w sektorze mieszkaniowym (Kowalczyk 2008). Polska, przy wysokim udziale emisji zanieczyszczeń pyłowych ze spalania paliw stałych (udział węgla w krajowym zużyciu energii pierwotnej wynosi 45%), jest szczególnie narażona na wysokie stężenia pyłu w powietrzu (Degórska et al. 2011). Pył zawieszony o średnicy do $10\text{ }\mu\text{m}$ (PM_{10}) jest szczególnie ważny, ponieważ może wnikać do organizmu człowieka przez drogi oddechowe, powodując poważne problemy z oddychaniem. Frakcja $\text{PM}_{2.5}$ (średnica cząstki $<2.5\text{ }\mu\text{m}$) może głęboko wnikać do układu oddechowego człowieka, zakłócając czynność komórkową płuc oraz procesy ponownego utlenowania krwi (Infante i Acosta 1991, van Loon i Duffy 2008). Z krótkookresową ekspozycją na pył zawieszony związany jest wzrost zachorowań i umieralności ludności (m.in. Brunekreef i Holgate 2002). Wpływ długoterminowej ekspozycji na pył zawieszony jest bardziej niepewny, ale uważa się że jest dużo bardziej szkodliwy w kontekście utraty zdrowia przez ludzi niż ekspozycja krótkookresowa (m.in. Pope et al. 1995, Ostro et al. 2010).

Należy również podkreślić, że w ostatnich kilku latach modele dyspersji używane do obliczania stężeń i depozycji standardowych zanieczyszczeń chemicznych powietrza zaczynają być stosowane do oceny transportu i stężeń aerozoli biologicznych (bioaerozoli), w tym pyłku drzew i traw. Te swoiste zanieczyszczenia powietrza mają często znaczny, negatywny wpływ na życie dużej części populacji, przekładając się m.in. na jakość życia czy wydajność pracy. Ze względu na swoje rozmiary bioaerozol zazwyczaj nie wchodzi w skład pyłu zawieszonego o średnicy aerodynamicznej do $10\text{ }\mu\text{m}$, natomiast ocena jego stężeń w powietrzu atmosferycznym jest bardzo ważna ze względu na jego właściwości alergizujące.

Pomimo tego, że istnieje zapotrzebowanie na wysokiej jakości informację o stężeniach pyłu zawieszonego w atmosferze, przede wszystkim ze względu na jego szkodliwe oddziaływanie na zdrowie człowieka, to modelowane stężenia są ciągle obciążone dużą niepewnością. Modelowanie stężeń pyłu zawieszonego jest zadaniem trudnym z kilku względów:

Werner

Załącznik 1. Autoreferat

1. Pył zawieszony to mieszanina wielu składowych, zarówno związków chemicznych (np. metali ciężkich, wtórnych aerozoli nieorganicznych, organicznych) jak i cząstek biologicznych. Na niepewność modelowania stężeń pyłu wpływają niepewności związane zarówno z modelowaniem emisji jak i stężeń wszystkich jego składowych.
2. Dla niektórych obszarów dużą część emisji pyłu stanowią źródła naturalne, m.in. aerozol z powierzchni morza i emisja cząstek pyłu z podłoża. Szacowanie emisji ze źródeł naturalnych jest zadaniem trudnym i jest obarczone dużą niepewnością.
3. Duży udział emisji, zwłaszcza w Polsce przypada na indywidualne źródła ciepła (ogrzewanie domów jednorodzinnych, często przy spalaniu paliwa o nieznanej jakości), co wiąże się z większą niepewnością szacunków emisji w porównaniu do np. dużych emitorów punktowych.

Ze względu na złożony skład chemiczny pyłu, dla prawidłowej oceny jego stężeń i narażenia ludności na jego oddziaływanie, niezbędne jest prawidłowe oddanie pola emisji i stężeń wszystkich jego komponentów. Badania nad składem pyłu wskazują na wysoki udział wtórnych aerozoli nieorganicznych. Prace z ostatnich lat wskazują na dużą rolę amoniaku (NH_3) w kształtowaniu całkowitego stężenia pyłu zawieszonego w różnych obszarach Europy (de Meij et al., 2009). Szacuje się, że aerozol amonowy (NH_4^+ , zanieczyszczenie wtórne w stosunku do NH_3) może stanowić do 50% całkowitego stężenia $\text{PM}_{2.5}$. Stąd ważnym zadaniem staje się prawidłowe odzwierciedlenie przestrzennej i czasowej zmienności emisji oraz stężeń amoniaku i wtórnych aerozoli nieorganicznych powstałych przy jego udziale.

Modelowanie transportu zanieczyszczeń jest zazwyczaj jednym z kilku kroków prowadzących do oceny jakości powietrza na danym obszarze. Poprzedzone jest przygotowaniem danych meteorologicznych (poza modelami zintegrowanymi on-line, dla których meteorologia liczona jest symultanicznie), zazwyczaj z wykorzystaniem modelu numerycznego oraz opracowaniem danych emisyjnych, często z wykorzystaniem parametrów meteorologicznych. Stąd, wyniki modelu dyspersji zanieczyszczeń obarczone są błędami wynikającymi z niedoskonałości modeli meteorologicznych i emisyjnych. Z tego powodu niezwykle ważna jest zarówno wszechstronna weryfikacja parametrów meteorologicznych, zwiększająca świadomość ich potencjalnego wpływu na wartości otrzymywane z modelu dyspersji zanieczyszczeń, jak również wszechstronna weryfikacja wyników modelu transportu zanieczyszczeń.

Wynik modelowania w postaci stężeń zanieczyszczeń są wykorzystywane bezpośrednio jako np. prognozy rozkładów przestrzennych stężeń danego zanieczyszczenia lub są poddawane dalszej analizie polegającej np. na określeniu przekroczeń wartości dopuszczalnych, zdefiniowanych przez m.in. dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy (Clean Air for Europe, dyrektywa CAFE), czy tzw. ekspozycji ludności na zanieczyszczenia. Ma to na celu określenie realnego zagrożenia dla ludności i umożliwić ewentualne podjęcie środków zaradczych.

W przedstawionym powyżej szerszym kontekście zagadnień związanych z modelowaniem jakości powietrza atmosferycznego znajdują się zagadnienia badawcze tworzące podstawę niniejszej pracy:

1. Aplikacja modeli numerycznych (meteorologicznego, emisyjnego oraz transportu zanieczyszczeń) do oceny jakości powietrza atmosferycznego, w tym stężenia pyłu zawieszonego [A1, A2, A3, A4, A5, A6].

Werner

2. Jakość modelowanych parametrów meteorologicznych z WRF oraz rola warunków meteorologicznych w kształtowaniu emisji oraz stężeń zanieczyszczeń powietrza. [A1, A2, A3, A4].
3. Rola rozdzielczości czasowej i przestrzennej w modelowaniu jakości powietrza atmosferycznego [A1, A2, A3, A4].

Aplikacja modeli numerycznych (meteorologicznego, emisyjnego oraz transportu zanieczyszczeń) do oceny jakości powietrza atmosferycznego, w tym stężenia pyłu zawieszonego.

Podstawę metodyczną opracowania stanowią trzy modele: meteorologiczny Weather Research and Forecasting (WRF), lagrangeowski model transportu zanieczyszczeń Fine Resolution Atmospheric Multi-pollutant Exchange (FRAME) oraz eulerowski model transportu zanieczyszczeń, zintegrowany w sposób on-line z modelem meteorologicznym Weather Research and Forecasting with Chemistry (WRF-Chem). Dodatkowo w pracy wykorzystany został dynamiczny model emisji amoniaku do atmosfery, opracowany przez Skjøth et al. (2011).

Model WRF

WRF należy do jednych z najczęściej stosowanych meteorologicznych modeli numerycznych w Europie, zarówno do celów re-analazy, jak i prognozy warunków meteorologicznych, a jego wyniki są aplikowane do zasilania m.in. modeli emisji zanieczyszczeń do atmosfery (Zhang et al., 2014), transportu zanieczyszczeń (Baklanov et al., 2014), hydrologicznych (Miglietta and Regano, 2008). W ramach niniejszego opracowania model WRF został zastosowany dla obszaru Europy, ze szczególnym uwzględnieniem Polski, a wyniki modelu zostały zweryfikowane, w szczególności dla parametrów istotnych w modelowaniu emisji i dyspersji zanieczyszczeń, m.in. temperatury [A2], opadu atmosferycznego [A1], prędkości wiatru [A4]. W innych pracach, np. Wałaszek et al. (2014a) przedstawiono weryfikację modelu WRF dla promieniowania słonecznego oraz zachmurzenia (Wałaszek et al., 2016c). Wyniki WRF zostały zastosowane do zasilenia dynamicznego modelu emisji amoniaku [A3], do obliczania emisji aerozolu morskigo do modelu FRAME [A5], jak również stanowił zintegrowaną część z modelem transportu zanieczyszczeń WRF-Chem [A4, A6].

Wyniki uzyskanych prac wskazują, że model WRF może stanowić ważne narzędzie dostarczające danych meteorologicznych dla dalszego modelowania procesów przyrodniczych, w tym emisji i transportu zanieczyszczeń atmosferycznych również w wysokich rozdzielczościach przestrzennych. Wykazano dobrą zgodność wyników modelu z obserwowanymi parametrami meteorologicznymi, spełniają one kryteria stawiane danym meteorologicznym na potrzeby modelowania jakości powietrza, zdefiniowanymi przez Emery et al. (2001). Pewnym mankamentem jest przeszacowanie temperatury powietrza przez model WRF dla ciepłej pory roku. Wskazały na to niezależne studia, z wykorzystaniem różnie skonfigurowanego modelu (w kontekście domeny obliczeniowej czy zastosowanych parametryzacji), w tym Skjøth et al. (2015), Kryza et al. (2016b) oraz Ojrzyska et al. (2016). Dodatkowo wykazano, że model przeszacowuje wysokość warstwy mieszania bez względu na zastosowaną w modelowaniu parametryzację (Kryza et al. 2016c) i nieznacznie przeszacowuj obserwowane prędkości wiatru, również w okresach obserwowanych wysokich stężeń zanieczyszczeń. Tworzy to ważny kontekst interpretacyjny dla dalszego stosowania wyników modelu WRF do badań jakości powietrza i transportu zanieczyszczeń atmosferycznych.

Dynamiczny model amoniaku oraz model FRAME

Wersja

Załącznik 1. Autoreferat

Przeprowadzenie symulacji z modelem WRF dla całego roku oraz wysoka rozdzielczość czasowa wyników WRF (zapis co 1 godzinę lub co 3 godziny) pozwoliły na zaaplikowanie dla obszaru Polski dynamicznego modelu emisji amoniaku [A3]. Dostęp do kodu oraz wsparcie techniczne w aplikacji modelu zostało uzyskane dzięki nawiązaniu kontaktu z dr Carstenem Skjøth z Uniwersytetu w Aarhus w Danii (obecnie pracuje w Uniwersytecie w Worcester w Wielkiej Brytanii), który jest współtwórcą tego modelu (Skjøth et al., 2011). Polska, ze względu na fakt, że należy do jednych z największych krajów rolniczych w Europie, a amoniak jest emitowany do atmosfery przede wszystkim z sektora rolniczego, boryka się z problemem wysokiej emisji tego zanieczyszczenia skutkującym m.in. przekroczeniami poziomów krytycznych NH_3 oraz ładunków krytycznych dla eutrofizacji (Kryza et al., 2013). Szacuje się, że rolnictwo było odpowiedzialne za 94% emisji amoniaku w Europie w 2010 roku (European Environment Agency 2014, www.eea.europa.eu) i głównym jego źródłem jest hodowla zwierząt oraz stosowanie nawozów. Jak wspomniano we wstępie tego opracowania, w ostatnich latach zainteresowanie amoniakiem wynika, poza jego udziałem w procesie eutrofizacji, na tworzeniu aerozolu atmosferycznego, a tym samym w udziale w stężeniach pyłu zawieszonego PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$. W piątym raporcie IPCC, emisja amoniaku jest wskazywana jako istotny czynnik oddziałujący na klimat oraz jakość powietrza atmosferycznego (Kirtman et al., 2013). Jednocześnie emisja amoniaku jest silnie zależna od warunków meteorologicznych. Szacuje się, że emisja amoniaku podwaja się przy wzroście temperatury o 5°C (Sutton et al., 2013). W ramach pracy [A3] symulacje z modelem meteorologicznym oraz modelem emisji amoniaku przeprowadzono dla roku 2010 w siatce $5\text{ km} \times 5\text{ km}$, w 3 godzinnej rozdzielczości czasowej. Ze względu na brak możliwości bezpośredniej weryfikacji otrzymanej emisji, wynikający z braku tego typu pomiarów, wyniki modelu emisyjnego porównano pośrednio poprzez wprowadzenie ich do modelu transportu zanieczyszczeń i weryfikację otrzymanych stężeń z pomiarami stężeń amoniaku. Jako model dyspersji zanieczyszczeń wybrany został model FRAME, który jest względnie prostym modelem lagrangeowskim, jednak jego zaletami są krótki czas symulacji i potwierdzona we wcześniejszych publikacjach dobra zgodność z pomiarami (Kryza et al., 2013, 2016; Werner et al., 2011, 2014). Krótki czas symulacji był tutaj ważny, ponieważ planowane było wykonanie kilku scenariuszy z modelem emisyjnym a następnie kilku symulacji z modelem dyspersji i porównanie ich między sobą. Kilukrotne powtórzenie symulacji dla całego roku np. z kompleksowym eulerowskim modelem WRF-Chem byłoby trudne, ze względu na istniejące ciągle ograniczenia techniczne (liczba dostępnych węzłów obliczeniowych oraz pojemność dysków, czas potrzebny na wykonanie symulacji itp.). W ramach tego opracowania model FRAME został przystosowany do pracy w rozdzielczości miesięcznej (standardowo daje wyniki średnioroczne) i symulacja dla każdego miesiąca została powtórzona 4-rotnie z różną wersją emisji wejściowej. Było to pierwsze wykorzystanie FRAME dla wykonania symulacji dla okresów krótszych niż rok. Weryfikacja wyników modelu FRAME dla 4 symulacji wskazała na poprawę wyników stężeń amoniaku dla symulacji z zastosowaną emisją dynamiczną amoniaku. Szerzej wyniki omówiono w kolejnej części autoreferatu „Jakość modelowanych parametrów meteorologicznych z WRF oraz rola warunków meteorologicznych w kształtowaniu emisji oraz stężeń zanieczyszczeń powietrza”.

W ramach Europejskiego projektu ECLAIRE (Effects of climate change on air pollution impacts and response strategies for European ecosystems, 2011-2015), finansowanego w ramach 7 Programu Ramowego UE, brałam również udział w aplikacji dynamicznego modelu amoniaku dla całej Europy oraz implementacji tej emisji do modelu WRF-Chem. Zadania wykonywałam w ramach Work Package 6, którego kierownikiem był dr Carsten Skjøth, a realizowałam je będąc zatrudniona na pozycji PostDoc w National Pollen and Aerobiology Research Unit w Worcester w Wielkiej Brytanii. Praca

Werner

dotycząca aplikacji wyników modelu dynamicznego do WRF-Chem znajduje się obecnie w recenzji w Environmental Science and Pollution Research (Werner et al. 2016b).

Model WRF-Chem

WRF-Chem jest jednym z bardziej kompleksowych, dynamicznie rozwijanych modeli dyspersji zanieczyszczeń stosowanym w Europie i na świecie, posiadającym większość cech i rozwiązań, które są oczekiwane w procesie modelowania. Aplikację modelu WRF-Chem dla obszaru Polski rozpoczęliśmy wraz dr Maciejem Kryzą w 2013 roku i były to pierwsze prace dla tego obszaru prowadzone w wysokiej rozdzielczości przestrzennej (siatka 5 km x 5 km). Prace z wymagającym pod względem obliczeniowym modelem mogły być realizowane dzięki pozyskaniu dostępu do infrastruktury Wrocławskiego Centrum Sieciowo Superkomputerowego (WCSS) oraz pozyskaniu grantów z NCN (m.in. Modelowanie stężeń pyłu zawieszonego i ozonu dla Polski w wysokiej rozdzielczości czasowej i przestrzennej, UMO-2013/09/B/ST10/00594, którego jestem kierownikiem), w których między innymi zaplanowano rozbudowę infrastruktury obliczeniowej w Zakładzie Klimatologii i Ochrony Atmosfery (ZKiOA) Uniwersytetu Wrocławskiego. W ramach aplikacji modelu WRF-Chem dla obszaru Polski brałam udział m. in. w przygotowaniu danych emisyjnych do modelu, wyborze i testowaniu schematów chemicznych w modelu, wyborze i testowaniu parametryzacji fizycznych i chemicznych modelu, optymalizacji doboru domen, przygotowywaniu narzędzi do automatyzacji pracy przy przygotowywaniu danych wejściowych oraz weryfikacji wyników.

W pracy [A4] przedstawiono pierwsze wyniki weryfikacji stężeń PM_{10} z modelu WRF-Chem dla Polski. Model został uruchomiony dla 3 domen obliczeniowych dla stycznia 2011 roku, przy czym analizę wyników przeprowadzono dla domeny wewnętrznej, obejmującej obszar Polski w rozdzielczości 5 km x 5 km. Wyniki wskazują na wysoką wartość współczynnika Factor of Two (FAC2) wynoszącą 0.9, przy współczynniku korelacji 0.7. Model prawidłowo odzwierciedla większość czasowej zmienności stężeń jednak niedoszacowuje mierzonych wartości. Za główną przyczynę uważam „płaski” profil emisyjny (emisja stała w czasie), który był stosowany w początkowym etapie pracy z modelem WRF-Chem. Takie podejście było podyktowane tym, że jednym z celów tej pracy było określenie sprzężeń zwrotnych pomiędzy parametrami meteorologicznymi meteorologią i zanieczyszczeniami, niezaburzonych zmianami emisji w czasie. Zagadnienie sprzężeń pomiędzy parametrami meteorologicznymi i obecnością pyłu w atmosferze omówiono w kolejnej części autoreferatu („Jakość modelowanych parametrów meteorologicznych z WRF oraz rola warunków meteorologicznych w kształtowaniu emisji oraz stężeń zanieczyszczeń powietrza”).

Obecnie model WRF-Chem jest również uruchamiany w trybie prognoz, a wyniki są poddawane na bieżąco weryfikacji. Zadanie jest wykonywane w ramach projektu LIFE-Apis, którego jestem wykonawcą, realizowanego w ZKiOA wraz z Wojewódzkim Inspektoratem Ochrony Środowiska (WIOS) we Wrocławiu (współbeneficjent projektu). Docelowo prognozy dla obszaru Dolnego Śląska będą udostępniane poprzez stronę internetową. W pracy [A6] przedstawiono pierwsze wyniki weryfikacji prognoz stężeń PM_{10} dla okresu letniego (lipiec-sierpień) i zimowego (styczeń-luty) 2014 roku. Podobnie jak w pracy omówionej powyżej [A4], dla lepszego rozeznania czynników odpowiedzialnych za kształtowanie stężeń dla analizowanego obszaru, pierwsza wersja systemu prognoz działała w trybie emisji stałej w czasie. Wyniki wskazały, że model jest w stanie prawidłowo opisać czasowe zmiany stężeń obserwowane na stacjach Dolnego Śląska. Natomiast dla wybranych lokalizacji, szczególnie w obszarach z wysokim udziałem emisji ze spalania komunalno-mieszkaniowego (wg nomenklatury europejskiej sektor emisyjny SNAP2) i położonych w obszarach

Werner

sprzyjających powstawaniu inwersji termicznej (np. stacja Nowa Ruda) wyniki pomiarów są mocno niedoszacowane. Testowe symulacje przeprowadzone w ostatnich tygodniach dla okresu grudzień 2015 – luty 2016, z uwzględnieniem bazy emisyjnej opracowanej w WIOS dla Dolnego Śląska oraz po wprowadzeniu godzinowego profilu emisyjnego, wskazują na poprawę wyników na problemowych stacjach w kontekście zmienności czasowej i reprezentacji wartości maksymalnych.

W ramach innych prac związanych z aplikacją modelu WRF-Chem dla obszaru Polski brałam udział w modelowaniu ozonu dla obszaru Polski, które realizowała mgr Kinga Wałaszek (w jej przewodzie doktorskim pełni rolę opiekuna pomocniczego). Prace dotyczyły zarówno roli warunków meteorologicznych i roli zastosowanych parametryzacji fizycznych (Wałaszek et al., 2014b, 2016a, 2016c), jak i wpływu emisji tlenków azotu i lotnych związków organicznych na kształtowanie się pola stężeń ozonu dla obszaru Polski (Wałaszek et al., 2016b). Moja rola polegała przede wszystkim na współudziale w doborze parametryzacji chemicznych oraz schematu przemian chemicznych, jak również współudziale przy weryfikacji i analizie wyników. Wyniki tych prac wskazują m.in. na dużą rolę schematu parametryzacji mikrofizyki w WRF-Chem na modelowane wartości zachmurzenia i promieniowania, a w konsekwencji tego na otrzymywane stężenia ozonu.

Model FRAME

Przy temacie aplikacji dynamicznego modelu amoniaku, wspomniano o zastosowaniu modelu FRAME do obliczeń stężeń amoniaku i aerozolu amonowego. W pracy [A5] wyniki modelu FRAME, w postaci średniorocznych stężeń PM_{10} i $PM_{2.5}$ dla obszaru Polski zostały bezpośrednio zastosowane do oceny narażenia ludności na obecność pyłu zawieszonego w atmosferze. Symulacja z FRAME dla Polski była przeprowadzona w siatce 5 km x 5 km i uwzględniała emisję ze źródeł antropogenicznych, naturalną emisję pochodzącą z erozji pyłu z podłoża, oraz emisję aerozolu morskiego (emisja liczona z wykorzystaniem parametrów meteorologicznych z WRF). Wyniki wskazały, że cała populacja Polski jest ekspozycja na średnioroczne stężenie pyłu zawieszonego PM_{10} przekraczające $5.0 \mu g m^{-3}$, które uważa się za szkodliwe dla zdrowia ludzi (np. Medina et al. 2004). Największy udział zarówno dla PM_{10} jak i $PM_{2.5}$ przypada na pył pierwotny (przede wszystkim w obszarach miast), w drugiej kolejności są wtórne aerozole nieorganiczne.

Jakość modelowanych parametrów meteorologicznych z WRF oraz rola warunków meteorologicznych w kształtowaniu emisji oraz stężeń zanieczyszczeń powietrza.

Jakość modelowanych parametrów meteorologicznych z WRF.

Przeprowadzona weryfikacja podstawowych parametrów meteorologicznych powinna być przepustką do zastosowania wyników modelu meteorologicznego do obliczania emisji i transportu zanieczyszczeń atmosferycznych. Świadomość błędów powstałych na etapie modelowania warunków meteorologicznych jest niezbędna dla prawidłowej interpretacji dalszych wyników, w tym rozkładów czasowych i przestrzennych stężeń zanieczyszczeń. W ramach omawianego cyklu, model WRF został zaaplikowany dla obszaru Europy, ze szczególnym uwzględnieniem Europy Środkowej, w tym Polski oraz zweryfikowany dla kluczowych, w kontekście modelowania dyspersji zanieczyszczeń, parametrów meteorologicznych.

Werner

Szczegółowa weryfikacja opadu atmosferycznego z WRF przeprowadzona została dla obszaru południowo-zachodniej Polski (druga zagnieżdżona domena tej symulacji w rozdzielczości przestrzennej 2 km x 2 km) w oparciu o dane z 17 stacji SYNOP (dane dostępne co 6 godzin) oraz pomiarów ze stacji operującej w ramach ZKiOA (dane dostępne co 1 godzinę), dla okresu marzec-czerwiec 2012 [A1]. Weryfikacja wskazuje na prawidłowe odzwierciedlenie przez model liczby obserwowanych epizodów z opadem. Symulacje pokazały dobrą zgodność z pomiarami dla epizodów długotrwałych, o niskiej intensywności, natomiast obserwowane epizody intensywnych opadów pochodzenia konwekcyjnego były przez model niedoszacowywane lub zupełnie niewykrywane. W związku z tym, że duża część zanieczyszczeń wymywana jest już w pierwszych minutach trwania opadu atmosferycznego, brak wykrycia przez model opadu konwekcyjnego może przekładać się na przeszacowanie stężeń zanieczyszczeń, szczególnie w okresach o nasilonym występowaniu zjawisk konwekcyjnych. W związku z wykonaniem powyższych badań w trybie prognoz, wyniki są szczególnie użyteczne w aplikacji do prognoz jakości powietrza, jak również np. prognozowania hydrologicznego.

Temperaturę powietrza (średnią - T_2 , maksymalną - T_{max} i minimalną - T_{min}) z modelu WRF zweryfikowano dla całej Europy w ramach pracy [A2]. Symulacje przeprowadzono dla 2 domen obliczeniowych, gdzie pierwsza obejmowała całą Europę, w rozdzielczości 36 km x 36 km, a druga Europę Środkową i Północną w rozdzielczości 12 km x 12 km. Ocenę wyników przeprowadzono oddzielnie dla 3 kwartałów roku 2012: Q1 (styczeń-marzec), Q2 (kwiecień-czerwiec) i Q3 (czerwiec-wrzesień) poprzez porównanie z pomiarami dobowymi z 1182 stacji z bazy GSOD (Global Surface Summary of Day). Najlepsze wyniki uzyskano dla obszarów będących pod wpływem klimatu morskiego (np. Wielka Brytania, część Francji, Niemiec) w kwartale Q1 i Q2. Dla Q1 oraz Q2 odnotowano poprawę wyników dla domeny 2 (12 km x 12 km) w porównaniu z domeną 1 (36 x 36 km), a w przypadku Q3 takiej zależności nie zaobserwowano. Najwyższe absolutne odchylenia modelowanej temperatury od wartości obserwowanych wystąpiły dla obszarów górskich i położonych przy wybrzeżu. Przeciwną wartość odchylenia modelu od obserwacji, dla poszczególnych sezonów, zaobserwowano dla Europy Zachodniej (z dominacją klimatu morskiego) i Wschodniej, co potwierdza, że jakość wyników modelowania jest silnie zróżnicowana geograficznie.

Ocena wyników parametrów meteorologicznych z modelu WRF (w tym przypadku zastosowanie modelu sprzężonego z procesami chemicznymi – WRF-Chem) dla roku 2010 została przeprowadzona również w ramach pracy [A4], gdzie dla obszaru Polski (druga zagnieżdżona domena, w rozdzielczości 5 km x 5 km) porównano modelowaną temperaturę powietrza (T_2), wilgotność względną (RH_2), ciśnienie na poziomie morza (PSFC) oraz prędkość wiatru z 10 m (W_{10}) z pomiarami udostępnionymi przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy (IMGW-PIB). Dla wszystkich parametrów odnotowano wysokie wartości indeksu zgodności (jedynie dla RH_2 poniżej 0.70). Najniższe znormalizowane odchylenie (NMB) i znormalizowany błąd całkowity (NMGE) obliczono dla PSFC, a najwyższy dla T_2 . Odnotowano, że średnie odchylenie (MB) zmienia się w ciągu doby i najniższa wartość (poniżej 1.5°C) jest między godziną 9 i 12 UTC, natomiast dla pozostałego okresu przekracza 2.0°C. Podobny cykl dobowy dla MB odnotowali Kryza et al. (2016) dla symulacji z WRF dla długiego okresu 1981-2010.

Symulacje meteorologiczne przeprowadzone z modelem WRF oraz WRF-Chem wykazały, że:

1. Parametry meteorologiczne obliczone przez WRF są w dobrej zgodności z pomiarami i mogą być aplikowane do dalszych analiz i modelowania. W niektórych przypadkach, kiedy

Werner

modelowane zjawisko jest szczególnie czułe na wybrany parametr meteorologiczny, np. aplikacja modelowanego pola temperatury w modelach biologicznych, sugeruje się zastosowanie tzw. procesu korekcji wartości odchylenia [A2].

2. Jakość wyników niektórych parametrów meteorologicznych może zmieniać się przestrzennie i czasowo, co pokazano na przykładzie modelowanych wartości temperatury dla Europy [A2] i tym samym może wpływać na błędy generowane na kolejnych etapach modelowania.
3. Wyniki modelu zależą od zastosowanej parametryzacji, np. parametryzacji opadu [A1]. Różne parametryzacje sprawdzają się dla różnych obszarów geograficznych, stąd ważne jest przeprowadzenie kompleksowej weryfikacji dla obszarów aplikacji modelu.

Rola warunków meteorologicznych w kształtowaniu emisji oraz stężeń zanieczyszczeń powietrza.

Wpływ warunków meteorologicznych na emisję amoniaku w Polsce zaprezentowano w pracy [A3]. Dynamiczny model emisji amoniaku został uruchomiony przy wykorzystaniu wcześniej przygotowanej i zweryfikowanej przestrzennej informacji meteorologicznej z modelu WRF. Dynamiczny model emisji amoniaku w swoich założeniach metodycznych uwzględnia zmienność emisji wynikającą z regulacji prawnych w zakresie prac rolniczych oraz wpływ warunków meteorologicznych (temperatury i prędkości wiatru) na wartości emisji. Zastosowanie parametrów meteorologicznych z WRF w dużej rozdzielczości czasowej (3 godziny) i przestrzennej (5 km x 5 km) pokazało, że występują duże różnice w emisji amoniaku pomiędzy poszczególnymi miesiącami, jak również wyraźny cykl dobowy, co jest związane m.in. ze wzrostem intensywności parowania przy wyższej temperaturze powietrza. Wyniki dynamicznego modelu amoniaku wskazują, że wiosenne maksimum emisji jest silnie zróżnicowane przestrzennie - w południowo-zachodniej Polsce jest ok. 2-3 tygodnie wcześniej niż w północno-wschodniej części kraju. Poprawność założeń modelu dynamicznego potwierdzono pośrednio, poprzez porównanie stężeń otrzymanych z modelu dyspersji zanieczyszczeń FRAME z pomiarami. Praca wskazała również na rolę innych czynników niż meteorologiczne w kształtowaniu pola emisji NH_3 , jak np. konieczność uwzględnienia regulacji prawnych w zakresie działań rolniczych obowiązujących w danym kraju. Dynamiczny model emisji amoniaku powinien być również stosowany w ocenach i raportach emisji tego zanieczyszczenia, które wykonywane są m.in. na potrzeby sprawozdawczości międzynarodowej. Aktualne szacunki rocznej emisji NH_3 do atmosfery oparte są na ujęciu statycznym, gdzie np. pogłowie zwierząt hodowlanych czy zużycie nawozów sztucznych mnożone jest przez arbitralnie przyjęty wskaźnik emisji. Nie bierze się pod uwagę fizycznych procesów, odpowiedzialnych za intensyfikację lub zmniejszenie emisji, które wynikają np. z czynników meteorologicznych zmiennych w czasie i przestrzeni. W realizowanym projekcie LIFE-Apis dynamiczny model emisji będzie wykorzystywany do prognozowania emisji, która następnie będzie wykorzystywana w prognozach jakości powietrza, m.in. do określania stężeń pyłu zawieszonego i jego składowych – wtórnych aerozoli nieorganicznych, w tym związków amonowych.

Podstawowym celem pracy [A4] było określenie wpływu sprzężeń zwrotnych pomiędzy warunkami meteorologicznymi i obecnością aerozolu w atmosferze. Temat roli sprzężeń zwrotnych jest obecnie szeroko dyskutowany w literaturze światowej, zarówno w kontekście wpływu obecności zanieczyszczeń w atmosferze na zmiany klimatu lub zmiany warunków meteorologicznych, jak również dalszego wpływu zmodyfikowanych parametrów meteorologicznych na stężenia zanieczyszczeń (Forkel et al., 2012; Kong et al., 2014). Model WRF-Chem sprawdza się w tego typu badaniach, ze względu na wspomnianą integrację on-line pomiędzy częścią meteorologiczną i chemiczną modelu. W ramach pracy [A4] wykonano 3 symulacje dla stycznia 2011, przy trzech

Werner

różnych ustawieniach modelu: symulacja pierwsza (BASE) nie uwzględniała sprzężeń pomiędzy aerozolem i meteorologią, symulacja druga i trzecia uwzględniała obecność aerozolu w atmosferze oraz odpowiednio jego bezpośredni (symulacja DIR) oraz bezpośredni i pośredni (symulacja INDIR) wpływ na parametry meteorologiczne. Uwzględnienie roli aerozolu w symulacjach (DIR i INDIR) przejawiało się w zmniejszonym dopływie promieniowania słonecznego do powierzchni ziemi co skutkowało obniżeniem temperatury powietrza (T_2) oraz modyfikacją wysokości PBL. Wyższym spadkom temperatury towarzyszyło silniejsze obniżenie wysokości PBL. Zróżnicowanie na poziomie średniomiesięcznym było porównywalne z wynikami otrzymanymi przez Forkel et al. (2012), natomiast analiza którą podjęliśmy dla wybranych epizodów dobowych czy godzinowych wskazała, że różnice pomiędzy symulacjami mogą być kilkadziesiąt razy wyższe niż w przypadku wartości średniomiesięcznych. Ponadto odnotowano, że zmiany w parametrach meteorologicznych odzwierciedlają się w zmianach rozkładu przestrzennego i wartości stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} . Lokalnie dla wybranych epizodów, różnice w stężeniach średniogodzinnych pomiędzy symulacjami wynosiły $\pm 30 \mu g m^{-3}$ (przy średnim modelowanym stężeniu dla stycznia w Polsce wynoszącym $26 \mu g m^{-3}$). Praca pokazała, że dla symulacji prowadzonych w wysokiej rozdzielczości czasowej (1 godzina), zastosowanie modeli on-line jest ważne dla otrzymania prawidłowego obrazu stężeń pyłu zawieszonego.

Rola rozdzielczości czasowej i przestrzennej w modelowaniu jakości powietrza atmosferycznego.

Rolę przestrzennej i czasowej rozdzielczości w modelowaniu jakości powietrza atmosferycznego można rozważać w kilku aspektach: 1) rozdzielczości meteorologicznych danych wejściowych do modelu i ich jakości; 2) rozdzielczości danych emisyjnych, 3) rozdzielczości w jakiej wykonywane i analizowane są obliczenia z modelem transportu zanieczyszczeń.

Rolę rozdzielczości przestrzennej w kontekście modelowanych parametrów meteorologicznych, oraz ich wpływu na np. model emisyjny omówiono w pracy [A2]. Porównanie wyników modelu WRF dla temperatury (T_2 , T_{max} , T_{min}) dla domeny w rozdzielczości $36 km \times 36 km$ (d1) z domeną $12 \times 12 km$ (d2), pozwala stwierdzić obecność ogólnej tendencji do poprawy jakości modelu wraz ze wzrostem rozdzielczości. Obliczenia wskazują, że dla domeny 2 występują niższe absolutne odchylenia modelowanej temperatury od wartości mierzonych, wyższy współczynnik korelacji oraz niższy błąd średniokwadratowy (RMSE), niż dla domeny 1. Ta zależność jest szczególnie wyraźna dla kwartału Q1 (styczeń-marzec) i Q2 (kwiecień-czerwiec). Równocześnie, przypadku Q3 (lipiec-wrzesień) dla T_{max} zauważono wzrost RMSE w przypadku przejścia z mniejszej ($36 km \times 36 km$) do większej ($12 km \times 12 km$) rozdzielczości przestrzennej. Obliczone przez model WRF pola temperatury dla dwóch domen, wykorzystano do sprawdzenia czułości 3 różnych modeli (model wzrostu zboża, model emisji pyłku drzew oraz model wzrostu patogenów) na rozdzielczość danych meteorologicznych. W kontekście niniejszego opracowania, szczególnie ważne są dwa ostatnie modele, z tego względu, że zarówno pyłek drzew jak i patogeny są częścią bioaerozolu, stanowiącego składową ogólnego zanieczyszczenia powietrza. Wyniki wskazują, że najbardziej czuły na rozdzielczość danych meteorologicznych jest model wzrostu patogenów, a dalej model emisji pyłku. Wyniki modelowania np. emisji pyłku oparte o dane meteorologiczne w wyższej rozdzielczości ($12 km \times 12 km$) były bliższe wynikom modelu opartego na danych pomiarowych w porównaniu z wynikami modelu opartego o dane meteorologiczne w rozdzielczości $36 km \times 36 km$.

Werner

Załącznik 1. Autoreferat

W pracy [A3] poza określeniem wpływu warunków meteorologicznych na emisję amoniaku, o którym wspomniano powyżej, można wyodrębnić również aspekt roli rozdzielczości czasowej danych wejściowych, w tym przypadku emisji amoniaku na wyniki stężeń uzyskiwane z modelu dyspersji zanieczyszczeń. Dla większości stacji, dla których weryfikowano wyniki modelu, wyniki dla symulacji z emisją przygotowywaną w dużej rozdzielczości czasowej (3 godziny) są bliższe pomiarom, niż w przypadku emisji nie uwzględniającej czasowej zmienności meteorologii (emisja w rozdzielczości miesięcznej). Istotny jest również fakt, że poprawę wyników odnotowano głównie na stacjach w otoczeniu rolniczym, co pozwala również wnioskować, że zwiększenie rozdzielczości przestrzennej, pozwalające na lepsze rozdzielenie obszarów pod względem użytkowania terenu przyczyni się do dalszej poprawy wyników. Wcześniejsze prace, np. Dore et al. (2012) wskazują również na aspekt związany z lepszą, po zastosowaniu wysokiej rozdzielczości przestrzennej, separacją obszarów źródłowych od tła po zastosowaniu wysokiej rozdzielczości przestrzennej w modelu transportu zanieczyszczeń.

W pracy [A4] rozważano wpływ sprzężeń zwrotnych pomiędzy obecnością aerozolu w atmosferze a warunkami meteorologicznymi w różnych skalach czasowych: miesięcznej, dobowej i godzinowej. Dla wszystkich analizowanych parametrów (promieniowanie, temperatura i wilgotność powietrza, wysokość PBL, prędkość wiatru, stężenie pyłu zawieszonego) wpływ sprzężeń zwrotnych był kilkanaście-kilkadziesiąt razy wyższy w przypadku analizy na poziomie godzinnym niż miesięcznym. Wyniki podkreślają, że procesy, które mogą być pominięte w przypadku rozdzielczości czasowej miesięcznej czy nawet dobowej, mogą mieć kluczowe znaczenie dla prawidłowego odzwierciedlenia warunków analizowanych w wysokiej rozdzielczości czasowej (np. 1 godzinnej). Dotyczy to m.in. sprzężeń pomiędzy aerozolem w atmosferze a obliczanymi przez model parametrami meteorologicznymi.

Podsumowanie:

Za największe osiągnięcia przedłożonego cyklu publikacji uważam:

1. Aplikację eulerowskiego modelu WRF-Chem dla obszaru Polski oraz opracowanie narzędzi do przygotowywania danych wejściowych i analizy wyników. Obecnie model jest wykorzystywany do oceny jakości powietrza dla Polski (m.in. na potrzeby GIOŚ) oraz wykonywane są prognozy jakości powietrza dla Dolnego Śląska w ramach projektu LIFE-Apis realizowanego w ZKiOA, Uniwersytetu Wrocławskiego.
2. Aplikację dynamicznego modelu emisji amoniaku dla obszaru Polski oraz weryfikację jego wyników. Kod modelu może być nieodpłatnie wykorzystywany przez inne ośrodki zajmujące się emisją oraz oceną jakości powietrza. Model wychodzi naprzeciw wnioskowi sformułowanemu przez Suttona et al. (2013), który wskazuje na potrzebę lepszej integracji modelowania emisji NH_3 do atmosfery m.in. z informacją meteorologiczną. Kolejnym krokiem może być integracja on-line modelu emisji i transportu zanieczyszczeń, tak jak zostało to zrobione dla emisji z niektórych źródeł naturalnych (np. aerozol morski czy pył z erozji eolicznej).
3. Weryfikację wyników modelu meteorologicznego WRF dla Europy Środkowej, w tym Polski. Parametry meteorologiczne uzyskane z WRF są ostatnio szeroko wykorzystywane, również w Polsce, w badaniach nad środowiskiem. Kwantyfikacja błędów modelu meteorologicznego pozwala na oszacowanie niepewności modelu docelowego (w którym wykorzystywana jest informacja meteorologiczna z WRF) oraz umożliwia prawidłową interpretację jego wyników.

Werner

4. Ocenę roli parametrów meteorologicznych w kształtowaniu pola emisji oraz stężeń zanieczyszczeń atmosferycznych w Polsce.
5. Ocenę roli rozdzielczości czasowej i przestrzennej w ocenie jakości powietrza atmosferycznego w Europie.
6. Ocenę narażenia ludności na stężenie pyłu zawieszonego PM_{10} i $PM_{2.5}$ w Polsce.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych (artystycznych).

Po obronie pracy doktorskiej moje główne zainteresowania badawcze można ująć w następujących punktach:

1. Zastosowanie modelowania w ocenie stężeń bioaerozoli

W ostatnich kilku latach pojawiają się próby aplikowania standardowych modeli dyspersji zanieczyszczeń chemicznych w ocenie napływu i stężeń bioaerozoli. W dziedzinie, w której do tej pory dominowali biolodzy i alergolodzy, zaczęli pojawiać się specjaliści od modelowania i meteorolodzy. Założeniem stażu (PostDoc), który podjęłam w National Pollen and Aerobiology Research Unit (NPARU) w Worcester w Wielkiej Brytanii (marzec 2014 - wrzesień 2015), było wykorzystanie wiedzy i umiejętności z zakresu meteorologii i modelowania jakości powietrza w dziedzinie aerobiologii. Wykonywane przeze mnie prace związane były z realizacją projektów Biotechnology and Biological Science Research Council (BBSRC, ID: BB/L012251/1), Danish Research Council Project (ID: CIG631745). Zajmowałam się tam m.in. wykorzystaniem lagrangeowskiego modelu HYSPLIT (hybrid single-particle Lagrangian integrated trajectory) do określania obszarów źródłowych bioaerozoli, m. in. pyłku drzew (brzozy, olchy), pyłku Ambrozji, grzybów (Altenaria). Do współpracy zostały zaproszony zespół z ZKiOA, m.in. dr hab. Maciej Kryza, mgr Justyna Krynicka (doktorantka), oraz studentka Daria Bilińska, która po powrocie z NPARU zdecydowała się na kontynuowanie pracy z modelowaniem bioaerozolu w ramach projektu magisterskiego. Efektem tych prac są artykuły opublikowane (Skjøth et al. (2015), Skjøth et al. (2016)) lub będące na etapie recenzji (Bilińska et al. (2016)). W czasie pobytu w NPARU podjęłam również pierwsze prace nad implementacją bioaerozoli (pyłku drzew) do eulerowskiego modelu WRF-Chem. Wynikiem tych wstępnych prac jest wniosek złożony do konkursu OPUS (grudzień 2015) dotyczący rozbudowy modelu WRF-Chem w kierunku modelowania bioaerozolu. Jest to zagadnienie nowe, do tej pory nie wykorzystywano tego narzędzia do modelowania emisji i transportu pyłku biogenicznego. W długofalowej perspektywie być może będzie możliwe również modelowanie np. przemian chemicznych, zachodzących na powierzchni tych cząstek i tym samym włączenie w procedurę modelowania jakości powietrza większej liczby istotnych procesów fizycznych i chemicznych.

2. Zastosowanie modelu FRAME

Po obronie pracy doktorskiej kontynuowałam prace z modelem FRAME dotyczące rozkładów przestrzennych stężeń PM_{10} i $PM_{2.5}$ oraz ich składowych dla Wielkiej Brytanii i Polski (Werner et al., 2014, Werner et al. 2016a). Brałam również udział w modelowaniu stężeń metali ciężkich oraz depozycji związków siarki i azotu dla Wielkiej Brytanii. Prace te były wykonywane w ramach współpracy z dr Anthony Dore z Centrum Ekologii i Hydrologii w Edynburgu w Wielkiej Brytanii.

Symulacje wykonane z modelem FRAME dla metali ciężkich dla Wielkiej Brytanii charakteryzowały się wysokimi wartościami korelacji pomiędzy modelowanymi i mierzonymi stężeniami, przy

Werner

jednoczesnym dużym niedoszacowaniu wartości mierzonych. Za najbardziej prawdopodobną przyczynę uznano istnienie ważnego źródła emisji, które nie jest uwzględnione w oficjalnej inwentaryzacji. Dodatkowe analizy i symulacje przeprowadzone z emisją naturalną pochodzącą z erozji podłoża wyraźnie poprawiły wyniki. Prawdopodobną przyczyną niedoszacowań stężeń metali ciężkich w Wielkiej Brytanii jest duży udział re-emisji metali z podłoża, osadzonych i zakumulowanych w okresie przemysłowym. Praca została opublikowana w Science of the Total Environment (Dore et al. 2014). Prace te są kontynuowane z zastosowaniem bardziej kompleksowego modelu wykorzystywanego przez EMEP MSC-West (Dore et al. 2016).

W pracy Dore et al. (2015), której jestem współautorem, wyniki modelu FRAME w postaci stężeń i mokrej depozycji związków siarki i azotu zostały porównane z wynikami kilku innych modeli, używanych na obszarze Wielkiej Brytanii. Były to zarówno relatywnie proste modele lagrangeowskie (HARM i NAME) oraz kompleksowe modele eulerowskie (CMAQ i EMEP4UK). Modele lagrangeowskie dały dobrą zgodność z pomiarami dla stężeń zanieczyszczeń gazowych, podczas gdy zastosowanie dynamicznie zmieniającej się meteorologii i kompleksowych reakcji chemicznych skutkowało lepszymi wynikami dla stężeń aerozoli oraz depozycji w przypadku modeli bardziej zaawansowanych. Wyniki jednoznacznie potwierdziły, że model FRAME, pomimo swoich prostych założeń, jest ciągle dobrym narzędziem do modelowania stężeń zanieczyszczeń w skali roku i wykonywania analiz np. źródło-receptor. Z tego względu ciągle jest używany m.in. w ocenach zintegrowanych dla Wielkiej Brytanii (Oxley et al., 2013).

Model FRAME był głównym narzędziem badawczym w projekcie o akronimie KLAPS finansowanym przez Program Operacyjny Współpracy Transgranicznej Polska-Saksonia 2007-2013 (Zmiany klimatu, zanieczyszczenia powietrza i przekroczenia ładunków krytycznych w regionie granicznym Polska - Saksonia). Projekt był realizowany we współpracy z Urzędem ds. Środowiska, Rolnictwa i Geologii w Saksonii (partner wiodący projektu) oraz IMGW-PIB, Oddział we Wrocławiu. Podstawowym celem projektu była analiza łącznego oddziaływania zmian klimatu, bioklimatu i jakości powietrza oraz depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych na stan ekosystemów oraz zdrowia mieszkańców w regionie granicznym Polska – Saksonia. W projekcie byłam odpowiedzialna za przygotowanie jednolitej bazy emisji dla domeny projektu, współpracę przy modelowaniu z FRAME oraz współpracę przy opracowaniu i interpretację wyników. W ramach projektu wykonano kilkadziesiąt symulacji z modelem FRAME, które różniły się zastosowanymi danymi emisyjnymi i meteorologicznymi. Głównym celem była kwantyfikacja zmian depozycji związków siarki i azotu w domenie projektu, zachodząca pod wpływem zmian w emisji, meteorologii, i przy łącznych zmianach obu tych elementów. Wyniki wskazały, że zmiany emisji ze źródeł antropogenicznych są w największym stopniu odpowiedzialne za zmiany depozycji związków siarki i azotu w obszarze granicznym Polska-Saksonia. Zmiany w depozycji wynikające ze zmian klimatu są istotne dla niektórych scenariuszy klimatu, ale znacznie mniejsze niż spowodowane zmianami w emisji. Wyniki prac zostały opublikowane w monografii pt. „Zmiany klimatu w rejonie granicznym Polski i Saksonii” (Mehler et al. 2014).

3. Aplikacja modelu EMEP4PL

W ramach grantu NCN, którego jestem kierownikiem (Modelowanie stężeń pyłu zawieszonego i ozonu dla Polski w wysokiej rozdzielczości czasowej i przestrzennej, UMO-2013/09/B/ST10/00594), model EMEP standardowo stosowany we względnie niskiej rozdzielczości przestrzennej 50 km x 50

Wł. Wł.

km jest aplikowany dla obszaru Polski w wysokiej rozdzielczości przestrzennej. Jednym z głównych celów pracy jest kwantyfikacja różnic w modelowanych stężeniach między modelem transportu zanieczyszczeń zintegrowanym z modułem meteorologicznym w sposób on-line (WRF-Chem) oraz off-line (EMEP4PL) oraz określenie różnic w zgodności wyników modelowania z obserwacjami w ujęciu przestrzennym i w różnych warunkach meteorologicznych. Różnica w sposobie połączenia meteorologii z częścią chemiczną modelu skutkuje dużymi różnicami w zasobach i czasie symulacji. Aplikacja EMEP dla Polski i porównanie wyników z WRF-Chem dostarczy ważnych informacji w kontekście modelowania jakości powietrza i aplikacji różnych typów modeli. Należy zaznaczyć, że model EMEP, pracujący w wysokiej rozdzielczości przestrzennej, jest zweryfikowany jedynie dla obszaru Wielkiej Brytanii (był też stosowany w Chorwacji, lecz wyniki nie zostały dotychczas opublikowane). Polska jest drugim krajem, dla którego taka analiza jest przeprowadzana. Wyniki prac zostały zgłoszone na konferencję International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application (ITM, October 2016), a pierwsze wyniki symulacji z modelem EMEP4PL zostały opublikowane w raporcie rocznym EMEP (Schulz et al., 2013).

4. Inne prace badawcze

W trakcie odbywania stażu w NPARU brałam udział w implementacji modelu WRF-Chem dla obszaru Wielkiej Brytanii. Mój udział polegał m.in. na doborze parametryzacji chemicznych i fizycznych modelu, opracowaniu metody przygotowywania plików wejściowych (przede wszystkim emisyjnych) oraz przygotowaniu narzędzi do weryfikacji oraz prezentacji wyników modelu. Pierwsze symulacje z modelem WRF-Chem dotyczyły stężeń amoniaku. Wyniki były prezentowane na konferencji w ramach projektu ECLAIRE w Budapeszcie (wrzesień, 2014), oraz Edynburgu (wrzesień 2015).

Wraz dr Anthonym Dore z Centrum Ekologii i Hydrologii w Edynburgu rozpoczęliśmy pracę nad oceną roli aerozolu morskiego (SSA) w kształtowaniu stężeń pyłu zawieszonego w Europie. W pierwszym etapie porównane zostały wyniki modelowania stężeń aerozolu morskiego dla Wielkiej Brytanii pochodzące z trzech źródeł: eulerowskiego modelu EMEP4UK, modelu FRAME oraz z modelownia statystycznego opartego o wyniki pomiarów. W najbliższym czasie planowana jest publikacja podejmująca szczegółową analizę różnic pomiędzy wynikami z różnych modeli oraz analizę udziału SSA w stężeniach pyłu zawieszonego.

Bibliografia

- Akritidis, D., Zanis, P., Pytharoulis, I. and Karacostas, T.: Near-surface ozone trends over Europe in RegCM3/CAMx simulations for the time period 1996–2006, *Atmospheric Environment*, 97, 6–18, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.08.002, 2014.
- Baklanov, A., Schlünzen, K., Suppan, P., Baldasano, J., Brunner, D., Aksoyoglu, S., Carmichael, G., Douros, J., Flemming, J., Forkel, R., Galmarini, S., Gauss, M., Grell, G., Hirtl, M., Joffre, S., Jorba, O., Kaas, E., Kaasik, M., Kallos, G., Kong, X., Korsholm, U., Kurganskiy, A., Kushta, J., Lohmann, U., Mahura, A., Manders-Groot, A., Maurizi, A., Moussiopoulos, N., Rao, S. T., Savage, N., Seigneur, C., Sokhi, R. S., Solazzo, E., Solomos, S., Sørensen, B., Tsegas, G., Vignati, E., Vogel, B. and Zhang, Y.: Online coupled regional meteorology chemistry models in Europe: current status and prospects, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(1), 317–398, doi:10.5194/acp-14-317-2014, 2014.
- Balzarini, A., Pirovano, G., Honzak, L., Žabkar, R., Curci, G., Forkel, R., Hirtl, M., San José, R., Tuccella, P. and Grell, G. A.: WRF-Chem model sensitivity to chemical mechanisms choice in reconstructing aerosol optical properties, *Atmospheric Environment*, 115, 604–619, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.12.033, 2015.

Werner

Załącznik 1. Autoreferat

- Bilińska, D., Skjøth, C., Werner, M., Kryza, M., Malkiewicz, M., Krynicka, J., Drzeniecka-Osiadacz, A.: Source regions of ragweed pollen in Poland during a ten year period and the influence of meteorological data on the HYSPLIT model results, *Aerobiology*, In review, 2016.
- Brunekeerf, B., Holgate, S. T.: Air pollution and health, *The Lancet* (360), 1233–1242, 2002.
- Degórska, A., Gendolla, T., Iwanek, J., Karska, L., Kobus, D., Liana, E., Toczko, B.: Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w 2009 roku na tle wieloletnia. Biblioteka Monitoringu Środowiska, str. 247. Warszawa: Inspekcja Ochrony Środowiska, 2011.
- Dore, T., Kryza, M., Hall, J. R., Hallsworth, S., Keller, V. J. D., Vieno, M. and Sutton, M. A.: The influence of model grid resolution on estimation of national scale nitrogen deposition and exceedance of critical loads, *Biogeosciences*, 9, 1597–1609, doi:10.5194/bg-9-1597-2012, 2012.
- Dore A., Ilyin I., Malcolm H, Fordyce F., Yorston H., Werner M., Kryza M., Vieno M., Reis S., Modelling the deposition and concentration of Pb and Cd in the UK, Abstract for the 35th International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application, 2016.
- Emery, C., Tai, E. and Greg, Y.: Enhanced Meteorological Modeling and Performance Evaluation for Two Texas Ozone Episodes., 2001.
- Forkel, R., Werhahn, J., Hansen, A. B., McKeen, S., Peckham, S., Grell, G. and Suppan, P.: Effect of aerosol-radiation feedback on regional air quality – A case study with WRF/Chem, *Atmospheric Environment*, 53, 202–211, doi:10.1016/j.atmosenv.2011.10.009, 2012.
- Gego, E., Hogrefe, C., Kallos, G., Voudouri, A., Irwin, J. S. and Rao, S. T.: Examination of model predictions at different horizontal grid resolutions, *Environmental Fluid Mechanics*, 5(1-2), 63–85, doi:10.1007/s10652-005-0486-3, 2005.
- Grell, G., Peckham, S. E., Schmitz, R., McKeen, Stuart Frost, G., Skamarock, W. C. and Eder, B.: Fully coupled “online” chemistry within the WRF model, *Atmospheric Environment*, 39(37), 6957–6975, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.04.027, 2005.
- Infante, R., Acosta, I. L.: Size distribution of trace metals in Ponce, Puerto Rico air particulate matter, *Atmospheric Environment*, (25B), 121–131, 1991.
- Kirtman, B., Power, S.B., Adedoyin, J.A.: Near-term Climate Change: Projections and Predictability. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, et al. (eds) Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p 76, 2013.
- Kong, X., Forkel, R., Sokhi, R. S., Suppan, P., Baklanov, A., Gauss, M., Brunner, D., Barò, R., Balzarini, A., Chemel, C., Curci, G., Jiménez-Guerrero, P., Hirtl, M., Honzak, L., Im, U., Pérez, J. L., Pirovano, G., San Jose, R., Schlünzen, K. H., Tsegas, G., Tuccella, P., Werhahn, J., Žabkar, R. and Galmarini, S.: Analysis of meteorology–chemistry interactions during air pollution episodes using online coupled models within AQMEII phase-2, *Atmospheric Environment*, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.09.020, 2014.
- Kowalczyk, D.: Emisja drobnych pyłów pochodzących z energetycznego spalania paliw stałych w świetle standardów Unii Europejskiej. Ochrona powietrza w teorii i praktyce. (J. Konieczyński, Red.), 89–97. Zabrze: Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk w Zabrzu, 2008.
- Kryza, M., Werner, M., Dore, A. J., Błaś, M. and Sobik, M.: The role of annual circulation and precipitation on national scale deposition of atmospheric sulphur and nitrogen compounds., *Journal of environmental management*, 109, 70–9, doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.048, 2012.
- Kryza, M., Mill, W., Dore, A. J., Werner, M. and Błaś, M.: Calculation of Sulphur and Nitrogen Deposition with the Frame Model and Assessment of the Exceedance of Critical Loads in Poland, *Ecological Chemistry and Engineering S*, 20(2), 279–290, doi:10.2478/eces-2013-0020, 2013.
- Kryza, M., Jóźwicka, M., Dore, A. J. and Werner, M.: The uncertainty in modelled air concentrations of NO_x due to choice of emission inventory, *International Journal of Environment and Pollution*, 57, 3–4, DOI: 10.1504/IJEP.2015.074495, 2016a.
- Kryza M., Wałszek K., Ojrzyska H., Szymanowski M., Werner M., Dore A. J., High resolution dynamical downscaling of ERA-Interim using the WRF regional climate model for the area of Poland. Part 1:

Werner

- model configuration and statistical evaluation for the 1981-2010 period, *Pure and Applied Geophysics*, doi: 10.1007/s00024-016-1272-5, 2016b.
- Kryza, M., Drzeniecka-Osiadacz A., Werner, M., Netzel, P., Dore, A.: Comparison of the WRF and solar-derived planetary Boundary layer height, *International Journal of Environment and Pollution*, V58, N3/4, 2016c.
- Lee, D. S., Kingdon, R. D., Jenkin, M. E. and Garland, J. A.: Modelling the atmospheric oxidised and reduced nitrogen budgets for the UK with a Lagrangian multi-layer long-range transport model, *Environmental Modeling & Assessment*, 5(2), 83–104, doi:10.1023/A:1019049325337, 2000.
- de Meij, A., Thunis, P., Bessagnet, B. and Cuvelier, C.: The sensitivity of the CHIMERE model to emissions reduction scenarios on air quality in Northern Italy, *Atmospheric Environment*, 43(11), 1897–1907, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.12.036, 2009.
- Mehler, S., Szymanowski M., Błaś, M., Sobik, M., Migala, K., Werner, M., Kryza, M., Miszuk, B., Otop, I., Kolanek, A., Strońska, M.: Zmiany klimatu w rejonie granicznym Polski i Saksonii, pod redakcją Susann Mehler, Macieja Kryzy i Ireny Otop, wydawnictwo: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), 85 str., 2014.
- Metcalf, S. E., Whyatt, J. D., Broughton, R., Derwent, R. G., Finnegan, D., Hall, J., Mineter, M., O'Donoghue, M. and Sutton, M. A.: Developing the Hull Acid Rain Model: its validation and implications for policy makers, *Environmental Science & Policy*, 4(1), 25–37, doi:10.1016/S1462-9011(00)00101-5, 2001.
- Miglietta, M. M. and Regano, A.: An observational and numerical study of a flash-flood event over south-eastern Italy, *Natural Hazards and Earth System Science*, 8(6), 1417–1430, doi:10.5194/nhess-8-1417-2008, 2008.
- Misenis, C. and Zhang, Y.: An examination of sensitivity of WRF/Chem predictions to physical parameterizations, horizontal grid spacing, and nesting options, *Atmospheric Research*, 97(3), 315–334, doi:10.1016/j.atmosres.2010.04.005, 2010.
- Oderbolz, D. C., Aksoyoglu, S., Keller, J., Barmpadimos, I., Steinbrecher, R., Skjøth, C. A., Plaß-Dülmer, C. and Prévôt, A. S. H.: A novel approach to emission modelling of biogenic volatile organic compounds in Europe: improved seasonality and land-cover, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 12(8), 19921–19985, doi:10.5194/acpd-12-19921-2012, 2012.
- Oxley, T., Dore, A. J., ApSimon, H., Hall, J. and Kryza, M.: Modelling future impacts of air pollution using the multi-scale UK Integrated Assessment Model (UKIAM), *Environment International*, 61, 17–35, doi:10.1016/j.envint.2013.09.009, 2013.
- Pope, C. A., Thun, M., Namboodiri, M., Dockery, D., Evans, J., Speizer, F., Heath, C.: Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* (151), 669–674, 1995.
- Schulz, M., Gauss, M., Benedictow, A., Jonson, J., Tsyro, S., Nyiri, A., Simpson, D., Steensen, B. M., Klein, H., Valdebenito, A., Wind, P., Kirkevåg, A., Griesfeller, J., Bartnicki, J., Olivie, D., Grini, A., Iversen, T., Seland, Ø., Semeena, V. S., Fagerli, H., Vieno, M., Reis, S., Kryza, M., Werner, M. and Wałaszek, K.: Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe in 2011., 2013.
- Ojrzyska H., Kryza M., Wałaszek K., Szymanowski M., Werner M., Dore A.J., High resolution dynamical downscaling of ERA-Interim using the WRF regional climate model for the area of Poland. Part 2: model performance with respect to automatically derived circulation types, *Pure and Applied Geophysics*, doi: 10.1007/s00024-016-1272-5, 2016.
- Ostro, B., Lipsett, M., Reynolds, P., Goldberg, D., Hertz, A., Garcia, C., Bernstein, L.: Long-Term Exposure to Constituents of Fine Particulate Air Pollution. *Environmental Health Perspective* (118), 363-369. U.S. National Institute of Environmental Health Sciences, National Institutes of Health, Department of Health and Human Services. doi: 10.1289/ehp.0901181, 2010.
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L. D., Fagerli, H., Flechard, C. R., Hayman, G. D., Gauss, M., Jonson, J. E., Jenkin, M. E., Nyiri, A., Richter, C., Semeena, V. S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á. and Wind, P.: The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(16), 7825–7865, doi:10.5194/acp-12-7825-2012, 2012.

- Skjøth, C. A., Geels, C., Berge, H., Gyldenkerne, S., Fagerli, H., Ellermann, T., Frohn, L. M., Christensen, J., Hansen, K. M., Hansen, K. and Hertel, O.: Spatial and temporal variations in ammonia emissions – a freely accessible model code for Europe, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(11), 5221–5236, doi:10.5194/acp-11-5221-2011, 2011.
- Skjøth, C. A., Werner, M., Kryza, M., Adams-Groom, B., Wakeham, A., Lewis, M. and Kennedy, R.: Quality of the governing temperature variables in WRF-Chem in relation to simulation of primary biological aerosols, *Advances in Meteorology*, vol. 2015(Article ID 412658), doi:10.1155/2015/412658, 2015.
- Sofiev, M., Siljamo, P., Ranta, H. and Linkosalo, T.: A numerical model of birch pollen emission and dispersion in the atmosphere . Description of the emission module, , 45–58, doi:10.1007/s00484-012-0532-z, 2013.
- Struzewska, J., Zdunek, M., Kaminski, J. W., Łobocki, L., Porebska, M., Jefimow, M. and Gawuc, L.: Evaluation of the GEM-AQ model in the context of the AQMEII Phase 1 project, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, 3971–3990, doi:10.5194/acp-15-3971-2015, 2015.
- Sutton, M. A., Reis, S., Riddick, S. N., Dragosits, U., Nemitz, E., Theobald, M. R., Tang, Y. S., Braban, C. F., Vieno, M., Dore, A. J., Mitchell, R. F., Wanless, S., Daunt, F., Fowler, D., Blackall, T. D., Milford, C., Flechard, C. R., Loubet, B., Massad, R., Cellier, P., Personne, E., Coheur, P. F., Clarisse, L., Van Damme, M., Ngadi, Y., Clerbaux, C., Skjøth, C. A., Geels, C., Hertel, O., Wichink Kruit, R. J., Pinder, R. W., Bash, J. O., Walker, J. T., Simpson, D., Horváth, L., Misselbrook, T. H., Bleeker, A., Dentener, F. and de Vries, W.: Towards a climate-dependent paradigm of ammonia emission and deposition., *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 368(1621), 20130166, doi:10.1098/rstb.2013.0166, 2013.
- Syrakov, D., Prodanova, M., Georgieva, E., Etropolska, I. and Slavov, K.: Simulation of European air quality by WRF–CMAQ models using AQMEII-2 infrastructure, *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 293, 232–245, doi:10.1016/j.cam.2015.01.032, 2016.
- van Loon, G. W., Duffy, S. J.: *Chemia środowiska*. str. 614. (W. Boczoń, L. Wachowski, Tłumacze) Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN, 2008.
- Wałaszek, K., Kryza, M. and Werner, M.: A Sensitivity Analysis of the WRF Model to Shortwave Radiation Schemes for Air Quality Purposes and Evaluation with Observational Data, in *Air Pollution Modeling and its Application XXIII*, edited by D. Steyn and R. Mathur, pp. 539–543, Springer International Publishing, Cham., 2014a.
- Wałaszek, K., Kryza, M. and Werner, M.: Evaluation of the WRF meteorological model results during a high ozone episode in SW Poland - the role of model initial conditions, *International Journal of Environment and Pollution*, 54(2/3/4), 193–202, 2014b.
- Wałaszek, K., Kryza, M. and Werner, M.: Application of Chemical Dispersion Model During a High Ozone Episode in South-West Poland, *International Journal of Environment and Pollution*, v58, <http://www.inderscience.com/info/ingeneral/forthcoming.php?jcode=IJEP%20>, 2016a.
- Wałaszek, K., Kryza, M., Werner, M. and Ojzyńska, H.: Sensitivity of Ground-Level Ozone to NO_x Emission During a High Ozone Episode in SW Poland, in *Air Pollution Modeling and Its Application XXIV*, edited by D. G. Steyn and N. Chaumerliac, pp. 339–345, Springer International Publishing., 2016b.
- Wałaszek, K., Kryza, M., Szymanowski, M., Werner, M. and Ojzyńska, H.: Sensitivity Study of Cloud Cover and Ozone Modeling to Microphysics Parameterization, *Pure and Applied Geophysics*, doi:10.1007/s00024-015-1227-2, 2016c.
- Wang, X., Liang, X.-Z., Jiang, W., Tao, Z., Wang, J. X. L., Liu, H., Han, Z., Liu, S., Zhang, Y. and Grell, G. A.: WRF-Chem simulation of East Asian air quality: Sensitivity to temporal and vertical emissions distributions, *Atmospheric Environment*, 44(5), 660–669, doi:10.1016/j.atmosenv.2009.11.011, 2010.
- Werner, M., Kryza, M., Dore, A. J., Błaś, M., Hallsworth, S., Vieno, M., Tang, Y. S. and Smith, R. I.: Modelling of marine base cation emissions, concentrations and deposition in the UK, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(3), 1023–1037, doi:10.5194/acp-11-1023-2011, 2011.
- Werner, M., Kryza, M. and Dore, A. J.: Differences in the Spatial Distribution and Chemical Composition of PM₁₀ Between the UK and Poland, *Environmental Modeling & Assessment*, 19(3), 179–192, doi:10.1007/s10666-013-9384-0, 2014.

Werner

- Werner, M., Kryza, M. and Dore, A. J.: Spatial and chemical patterns of PM_{2.5} - differences between a maritime and an inland country, *Ecological Chemistry and Engineering S, Ecological Chemistry and Engineering S.*, 23(1), doi: 10.1515/eces-2016-0004, 2016a.
- Werner, M., Kryza, M., Geels, C., Ellermann, T., Skjøth, C., Ammonia concentrations over Europe – application of the WRF-Chem model supported with dynamic emission, *Environmental Science and Pollution Research*, In review, 2016b.
- Zhang, R., Duhl, T., Salam, M. T., House, J. M., Flagan, R. C., Avol, E. L., Gilliland, F. D., Guenther, A., Chung, S. H., Lamb, B. K. and VanReken, T. M.: Development of a regional-scale pollen emission and transport modeling framework for investigating the impact of climate change on allergic airway disease, *Biogeosciences*, 11(6), 1461–1478, doi:10.5194/bg-11-1461-2014, 2014.
- Zhang, Y., Wen, X.-Y. and Jang, C. J.: Simulating chemistry–aerosol–cloud–radiation–climate feedbacks over the continental U.S. using the online-coupled Weather Research Forecasting Model with chemistry (WRF/Chem), *Atmospheric Environment*, 44(29), 3568–3582, doi:10.1016/j.atmosenv.2010.05.056, 2010.

Werner