

Załącznik 1. Autoreferat

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

2002 **Uniwersytet Wrocławski**
Wydział Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska
Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego
Uzyskany stopień naukowy: doktor
Tytuł rozprawy: „Rola mgły w przychodzie wody i mokrej depozycji zanieczyszczeń w Sudetach”.

1996 **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.**

od 1 X 2003 – adiunkt, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego, Wydział Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Wrocławski;
od 1 X 2002 do 30 IX 2003 – asystent, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego, Wydział Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Wrocławski;
od 1 X 1995 do 30 IX 2002 – samodzielny geograf (Obserwatorium Meteorologiczne na Szrenicy oraz we Wrocławiu – Zakład Klimatologii i Ochrony Atmosfery, 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 siedmiu publikacji pod zbiorczym tytułem „Przestrzenna i czasowa struktura depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych na obszarze Sudetów Zachodnich”.**

Osiągnięcia naukowe stanowiące podstawę wszczęcia postępowania habilitacyjnego zostały zawarte w zbiorze siedmiu oryginalnych publikacji naukowych:

- sześciu artykułów anglojęzycznych, znajdujących się w części „A” wykazu czasopism Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego z dn. 09.12.2016 r.;
- jednego artykułu w polskojęzycznej, recenzowanej monografii naukowej wydanej przez Karkonoski Park Narodowy.

Publikacje w kolejności chronologicznej:

[A1] Błaś M., Sobik M., Twarowski R., 2008, Changes of cloud water chemical compositions in the Western Sudety Mountains, Poland. *Atmospheric Research*, Vol. 87, 224-231; DOI: 10.1016/j.atmosres.2007.11.004.

(IF 5 lat: 3.197, MNiSW: 30 pkt, **mój udział 75%**)

Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu badań (pomysł), 2) udziale w pomiarach terenowych, 3) uczestniczeniu w analizowaniu i interpretowaniu materiału pomiarowego, 4) napisaniu publikacji, 5) przeprowadzeniu jej przez etap recenzencki.

- [A2] Błaś M., Polkowska Ż., Sobik M., Klimaszewska K., Nowiński K., Namieśnik J., 2010, Fog water chemical composition in different geographic regions of Poland, *Atmospheric Research*, 95, 455-469, DOI: 10.1016/j.atmosres.2009.11.008.
(IF 5 lat: 3.197, MNiSW: 30 pkt, **mój udział 50%**)
Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu badań (pomysł), 2) istotnym udziale w pomiarach terenowych, 3) istotnym wkładzie na etapie interpretacji materiału pomiarowego, 4) napisaniu publikacji i przeprowadzeniu jej przez etap recenzencki.
- [A3] Błaś M., Cichała-Kamrowska K., Sobik M., Polkowska Ż., Namieśnik J., 2010, Conditions controlling atmospheric pollutant deposition via snowpack. *Environmental Reviews*, 18, 87-114, DOI: 10.1139/A10-003.
(IF 5 lat: 3.841, MNiSW: 40 pkt, **mój udział 60%**)
Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu opracowania (pomysł), 2) przeprowadzeniu kwerendy literaturowej, 3) napisaniu wstępnej wersji publikacji, 4) przeprowadzeniu jej przez etap recenzencki.
- [A4] Błaś M., Sobik M., Polkowska Ż., Cichała-Kamrowska K., Namieśnik J., 2012, Water and chemical properties of hydrometeors over Central European mountains, *Pure and Applied Geophysics*, Vol. 169, No. 5-6 (2012), 1067-1081, DOI: 10.1007/s00024-011-0359-2.
(IF 5 lat: 1.747, MNiSW: 25 pkt, **mój udział 60%**)
Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu opracowania (pomysł), 2) istotnym wkładzie w przeprowadzenie pomiarów terenowych, 3) istotnym udziale w interpretacji materiału pomiarowego, 4) napisaniu publikacji i przeprowadzeniu jej przez etap recenzencki.
- [A5] Godek M., Błaś M., Sobik M., Polkowska Ż., Cichała-Kamrowska K., Namieśnik J., 2012, Environmental role of rime chemistry at selected mountain sites in Poland, *Pure and Applied Geophysics*, Vol. 169, No. 5-6 (2012), 1093-1106, DOI: 10.1007/s00024-011-0360-9.
(IF 5 lat: 1.747, MNiSW: 25 pkt, **mój udział 35%**)
Mój wkład w publikację polegał na: 1) współuczestniczeniu w organizacji pomiarów terenowych, 2) częściowym wkładzie w analizę i opracowanie wyników, 3) współpracy na etapie przygotowania ostatecznej wersji artykułu i przeprowadzeniu pracy przez etap recenzencki.
- [A6] Błaś M., Sobik M., Migąła K., Godek M., 2014, Zanieczyszczenia atmosferyczne jako jedna z przyczyn klęski ekologicznej w Sudetach Zachodnich, [W:] 25 lat po klęsce ekologicznej w Karkonoszach i Górach Izerskich: obawy a rzeczywistość, (red.) Knapik R., Karkonoski Park Narodowy, Jelenia Góra, 19-34 (rozdział w monografii).
(IF 5 lat: brak, MNiSW: 4 pkt, **mój udział 65%**)
Mój wkład w publikację polegał na: 1) zaplanowaniu opracowania (pomysł), 2) istotnym wkładzie w przeprowadzenie pomiarów terenowych, 3) przygotowaniu wstępnej wersji artykułu, 4) przeprowadzeniu jej przez etap recenzencki.
- [A7] Kępski D., Błaś M., Sobik M., Polkowska Ż., Grudzińska K., 2016, Processing pollutant elution from snowpack and evolution of its physicochemical properties during melting period – a case study from the Sudetes, Poland, *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 227, No. 4 (2016), 112 (pp 20), DOI: 10.1007/s11270-016-2797-z.
(IF 5 lat: 1.833, MNiSW: 25 pkt, **mój udział 35%**)
Mój wkład w publikację polegał na: 1) organizacji pomiarów terenowych – montaż stacji pomiarowych, wspólne opracowanie konstrukcji kolektorów do poboru wody pod pokrywą śnieżną, 2) współuczestniczeniu w realizacji pomiarów terenowych, 3) częściowym wkładzie w analizę i opracowanie wyników, 4) przygotowaniu wstępnej, roboczej wersji tekstu, 5) współuczestniczeniu w przeprowadzeniu jej przez etap recenzencki.

Realizacja wyżej wymienionych zagadnień/osiągnięć naukowych była możliwa dzięki funduszom pozyskanym z MNiSW, w formie grantów na realizację badań naukowych:

- ✓ (2003-2005) grant własny przyznany przez KBN (3 P04E 007 24), pt. „Alkalizacja opadów i osadów w Sudetach Zachodnich - uwarunkowania atmosferyczne i jej znaczenie w zmianach środowiskowych” – (dr Marek Błaś – kierownik projektu);
- ✓ (2008-2010) grant własny przyznany przez KBN (N N305 231035), pt.: „Rola oraz struktura depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych wnoszonych poprzez rosę i szron w Polsce” – (prof. Żaneta Polkowska – kierownik projektu; dr Marek Błaś – główny wykonawca);
- ✓ (2010-2012) grant własny przyznany przez KBN (N N305 373438), pt.: „Rola pokrywy śnieżnej w kształtowaniu tempa depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych na przykładzie Sudetów Zachodnich” – (prof. Żaneta Polkowska – kierownik projektu; dr Marek Błaś – główny wykonawca).
- ✓ (2013-2015) grant własny przyznany przez NCN (4631/PB/IGRR/13), pt.: „Przestrzenne uwarunkowania zmian w górnoreglowych ekosystemach świerkowych w świetle struktury depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych w wybranych pasmach gór Polski” – (dr Marek Błaś – kierownik projektu);

Sumaryczny IF osiągnięcia naukowego – 15,562

Sumaryczna liczba punktów w punktacji MNiSW – 179

**Komentarz autorski do zestawu publikacji
pod zbiorczym tytułem**

***„Przestrzenna i czasowa struktura depozycji
zanieczyszczeń atmosferycznych
na obszarze Sudetów Zachodnich”.***

stanowiących osiągnięcie naukowe

WSTĘP

Teren Sudetów, a zwłaszcza ekosystemy leśne Sudetów Zachodnich, na niespotykaną wcześniej skalę zostały dotknięte klęską środowiskową, związaną ze zjawiskiem tzw. „kwaśnych deszczów”. Przed około trzydziestu laty doszło tam do zaburzenia równowagi ekologicznej, a nawet do rozpadu ekosystemów, pod wpływem nadmiernej ilości zanieczyszczeń wprowadzonych do atmosfery przez działalność człowieka. Wspólnym mianownikiem różnorodnych interpretacji tych procesów (Boratyński i in. 1987, Ziegler 1987, Jadczyk 1995, Dobrowolska 2014, Schwarz 2014, Szwagrzyk 2014) jest czynnik atmosferyczny, decydujący o: przekształcaniu wyemitowanych substancji, ich transporcie oraz depozycji do ekosystemu. Nawet pobieżny ogląd terenu Sudetów Zachodnich ujawnia jak bardzo przestrzennie zróżnicowane były i są skutki kwaśnych deszczów – obok lasów, które całkowicie wymarły, istnieją obszary starodrzewu o bardzo dobrej kondycji. Celem tej pracy jest bliższa charakterystyka wpływu procesów atmosferycznych na depozycję zanieczyszczeń w warunkach górskich z uwzględnieniem czynników działających w różnych skalach przestrzennych.

Emisja zanieczyszczeń atmosferycznych

Emisja zanieczyszczeń do atmosfery jest niezamierzonym efektem postępu cywilizacyjnego, wzrastającego zapotrzebowania na energię elektryczną oraz zastosowania technologii opartych na wykorzystaniu nieodnawialnych źródeł energii. Pierwsze opracowania, dotyczące negatywnego oddziaływania zanieczyszczeń, pojawiły się już w drugiej połowie XIX wieku. Zwracano uwagę na niszczenie materiałów budowlanych, co miało miejsce m.in. w Manchester (Smith 1872), zróżnicowaną wrażliwość roślin na działanie kwasu solnego, czy też zakwaszenie gleby (Erisman i Draaijers 1995). Liebig (1827) zauważył, że stopień zanieczyszczenia opadu maleje wraz z odległością od miast będących źródłem zanieczyszczeń. Wzrost zainteresowania „kwaśną depozycją” (termin jako pierwszy wprowadził do literatury Smith w 1872 roku) nastąpił w latach ‘20 i ‘30 XX wieku z powodu niewyjaśnionego śnięcia ryb łososiowatych oraz zaobserwowanego później wyraźnego zmniejszenia się populacji ryb w wodach powierzchniowych południowej Skandynawii (Huitfeldt-Kaas 1922, Taugbol 1986). Na związek obniżonego pH wód powierzchniowych z chemizmem opadów atmosferycznych jako pierwszy zwrócił uwagę Torgerson w 1934 roku (Abrahamson i in. 1989). Badania wykazały, że przyczyną tej sytuacji był transport zanieczyszczeń z zachodniej i środkowej Europy. Budowanie coraz wyższych kominów doprowadziło do znacznego podniesienia pułapu efektywnej emisji, przez co wydłużył się czas rezydencji zanieczyszczeń w atmosferze. Wzrosła przez to rola cyrkulacji atmosferycznej i znacznie powiększył się zasięg przestrzenny ich oddziaływania – emisja transgraniczna, transport dalekiego zasięgu (Thunberg i Hanneberg 1993, Grübler 2002, Stern 2005, Smith i in. 2011).

Hauhs i Wright (1988) wskazali na związki siarki i azotu, jako głównych odpowiedzialnych za zakwaszenie opadu atmosferycznego. Należy jednak zaznaczyć, że z tej pary SO_2 ma ponad dwukrotnie większą rolę w zakwaszaniu środowiska (Bingman i in. 1989). W rejonie pogranicza polsko-czesko-niemieckiego (jednego z najsilniej zanieczyszczonych obszarów Europy; zwanego “Czarnym Trójkątem”), skutki zakwaszenia środowiska przybrały rozmiary klęski ekologicznej (Grübler 2002, Elling i in. 2009, Vacek i in. 2013). W okresie 1850-1950 wzrost emisji SO_2 pochodzenia antropogenicznego na obszarze Europy środkowo-wschodniej był mniej więcej liniowy (zmiana od poziomu $18 \text{ do } 100 \text{ mMol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$). W trzydziestoleciu 1950-1980 emisja przyrastała już $\sim 10 \text{ mMol} \cdot \text{m}^{-2}$ na każdy rok, by osiągnąć poziom $390 \text{ mMol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$ w połowie lat ‘80 (Dignon i Hameed 1989, Smil 1990, Kopáček i Veselý 2005). O ile do 1970 roku, długookresowy trend wzrostowy emisji SO_2 w

rejonie „Czarnego Trójkąta” był mniej więcej podobny do obserwowanego w całej Europie środkowo-wschodniej, o tyle w latach 1970-1990 zmiany miały charakter skokowy, by w momencie szczytowym (1983-1984) sięgnąć niewyobrażalnego wcześniej poziomu tj. ponad $800 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$ (Kopáček i Veselý 2005). Warto także podkreślić, że w 1850 roku spalanie węgla kamiennego w produkcji energii elektrycznej miało 50% udział w emisji SO_2 , a węgla brunatnego praktycznie 0%. Jednak już w 1950 roku spalanie węgla brunatnego miało udział 40%, a wraz z węglem kamiennym 97%. Głównym źródłem emisji na obszarze „Czarnego Trójkąta” były liczne, punktowe źródła emisji, m.in. elektrownie: Turów, Boxberg, Schwarze Pumpe, Janschwalde, Prunéřov, Tušimice, Počerady, Ledvice, Melník, Poříčí oraz położone w sąsiedztwie większe aglomeracje miejsko-przemysłowe (Legnicko-Głogowski Okręg Miedziowy, Jelenia Góra, Wałbrzych, Görlitz-Zgorzelec i in.). Elektrownie i elektrociepłownie zlokalizowane na obszarze „Czarnego Trójkąta” spalały rocznie około 80 mln ton węgla brunatnego (Barrett i in. 1995). Ubocznym efektem była emisja do atmosfery około 3 mln ton SO_2 (30% ówczesnej emisji SO_2 w Europie – z wyłączeniem europejskiej części ZSRR). Wzmożona emisja doprowadziła do ogromnego wzrostu kwasowości aerozolu atmosferycznego (Pacyna i in. 1991, Schöpp i in. 2003). Dane z modelu EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe), wskazują, że na przełomie lat '80 i '90, obszar „Czarnego Trójkąta” charakteryzował się największymi średnio-rocznymi stężeniami SO_2 , aerozolu SO_4^{2-} i HNO_3 w Europie (Erisman i Draaijers 1995, Berge 1997).

Skala obserwowanych przekształceń środowiska, rozmiary strat finansowych, przemiany społeczno-ekonomiczne dokonujące się na początku lat '90 oraz rosnąca świadomość ekologiczna doprowadziły do podjęcia szybkich i ważnych decyzji. Ich celem było stopniowe ograniczanie emisji zanieczyszczeń, co wynikało z realizacji uzgodnionego w 1991 roku przez ministrów środowiska Polski, Czech i Niemiec dokumentu „Black Triangle Environmental Programme”. Zakładał on zamykanie nierentownych elektrowni oraz restrukturyzację i modernizację istniejących (Berge 1997). W Polsce modernizacja objęła m.in. Elektrownię „Turów” i „Bełchatów”, gdzie zastosowano nowoczesne metody odsiarczania spalin. W Czechach podobne zmiany przeprowadzono w sześciu największych elektrowniach: Prunéřov, Tušimice, Počerady, Ledvice, Melník oraz Poříčí (Kopáček i Veselý 2005). Po stronie niemieckiej istotnym krokiem prowadzącym do zmniejszenia emisji stało się zamknięcie dwóch dużych elektrowni: Hagenwerder i Hirschfelde oraz zastosowanie systemu odsiarczania spalin w Schwarze Pumpe oraz Janschwalde. Wszystkie wspomniane działania doprowadziły do znaczącego spadku emisji, a w dalszej konsekwencji także stężeń zanieczyszczeń. Emisja SO_2 , która w 1980 roku wynosiła w Polsce 4039 Gg, obniżyła się w roku 2010 do poziomu 973 Gg (redukcja sięgnęła 76%, EMEP 2014). Na obszarze Niemiec i Czech redukcja była jeszcze wyraźniejsza, osiągając odpowiednio: 86% i 87% (Vestreng i in. 2007, Elling i in. 2009, Laubhann i in. 2009, Hauck i in. 2012, Helliwell i in. 2014).

Procesy usuwania zanieczyszczeń z atmosfery

Od momentu emisji, obecne w atmosferze zanieczyszczenia, podlegają stopniowemu rozrzedzaniu, wskutek występującej dyfuzji oraz turbulencyjnego mieszania. Zależnie od bieżącej sytuacji synoptycznej, zanieczyszczenia przemieszczają się wraz z masami powietrznymi podlegając różnorodnym transformacjom i przemianom chemicznym, które w dużym skrócie polegają na ich utlenianiu i łączeniu z wodą (Hegg i Hobbs 1981, 1983, DeFelice i Saxena 1991, Joos i Baltensperger 1991, Sobik 1999).

Jeśli w powietrzu występuje aerozol o właściwościach higroskopijnych oraz powietrze osiąga temperaturę punktu rosy, to sprawnie zachodzi kondensacja zawartej w powietrzu pary wodnej i

formowanie się kropelek chmury. Opisane zjawisko nukleacji jest najskuteczniejszym sposobem włączania zanieczyszczeń przez chmury, a w dalszej konsekwencji, także przez cząsteczki opadu atmosferycznego. Garland (1978) i Fowler i in. (1984) wykazali, że za większość mierzonych w opadzie atmosferycznym siarczanów i azotanów odpowiada właśnie nukleacja na aerozolu SO_4 i NO_3 .

Dalsze tempo usuwania zanieczyszczeń, tj. „wymywania wewnątrzchmurowego” („in-cloud scavenging”), jest uzależnione od konkretnego zestawu warunków towarzyszących (Hegg i Hobbs 1981, Hegg i in. 1984, DeFelice i Saxena 1991, Collet i in. 1990). Do najważniejszych czynników kontrolujących tempo absorpcji zanieczyszczeń należy zaliczyć obecność: wody w atmosferze (w postaci kropelek chmury/mgły), promieniowania słonecznego, utleniaczy, takich jak nadtlenek wodoru (H_2O_2) i ozon (O_3) oraz katalizatorów metalicznych (Hegg i Hobbs 1981, Hill i in. 1986, Clark i in. 1990, Radejovic i in. 1995). Nadtlenek wodoru (H_2O_2) bardzo dobrze rozpuszcza się w wodzie i jest jedną z najbardziej efektywnych substancji utleniających S (IV) (Pandis i Seinfeld 1989, Dutkiewicz i in. 1995). Powstaje głównie w wyniku reakcji uwodnienia rodników $\text{OH}^\cdot$ i $\text{HO}_2^\cdot$ lub fotolizy O_3 (McElroy 1986). Podniesione stężenie H_2O_2 , a w konsekwencji wzrost tempa konwersji S (IV) do S (VI) dotyczy chmur w postaci inicjalnej, charakteryzujących się niewielką wodnością, swobodnym dopływem światła słonecznego oraz nowych porcji zanieczyszczonego powietrza (Chandler i in. 1988). Wśród metali katalizujących procesy utleniania wyróżniają się jony żelaza (III) i manganu. Wymywanie wewnątrzchmurowe obejmuje także dyfuzyjne oraz inercyjne zderzanie aerozoli z cząstkami hydrometeorów spowodowane różną prędkością ich opadania (Möller i in. 1994, Davidson i in. 1993, 1996).

Stężenie zanieczyszczeń obserwowane w chmurach jest z reguły kilkukrotnie większe niż w cząstkach opadu atmosferycznego (Schmitt 1986, 1988, Weathers i in. 1995, Paxbaum i Tschervenska 1998, Dore i in. 1999, Sobik 1999, Tesař i in. 2000). Jednym z powodów jest niewielka prędkość opadania, a przez to dłuższy czas przebywania kropelek chmury w atmosferze. Przy braku opadu, chmura może przemieszczać się na dalekie odległości bez utraty wody i zawartych w niej zanieczyszczeń. Poza tym łączna powierzchnia kropelek chmury, w danej objętości powietrza, jest daleko większa, niż cząstek opadu. Te wszystkie okoliczności przekładają się na znacznie większą wydajność absorpcji oraz dyfuzyjnych i inercyjnych zderzeń aerozoli z kropelkami chmury. Jeszcze innym powodem jest przewaga desublimacji pary wodnej na kryształkach lodu na etapie wzrostu cząstek opadu oraz to, że procesy te mają miejsce najczęściej w górnych i stosunkowo „czystych” partiach chmury (Sobik 1999).

Poza tym, istotna część zanieczyszczeń zawartych w opadzie atmosferycznym pochodzi z wymywania bardziej zanieczyszczonych kropelek chmury formującej się w obrębie warstwy granicznej. W literaturze mechanizm ten nazywany jest „seeder-feeder effect” (Bergeron 1965, Choularton i Perry 1986, Fowler i in. 1988, Dore i in. 1992). Zjawisko polega na współwystępowaniu chmur orograficznych nad grzbietami górskimi („feeder”) oraz opadu atmosferycznego z chmury frontalnej o zasięgu mezoskalowym („seeder”). Cząstki opadu, w zasięgu chmury „feeder” będą zawierały zanieczyszczenia pochodzące zarówno z chmury „seeder” jak i te przechwycone podczas opadania przez bardziej zanieczyszczoną chmurę „feeder”. Pomiary przeprowadzone w Karkonoszach wskazują, że opisane zjawisko jest odpowiedzialne za podwojenie ładunku zanieczyszczeń wnoszonego przez opad na wypukłych formach terenu w stosunku do obszarów sąsiednich, gdzie nie zaznacza się wpływ chmury orograficznej (Dore i in. 1999, Sobik 1999, Błaś i in. 1999, Błaś 2001).

Słuszność powyższych założeń potwierdzają radarowe pomiary opadu atmosferycznego prezentowane w pracach Storebo (1976), Badera i Roacha (1977) oraz Gocho (1978). Znaczenie efektu „seeder-feeder” jest zależne od ukształtowania terenu i najbardziej charakterystyczne dla obszarów o

klimacie wilgotnym (Choularton i in. 1988, Fowler i in. 1988, Dore i in. 1990, 1992a, 1992b, 1992c, Fowler i in. 1992, Lovbald i Erisman 1992, Sobik i in. 1998). Z kolei Hill i in. (1981) wykazali, że więcej niż 80% wzbogacenia opadu odnosi się do terenów nie wyższych niż 1500 m n.p.m. W strefie zachodniego wybrzeża Skandynawii obserwowano średnio 2-krotny wzrost natężenia opadu atmosferycznego oraz nawet 5-krotny wzrost depozycji zanieczyszczeń (Chandler i in. 1988, Choularton i in. 1988, Dore i in. 1990, 1992a, 1992b, 1992c). Efekt „seeder-feeder” działa najwydajniej przy opadzie śniegu, dzięki znacznie większej powierzchni recepcyjnej płatków śniegu w porównaniu z kroplą deszczu.

Wymywanie podchmurowe (below-cloud scavenging) zanieczyszczeń zachodzi podczas dalszego przemieszczania się cząstek hydrometeorów, tj. poniżej podstawy chmur. W tej fazie, najważniejsze mechanizmy to absorpcja gazów oraz wychwytywanie inercyjne aerozoli znajdujących się w powietrzu (Hicks i in. 1987, 1989). Wymywanie podchmurowe może być wydajniejsze od wewnątrzchmurowego, jeśli koncentracja zanieczyszczeń poniżej podstawy chmur jest znacznie większa, niż w ich wnętrzu. Taki przypadek zachodzi między innymi wewnątrz smug zanieczyszczeń w pobliżu źródeł ich emisji, a także podczas zwiększonej koncentracji zanieczyszczeń w sytuacjach ze stałą równowagą termiczną.

Procesy depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych

Zanieczyszczenia stają się groźne dla środowiska z chwilą ich depozycji na powierzchni ziemi. Erisman i Draaijers (1995) wyróżnili 3 odpowiedzialne za to procesy: depozycję suchą, moką oraz mgielną.

Ta część zanieczyszczeń, która deponowana jest w formie gazowej lub w postaci aerozolu, bez obecności wody, określana jest jako opad suchy lub sucha depozycja. Jej znaczenie jest pochodną stężenia i cech fizykochemicznych zanieczyszczeń, ich rozprzestrzeniania się w procesie turbulencyjnego transportu, zdolności absorpcyjnych danej powierzchni recepcyjnej oraz warunków mikroklimatycznych (Hicks i in. 1987, Skeffington 1987, Stachurski i in. 1994, Tyszka i in. 1995, Fenn i Bytnerowicz 1997). W przypadku wysokich źródeł emisji, sucha depozycja jest determinowana przez wysokość i rodzaj źródła emisji, a także efektywność mieszania w atmosferze, dlatego też w bliskim sąsiedztwie rośnie wraz z odległością od komina (Sobik 1999). Do podniesienia roli depozycji suchej dochodzi w koronach drzew, które charakteryzują się znacznym rozwinięciem powierzchni recepcyjnej. W czasie wydajnego opadu lub osadu, zanieczyszczenia te podlegają splukiwaniu, co prowadzi do zwiększonej kwasowości opadu tzw. podokapowego (Klemm 1989, Fenn i Bytnerowicz 1997, Janek 1998, Osuch 1998, Fenn i Kiefer 1999, Matschullat i in. 2000). W największym stopniu opad podokapowy modyfikowany jest w przypadku drzew iglastych wyróżniających się największym średniorocznym wskaźnikiem powierzchni recepcyjnej. Według pomiarów Tyszkę i in. (1995) oraz Skeffingtona (1987) koncentracja głównych jonów w opadzie zbieranym pod okapem świerka i sosny była nawet 10 razy większa niż w samym opadzie na terenie otwartym.

Depozycja mokra, zwana też opadem mokrym, polega na przejmowaniu zanieczyszczeń atmosferycznych przez podłoże za pośrednictwem cząstek opadu atmosferycznego (deszcz, mżawka, śnieg, śnieg ziarnisty, grad, krupa śnieżna i inne). Jego skład chemiczny, jak wcześniej opisano, jest wypadkową składu chemicznego chmur oraz stężenia i struktury zanieczyszczeń znajdujących się poniżej ich podstawy (wymywanie wewnątrzchmurowe oraz podchmurowe; Hicks i in. 1987, Falkowska i Korzeniewski 1995).

Procesy dostarczania do podłoża zanieczyszczeń zawartych w kropelkach mgły/chmury poprzez osady mgielne (poziome) określa się mianem depozycji mgielnej. Czynniki decydujące o jej wydajności

są raczej zbliżone do uwarunkowań depozycji suchej. Istotny jest więc charakter powierzchni recepcyjnej, jej stopień rozwinięcia oraz mikrostruktura (Sigmon i in. 1989, Sobik 1999). Wyróżnia się dwa rodzaje osadów z mgły. Osad ciekły to osad nieprzechłodzonych kropelek mgły na receptorach, których powierzchnia ma temperaturę wyższą od 0°C. Natomiast sadz tworzy się w wyniku zamarzania przechłodzonych kropelek mgły na przedmiotach, których powierzchnie mają temperaturę niższą lub równą 0°C. Sadz ma postać lodowego nalotu przypominającego najczęściej pióra, które narastają od dowietrznej strony wszelkich obiektów wystających z podłoża (gałęzie, trawy, skały, budynki). W zależności od temperatury powietrza struktura sadzi jest mniej lub bardziej delikatna i dlatego wyróżnia się sadz: lodową, twardą i miękką (szronową). Wydajność osadu, obserwowana w różnych miejscach, zależy od częstości mgły, jej wodności, prędkości wiatru, która wpływa na skuteczność inercyjnych zderzeń kropelek chmury z przeszkodami terenowymi oraz wspomnianego rozwinięcia powierzchni recepcyjnej (Lovett 1984, 1988, Gallagher i in. 1988, Sigmon i in. 1989). Największe znaczenie w przechwytywaniu kropelek mgły przypisuje się roślinności (Fowler i in. 1989, 1990, Hicks i in. 1989). Stąd osady mgielne mogą stanowić znaczną część całkowitego przychodu wody z atmosfery oraz depozycji zanieczyszczeń, lokalnie nawet większą niż opad atmosferyczny (Lovett 1988, Lin i Saxena 1991a, 1991b, Pahl i in. 1994, Eliáš i in. 1995, Tesař i in. 2000). Dotyczy to przede wszystkim obszarów górskich, gdzie częściej podstawa chmury spotyka się z powierzchnią topograficzną. Jeśli występuje cisza atmosferyczna, to głównym mechanizmem depozycji jest niezbyt wydajna grawitacyjna sedimentacja kropelek chmury. Przy rosnącej prędkości wiatru zdecydowanie większą rolę spełniają zderzenia inercyjne (Lovett 1984, Kroll i Winkler 1989).

Do grupy osadów atmosferycznych, dość często pomijanych w rozważaniach na temat przychodu wody oraz depozycji zanieczyszczeń, należą rosa i szron. To drugie, po opadzie atmosferycznym, istotne źródło przychodu wody z atmosfery. Więcej uwagi poświęca się rosie w badaniach prowadzonych na obszarach pustynnych i półpustynnych, gdzie na co dzień jest podstawowym, źródłem wody. Wydajność rosy i szronu w realnym terenie jest bardzo zmienna przestrzennie w zależności od rodzaju pokrycia terenu. Ma zanedbywalne znaczenie na sztucznych powierzchniach, w obrębie terenów zurbanizowanych (np. płyty chodnikowe, asfalt), obszarach pozbawionych roślinności oraz pokrytych lasem. Z kolei największa wydajność rosy i szronu notowana jest na powierzchniach łąkowych. Dąży do skutecznego ograniczenia strumienia ciepła z gruntu i charakteryzuje się dużym rozwinięciem powierzchni recepcyjnej. Kluczowa dla chemizmu rosy i szronu jest wydajność absorpcji zanieczyszczeń, ze względu na długi czas ekspozycji kropelek rosy i kryształów lodu na kontakt z powietrzem atmosferycznym. W związku z formowaniem się rosy w sytuacjach bliskich ciszy atmosferycznej, jej skład chemiczny jest ściśle powiązany z wielkością i strukturą emisji zanieczyszczeń o zasięgu lokalnym (Beysens 1995, Jiries 2001, Muselli i in. 2002, Beysens i in. 2006, Rubio i in. 2006).

Dość specyficzna sytuacja dotyczy natomiast pokrywy śnieżnej, której skład chemiczny jest wypadkową nie tylko stężeń składników chemicznych w kryształach płatków śniegu w kolejnych porcjach opadu, ale także depozycji suchej, mokrej, mgielnej odbywających się wprost na powierzchni zalegającego śniegu. Zmiany właściwości i struktury pokrywy śnieżnej wynikają z oddziaływania wielu czynników, które można podzielić na zewnętrzne i wewnętrzne. Do czynników zewnętrznych zalicza się: opady atmosferyczne (rodzaj, suma), temperaturę powietrza, wiatr, promieniowanie i wilgotność powietrza. Do wewnętrznych zaliczamy: nacisk kolejnych warstw śniegu, rodzaj pokrycia terenu oraz pionowy profil temperatury śniegu. Istotne znaczenie ma także proces redystrybucji wody i zawartych w niej zanieczyszczeń oraz przewiewanie śniegu. W miejscach jego deflacji (wywiewania) występuje spadek, a w miejscach akumulacji wzrost przychodu wody i depozycji zanieczyszczeń. Może zachodzić także częściowe topnienie pokrywy śnieżnej od góry lub od dołu i odprowadzanie części wody do

gruntu. Wymienione procesy prowadzą w efekcie do ciągłych zmian chemizmu pokrywy śnieżnej. Do uwolnienia zanieczyszczeń z pokrywy śnieżnej i ich realnego przeniknięcia do gleby, wód podziemnych i powierzchniowych dochodzi dopiero w czasie odpowiednio długiego i głębokiego epizodu odwilżowego lub podczas wiosennej ablacji śniegu.

Skutki depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych

Obecność zanieczyszczeń w atmosferze oraz ich depozycja na powierzchni ziemi skutkuje szeregiem konsekwencji dla poszczególnych komponentów środowiska przyrodniczego. Dotyczy to szczególnie terenów górskich, położonych w niedalekim sąsiedztwie okręgów przemysłowych np.: Appalachy (USA), Góry Penińskie (UK) oraz wspomniany wcześniej „Czarny Trójkąt”. Wzmózona depozycja zanieczyszczeń skutkuje: zmniejszaniem naturalnej pojemności buforowej oraz obniżeniem pH gleby (Rost-Siebert 1983, Ulrich 1986, Nilsson i Grennefelt 1988, Bingman i in. 1989). W konsekwencji dochodzi do niedoboru substancji odżywczych, a wysoka zawartość glinu ruchomego wpływa niekorzystnie na gospodarkę innymi składnikami odżywczymi (fosfor, wapń, potas i magnez). Postępujące procesy degradacji gleb powodują zakłócenie metabolizmu drzew poprzez zmiany mikroflory i fauny glebowej, wymywanie substancji pokarmowych, uszkodzenie korzeni oraz utrudniony pobór wody i substancji odżywczych (Hartmann i in. 1998, Schweingruber 1996, Karolewski 2007, Werner 2007). Zanieczyszczenia atmosferyczne oddziałują na organizm rośliny także z powietrza, a SO_2 jest jednym z najbardziej fitotoksycznych gazów. Dostaje się on do wnętrza liści przez aparaty szparkowe oraz kutykulę (Embersson 2003), a długotrwałe ekspozycja na SO_2 prowadzi do zaburzenia mechanizmów transpiracji (L'Hirondelle i Addison 1985, Jadczyk 1994, 1999, 2009). Konsekwencją jest zakłócenie procesu przyswajania dwutlenku węgla (Legge i Krupa 2004). Powstające w komórce wolne rodniki HSO_3 czy też SO_3^- prowadzą do niedoboru białek, cukrów i soli mineralnych (Jadczyk 1999). Oddziaływanie tlenków azotu jest podobne do wpływu dwutlenku siarki, ale wg Mansfield (2004) nie objawia się w tak oczywisty sposób (Embersson 2003). Szkodliwe działanie pyłów, osadzających się na powierzchni liści, polega przede wszystkim na redukcji ilości docierającego światła (Embersson 2003, Farmer 2004). Dzieła zamierania ekosystemów leśnych, osłabionych przez zanieczyszczenia atmosferyczne dopełniają np.: silny wiatr, susza w okresie wegetacyjnym, ostre mrozy oraz szkodniki owadzie i pasożytnicze grzyby. Cały ten proces może ulec przyspieszeniu, o ile doszło wcześniej do niekorzystnego przekształcenia składu gatunkowego lasu, zaburzeń stosunków wodnych oraz znacznego przekroczenia ładunków krytycznych w depozycji zanieczyszczeń (Ulrich i Pankrath 1983, Brydges i Wilson 1991, Rodhe i in. 1995, Mill 2006, Vávrová i in. 2009). Cały łańcuch przyczynowo-skutkowy, który w przybliżeniu obrazuje złożoność procesu zamierania ekosystemów leśnych, określany jest mianem tzw. „choroby spiralnej”. Drzewa liściaste są mniej wrażliwe niż drzewa iglaste dzięki mniejszej powierzchni recepcyjnej oraz corocznemu opadaniu liści. Z kolei do gatunków najbardziej wrażliwych i silnie reagujących na stres związany z obniżoną dostępnością substancji odżywczych należy świerk i w drugiej kolejności sosna (Rost-Siebert 1983).

OSIĄGNIĘCIE NAUKOWE – PODSUMOWANIE CYKLU PUBLIKACJI

Powyżej opisano czynniki odpowiedzialne za przestrzenne i czasowe zmiany chemizmu hydrometeorów oraz za wydajność depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych. W sposób szczególny potraktowano obszary górskie, gdzie intensywność opisanych procesów jest z reguły większa. Znaczenie tej problematyki nabiera jednak szczególnego wymiaru na przykładzie Zachodnich Sudetów, z kilku powodów:

- ✓ położenia w bliskim sąsiedztwie licznych punktowych źródeł emisji, co przekładało się na największe w skali kontynentalnej stężenie aerozolu SO_4^{2-} (najbardziej fitotoksycznego) i HNO_3 , a przez to znaczne zakwaszenie wszystkich kategorii hydrometeorów;
- ✓ usytuowania Sudetów Zachodnich na północno-zachodnim skraju całego pasma Sudetów, tj. od strony przeważającej cyrkulacji atmosferycznej i największych źródeł emisji;
- ✓ przebiegu osi głównego grzbietu prostopadle do przeważającego kierunku cyrkulacji, przez co bardzo intensywnie przebiegają procesy orograficzne kształtujące wydajność mokrej depozycji zanieczyszczeń (np. „seeder-feeder effect”);
- ✓ wysokości względnej partii wierzchowinowych w odniesieniu do pionowego zasięgu warstwy granicznej – w warunkach pogody cyklonalnej wymuszone orografią piętrzenie silnie zanieczyszczonego powietrza obejmuje najwyższe partie grzbietowe;
- ✓ dużej częstości dni z mgłą, co przekłada się na intensywnie przebiegające procesy nukleacji i wewnątrzmurowego wymywania zanieczyszczeń oraz znaczną rolę osadów mgielnych (osad ciekły i sadź) w strukturze całkowitego przychodu wody i depozycji zanieczyszczeń;
- ✓ występowania w reglu górnym najbardziej wydajnych receptorów osadu mgielnego, tj. ekosystemów świerkowych, które jednocześnie są gatunkami najbardziej wrażliwymi na wpływ kwaśnej depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych.

W tym kontekście realizowano następujące zagadnienia badawcze, które tworzą podstawę niniejszej pracy:

- 1) Charakterystyka hydrometeorów w kontekście przychodu wody z atmosfery, składu chemicznego oraz depozycji zanieczyszczeń w wybranych stanowiskach na obszarze Polski [A2, A4, A5].
- 2) Zmiany stężenia oraz struktury chemizmu opadu i osadów mgielnych w Karkonoszach na przestrzeni ostatnich 30 lat w relacji do postępującej redukcji emisji [A1, A6].
- 3) Procesy kształtujące chemizm sezonowej pokrywy śnieżnej w jej profilu pionowym oraz tempo uwalniania zawartych w niej zanieczyszczeń [A3, A7].
- 4) Depozycja mgielna jako kluczowy czynnik w procesie zamierania górnoreglowych ekosystemów świerkowych [A5, A6].

1. Charakterystyka hydrometeorów w kontekście przychodu wody z atmosfery, składu chemicznego oraz depozycji zanieczyszczeń w wybranych stanowiskach na obszarze Polski.

Jedną z najbardziej charakterystycznych cech klimatu Karkonoszy jest częsta obecność mgły, a w ślad za tym występowanie mgielnych osadów atmosferycznych w postaci osadu ciekłego i sadzi. Do lat '90 XX wieku, osady mgielne były traktowane jako problem stricte meteorologiczny, w kontekście ich udziału osadów w rzeczywistym przychodzie wody z atmosfery, a także jako czynnik prowadzący poprzez obciążenie sadią i gołoledzią do szkód m.in. w lasach oraz różnego typu konstrukcjach (Rink

1938, Liebersbach 1971, 1972, 1980, Woźniak 1972, 1984a, 1984b, 1991a, 1991b, Sobik i Migala 1993; Kwiatkowski i Hołdys 1985, Migala i in. 1993, 1995, 2002, Błaś 1997, 2001, Sobik 1999, Błaś i Sobik 2002, 2003). Początek obserwacji i pomiarów sadzi przypada na schyłek lat '50 XX wieku. W pierwszych opracowaniach zwrócono uwagę na dużą częstość i intensywność tworzenia się sadzi w Karkonoszach (Kruczała 1965). We wspomnianych wcześniej pracach wykazano także zależności pomiędzy częstością, intensywnością i rodzajami oblodzenia atmosferycznego, a podstawowymi wielkościami meteorologicznymi i typami cyrkulacji atmosferycznej. Nowy impuls zainteresowania mgłą i osadami z mgły pojawił się po wykazaniu, że opady atmosferyczne mają istotne znaczenie w transporcie i depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych (Sobik 1991, Zwoździak i in. 1993, 1995, Kmiec i in. 1994, 1995, 1998, Krzaczkowski 1995, Twarowski 1996, Błaś i Sobik 2003). Tę problematykę podjęto w związku z klęskowym wymieraniem lasów i degradacją ekosystemów górskich. Kompleksowe badania przychodu wody z atmosfery, ze szczególnym uwzględnieniem mgielnych osadów atmosferycznych, na obszarze Gór Izerskich oraz Karkonoszy rozpoczęto z inicjatywy dra M. Sobika pod koniec lat '80 XX wieku. Badano interakcje między zanieczyszczeniami a kropelkami chmury i cząsteczkami opadu atmosferycznego (Sobik 1991, 1999, Sobik i Migala 1993, Baron i Sobik 1995; Dore i in. 1999). Wykazano znaczący i bardzo zróżnicowany przestrzennie udział depozycji mgielnej w całkowitej depozycji zanieczyszczeń. Ekosystemy leśne Sudetów zaliczono do najbardziej zagrożonych skutkami mgielnej depozycji zanieczyszczeń w Europie, a uzyskane w badaniach prawidłowości ekstrapolowano na inne masywy górskie środkowej Europy (Błaś i Sobik 2004). Dzięki współpracy z partnerami z Wielkiej Brytanii i Szwecji, w wyżej opisanych badaniach zastosowano metody modelowania numerycznego (Błaś i Sobik 2002).

Artykuły włączone do niniejszego cyklu [A2, A4, A5] są kontynuacją badań nad strukturą całkowitego przychodu wody z atmosfery w Sudetach, jego składem chemicznym, ale także stanowią jedną z pierwszych prób opracowania powyższych zagadnień dla nizinnej części Polski.

Osad ciekły i sadz

Kompleksową informację, na temat całkowitej struktury przychodu wody i depozycji zanieczyszczeń z atmosfery w Karkonoszach, dają pomiary przeprowadzone na Szrenicy w okresie od grudnia 2008 – do lutego 2010 [A4]. Jest to pierwsze tego typu kompleksowe opracowanie dla obszaru średniogórza europejskiego, w którym uwzględniono również znaczenie osadów atmosferycznych. Przychód wody w całym okresie pomiarowym wyniósł: 1719 mm opadu, 481 mm osadu ciekłego, 458 mm sadzi oraz 10,2 mm i 4,3 mm, odpowiednio dla rosy i szronu. Wykazano, że niewielka frekwencja rosy i szronu, a przez to znikomy udział w przychodzie wody, wynikają ze specyficznych cech klimatu grzbietowych partii Karkonoszy – duże zachmurzenie oraz mała częstość sytuacji z warunkami bliskimi ciszy atmosferycznej. Z kolei te same charakterystyki przekładają się na wyjątkowo wydajne osady z mgły (35% w całkowitym przychodzie wody dla kosodrzewiny). Największe stężenie zanieczyszczeń zmierzono w próbkach mgły ($425 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$), nieco mniejsze dla rosy ($345 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$) i najmniejsze dla opadu ($233 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$) i szronu ($134 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$). Ponieważ stężenia w osadzie ciekłym i sadzi były bardzo podobne, dlatego zdecydowano się potraktować je łącznie. Z kolei inne pokrewne kategorie, rosa i szron, różniły się między sobą stężeniami 2,5-krotnie. Przyczyny tych rozbieżności są niezwykle ciekawe i pozwoliły na ukazanie wpływu cyrkulacji atmosferycznej, sytuacji barycznej oraz struktury termicznej atmosfery w nowym kontekście. Należy je interpretować wg następujących wskazówek:

- ✓ wysokość Szrenicy (1330 m n.p.m.) koresponduje ściśle z wysokością stropu warstwy mieszania, który często znajduje się nieco powyżej lub nieco poniżej wierzchołka góry [A2, A4 i A5];

- ✓ zmiany miąższości warstwy mieszania w warunkach pogody antycyklonalnej w cyklu sezonowym oraz dobowym (równowaga stała, inwersja), a także większa miąższość warstwy mieszania w warunkach pogody cyklonalnej (makroskalowy ruch wstępujący powietrza) [A4];
- ✓ mgła pojawia się najczęściej w warunkach pogody cyklonalnej [A2, A4 i A5] - szczyt Szrenicy (grzbiet Karkonoszy) znajduje się w zasięgu piętrzącej się warstwy mieszania; dlatego chemizm osadu ciekłego i sadzi jest bardzo podobny; analiza trajektorii wstecznych wykazała, że największy ładunek zanieczyszczeń notowany jest w sytuacji, kiedy masa powietrzna przemieszcza się przez tereny charakteryzujące się największą emisją;
- ✓ większa miąższość warstwy mieszania w ciepłej połowie roku (Szrenica pod jej stropem przez całą dobę) przekłada się na większe stężenie zanieczyszczeń w próbkach rosy; charakterystyczny jest duży udział zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego – przyczyny te same jak przy mgle [A2 i A4];
- ✓ odwrotna sytuacja w półroczu zimowym [A4 i A5] – szczyt Szrenicy z reguły ponad warstwą mieszania z minimalnymi stężeniami zanieczyszczeń w próbkach szronu; dyspersja ograniczona mniejszą miąższością warstwy mieszania; SO_4^{2-} i NO_3^- ustępują miejsca jonom Cl^- , Ca^{2+} i Na^+ obecnym w swobodnej atmosferze; analiza trajektorii wstecznych potwierdza udział aerozolu morskiego i brak istotnego związku z kierunkami cyrkulacji atmosferycznej.

Maksymalne stężenia w dobowych próbkach opadu oraz osadu atmosferycznego występowały przy cyrkulacji E i S. Przyczyną jest niewielka wydajność opadu i przez to duża skuteczność procesów wymywania. W odniesieniu do mgły, istotne znaczenie ma jej mała wodność. Najniższe stężenia są typowe dla cyrkulacji z sektora NE. Przy intensywnej cyklogenezie, chmura/mgła ma maksymalnie podniesioną wodność, a opady są bardzo wydajne. Z kolei przy napływie mas powietrznych z sektora zachodniego stężenia reprezentują wielkości bliskie średnim. Z jednej strony dzieje się tak ze względu na większą podaż zanieczyszczeń, a z drugiej, większą częstość i intensywność opadu (wymywanie zanieczyszczeń).

W strukturze depozycji zanieczyszczeń rosa i szron mają tylko 1,2% udziału [A4]. Z kolei osady mgielne mają udział największy (wypadkowa: 2,5-krotnie większych stężeń w porównaniu z opadem oraz 35% udziału w przychodzie wody). Pomimo znacznej redukcji emisji oraz tendencji spadkowej w stężeniach zanieczyszczeń we wszystkich kategoriach hydrometeorów, wciąż miejscami znacznie przekraczane są ładunki krytyczne. W Sudetach Zachodnich dotyczy to zalesionych partii grzbietowych, strefy wzdłuż górnej granicy lasu na stokach o ekspozycji W-NW-N oraz otwartych krawędzi lasu w górnych partiach stoków [A4]. Są to miejsca, gdzie pod okapem drzew, udział osadów z mgły w całkowitym przychodzie wody z atmosfery jest większy niż opadu, wraz z 3-4 krotnie większymi stężeniami. Wyniki pomiarów przeprowadzonych w 2004 roku w Górach Izerskich wykazały, że całkowity ładunek azotu zmierzony pod okapem drzew w strefie krawędzi lasu na Stogu Izerskim (1110 m n.p.m.) wyniósł $305,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. To oznacza kilkunastokrotne przekroczenie ładunku krytycznego dla azotu (Mill i in. 2003). Z kolei w stanowisku u podnóża gór (Czerniawa-Zdrój; 491 m n.p.m.), gdzie rola osadów mgielnych jest zaniedbywalna, ładunek ten był aż 15 razy mniejszy ($20,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) [A2 i A4].

Uzyskane wyniki [A2, A4 i A5] pozwalają stwierdzić, że jest kilka powodów dla których chemizm mgły/chmury należy uznać za lepszy wskaźnik roli transportu transgranicznego oraz struktury zanieczyszczeń atmosferycznych, niż chemizm opadu:

- ✓ chmury są pierwotnym źródłem zanieczyszczeń zawartych w opadzie;

- ✓ przy braku opadu, zanieczyszczenia zawarte w chmurach mogą przemieszczać się setki, a nawet tysiące kilometrów;
- ✓ mgła na grzbiecie Karkonoszy charakteryzuje się znacznie większą frekwencją (45% czasu w skali roku) niż opad atmosferyczny (11-13%);
- ✓ mgła pojawiająca się na grzbiecie Karkonoszy formowana jest w obrębie warstwy mieszania, z tego powodu jej chemizm jest w większym stopniu powiązany z emisją w skali regionalnej niż chemizm opadu, który powstaje głównie drogą resublimacji pary wodnej na kryształkach lodu zazwyczaj w warstwie 2-5 km ponad powierzchnią ziemi.

Przeprowadzone przeze mnie pomiary wskazują, że mgła, która w warunkach nocnego ujemnego bilansu radiacyjnego powstaje na obszarach nizinnych ma przeciętnie 3-4 krotnie większe stężenia niż mgła genezy orograficznej na Szrenicy [A2, A4 i A5]. Obliczając jednak ładunek zanieczyszczeń, tj. przechodząc na jednostki objętości, mgła na Szrenicy charakteryzuje się 3-6 krotnie większym ładunkiem. Decyduje o tym przede wszystkim kilkunastokrotnie większa wodność chmury orograficznej. Na tej podstawie możliwe stało się porównanie ładunku zanieczyszczeń zawartych we mgle w Polsce z różnymi regionami świata. Miejsca z największymi ładunkami koncentrują się na pograniczu Polski, Czech i Niemiec. Poza stanowiskami karkonosko-izerskimi są to: Brocken (1142 m n.p.m.; Möller i in. 1994); Feldberg (1493 m n.p.m.; Winkler i Pahl 1993); Waldstein (786 m n.p.m.; Wrzesiński i Klemm 2000) oraz Churanov (1123 m n.p.m.; Tesař i in. 2000). Znaczący wpływ emisji na chemizm osadów mgielnych, poza Europą, udokumentowano m.in. w USA: San Pedro Hill (Munger i in. 1989), Ventura Hill (Munger i in. 1989), Mt. Mitchell (Kim i Aneja 1992) oraz Japonii – Mt. Tsukumba (Okita 1968). Najmniejsze ładunki zanieczyszczeń zmierzono w stacjach położonych w najwyższych partiach Alp – Jungfraujoch (3576 m n.p.m.; Schwikowski i in. 1994). Przyczyną opisanych różnic jest znacznie większa koncentracja zanieczyszczeń w warstwie granicznej niż na wysokości szczytów alpejskich.

Przeprowadzone pomiary [A2, A4 i A5] wskazują, że mgła na Szrenicy, spośród wszystkich analizowanych stanowisk w Polsce, charakteryzuje się największym, tj. 64% udziałem jonów, których obecność należy utożsamiać z wpływem emisji antropogenicznej (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ i H^+). W przypadku mgieł radiacyjnych, w nizinnej części Polski, jest to nie więcej niż 50%. Udział siarczanów pochodzenia antropogenicznego można wyrazić stosunkiem nss-SO_4^{2-} do SO_4^{2-} , który wynosi 95% na Szrenicy i 86% dla stanowisk nizinnych. Porównywalnie wysokie wielkości wystąpiły w najbardziej zanieczyszczonych obszarach Japonii (Aikawa i in. 2005; Watanabe i in. 2006). O udziale zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego świadczą także wielkości innych współczynników: $\text{SO}_4^{2-}/\text{Na}^+$ (15-krotność), K^+/Na^+ (17-krotność) oraz różnica pomiędzy pA_i (hipotetyczne pH, bez uwzględnienia jonów neutralizujących kwaśny odczyn) i pH wynosząca 1,04 dla osadu ciekłego i 0,47 dla próbek sadzi. Wartość wskaźnika dla sezonu ciepłego (osad ciekły) świadczy o większej roli jonów NH_4^+ w zobojętnianiu odczynu.

Dla wyjaśnienia przestrzennego zróżnicowania mgielnej depozycji oraz tempa zamierania lasu na obszarach górskich, zestawiono ze sobą dobowe ładunki zanieczyszczeń wg kierunków cyrkulacji atmosferycznej [A4]. W ten sposób wykazano, że aż 66% udział w depozycji ma sektor SW-NW (w tym 36 punktów procentowych dotyczy sektora W-WNW). Wtórne maksimum przypada na sektor N-NE (23%). Z kolei najmniejszą wydajnością (5%), charakteryzuje się szeroki przedział ENE-E-S-SSW. Świadczy to zatem o dużej polaryzacji mgielnej depozycji zanieczyszczeń w zależności od ekspozycji stoku na dany sektor kierunkowy. Przewaga depozycji z kierunku W-WNW wynika z największej frekwencji napływu wilgotnych morskich mas powietrznych z szeroko rozumianego sektora zachodniego. Wtórne maksimum (N-NE), należy wiązać z największą wysokością względną Szrenicy

Moi

właśnie w tym kierunku, co przekłada się na znaczną deformację pola przepływu powietrza. Powyższe zależności są jedynym racjonalnym wyjaśnieniem przestrzennego zróżnicowania tempa wymierania górnoreglowych ekosystemów leśnych w Sudetach oraz Karpatach.

W odniesieniu do pola barycznego, dwukrotnie większe stężenia zanieczyszczeń wystąpiły w dniach antycyklonalnych niż cyklonalnych [A2]. W dniach z podwyższonym ciśnieniem atmosferycznym, nad grzbietem Karkonoszy formuje się chmura orograficzna o niewielkiej rozbudowie horyzontalnej, niewielkiej wodności, przy braku opadu atmosferycznego lub jego niewielkim natężeniu. Mniejsze stężenia w dniach cyklonalnych są pochodną: makroskalowego ruchu wstępującego, dynamicznej cyrkulacji powietrza, dużej wodności chmur oraz pojawiania się wydajnego opadu atmosferycznego. W takich warunkach dochodzi do skutecznej dyspersji zanieczyszczeń, stopniowego odwadniania i pozbywania się zanieczyszczeń przez przepływającą masę powietrzną. To tłumaczy największą depozycję zanieczyszczeń oraz tempo zamierania lasu na pierwszych progach orograficznych znajdujących się na drodze przepływających mas powietrznych. Pomimo większych stężeń zanieczyszczeń stwierdzonych w dniach antycyklonalnych, depozycja jest znacznie większa w dniach cyklonalnych ze względu na częstsze występowanie mgły oraz jej zwiększoną wodność.

Znaczna polaryzacja depozycji zanieczyszczeń obserwowana jest także w odniesieniu do rodzaju mas powietrznych [A2]. Aż 90% mgielnej depozycji zanieczyszczeń przypada na masę powietrza polarno-morskiego (łącznie świeżego i przetransformowanego), której frekwencja w skali roku osiąga 75%. Jednak największe stężenia zanieczyszczeń we mgle pojawiają się przy adwekcji masy powietrza arktycznego z sektora północnego, charakteryzującego się najmniejszą liczbą źródeł zanieczyszczeń. O podniesionych stężeniach decyduje w tym wypadku niewielka miąższość i wodność chmur orograficznych przy niewielkim natężeniu opadów. Kolejną prawidłowością jest zmienność stężenia zanieczyszczeń w zależności od „wieku” danej masy powietrznej. We wszystkich przypadkach większe stężenia są charakterystyczne dla przetransformowanych mas powietrznych. Napływ świeżej masy oznacza bowiem dynamiczną cyrkulację, a przez to ograniczone możliwości kumulacji stężenia zanieczyszczeń w jednostkowej objętości powietrza.

Rosa i szron

W omawianej serii artykułów zaprezentowano wyniki pomiarów wydajności, chemizmu rosy i szronu oraz ich udziału w całkowitej depozycji zanieczyszczeń [A4]. W polskiej literaturze, jak dotąd, przedmiotem analiz była jedynie metodyka pomiarów wydajności rosy oraz próba szacowania przychodu wody tą drogą. Także w światowej literaturze jest to zagadnienie poruszane dość rzadko (Hutorowicz 1963, Jiries 2001, Muselli i in. 2002, Beysens i in. 2006, Rubio i in. 2006, Zuo i in. 2006). Patrząc jednak z perspektywy częstości tych zjawisk, czasu w jakim woda i kryształki lodu są ekspozowane na kontakt z zanieczyszczonym powietrzem (podczas nocy trwającej od 8 do 16 godzin na dobę), a także warunków atmosferycznych bliskich ciszy atmosferycznej w czasie ich powstawania, należy traktować je jako dość ciekawy i niedoceniony wskaźnik jakości powietrza. Prezentowane wyniki mają zatem charakter unikalny, z uwagi na ogólnopolską skalę badań (8 stanowisk) oraz ich wielowątkowość.

Najbardziej sprzyjające warunki do powstawania rosy i szronu panują w sytuacji, kiedy Polska znajduje się w zasięgu centralnej części wyżu barycznego. Przeważające wtedy makroskalowe procesy osiadania powietrza sprzyjają występowaniu pogody bezchmurnej z bardzo słabym wiatrem. Mniejsze prawdopodobieństwo pojawienia się rosy dotyczy przejściowych typów pola barycznego oraz w jeszcze większym stopniu niżów barycznych. Średnia roczna liczba dni z rosą zmienia się od 100-120 dni na obszarach nizinnych do 20-30 dni w najwyższych partiach gór. Dla szronu jest to odpowiednio 40-50

oraz 10-20 dni (A4; Lorenc 2005). Oznacza to, że sumarycznie, na terenach nizinnych, omawiane zjawiska mają większą częstość w skali roku niż sam opad atmosferyczny. Poza tym, przy przeciętnej ich wydajności na poziomie 0,15-0,25 mm na dobę, całkowity, roczny przychód wody tą drogą może osiągać poziom ok. 25-30 mm [A4]. Z kolei, uwzględniając większe stężenia zanieczyszczeń, ich sumaryczna, roczna depozycja może być większa od przeciętnego miesięcznego ładunku mokrej depozycji. W stanowisku na Szrenicy, reprezentującym warunki górskie, w ciągu 15 miesięcy, rosę i szron notowano 65 razy, a przychód wody wyniósł jedynie 10,2 mm dla rosy i 4,3 mm dla szronu (tj. 0,54% w całkowitym przychodzie wody z atmosfery). Niezwykle ciekawą osobliwością, po raz pierwszy opisaną w literaturze [A4], jest to, że w stanowisku usytuowanym w partiach szczytowych, zmierzono największą dobową wydajność rosy, sięgającą $0,46 \text{ mm} \cdot \text{dzień}^{-1}$ (28 września 2009 roku). Szczyt Szrenicy znajdował się tej nocy tuż pod stropem stosunkowo wilgotnej warstwy mieszania, jednocześnie ponad nią stwierdzono intensywne, makroskalowe osiadanie powietrza, charakterystyczne dla centralnych partii antycyklonu. Zatem wyjątkowo sucha środkowa i górna troposfera sprzyjała dużemu, ujemnemu bilansowi radiacyjnemu powierzchni kolektora, a warstwa mieszania stanowiła zasobne źródło pary wodnej w czasie wydajnej kondensacji.

Najważniejsze cechy chemizmu rosy i szronu:

- ✓ Stacje zlokalizowane na terenach rolniczych najlepiej reprezentowały lokalne tło zanieczyszczeń, ponieważ nie są obciążone istotnym wpływem źródeł usytuowanych w ich bliskim sąsiedztwie.
- ✓ Wielkość notowanych stężeń zanieczyszczeń była wyraźnie większa przy małej miąższości warstwy mieszania oraz przy stałej równowadze powietrza.
- ✓ W stanowiskach usytuowanych w sąsiedztwie wybrzeża znacznie większy udział miały jony pochodzenia morskiego tj. Cl^- i Na^+ (około 30%).
- ✓ W strefie wybrzeża, niezależnie od kierunku, udział Cl^- w składzie chemicznym jest przeciętnie 2-krotnie większy niż w pozostałych stacjach pomiarowych. Potwierdza to hipotezę dotyczącą istotnej roli bryzy we wzbogacaniu powietrza w strefie wybrzeża w aerozol morski. Zjawisko to ma miejsce nawet wtedy, gdy w skali synoptycznej występuje cyrkulacja o przeciwnym kierunku (tzn. od lądu).
- ✓ We wszystkich stacjach w głębi lądu, bez względu na kierunek cyrkulacji, dominuje jon SO_4^{2-} , ale obszarem zasilania są częściej tereny położone w sektorze południowym.
- ✓ Dla obszarów rolniczych charakterystyczna jest silna korelacja pomiędzy jonami fosforanowymi i amonowymi, co należy wiązać z działalnością rolniczą (m.in. stosowanie nawozów fosforowych i amonowych).
- ✓ Większe stężenia są typowe dla masy powietrznej PPK, a mniejsze dla PPM i PPMs. W przypadku PPK napływa powietrze suche (mniejsza rola opadu i brak skutecznego wymywania podchmurowego), masy te są bardziej zasobne w aerozol. Z tego też powodu większą rolę odgrywa transport zanieczyszczeń dalekiego zasięgu.

2. Zmiany stężenia oraz struktury chemizmu opadu i osadów mgielnych w Karkonoszach na przestrzeni ostatnich 30 lat w relacji do postępującej redukcji emisji zanieczyszczeń.

W latach '80 i '90 XX wieku, głównymi składnikami struktury jonowej opadu i osadów atmosferycznych pozostawały trzy jony: SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , co przekładało się na ich silne zakwaszenie (Moravčík i Černý 1995, Acker i in. 1995, Twarowski 1996, Kmiec i in. 1998, Dore i in. 1999, Sobik 1999). W latach 1981-1986 opady atmosferyczne na Śnieżce w 29% przypadków wykazywały pH w

klasie 3,61-4,00, 28% w przedziale 4,01-4,40, a 3,5% poniżej 3,0. Najobszerniejszym opracowaniem, obejmującym analizę chemizmu opadu atmosferycznego, osadu z mgły oraz opadu podokapowego, jest praca Sobika (1999). W latach 1988-1994, przeciętne pH ważone po objętości wody dla kolejno wymienianych kategorii hydrometeorów, wynosiło odpowiednio 3,93; 3,74 oraz 3,54. Zatem wszystkie charakteryzowały się odczynem silnie kwaśnym. W przypadku opadu podokapowego największą rolę w kształtowaniu zakwaszenia odgrywało włączanie zanieczyszczeń (depozycji suchej) z powierzchni roślin. Z kolei przyczyny większego zanieczyszczenia osadu (2-7 krotnego) wyjaśniono w części wstępnej niniejszego opracowania.

Wyniki pomiarów hydrochemicznych [A1] przeprowadzone w Sudetach Zachodnich w latach 1990-2004, dokumentują zmiany natężenia oraz zmiany w strukturze depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych. Jest to jedno z pierwszych tego typu opracowań dla obszaru średniogórza europejskiego. Impulsem wspomnianych zmian było podpisanie w 1991 roku, dokumentu „Black Triangle Environmental Programme”. Na jego mocy zamknięto część nierentownych elektrowni oraz przeprowadzono modernizację pozostałych. Dzięki dofinansowaniu ze środków PHARE stopniowo wprowadzano nowoczesne metody odsiarczania spalin przy wykorzystaniu CaCO_3 . Przyczyniło się to do 10-krotnego spadku emisji SO_2 , wzrostu koncentracji m.in. Ca^{2+} i K^+ oraz znacznego spadku kwasowości wszystkich kategorii hydrometeorów. Aby opisać te zmiany, porównano ze sobą dwie serie pomiarowe ze Szrenicy: pierwszą z lat 1993-1995 i drugą przeprowadzoną w latach 2003-2004. Wśród najważniejszych wniosków dotyczących opadów z mgły należy wymienić [A1]:

- ✓ 30% redukcję stężenia zanieczyszczeń (spadek z $880 \mu\text{Moli} \cdot \text{l}^{-1}$ do $636 \mu\text{Moli} \cdot \text{l}^{-1}$);
- ✓ największy spadek w strukturze jonowej dotyczący SO_4^{2-} (zmiana z 29% do 10-12%) oraz H^+ (odpowiednio z poziomu 12-15% do 4-7%);
- ✓ o ile siarczany były najważniejszym składnikiem w strukturze jonowej na początku lat '90, o tyle w latach 2003-2004 zajmowały już trzecie lub nawet czwarte miejsce w strukturze jonowej;
- ✓ wzrost udziału jonów amonowych (z 17% do ponad 28%) i azotanowych (z 22% do 26%); to oznacza blisko 50% udział azotu ogólnego w strukturze jonowej;
- ✓ wzrost odczynu o blisko pół jednostki pH;
- ✓ wzrost częstości przypadków z odczynem obojętnym; procentowy udział opadu z $\text{pH} > 5,5$ wzrósł z poziomu 0-0,4% w latach 1990-92 do 12% w roku 2002 przy jednoczesnym spadku procentowego udziału opadu z $\text{pH} < 4,0$ (z 42% w 1990 roku do 1,5% w 2002).

Wśród najważniejszych zmian dotyczących opadu atmosferycznego należy wskazać na:

- ✓ ponad 5-krotną redukcję zakwaszenia na Śnieżce (licząc od 1985 do 2004 roku; zmiana stężenia jonu H^+ z poziomu $150 \mu\text{Moli} \cdot \text{l}^{-1}$ do $30 \mu\text{Moli} \cdot \text{l}^{-1}$);
- ✓ 30% redukcję stężenia zanieczyszczeń na Szrenicy (z $260-360 \mu\text{Moli} \cdot \text{l}^{-1}$ w latach 1993-1995 do $180-240 \mu\text{Moli} \cdot \text{l}^{-1}$ w latach 200-2004).

Wstępne wyniki wskazują, że w ślad za postępującym spadkiem kwasowości opadów atmosferycznych obserwowany jest także wzrost koncentracji Ca^{2+} w wodach torfowych w Górach Izerskich. Ten efekt jest szczególnie wyraźny wczesną wiosną po intensywnej ablacji pokrywy śnieżnej w ombrogenicznych torfowiskach wysokich, które są zasilane bezpośrednio wodami opadowymi. Jedynym udokumentowanym w chwili obecnej sygnałem, który wskazuje na zaburzenie chemizmu wód torfowiskowych, jest obserwowany nadmierny rozwój glonów w niektórych jeziorach torfowiskowych. Znane są przypadki pojawienia się pospolitych chwastów polnych na żywych torfowiskach wysokich znajdujących się w kompleksie leśnym, który został poddany wapnowaniu z powietrza. Dotychczasowe doświadczenia wskazują na to, że żadna ingerencja w środowisko naturalne

nie pozostaje bez odpowiedzi ze strony komponentów środowiska, a niewiadomą jest jedynie czas, po jakim nastąpi reakcja ekosystemów.

3. Procesy kształtujące chemizm sezonowej pokrywy śnieżnej w jej profilu pionowym oraz tempo uwalniania zawartych w niej zanieczyszczeń.

Do zaprezentowania pełnego obrazu przestrzennej i czasowej depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych niezbędne jest również uwzględnienie specyfiki pokrywy śnieżnej, której skład chemiczny jest wypadkową chemizmu kolejnych epizodów opadowych, ale również zanieczyszczeń deponowanych na jej powierzchni. Poza tym do realnej depozycji nie dochodzi z chwilą opadnięcia cząstek opadu na powierzchni ziemi, ale dopiero podczas topnienia śniegu i transferu wody do podłoża.

Pierwszy z artykułów dotyczący pokrywy śnieżnej [A3] jest próbą podsumowania aktualnej wiedzy na temat najważniejszych procesów, mających wpływ na kształtowanie się chemizmu opadu stałego i pokrywy śnieżnej oraz wpływających na tempo uwalniania się z niej zanieczyszczeń. Do przygotowania niniejszej publikacji zgromadzono około 600 prac naukowych. Rozważania rozpoczynają się od opisu procesów odpowiedzialnych za chemizm śniegu, tj. od etapu formowania się cząstek opadu atmosferycznego, do momentu ich opadnięcia na powierzchnię ziemi. Etap ten obejmuje nukleację, resublimację pary wodnej na kryształkach lodu oraz procesy wymywania zanieczyszczeń w atmosferze (absorpcja, dyfuzyjne oraz inercyjne zderzanie aerozoli z cząstkami hydrometeorów, „seeder-feeder effect”). W oparciu o ponad 320 opracowań, zestawiono informacje o zanieczyszczeniu opadu stałego oraz obserwowanych w skali globalnej zakresach stężeń. W żadnej z przeanalizowanych pozycji literatury nie przygotowano porównania na podobną skalę [A3]. Wielkości te zestawiono osobno dla stacji górskich, obszarów będących pod bezpośrednim wpływem oraz poza zasięgiem emisji antropogenicznej. Wykazano w ten sposób dużą zmienność przestrzenną uwarunkowaną niejednorodnym polem emisji oraz zróżnicowanym i zależnym od miejsca tempem przekształceń zanieczyszczeń w atmosferze. Ze względu na to, punktowe źródła emisji, w połączeniu z cyrkulacją atmosferyczną, przyczyniają się do wystąpienia podwyższonych stężeń zanieczyszczeń także w obszarach znacznie od nich oddalonych.

Z kolei na terenach górskich istotne znaczenie ma wysokość względna partii wierzchowinowych w odniesieniu do pionowego zasięgu warstwy granicznej. Największe zakwaszenie hydrometeorów jest charakterystyczne dla gór średnich (500-1500 m n. p. m.), położonych w bliskim sąsiedztwie źródeł emisji. W czasie adwekcji wilgotnej masy powietrza, znajdują się one w obrębie warstwy granicznej, w zasięgu chmury orograficznej, czyli w strefie intensywnie przebiegającej nukleacji i procesów wymywania wewnątrzchmurowego. Zwrócono także uwagę na procesy, które mają wpływ na ciągłą zmienność ładunku zanieczyszczeń kumulowanych w pokrywie śnieżnej, tj. suchą, mokrą i mgielną depozycję. Ta ostatnia jest niezwykle ważna w Sudetach (powyżej 900-1000 m n.p.m.), z uwagi na dużą frekwencję mgły oraz kilkukrotnie większe stężenia zanieczyszczeń w porównaniu z opadem atmosferycznym [A3].

W ekosystemach doświadczonych wzmożoną depozycją zanieczyszczeń, takich jak Sudety Zachodnie, istotne jest rozpoznanie nie tylko wielkości, ale również realnego tempa depozycji z pokrywy śnieżnej. Na problem ten, jako pierwszy, zwrócił uwagę Sobik (1999), analizując chemizm śniegu w sezonie zimowym 1987/1988. W ciągu jedenastu kolejnych dni odwilży spadkowi wysokości pokrywy o 29% odpowiadał trzykrotnie większy spadek ładunku H^+ (88%). Zjawisko jest klasycznym przykładem występowania tzw. „fali frontalnej”. Z powodu niskich zdolności buforowych skał podłoża Karkonoszy ($20-30 \text{ mMol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{r}^{-1}$; Agren 1988, Nilsson i Grennefelt 1988), uwolnienie w krótkim czasie tak dużego ładunku doprowadziło do drastycznego obniżenia pH w warstwie glebowej oraz w

wodach powierzchniowych. Należy zaznaczyć, że tego typu zagadnienia nie są przedmiotem zainteresowania jakiegokolwiek sieci monitoringu środowiska funkcjonującego w Polsce.

W drugiej części artykułu [A3] oraz w [A7] zaprezentowano wyniki pomiarów terenowych przeprowadzonych w Sudetach Zachodnich. Ich celem było:

- ✓ udokumentowanie roli pokrywy śnieżnej w kształtowaniu realnego przebiegu depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych;
- ✓ rozpoznanie głównych czynników odpowiedzialnych za zróżnicowane tempo uwalniania i odprowadzania do gruntu zanieczyszczeń skumulowanych w pokrywie śnieżnej, ze szczególnym uwzględnieniem początkowej fazy epizodu ablacyjnego;
- ✓ porównanie tempa depozycji wyliczonej na podstawie dobowych porcji opadu atmosferycznego z realnym tempem depozycji uwzględniającym retencję śnieżną.

Pokrywa śnieżna stanowi skomplikowaną strukturę złożoną z współlistniejących kryształów lodu, wody w stanie ciekłym, pary wodnej i powietrza. W wyniku różnych procesów prowadzących do jej metamorfizacji, proporcje między różnymi składnikami nieustannie się zmieniają. Są silnie zróżnicowane w sekwencji kolejnych warstw śniegu, co powoduje, że pokrywa śnieżna w danym miejscu i czasie ma niepowtarzalny charakter. Metamorfizm gradientowy, który występuje podczas silnych mrozów, oznacza duże różnice temperatury na stosunkowo krótkim odcinku w kierunku pionowym. Nie powoduje on istotnych zmian stężenia domieszek chemicznych w pokrywie śnieżnej. Z kolei metamorfizm bezgradientowy (termiczny) zachodzi, gdy różnice temperatury w kierunku pionowym nie są duże. Sekwencja rozmarzania i zamarzania prowadzi do stopniowego zaokrąglania się kryształów lodu i budowania silniejszych powiązań między nimi.

W pokrywie okresowo pojawia się zwiększona ilość wody ciekłej, np. pod wpływem powierzchniowego topnienia lub opadu deszczu. Woda jest wchłaniana w przestrzenie między kryształami lodu, a częściowo może grawitacyjnie przepływać w głąb pokrywy śnieżnej (perkolacja). Jeżeli natrafi na chłodniejsze warstwy ($T_{\text{śniegu}} < 0^{\circ}\text{C}$), zamarza tworząc wkładki lodowe. Podobnie dzieje się, gdy po okresie odwilży przychodzi kolejna fala mrozów [A7]. Obecność warstw lodowych ogranicza możliwość aeralnej perkolacji, a topniejąca woda jest przez nie zatrzymywana lub spływa po nich grawitacyjnie. Udokumentowano ten fakt dzięki wykorzystaniu kamery termalnej, co należy uznać za jedną z pierwszych tego typu prób opisanych w literaturze [A7]. Jeśli procesy te przebiegają dość intensywnie (gwałtowna odwilż, opad deszczu oraz obecność warstw lodowych), to woda tworzy skomplikowaną sieć linii drenażu, widoczną na powierzchni śniegu w postaci ciemnych pasów [A7]. Z kolei w pobliżu drzew oraz w miejscach, gdzie dochodzi do przerwania ciągłości warstw lodowych, woda przenika głębiej, tworząc kominy perkolacyjne [A7]. Wyniki pomiarów wskazują, że warstwy lodowe mogą pełnić rolę ekranu ochronnego przed postępującym w głąb pokrywy metamorfizmem termicznym i zmianami cech fizycznych śniegu.

Wraz z ciekłą wodą migrują także rozpuszczone w niej substancje chemiczne o stężeniu wyraźnie wyższym niż stężenia średnie dla całej pokrywy śnieżnej [A3 i A7]. Wynika to z tego, że domieszki chemiczne mają tendencję do pozostawania w roztworze, podczas gdy strukturę krystaliczną lodu buduje woda chemicznie czysta. Dlatego stężenie zanieczyszczeń w ciekłej wodzie obecnej w pokrywie śnieżnej, w przestrzeniach międzykrystalicznych, rośnie wraz ze spadkiem temperatury. Reakcje chemiczne, zachodzą przede wszystkim w fazie ciekłej oraz w cienkiej warstewce wody na powierzchni polikryształów (Chatterjee i Jellinek 1971, Brimblecombe i Shooter 1991). W sytuacji, gdy ilość zanieczyszczeń zmagazynowanych w pokrywie jest duża, pierwsze porcje wody ablacyjnej wypływające z pokrywy do gleby i cieków mogą nieść ze sobą duży ładunek zanieczyszczeń i przez to

mogą w istotny sposób wpływać negatywnie na środowisko przyrodnicze. Dzięki zastosowaniu autorskiej konstrukcji kolektorów wykazano, że w pierwszych dobowych porcjach wody, uwalnianych z pokrywy śnieżnej, stężenia zanieczyszczeń były kilkunastokrotnie (nawet 20-krotnie) większe niż przeciętnie w całym profilu śnieżnym [A7].

Wykazano także, że najszybciej z pokrywy śnieżnej uwalniane są jony NO_3^- , SO_4^{2-} oraz H^+ [A3 i A7]. Potwierdzają to także badania przeprowadzone przez Davies i in. (1982), Davis 1991, Brimblecombe i in. (1985), Tranter (1991) oraz Tranter i in. (1986, 1987). Singh i Singh (2001) przypuszczają, że zróżnicowane tempo uwalniania kolejnych jonów należy odnosić do sposobu ich włączania do kryształu śniegu (lodu). Dla przykładu, jądra kondensacji w postaci aerozolu morskiego są najczęściej uwiecznione wewnątrz kryształu lodu. Natomiast składniki, które są wymywane w czasie opadania płatków śniegu przez warstwę graniczną atmosfery (przede wszystkim SO_4^{2-} i NO_3^-) są przytwierdzone do powierzchni kryształu i przez to w czasie odwilży mogą być uwalniane jako pierwsze (Tsiouris i in. 1985, Tranter i in. 1986). Singh i Singh (2001) zwracają także uwagę na to, że Na^+ i Cl^- są łatwiej rozpuszczalne w lodzie, a przez to najslabiej mobilne w czasie odwilży. Skumulowany ładunek trzech wspomnianych jonów (NO_3^- , SO_4^{2-} oraz H^+) uwolniony w ciągu 12 dni, odpowiadał połowie rocznej zdolności buforowej skał magmowych, z których zbudowane są Karkonosze. Wyniki pomiarów terenowych prezentowane w publikacjach A3 i A7 obrazują skalę stresu, z jakim mają do czynienia ekosystemy oraz uświadamiają, na ile depozycja wyliczona na podstawie chemizmu dobowych sum opadu (co czynią standardowo służby odpowiedzialne za monitorowanie tempa depozycji i stan jakości środowiska) ma się do jej faktycznego tempa.

Opisane zjawiska mają największe znaczenie w miejscach z najdłuższą zalegającą i najgrubszą pokrywą śnieżną, a więc w pobliżu górnej granicy lasu oraz we wklęsłych formach terenu predysponowanych do akumulacji śniegu. Jest to kolejna przyczyna przestrzennego zróżnicowania skali wylesień, obserwowanych w Sudetach Zachodnich w latach '80 i '90 XX w. Z podobnymi problemami można się także spotkać w USA (Cadle i in. 1984, Singh i Singh 2001), Kanadzie (Jeffries i in. 1999, 2000), Norwegii (Skartveit i Gjessing 1979) oraz Szwecji (Dickson 1980).

4. Depozycja mgielna jako kluczowy czynnik w procesie zamierania górnoreglowych ekosystemów świerkowych

Pomimo tego, że „klęska ekologiczna”, obserwowana na terenie średniogórza europejskiego, zakończyła się około 25 lat temu, to stale pojawiają się prace próbujące wyjaśnić główne przyczyny tego zjawiska oraz jego przestrzenne uwarunkowania. Jak dotąd, nie wskazano czynnika, który mógłby te przestrzenne zależności w przekonujący sposób wytłumaczyć. Charakterystyczną cechą degradacji ekosystemów leśnych jest „mozaikowa” forma procesu deforestacji, objawiająca się tym, że w bezpośrednim sąsiedztwie i w podobnych warunkach siedliskowych, występują obszary całkowicie wylesione, lasy częściowo zdegradowane i lasy o stosunkowo dobrej kondycji (Zawiła-Niedźwiedzki 1994a, 1994b). Charakterystyczne są także ostro zarysowane krawędzie lasu, które wykazują tendencję do przesuwania się, rozszerzając tym samym obszar antropogenicznych wylesień (Hasselrot 1987, Draaijers i in. 1988). W zrozumieniu przyczyn i przebiegu wspomnianych zmian niewiele pomaga informacja o przestrzennym zróżnicowaniu mokrej depozycji. We wcześniej omówionych publikacjach tego cyklu zwrócono uwagę na zróżnicowanie przestrzenne depozycji mgielnej, ale również czasu ekspozycji drzew na kontakt z silnie zanieczyszczoną mgłą (L'Hirondelle i Addison 1985). O ile kumulowany czas występowania opadu w skali roku to niewiele ponad 10% czasu, o tyle w przypadku mgły jest 30-40% (strefa górnej granicy lasu). Zatem czas ekspozycji drzew na kontakt z silnie zanieczyszczoną mgłą jest wielokrotnie dłuższy. Następstwem tej ekspozycji jest zaburzenie

mechanizmów transpiracji (Jadczyk 1999) i w dalszej konsekwencji procesu przyswajania dwutlenku węgla. Cenne badania w tym zakresie przeprowadzili m.in. Evertsen i in. (1986), Sutherland i Martin (1990), Juknys i in. (2002), Krąpiec i Szychowska-Krąpiec (2001) oraz Malik i in. (2011, 2012), tłumacząc zmiany reakcji przyrostowej świerka wpływem emisji przemysłowej.

Spowolnienie lub zahamowanie wzrostu drzew objawia się redukowaniem przyrostów rocznych (McLaughlin i in. 2002, Emberson 2003). Skala redukcji jest natomiast informacją o czasie trwania i sile oddziaływania zanieczyszczeń. Zależność pomiędzy depozycją zanieczyszczeń i wielkością przyrostów rocznych w Polsce stwierdzono na przykładzie świerka w Zewnętrznych Karpatach Zachodnich (Feliksik 1995) oraz sosny na Wyżynie Śląskiej (Danek 2007), Krakowsko-Częstochowskiej (Malik i in. 2010) i Puszczy Wkrzańskiej (Wiśniowski 2001). We wszystkich wspomnianych przypadkach były to stanowiska, gdzie intensywność depozycji mgielnej jest marginalna, natomiast za przychód wody odpowiadają w zdecydowanej przewadze opady atmosferyczne. Trzeba pamiętać, że szerokość przyrostów rocznych drzew różnicuje się z roku na rok także pod wpływem zmienności warunków meteorologicznych (Fritts 1989). Jednak przejściowe anomalie w przebiegu warunków pogodowych powielają się w różnych lokalizacjach na tym samym niewielkim obszarze, przez co u określonej populacji drzew jednego gatunku przebieg dendroskal jest mocno zbliżony. Z kolei występowanie pozaklimatycznych czynników stresu środowiskowego, np. zanieczyszczeń atmosferycznych, może istotnie obniżyć wielkość przyrostów rocznych, w stopniu zależnym od mikroskalowego zróżnicowania wielkości depozycji zanieczyszczeń. Po ustaniu oddziaływania stresu, drzewa ponownie zwiększają rozmiary swoich przyrostów rocznych (Feliksik 1995, Feliksik i Wilczyński 2003). Procesy obniżania się i wzrostu szerokości słoików rocznych są wystarczająco szybką reakcją na bodźce ze strony środowiska, by mogły stać się ważnym wskaźnikiem degradacji ekosystemu leśnego.

Prezentowane dane to pierwsza w literaturze próba wyjaśnienia zmienności zamierania lasu w różnych skalach przestrzennych na przykładzie Sudetów [A5 i A6]. Dendrochronologiczny zapis z pni górnoregłowego świerka (*Picea abies*) wykazał, że najtrudniejszym okresem dla wzrostu drzew była pierwsza połowa dekady lat '80 XX wieku. Witalność drzew (w odniesieniu do referencyjnego roku 1950), w strefie górnej granicy lasu w Karkonoszach i Masywie Śnieżnika obniżyła się aż o 70-80%. Z kolei ograniczanie emisji spowodowało, że od połowy lat '90, we wszystkich stanowiskach obserwuje się systematyczną poprawę kondycji lasu. Ostatecznie, obserwowana reakcja przyrostowa drzew dość często powróciła do poziomu notowanego wcześniej w okresie referencyjnym, tzn. w latach '50. Zarówno jej wcześniejszy spadek jak i aktualny wzrost wykazuje istotne zróżnicowanie przestrzenne.

Zróżnicowanie redukcji przyrostów rocznych w makroskali

Największe redukcje przyrostów rocznych (>50%), w wieloleciu 1980-1995, obserwowano tam, gdzie notowano największą frekwencję silnie zakwaszonej mgły, związanej z nisko zawieszoną podstawą chmury o genezie orograficznej [A6]. Dotyczy to skrajnie W i NW krawędzi Sudetów (Góry Izerskie, Karkonosze), Beskidów (Beskid Morawsko-Śląski i Śląski) oraz stoków wyeksponowanych na adwekcję powietrza z sektora W-NW. Z kolei tam, gdzie podstawa chmur rzadko obejmuje górnoregłowy las świerkowy, redukcje przyrostów rocznych drzew były niewielkie (<30%). Reprezentantami tej grupy są pasma górskie położone w SE-E części Sudetów (np. Góry Złote, Masyw Śnieżnika), oraz stoki o ekspozycji SE-E, czyli po stronie zawietrznej względem przeważającego kierunku wiatru. Potwierdzeniem tej prawidłowości są także większe powierzchnie wylesień obserwowane w Sudetach Zachodnich w porównaniu ze Wschodnimi.

Micha

Podobne zależności można obserwować w skali samych Karkonoszy, pomiędzy dowietrznymi (W-NW) stokami Mumławskiego Wierchu, Kamiennika, Szrenicy i Łabskiego Szczytu, a (E-SE) stokami Czarnej Kopy, Skalnego Stołu i Czola. Te prawidłowości przestrzenne są pochodną roli cyrkulacji atmosferycznej oraz transformacji przepływającej masy powietrznej. Góry Izerskie i Karkonosze, dzięki swojemu położeniu na NW skraju Sudetów, czyli od strony przeważającej cyrkulacji i największych źródeł zanieczyszczeń, charakteryzują się największą wydajnością osadów z mgły oraz depozycji zanieczyszczeń [A6]. Jest to pochodną stopniowego odwadniania się i pozbawiania części zanieczyszczeń przez masę powietrzną przepływającą w głąb masywu górskiego wzdłuż profilu WNW-ESE. Skutkuje to systematycznym spadkiem wydajności depozycji mokrej, ale w jeszcze większym stopniu depozycji mgielnej. Dzieje się tak ze względu na stopniowe podnoszenie się podstawy chmur orograficznych, spadek ich wodności oraz transportowanego ładunku zanieczyszczeń.

Zależności te dokumentują m.in. pomiary sadzi przeprowadzone w 2009 roku na Szrenicy, Śnieżniku oraz Skrzycznem [A6]. Wydajność sadzi była blisko 4 krotnie większa na Szrenicy niż w pozostałych punktach pomiarowych. Natomiast zmierzone sumy opadu atmosferycznego były bardziej wyrównane, ponieważ różnica pomiędzy skrajnymi wielkościami dla Szrenicy i Śnieżnika nie przekraczała 30%. Mniejsze różnice w przypadku opadu atmosferycznego wynikają z tego, że jest on w znacznie mniejszym stopniu zależny od makroskalowej ekspozycji i piętrzenia orograficznego.

Zróźnicowanie redukcji przyrostów rocznych w toposkali

Największe redukcje przyrostów rocznych świerka były notowane przede wszystkim w pozycjach szczytowych i grzbietowych oraz w górnych partiach dowietrznych stoków o ekspozycji NW – a zatem w miejscach szczególnie predysponowanych do wzmożonej depozycji zanieczyszczeń z osadów mgielnych [A6]. Przeciwnie, zawietrzne partie stoków w obrębie tych samych szczytów, jak również niżej położone partie stoków dowietrznych charakteryzowały się wyraźnie mniejszym zaburzeniem tempa wzrostu drzew. Podobne zależności obserwowano praktycznie we wszystkich pasmach górskich, w tym również w Karkonoszach oraz Masywie Śnieżnika [A5]. Opisane zmiany przestrzenne nawiązują ściśle do roli wysokości, ekspozycji stoków, wyeksponowania i zasłonięcia na przeważający kierunek cyrkulacji oraz formy terenu. Są to czynniki, które w znacznie większym stopniu różnicują tempo depozycji mgielnej niż mokrej. Wydajność osadów mgielnych wzrasta w strefie grzbietów (większa częstość mgły oraz większa prędkość wiatru), a spada szybko we wklęsłych formach terenu (mniejsza częstość mgły i mniejsza prędkość wiatru).

Zróźnicowanie redukcji przyrostów rocznych w mikroskali

Jest wiele przesłanek wskazujących na to, że lokalne kontrasty dynamiki wzrostu świerka, są również powiązane z wydajnością depozycji mgielnej [A6]. O ile w mikroskali, na przestrzeni setek metrów, depozycja mokra zmienia się nieznacznie (do 10%), o tyle wydajność depozycji mgielnej może osiągać wielkości skrajne. Dzieje się tak, ponieważ jest ona silnie powiązana z formą terenu (wklęsła, wypukła), nachyleniem i ekspozycją stoków, rodzajem, wysokością i zwartością pokrywy roślinnej oraz wielkością i stopniem rozwinięcia powierzchni recepcyjnej drzew. Porównano ze sobą zapis dendrochronologiczny dla kilku par stanowisk usytuowanych na tej samej wysokości oraz w niewielkiej odległości względem siebie (kilkaset metrów w linii prostej). Wyniki wykazały, że w stanowiskach położonych na stoku o ekspozycji NW oraz mikro-wypukłych formach terenu, redukcje przyrostów były wyraźnie większe [A6]. Także wizualna ocena drzewostanu, wskazuje na istotne ubytki w piętrze koron, zarówno na poziomie pojedynczych osobników (liczne uschnięte lub obłamane stożki wzrostu), jak i na poziomie drzewostanu jako całości (przerwy w ciągłości). W stanowiskach zlokalizowanych na stoku o ekspozycji NE-E-SE lub wklęsłych formach terenu, redukcje były co najmniej 20-30% mniejsze i las

zachował się w znacznie lepszym stanie. Takie współwystępowanie w bliskim sąsiedztwie, wypukłych mikro-form terenowych z rozpadającym się drzewostanem i mikro-form wklęsłych z drzewostanem zwartym jest obserwowane i wręcz charakterystyczne m.in. dla północnego makro-stoku i wierzchowiny Karkonoszy oraz wyższych partii Masywu Śnieżnika.

Podobne znaczenie ma pozycja danego osobnika w obrębie drzewostanu, ponieważ wzajemne osłanianie się roślin powoduje zmniejszenie prędkości wiatru oraz wodności mgły (tzw. efekt brzegowy). Stąd depozycja wody z chmury jest wewnątrz drzewostanu parokrotnie mniejsza niż na jego krawędzi. Skutkuje to większym osłabieniem drzew usytuowanych wzdłuż odsłoniętej krawędzi lasu niż wewnątrz drzewostanu.

Podsumowanie – najważniejsze osiągnięcia przedłożonego cyklu publikacji

- 1) Opisanie struktury całkowitego przychodu wody z atmosfery w warunkach górskich oraz nizinnych, z uwzględnieniem opadu atmosferycznego, osadu mgielnego oraz rosy i szronu.
- 2) Wyjaśnienie różnic w stężeniach oraz strukturze zanieczyszczeń pomiędzy poszczególnymi kategoriami hydrometeorów w odniesieniu do procesu ich formowania się, niejednorodnego pola emisji, zasięgu transportu transgranicznego, cyrkulacji atmosferycznej, tempa przekształceń zanieczyszczeń w atmosferze, wydajności procesów wymywania oraz zasięgu warstwy mieszania.
- 3) Wykazanie, że w warunkach górskich, realne tempo przychodu wody z atmosfery oraz depozycji zanieczyszczeń może znacznie odbiegać od wyników standardowych pomiarów, ze względu na zróżnicowane tempo uwalniania zanieczyszczeń z pokrywy śnieżnej, istotną rolę depozycji mgielnej oraz depozycji poprzez rosę i szron. Pole depozycji podlega bardzo silnemu zróżnicowaniu przestrzennemu i lokalnie, na wypukłych formach terenu, całkowita depozycja zanieczyszczeń pod okapem drzew może być o ponad rząd wielkości większa.
- 4) Przeanalizowanie zmian tempa i struktury depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych dla poszczególnych kategorii hydrometeorów, dokonujących się na przestrzeni ostatnich 30 lat. Wykazano coraz mniejszy udział substancji zakwaszających, na rzecz rosnącej roli NH_4^+ , Ca^{2+} oraz K^+ .
- 5) Przegląd i podsumowanie aktualnej wiedzy dotyczącej procesów, które mają wpływ na kształtowanie się chemizmu śniegu, od momentu jego formowania się i opadania w swobodnej atmosferze, przez rozwój pokrywy śnieżnej zalegającej na powierzchni ziemi, aż do roli okresów ablastycznych w przestrzennym i czasowym tempie uwalniania z niej wody i zanieczyszczeń (rola drzew w przerywaniu ciągłości warstw, lodoszreni jako ekranu ograniczającego aeralną perkolację oraz kominów perkolacyjnych punktowo zwiększających wydajność depozycji zanieczyszczeń);
- 6) Wykazanie związku pomiędzy dynamiką wzrostu świerka (*Picea Abies*), a zmianami w depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych, które dokonały się w ciągu ostatnich 50-60 lat. Udokumentowanie kluczowej roli osadów z mgły (sadzi i osadu ciekłego) w procesie zamierania górnoreglowych ekosystemów świerkowych. Pomiary dendrochronologiczne dowiodły, że jest to jedna z głównych przyczyn pozwalających zrozumieć zróżnicowane tempo oraz rozkład przestrzenny zamierania drzew.
- 7) Wskazanie na Sudety Zachodnie, jako wyjątkowy obszar, gdzie tempo depozycji oraz skala przekształceń środowiska osiągały poziom rzadko spotykany na świecie.

INNE OSIĄGNIĘCIA NAUKOWE:

Moje zainteresowania meteorologią i klimatologią było ugruntowane już od rozpoczęcia studiów na kierunku geografia na Uniwersytecie Wrocławskim. Na początku piątego roku studiów (X 1995) zostałem zatrudniony na etacie technicznym w Zakładzie Klimatologii i Ochrony Atmosfery UWr. Do moich podstawowych obowiązków przez 7 kolejnych lat należało m.in. prowadzenie obserwacji meteorologicznych we Wrocławiu oraz Wysokogórskim Obserwatorium Meteorologicznym na Szrenicy w Karkonoszach, co szybko przełożyło się na zainteresowanie klimatologią obszarów górskich. Problemem badawczym, podjętym w mojej pracy magisterskiej, było określenie roli mechanizmu „seeder-feeder” w kształtowaniu natężenia opadu atmosferycznego oraz mokrej depozycji zanieczyszczeń na przykładzie izolowanego, wyspowego wzniesienia. Wraz z realizacją tego tematu rozpoczęła się, trwająca do dzisiaj, współpraca z dr Anthony Dore z Centre for Ecology & Hydrology w Edynburgu. Wyniki uzyskane w pracy magisterskiej zostały opublikowane w czasopiśmie *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*.

W 1997 roku rozpocząłem studia doktorskie w Instytucie Geografii i Rozwoju Regionalnego UWr. W swoich zainteresowaniach naukowych, realizowanych do dzisiaj, skupiłem się na problematyce związanej z klimatologicznymi aspektami zjawiska mgły w Sudetach, jej cechami fizycznymi, strukturą składu chemicznego, wreszcie jej rolą w przychodzie wody oraz depozycji zanieczyszczeń. Znaczenie tych zagadnień stawało się coraz ważniejsze z powodu zagrożenia dla funkcjonowania ekosystemów leśnych poprzez stale rosnącą emisję i depozycję zanieczyszczeń. Realizacja pracy doktorskiej stała się możliwa dzięki uzyskanym środkom z Komitetu Badań Naukowych na realizację grantu promotorskiego pt.: „Rola mgły w przychodzie wody z atmosfery i depozycji zanieczyszczeń w wybranych ekosystemach Sudetów” (6 P04E 009 16; w latach 1999-2001). Do czasu obrony pracy doktorskiej (24 I 2002 roku), wyniki bieżących prac były publikowane przede wszystkim w Studiach Geograficznych Instytutu Geografii i Rozwoju Regionalnego UWr.

Swoją warsztat naukowy mogłem poszerzyć dzięki współpracy, którą Zakład Klimatologii i Ochrony Atmosfery (w osobie dra Sobika) nawiązał z Department of Environmental and Natural Resources Information System, The Royal Institute of Technology, KTH w Sztokholmie (w osobie prof. Quiel'a). Obustronne, dwutygodniowe staże (lata 2001, 2003, 2006) pozwalały na poszerzenie umiejętności w zakresie modelowania procesów środowiskowych przy użyciu programu GIS-GRASS. Wyrazem tej współpracy, były warsztaty modelowania przestrzennego organizowane: 24-26.10.2002; 23-25.10.2003; 04-06.11.2004; 28.11-03.12.2006; 12-16.02.2008. We współautorstwie z prof. Quiel'em ukazała się jedna publikacja z listy A.

Drugim ośrodkiem, z którym Zakład Klimatologii i Ochrony Atmosfery współpracuje od blisko 20 lat, jest Centre for Ecology & Hydrology (CEH) w Edynburgu. Dzięki środkom finansowym pozyskiwanym z obydwu stron mogłem uczestniczyć w czterech 2-3 tygodniowych stażach w CEH, które odbywały się w latach 2002-2007. Głównym celem tej współpracy było przygotowanie modelu FRAME-PL, który umożliwia generowanie rozkładów przestrzennych stężenia oraz suchej i mokrej depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych dla obszaru Polski. Liderami tej współpracy z obydwu stron są odpowiednio prof. Kryza oraz dr Dore. Moja rola, polega na przygotowywaniu danych wejściowych do modelu na temat: cyrkulacji atmosferycznej, pola opadu, danych do walidacji mokrej depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych oraz modelowania długookresowych trendów depozycji zanieczyszczeń dla Wlk. Brytanii oraz Polski. W kontekście rozwoju modelu FRAME interesuje mnie rola czynnika orograficznego oraz mechanizmu „seeder-feeder” w kształtowaniu rozkładu przestrzennego mokrej depozycji zanieczyszczeń atmosferycznych nad obszarami góorskimi

Polski oraz Wlk. Brytanii. Dzięki tej współpracy ukazało się 12 publikacji z listy A oraz dwie monografie z moim współautorstwem.

Niezwykle cenna, z perspektywy pozyskiwania projektów oraz publikacyjnej, jest także współpraca z zespołem reprezentującym Wydział Chemii Analitycznej Politechniki Gdańskiej, na którego czele stoi prof. Polkowska. Efektem współpracy jest 17 wspólnych artykułów z listy A. Było to możliwe dzięki połączeniu doświadczenia w pracy terenowej z umiejętnościami prowadzenia zaawansowanych i precyzyjnych analiz w Laboratorium Politechniki Gdańskiej.

Ważnym elementem stymulującym prowadzenie terenowych prac badawczych, co przekładało się na publikowanie artykułów w czasopismach o zasięgu międzynarodowym, były środki finansowe przyznawane przez KBN i później NCN. Łącznie, po doktoracie, byłem kierownikiem 7 projektów badawczych, z czego 5 było finansowanych przez MNiSW, jeden finansowany przez Instytut Ochrony Środowiska i ostatni ze środków unijnych, w ramach 6 Programu Ramowego Unii Europejskiej - Sieć Doskonałości ACCENT. Poza tym byłem głównym wykonawcą lub wykonawcą w 16 innych projektach finansowanych przez MNiSW, Karkonoski Park Narodowy, PIOŚ, Swedish Institute, Department of the Environment, Fisheries and Rural Affairs (UK), Program Operacyjny Współpracy Transgranicznej Polska - Saksonia oraz Mechanizm Finansowy Europejskiego Obszaru Gospodarczego (stosowne zestawienie w załączniku nr 2).

Projekty naukowe, w których pełniłem funkcje kierownika i których realizacja przełożyła się na zbiór publikacji stanowiących moje najważniejsze osiągnięcie naukowe zostały wskazane już wcześniej. Poza nimi chciałbym zwrócić uwagę na 4 inne projekty, kierowane przeze mnie, których wymiar publikacyjny niekoniecznie był pierwszoplanowy:

- 1. Kierowanie projektem, zleconym przez instytucję odpowiedzialną za inwentaryzację emisji zanieczyszczeń w Polsce, tj. Krajowego Administratora Systemu Handlu Uprawnieniami do Emisji. Jednostka ta funkcjonuje w ramach Ministerstwa Ochrony Środowiska. Projekt pt.: „Opracowanie macierzy źródło-receptor dla polskich źródeł emisji i napływu transgranicznego oraz rozkładów przestrzennych koncentracji i depozycji SO_x , NO_y , PM_{10} dla skrajnych i przeciętnych warunków meteorologicznych” realizowano w latach 2008-2010.***

Projekt był realizowany przez zespół w składzie: dr Marek Błaś (kierownik projektu), prof. Maciej Kryza, dr Mieczysław Sobik, dr Anthony Dore (Centre for Ecology & Hydrology, Edynburg) oraz dr hab. Małgorzata Werner. Jego założeniem było stworzenie modułu pozwalającego na zarządzanie limitami emisyjnymi w Polsce. Jednym z głównych celów była rozbudowa, optymalizacja oraz testowanie modelu FRAME (Fine Resolution Atmospheric Multi-Pollutant Exchange) oraz modułu do wykonywania analiz źródło-receptor. Kolejnym celem było określenie roli czynników meteorologicznych w kształtowaniu pola średniorocznych stężeń oraz suchej i mokrej depozycji zanieczyszczeń w Polsce dla skrajnych oraz przeciętnych warunków napływu powietrza i sum opadu atmosferycznego.

Model FRAME pozwolił na uzyskanie przestrzennych rozkładów stężenia oraz suchej, mokrej i całkowitej depozycji związków siarki i azotu (także stężenia PM_{10}) dla obszaru Polski z wysoką rozdzielczością przestrzenną (5km x 5km). Uzyskane wyniki zostały zweryfikowane przez porównanie z danymi pomiarowymi, zgromadzonymi w stacjach: Państwowego Monitoringu Środowiska, sieci EMEP oraz Monitoringu Chemizmu Opadów Atmosferycznych i Depozycji Zanieczyszczeń do Podłoża, prowadzonego przez GIOŚ i IMGW. Zgodność modelu była satysfakcjonująca dla

zanieczyszczeń gazowych (SO_2 i NO_x) jak i wtórnych aerozoli atmosferycznych (NH_4^+ , SO_4^{2-} , NO_3^-) natomiast nieco słabsza w przypadku PM_{10} .

Wyniki modelowania wskazują, że zmienność warunków cyrkulacyjnych i opadowych z roku na rok może wpływać na pole stężenia i depozycji zanieczyszczeń w Polsce w sposób porównywalny lub nawet większy od zmienności emisji. Ma to swoje istotne konsekwencje dla uzyskanych macierzy „źródło-receptor” dla konkretnego źródła punktowego. Wykonanie macierzy w celach prognostycznych (np. w celu uwzględniania wybranych scenariuszy zmian emisji) mogłoby zostać zrealizowane w oparciu o średnie warunki meteorologiczne dla wielolecia, z zastrzeżeniem niepewności wynikającej z istotnej roli zmiennych warunków meteorologicznych. Natomiast wyznaczenie macierzy dla lat minionych powinno bazować na symulacjach przeprowadzonych dla konkretnych lat, z właściwą im meteorologią. Zwrócono uwagę na znaczenie modelowania napływu transgranicznego, który z jednej strony będzie zależał od zmian emisji w innych krajach europejskich, a z drugiej strony, od zmiennych warunków meteorologicznych.

2. *Udział w kadrze zarządzającej projektem pt.: „Klimatolodzy na rzecz zwiększenia partycypacji obywatelskiej” realizowanym przez Stowarzyszenie Klimatologów Polskich, finansowanym z funduszy norweskich EOG.*

Inspiracją do podjętych działań stał się problem społeczny, tj. brak dostępu do danych meteorologicznych. Jednym z podstawowych celów projektu, za realizację którego byłem bezpośrednio odpowiedzialny, było integrowanie obywatelskiego środowiska właścicieli niezależnych i amatorskich stacji meteorologicznych, właścicieli internetowych serwisów pogodowych oraz pasjonatów meteorologii z całej Polski. W związku z tym powstała baza danych uwzględniająca szereg podstawowych danych o istniejących w Polsce stacjach/punktach z prowadzonymi pomiarami meteorologicznymi. W kolejnym etapie, dzięki nawiązanym kontaktom, zorganizowałem dwudniowe warsztaty (Wrocław, 27-28 września 2014). Miały one charakter edukacyjny i dotyczyły szkolenia w zakresie: prawa dostępu do danych meteorologicznych, internetowych źródeł danych meteorologicznych, metodyki prowadzenia pomiarów meteorologicznych, zasad utrzymania homogeniczności serii pomiarowych, interpretacji wyników oraz wymiany informacji.

Najważniejszym efektem projektu było przyjęcie przez Sejm, a potem podpisanie przez Prezydenta Andrzeja Dudę ustawy o ponownym wykorzystywaniu informacji sektora publicznego. Działania podjęte w ramach niniejszego projektu doprowadziły do tego, że zgodnie z art. 110 ust. 3-8a tej ustawy, IMGW jest zobowiązane udostępniać nieodpłatnie informacje o stanie atmosfery i hydrosfery, przetwarzane w wyniku realizacji standardowych procedur, m.in. uczelniom, instytutom badawczym oraz jednostkom naukowym Polskiej Akademii Nauk.

3. *Kierowanie projektem pt.: “Modelling of long-range transport and deposition of air pollutants in Poland using FRAME model (Fine Resolution Atmospheric Multi-species Exchange)”, realizowanego w ramach 6 Programu Ramowego Unii Europejskiej, Sieć Doskonałości ACCENT (Atmospheric Composition Change The European Network of Excellence), grupa tematyczna: “Transport and Transformation”.*

Projekt był realizowany w latach 2005-2009 w składzie: dr Marek Błaś (kierownik), prof. Maciej Kryza, dr Anthony Dore (Centre for Ecology & Hydrology, Edynburg) oraz dr Mieczysław Sobik. Dotyczył dalszej rozbudowy, optymalizacji oraz testowania modelu FRAME. Starano się uwzględnić rolę orografii oraz fizycznych i chemicznych procesów, które w istotny sposób kształtują zróżnicowanie przestrzennej koncentracji i depozycji zanieczyszczeń. Uwzględnienie przez FRAME efektu „seeder-feeder” przyczyniło się do zwiększenia mokrej depozycji w górach, gdzie model EMEP generował wyraźne niedoszacowania. Przeszacowanie depozycji uzyskane na przykładzie stacji reprezentujących

Karpaty i niedoszacowanie w stacjach z obszaru Sudetów, pokazało, że należy wprowadzić do modelu zróżnicowaną przestrzennie parametryzację efektu „seeder-feeder”. Do tej pory uwzględniano współczynniki wydajności wymywania zanieczyszczeń z chmur orograficznych przyjęte dla Wlk. Brytanii. Są one jednak nieco inne dla klimatu Polski, który charakteryzuje się większym stopniem kontynentalizmu. Wyraża się on rosnącym z zachodu na wschód w skali kraju, udziałem opadów o genezie konwekcyjnej w stosunku do opadów cyklonalnych.

4. Osiągnięcie o charakterze naukowo-organizacyjnym - „7th International Conference on Fog, Fog Collection and Dew” we Wrocławiu w dniach 24-29 lipca 2016 roku – komitet organizacyjny w składzie: dr Mieczysław Sobik (Przewodniczący Komitetu Organizacyjnego) oraz dr Marek Błaś (Sekretarz).

Profil konferencji „Fog, Fog Collection and Dew” bardzo ściśle koresponduje z moimi podstawowymi zainteresowaniami naukowymi, które pozostają niezmiennie od czasu realizacji pracy magisterskiej. Jest to kompetentne forum naukowców z całego świata, do prezentowania mojego dorobku naukowego. Wyrazem tego jest współautorstwo w 9 wygłoszonych referatach oraz 8 posterach prezentowanych na cyklicznie organizowanych konferencjach naukowych. Moje wystąpienia dotyczyły klimatologicznych i meteorologicznych aspektów występowania mgły i rosy w Polsce, uwzględnienia roli osadów atmosferycznych w depozycji zanieczyszczeń oraz wymierania ekosystemów leśnych w Sudetach. Wyniki tych badań spotkały się z uznaniem międzynarodowego środowiska naukowego, czego konsekwencją było włączenie mnie do składu Komitetu Naukowego Konferencji „Fog, Fog Collection and Dew” oraz przyznanie Zakładowi Klimatologii i Ochrony Atmosfery UWr. organizacji konferencji w 2016 roku.

„International Conference on Fog, Fog Collection and Dew” jest organizowana cyklicznie, co trzy lata, począwszy od 1998 r., kiedy odbyła się po raz pierwszy w Vancouver. Kolejne konferencje, w których czynnie uczestniczyłem odbywały się kolejno w Saint Johns (Kanada), Kapsztadzie (RPA), La Serena (Chile), Münster (Niemcy) i Yokohamie (Japonia). Celem konferencji jest poszerzanie wiedzy na temat występowania mgły i rosy w odniesieniu do środowiska przyrodniczego oraz działalności człowieka. Wśród głównych tematów badawczych należy wymienić problem pozyskiwania wody na obszarach suchych, fizykę i chemię mgły, depozycję zanieczyszczeń atmosferycznych poprzez mgłę, rolę mgły w transporcie lotniczym, drogowym i kolejowym, prognozowanie mgły, wykorzystanie teledetekcji (urządzeń satelitarnych) do monitorowania mgły, modelowanie numeryczne mgły, rosę i różne aspekty jej występowania. W związku z tym konferencja skupia specjalistów z wielu dziedzin: fizyków, chemików, meteorologów, klimatologów, ekologów, a także przedstawicieli firm, instytucji oraz stowarzyszeń. W trwającej 6 dni konferencji organizowanej we Wrocławiu uczestniczyło 148 reprezentantów z 38 krajów świata i 6 kontynentów.

Podsumowanie dorobku publikacyjnego

W moim publikacyjnym dorobku naukowym po zdobyciu tytułu doktora posiadam 53 recenzowanych prac, w tym **33 artykuły** zamieszczone w czasopismach znajdujących się w bazie JCR i posiadające współczynnik wpływu *impact factor* IF. Sumaryczny IF opublikowanych prac wynosi **69,872**. Opublikowałem w tym czasie również 20 artykułów poza bazą JCR. Jestem także współredaktorem trzech monografii, w tym dwóch pokonferencyjnych. Wykazy wszystkich prac zostały przedstawione w Załączniku nr 2. Baza **Web of Science** zawiera 38 publikacji z moim współautorstwem, które ukazały się po uzyskaniu stopnia doktora. Ogólna liczba cytowań moich prac posiadających IF wynosi 163 (bez autocytowań) w 128 artykułach, a **indeks Hirscha – 8** (w dniu 22.12.2016). Uczestniczyłem w 15

konferencjach międzynarodowych i 24 konferencjach o zasięgu krajowym. Recenzowane prace opublikowane po uzyskaniu stopnia doktora stanowią obecnie ok. 92% mojego dorobku naukowego.

Literatura:

- Abrahamson G., Seip H.M., Semb A., 1989: Long-term acidic precipitation studies in Norway. [w:] S.E. Lindberg, A.L. Page, S.A. Norton (red.), *Acidic Precipitation*, Springer-Verlag, New York, 3, 137-145.
- Acker K., Moller D., Wieprecht W., Naumann S., 1995: Mt. Brocken, a site for a cloud chemistry measurement programme in central Europe. (w:) "Acid Reign 95?" Proceedings from the 5th International Conference on Acidic Deposition, Goteborg, Sweden, 26-30 June 1995, *Water, Air and Soil Pollution* 85 (3/4), 1979-1984.
- Aikawa M., Hiraki T., Sroga M., Tamaki M., 2005: Chemistry of fog water collected in the Mt. Rokko Area (Kobe city, Japan) between April 1997 and March 2001. *Water, Air and Soil Pollution* 160, 373-393.
- Agren Ch., 1988: Critical loads. Figures continuing downwards. *Acid News* 3, 1-4.
- Bader M.J., Roach W.T., 1977: Orographic rainfall in warm sectors of depressions. *Quart. J. Roy. Meteorol. Soc.* 103, 269-280.
- Baron H., Sobik M., 1995: Rola osadów atmosferycznych w zakwaszaniu środowiska przyrodniczego wierzchowiny Karkonoszy. *Acta Univ. Wratislaviensis, Prace Instytutu Geograficznego, Seria C. Meteorologia i Klimatologia II*, 1705, 59-73.
- Barrett K., Seland B., Foss A., Mylona S., Sandnes H., Styve H., Tarraso'n L., 1995: European transboundary acidifying air pollution. EMEP/MS-C-W Report 1/95. Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Berge E., 1997: Transboundary air pollution in Europe, Part 1. EMEP MSC-W Report 1/97, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Bergeron T., 1965: On the low level redistribution of atmospheric water caused by orography. [w:] Proceedings of the International Conference on Cloud Physics, Tokyo, May 1965, 96-100.
- Beysens D., 1995: The formation of dew. *Atmospheric Research* 39, 215-237.
- Beysens D., Ohayon C., Muselli M., Clus J., 2006: Chemical and biological characteristics of dew and rain water in an urban coastal area (Bordeaux, France). *Atmospheric Environment* 40, 3710-3723.
- Bingman I., Thunberg B., Berlekamp M., Pleijel H., Agren Ch., 1989: Ponadgraniczne Zagrożenie Środowiska. Fakty o zanieczyszczeniu powietrza oraz o zakwaszeniu. Szwedzko-Polskie Towarzystwo Ochrony Środowiska i Urząd Ochrony Przyrody, Sztokholm, 44.
- Błaś M., 1997: Experimental measurement of cloud liquid water content (LWC) in summer and winter conditions. *Acta Univ. Wratislaviensis, Prace Instytutu Geograficznego, Seria C. Meteorologia i Klimatologia II*, IV, 147-154.
- Błaś M., Dore A.J., Sobik M., 1999: Distribution of precipitation and wet deposition around an island mountain in south-west Poland. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 125, 253-270.
- Błaś M., 2001: Rola mgły w przychodzie wody i morej depozycji zanieczyszczeń w Sudetach. Unpublished Ph.D. Thesis, Wrocław, University of Wrocław.
- Błaś M., Sobik M., 2002: Znaczenie lasu w kształtowaniu przychodu wody z mgły w Sudetach. *Czasopismo Techniczne – Inżynieria środowiska*, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Z. 5, 5/2002, 129-140.
- Błaś M., Sobik M., 2003: Natural and human impact on pollutant deposition in mountain ecosystems of the Sudetes. [w:] Pyka J., Dubicka M., Szczepankiewicz-Szmyrka A., Sobik M., Błaś M., (red.) *Man and climate in the XX century*. *Acta Univ. Wratislaviensis, Studia Geograficzne* 75, 420-438.
- Błaś M., Sobik M., 2004: Distribution of fog frequency in the Carpathian Mountains. *Geogr. Pol.* 77, 1, 19-34.
- Boratyński A., Konca B., Zientarski J., 1987: Sudeckie bory górnoreglowe, *Plaghiotocio-Piceetum Hercynicum* - warunki występowania, struktura, zagrożenia przez zanieczyszczenia środowiska. *Arboretum Kórnickie* 22, 163-205.
- Brimblecombe P., Tranter M., Abrahams P.W., Blackwood I., Davies T.D., Vincent C.E., 1985: Relocation and preferential elution of acid solute through the snowpack of a small, remote high altitude Scottish catchment. *Ann. Glaciol.* 7, 141-147.
- Brimblecombe P., Shooter D., 1991: Chemical change in snowpacks, in processes of chemical change in snowpacks. [w:] Davies T.D., Jones H.G., Tranter M., NATO ASI Ser., Ser. G, 28, pp. 165-171.
- Brydges T.G., Wilson R.B., 1991: Acid rain since 1985 - times are changing. [w:] Last F.T., Watling R., (red.) *Acid deposition, its nature and impacts*, Proc. Roy. Soc., Edinburgh, 97, 1-15.
- Cadle S.H., Dasch J.M., Grossnickle N.E., 1984: Retention and release of chemical species by a northern Michigan snowpack. *Water, Air Soil Pollut.* 22, 303-319.

- Chandler A.S., Choularton T.W., Dollard G.J., Gay M.J., Hill T.A., Jones A., Jones B.M.R., Morse A.P., Penkett S.A., Tyler B.J., 1988: A field study of the cloud chemistry and cloud microphysics at Great Dun Fell. *Atmos. Envir.* 22 (4), 683-694.
- Chatterjee A.K., Jellinek H.H.G., 1971: Calculation of grain boundary thickness in polycrystalline ice of low salinity. *J. Glaciol.* 10, 293-297.
- Choularton T.W., Perry S.J., 1986: A model of the orographic enhancement of snowfall by the seeder-feeder mechanism. *Quart. J. Met. Soc.*, 335-345.
- Choularton T.W., Gay M.J., Jones A., Fowler D., Cape J.N., Leith I.D., 1988: The influence of altitude on wet deposition comparison between field measurement at Great Dun Fell and the predictions of a seeder-feeder model. *Atmos. Envir.* 22 (7), 1363-1371.
- Clark P.A., Gervat G.P., Hill T.A., Marsh A.R.W., Chandler A.S., Choularton T.W., Gay M.J., 1990: A field study of the oxidation of SO₂ in cloud. *J. Geophys. R.* 95, 13985-13995.
- Collet Jr J.L., Daube Jr B.C., Gunz D., Hoffman M.R., 1990: Intensive studies of Sierra Nevada cloudwater chemistry and its relationship to precursor aerosol and gas concentrations. *Atm. Environ.* 7, Vol. 24, 1741-1757.
- Danek M., 2007: The influence of industry on Scots Pine stands in the south-eastern part of the Silesia-Krakow Upland (Poland) on the basis of dendrochronological analysis. *Water, Air Soil Pollution* 185, 265-277.
- Davidson C.I., Jaffrezo J.-L., Mosher B.W., Dibb J.E., Borys R.D., Bohdaine B.A., Rasmussen R.A., Bputron C.F., Gorlach U., Cachier H., Ducret J., Colin J.-L., Heidam N.Z., Kemp K., Hillamo, R., 1993: Chemical constituents in the air and snow at Dye 3, Greenland- I. seasonal variations. *Atmos. Environ.* 27A, 2709-2722.
- Davidson C.I., Bergin M.H., Kuhns H.D., 1996 : The deposition of particles and gases to ice sheets. [w:] Wolff E.W., Bales R.C., (red.) *Chemical Exchange Between the Atmosphere and Polar Snow*. NATO ASI Ser. I, Vol. 43, Springer-Verlag, New York, 275-306.
- Davies T.D., Vincent C.E., Brimblecombe P., 1982: Preferential elution of strong acids from a Norwegian ice cap. *Nature* 300, 161-163.
- Davis R.E., 1991: Links between snowpack chemistry and snowpacks physics. [w:] Davies T.D., Jones H.G., Tranter M., (red.) *Processes of Chemical Change in Snowpacks*. NATO ASI Ser., Ser. G, 28, 115-138.
- DeFelice T.P., Saxena V.K., 1991: The characterization of extreme episodes of wet and dry deposition of pollutants on an above cloud-base forest during its growing season. *J. Appl. Meteor.* 30, 1548-1561.
- Dickson W., 1980: Properties of acidified waters. Drablös D., Tollan A., (red.) *Ecological impact of acid precipitation, SNSF-project*, Oslo-Ås, 75-83.
- Dignon J., Hameed S., 1989: Historic emissions of sulfur and nitrogen oxides from 1860 to 1980. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 39, 180-186.
- Dobrowolska D., 2014: Kłęska ekologiczna w Karkonoszach i Górach Izerskich na tle podobnych zjawisk na świecie, [w:] Knapik R. (red.) 25 lat po kłęsce ekologicznej w Karkonoszach i Górach Izerskich: obawy a rzeczywistość. Karkonoski Park Narodowy, Jelenia Góra, 161-170.
- Dore A.J., Choularton T.W., Fowler D., Storton-West R., 1990: Field measurement of wet deposition in an extended region of complex topography. *Quart. J. Roy. Meteorol. Soc.* 116, 1193-1212.
- Dore A.J., Choularton T.W., Brown R., Blackall R.M., 1992a: Orographic rainfall enhancement in the mountains of the lake district and Snowdonia. *Atmos. Envir.* 26A (3), 357-371.
- Dore A.J., Choularton T.W., Fowler D., 1992b: An improved wet deposition map of the United Kingdom incorporating the seeder-feeder effect over mountainous terrain. *Atmos. Envir.* 26A, 1375-1381.
- Dore A.J., Choularton T.W., Fowler D., Crossley A., 1992c: Orographic enhancement of snowfall. *Environ. Pollut.* 75, 175-179.
- Dore A.J., Sobik M., Migala K., 1999: Patterns of precipitation and pollutant deposition by rain and snow in the western Sudete Mountains, Poland. *Atmospheric Environment* 33, 3301-3312.
- Draaijers G.P.J., Ivens P.M.F., Bleuten W., 1988: Atmospheric deposition in forest edges measured by monitoring canopy throughfall. *Water Air Soil Pollut.* 42, 129-136.
- Dutkiewicz V.A., Burkhard E.G., Husain L., 1995: Availability of H₂O₂ for oxidation of SO₂ in clouds in the northeastern United States. *Atmos. Envir.* 29 (22), 3281-3292.
- Eliáš V., Tesář M., Buchtele J., 1995: Occult precipitation: sampling, chemical analysis and process modeling in the Sumava Mts. (Czech Republic) and in the Taunus Mts. (Germany). *J. Hydrol.* 166, 409-420.
- Elling W., Dittmar C., Pfaffelmoser K., Rötzer T., 2009: Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *For. Ecol. Manag.* 257, 1175-1187.
- Emberson L., 2003: Air pollution impacts on crops and forests: an introduction. [w:] Emberson L., Ashmore M., Murray F., (red.) *Air Pollution Impacts on Crops and Forests: A Global Assessment*, Imperial College Press, London, 3-29.
- EMEP 2014: Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe, www.emep.int.

- Erisman J.W., Draaijers G.P.J., 1995: Atmospheric deposition in relation to acidification. Studies in Environmental Science, Elsevier.
- Evertsen J.A., Mac Siurtain M.P., Gardiner J.J., 1986: The effect of industrial emission on wood quality in norway spruce (*Picea abies*), IAWA Bulletin 7, Vol. 4, 399-404.
- Falkowska L., Korzeniewski K., 1995: Chemia atmosfery. Wydawnictwa Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, s. 193.
- Farmer A., 2004: Wpływ zanieczyszczeń pyłowych. [w:] Bell J.N.B., Treshow M., (red.) Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa, 209-222.
- Feliksik E., 1995: Próba oceny zagrożenia lasów beskidzkich przez emisje przemysłowe w oparciu o analizy dendrochronologiczne. [w:] Materiały konferencyjne „Ekologiczne i ekonomiczne uwarunkowania rozwoju gospodarczego Karpat pld.-wsch.”, Bieszczady 1995, Centrum Edukacji Ekologicznej Wsi, Krosno, 117-124.
- Feliksik E., Wilczyński S., 2003: Tree Rings as Indicators of Environmental Change, Electronic Journal of Polish Agricultural Universities 6, 2.
- Fenn M.E., Bytnerowicz A., 1997: Summer throughfall and winter deposition in the San Bernardino Mountains in southern California. Atmos. Envir. 31 (5), 673-683.
- Fenn M.E., Kiefer J.W., 1999: Throughfall deposition of nitrogen and sulfur in a Jeffrey pine forest in the San Gabriel Mountains, southern California. Environ. Pollut. 104, 179-187.
- Fowler D., 1984: Transfer to Terrestrial surfaces. Phil.Trans. R. Soc. Lond., B30, 281-297.
- Fowler D., Cape J.N., Leith I.D., Choularton T.W., Gay M.J., Jones A., 1988: The influence of altitude on rainfall composition. Atmos. Envir. 22, 1355-1362.
- Fowler D., Cape J.N., Unsworth M.H., 1989: Deposition of atmospheric pollutants on forests. Phil. Trans. R. Soc. Lond., B 324, 247-265.
- Fowler D., Morse A.P., Gallagher M.W., Choularton T.W., 1990: Measurements of cloud water deposition on vegetation using a lysimeter and a flux gradient technique. Tellus 42B (3), 285-293.
- Fowler D., Cape J.N., Sutton M.A., Mourn R., Hargreavens K.J., Duyzer J.H., Gallagher M.W., 1992: Deposition of acidifying compounds. [w:] Schneider T., (red.) Acidification research: evaluation and policy applications, Elsevier, Amsterdam, 553-572.
- Fritts H.C., Swetnam T.W., 1989: Dendroecology: A Tool for Evaluating Variation in Past and Present Forest Environments, Advances in Ecological Research 19, 111-188.
- Gallagher M.W., Choularton T.W., Morse A.P., Fowler D., 1988: Measurements of the site dependence of cloud droplet deposition at a hill site. Q. J. R. Met. Soc. 114, 291-303.
- Garland J.A., 1978: Dry and wet removal of sulfur from the atmosphere. Atmos. Environ. 12, 349.
- Gocho Y., 1978: Numerical experiments of orographic heavy rainfall due to a stratiform cloud. J. Met. Soc. Jap. 56, 405-422.
- Grübler A., 2002: Trends in global emissions: carbon, sulphur, and nitrogen. [w:] Douglas I. (red.) Encyclopedia of Global Environmental Change, Vol. 3, 35-53.
- Hartmann G., Nienhaus F., Butin H. 1998: Barwny atlas uszkodzeń drzew leśnych. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa.
- Hasselrot B., Grennfelt P., 1987: Deposition of air pollutants in a wind-exposed forest edge. Water Air Soil Pollut. 34, 135-143.
- Hauck M., Zimmermann J., Jacob M., Dulamsuren C., Bade C., Ahrends B., Leuschner C., 2012: Rapid recovery of stem increment in Norway spruce at reduced SO₂ levels in the Harz Mountains, Germany. Environ. Pollut. 164, 132-141.
- Hauhs M., Wright R.F., 1988: Acid deposition: reversibility of soil and water acidification - a review. Air Pollution Report 11, CEC, Brussels.
- Hegg D.A., Hobbs P.V., 1981: Cloud water chemistry and the production of sulfates in clouds. Atmospheric Environment 15, 1597-1604.
- Hegg D.A., Hobbs P.V., 1983: Preliminary measurements on the scavenging of sulfate and nitrate by clouds. [w:] Pruppacher H.R., Semonin R.G., Slinn W.G.N., (red.) Precipitation scavenging, Dry Deposition and Resuspension, Elsevier, New York, 79-87.
- Hegg D.A., Hobbs P.V., Radke L.F., 1984: Measurements of the scavenging of sulfate and nitrate in clouds. Atmos. Envir. 18, 1939-1946.
- Helliwell R.C., Wright R.F., Jackson-Blake L.A., Ferrier R.C., Aherne J., Cosby B.J., Evans C.D., Forsius M., Hruska J., Jenkins A., Kram P., Kopáček J., Majer V., Moldan F., Posch M., Potts J.M., Rogora M., Schöpp W., 2014: Assessing recovery from acidification of European surface waters in the year 2010: evaluation of projections made with the MAGIC model in 1995. Environ. Sci. Technol. 48 (22), 13280-13288.

- Hicks B.B., Baldocchi D.D., Meyers T.P., Hosker Jr.R.P., Matt D.R., 1987: A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities. *Water Air Soil Pollut.* 36, 311-330.
- Hicks B.B., Draxler R.R., Albritton D.L., Fehsenfeld F.C., Hales J.M., Meyers T.P., Vong R.L., Dodge M., Schwartz S.E., Tanner R.L., Davidson C.L., Lindberg S.E., Wesley M.L., 1989: Atmospheric processes research and processes model development. State of Science/Technology Report No 2, National Acid Precipitation Assessment Program.
- Hill F.F., Browning K.A., Bader M.J., 1981: Radar and raingauge observations of orographic rain over south Wales. *Quart. J. Roy. Meteorol. Soc.* 107, 643-670.
- Hill T.A., Choulaton T.W., Penkett S.A., 1986: A model of sulphate production in a cap cloud and subsequent turbulent deposition onto the hill surface. *Atmos. Envir.* 20 (9), 1763-1771.
- Huitfeldt-Kaas H., 1922: Om aarsaken til massedod av lakks og orret i Frafjordelven, Hellelven og Dirdalselven i Ryfylke høsten 1920. *Norsk Jaeger Fiskefor. Tidskr.* 1/2, 37-44.
- Hutorowicz H., 1963: Dew measurements at Olsztyn [w:] *Assamble'e Generale de Berkeley 1963, Gentbrugge 1964, UGGI Association International d'Hydrologie Scientifique* 65, 352-359.
- Jadczyk P., 1994: Przyczyny zniszczenia lasów w Górach Izerskich i Karkonoszach. I. Warunki środowiska i czynniki antropogeniczne, *Sylvan* 12, 39-47.
- Jadczyk P., 1995: Przyczyny zniszczenia lasów w Górach Izerskich i Karkonoszach. Cz. II. Przemiany kwaśnych gazów w środowisku i ich wpływ na lasy. *Sylvan* 1, 67-72.
- Jadczyk P., 1999: Przyczyny zniszczenia zachodniosudeckich lasów. *Pielgrzymy, Informator Krajoznawczy, SKPS, Wrocław*, 75-89.
- Jadczyk P., 2009: Natural effects of large-area forest decline in the Western Sudeten. *Environment Protection Engineering* 35, Vol. 1, 49-56.
- Janek M., 1998: Potencjalna i rzeczywista rola przychodu wody drogą osadu atmosferycznego - techniki pomiaru. Poster prezentowany na Seminarium Naukowym "Problemy klimatyczno-botaniczne Gór Izerskich" Świeradów Zdrój, 21-23.IX.1998, 12.
- Jeffries D.S., Lam D.C.L., Moran M.D., Wong I., 1999: The effect of SO₂ emission controls on critical load exceedances for lakes in southeastern Canada. *Water Sci. Technol.* 39, 165-171.
- Jeffries D.S., Lam D.C.L., Wong I., Moran M.D., 2000: Assessment of changes in lake pH in southeastern Canada arising from present levels and expected reductions in acidic deposition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2) 40-49.
- Jiries A., 2001: Chemical composition of dew in Amman, Japan, *Atmospheric Research* 57, 261-268
- Joos F., Baltensperger U., 1991: A field study on chemistry, S(IV) oxidation rates and vertical transport during fog conditions. *Atmos. Envir.* 25A, 217-230.
- Juknys R., Stravinskiene V., Vencloviene J., 2002: Tree-ring analysis for the assessment of anthropogenic changes and trends, *Environmental Monitoring and Assessment* 77, 81-97.
- Karolewski P., 2007: Sensitivity to environmental Pollution. [w:] Tjoelker M.G., Boratyński A., Bugała W., (red.) *Biology and ecology of Norway Spruce. Springer, Forestry Sciences* 78, 309-321.
- Kim D.-S., Aneja V.P., 1992: Chemical composition of clouds at Mt. Mitchel, North Carolina, USA. *Tellus* 44B, 41-53.
- Klemm O., 1989: Leaching and uptake of ions through above-ground norway spruce tree parts. [w:] *Forest decline and air pollution. A study of Spruce (Picea abies) on acid soils, Ecol. Stud.* 77, 210-237.
- Kmieć G., Kacperczyk K., Zwoździak J., Zwoździak A., 1994: Ocena stężenia i rodzaju zanieczyszczeń w opadach atmosferycznych w rejonie Karkonoszy. [w:] *Karkonoskie badania ekologiczne. II Konferencja Dziekanów Leśny*, 77-96.
- Kmieć G., Kacperczyk K., Zwoździak A., Zwoździak J., 1995: Acid pollutants in air and precipitation/deposition at the Sudeten Mountains, Poland. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 2131-2136.
- Kmieć G., Zwoździak A., Acker K., Wieprecht W., 1998: Cloud/fog water chemistry at high elevation in the Sudeten Mountains, South-Western Poland. [w:] *Schemenauer R.S., Bridgman H., (red.) 1st Int. Conf. on Fog and Fog Collection, July 19-24, 1998, Vancouver, Canada*, 69-72.
- Kopáček J., Veselý J., 2005: Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmos. Environ.* 39 (12), 2179-2188.
- Krapiec M., Szychowska-Krapiec E., 2001: Tree-ring estimation of the effect of industrial pollution on pine (*Pinus sylvestris*) and fir (*Abies alba*) in the Ojców National Park (Southern Poland). *Nature Conservation* 58, Vol. 1, 33-42.
- Kroll, G., Winkler P., 1989: Influence of meteorological parameters on interception of cloud droplets in a coniferous forest. *Beitrage zur Physik der Atmosphäre* 4, 265-274.
- Kruczała A., 1965: Rola i znaczenie sadzi w przyrodzie. *Wszechświat* 11, 278-281.

- Krzaczkowski P., 1995: Analiza stanu skażenia atmosfery na terenie Karkonoszy. [w:] *Geoekologiczne Problemy Karkonoszy, Materiały z sesji naukowej w Borowicach 13-15.X.1994*, Poznań, 41-48.
- Kwiatkowski J., Hołdys T., 1985: Klimat. [w:] Jahn A., (red.) *Karkonosze Polskie*, Ossolineum, 87-116.
- Laubhann D., Sterba H., Reinds G.J., de Vries W., 2009: The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: an individual tree growth model. *For. Ecol. Manag.* 258, 1751-1761.
- Legge A.H., Krupa S.V., 2004: Wpływ dwutlenku siarki. [w:] Bell J.N.B., Treshow M., (red.) *Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin*, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa, 151-173.
- L'Hirondelle S.J., Addison P.A., 1985: Effects of SO₂ on leaf conductance, Xylem tension, Fructose and sulphur levels of Jack pine seedlings. *Environmental Pollution* 39, seria A, 373-386.
- Liebersbach J., 1971: Przypadek szczególnie intensywnej sadzi na Szrenicy w 1971 r. *Acta Univ. Wratisl.* 206, 63-68.
- Liebersbach J., 1972: Wydajność, częstość występowania i kierunki narastania sadzi na Szrenicy w 1972 r. *Acta Univ. Wratisl.* 287, 81-93.
- Liebersbach J., 1980: Intensity of atmospheric deposition on Mount Szrenica in the Karkonosze range. *Acta Univ. Wratisl.* 357, 87.
- Liebig V., 1827: Sur la nitrification. *Ann. Chim. Phys.* 35, 329.
- Lin N.-H., Saxena V.K., 1991a: In-cloud scavenging in deposition of sulfates and nitrates: case studies and parametrization. *Atmos. Envir.* 25A, 2301-2320.
- Lin N.H., Saxena V.K., 1991b: Interannual variability in acidic deposition on the Mt. Mitchell area forest. *Atmos. Envir.* 25A (2), 517-524.
- Lorenc H., (red.) 2005: Atlas klimatu Polski, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, 116 s.
- Lovblad G., Erisman J.W., 1992: Deposition of nitrogen in Europe. [w:] Grennfelt J., Thornehoef E., (red.) *Proc. on critical loads for nitrogen*, report No. Nord 1991:41, Lokeberg, Sweden, 6-10 April 1992, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Lovett G.M., 1984: Rates and mechanisms of cloud water deposition to a subalpine balsam fir forest. *Atmospheric Environment* 18, 361-371.
- Lovett G.M., 1988: A comparison of methods for estimating cloud water deposition to a New Hampshire USA subalpine forest. [w:] Umstow M.H., Fowler D., (red.) *Acid deposition at high elevation sites*, Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, 309-320.
- Malik I., Danek M., Krąpiec M., 2010: Air pollution recorded in Scots Pine growing near a chemical plant, preliminary results and perspective (Upper Silesia, southern Poland), *TRACE – Tree Rings in Archeology Climatology and Ecology* 8, 41-45.
- Malik I., Wistuba M., Danek M., Danek T., Krąpiec M., 2011: Wpływ emisji zanieczyszczeń atmosferycznych przez zakłady chemiczne w Tarnowskich Górach (północna część Wyżyny Śląskiej) na szerokość przyrostów rocznych sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.), *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 47, 9-21.
- Malik I., Danek M., Marchwińska-Wyrwał E., Danek T., Wistuba M., Krąpiec M., 2012: Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) growth suppression and adverse effects on human health due to air pollution in the Upper Silesian Industrial District (USID), Southern Poland. *Water Air Soil Pollution* 223, 3345-3364.
- Mansfield T.A., 2004: Tlenki azotu: stare problemy i nowe wyzwania. [w:] Bell J.N.B., Treshow M. (red.) *Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin*, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa, 133-149.
- Matschullat J., Maenhaut W., Zimmermann F., Fiebig J., 2000: Aerosol and bulk deposition trends in the 1990's, Eastern Erzgebirge, Central Europe. *Atmos. Envir.* 34, 3213-3221.
- McElroy W.J., 1986: Sources of hydrogen peroxide in cloudwater. *Atmos. Envir.* 20 (3), 427-438.
- McLaughlin S.B., Shortle W.C., Smith K.T., 2002: Dendroecological applications in air pollution and environmental chemistry: research needs. *Dendrochronologia* 20, 1-2, 133-157.
- Migała K., Pereyma J., Sobik M., Szczepankiewicz-Szmyrka A., 1993: Climatic conditions at the Karkonosze during the warm half of the year 1992, *Karkonoskie Badania Ekologiczne, I Konferencja*, Wojnowice, 3-4 grudnia 1992, Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN, 47-70.
- Migała K., Pereyma J., Sobik M., Szczepankiewicz-Szmyrka A., 1995: Współczesne warunki klimatyczne i zróżnicowanie topo-klimatyczne Karkonoszy, *Problemy ekologiczne wysokogórskiej części Karkonoszy* [w:] Fischer Z., (red.) *Instytut Ekologii PAN, Dziekanów Leśny*, 51-78.
- Migała K., Liebersbach J., Sobik M., 2002: Rime in the Gigant Mts. (The Sudetes, Poland), *Atmospheric Research* 64, 63-73.
- Mill W.A., Schlama A., Twarowski R., Błachuta J., Staszewski T., 2003: Modelling and mapping of critical thresholds in Europe. *CCE Status Report 2003. National Focal Centre Report Poland*, Bilthoven, 100-102.
- Mill W. 2006: Temporal and spatial development of critical loads exceedance of acidity to Polish forest ecosystems in view of economic transformations and national environmental policy. *Environmental Science & Policy* 6, 563-567.

- Möller D., Acker K., Wieprecht W., 1994: Cloud chemistry at Mt. Brocken/Harz (Germany). [w:] Angeletti G., Restelli G., (red.) *Physico-Chemical Behaviour of Atmospheric Pollutants*, Reidel, Brussels, 968-974.
- Moravčík P., Černý M., 1995: Forest die-back affected regions of Czech Republic. [w:] *Acid Reign '95?*, Proceedings from the 5th International Conference on Acidic Deposition, Goeteborg, Sweden, 26-30 June 1995, Acidification in the Black Triangle (excursion comment), 11-22.
- Munger J.W., Collett J., Daube B., Hoffman M.R., 1989: Chemical composition of coastal stratus clouds: dependence on droplet size and distance from the coast. *Atmos. Envir.* 23, 2305-2320.
- Muselli, M., Beysens, D., Marcillat, J., Milimouk, I., Nilsson, T., Louche, A., 2002: Dew water collector for potable water in Ajaccio. *Atmos. Res.* 64, 297-312.
- Nilsson J., Grennfelt P., 1988: Critical loads of Sulphur and Nitrogen. Nordic council of Ministers, Report 1988: 15, Copenhagen, Denmark, 8-57.
- Okita T., 1968: Concentration of sulfate and other inorganic materials in fog and cloud water and in aerosol. *Journal of the Meteorological Society of Japan* 46, 120-127.
- Osuch B., 1998: An averaged depth of the water layer intercepted by plant surface as the tree stand interception reservoir volume coordinate. [w:] Osuch B., (red.) *Forest and water, international scientific conference*, 25-29 May 1998, Cracow, Cracow University of Technology Institute of Water Engineering and Water Management, Forest Research Institute in Warsaw.
- Pacyna J.M., Larssen S., Semb A., 1991: European survey for NO_x emissions with emphasis on Eastern Europe. *Atmospheric Environment* 25A, 425-439.
- Pahl S., Winkler P., Schneider T., Arends B., Schell D., 1994: Deposition of trace substances via cloud interception on a coniferous forest at Kleiner Feldberg. *J. of Atm. Chemistry* 19(1-2), 231-252.
- Pandis S.N., Seinfeld J.H., 1989: Sensitivity analysis of a chemical mechanisms for aqueous phase atmospheric chemistry. *J. Geophy. R.* 94, 1105-1126.
- Paxbaum H., Tschewenka W., 1998: Relationship of major ions in snow fall and rime at Sonnblick observatory (SBO, 3106 m a.s.l.) and implications for scavenging processes in mixed clouds. *Atmos. Envir.* 32 (23), 4011-4020.
- Radojevic M., Tyler B.J., Hall S., Penderghest N., 1995: Air oxidation of S(IV) in cloud-water samples. [w:] *Acid Reign '95?*, Proceedings from the 5th International Conference on Acidic Deposition, Goeteborg, Sweden, 26-30 June 1995; *Water, Air and Soil Pollution*, 85 (3/4), 1985-1990.
- Rink J., 1938: Die Schmelzwassermengen der Nebelfrostablagerungen. *Reichsamt Wetterdienst-Wissensch.*, V (7), 1-26.
- Rodhe H., Grennfelt P., Wiśniewski J., Agren C., Bengtsson G., Johansson K., Kauppi P., Kucera V., Rasmussen L., Rosselad B., Schotte L., Sellden G., 1995: Conference summary statement. [w:] *Acid Reign '95?*, Proceedings from the 5th International Conference on Acidic Deposition, Goeteborg, Sweden, 26-30 June 1995; *Water, Air and Soil Pollution* 85 (1-4), 1-14.
- Rost-Siebert K., 1983: Aluminium-Toxizität und-Toleranz an Keimpflanzen von Fichte und Buche. *Allg. Forstzeitschrift* 26/27, 686-689.
- Rubio M.J., Guerrero G., Villena E., Lissi S., 2006: Hydroperoxides in dew water in downtown Santiago, Chile. A comparison with gas-phase values. *Atmospheric Environment* 40, 6165-6172.
- Schmitt G., 1986: Temporal distribution of trace element concentrations in fog during individual fog events. [w:] Georgii H.-W. (red.) *Atmospheric pollutants in forest areas: their deposition and interception*, Dordrecht.
- Schmitt G., 1988: Measurements of chemical composition in cloud and fog water. [w:] *Acid deposit high elevation sites*, Proc. NATO Adv. Res. Workshop, Edinburgh 8-13 Sept. 1986, Dordrecht.
- Schöpp W., Posch M., Mylona S., Johansson M., 2003: Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 7 (4), 436-446.
- Schwarz O., 2014: Katastrofa ekologiczna w czeskich Karkonoszach - jej przyczyny i przebieg, przesłanki naprawy. [w:] 25 lat po klęsce ekologicznej w Karkonoszach i Górach Izerskich : obawy a rzeczywistość. Knapik R., (red.) *Karkonoski Park Narodowy, Jelenia Góra*, 127-144.
- Schweingruber F.H., 1996: *Tree Rings and Environment. Dendroecology*, Paul Haupt AG, Bern.
- Schwikowski M., Poulida O., Baltensberger U., Gaggeler H.W., 1994: In-cloud scavenging of aerosol particles by cloud droplets and ice crystals during precipitation at the high alpine site Jungfraujoch. [w:] Borell P.M., Borell T., Cvitas W., Seiler G., (red.) *Transport and Transformation of Pollutants in the Troposphere - Proceedings of EUROTRAC Symposium'94*, SPB Academic Publishing bv, Den Haag, Netherlands, 1221-1224.
- Sigmon J., Giliam F., Partin M., 1989: Precipitation and throughfall chemistry for a mountain hardwood forest ecosystem: Potential contributions from cloudwater. *Can. J. Forest Res.* 19, 10.
- Singh P., Singh V.P., 2001: *Snow and glacier hydrology*. Water Science and Technology, Kluwer Academic Publishers, s. 756.

- Skartveit A., Gjessing Y.T., 1979: Chemical budgets and chemical quality of snow and runoff during spring snowmelt. *Nordic Hydrol.* 10, 141-154.
- Skeffington R., 1987: Do all forests act as sinks for air pollutants?: Factors influencing the acidity of throughfall. [w:] *Acidification and water pathways*, Bolkesjo, 85-94.
- Smil V., 1990: Nitrogen and phosphorus. [w:] Turner B.L., i in., (red.) *The Earth as Transformed by Human Action*. Cambridge University Press, New York, 423-436.
- Smith R.A., 1872: *Air and Rain. The beginnings of Chemical Climatology*. Longmans Green, London.
- Smith S.J., Van Aardenne J., Klimont Z., Andres R.J., Volke A., Delgado Arias S., 2011: Anthropogenic sulfur dioxide emissions: 1850–2005. *Atmos. Chem. Phys.* 11 (3), 1101-1116.
- Sobik M., 1991: Precipitation and cloudwater acidity in the Karkonosze Mountains. *Alpex Regional Bulletin*, Swiss Meteorological Institute 17, 26-27.
- Sobik M., Migala K., 1993: The role of cloudwater and fog deposits on the water budget in the Karkonosze (Giant) Mountains. *Alpex regional Bulletin* 21, 13-15.
- Sobik M., Błaś M., Quiel F., 1998: Udział osadów mgielnych w przychodzie wody z atmosfery i depozycji zanieczyszczeń w lasach Sudetów Zachodnich. [w:] „*Geoekologiczne Problemy Karkonoszy*” - Materiały z sesji naukowej w Przesiece 15-18.X.1997, Poznań, 151-162.
- Sobik M., 1999: Meteorologiczne uwarunkowania zakwaszenia hydrometeorów w Karkonoszach. Maszynopis pracy doktorskiej, Wrocław, Uniw. Wroc., Inst. Geogr., ZMiK.
- Stachurski A., Zimka J., Kwiecień M., 1994: Niektóre aspekty krążenia pierwiastków w ekosystemach leśnych na terenie Karkonoszy [w:] *Karkonoskie Badania Ekologiczne, II Konferencja, Dziekanów Leśny 17-19 styczeń 1994*, Oficyna Wyd. Instytutu Ekologii PAN, 207-232.
- Stern D.J. 2005: Global sulphur emissions from 1980 to 2000. *Chemosphere* 58, 163-175.
- Storebo P., 1976: Small-scale topographical influences on precipitation. *Tellus* 28, 45-59.
- Sutherland E.K., Martin B., 1990: Growth response of *Pseudotsuga menziesii* to air pollution from copper smelting. *Canadian Journal of Forest Research* 20, Vol. 7, 1020-1030.
- Szwagrzyk J., 2014: Ewolucja poglądów na przyczyny zamierania drzewostanów w Karkonoszach, [w:] Knapik R., (red.) 25 lat po klęsce ekologicznej w Karkonoszach i Górach Izerskich : obawy a rzeczywistość. *Karkonoski Park Narodowy, Jelenia Góra*, 155-160.
- Taugbol G., 1986: The Norwegian Monitoring Programme for Long Range Transported Air Pollutants. Results 1980-1984. *Norwegian State Pollution Control Authority Report* 230/86.
- Tesař M., Fottová D., Eliáš V., Šír M., 2000: Occult precipitation as an important contribution in Bohemian Forest. *Silva Gabreta* 4, 87-96.
- Thunberg B., Hanneberg P., 1993: *Acidification and air pollution*. Swedish Environmental Protection Agency, Solna, s. 93.
- Tranter M., Brimblecombe P., Davies T.D., Vincent C.E., Abrahams P.W., Blackwood I., 1986: The composition of snowfall, snowpack and meltwater in the Scottish Highlands - evidence for preferential elution. *Atmos. Environ.* 20, 517-525.
- Tranter M., Davies T.D., Brimblecombe P., Vincent C.E., 1987: The composition of acidic meltwater in the Scottish highlands. *Water, Air, Soil Pollut.* 36, 75-90.
- Tranter M., 1991: Controls on the composition of snowmelt, in *Seasonal Snowpacks*. [w:] Davies T.D., Tranter M., Jones H., (red.) *Processes of Compositional Change*. NATO ASI Ser., Ser. G, 28, 241-271.
- Tsiouris S., Vincent C.E., Davies T.D., Brimblecombe P., 1985: The elution of ions through field and laboratory snowpacks. *Ann. Glaciol.* 7, 196-201.
- Twarowski R., 1996: Kwasowość i stan zanieczyszczenia opadów atmosferycznych w Karkonoszach. [w:] Walna B., Kaczmarek L., Siepsiak J., (red.) *Chemizm i oddziaływanie kwaśnych deszczy na środowisko przyrodnicze*. Sesja Naukowa, 10.VI.1996, Stacja Ekologiczna UAM w Jeziorach, 61-84.
- Tyszka J., Kucharska K., Wawrzoniak T., 1995: Zmiany składu chemicznego wody opadowej w drzewostanach sosnowych i świerkowych w różnych strefach skażeń. *Pr. IBL ser.B* 24, 31-46.
- Ulrich B., Pankrath J. (red.) 1983: *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. D. Reidel Pub. Co, Dordrecht.
- Ulrich B., 1986: Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Landfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. *Forstw. Cbl.*, 105, 421-435.
- Vacek S., Bílek L., Schwarz O., Hejčmanová P., Mikeska M., 2013: Effect of air pollution on the health status of spruce stands - a case study in the Krkonoše Mountains, Czech Republic. *Mt. Res. Dev.* 33 (1), 40-50.
- Vávrová E., Cudlín O., Vavříček D., Cudlín P., 2009: Ground vegetation dynamics in mountain spruce (*Picea abies*) forests recovering after air pollution stress impact. *Plant Ecol.* 205, 305-321.

- Vestreng V., Myhre G., Fagerli H., Reis S., Tarrasón L., 2007: Twenty-five years of continuous sulphur dioxide emission reduction in Europe. *Atmos. Chem. Phys.* 7 (13), 3663-3681.
- Watanabe K., Takebe Y., Sode N., Igarashi Y., Takahashi H., Dokiya Y., 2006: Fog and rain water chemistry at Mt. Fuji: A case study during the September 2002 campaign. *Atmospheric Research* 82, 652-662.
- Weathers K.C., Lovett G.M., Likens G.E., 1995: Cloud deposition to a spruce forest edge. *Atmospheric Environment* 29(6), 665-672.
- Werner A., 2007: Effects of pollutants on needle and wood anatomy. [w:] Tjoelker M.G., Boratyński A., Bugała W. (red.) *Biology and Ecology of Norway Spruce*. Springer, Forestry Science 78, 322-332.
- Winkler P., Pahl S., 1993: Spurenstoffeintrag durch Nebelinterzeption in Schwarzwaldhochlagen. Report No. KfK-PEF, Kernforschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe, Germany, 111.
- Wiśniowski Z., 2001: Dendrochronologiczno-geochemiczna analiza przemysłowej degradacji środowiska na przykładzie lasów Puszczy Wkrzańskiej (aglomeracja szczecińska). Państwowy Instytut Geologiczny.
- Woźniak Z., 1972: Próba określenia przychodu wody z osadów w regionie górskim na przykładzie Kotliny Jeleniogórskiej. *Gazeta Obserwatora PIHM*, 4.
- Woźniak Z., 1984a: Metoda wyznaczania przychodu wody z mgły w górskiej zlewni zalesionej. Maszynopis pracy doktorskiej, Wrocław-Warszawa, IMGW.
- Woźniak Z., 1984b: Pomiary opadu w zlewni - problem naukowy czy praktyczny. [w:] Mater. ogólnopolskiego symp. nauk. "Problemy hydrologii i meteorologii małych zlewni rzecznych", PTGeol., Wrocław, 261-264.
- Woźniak Z., 1991a: Widoczne i ukryte skutki kłęski ekologicznej lasów świerkowych w Sudetach Zachodnich. Materiały Sympozjum PT Geof.: Meteorologia i Hydrologia a Ochrona Środowiska cz. I, Przesieka k/Jeleniej Góry, 141-147.
- Woźniak Z., 1991b: Osady z mgły w Sudetach (znaczenie osadów i sposób pomiaru przychodu wody z mgły). *Badania Naukowe w Karkonoskim Parku Narodowym*, Tom 2, Karkonoskie Towarzystwo Naukowe, Jelenia Góra.
- Wrzesiński T., Klemm O., 2000: Summertime fog chemistry at a mountainous site in central Europe. *Atmos. Envir.* 34, 1487-1496.
- Zawiła-Niedźwiedzka T., 1994a: Evaluation of forest state in threatened ecosystems with the use of satellite images and GIS. *Proceedings of the Institute of Geodesy and Cartography*, Warszawa, XLI (No 90).
- Zawiła-Niedźwiedzka T., 1994b: Ocena stanu lasu w ekosystemach zagrożonych z wykorzystaniem zdjęć satelitarnych i systemu informacji przestrzennej. *Prace Inst. Geod. i Kart.*, Instytut Geodezji i Kartografii, Warszawa, XLI (z. 90).
- Ziegler H., 1987: Deterioration of forests in Central Europe. [w:] *Proceedings of the XIV International Botanical Congress*, Berlin 1987, 423-444.
- Zwoździak J., Zwoździak A., Kmiec G., Kacperczyk K., 1993: Przyczyny zanieczyszczenia atmosfery w wyższych partiach Sudetów. [w:] *Karkonoskie Badania Ekologiczne, I Konferencja - Wojnowice 3-4 grudzień 1992*, Instytut Ekologii PAN, Dziekanów Leśny, 19-32.
- Zwoździak J., Kmiec G., Zwoździak A., Kacperczyk K., 1995: Presja zanieczyszczeń przemysłowych w ostatnim wieloletniu a stan obecny. [w:] *Fiszer Z. (red.) Problemy ekologiczne wysokogórskiej części Karkonoszy*, Oficyna Wyd. Instytutu Ekologii PAN, 79-96.
- Zuo Y., Wang Ch., Van T., 2006: Simultaneous determination of nitrite and nitrate in dew, rain, snow and lake water samples by ion-pair high-performance liquid chromatography. *Talanta* 70, 281-285.