

AIR BORDER

WSPÓLNE CZESKO - POLSKIE POMIARY TRANSGRANICZNEGO
TRANSPORTU ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA



PŘEKRAČUJEME HRANICE
PRZEKRACZAMY GRANICE
2014—2020



EVROPSKÁ UNIE / UNIA EUROPEJSKA
EVROPSKÝ FOND PRO REGIONÁLNÍ ROZVOJ
EUROPEJSKI FUNDUSZ ROZWOJU REGIONALNEGO

VŠB TECHNICKÁ
UNIVERZITA
OSTRAVA



BEZPEČNOSTNÍ
TECHNICKÝ
KLÁSTER

FRANTIŠEK



AIR BORDER

WSPÓLNE CZESKO - POLSKIE POMIARY TRANSGRANICZNEGO TRANSPORTU ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA

Praca zbiorowa

Niniejsza publikacja powstała dzięki projektowi AIR BORDER, numer CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000118, który był współfinansowany przez Unię Europejską z programu Interreg V-A Česká republika-Polsko 2014-2020, Przekraczamy granice, Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego, a jednocześnie ze środków budżetu państwowego Republiki Czeskiej i Polski.

Ostrawa, 2020



PŘEKRAČUJEME HRANICE
PRZEKRAČAMY GRANICE
2014—2020



EVROPSKÁ UNIE / UNIA EUROPEJSKA
EVROPSKÝ FOND PRO REGIONÁLNÍ ROZVOJ
EUROPEJSKI FUNDUSZ ROZWOJU REGIONALNEGO

Irena Pavlíková
Daniel Hladký
Petra Šutarová
Petr Jančík
Leszek Ośródka
Ewa Krajny

Fotografie @ Jan Langer

© VŠB – TUO 2020
Druk MORAVAPRESS s.r.o.
Sklad i design: Studio CMYK Ostrava
ISBN 978-83-64979-44-6

Ing. Irena Pavlíková

adiunkt w Katedrze Ochrony Środowiska w Przemysle oraz pracownik naukowy Wspólnego Instytutu Badań Jądrowych w Dubnie w Federacji Rosyjskiej
(Rozdziały 1, 2, 3.1, 4.2, 7)

Ing. Daniel Hladký

pracownik oddziału CHMI w Ostrawie i pracownik naukowy Katedry Ochrony Środowiska w Przemysle
(Rozdział 7)

Ing. Petra Šutarová

adiunkt w Katedrze Ochrony Środowiska w Przemysle i pracownik naukowy Instytutu Technologii Środowiskowych
(Rozdziały 1, 2, 8)

doc. Ing. Petr Jančík, Ph.D.

adiunkt w Katedrze Ochrony Środowiska w Przemysle oraz zarządzający pracownik naukowy Wspólnego Instytutu Badań Jądrowych w Dubnie w Federacji Rosyjskiej

Dr. Leszek Ośródka

pełnomocnik Dyrektora IMGW-PIB ds zarządzania projektem AIR BORDER, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Modelowania Zanieczyszczeń Powietrza w Katowicach
(Rozdziały 3.2, 4.1, 5, 6)

Dr. Ewa Krajny

członek zespołu badawczego projektu AIR BORDER, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Modelowania Zanieczyszczeń Powietrza w Katowicach
(Rozdziały 3.2, 4.1, 5, 6)

Podziękowania

Chcielibyśmy podziękować całemu zespołowi z Sektora Analizy Aktywacji Neutronów i Badań Stosowanych, Laboratorium Fizyki Neutronowej Franka, Wspólnego Instytutu Badań Jądrowych w Dubnie w Rosji, za współpracę nad projektem i wdrożeniem analizy aktywacji neutronów. Szczególnie doc. Marinie V. Frontasijewej za kierowanie zespołem realizacyjnym, dr. Siergiejowi S. Pawłowowi za metodologiczne zarządzanie analizą aktywacji neutronów oraz samemu zespołowi realizacyjnemu: Pawłowi S. Nechoroszkowi, Konstantinowi N. Wergelowi, Ludmile P. Strelkowej, Tatianie M. Ostrownej i Margaricie S. Szwetsowej. Chcielibyśmy również podziękować laboratorium NOAA Air Resources Laboratory (ARL) za udostępnienie modelu transportu i dyspersji HYSPLIT oraz stron internetowych READY (<https://www.ready.noaa.gov>), wykorzystanych do tej pracy.

Autorzy pracy dziękują również Głównemu Inspektoratowi Ochrony Środowiska (GIOŚ) za udostępnienie danych uzyskanych w ramach realizacji zadań Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) wykonywanych przez organy Inspekcji Ochrony Środowiska (IOŚ).

Praca naukowa finansowana ze środków finansowych na naukę w latach 2018-2020 przyznanych na realizację projektu międzynarodowego współfinansowanego.



OBSAH

1	Wstęp	11
2	O projekcie	12
3	Obszar zainteresowań	13
3.1	Charakterystyka czeskiej części przedmiotowego terytorium	13
3.2	Charakterystyka polskiej części obszaru zainteresowania	14
4	Stanowiska pomiarowe	15
4.1	Monitoring Racibórz	16
4.2	Monitoring František	21
5	Warunki meteorologiczne w obszarze zainteresowań	24
5.1	Wieloletnie warunki klimatyczne obszaru badań	24
5.2	Warunki wentylacyjne atmosfery w świetle badań radiometrycznych	31
5.3	Warunki anemologiczne i wentylacyjne atmosfery podczas pomiarów wspólnych	37
5.4	Wspólne pomiary PL-CZ – róże wiatru i PM ₁₀	39
5.5	Podsumowanie badań meteorologicznych w Raciborzu.	41
6	Wektor przenoszenia zanieczyszczeń	42
6.1	Wektor kierunku wiatru na tle stratyfikacji termicznej atmosfery	43
6.2	Analiza przypadku epizodu wysokiego stężenia pyłu	45
7	Podsumowanie badań meteorologicznych w Raciborzu	49
8	Ocena pomiarów cząstek zawieszonych	49
8.1	Ciągły pomiar PM	49
8.2	Zbieranie cząstek zawieszonych na filtry	57
9	Zakończenie	68
10	Bibliografia	69

1 WSTĘP

Zanieczyszczenie powietrza na pograniczu czesko-polskim Kraju [Regionu] Morawsko-Śląskiego i Województwa Śląskiego od dawna przekracza limity zanieczyszczenia (LV), stanowiąc tym samym istotny problem dla zdrowia ludzkiego i jakości życia. Region ten jest historycznie bardzo blisko związany z wydobywaniem węgla kamiennego i przemysłem ciężkim, który reprezentują przede wszystkim energetyka, koksownie i huty (Klusáček 2005; Cabala et al. 2004). Szczególny, przemysłowy charakter regionu i jego topografia, wraz z lokalnymi warunkami meteorologicznymi (Blažek 2013), powodują jego specyficzne problemy w dziedzinie zanieczyszczenia powietrza. Strategiczny rozwój przemysłowy regionu w latach 50. ubiegłego wieku rozpoczął intensywny wzrost liczby ludności, związany także ze znaczną emisją zanieczyszczeń z lokalnego ogrzewania gospodarstw domowych (Hůnová 2020; Kuskova et al. 2008). Efekt ten przetrwał do dnia dzisiejszego, ponieważ w polskim regionie przygranicznym najbardziej rozpowszechnionym paliwem jest wciąż węgiel (Đurčanská 2020; Główny Urząd Statystyczny / Statistics Poland 2019). Obszar ten zalicza się przez to do najbardziej zanieczyszczonych w Europie (European Environment Agency 2019). Zgodnie z prawodawstwem europejskim (Rada Europejska 2008) i wytycznymi Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) (World Health Organization 2006; Maynard et al. 2017) zanieczyszczenie powietrza znacznie przekracza dopuszczalne wartości cząstek zawieszonych (PM₁₀, PM_{2,5}), benzo[a]pyrenu i ozonu (European Environment Agency 2019; Czech Hydrometeorological Institute 2019; Hůnová 2020). Codzienne i długotrwałe narażenie na powyższe zanieczyszczenia ma szereg potwierdzonych negatywnych skutków dla zdrowia ludzkiego (World Health Organization 2016; 2013). Zwiększona zawartość cząstek zawieszonych w powietrzu prowadzi do wzrostu śmiertelności i zachorowalności, nawet przy krótkotrwałej ekspozycji. Populacja narażona na cząstki zawieszone (PM) wykazuje wyższą zapadalność na choroby zakaźne (World Health Organization 2016; 2013; Jiřík et al. 2016), a zanieczyszczenie powietrza cząstkami zawieszonymi to czynnik klasyfikowany jako udowodniony czynnik rakotwórczy dla ludzi (kategoria 1) (Cohen et al. 2013). Biorąc pod uwagę dużą gęstość zaludnienia omawianego regionu (Kraj Morawsko-śląski na rok 2019 – 221 mieszkańców na km², a województwo śląskie – 366 mieszkańców na km²) wysokie zanieczyszczenie powietrza stanowi zasadniczy i długoterminowy problem środowiskowy.

Pogorszenie jakości powietrza w regionie staje się zatem długoterminowym wyzwaniem dla badaczy, aby zidentyfikować konkretne przyczyny zanieczyszczenia powietrza i zaproponować rozwiązania tej niezadowalającej sytuacji. W latach 90. wysiłki te rozpoczął projekt Amerykańskiej Agencji Środowiska (US EPA) o nazwie „Silesia” (Pinto et al. 1998; Čížová 1994); później starania kontynuowano w ramach projektów międzynarodowych „AIR SILESIA” (Jančík et al. 2013) oraz „AIR TRITIA” ((Jančík et al. 2020). Oprócz tego przeprowadzono szereg studiów przypadku skupiających się na pochodzeniu zanieczyszczeń (Mikuška et al. 2015; Pokorná et al. 2015; Leoni et al. 2018) włącznie z niedawno publikowanym badaniem Czeskiego Instytutu Hydrometeorologicznego (ČHMÚ) (Český hydrometeorologický ústav 2019; Seibert et al. 2020). Wszystkie studia podkreślały rolę przemysłu i transgranicznego szerzenia się z Polski do Czech zanieczyszczeń pochodzących przede wszystkim z lokalnego ogrzewania. Według wyżej wymienionych badań oraz wyników państwowego monitoringu jakości powietrza (Czech Hydrometeorological Institute 2018; 2016) najwyższe stężenia PM po stronie czeskiej występują w pobliżu granicy z Polską (charakteryzuje się wyraźniejszym wzrostem w chłodniejszej połowie w roku i podczas wydarzeń smogowych), a także w pobliżu istotnych źródeł przemysłowych, gdzie dochodzi do przekraczania dopuszczalnych wartości PM nie tylko w okresie zimowym. Jakość powietrza w czeskiej części regionu pozostaje więc pod istotnym wpływem szybkości i charakteru transgranicznego szerzenia się zanieczyszczeń wzdłuż osi dominującego kierunku wiatru (typowo pld.-zach. / pln.-wsch.) wraz z inwersyjnym charakterem pogody przy stabilnym rozwarstwieniu atmosfery, które znacznie przyczyniają się do zwiększenia zanieczyszczenia powietrza w sezonie zimowym. Według dostępnych badań (Đurčanská 2020; Seibert et al. 2020; Volná a Hladký 2020) udział zanieczyszczeń transgranicznych w średnich wartościach rocznych PM na terytorium czeskim może wynosić od 20–40% w zależności od lokalizacji w regionie, emisji i warunków meteorologicznych w danym roku.

Przedstawiony w niniejszej monografii monitoring jakości powietrza prowadzony był w ramach realizacji międzynarodowego projektu „AIR BORDER”, ukierunkowanego na transgraniczny transport zanieczyszczeń z Polski do Czech i odwrotnie. Jego celem było przeprowadzenie specjalnej kampanii monitoringowej, która scharakteryzowałaby transport cząstek pyłu zawieszonego PM_{10} z różnych grup źródeł zanieczyszczania powietrza specyficznych dla danego regionu, z wyłączeniem wpływu źródeł lokalnych (Volná a Hladký 2020). Założenie to zostało zrealizowane przez umieszczenie jednego z urządzeń monitorujących na szczycie wieży, która osiąga wysokość ponad 85 m nad powierzchnią ziemi. Unikalne urządzenie pobiera cząstki PM_{10} w zależności od kierunku wiatru, co umożliwiło zbadanie, z jakich kierunków i z jakich źródeł zanieczyszczenia powietrza pochodzą, a także dokładniej oszacować jego transmisję w obrębie regionu.

2 O PROJEKCIE

Projekt międzynarodowy AIR BORDER – pełna nazwa „Společná česko - polská měření přeshraničního přenosu znečišťujících látek v ovzduší. / Wspólne czesko - polskie pomiary transgranicznego transportu zanieczyszczeń powietrza.” wspierany był z programu Interreg V-A Republika Czeska – Polska i współfinansowany z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego. Projekt realizowany był w latach 2017 – 2020, a w jego realizacji uczestniczyło trzech partnerów. Partnerem wiodącym projektu była Akademia Górnicza – Uniwersytet Techniczny w Ostrawie (Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, VŠB-TUO), partnerem czeskim był Klaster Bezpieczeństwa i Technologii (BTK), a partnerem polskim Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy (IMGW-PIB). Działania projektu skierowane były na obszar pogranicza czesko-polskiego, który szerzej opisano w kolejnym rozdziale.

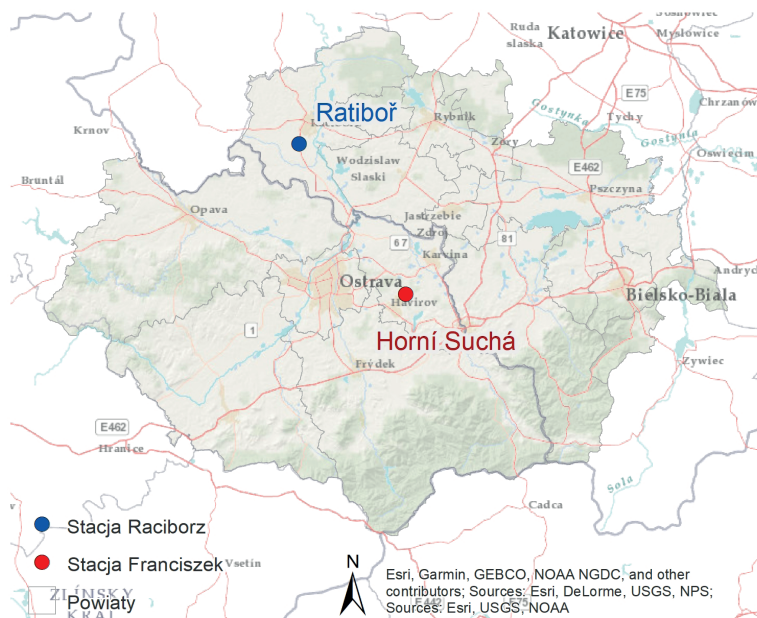
W oparciu o nawiązaną współpracę czeskich i polskich ekspertów, w ramach projektu wykonano specjalistyczne pomiary, których głównym celem było scharakteryzowanie i ilościowe określenie transgranicznego transportu zanieczyszczeń pyłami zawieszonymi PM_{10} w interesującym nas obszarze. Wielkość transportu transgranicznego została również wyrażona za pomocą wektora kierunku, wyświetlanego online na stronie internetowej projektu AIR BORDER <http://airborder.vsb.cz> oraz w aplikacji na telefony komórkowe. Kolejnym celem pomiaru było określenie wpływu poszczególnych grup źródeł zanieczyszczeń powietrza na długoterminowe stężenia zanieczyszczeń pyłami zawieszonymi PM_{10} . Do realizacji tych celów projektu wykorzystano dwie stacje monitorujące, po jednej z każdej strony granicy.

Stacja po czeskiej stronie granicy została zbudowana przy wsparciu finansowym projektu w Horní Suchej na dawnej wieży górniczej Kopalni František, a pomiary przeprowadzano w przyziemnej warstwie atmosfery u podnóża wieży oraz około 90 m ponad ziemią nad dachem wieży. Pomiary ciągle pyłu zawieszonego przeprowadzono na obu poziomach wysokości, a na dachu prowadzono również pobór cząstek PM_{10} w zależności od kierunku wiatru. Pobrane cząstki PM_{10} scharakteryzowano za pomocą analizy aktywacji neutronowej. Do pomiarów po polskiej stronie granicy wykorzystano istniejącą stację pomiarową w Raciborzu, którą w ramach projektu rozbudowano o kolejne specjalistyczne urządzenie, a mianowicie radiometr do pomiaru pionowego profilu temperatury oraz ceilometr do pomiaru wysokości podstawy chmur, wielkości zachmurzenia, widzialności pionowej i stężenia aerozoli w warstwie przyziemnej.

Wyniki przeprowadzonych pomiarów zostały przetworzone na zakończenie projektu i podsumowane w pracy końcowej dotyczącej transgranicznego transportu zanieczyszczeń. Grupy docelowe projektu (rządy, organy ochrony powietrza, a także społeczeństwo obywatelskie) po obu stronach granicy mają zatem do dyspozycji dane informujące o tym, w jaki sposób zanieczyszczenie powietrza przemieszcza się przez granice i jakie są jego przyczyny.

3 OBSZAR ZAINTERESOWAŃ

Obszar zainteresowań znajduje się na pograniczu czesko-polskim, na północnym wschodzie Republiki Czeskiej. Zachodzi na terytorium Kraju Morawsko-Śląskiego oraz województwa śląskiego (zob. Rys. 1).



Rys. 1: Określenie obszaru zainteresowania projektu wraz z umiejscowieniem stacji pomiarowych

3.1 Charakterystyka czeskiej części przedmiotowego terytorium

Czeska część obszaru zainteresowania ograniczona jest administracyjnie przez gminy Frýdek-Místek, Karviná, Nový Jičín, Opava i Ostrava-město.

3.1.1 Topografia obszaru

W obszarze zainteresowania reprezentowane są wszystkie typy ukształtowania terenu, od nizin, przez tereny pagórkowate i wyżyny, aż po góry. Najwyżej na południowym wschodzie obszaru wznosi się pasmo górskie Beskidy, składające się z grzbietów osiągających wysokość ponad 1000 m n.p.m., z najwyższym szczytem Łysa Góra, 1324 m n.p.m. Najniższy punkt obszaru znajduje się w pobliżu granicy czesko-polskiej, u zbiegu rzek Odry i Olzy, i znajduje się na wysokości 192 m n.p.m.

3.1.2 Geomorfologia obszaru

Z geomorfologicznego punktu widzenia obszar na południowym wschodzie tworzy system Karpat Zachodnich, który ogranicza masyw fliszu Beskidów i przyległe do niego Pogórze Podbeskidzkie. Centrum obszaru stanowi prowincja Niziny Środkowoeuropejskiej, zaczynająca się od Bramy Morawskiej, która ciągnie się od południowego zachodu w postaci depresji uskokowej, tworzonej przez szeroką terasę zalewową meandrującej rzeki Odry, a na północnym wschodzie otwiera się szeroko w stronę Polski pod postacią Kotliny Ostrawskiej. Właśnie ta część obszaru obfitowała w przeszłości w bogate złoża węgla kamiennego i pozwoliła na historyczny rozwój przemysłowego charakteru regionu. Na zachodzie obszar przechodzi w system Wyżyny Czeskiej i wznosi się do pogórza Niskiego Jeseniku.

Dzięki obecności bogactw mineralnych obszar zainteresowania stał się jednym z najważniejszych ośrodków przemysłowych Czech. Jednak obecność wysokiej jakości kamiennego węgla koksowego i rozwój powiązanych gałęzi przemysłu były również ściśle powiązane z zanieczyszczeniem środowiska i nieodwracalnymi zmianami w krajobrazie. Choć na obszarze doszło do znacznego ograniczenia wydobycia (aktualnie działa tylko jedna czynna kopalnia w regionie Karwiny), ślady działalności górniczej pozostaną w krajobrazie przez bardzo długi czas.

3.1.3 Klimat obszaru

Klimat na tym obszarze jest łagodny z typową zmianą czterech pór roku. Według klasyfikacji Köppena (Kottek et al. 2006; Český hydrometeorologický ústav a Univerzita Palackého v Olomouci 2007) większość obszaru należy do grupy klimatycznej Cfb – łagodny klimat oceaniczny, gdzie średnia temperatura w najzimniejszym miesiącu nie spada poniżej 0°C, w ciągu całego roku średnie temperatury miesięczne kształtują się poniżej 22°C, a przez co najmniej 4 miesiące powyżej 10°C. Nie przewiduje się znaczącej różnicy opadów między porami roku w tej grupie klimatycznej. Część obszaru obejmującego Beskidy i Niski Jesionik należy do grupy Dfb – wilgotny klimat kontynentalny z ciepłymi latami (o podobnych cechach klimatycznych jak w Cfb), a niewielka część szczytów Beskidów należy do grupy klimatycznej Dfc – klimat subarktyczny (z chłodnymi latami i mroźnymi zimami). Według obserwacji Czeskiego Instytutu Hydrometeorologicznego (ČHMÚ) normalne sumy opadu (1981–2010) na tym obszarze mieszczą się w granicach 600–1200 mm (w zależności od wysokości nad poziomem morza), co znacznie przekracza czeską średnią.

3.2 Charakterystyka polskiej części obszaru zainteresowania

3.2.1 Topografia i geomorfologia obszaru

Pod względem fizyczno-geograficznym teren badań położony jest w obrębie trzech makroregionów:

- Nizina Śląska obejmuje prawie całą powierzchnię gminy Racibórz i obejmuje dwa mezoregiony: Płaskowyż Głubczycki i Kotlina Raciborska.
- W obrębie Wyżyny Śląsko – Krakowskiej wyróżnia się mezoregion Płaskowyż Rybnicki, obejmujący swym zasięgiem fragment przy południowo – wschodniej granicy gminy Racibórz.
- Kotlina Ostrawska obejmująca ponad 600 km² (w Polsce ok. 130 km²). Jest ona silnie zurbanizowana i uprzemysłowiona. Ukształtowanie powierzchni jest równinne, miejscami pagórkowate. Od północnego zachodu graniczy z Niziną Śląską, od północnego wschodu z Wyżyną Śląsko-Krakowską, od wschodu z Kotliną Oświęcimską, od południowego wschodu z Pogórzem Zachodniobeskidzkim, od południowego zachodu z Bramą Morawską i od zachodu z Sudetami. Na obszarze tym położona jest stacja Horní Suchá.

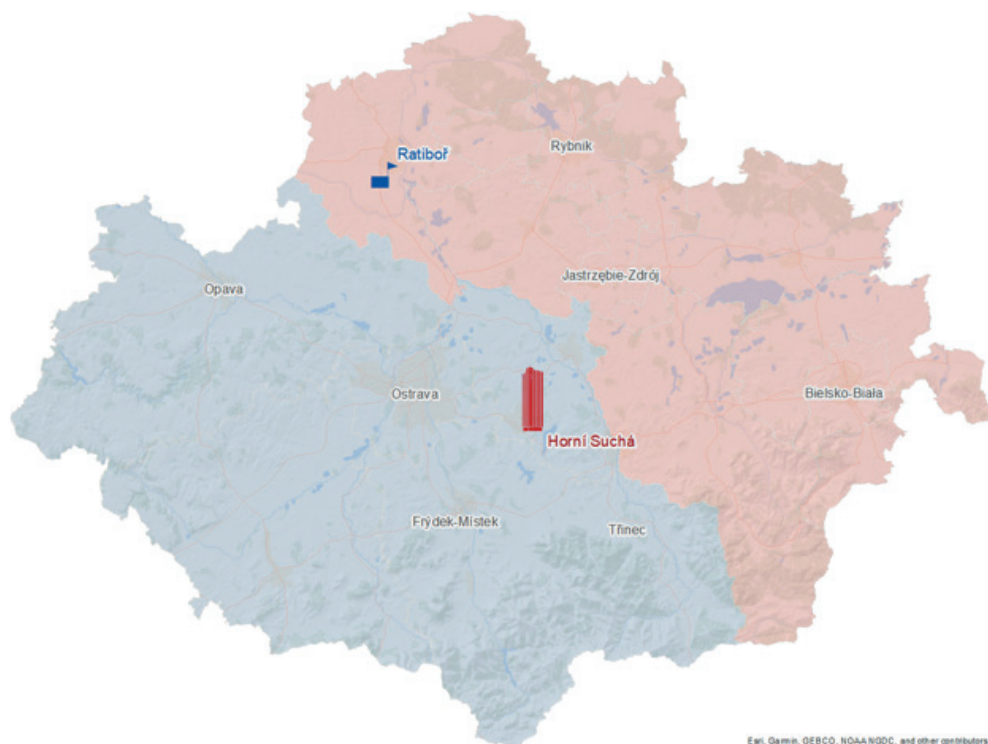
Kotlina Raciborska to najbardziej na południowy wschód wysunięta część Niziny Śląskiej (Kondracki 2011). Sąsiaduje ona z jednostkami geograficznymi znacznie wyniesionymi ponad dno Kotliny, ma więc wyraźnie i ostro zaznaczone granice. Od północy ogranicza ją wzniesienie Chelmu, wchodzące w skład sąsiedniej Wyżyny Śląskiej, osiągające wysokość 400 m n.p.m. (Góra Świętej Anny). Od wschodu styka się z Płaskowyżem Rybnickim (280–310 m n.p.m.) również należącym do Wyżyny Śląskiej. Z przeciwległej, zachodniej strony graniczy z Płaskowyżem Głubczyckim leżącym na wysokości 250–300 m n.p.m. Jedynie na południu jest ona otwarta i poprzez przełomową kotlinę Górnej Odry łączy się z Kotliną Ostrawską. Dno doliny o szerokości 4–5 km leży średnio 100–200 m poniżej wierzchołków przyległych płaskowyżów. W kierunku północnym Kotlina Raciborska rozszerza się, przybierając kształt trójkąta równobocznego. Omawiana kotlina należy do obszaru nizin w regionie śląsko-wielkopolskim.

3.2.3 Klimat obszaru

Tutejszy klimat jest ciepły, z długim latem, o temperaturze około -2°C w styczniu i około 18°C w lipcu. Zima trwa 60–80 dni, a lato około 100 dni. Średnia suma opadów atmosferycznych wynosi 600–700 mm. Klimat Kotliny Raciborskiej kształtowany jest w głównej mierze poprzez napływ ciepłych, południowych mas powietrza przez Bramę Morawską oraz z zachodu znad Niziny Śląskiej. Biorąc pod uwagę ogólny podział kraju na regiony klimatyczne wg E. Romera, Racibórz leży w krainie klimatycznej „Brama Morawska”, jednej z najcieplejszych stref klimatycznych w Polsce, charakteryzującej się najdłuższym okresem wegetacji. Kotlinę Raciborską charakteryzują stosunkowo łagodne warunki meteorologiczne, jest tu cieplej niż w otaczających ją krainach geograficznych, zwłaszcza niż na Wyżynie Śląskiej. Duży wpływ na takie warunki klimatyczne, a zwłaszcza na sytuację pogodową, ma ukształtowanie Kotliny, o znajduje odzwierciedlenie głównie w przepływie powietrza. Położenie Raciborza w dolinie Odry, sąsiedztwo masywów górskich i Bramy Morawskiej powoduje zwiększony napływ zanieczyszczonego powietrza znad okręgu ostrawskiego. Ponadto forma dolinna Odry sprawia, że jest ona podatna na gromadzenie się zanieczyszczonego powietrza w wyniku częstych zjawisk inwersyjnych.

4 STANOWISKA POMIAROWE

W ramach projektu AIR BORDER mierzono zanieczyszczenie powietrza cząstkami zawieszonymi oraz dane meteorologiczne na stacjach po obu stronach granicy w najbardziej zanieczyszczonej części obszaru zainteresowania. Po stronie czeskiej pomiary prowadzono na nowo wybudowanej stacji w Horní Suché, po stronie polskiej na istniejącej stacji IMGW w Raciborzu. Położenie stacji pomiarowych w ramach regionu podano na Rys. 2.



Rys. 2: Umiejscowienie stacji pomiarowych w ramach obszaru zainteresowania

4.1 Monitoring Racibórz

4.1.1 Sprzęt pomiarowy

Stacja w Raciborzu prowadzi pomiary meteorologiczne i pomiary jakości powietrza. Pomiary meteorologiczne realizowane są za pośrednictwem automatycznej stacji meteorologicznej Vaisala MAWS-301. Zakres pomiarów jest zgodny z zaleceniami Światowej Organizacji Meteorologicznej (World Meteorological Organization – WMO), która nadzoruje pracę Państwowych Służb Meteorologicznych.

W ramach pomiaru jakości powietrza monitorowany jest aerozol atmosferyczny o średnicy aerodynamicznej od $0,02\ \mu\text{m}$ do $20\ \mu\text{m}$. W tym celu na stacji zainstalowano następujące urządzenia (zestawienie wszystkich urządzeń pomiarowych przedstawiono w poniższej Tab. 1):

- Ultra Fine Particle Monitor UFP Model TSI 3031-1,
- Dust Track DRX,
- Aerodynamic Particle Sizer Spectrometer APS TSI,
- 3 wavelength Integrating Nephelometer Model Aurora-3000 Ecotech.

W trakcie realizacji projektu AIR BORDER stacja została rozbudowana o ciągły pomiar pionowego profilu temperatury w warstwie przyściennej atmosfery za pomocą radiometru, w celu identyfikacji warstwy inwersyjnej i rozpoznania rozproszenia zanieczyszczeń powietrza. Zastosowanie w programie pomiarowym stacji radiometrycznej jest elementem ważnym podczas identyfikacji aktualnego transportu zanieczyszczeń przez granicę polsko-czeską. Organizację stacji można zobaczyć na Rys. 3.



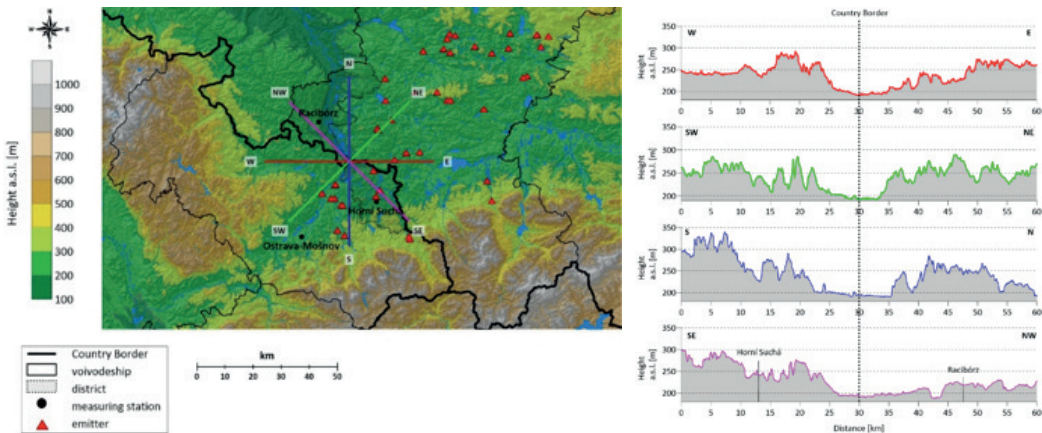
Rys. 3: Stacja IMGW-PIB w Raciborzu

Tab. 1: Zestaw urządzeń pomiarowych na stacji IMGW-PIB Racibórz Stubienna

	Pełna nazwa urządzenia (rodzaj czujnika - detektora)	Miejsce usytuowania urządzenia	Wysokość wykonywania pomiaru [cm n.p.g.]	Rodzaj pomiaru	Mierzony parametr	Jednostka mierzonego parametru
1	ceilomer CL31	Ogródek pomiarowy	0-7,6 km	A	Wysokość podstawy chmur i zalegania warstw aerozolowych	ft
2	termometr Vaisala QMT103	klatka meteorologiczna	5 i 200	A	Temperatura powietrza	°C
3	widzialnościomierz z detektorem zjawisk meteorologicznych relacji nadajnik-odbiornik Vaisala FD12P	klatka meteorologiczna	200-202	A	Widzialność na wysokości 2 m w powietrzu opływającym nadajnik i odbiornik miernika (odległość 1,5 m - horyzontalnie)	widzialność: m; elementy pogody: °C, %RH, p m/s; typ pogody wg kodu WMO, typ opadu wg kodu NWS
5	barometr elektroniczny Vaisala PMT16A	klatka meteorologiczna	105	A	Ciśnienie atmosferyczne na wysokości 206,5 m n.p.m.	hPa
6	czujnik wilgotności/ sonda Vaisala QMH-45DX	klatka meteorologiczna	200	A	Wilgotność względna	% RH
7	deszczomierz o powierzchni wlotu 200 cm ² , automatyczny przelewowy, z ogrzewaniem SebaHydrometrie RG-50 oraz automatyczny deszczomierz wagowy o powierzchni wlotu 200 cm ² .	ogrodek pomiarowy	100	A	Wielkość opadu	mm
8	miernik usłonecznienia Kipp & Zonen CSD1	ogrodek pomiarowy	305	A	Usłonecznienie	W/m ²
9	sonda temperatury gruntu Vaisala QMT-107	Ogródek pomiarowy	5, 10, 20, 50, 100 [p.p.g.]	A	Temperatura gruntu	°C
10	ultradźwiękowy miernik odległości - Sommer USH-8	Ogródek pomiarowy	2-400	A	Wysokość pokrywy śnieżnej	mm
11	wiatromierz ultradźwiękowy Vaisala WS-425	Ogródek pomiarowy	100	A	Prędkość i kierunek wiatru - wartości chwilowe i uśrednione z 2 i 10 minut	m/s, ° (stopnie degrees)
12	radiometr MP3	dach budynku stacji	1000	A	pionowy profil tempertury, wartosci uśredniane do 5 min	°C
13	nefelometr Aurora	kontener pomiarowy	300	A		
14	APS	kontener pomiarowy300		A		
15	UFP	kontener pomiarowy	300	A		

4.1.2 Opis lokalizacji

Stacja pomiarowa w Raciborzu zlokalizowana jest w makroregionie geograficznym Niziny Śląskiej, pomiędzy jej najbardziej południowo-wschodnimi mezoregionami, Kotliną Raciborską i Wysoczyzną Opawską, na wysokości 206 m n.p.m. (Kondracki 2014). Rzeźba ma charakter przejściowy między nizinami a wyżynami. Dorzecze Raciborza jest tektoniczną depresją przedkarpacką wypełnioną glinami i piaskami, której środkiem biegnie koryto górnej Odry o wysokości 180-185 m n.p.m. Na szerokim na 4-5 km dnie doliny Odry i na obu jej zboczach znajduje się kilka poziomów terasowych. Wzdłuż zachodniego zbocza doliny Odry, równoległe do głównego biegu tej rzeki, biegnie niewielki kanał zwany Psinką. Szczegółowe warunki hipsometryczne można zobaczyć na Rys. 4.



Rys. 4: Lokalizacja stacji IMGW-PIB w Raciborzu – przekroje hipsometryczne na odległość 10 km w każdym z kierunków kardynalnych, punkt centralny to usytuowanie radiometru, linia przerywana granica krajów PL-CZ.

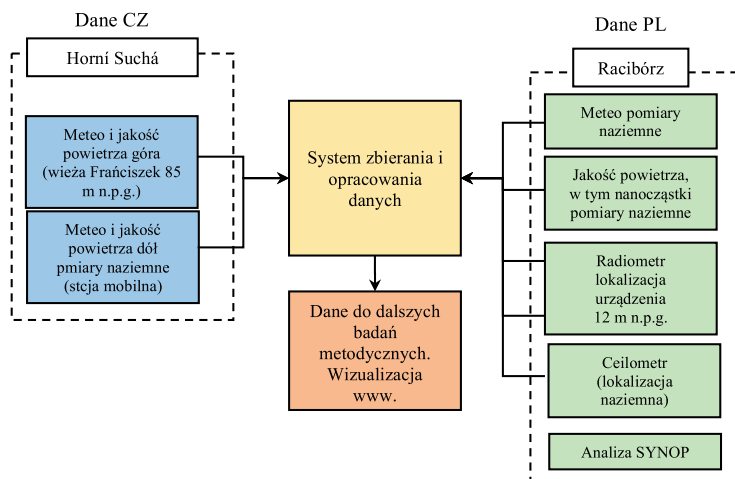
Stacja pomiaru jakości powietrza w Raciborzu Studziennej znajduje się na terenie stacji hydrologiczno-meteorologicznej I rzędu IMGW-PIB, w odległości około 200 m w kierunku SW od ogródka meteorologicznego, a w odległości około 4 km na SW od śródmieścia Raciborza (patrz Rys. 5). Od strony wschodniej do stacji przylega pas podmiejskiej zabudowy południowej części dzielnicy Studzienna. Pas tej zabudowy ciągnie się wzdłuż drogi wylotowej z Raciborza do Chałupek. Od strony zachodniej rozpościera się otwarta szeroka przestrzeń użytków rolnych, ciągnąca się w kierunku gminy Krzanowice. Z kolei od strony południowej początkowo otwarte tereny rolnicze zamyka w odległości 0,8 km podmiejska zabudowa Sudolu, to jest następnej dzielnicy Raciborza, oddalony o około 5 km od centrum miasta.



Rys. 5.: Usytuowanie przyrządów pomiarowych na stacji meteorologicznej i stacji badania aerozoli w Raciborzu Studziennej.

System pomiarowy na stacji meteorologicznej IMGW-PIB w Raciborzu (PL) został zintegrowany z pomiarami warunków meteorologicznych i zanieczyszczenia powietrza w Horní Suchej – Suchej Górze (CZ) – stacji pomiarowej VŠB-TUO Ostrava.

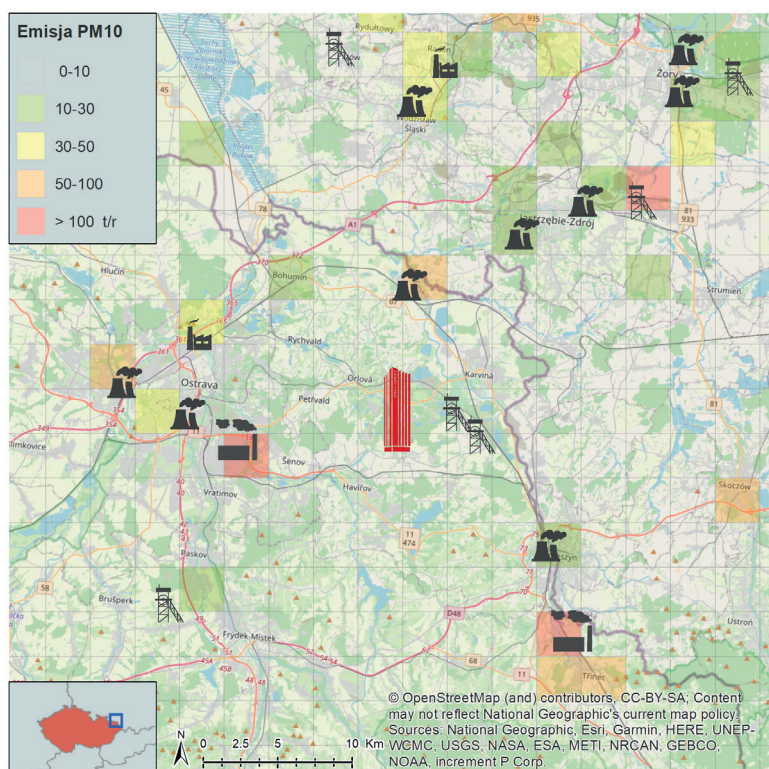
Na obu stanowiskach rejestrowano dane dotyczące zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym PM o frakcji od 0,03 do 20 μm . Schemat zintegrowanego zbierania danych przedstawiono na Rys. 6.



Rys. 6: Blokowy schemat systemu monitoringu meteorologicznego i monitoringu jakości powietrza w zakresie stężeń pyłu w obszarze badań.

4.2 Monitoring František

Po stronie czeskiej pomiary specjalistyczne odbywają się w Horní Sučej, na dawnej wieży górniczej w strefie przemysłowej František. Lokalizacja stacji pomiarowej: WGS 1984 49.805166N, 18.473954E. Wieża znajduje się w centrum powiatu ostrawsko-karwińskiego, w pobliżu granicy z Polską. Umożliwia to badanie przenoszenia zanieczyszczeń z różnych grup źródeł zanieczyszczeń powietrza typowych dla danego regionu. Wysokość wieży umożliwia z kolei wykonanie pomiarów prawie 90 m nad ziemią i tym samym oddzielenie wpływu lokalnych źródeł zanieczyszczeń od transportu na większe odległości.



Rys. 7: Umiejscowienie stacji František w regionie, z wyznaczeniem emisji PM_{10} z okolicznych źródeł przemysłowych aktualnych na rok 2018

4.2.1 Opis lokalizacji

Wieża górnicza (skip) z pierwotnym oznaczeniem F4 funkcjonowała jako część kopalni węgla kamiennego František w Horní Suchej. Początek wydobywania w tej kopalni sięga 1911 roku, kiedy rozpoczęto drażnienie pierwszego wyrobiska, ostatni wózek wydobyto 30 czerwca 1999 r. Przez całą swoją historię kopalnia wyprodukowała łącznie 59 144 518 ton węgla kamiennego. W ostatnim czasie większa część terenu uległa znacznym przekształceniom. Pierwotne budynki i wyposażenie kopalni zostały usunięte, a gmina Horní Suchá stworzyła na tym obszarze nowoczesną strefę przemysłową, która zachowała pierwotną nazwę kopalni: František.

Żelbetowa wieża górnicza zajmuje powierzchnię 586 m² i osiąga wysokości 85,5 m, więc ze względu na okoliczne budynki nie było możliwe bezpieczne jej usunięcie. W związku z tym nadal pozostaje wizytówką Horní Suchej przypominającą o bogatej historii górniczej tego regionu.

Gmina stara się znaleźć alternatywne zastosowanie dla wieży i tak powstał pomysł włączenia jej do projektu AIR BORDER jako stanowiska do specjalistycznych pomiarów transportu zanieczyszczeń powietrza. W ramach projektu na wieżę zamontowano urządzenia pomiarowe do ciągłego pomiaru cząstek zawieszonych oraz zbierania cząstek frakcji PM_{10} w zależności od kierunku wiatru.



Rys. 8: : Widok pierwotnego arealku kopalni František w latach osiemdziesiątych (zdarbuh.cz 2020)

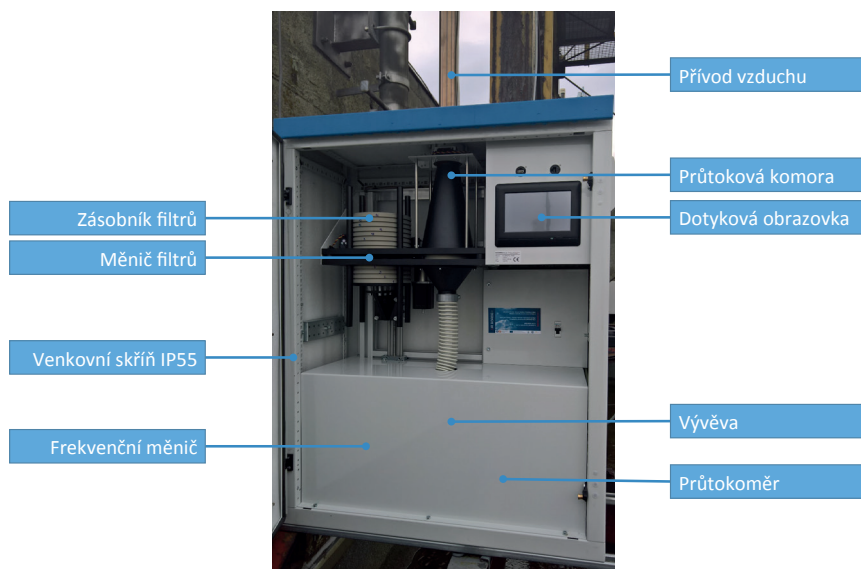
4.2.2 Urządzenia pomiarowe

U podnóża i na dachu wieży (na wysokości ok. 86 m nad ziemią) wartości zanieczyszczenia cząstkami zawieszonymi mierzone są w sposób ciągły za pomocą urządzenia Palas Fidas 200. Jest to standardowy automatyczny analizator optyczny, który jest w stanie monitorować cząstki aerozolowe o wielkości od 180 nm do 18 μm . Dzięki niemu monitorowane są stężenia cząstek zawieszonych frakcji PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10} i TSP.

Na wieżę (na wysokości ok. 90 m nad ziemią) zainstalowano również prototypowe urządzenie do pobierania próbek cząstek PM_{10} w zależności od kierunku wiatru – próbnik wielkoobjętościowy SAM Hi30 AUTO WIND (Baghirra s.r.o., Praha, Republika Czeska). Ten próbnik zaprojektowano tak, aby umożliwić stwierdzenie, z jakich kierunków i z jakich źródeł pochodzą zanieczyszczenia i dokładniej określić ilościowo jego transmisję w obrębie regionu.

Próbnik pracuje zgodnie z metodologią pobierania próbek o dużej objętości podaną w Kompendium metod oznaczania związków nieorganicznych w powietrzu atmosferycznym, opracowanym przez U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency 1999); podsumowanie badań nad skutecznością próbników wielkoobjętościowych można znaleźć w artykule (Krug et al. 2017).

SAM Hi 30 AUTO WIND to w pełni automatyczny, zdalnie sterowany próbnik przeznaczony do grawimetrycznej i chemicznej analizy cząstek aerozolowych. Urządzenie pobiera cząstki o średnicy $<10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}) za pomocą głowicy próbkującej DIGITEL DPM10/30/00 PM_{10} (przepływy $30\ \text{m}^3/\text{h}$) zgodnie z obowiązującą normą EN 12341 (European Committee for Standardization 2014). Próbnik zaprojektowano tak, aby działał w zależności od warunków wiatrowych. Posiada zbiornik na 15 filtrów (mikrofibra szklana, Whatman GF/A, $\varnothing 150\ \text{mm}$), znajdujących się w uchwytach i automatycznie przesuwanych do pozycji próbkowania w zależności od oceny warunków pogodowych. Próbnik jest zatem w stanie pobrać cząstki PM_{10} z ośmiu podstawowych kierunków wiatru (pn., pn.-wsch., pd.-wsch., pd., pd.-zach., zach., pn.-zach.) i w warunkach bezwietrznych (szybkość wiatru $<0,2\ \text{m}\cdot\text{s}^{-1}$). Próbnik można zobaczyć na Rys. 9.



Rys. 9: Próbnik SAM Hi 30 AUTO WIND

Prędkość i kierunek wiatru mierzone są za pomocą anemometru WindSonic™ SDI-12 (Gill Instruments s.r.o.). Prędkość i kierunek wiatru w celu wyboru konkretnego filtra ze zbiornika, do którego pobierane są próbki, określa się na podstawie godzinowych średnich kroczących obliczonych na podstawie danych 10-minutowych zgodnie z metodologią US EPA. (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY et al. 2000). Dodatkowo jeden filtr przeznaczony jest do epizodów z ekstremalnym zanieczyszczeniem powietrza, definiowanym jako trzy kolejne średnie stężenia godzinowe PM_{10} przekraczające $100\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (określone na podstawie 10-minutowych danych z monitoringu naziemnego) – tzw. sytuacji smogowych.

Próbki cząstek zawieszonych pobierane są na filtry przez okres jednego miesiąca. Następnie poddawane są analizie elementarnej z wykorzystaniem analizy aktywacji neutronowej w reaktorze jądrowym w Rosji. Wyniki analizy elementarnej pomagają określić pochodzenie pobranych cząstek.

5 WARUNKI METEOROLOGICZNE W OBSZARZE ZAINTERESOWAŃ

5.1 Wieloletnie warunki klimatyczne obszaru badań

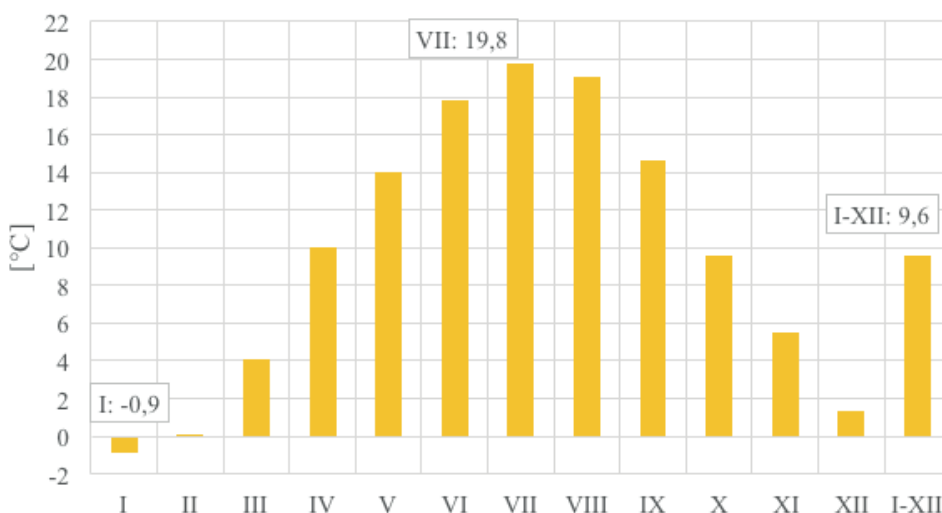
Ocena warunków meteorologicznych na obszarze zainteresowania opiera się na długoterminowych pomiarach z lat 2005-2019. W odniesieniu do rocznej zmienności warunków meteorologicznych, dane meteorologiczne uzyskane z możliwie najdłuższych serii czasowych pomiarów są bardziej wiarygodne. Zalecenia WMO sugerują, aby seria taka była co najmniej 30-letnia. W badanym przypadku wykorzystano najdłuższą z homogenicznych serii dla terenu, tj. blisko 15-letnią. Uzyskane wyniki są reprezentatywne dla tła klimatycznego obszaru badań.

Położenie stacji pomiarowych w obszarze badań jest o tyle specyficzne, że obie usytuowane są w obniżeniu terenu, u wylotu Koliny Ostrawskiej w dolinie górnej Odry.

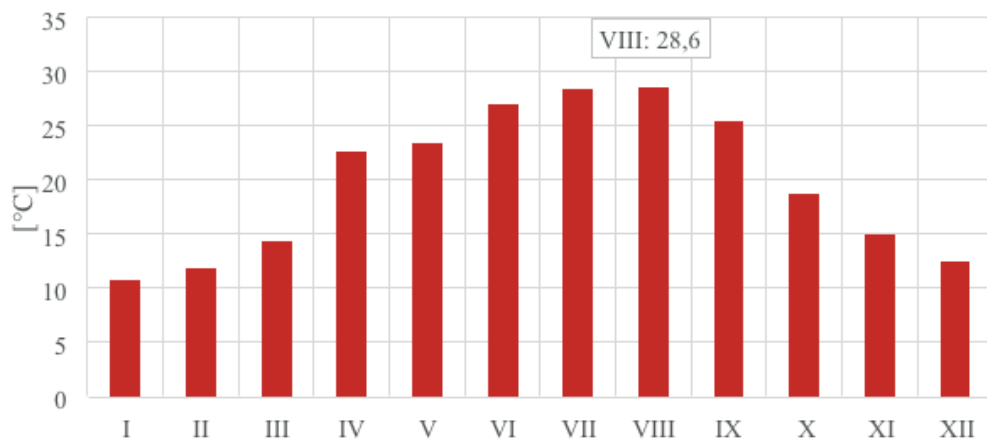
Choć bariera Karpat i Sudetów stanowi naturalną granicę regionów klimatycznych po obu jej stronach, dla potrzeb pracy, z uwagi na niewielką odległość obu stacji pomiarowych przyjęto, że warunki klimatyczne ich obu są podobne i są reprezentowane przez stację meteorologiczną IMGW-PIB w Raciborzu.

Dla oceny dobrano takie charakterystyki klimatologiczne badanego obszaru, które są najbardziej przydatne dla prawidłowej oceny tła meteorologicznego warunków jakości powietrza w mieście i okolicy. Analizę tła klimatycznego obszaru badań przeprowadzono w oparciu o dane ze stacji synoptycznej IMGW-PIB w Raciborzu (patrz uwaga pod tabelą 1). Uzupełnieniem tabeli jest wizualizacja przebiegów miesięcznych wybranych elementów meteorologicznych, reprezentatywnych dla Raciborza (Rys. 10 – Rys. 22).

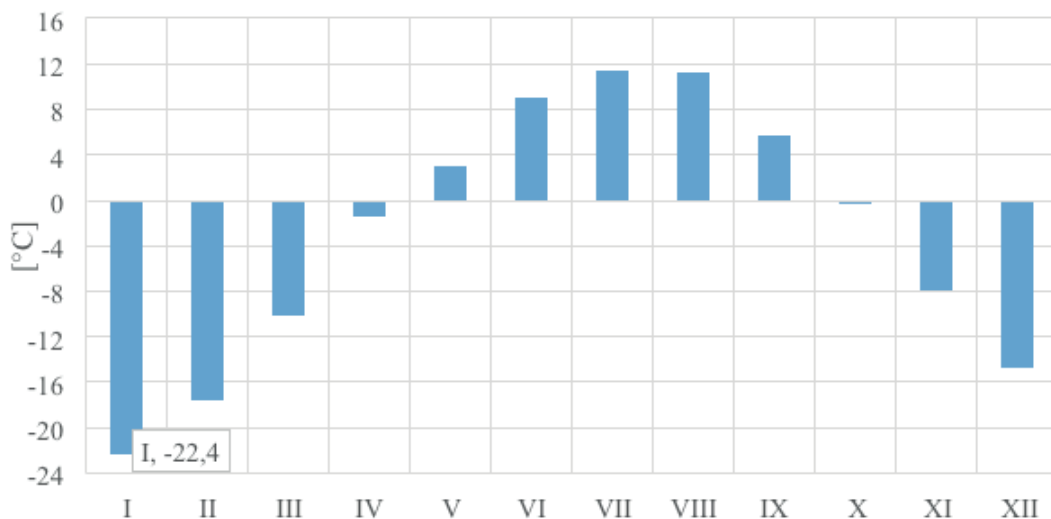
Przebieg miesięczny temperatury powietrza w Raciborzu jest typowy dla obszarów znajdujących się w strefie oddziaływania klimatu umiarkowanego przejściowego. Klimatologicznie najcieplejszym miesiącem jest lipiec (19,8°C), a najzimniejszym styczeń (-0,9°C) – patrz Rys. 10. Najwyższe wartości temperatury maksymalnej obserwowane są w tej lokalizacji w sierpniu (28,6°C), a najniższe minimalne w styczniu (-22,4°C) – patrz Rys. 11 i Rys. 12. Odbiega to nieznacznie od obszaru np. Wyżyny Śląskiej, gdzie najniższe temperatury obserwuje się z kolei w lutym. Podsumowując, należy stwierdzić, że podział roku na sezon chłodny (październik – marzec) i ciepły (kwiecień – wrzesień) ma uzasadnienie termiczne.



Rys. 10: Przebieg miesięczny średnich wartości temperatury powietrza w latach 2005-2019.

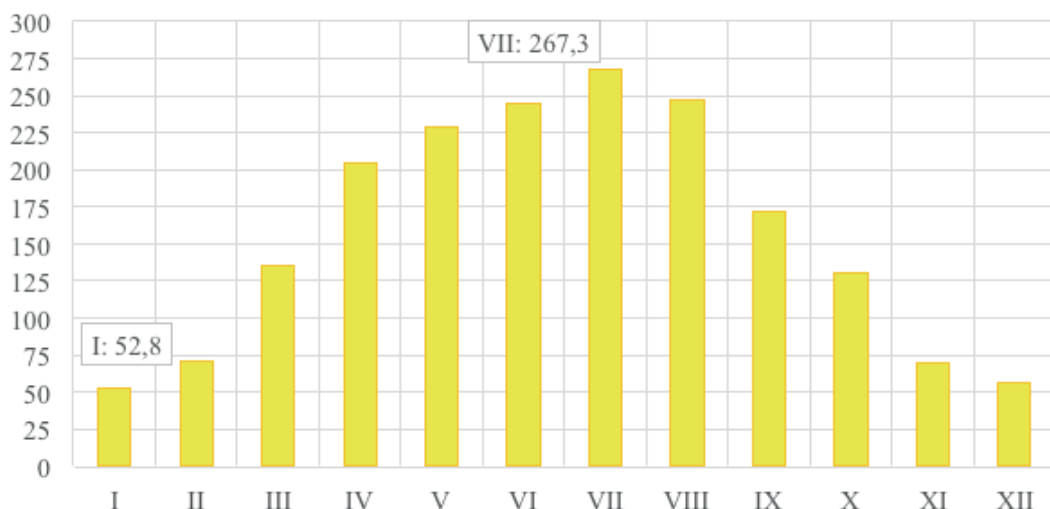


Rys. 11: Przebieg miesięczny maksymalnych wartości temperatury powietrza w latach 2005-2019



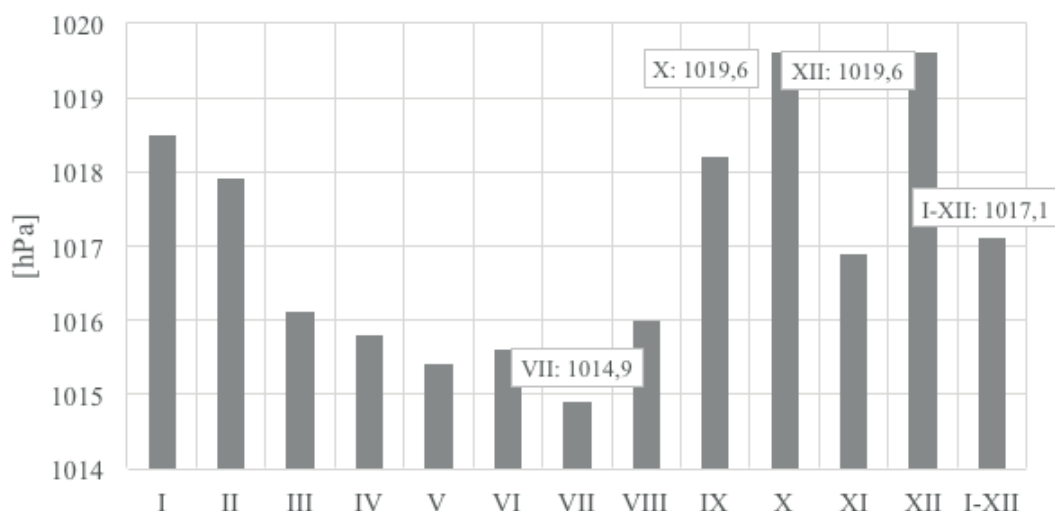
Rys. 12: Przebieg miesięczny minimalnych wartości temperatury powietrza w latach 2005-2019.

Uśredniony czas trwania usłonecznienia w godzinach jest zależny od długości dnia i zachmurzenia ogólnego. Stąd najwyższe wartości obserwowane są w lipcu (267 godzin), a najmniejsze w styczniu (53 godziny). Patrz Rys. 13.



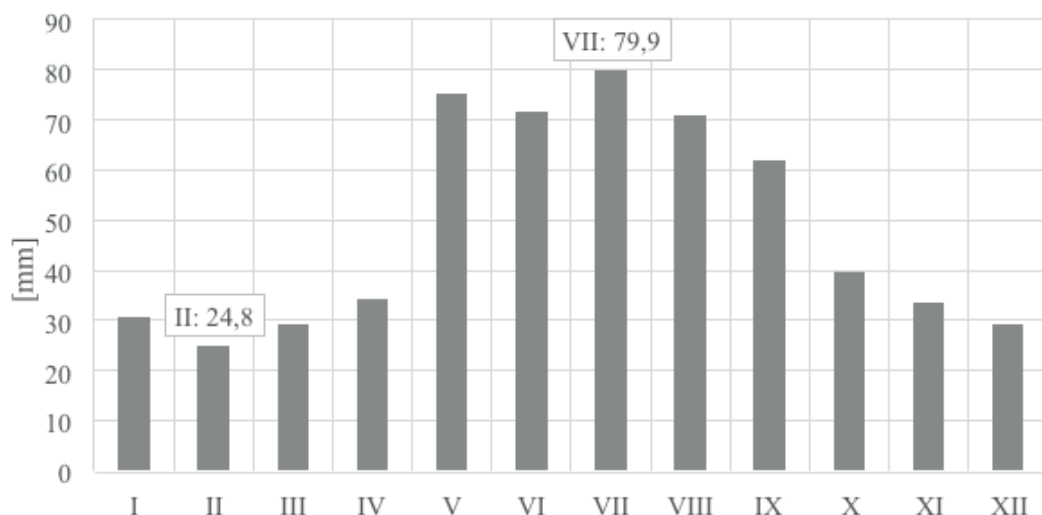
Rys. 13: Przebieg miesięczny średnich wartości sumy usłonecznienia w godzinach w latach 2005-2019, rok I-XII: 1881 godz. Oś pionowa: liczba godzin

Przebieg roczny średnich wartości ciśnienia atmosferycznego jest typowy dla klimatu umiarkowanego przejściowego. Najwyższe wartości ciśnienia w październiku i grudniu (1019.6 hPa) wynikają z częstego występowania w tym regionie długotrwałych układów wyżowych. Ma to swoje reperkusje w warunkach wentylacji atmosfery. Najniższe wartości ciśnienia przypadają z kolei na okres letni, cechujący się zwiększoną aktywnością cyklonalną, przez co w lipcu właśnie obserwowana jest minimalna wartość ciśnienia atmosferycznego osiągająca 1014.9 hPa, co znajduje swoje odzwierciedlenie również w zwiększonej sumie opadów letnich. Patrz Rys. 14.



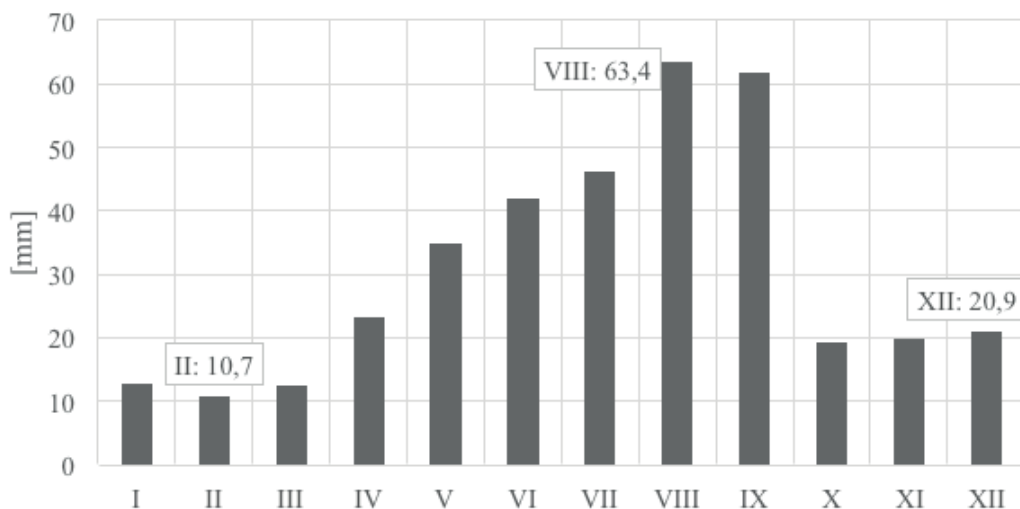
Rys. 14: Przebieg miesięczny średnich wartości ciśnienia zredukowanego do poziomu morza n.p.m. w latach 2005-2019, średnia roczna: 1017.1 hPa

Przebieg średnich miesięcznych sum opadów atmosferycznych w okresie wieloletnim nawiązuje do typowego dla klimatu umiarkowanego przejściowego charakteru. Ujawniają się przy tym cechy klimatu kontynentalnego o najwyższych sumach opadów latem (opady konwekcyjne). Maksimum sumy opadów przypada na lipiec: 79,9 mm, minimum występuje w lutym: 24,8 mm. Patrz Rys. 15.



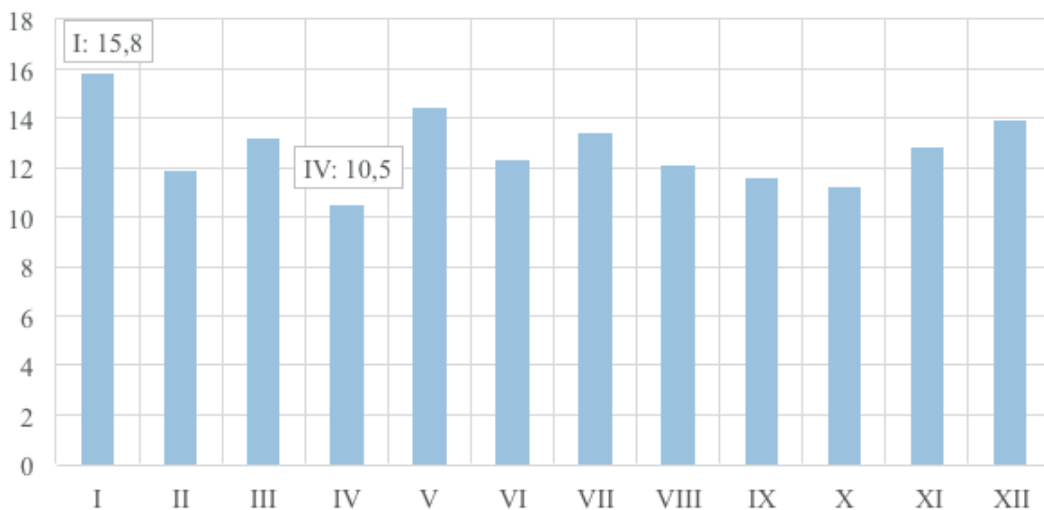
Rys. 15: Przebieg miesięczny sum opadu atmosferycznego w latach 2005-2019, roczna suma opadów: 581.2 mm.

Maksymalne dobowe sumy opadów atmosferycznych występują najczęściej w cieplej porze roku (lipiec: 63, mm) i związane są z zachmurzeniem konwekcyjnym. Maksymalne sumy dobowe są najniższe w okresie chłodnym: sumy dobowe wahają się od 20,9 mm w grudniu do minimum w lutym: 10,7 mm. Patrz Rys. 16.



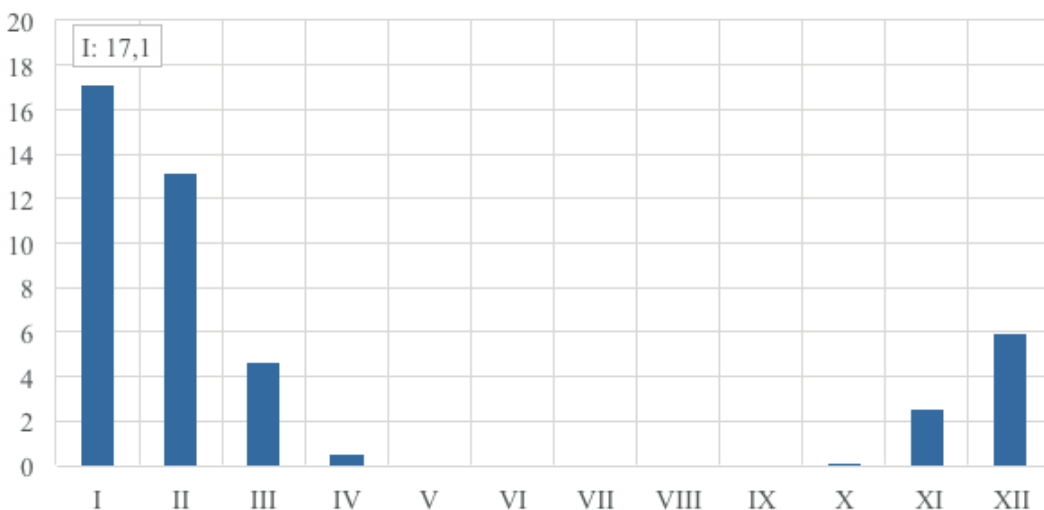
Rys. 16: Przebieg miesięczny maksymalnych dobowych sum opadu atmosferycznego w latach 2005-2019

Liczba dni z opadem atmosferycznym (opad dobowy $\geq 0,1$ mm w ciągu doby) jest typowa dla warunków klimatu umiarkowanego przejściowego. Najbardziej wilgotnym miesiącem pod względem liczby dni z opadem jest styczeń (16 dni), a najmniej kwiecień (11 dni). Patrz Rys. 17.



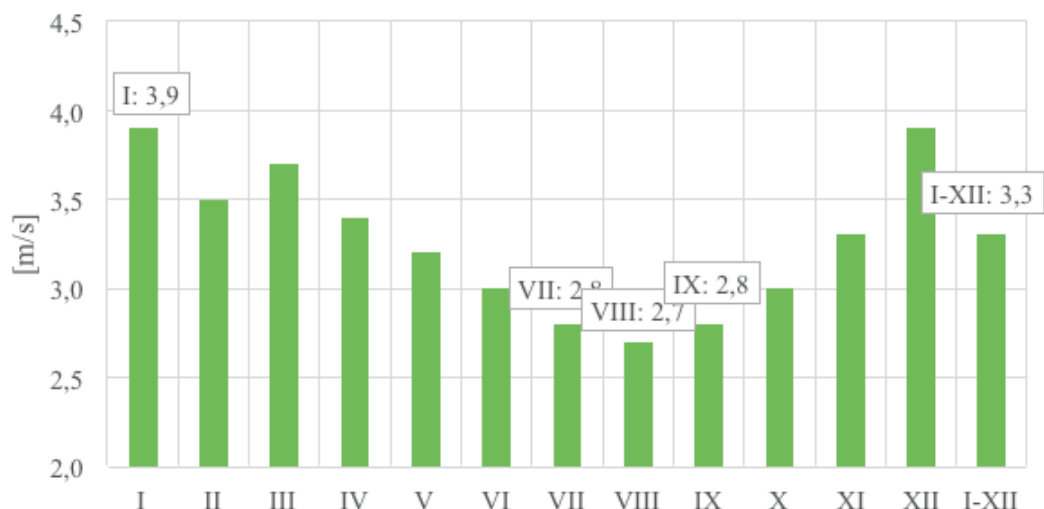
Rys. 17: Przebieg miesięczny liczby dni z opadem atmosferycznym w latach 2005-2019, rok I-XII: 153 dni. Oś pionowa: liczba dni

Pokrywa śnieżna dla Raciborza obserwowana jest od listopada do marca, sporadycznie może pojawić się już w październiku (0.1 dnia) i zalegać jeszcze w kwietniu (pół dnia). Uśredniona dla okresu wieloletniego liczba dni z pokrywą śnieżną wynosi rocznie 43.9 dnia, z czego najdłużej śnieg utrzymuje się w styczniu (17 dni). Od maja do września brak jest dni z pokrywą śnieżną. Patrz Rys. 18.



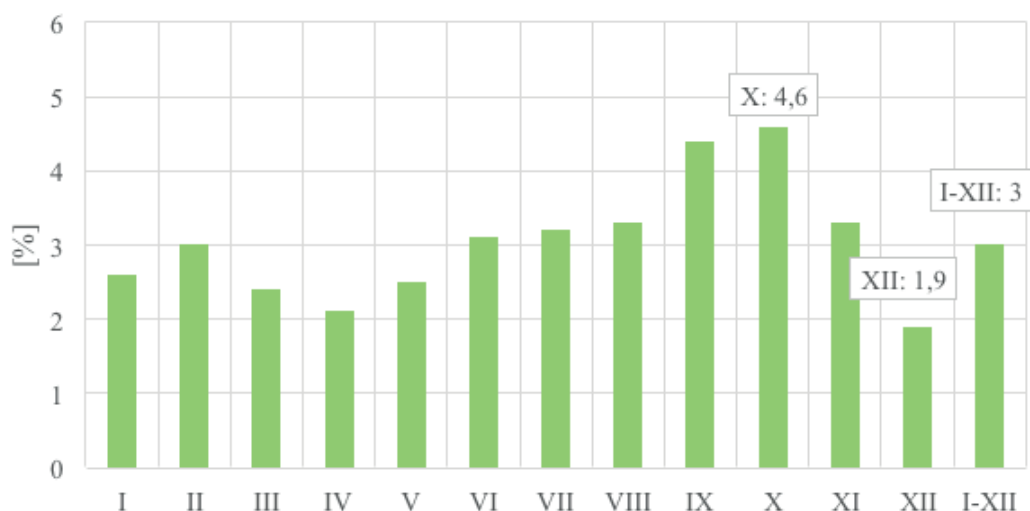
Rys. 18: Przebieg miesięczny liczby dni z pokrywą śnieżną w latach 2005-2019, rok I- XII: 44 dni. Oś pionowa: liczba dni

Przebieg średnich miesięcznych prędkości wiatru odzwierciedla typowe warunki anemologiczne dla obszarów znajdujących się pod wpływem klimatu umiarkowanego przejściowego o cechach kontynentalnych. Wartości minimalne przypadają na okres letni: w sierpniu średnia prędkość wiatru osiąga 2,7 m/s. Znacznie większe prędkości odznaczają się w zimie: maksymalna średnia prędkość wiatru dla stycznia to 3,9 m/s. Patrz Rys. 19.



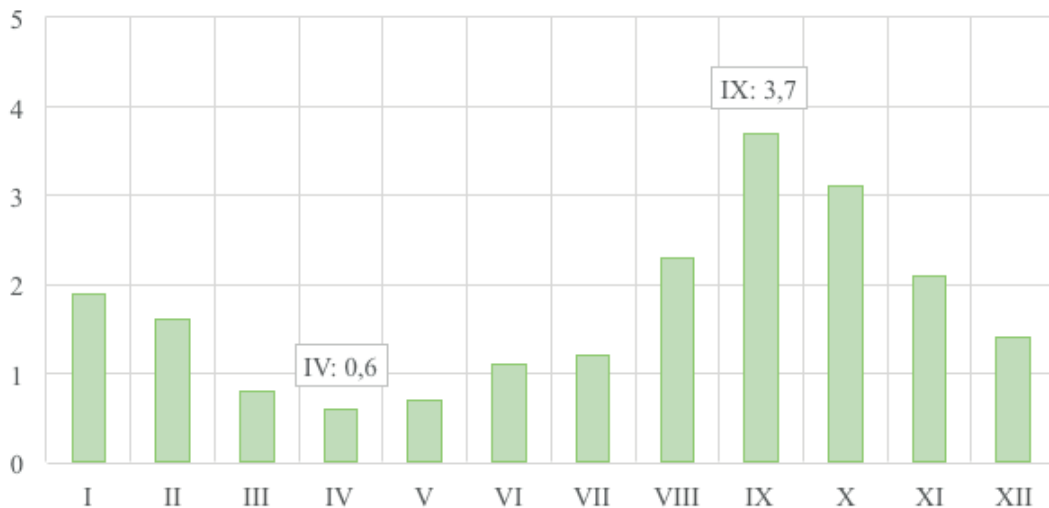
Rys. 19: Przebieg miesięczny średnich prędkości wiatru w latach 2005-2019, rok I-XII: 3,3 m/s

Udział ciszy w przebiegu miesięcznym wskazuje, że w żadnym miesiącu nie przekracza on 5% czasu trwania. Widoczne są stosunkowo duże udziały ciszy od czerwca do listopada (> 3%), maksymalnie 4.6% w październiku. Przekłada się to na warunki wentylacyjne. Mniejszą częstość wystąpienia ciszy obserwuje się w pierwszym półroczu od stycznia do maja (2–3 %), a najrzadziej w grudniu: 1,9%. Średnio w roku stanowią 3% wszystkich obserwacji warunków anemologicznych. Patrz Rys. 20.



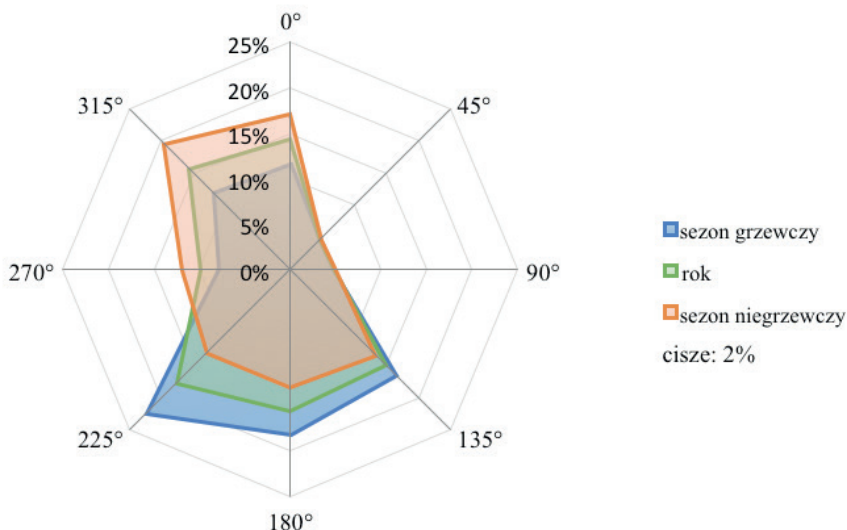
Rys. 20: Przebieg miesięczny ciszy atmosferycznej (prędkość wiatru < 0,5 m/s) w latach 2005-2019, rok I-XII: 3%

Liczba dni ze średnią dobową prędkością wiatru < 2 m/s występuje najczęściej we wrześniu (4 dni) i październiku (3 dni). Najrzadziej takie dni obserwowane są od marca do maja z minimum w kwietniu (niecały 1 dzień). Patrz Rys. 21.



Rys. 21: Przebieg niskich prędkości wiatru (< 2 m/s – średnia dobową), rok I-XII: 21 dni. Oś pionowa: liczba dni.

Roża wiatru w Raciborzu znajduje się pod wpływem warunków ogólnocyrkulacyjnych modyfikowanych silnie ukształtowaniem terenu. Zarówno dla okresu rocznego jak także i sezonu grzewczego i ciepłego przeważają kierunki południkowe (sektor $135-225^\circ$ oraz $315-360^\circ$) przy czym dla sezonu grzewczego nad kierunkami północnymi przewagę zyskują kierunki z sektora południowego. Patrz Rys. 22.



Rys. 22: Róża wiatru dla Raciborza w latach 2005 – 2019 (rok, sezon grzewczy (chłodny) X-III, sezon niegrzewczy – ciepły IV-IX).

5.2 Warunki wentylacyjne atmosfery w świetle badań radiometrycznych

Elementem obrazującym rozkład warunków termicznych w atmosferze są tzw. klasy stratyfikacji termicznej. Klasy te stanowią modelowy przebieg pionowego gradientu temperatury w warstwie przyziemnej atmosfery uzyskany z pomiarów za pomocą radiometru (Jiřík et al. 2020).

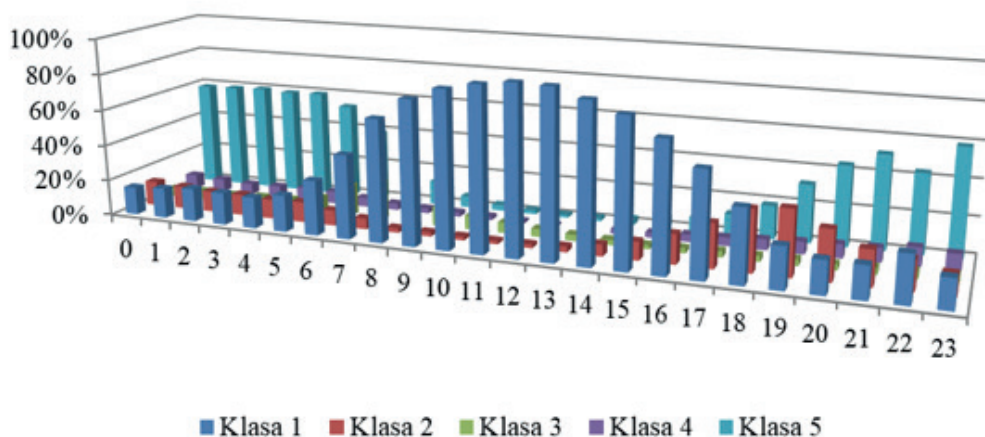
Na podstawie badań empirycznych wyodrębniono 5 takich klas (patrz Tab. 2).

Tab. 2: Podział klas stratyfikacji termicznej wg pomiarów radiometrycznych.

Klasa stratyfikacji termicznej	Opis pionowego rozkładu termicznego	Typ klasy stabilności atmosfery w warstwie przypowierzchniowej	Pora doby (najczęstsze występowanie)
1	Charakteryzuje się normalnym rozkładem temperatury wraz ze wzrostem wysokości. Na żadnym poziomie nie występuje inwersja – klasa ta w przybliżeniu odpowiada stratyfikacji chwiejnej atmosfery.	chwiejna	dzienna
2	Charakteryzuje się występowaniem małej warstwy inwersji od powierzchni Ziemi (około 50 m), później rozkładem normalnym temperatury.	obojętna	wieczorno-nocna
3	Charakteryzuje się rozkładem normalnym temperatury w warstwie do około 100 m n.p.g., następnie inwersją o dość dużej miąższości (około 500 m), a potem rozkładem normalnym. Ten typ stratyfikacji mieszanej jest charakterystyczny dla tzw. przejścia porannego, gdy nagrzana przez promieniowanie słoneczne powierzchnia Ziemi oddaje swe ciepło warstwie przyziemnej atmosfery.	słabo stabilna	poranna
4	Przyziemna inwersja o dość dużym skoku sięgająca wysokości około 50 m n.p.g., potem rozkład normalny temperatury na wysokości około 400 m, inwersja wzniesiona o miąższości około 300 m. Powyżej rozkład normalny.	stabilna	nocna
5	Silna inwersja od powierzchni Ziemi do wysokości około 100 m; charakteryzuje stratyfikację stałą przy powierzchni Ziemi.	silnie stabilna	nocna

W przebiegu dobowym uśrednionym dla całego roku (Rys. 23) obserwuje się wyraźną przewagę klasy 1 (normalny rozkład temperatury od powierzchni gruntu) w godzinach okołopołudniowych. W godzinach nocnych najczęściej występuje klasa 5 (znaczna inwersja przygruntowa). Te dwie klasy dominują wyraźnie nad pozostałymi pozostając w zgodności z teorią ewolucji struktury warstwy granicznej Stulla.

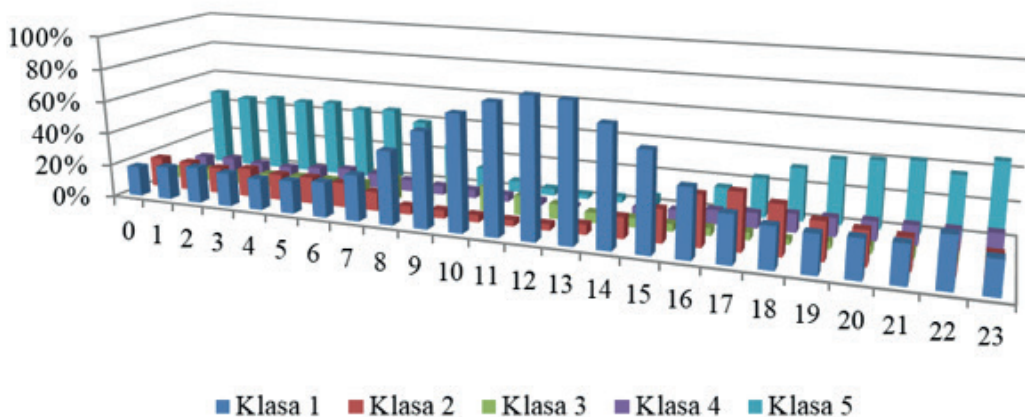
Przebieg klas w dobie w roku



Rys. 23.: Dobowy przebieg klas stratyfikacji termicznej w dolinie Górnej Odry dla całego roku.

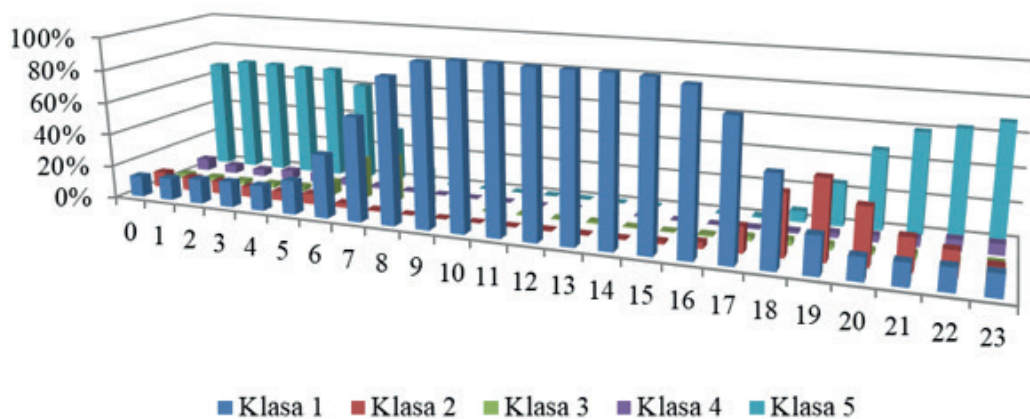
W sezonie zimowym dobowy przebieg klas termicznej stratyfikacji atmosfery (TSA) charakteryzuje się skróconym czasem trwania w ciągu doby klasy 1, a wzrostem udziału klas 2–4 przy prawie identycznym udziale klasy 5. Wartym odnotowania jest fakt związku częstości występowania klasy 5 z długością okresu nocnego Rys. 24.

Przebieg klas w dobie w zimie



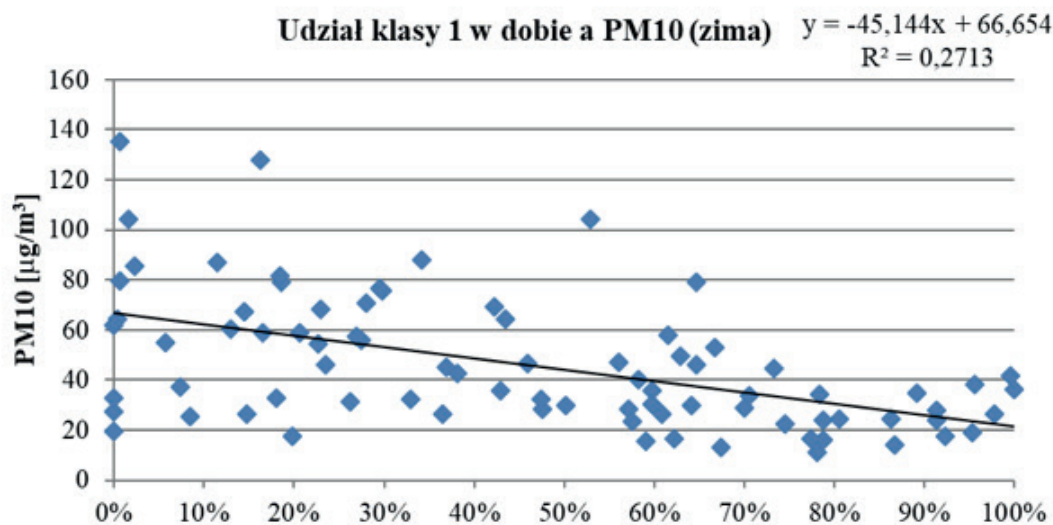
Rys. 24.: Dobowy przebieg stratyfikacji termicznej w dolinie Górnej Odry w sezonie zimowym (chłodnym: X–III).

Przebieg klas w dobie w lecie

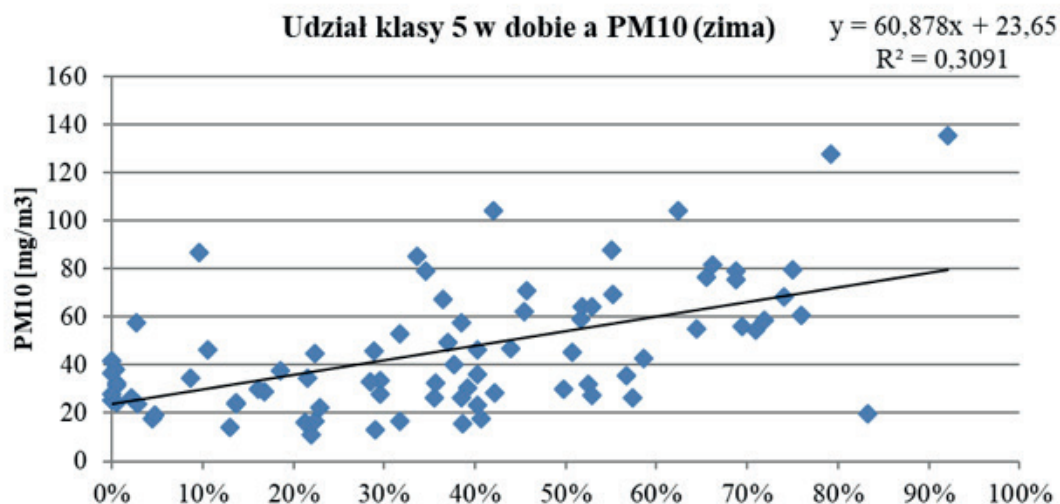


Rys. 25.: Dobowy przebieg stratyfikacji termicznej w dolinie Górnej Odry w sezonie letnim (ciepłym IV–IX).

Znaczenie klas stratyfikacji termicznej znajduje odzwierciedlenie także w obserwowanych stężeniach pyłu PM_{10} . Porównania przeprowadzono dla okresu jednej doby. Porównano średnie dobowe stężenie PM_{10} z udziałem procentowym dla poszczególnych klas w danej dobie (Rys. 26 i Rys. 27).



Rys. 26: Udział klasy 1 w dobie a dobowe stężenia PM_{10} – zima (okres chłodny X–III).



Rys. 27: Udział klasy 5 w dobie a dobowe stężenia PM_{10} – zima (okres chłodny X–III).

Z analizy wynika, że klasy 1 i 5 są istotnie związane ze stężeniem PM_{10} . Im więcej jest udziału klasy 1 w dobie, tym niższe jest stężenie PM_{10} . Dla klasy 5 obserwuje się sytuację odwrotną.

W dalszej części obliczono korelacje stężenia PM_{10} oraz klasy stratyfikacji termicznej z radiometru i parametrów meteorologicznych mierzonych na stacji IMGW-PIB Racibórz Studzienna. Zależności rozpatrywane są w okresach dobowych. Patrz Tab. 3.

Tab. 3: Stężenia zanieczyszczeń a stratyfikacja termiczna i warunki meteorologiczne w dobie.

Czynnik	Współczynnik korelacji z PM ₁₀
Klasa 1	-0,554
Klasa 2	-0,154
Klasa 3	0,183
Klasa 4	0,166
Klasa 5	0,496
T _{Max}	-0,335
T _{Min}	-0,464
T _{Srd}	-0,399
T _{MIG}	-0,458
Opad atmosferyczny	-0,113
Czas deszczu	-0,110
Czas opadu śniegu	0,188
Czas trwania mgły	0,567
Czas trwania zamglenia	0,613
Wilgotność względna	0,387
Prędkość wiatru	-0,354
Podstawa chmur	0,175
Widoczność	-0,718
Zachmurzenie całkowite	0,018

Analiza wyników zawartych w Tab. 3 wskazuje na silny związek dobowych stężeń pyłu PM₁₀ w Raciborzu i klas TSA 1 (korelacja ujemna) i 5 (korelacja dodatnia). Wykazano również istotną korelację pomiędzy dobowymi stężeniami pyłu PM₁₀ a następującymi zjawiskami meteorologicznymi: charakterystyką temperatury i widoczności (korelacja ujemna), czasu trwania mgły i zamglenia (korelacja dodatnia). Nieco słabsze związki są obserwowane dla wilgotności względnej (korelacja dodatnia) i prędkości wiatru (korelacja ujemna). Czas trwania klas TSA 2–4 wykazuje słabą korelację z dobowym stężeniem pyłu PM₁₀.

Przeprowadzone analizy potwierdzają wnioski z dotychczasowych badań nad wpływem warunków meteorologicznych na stężenia pyłu. W przypadku występowania pogody stabilnej w rozumieniu małej zmienności typologicznej (reprezentowanej przez klasy 1 i 5), zależności pomiędzy warunkami meteorologicznymi a stężeniem pyłu są dobrze zachowane. W przypadku występowania pogody zmiennej reprezentowanej przez klasy TSA 2–4 zależności te są trudniejsze do uchwycenia.

Przedstawione wyżej charakterystyki wentylacji atmosfery są możliwe do zastosowania w przypadku dysponowania radiometrem. Dla możliwości oceny wpływu tych warunków dla okresu wcześniejszego konieczne było zastosowanie innego narzędzia, które bazowałoby na danych radiometrycznych z lat 2018-2020 i mogło być zastosowane retrospektywnie. W tym celu do oceny warunków wentylacji na badanym obszarze zastosowano elementy analizy wielowymiarowej (grupowanie, rzutowanie Sammona) (Krajny a Ośródk 2020; Ośródk et al. 2018; Degórska et al. 2016).

Dla grup z największymi wartościami stężeń zanieczyszczeń charakterystyczne były następujące cechy:

- niska prędkość wiatru (średnia chwilowa < 2 m/s),
- mała widoczność, nie większa niż 1000 m,
- występowanie mgły lub zamglenia,
- pełna inwersja (klasa stratyfikacji termicznej TSA 5).

i nazwane zostały indeksami wentylacji (IWW).

Pogrupowano wektory godzinowych wartości elementów meteorologicznych i dla każdej grupy obliczono średnie stężenia zanieczyszczeń.

Dla uproszczenia, w danej godzinie obserwacji sformułowano 5 cząstkowych indeksów:

$$I_1 = \begin{cases} 1 & \text{gdy prędkość wiatru} \leq 2 \text{ m/s} \\ 0 & \text{w przeciwnym przypadku} \end{cases}$$

$$I_2 = \begin{cases} 1 & \text{gdy prędkość wiatru} = 0 \text{ m/s} \\ 0 & \text{w przeciwnym przypadku} \end{cases}$$

$$I_3 = \begin{cases} 1 & \text{gdy widoczność} < 10 \text{ km} \\ 0 & \text{w przeciwnym przypadku} \end{cases}$$

$$I_4 = \begin{cases} 1 & \text{gdy występują mgły lub zamglenia} \\ 0 & \text{w przeciwnym przypadku} \end{cases}$$

$$I_5 = \begin{cases} 1 & \text{gdy klasa stratyfikacji} = 5 \\ 0 & \text{w przeciwnym przypadku} \end{cases}$$

Wiatr występuje w dwóch indeksach w celu podkreślenia jego istotności. Cisza w danym terminie jest dodatkowym obciążeniem.

Sumaryczny indeks godzinowy obliczono ze wzoru:

$$I(h) = \sum_{k=1}^5 I_k(h)$$

Na poziom zanieczyszczeń wpływa również pewna przeszłość, zatem sformułowano indeks warunków wentylacyjnych:

$$IWW(h) = I(h) + I(h-1) + I(h-2)$$

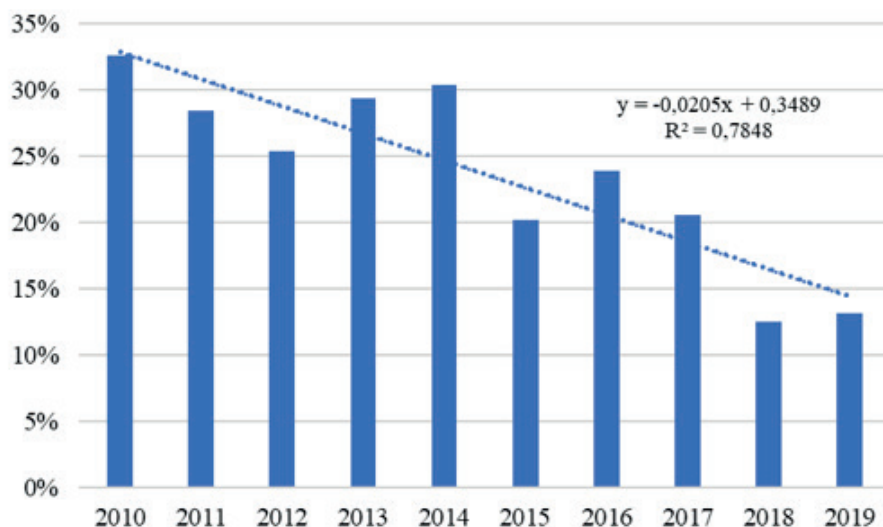
jako suma indeksów godzinowych z trzech ostatnich terminów. Patrz Tab. 4.

Tab. 4: Kwantyfikacja indeksu wentylacji (IWW).

Wartość indeksu IWW	Charakterystyka	Klasa wentylacji
0	brak spełnionych warunków do oceny wentylacji	brak klasy
1 – 3	dobre warunki wentylacyjne	A
4 – 6	umiarkowane warunki wentylacji	B
7 – 8	słabe warunki wentylacji	C
9 – 12	złe warunki wentylacji	D

W oparciu o zastosowany algorytm wyznaczono indeks warunków wentylacji dla okresu 2015–2019 r.

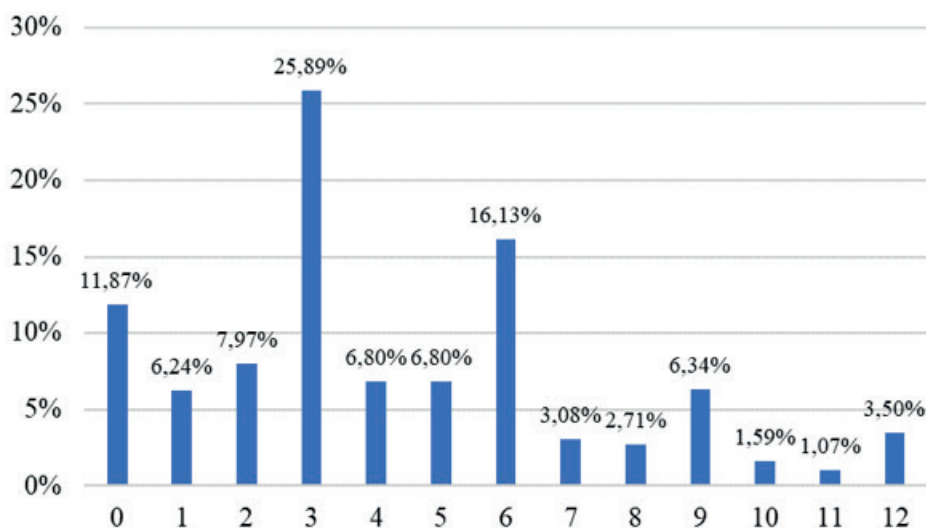
Przedstawiony rysunek (Rys. 28) pokazuje, że indeks złych warunków wentylacyjnych z roku na rok wykazuje zmienność, przy czym obserwowany jest jego ujemny trend. Oznacza to, że w ostatnich latach obserwuje się więcej sytuacji z większą dynamiką warunków meteorologicznych (mniej sytuacji inwersyjnych), a zatem mniej sytuacji sprzyjających wysokim koncentracjom zanieczyszczeń powietrza. Szczególnie dobrze jest to widoczne w latach 2015–2019 (najlepsza sytuacja w latach 2018 i 2019).



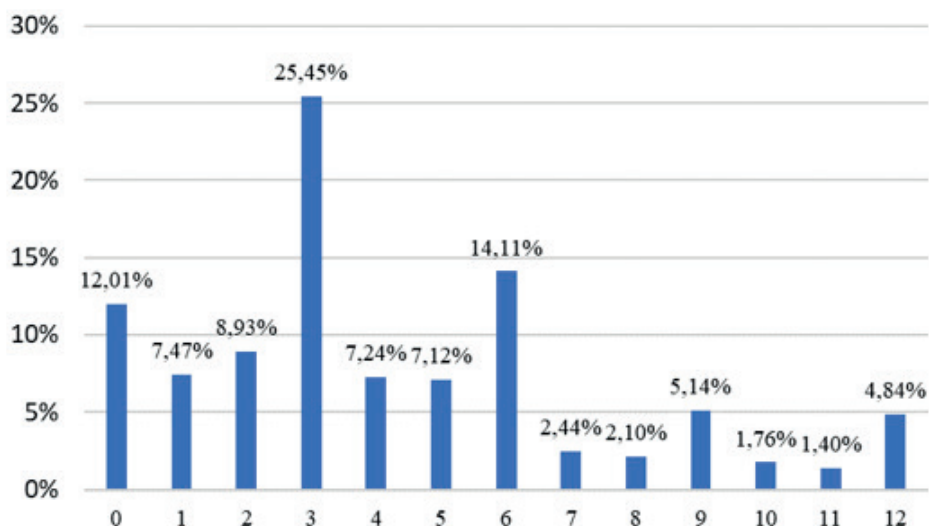
Rys. 28: Udział IWW o złych warunkach wentylacji – klasa D latach 2019–2010.

5.3 Warunki anemologiczne i wentylacyjne atmosfery podczas pomiarów wspólnych

Udział poszczególnych indeksów wentylacji w latach 2018 i 2019, a więc podczas trwania kampanii pomiarowej projektu, przedstawiono na rysunkach poniżej. (Rys. 29 i Rys. 30)



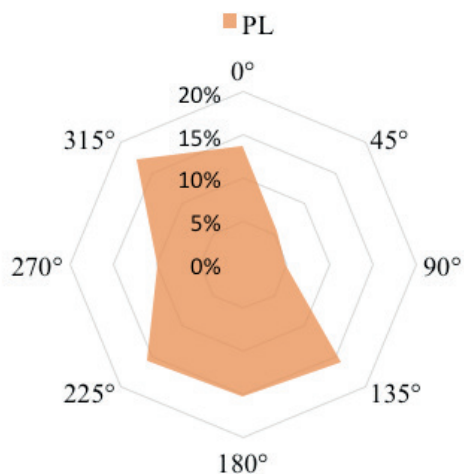
Rys. 29: Rozkład wartości współczynnika wentylacji (IWW) w roku 2018 dla okolic Raciborza. Oś pionowa: udział sytuacji, oś pozioma: indeks IWW.



Rys. 30: Rozkład wartości współczynnika wentylacji (IWW) w roku 2019 dla okolic Raciborza. Oś pionowa: udział sytuacji, oś pozioma: indeks IWW

Analiza częstości występowania indeksu wentylacji (IWW) wskazuje, że w obu latach przeważały dni z dobrymi i umiarkowanymi warunkami wentylacji (IWW <6). Sytuacje ze słabymi i bardzo złymi warunkami wentylacji stanowiły tylko mniej niż 20 % czasu w roku. Oznacza to, że przez taki czas w roku, za epizody smogowe po obu stronach granicy odpowiadała emisja pyłu zawieszonego pochodząca z niskich emitorów lub emisja komunikacyjna i powierzchniowa.

W świetle tak kształtujących się warunków wentylacyjnych atmosfery róża wiatru z Raciborza kształtuje się jak przedstawiono na rysunku poniżej (Rys. 31).

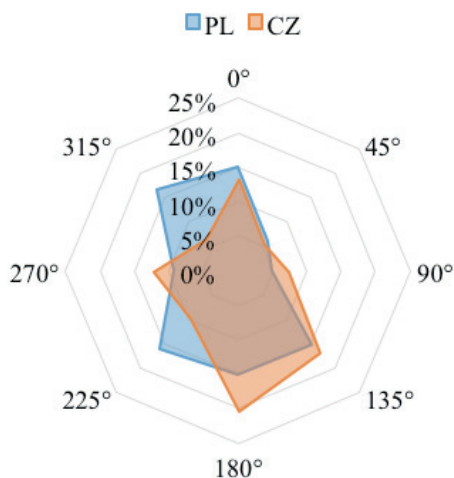


Rys. 31: Róża wiatru dla Raciborza z okresu 2018- 2019 r.

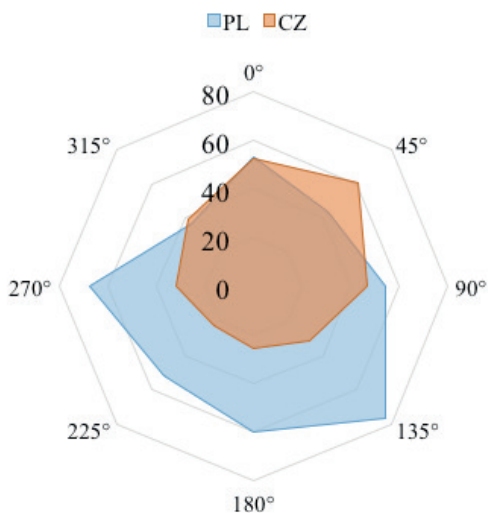
Róża wiatru z okresu 2018–2019 ma prawie identyczny kształt jak róża z okresu wieloletniego. Obserwuje się równie silny wpływ ukształtowania terenu na przebieg i dominację poszczególnych kierunków wiatru.

5.4 Wspólne pomiary PL-CZ – róże wiatru i PM_{10}

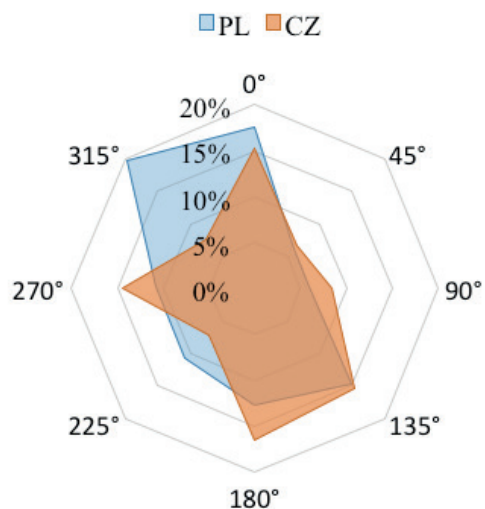
Analiza wyników pomiarów kierunku i prędkości wiatru na stacjach pomiarowych w Raciborzu i Horni Suchej w okresie pomiarów wspólnych (2018-2019 r.) wykazuje dużą zbieżność z uśrednioną dla okresu wieloletniego różą wiatru dla stacji meteorologicznej w Raciborzu. W obu lokalizacjach kształt róż wiatru determinują procesy ogólnocyrkulacyjne modyfikowane rzeźbą terenu. W przypadku Horni Suchej obserwuje się nieznaczne zwiększenie udziału kierunku południowego kosztem północno zachodniego, co spowodowane może być różnicą wysokości pomiaru i stopniem zakrycia horyzontu. Znajdująca się u podnóża wieży stacja pomiarowa nie zapewnia w pełni reprezentatywnych wyników pomiaru kierunku wiatru. W sezonie grzewczym (październik-marzec) róża wiatru dla obu stacji przybiera bardziej równomierny kształt, przy czym w przypadku Horni Suchej zaznacza się nieznacznie dominacja wiatru z sektora NE, a w przypadku Raciborza – z sektora południowego (Rys. 32 do Rys. 34). Dla sezonu letniego (kwiecień-wrzesień) róża z obu lokalizacji mają podobny i zbliżony kształt do róż całorocznych.



Rys. 32: Róża wiatru dla PL i CZ z okresu 2018-2020.

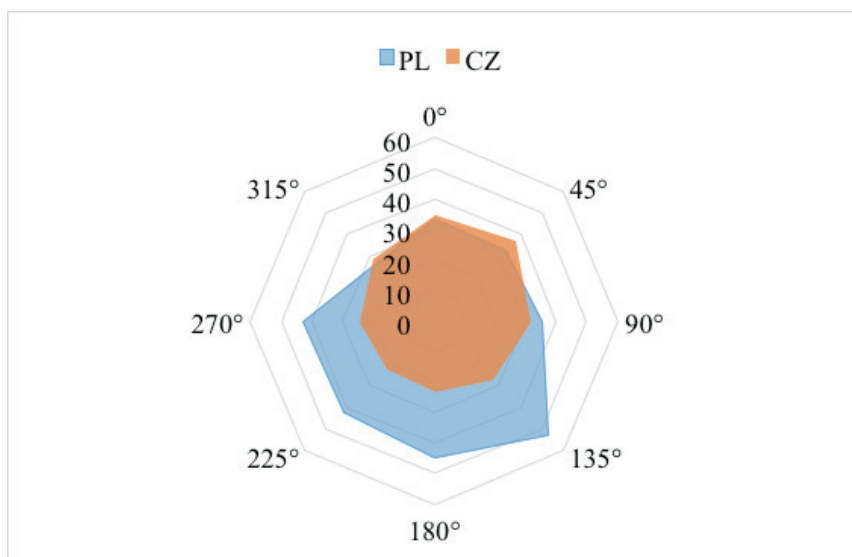


Rys. 33: Róża wiatru [%] dla PL i CZ z okresu 2018-2019 (sezon grzewczy).

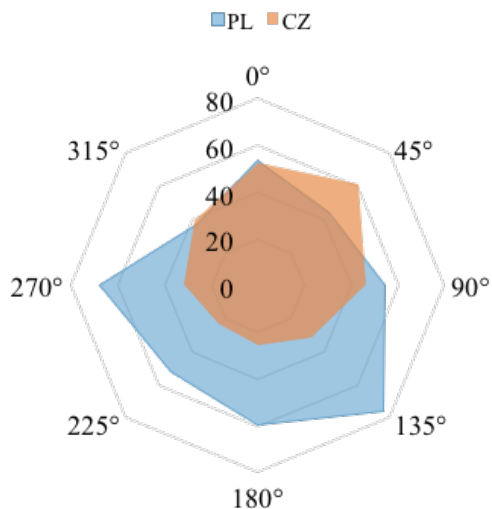


Rys. 34: Róża wiatru dla PL i CZ z okresu 2018-2019 (sezon niegrzewczy).

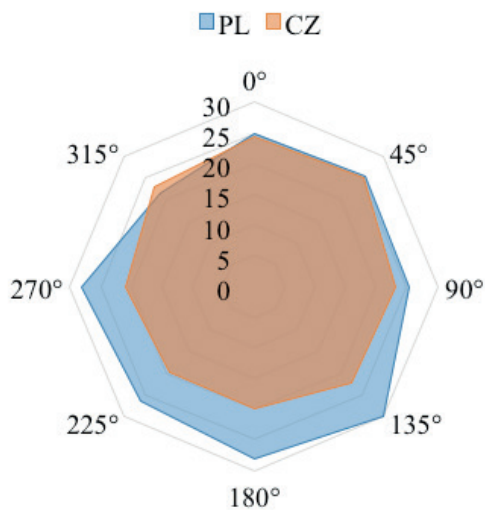
Interesujący kształt mają natomiast róże zanieczyszczeń PM_{10} (Rys. 35 do Rys. 37). We wszystkich przypadkach (rok, sezon grzewczy, sezon niegrzewczy) na stacji w Raciborzu obserwuje się najwyższe stężenia z sektora południowego (135–225°), a w przypadku Horni Sušej napływ ten jest równomierny z obu sektorów. Na taki stan rzeczy może wpływać zarówno różne położenie geograficzne obu stacji jak też i różnica wysokości pomiaru wiatru i zanieczyszczeń. O ile w przypadku Raciborza mierzony jest głównie napływ zanieczyszczeń przyziemnych, o tyle na stacji w Horni Sušej dominują zanieczyszczenia z wyższych partii warstwy granicznej atmosfery (patrz rozdział 6).



Rys. 35: Róża PM_{10} [$\mu g/m^3$] dla PL i CZ z okresu 2018-2019.



Rys. 36: Róża PM_{10} [$\mu g/m^3$] dla PL i CZ z okresu 2018-2019 (sezon grzewczy).



Rys. 37: Róża PM_{10} [$\mu g/m^3$] dla PL i CZ z okresu 2018-2019 (sezon niegrzewczy).

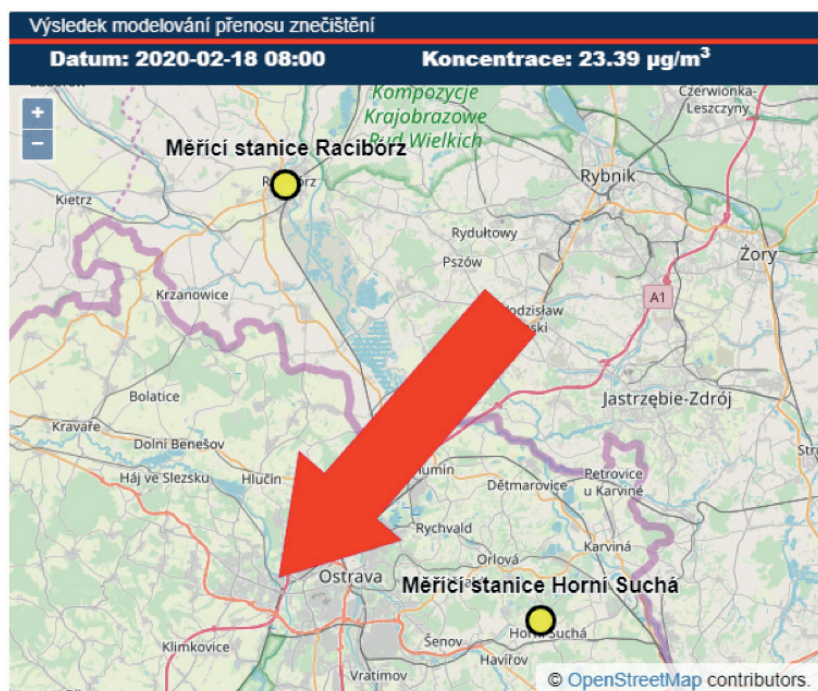
5.5 Podsumowanie badań meteorologicznych w Raciborzu.

Prezentowane w monografii wyniki badań strony polskiej dotyczą głównie aspektów meteorologicznych transportu zanieczyszczeń transgranicznych. Dzięki wykorzystaniu radiometru – urządzenia do pomiaru pionowego profilu temperatury w warstwie granicznej atmosfery – opracowano klasyfikację stratyfikacji termicznej atmosfery i powiązanie jej z warunkami jakości powietrza. Wykazano, że za najwyższe stężenia pyłów różnej frakcji odpowiadają złe warunki wentylacyjne. W takich sytuacjach rozwijają się epizody wysokich stężeń zanieczyszczeń powietrza, które – choć o znaczeniu regionalnym (Ziemiański i Ośródka 2012; Degórska et al. 2016) – dotyczą tak samo terenów położonych po obu stronach granicy. Na szczęście sytuacja meteorologiczna w okresie badań

w latach 2018 – 2020 nie sprzyjała częstym wystąpieniom epizodów smogowych, jednak te nieliczne, które wystąpiły, potwierdziły wyżej przedstawioną tezę. Ważnym wnioskiem wypływającym z tych badań jest też stwierdzenie faktu, iż zdarzają się sytuacje (do 10 % czasu w roku), podczas których wektor wiatru dolnego (pod inwersją) był niezgodny nawet o 180° od wiatru górnego. Wniosek ten jest szczególnie ważny dla badaczy zajmujących się modelowaniem transportu zanieczyszczeń z wykorzystaniem modeli wielkoskalowych, dla których takie sytuacje są niewykrywalne. Stwierdzenie to ma także ważny aspekt praktyczny: ocena ilościowego bilansu zanieczyszczeń po obu stronach granicy powinna odbywać się z uwzględnieniem całego profilu warstwy granicznej atmosfery.

6 WEKTOR PRZENOSZENIA ZANIECZYSZCZEŃ

Obliczenie wartości i kierunku wektora transportu zanieczyszczeń odbywa się zarówno na podstawie pomiarów realizowanych w ramach projektu AIR BORDER, jak i z wykorzystaniem wszelkich innych dostępnych danych, które na polskiej stronie obszaru zainteresowań mierzone są na stacjach IMGW-PIB (PL), a na czeskiej przez ČHMÚ. Dane z ciągłych pomiarów parametrów meteorologicznych są analizowane, a obliczony wektor przedstawiany jest jako wartość i kierunek transgranicznego transportu PM₁₀ za pośrednictwem interfejsu internetowego i aplikacji na telefony komórkowe.

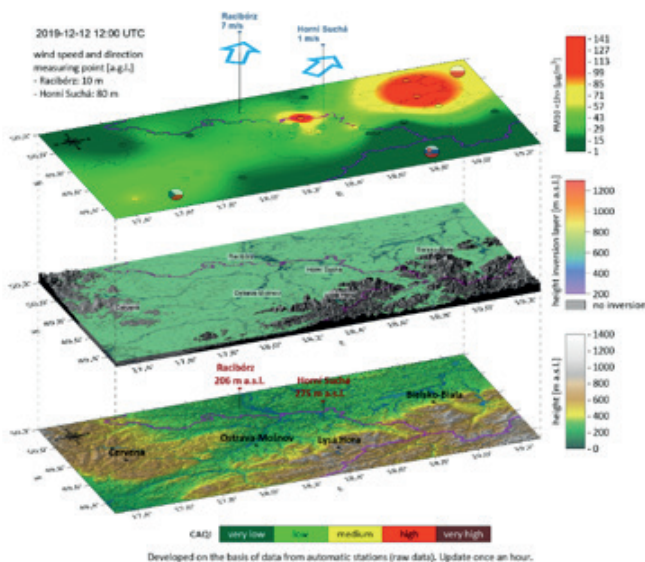


Rys. 38: Przykładowe dane wyjściowe projektu na interfejsie internetowym

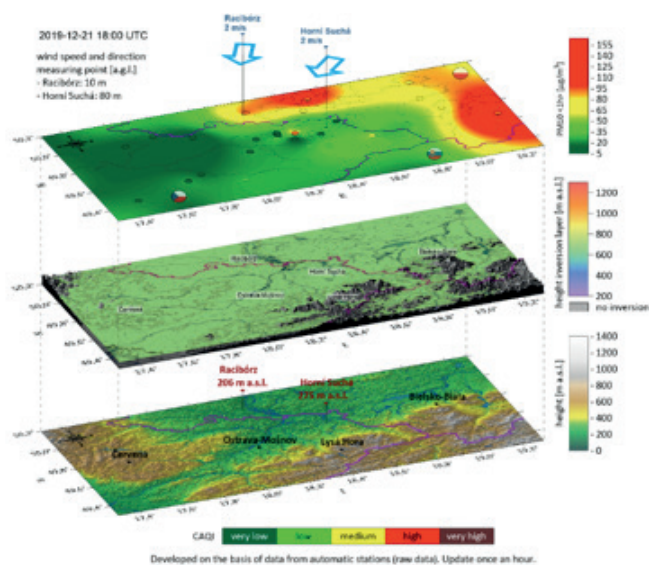
6.1 Wektor kierunku wiatru na tle stratyfikacji termicznej atmosfery

W celu zobrazowania kierunku transportu zanieczyszczeń powietrza zaproponowano dynamiczny (zmieniający się co godzinę) system wizualizacji kierunku zanieczyszczeń powietrza. Jego założenie polega na jednoczesnym uwzględnieniu wysokości zalegania poziomu inwersji wyznaczonej na podstawie danych radiometrycznych z Raciborza oraz zweryfikowanego profilu pionowego temperatury powietrza na naziemnych stacjach meteorologicznych ČHMÚ (Lysá hora, Červená). Uwzględnia również wektor wiatru na wysokości 10 m nad ziemią w Raciborzu i 80 m nad ziemią w Górnej Suchej oraz stężenia zanieczyszczeń na stacjach monitoringu zanieczyszczenia powietrza w Polsce (PMŚ/GIOS) i Czechach (ČHMÚ).

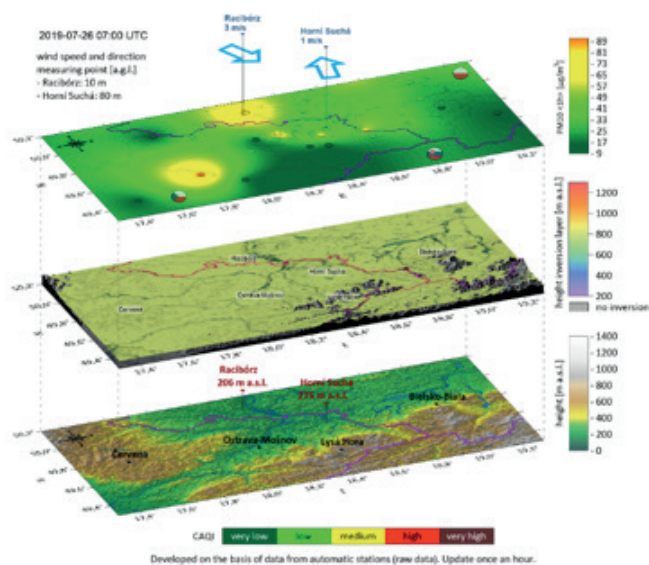
Poniższe rysunki (Rys. 39 do Rys. 42) przedstawiają występowanie różnych sytuacji przepływu cząstek powietrza w dolnej części warstwy granicznej atmosfery. Wynika to z faktu zróżnicowania warunków termodynamicznych w tej części atmosfery. W około 90 % przypadków wektor kierunku wiatru na obu wysokościach był zgodny, choć nie taki sam. Około 10 % przypadków przypadło na przeciwny kierunek wektora wiatru na wysokości 10 m w Raciborzu i 80 m w Horní Suchej. Spośród tych 10 % przypadków wynikało z zalegania górnej granicy inwersji na wysokości poniżej 85 m. Świadczyć to mogło o tym, że w dolnej warstwie dominował przepływ powietrza wraz z ładunkiem zanieczyszczeń pochodzących z niskiej emisji komunalnej, a w warstwach ponad inwersyjnych związany z emisją przemysłową.



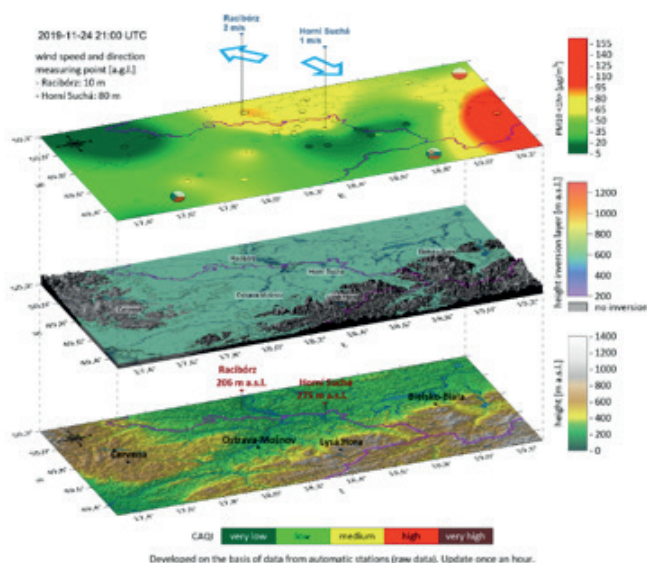
Rys. 39: Przypadek wizualizacji inwersji i wektora wiatru zgodny dla Raciborza i Horní Suchej. Napływ z CZ do PL.



Rys. 40: Przypadek wizualizacji inwersji i wektora wiatru zgodny dla Raciborza i Horní Suchej. Napływ z PL do CZ.



Rys. 41: Przypadek wizualizacji inwersji i wektora wiatru przeciwny dla Raciborza i Horní Suchej. Racibórz napływ z PL, Horní Suchá napływ z CZ.

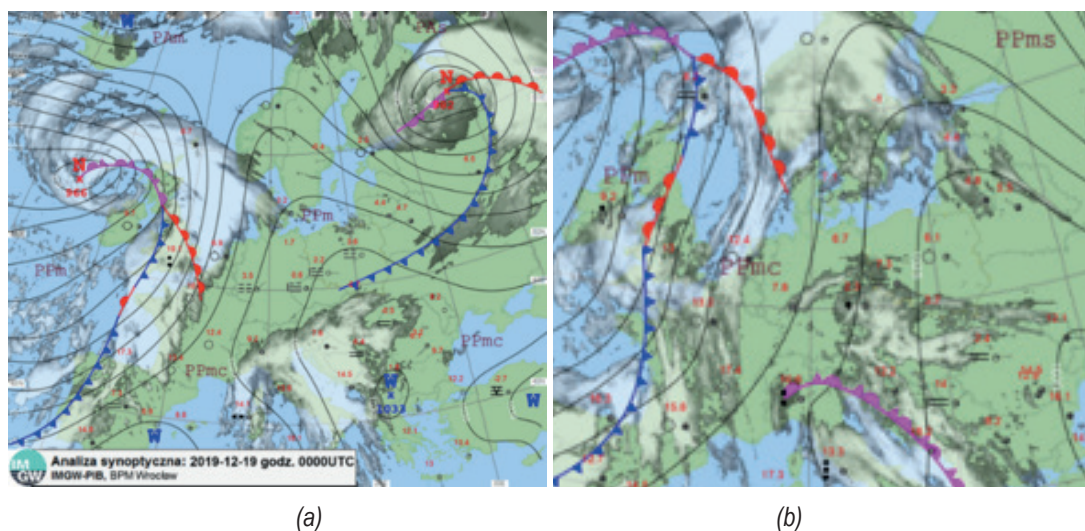


Rys. 42: Przypadek wizualizacji inwersji i wektora wiatru przeciwny dla Raciborza i Horní Suchej. Racibórz napływ z CZ, Horní Suchá napływ z PL.

6.2 Analiza przypadku epizodu wysokiego stężenia pyłu

W dniu 19 grudnia 2019 r. miał miejsce epizod z wyjątkowo wysokimi stężeniami cząstek zawieszonych PM. Poniżej szczegółowo przeanalizowano tą sytuację.

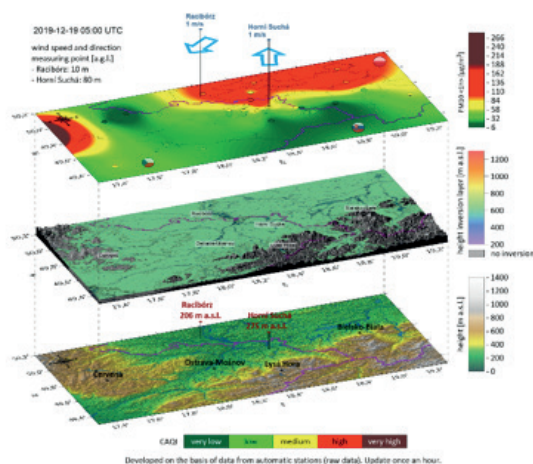
Analiza mapy synoptycznej z dnia 19 grudnia 2019 r. (Rys. 43) wskazuje, że Polska Południowa znajdowała się pod wpływem rozległego układu wyżowego z centrum nad Bałkanami w masie powietrza polarno-morskiego ciepłego. Obserwowany napływ mas powietrza ponad warstwą inwersyjną – południowo-zachodni. Potwierdza to też analiza trajektorii wstecznych. Ponad warstwą inwersyjną obserwuje się ruch cząstek powietrza znad Moraw. W nocy występowała niska inwersja temperatury i utrzymywały się chmury warstwowe piętra średniego i niskiego. Średnia dobowa temperatura powietrza wynosiła 6,3°C. Najniższe temperatury notowano nocą i wieczorem około -0,4°C.



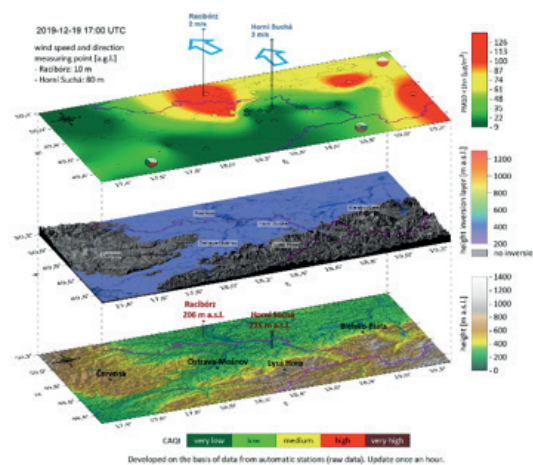
Rys. 43: Mapa sytuacji synoptycznej z dnia 19 grudnia 2019 r. z godzin 0 UTC (po lewej) i 12 UTC (po prawej) (źródło: IMGW-PIB).



Rys. 44: Trajektorie wsteczne – epizod z dnia 19.12.2019 r.

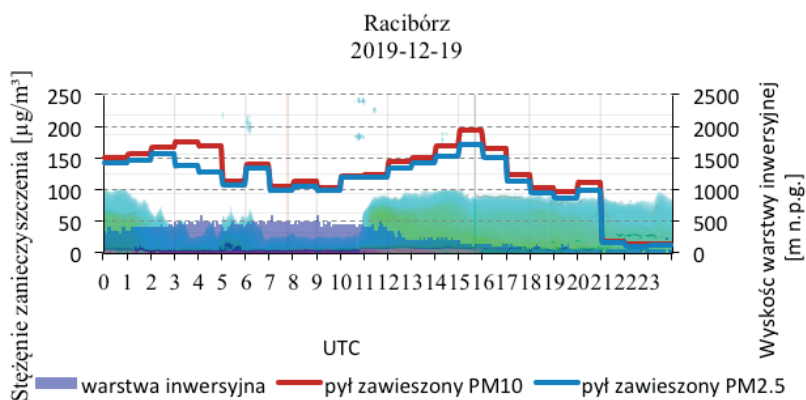
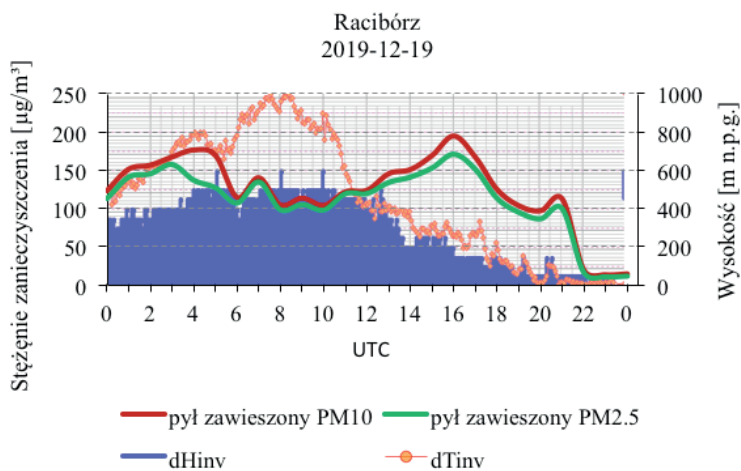
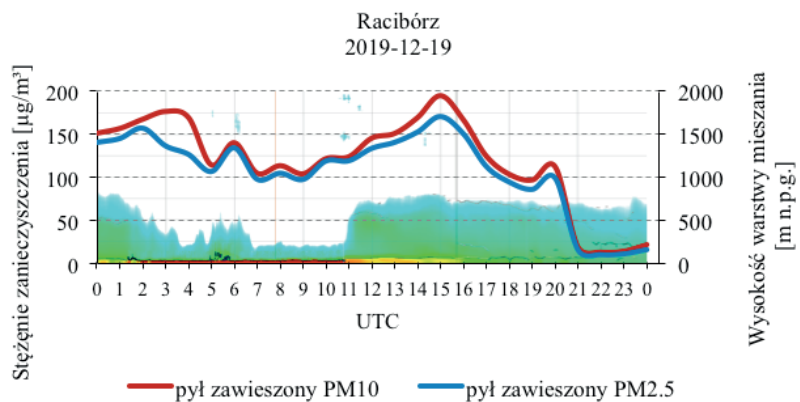


Rys. 45: Wizualizacja inwersji i wektora wiatru podczas epizodu wysokich stężeń pyłu PM_{10} i $PM_{2.5}$ w dniu 19.12 2019 r., godz. 05 UTC



Rys. 46: Wizualizacja inwersji i wektora wiatru podczas epizodu wysokich stężeń pyłu PM_{10} i $PM_{2.5}$ w dniu 19.12 2019 r., godz. 17 UTC

W godzinach porannych obserwowano odwrotny kierunek wektora wiatru w warstwie podinwersyjnej. Wiał słaby wiatr z kierunku północno wschodniego. Możliwy był zatem napływ zanieczyszczeń powietrza w tej warstwie z obszaru Polski do Czech (Rys. 45). W warstwie nadinwersyjnej obserwowano napływ powietrza z kierunku południowego. W godzinach popołudniowych oba wektory wiatru (dolny w Raciborzu i górny w Horní Suchej) są skierowane z południa (Rys. 46).



Rys. 47: Wizualizacja epizodu PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$ w dniu 19.12.2019 r. przy wykorzystaniu radiometru i ceilometru (dHinw – wysokość warstwy mieszanania, dTinw – wysokość inwersji temperatury).

Notowane najwyższe stężenia PM_{10} i $PM_{2,5}$ obserwowano w godzinach nocnych podczas występowania silnie zaznaczonej warstwy inwersji przyziemnej (max miąższość około 250 m n.p.g.) przez okres około 11 godzin od 01 do 12 UTC. W tym czasie ceilometr określał warstwę występowania wzniesionych warstw inwersyjnych ok. 1000 m n.p.g. w godzinach nocnych a potem od 12 CWE do północy. Najwyższe stężenie pyłu notowano ok. godziny 16 UTC i związane ono było prawdopodobnie z uwolnieniem pyłu z warstwy inwersyjnej do całego profilu warstwy mieszania (Rys. 47).

7 PODSUMOWANIE BADAŃ METEOROLOGICZNYCH W RACIBORZU

Prezentowane w monografii wyniki badań strony polskiej dotyczą głównie aspektów meteorologicznych transportu zanieczyszczeń transgranicznych. Dzięki wykorzystaniu radiometru – urządzenia do pomiaru pionowego profilu temperatury w warstwie granicznej atmosfery – opracowano klasyfikację stratyfikacji termicznej atmosfery i powiązanie jej z warunkami jakości powietrza. Wykazano, że za najwyższe stężenia pyłów różnej frakcji odpowiadają złe warunki wentylacyjne. W takich sytuacjach rozwijają się epizody wysokich stężeń zanieczyszczeń powietrza, które – choć o znaczeniu regionalnym (Ziemiański i Ośródka 2012; Degórska et al. 2016) – dotyczą tak samo terenów położonych po obu stronach granicy. Na szczęście sytuacja meteorologiczna w okresie badań w latach 2018 – 2020 nie sprzyjała częstym wystąpieniom epizodów smogowych, jednak te nieliczne, które wystąpiły, potwierdziły wyżej przedstawioną tezę. Ważnym wnioskiem wypływającym z tych badań jest też stwierdzenie faktu, iż zdarzają się sytuacje (do 10 % czasu w roku), podczas których wektor wiatru dolnego (pod inwersją) był niezgodny nawet o 180° od wiatru górnego. Wniosek ten jest szczególnie ważny dla badaczy zajmujących się modelowaniem transportu zanieczyszczeń z wykorzystaniem modeli wielkoskalowych, dla których takie sytuacje są niewykrywalne. Stwierdzenie to ma także ważny aspekt praktyczny: ocena ilościowego bilansu zanieczyszczeń po obu stronach granicy powinna odbywać się z uwzględnieniem całego profilu warstwy granicznej atmosfery.

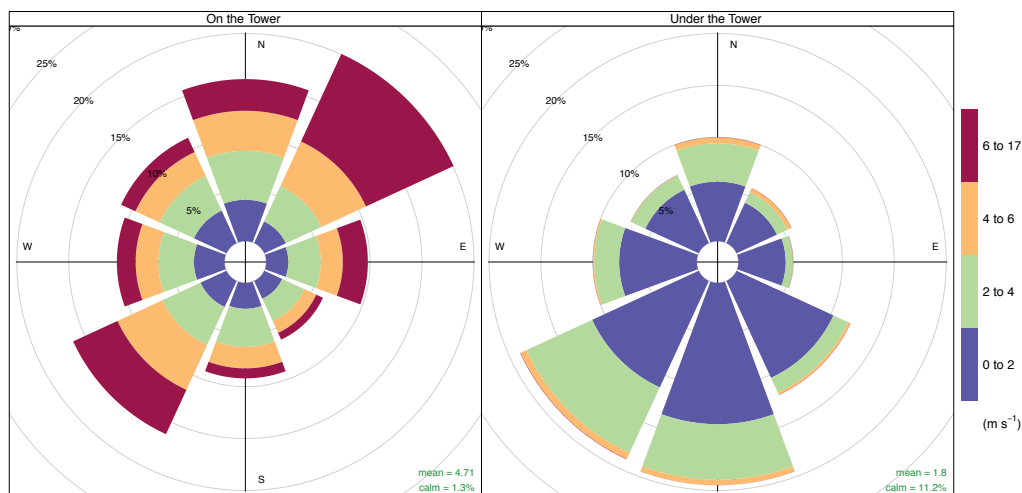
8 OCENA POMIARÓW CZĄSTEK ZAWIESZONYCH

Dane pochodzące z pomiarów ciągłych cząstek zawieszonych PM zostały ocenione za okres dwóch lat od marca 2018 r. do lutego 2020 r. Pomiaru odbywały się u podnóża i na dachu wieży, monitorowano stężenia cząstek zawieszonych frakcji PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10} oraz cząstki zawieszone ogółem (TSP). Oprócz zanieczyszczeń monitorowano również zmienne meteorologiczne – temperaturę, ciśnienie, wilgotność, prędkość i kierunek wiatru. Prędkość i kierunek wiatru oceniono tylko dla okresu rocznego 3/2019 – 2/2020, ponieważ dane pomiarowe za poprzedni okres nie były kompletne. Zarejestrowane dane przeanalizowano przy użyciu R-studio (Carlsaw a Ropkins 2020; R Studio 2020).

8.1.1 Analiza kierunkowości zanieczyszczeń

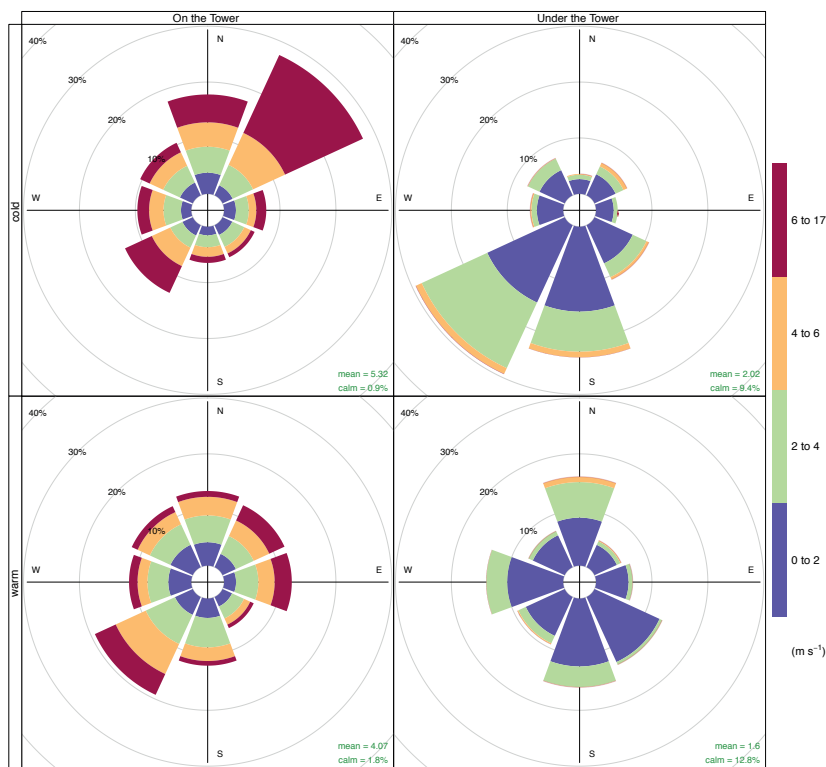
Dyspersja pozioma emisji zależy od prędkości i kierunku wiatru. Wyższe prędkości przepływu generalnie prowadzą do szybszego rozrzedzania, a tym samym – niższego stężenia zanieczyszczeń w powietrzu. Silniejsze wiatry prowadzą również do rozwoju turbulencji mechanicznych, przyczyniając się tym samym do pionowego mieszania atmosfery (Kurfürst 2008).

Na stacji pomiarowej na wieży dominuje przepływ na osi południowy zachód – północny wschód, co odpowiada dominującym regionalnym kierunkom wiatru na obszarze granicy czesko-polskiej (Blažek 2013; Czech Hydrometeorological Institute 2019), lecz zmierzone prędkości przepływu są jednak znacznie wyższe. Widać to również w porównaniu z pomiarami u podnóża wieży, gdzie prędkość wiatru dochodzi do 6 ms^{-1} (zob. Rys. 48). Z zestawienia obu róż wiatru wynika również, pomiary u podnóża wieży są prawdopodobnie osłonięte od północy przez obecne budynki lub przez wieżę od wschodu i należy to wziąć pod uwagę przy interpretacji wyników.



Rys. 48: Róże wiatru z podziałem prędkości na wieży (po lewej) i u podnóża wieży (po prawej) w okresie 3/2019 – 2/2020

Jeżeli podzielimy róże prędkości wiatru według pór roku, w okresie chłodnym (X-III) roku dostrzeżemy znaczną różnicę w przeważającym kierunku wiatru na wieży i pod wieżą, patrz Rys. 49. Podczas gdy na wieży wyraźnie dominuje kierunek północnozachodni, a następnie północny, u podnóża wieży przeważa kierunek przepływu dokładnie przeciwny, tzn. południowo-zachodni, względnie południowy.

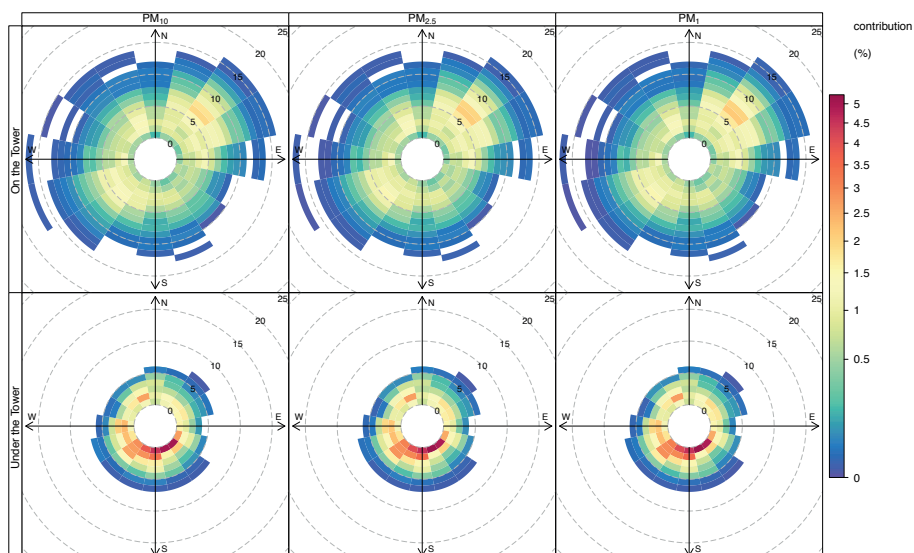


Rys. 49: Róże wiatru z podziałem prędkości na wieży (po lewej) i u podnóża wieży (po prawej) dla pomiaru 3/2019 – 2/2020

Wpływ prędkości i kierunku wiatru na wyznaczone stężenia substancji zanieczyszczającej można wyrazić za pomocą tzw. ważonej róży stężeń, patrz Rys. 50. Z tak przetworzonych danych wynika jasno, że do średnich stężeń PM u podnóża wieży przyczyniły się w największym stopniu sytuacje z przepływem południowo-wschodnim, południowym i południowo-zachodnim przy prędkościach wiatru do 2 ms^{-1} . Przejawia się tu wpływ sąsiadującej drogi serwisowej, którą, w analizowanym okresie, dojeżdżały przeważnie samochody ciężarowe do trwającej budowy hali w zachodniej części strefy przemysłowej.

Z ważonych róż stężeń na Rys. 50 wynika również, że wkłady z poszczególnych kierunków do średnich stężeń PM na wieży są rozłożone stosunkowo równomiernie, widać większy transfer w najliczniejszym przepływie południowo-zachodnim i północno-wschodnim, wyższe udziały są widoczne dla wszystkich frakcji PM w zakresie prędkości przepływu $7 - 8 \text{ ms}^{-1}$ z kierunku północno-wschodniego, przy czym efekt ten wzmacnia się w zimnej porze roku (w sezonie grzewczym). Fakt ten prawdopodobnie wskazuje na obecność bardziej odległego źródła energetycznego w tym kierunku.

Z porównania ważonych róż stężeń na wieży i u podnóża wieży widać również jasną i wyraźną różnicę udziałów przy poszczególnych prędkościach wiatru, gdzie pod wieżą występują znaczne udziały przy przepływie do 4 ms^{-1} , a na wieży do 10 ms^{-1} . Przy porównaniu poszczególnych frakcji PM różnice są minimalne.

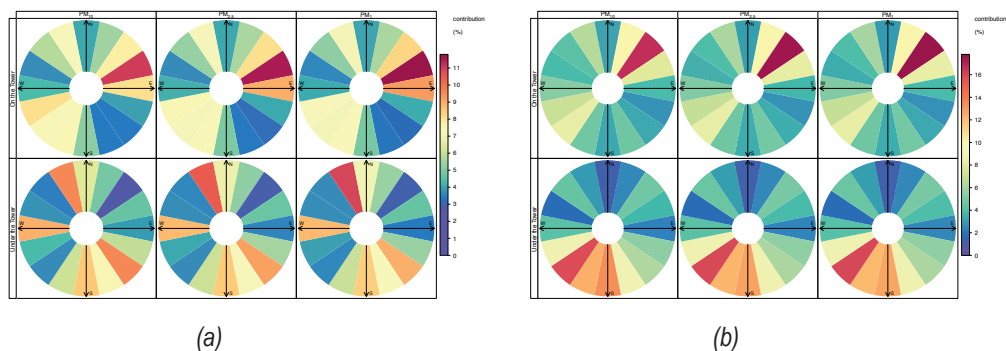


Rys. 50: Ważona róża stężeń dla PM_{10} (po lewej), $PM_{2.5}$ (środek), a PM_1 (po prawej) na wieży (na górze) i u podnóża wieży (na dole)

Jeśli weźmiemy pod uwagę tylko kierunek, z którego nadeszło zanieczyszczenie, otrzymamy udziały zgodnie z kierunkiem wiatru (zob. Rys. 50). Udziały te zostały podzielone według sezonów – na sezon ciepły (niegrzewczy): kwiecień-sierpień (Rys. 51(a)), i sezon chłodny (grzewczy): wrzesień-marzec (Rys. 51(b)). Z tak ważonych róż widać wyraźnie różnicę w kierunkowości udziałów, zarówno między sezonami, jak i między usytuowaniem urządzeń pomiarowych. Dla doprecyzowania interpretacji należy podkreślić, że w tym przypadku jest to wyraz udziału, a nie bezwzględna wysokość stężenia z danego kierunku.

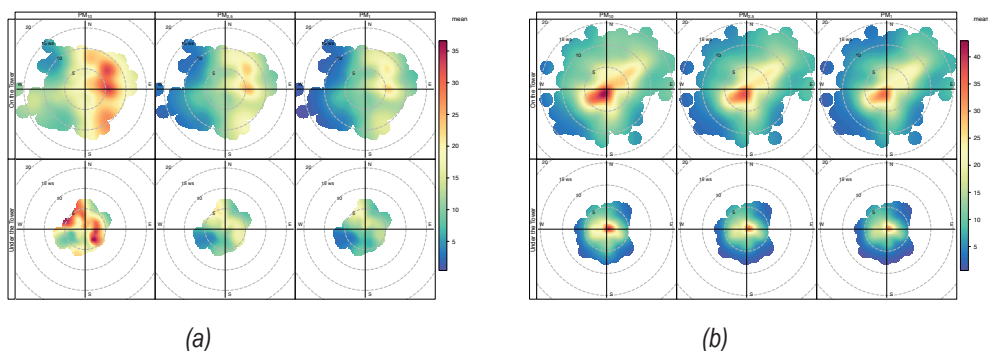
W sezonie letnim udziały u podnóża wieży są największe od południa i południowego wschodu (od strony drogi serwisowej), wyższe udziały notowano także od zachodu, gdzie miały miejsce prace budowlane. W sezonie zimowym najbardziej znaczące udziały u podnóża wieży zaznaczały się z południa i południowego zachodu, co wskazuje na wpływ lokalnego ogrzewania z niedalekich budynków Horní i Prostřední Sušej. Różnice między poszczególnymi frakcjami nie są widoczne.

W sezonie letnim na wieży dominuje wkład z północnego wschodu. Może mieć tutaj wpływ działalności wydobywczej (porównaj z Rys. 7). W sezonie zimowym na wieży dominuje udział ze wschodu północnego wschodu, gdzie źródło prawdopodobnie związane jest z ogrzewaniem lub zdalnym transferem z Polski, ponieważ efekt jest większy dla mniejszych frakcji cząstek.



Rys. 51: Róża stężeń ważona kierunkowo dla sezonu ciepłego (a) i chłodnego (b) - PM_{10} (na obrazkach po lewej), $PM_{2.5}$ (na obrazkach pośrodku) i PM_1 (na obrazkach po prawej) na wieży (na obrazkach na górze) i u podnóża (na obrazkach na dole)

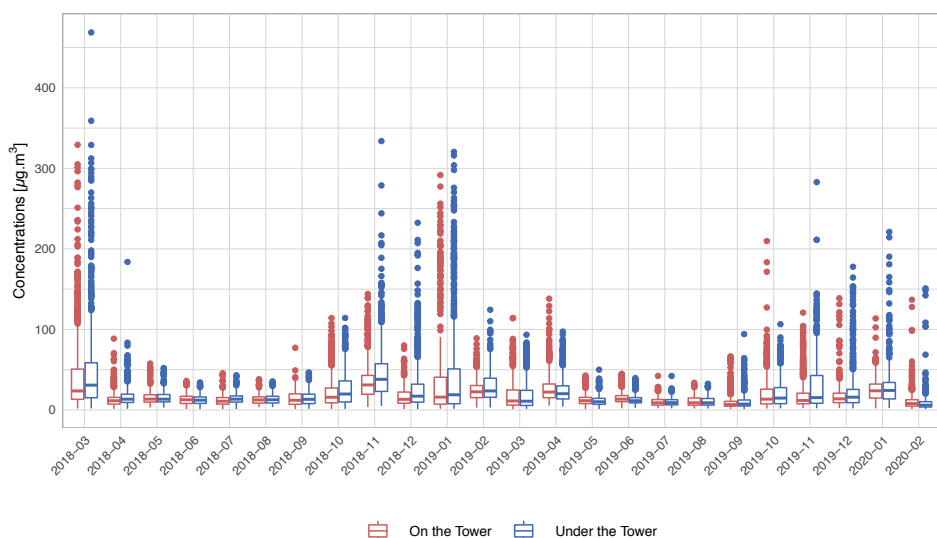
Róża stężeń podzielona według sezonów (Rys. 52) pokazuje, że najwyższe krótkookresowe średnie stężenia PM docierają do wieży zimą w kierunku dominujących wiatrów, czyli z północnego wschodu i południowego zachodu oraz przy niskich prędkościach przepływu po około 5 m.s^{-1} . W sezonie ciepłym na wieży widać wpływ źródeł z północnego wschodu i wschodu (prawdopodobnie działalność wydobywcza) oraz południowego zachodu (prawdopodobnie zakład metalurgiczny w Trzyńcu), por. z Rys. 7. Najbardziej widoczne są wyższe stężenia cząstek PM_{10} . U podnóża wieży występują wyższe stężenia przy prędkościach przepływu do 1 m.s^{-1} , w porze letniej objawia się wpływ źródeł działalności budowlanej w rejonie północno-zachodnim, przy wyższych prędkościach przepływu, około 6 m.s^{-1} .



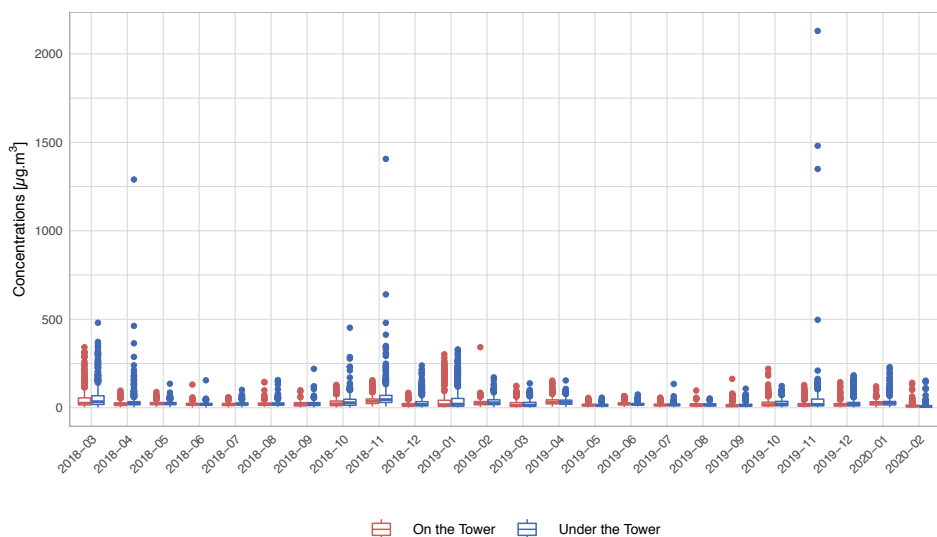
Rys. 52: Róża stężeń dla sezonu ciepłego (a) i chłodnego (b) - PM_{10} (na obrazkach po lewej), $PM_{2.5}$ (na obrazkach pośrodku) i PM_1 (na obrazkach po prawej) na wieży (na obrazkach na górze) i u podnóża (na obrazkach na dole)

8.1.2 Analiza czasowego przebiegu zanieczyszczenia

Zgodnie z oczekiwaniami zmierzone stężenia PM wykazują znaczący przebieg roczny, z najwyższymi stężeniami w sezonie grzewczym (Rys. 51 i Rys. 52). Z kolei najniższe stężenia zarejestrowano w ciągu lata. Na stacji u podnóża wieży w sezonie zimowym Mierzono ogólnie wyższe stężenia niż na stacji na wieży. Można zatem przyjąć, że największy udział we wzroście stężeń w okresie zimowym ma lokalne ogrzewanie, co znajduje odzwierciedlenie także w różnicach stężeń między poszczególnymi latami. Na stację u podnóża wieży prawdopodobnie mają wpływ lokalne piece grzewcze z pobliskich wsi (Horní i Prostřední Suchá), a na stację na wieży transfer zdalny z Polski (zob. także Rys. 53). Z Rys. 52 na stacji u podnóża wieży widoczne jest także występowanie kilku szczytowych stężeń w kwietniu i listopadzie 2018 r. oraz w listopadzie 2019 r. Wiązało się to prawdopodobnie z pracami budowlanymi wytwarzającymi wokół dużo kurzu remontowego, które w wymienionych miesiącach miały miejsce w bezpośredniej okolicy stacji.

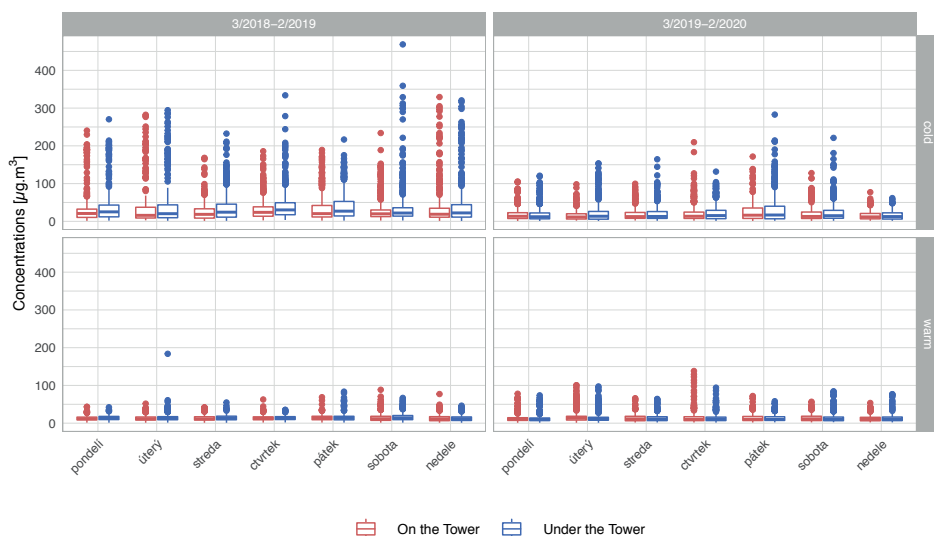


Rys. 53: Miesięczna zmienność dziennych stężeń cząstek $PM_{2.5}$ na wieży i u podnóża

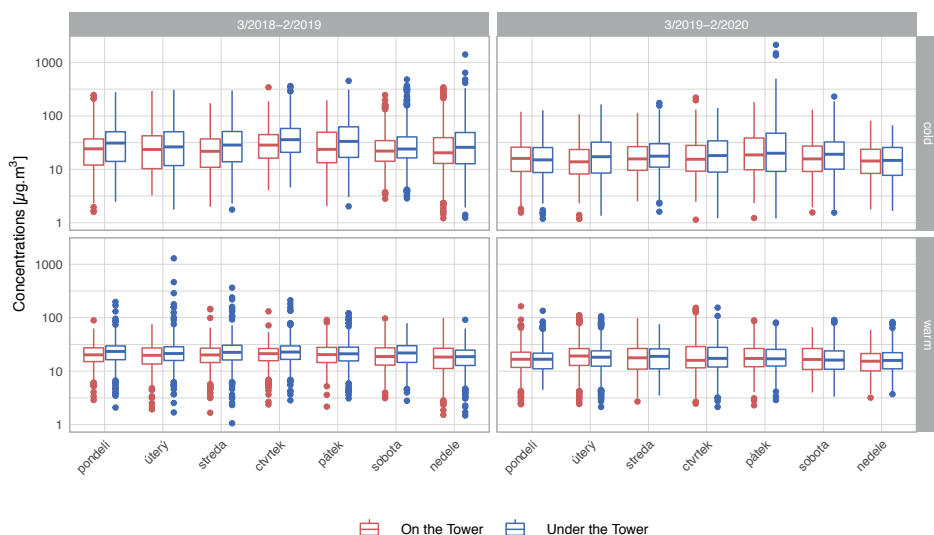


Rys. 54: Miesięczna zmienność dziennych stężeń cząstek PM_{10} na wieży i u podnóża

Dzienne stężenia PM również wykazują pewną zmienność w ramach tygodniowych przebiegów, patrz Rys. 55 i Rys. 56. Fakt ten jest ponownie widoczny podczas sezonu zimnego i prawdopodobnie związany jest z ogrzewaniem. Szczególnie zimą 2019 r. widać zauważalny wzrost stężeń w weekendy (szczególnie w soboty na stacji u podnóża wieży), ale zimą 2020 r. trend ten nie jest już widoczny. Stężenia PM mierzone w sezonie letnim nie wykazują zmian w obrębie tygodnia.



Rys. 55: Tygodniowa zmienność dziennych stężeń cząstek $PM_{2.5}$ na wieży i u podnóża



Rys. 56: Tygodniowa zmienność dziennych stężeń cząstek PM_{10} na wieży i u podnóża

8.1.3 Ocena pomiarów

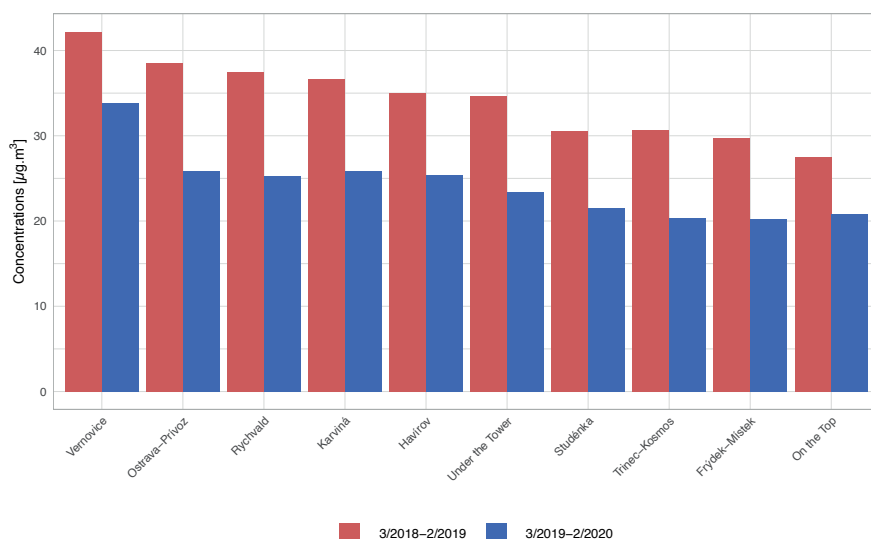
W ramach tych działań stale mierzono stężenia cząstek zawieszonych frakcji PM_1 , $PM_{2.5}$, PM_{10} oraz cząstki zawieszone ogółem (TSP). Dodatkowo obserwowano również podstawowe zmienne meteorologiczne – temperaturę, ciśnienie, wilgotność, prędkość i kierunek wiatru. Na podstawie przeprowadzonych analiz można stwierdzić, że zmierzone stężenia PM na stacji u podnóża wieży są ogólnie wyższe niż na stacji na wieży, przy czym różnica jest, zgodnie z oczekiwaniem, bardziej wyraźna w przypadku cząstek większych (frakcja PM_{10} i większe) i w sezonie chłodnym. Na stacji u podnóża wieży wpływ na pomiary mają lokalne źródła zanieczyszczeń, takie jak lokalne ogrzewanie, ruch na sąsiadującej drodze technicznej czy prace budowlane na terenie strefy przemysłowej. Na stację na wieży wpływ ma raczej transport z dużych odległości.

Z zarejestrowanej prędkości i kierunku wiatru na stacji na wieży widać, że w okresie chłodnym przeważa przepływ z kierunku północno-wschodniego i północnego, czyli z Polski, a zatem na koncentracje na wieży wpływa transport transgraniczny zanieczyszczeń. Latem na wieży przeważają natomiast przepływy południowo zachodnie. Na podstawie zarejestrowanych temperatur można określić zakres i częstość inwersji temperatury oraz zależność stężeń cząstek zawieszonych od różnicy temperatur. Długoterminowe ciągle obserwacje zmiennych meteorologicznych na tej niestandardowej wysokości ok. 90 m nad ziemią mogą następnie pomóc w lepszym zrozumieniu procesów przenoszenia zanieczyszczeń w regionie.

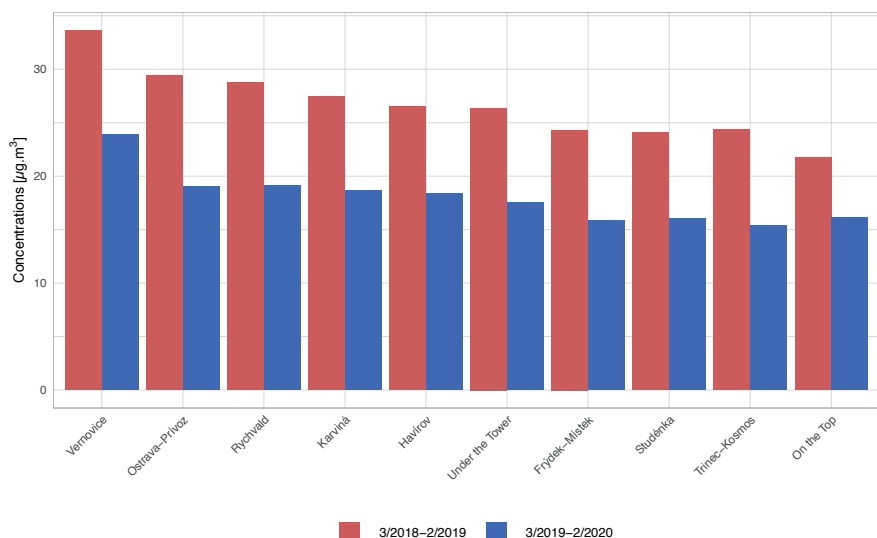
Obserwacje kierunku i prędkości wiatru na stacji pod wieżą należy interpretować biorąc pod uwagę fakt, że na pomiary miała wpływ otaczająca zabudowa, w szczególności sama wieża (od strony wschodniej). Jednak z punktu widzenia pomiaru zanieczyszczeń i zapewnienia infrastruktury potrzebnej do funkcjonowania stacji było to najbardziej odpowiednie miejsce.

Porównując określone stężenia roczne PM_{10} i $PM_{2,5}$ w obserwowanym okresie (3/2018 – 2/2019 oraz 3/2019 – 2/2020) z rocznymi limitami dla tych substancji zanieczyszczających (European Council 2008) można stwierdzić, że w przypadku PM_{10} limit wynoszący $40 \mu g \cdot m^{-3}$ został dotrzymany, w przypadku $PM_{2,5}$ limit wynoszący $20 \mu g \cdot m^{-3}$ przekroczono (z wyjątkiem wartości określonej dla okresu 3/2019 – 2/2020 na stacji na wieży). Zob. Rys. 57 i Rys. 58. Należy jednak wziąć pod uwagę fakt, że chodzi o stężenia roczne ustalone dla okresu obserwacji, a nie dla roku kalendarzowego ustalonego w przepisach prawa. Z Rys. 57 i Rys. 58 jasno wynika, że zmierzone stężenia PM odpowiadają wartościom zmierzonym w obserwowanych latach w regionie. Najbardziej podobne wartości określono na stacji ČHMÚ w Havířovie, która również znajduje się najbliżej stacji u podnóża wieży. Stacja na wieży wykazuje ogólnie niższe wartości zanieczyszczeń.

W porównaniu rok do roku z pomiarów jasno wynika widoczne stężenie cząstek zawieszonych zarówno na stacjach we Františku, jak i w całym regionie. Według stwierdzenia ČHMÚ średnie roczne stężenia PM_{10} i $PM_{2,5}$ w 2019 roku były najniższe dla minionych dziesięcioleci (Czech Hydrometeorological Institute 2020). Przyczyną spadku zanieczyszczenia były zarówno dobre warunki dyspersyjne w danym roku, jak i długotrwały spadek emisji w regionie.



Rys. 57: Porównanie średnich wartości stężeń PM_{10} określonych na wieży i u podnóża wieży w okresie obserwacji ze średnimi rocznymi stężeniami PM_{10} na stacjach w regionie



Rys. 58: Porównanie średnich wartości stężeń $PM_{2.5}$ określonych na wieży i u podnóża wieży w okresie obserwacji ze średnimi rocznymi stężeniami $PM_{2.5}$ na stacjach w regionie

8.2 Zbieranie cząstek zawieszonych na filtry

Za pomocą urządzenia opisanego w rozdziale 4.2.2 w ramach realizacji projektu zebrano na filtry i zanalizowano 111 próbek cząstek zawieszonych PM_{10} . Próbkę pobrano z 8 podstawowych kierunków wiatru oraz w warunkach bezwietrznych, 3 próbki pobrano w sytuacjach smogowych. Filtry wystawiano na zanieczyszczenia zawsze przez okres jednego miesiąca w czasie od kwietnia 2018 r. do marca 2019 r., czyli łącznie przez 12 miesięcy. Ocena pomiarów wykonana została na podstawie artykułu fachowego (Pavliková et al. 2020).

8.2.1 Stężenie PM_{10}

Stężenia masowe PM_{10} określono zgodnie z normą EN 12341 (European Committee for Standardization 2014). Filtry ważone były na wagach analitycznych (Sartorius MC 210P) przed i po poborze próbek. Przed ważeniem filtry temperowane były przez okres ≥ 48 godzin przy kontrolowanej wilgotności względnej ($50\% \pm 5\%$) i temperaturze ($20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$), następnie były ważone po raz pierwszy, a po dalszym temperowaniu przez czas ≥ 12 h następowało drugie ważenie. Po pobraniu próbek filtry ważone były po 24 do 72 godzinach. Zgodnie z wymaganiami normy przestrzegano różnicy między wynikami ważenia $\leq 40\text{ }\mu\text{g}$ dla filtrów przed pobraniem próbek i $\leq 60\text{ }\mu\text{g}$ dla filtrów po pobraniu próbek. Masę filtra obliczano jako średnią z dwóch pomiarów. Rejestrowano również masę pustych filtrów. Wagę PM_{10} obliczano odejmując wagę filtrów przed ekspozycją od wagi po niej.

Wartości stężenia PM_{10} odpowiadające kierunkom wiatrów, warunkom bezwietrznym i sytuacjom inwersyjnym podawane są Tab. 5 jako średnia roczna, średnia dla okresu ciepłego (od kwietnia do września) i średnia dla okresu zimnego (od października do marca) dla obserwacji od kwietnia 2018 r. do marca 2019 r.

Tab. 5: Średnie stężenia PM_{10} dla przedmiotowego okresu ($\mu g.m^3$).

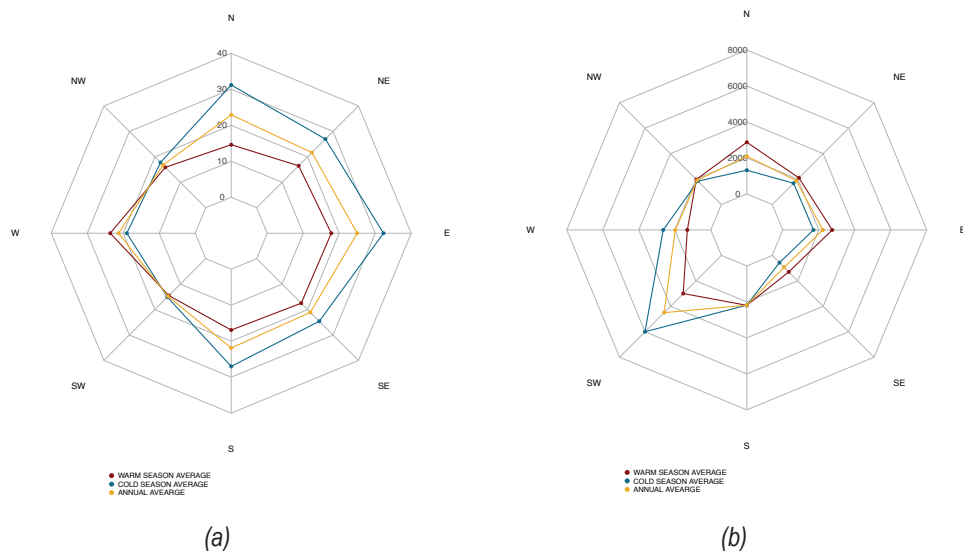
Warunki wiatrowe	Średnia ¹	Średnia okres ciepły	Wynik końcowy (Z-skóre) ²	Średnia za okres chłodny ¹	Wynik końcowy (Z-skóre) ²
Warunki bezwietrzne	23,3	19,0	-0,35	27,6	1,16
S	22,9	14,6	-1,12	31,2	1,79
SV	21,7	16,5	-0,79	27,0	1,05
V	25,0	17,8	-0,56	32,3	1,97
JV	21,1	17,5	-0,60	24,6	0,64
J	21,9	16,9	-0,71	27,0	1,05
JZ	14,8	14,5	-1,14	15,1	-1,04
Z	21,3	23,6	0,45	19,0	-0,35
SZ	16,8	15,9	-0,89	17,8	-0,56

¹ Średnie obliczane dla przedmiotowego okresu (04/2018–03/2019), stężenia podczas inwersji nie zostały włączone.

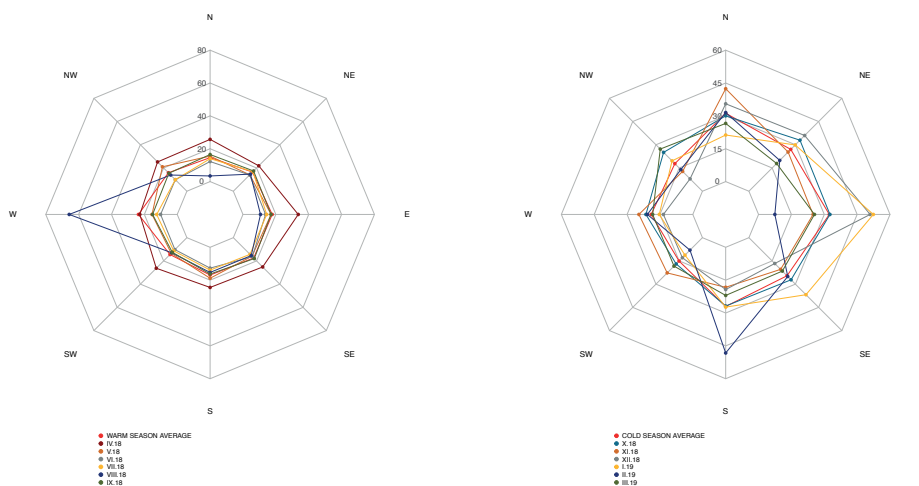
² Wynik końcowy (Z-skóre) ze średnich wartości obliczony dla przedmiotowego okresu (04/2018–03/2019).

8.2.2 Określenie pochodzenia PM_{10}

Najniższe wartości PM_{10} zaobserwowano z kierunków pd.-zach. i pn.-zach. bez względu na porę roku. W cieplej części roku stężenia były poniżej średniej, z wyjątkiem kierunku zachodniego ze względu na wysokie stężenia w sierpniu 2018 r. (Rys. 60). Najwyższe stężenia w sezonie chłodnym pobrane były ze wschodu i północy, chociaż w sezonie przeważał kierunek wiatru pd.-zach. zob. Rys. 59 (b). Kierunek wiatru dominujący w sezonie zimnym był także dominującym kierunkiem wiatru przez cały okres obserwacji, jak pokazuje Rys. 59 (b) (wyrażone jako objętość próbkowanego powietrza). Warunki bezwietrzne rejestrowano przez 12% czasu próbkowania.



Rys. 59: Średnie stężenia PM_{10} (a) i róże wiatrów dla obserwowanego okresu (b).



(a)

(b)

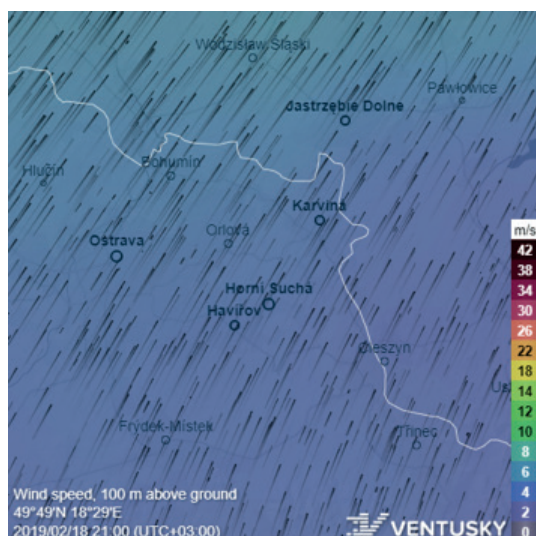
Rys. 60: Średnie stężenia miesięczne PM_{10} dla sezonu ciepłego (a) i zimnego (b).

Poza szczytowym stężeniem obserwowanym w sierpniu 2018 r. nie obserwuje się znaczące kierunkowości zanieczyszczenia w sezonie ciepłym. Szczytowe stężenie sierpniowe najprawdopodobniej pochodziło z kompleksu metalurgicznego na zachód od stacji monitoringu (zob. Rys. 7), jak sugeruje również skład pierwiastkowy tej próbki. Według danych meteorologicznych to wysokie stężenie wystąpiło w okresie stałego cyklonalnego przepływu powietrza (prędkość wiatru od bezwietrza do 2 m/s), który poprzedzał zbliżający się front chłodny.

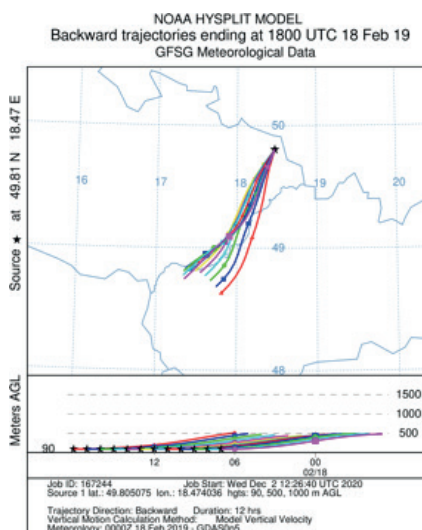
Kwietniowa róża stężeń ma przebieg podobny do marcowej (Rys. 60). Ze względu na pierwiastki znalezione w próbkach można zakładać podobne pochodzenie zanieczyszczeń. Kwietniowe stężenia PM_{10} związane są zatem raczej ze źródłami zanieczyszczeń w sezonie zimnym.

Zanieczyszczenia w sezonie chłodnym pochodziły głównie z północy, północnego wschodu i wschodu, jak pokazują średnie miesięczne stężenia PM_{10} na Rys. 60 (b). Potwierdza to istotność transferu PM z polskiego pogranicza. Zwiększenie stężenia PM_{10} z tych kierunków w sezonie chłodnym wynosi średnio $14 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, chociaż przeważający kierunek przepływów zimą jest odwrotny (Rys. 60 (b)).

Wysokie stężenia PM_{10} w sezonie chłodnym były rejestrowane w lutym 2019 r. również z południa. Ponieważ w tym kierunku nie jest zlokalizowane żadne istotne źródło zanieczyszczeń, stężenia te zostały zbadane bardziej szczegółowo. Dane meteorologiczne wykazały, że przepływ był stabilny (prędkość wiatru 1–2 m/s), przechodząc przez Bramę Morawską z południowego zachodu, czemu towarzyszyła inwersja radiacyjna (zob. Rys. 61). Sugeruje to, że szczytowe stężenie pochodziło z istotnego źródła zanieczyszczeń w południowej części Bramy Morawskiej. Chodziło prawdopodobnie o cementownię niedaleko Hranice na Moravě (ok. 50 km od miejsca poboru próbek), na co wskazuje również skład pierwiastkowy tej próbki.



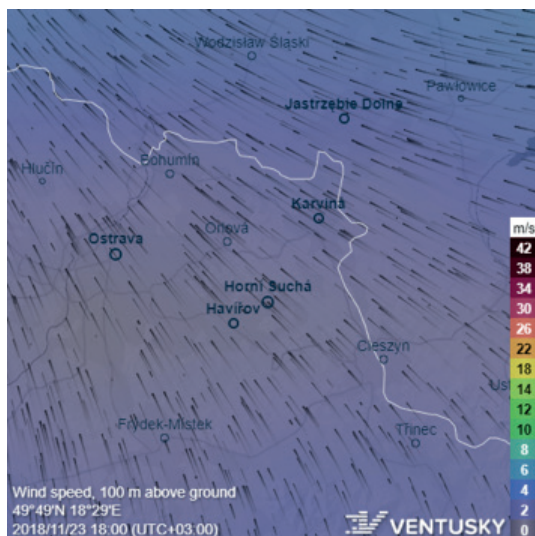
(a)



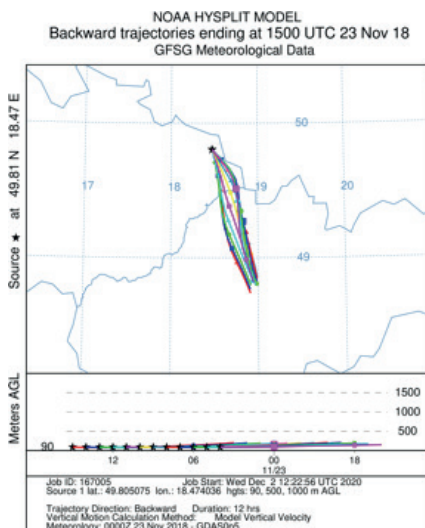
(b)

Rys. 61: Modelowane pole wiatru (a) i trajektorie wsteczne (b) dla szczytowego stężenia w lutym 2019 r (InMeteo 2020; Stein et al. 2015; Rolph et al. 2017)

W sezonie zimowym próbki pobrano podczas dwóch sytuacji smogowych, pierwszej w dniach 19 i 23 listopada 2018 r. (próbkowanie na tym samym filtrze), przy czym stężenie PM_{10} osiągnęło $60,5 \mu g \cdot m^{-3}$, a drugiej 23 marca 2019 r. ze stężeniem PM_{10} $57,4 \mu g \cdot m^{-3}$. W obu przypadkach panowała inwersja temperatury w połączeniu z przepływem powietrza (zmierzona prędkość wiatru <1 m/s). W listopadzie dominował przepływ powietrza z kierunków pn.-wsch., wsch. i pd.-wsch. Najprawdopodobniej oznacza to napływ zanieczyszczeń z kompleksu metalurgicznego leżącego na południowy wschód od miejsca poboru próbek (zob. Rys. 7), co potwierdza modelowanie trajektorii wstecznych (zob. Rys. 62). Dla sytuacji smogowej w marcu modelowany przepływ powietrza wskazuje kierunek z pn.-wsch. i wsch., co sugeruje pochodzenie zanieczyszczeń z polskiego pogranicza (zob. Rys. 63). Skład pierwiastkowy tych próbek podano w następnym rozdziale.

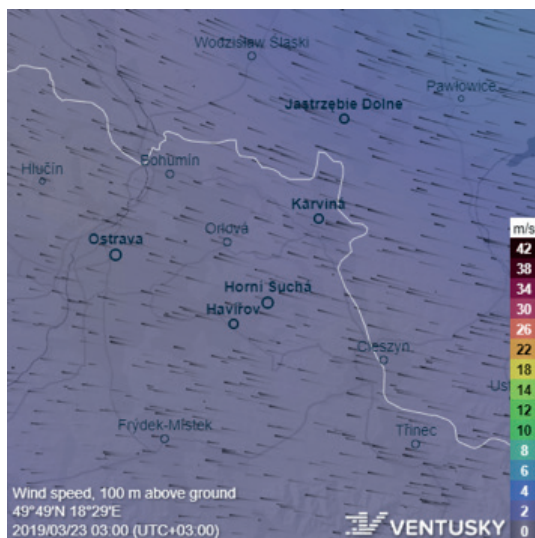


(a)

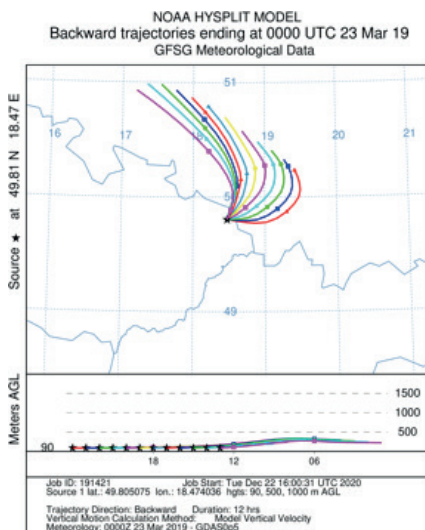


(b)

Rys. 62: Modelowane pole wiatru (a) i trajektorie wsteczne (b) dla sytuacji smogowej w listopadzie 2018 r (InMeteo 2020; Stein et al. 2015; Rolph et al. 2017)



(a)



(b)

Rys. 63: Modelowane pole wiatru (a) i trajektorie wsteczne (b) dla sytuacji smogowej w marcu 2019 r (InMeteo 2020; Stein et al. 2015; Rolph et al. 2017).

8.2.3 Charakterystyka składu pierwiastkowego z wykorzystaniem analizy aktywacji neutronów

Jednym z kluczowych działań projektu było scharakteryzowanie pobranych cząstek PM_{10} za pomocą analizy aktywacji neutronów (NAA) przeprowadzonej w reaktorze IBR-2 Wspólnego Instytutu Badań Jądrowych (Rosja).

Przed poddaniem próbek NAA przygotowano próbki cząstkowe odsłoniętych i pustych filtrów, ponieważ kapsuły używane do transportu pneumatycznego próbek do napromieniania mają ograniczoną objętość ($\varnothing$ 18 mm) i nie da się włożyć do nich całego filtra. Przygotowanie próbek cząstkowych umożliwiło również umieszczenie kilku próbek cząstkowych w jednej kapsule, tak aby próbki z jednego miesiąca i odpowiadający im pusty filtr mogły być napromieniowane razem w tych samych warunkach. W tym celu zaprojektowano i wyprodukowano specjalną automatyczną głowicę wytłaczającą (wykorzystane materiały: stal nierdzewna, teflon oraz guma syntetyczna po obróbce powierzchniowej). Przed wytłaczaniem filtry składano na pół, aby zapobiec utracie pobranego materiału. Następnie ze złożonego filtra wytłoczono za pomocą nawarstwiania 4 zestawy krążków ($\varnothing$ 16 mm). W ten sposób z każdego filtra przygotowano jedną próbkę cząstkową (składającą się z ośmiu warstw odsłoniętego filtra) osiągającą masę 0,06–0,07 g, w zależności od masy dodatkowej. Przygotowanie filtrów odbywało się przy wilgotności względnej 50% ($\pm$ 5%) i temperaturze 20°C ($\pm$ 1°C). Po przygotowaniu każda próbka cząstkowa została zapakowana próżniowo do transportu do NAA.

Do NAA próbki rozpakowano, zważono w kontrolowanej wilgotności względnej i temperaturze, a następnie umieszczono w tyglach polietylenowych i aluminiowych do krótko- lub długofalowego napromieniania. Następnie umieszczono je w kapsułach radiacyjnych i przetransportowano do reaktora.

Zastosowany NAA zapewnia aktywację przez neutrony epitermiczne w niskich temperaturach i dlatego jest odpowiedni dla tego typu próbki. Pełne informacje na temat procesu napromieniania, pomiarów i kontroli jakości można znaleźć w innych pracach (Frontasyeva et al. 2010; Pavlov et al. 2016).

Do napromieniania krótkofalowego używano Kanału 2 (neutrony epitermiczne, gęstość strumienia $\phi_{epi} = 2,0 \times 10^{11} \text{ cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) o czasie naświetlania około 3 minut. Próbki mierzono po 3–5 minutowym rozpadzie przez 15 minut. W ten sposób oznaczono izotopy Al, Ca, Cl, I, Mg, Mn, Si, Ti i V. Do napromieniania długofalowego używano Kanału 1 w osłonie Cd (neutrony epitermiczne, gęstość strumienia $\phi_{epi} = 2,0 \times 10^{11} \text{ cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) z czasem napromieniania około 4 dni. Po czterodniowym chłodzeniu próbki przepakowano i dwukrotnie zmierzono. Po raz pierwszy mierzono je bezpośrednio po przepakowaniu przez 30 minut w celu określenia As, Br, K, La, Na, Mo, Sm, U i W, a po raz drugi 20 dni po zakończeniu napromieniania przez 1,5 godziny w celu określenia Ba, Ce, Co, Cr, Cs, Eu, Fe, Hf, Ni, Rb, Sb, Si, Sc, Se, Sr, Ta, Tb, Th, W, Zn i Zr.

Widma gamma aktywowanych próbek mierzono na detektorach HPGe (rozdzielczość 1,9 keV dla linii ^{60}Co 1 332 keV, skuteczność 40%). Otrzymane widma gamma poddano następnie obróbce za pomocą oprogramowania GENIE-2K (CANBERRA) z weryfikacją zgodności pików w trybie interaktywnym. Stężenia pierwiastków obliczono przy użyciu certyfikowanych materiałów referencyjnych napromieniowanych jednocześnie z próbkami, przy użyciu oprogramowania „CalcConc” opracowanego w Laboratorium Fizyki Neutronów Franka, Wspólnego Instytutu Badań Jądrowych (Pavlov et al. 2016). Stężenia pierwiastków obliczono odejmując odpowiednie wartości filtra pustego od wartości pierwiastków wyznaczonych w próbce cząstkowej i przeliczając przy użyciu stężeń masowych PM_{10} . Dla wartości poniżej granicy wykrywalności zastosowano połowę granicy wykrywalności. W przypadku braku danych (no data) z powodu problemów technicznych podczas analizy zastosowano imputację danych w celu zachowania informacji w zbiorze danych i umożliwienia analizy wielowymiarowej (Dray i Josse 2015). Dla brakujących danych, które nie były poniżej granicy wykrywalności, zastosowano algorytm k-najbliższych sąsiadów (knn) (Hron et al. 2010).

Przy NAA stosowano się do zaleceń US EPA (Environmental Protection Agency 1999), z uwzględnieniem standardowych procedur w miejscu pracy. Kontrola jakości wyników NAA została zapewniona przez wspólną analizę trzech różnych standardów na każdej partii próbek. Zastosowano następujące standardowe materiały odniesienia: 2709a–San Joaquin Soil Baseline Trace Element Concentrations z Narodowego Instytutu Standardów i Technologii (NIST), 2710a–Montana I Soil Highly Elevated Trace Element Concentrations (NIST), 2711a–Montana II Soil Moderately Elevated Trace Element Concentrations (NIST), 1632c Trace Elements in Coal (Bituminous) (NIST), 1633c Trace Elements in Coal Fly Ash (NIST), AGV-2 Andesite z United States Geological Survey (USGS) oraz 433 z Instytutu Materiałów i Pomiarów Referencyjnych (IRMM). Osiągnięto zadowalającą zgodność między wynikami eksperymentu a certyfikowanym materiałem. Dokładność wyrażona jako procentowe odchylenie od wartości certyfikowanej wyniosła $< 10\%$.

Chociaż zastosowana metoda analityczna pozwala na oznaczenie szerokiego zakresu pierwiastków, ma ona swoje specyficzne ograniczenia. Dlatego w otrzymanym składzie pierwiastkowym brakuje niektórych ważnych markerów, które ułatwiłyby identyfikację źródeł zanieczyszczeń. Chodzi o stężenia Pb (nie można określić), Cd, Cu, Ni i Ti (wykrywalne tylko przy wysokich stężeniach).

Minimalne i maksymalne wartości, średnie i mediany elementów określonych w PM_{10} podaje Tab. 6; korelacja analizowanych pierwiastków podaje Tab. 7.

Tab. 6: Tabela podsumowująca (minimum, maksimum, średnia, mediana) stężeń pierwiastków (ng.m⁻³) oznaczonych w PM₁₀ za pomocą NAA

Pierwiastek	Min	Max	Średnica	Mediana
Al	1,15 x 10 ⁻²	873,83	15,35	0,73
As	5,84 x 10 ⁻⁴	5,17	0,34	0,04
Ba	4,63 x 10 ⁻²	350,98	18,76	0,52
Br	3,08 x 10 ⁻⁴	1,72	0,18	0,12
Ca	8,78 x 10 ⁻¹	87,38	13,47	7,33
Ce	6,47 x 10 ⁻³	1,01	0,12	0,07
Cl	5,39 x 10 ⁻²	150,66	15,73	2,12
Co	1,71 x 10 ⁻⁴	0,247	0,019	0,011
Cr	4,30 x 10 ⁻³	3,22	0,39	0,25
Cs	9,64 x 10 ⁻⁵	0,023	0,005	0,003
Eu	3,39 x 10 ⁻⁵	1,90 x 10 ⁻²	3,26 x 10 ⁻³	1,60 x 10 ⁻³
Fe	2,15 x 10 ⁻¹	92,77	19,32	13,42
Hf	5,49 x 10 ⁻⁴	0,121	0,013	0,004
I	7,19 x 10 ⁻⁴	0,64	0,09	0,05
K	5,42	524,77	74,20	46,06
La	4,37 x 10 ⁻⁴	0,67	0,04	0,01
Mg	3,65 x 10 ⁻¹	163,72	9,54	5,77
Mn	1,18 x 10 ⁻³	11,77	1,18	0,62
Na	1,30 x 10 ⁻¹	1074,73	62,80	1,58
Rb	3,02 x 10 ⁻³	0,666	0,057	0,028
Sb	4,73 x 10 ⁻⁵	0,198	0,050	0,035
Sc	3,18 x 10 ⁻⁴	0,021	0,003	0,002
Se	1,80 x 10 ⁻⁴	0,176	0,022	0,012
Si	1,69 x 10 ¹	6423,41	1529,79	1077,04
Sm	2,51 x 10 ⁻⁵	6,35 x 10 ⁻²	2,65 x 10 ⁻³	7,44 x 10 ⁻⁴
Sr	6,01 x 10 ⁻²	5,428	0,847	0,486
Ta	1,55 x 10 ⁻⁶	1,94 x 10 ⁻³	2,36 x 10 ⁻⁴	1,23 x 10 ⁻⁴
Tb	3,06 x 10 ⁻⁵	6,54 x 10 ⁻³	8,90 x 10 ⁻⁴	5,75 x 10 ⁻⁴
Th	2,57 x 10 ⁻⁴	2,90 x 10 ⁻²	3,67 x 10 ⁻³	1,97 x 10 ⁻³
U	9,78 x 10 ⁻⁵	1,51 x 10 ⁻¹	4,96 x 10 ⁻³	7,31 x 10 ⁻⁴
V	2,42 x 10 ⁻⁴	0,191	0,027	0,018
W	8,41 x 10 ⁻⁴	0,202	0,012	0,007
Zn	1,39 x 10 ⁻²	729,39	40,84	0,16
Zr	2,28 x 10 ⁻²	7,14	1,04	0,80

Tab. 7: Pierwiastki o współczynnikach korelacji Pearsona > 0,7 wyznaczone dla odpowiednich okresów

Sezon ciepły						Sezon chłodny						
As	Cl	Cr	I	Mg		As	La	Sm	Sr	U		
Ba	Zn					Ba	Ce	Rb	Sc	Sm	Ta	U
Br	Fe	La	Mn	Sm	Th	Br	I					
Ca	K					Ce	Rb	Sc	Ta	Th	U	Zr
Ce	K	Rb	Th			Fe	Sc					
Cl	Cr	I	Mg			I	Sb	Se				
Cr	I	Mg				K	Na					
Fe	Sm	Th				La	Sr					
Hf	Si					Rb	Sc	Ta	U			
I	Mg					Sb	Se					
La	Sm	Th				Sc	Ta					
Rb	Sm					Sm	U					
Sm	Th					Ta	U					
Ta	V											

Zawartość i stężenia pierwiastków różnią się w zależności od pory roku. Dlatego dane oceniano niezależnie.

Korelacja zawartości oznaczonych pierwiastków zależy od pory roku, co potwierdza zmienność źródeł i różne pochodzenie zanieczyszczeń. Silną korelację dodatnią ($R > 0,7$) stwierdzono między As i Cr, Mn, Br i I w sezonie ciepłym, a As korelował z La, Sm, Sr i U zimą. Sugeruje to – wraz z kierunkowością stężeń tych pierwiastków – że występowanie As w okresie ciepłym związane jest z procesami metalurgicznymi (Bureš a Velíšek 2005; Alleman et al. 2010; Sylvestre et al. 2017), podczas gdy próbkach zimowych jego źródłem jest raczej spalanie węgla kamiennego (Bureš a Velíšek 2005; Hurst et al. 1991; Ritz et al. 2003; Horák et al. 2019; Ramme a Tharaniyil 2013; Robl et al. 2017).

Zawartość pierwiastków w produktach spalania węgla, a dokładniej w popiele lotnym, odgrywa w niniejszej pracy ważną rolę w określaniu pochodzenia zanieczyszczeń, szczególnie w okresie chłodnym. Rozkład pierwiastków podczas tego procesu został dobrze opisany w wielu pracach (Ritz et al. 2003; Ramme a Tharaniyil 2013; Robl et al. 2017; Juda-Rezler a Kowalczyk 2013) i należy wziąć pod uwagę szereg czynników. Chodzi o zawartość pierwiastków w węglu i ich wiązanie, temperaturę wrzenia pierwiastków i ich związków (w związku z temperaturą spalania). Innymi ważnymi czynnikami wpływającymi na powstałe emisje są również typ pieca, moc znamionowa, temperatura spalania, rodzaj separatora i jego temperatura pracy, reakcje fizykochemiczne z innymi substancjami (dodatki, siarka lub halogen) i inne. W zależności od tych warunków w literaturze opisane są różne składy pierwiastkowe emisji popiołu lotnego (Ritz et al. 2003; Wang et al. 2019; Bray et al. 2019; Pernigotti et al. 2016; Simon et al. 2010). Pierwiastki obecne w popiele lotnym z węgla kamiennego wymieniane w większości źródeł informacji to As, Cd, Se, Pb i Hg; pozostałe elementy różnią się. Wymienione pierwiastki można zatem uznać za silne markery tego procesu. W związku z powyższymi ograniczeniami NAA należy zbadać również inne, mniej powszechne elementy. Przy określaniu głównych źródeł zanieczyszczeń na podstawie innych pierwiastków uwzględniono zatem skład pierwiastkowy emisji poszczególnych źródeł w regionie (Bureš a Velíšek 2005; Horák et al. 2019). Zatem obecność lub brak pierwiastka może wskazywać lub wykluczać pochodzenie z określonego źródła.

W okresie ciepłym Fe było silnie skorelowane z Br, Sm i Th, natomiast zimą tylko z Sc. Ze względu na kierunek pochodzenia najwyższych stężeń tych pierwiastków (wsch., pn.-wsch.) można przypuszczać, że ich występowanie

związane jest z metalurgią pierwotną (Bureš a Velišek 2005; Alleman et al. 2010). Cr korelował z As, I i Mg w sezonie ciepłym, natomiast nie stwierdzono istotnej korelacji w próbach zimowych. Najwyższa koncentracja tych pierwiastków w sezonie ciepłym pochodziła z kierunku zachodniego, co wskazuje na związek z produkcją stali i żelaza (Sylvestre et al. 2017; Ghosh a Chatterjee 2010; Mohiuddin et al. 2014). Inne korelacje zob. Tab. 7 powyżej. Należy zauważyć, że wartości pierwiastków ziem rzadkich (REE) były w dobrej korelacji, co jest ważne zarówno dla oceny jakości danych, jak i zrozumienia procesu transferu zanieczyszczeń (Beijer 1986; Avino et al. 2008).

Szczególną uwagę zwrócono na próbki o najwyższych stężeniach PM_{10} . Próbkę pobraną w sierpniu 2018 r. z sektora zachodniego charakteryzowała się wysokimi stężeniami Cr, Mg i I (najwyższymi ze wszystkich zestawów) oraz stosunkowo wysokimi stężeniami Mn i Co. Cr i Co są ważnymi stopami zapewniającymi specjalne właściwości stali; Cr i Mg są istotnym elementem wyłożenia ogniotrwałego urządzeń hutniczych (Ghosh a Chatterjee 2010; Bažan a Socha 2013). Ponadto Mg (z Ca) jest podstawowym dodatkiem stosowanym niemal na każdym etapie procesu produkcji stali, od aglomeracji i wielkich pieców (wapień dolomitowy, dolomit) do końcowej produkcji stali (magnezyt). Mn jest powszechnym pierwiastkiem w stalach austenitycznych produkowanych w miejscowych hutach (Bureš a Velišek 2005; Sylvestre et al. 2017; Ghosh a Chatterjee 2010; Bažan a Socha 2013). Obecność jodu może być związana z koksowaniem (Bureš i Velišek 2005). Ze względu na te fakty, huta stali na zachód od stacji monitorującej jest najbardziej prawdopodobną przyczyną tego szczytowego stężenia PM_{10} (porównaj z Rys. 7).

Skład pierwiastkowy próbki z południa w lutym 2019 r. charakteryzował się wysokimi stężeniami Ca, Se i V (najwyższy ze wszystkich zestawów) oraz stosunkowo wysokimi stężeniami I i Sb. Wysokie stężenie Ca jest prawdopodobnie związane z cementownią (Bureš a Velišek 2005; Larsen et al. 2012; Samara et al. 2003; Yatkin a Bayram 2008), a ze względu na wyżej wymienione warunki meteorologiczne, to wysokie stężenie szczytowe prawdopodobnie pochodziło z cementowni leżącej stosunkowo daleko od wieży poboru próbek (około 50 km na południowy zachód). Za tą hipotezą może przemawiać fakt, że do wypalania klinkieru w tej fabryce oprócz węgla wykorzystywane są paliwa alternatywne na bazie odpadów lub smoły, co może tłumaczyć wysokie stężenia innych określonych pierwiastków.

Próbki pobrane podczas zdarzeń smogowych różniły się znacznie składem pierwiastkowym. PM_{10} pobrane w listopadzie 2018 r. charakteryzowały się wysokimi stężeniami Ba, Ce, Fe, Hf, Rb, Sc, Ta, Th, U i Zr (najwyższym ze wszystkich zestawów), natomiast próbka z marca 2019 r. charakteryzowała się wysokimi stężeniami Si, Sr, Zn i Eu. Skład pierwiastkowy pierwszej próbki wskazuje na dwa źródła zanieczyszczeń: spalanie węgla i metalurgię (Seibert et al. 2020; Bureš a Velišek 2005; Sylvestre et al. 2017; Horák et al. 2019). Te wysokie stężenia zostały pobrane podczas stałego przepływu powietrza z kierunków pn.-wsch, wsch. i pd.-wsch., co wskazuje na źródło zanieczyszczenia w hucie na południowy wschód do punktu pobierania próbek (zob. Rys. 7) wraz ze spalaniem węgla w lokalnych piecach. Pochodzenie zanieczyszczenia w przypadku drugiej sytuacji inwersyjnej nie jest tak jasne; jednak modelowany przepływ powietrza zmierza do polskiego pogranicza (zob. Rys. 63) (Bureš a Velišek 2005; Ritz et al. 2003; Mohiuddin et al. 2014; Larsen et al. 2012).

8.2.4 Ocena pomiarów

W ramach tej działalności określono skład pierwiastkowy pobranych cząstek PM_{10} za pomocą NAA oraz wyjaśniono pochodzenie zanieczyszczeń na podstawie wyznaczonego składu pierwiastkowego jako wskaźnika źródeł zanieczyszczeń, analiz statystycznych i modeli meteorologicznych. Częściej pochodzenie zanieczyszczeń bada się za pomocą modelowania receptorów (Pokorná et al. 2015; Seibert et al. 2020; Norris et al. 2014; European Commission. Joint Research Centre. 2019; Samara et al. 2003). Biorąc pod uwagę specyfikę otrzymanego zbioru danych (długi czas próbkowania, mała liczba próbek w każdym sektorze), nieregularną rozdzielczość czasową próbek oraz sporną konstrukcję macierzy niepewności (różne wagi poszczególnych próbek) zastosowanie tej metody nie jest właściwe.

Pomimo opisanych ograniczeń stosowanych metod, praca ta potwierdziła, że na zanieczyszczenia w regionie wpływają określone rodzaje źródeł zanieczyszczeń, w tym dwa zakłady metalurgiczne (na zachód i południowy wschód od miejsca poboru próbek), które w określonych warunkach meteorologicznych zwiększają zanieczyszczenie emisyjne powietrza w regionie i przyczyniają się do transferu zanieczyszczeń w wyższych warstwach atmosfery. Jednak w pewnych sytuacjach transfer ten nie zostanie uchwycony przez naziemną stację monitorującą (Czech Hydrometeorological Institute 2018). Potwierdza to zasadność umieszczenia próbnika na 90 m nad powierzchnią ziemi. Pobieranie próbek na takiej wysokości wyklucza udział źródeł lokalnych (emisje z gospodarstw domowych, transport, budownictwo, jesienne spalanie biomasy odpadowej itp.) (Seibert et al. 2020; Bernardoni et al. 2011; Cristina Colombi et al. 2010) i można dokładniej zbadać transfer zanieczyszczeń w regionie.

Drugim specyficznym rodzajem zanieczyszczenia w regionie są zanieczyszczenia związane z transgranicznym transferem z Polski wynikającym ze spalania węgla w lokalnych źródłach ciepła w okresie zimowym. W zimnej części roku stężenia PM_{10} pochodzących z polskiego pogranicza (z kierunków północ, północny wschód i wschód) wzrosły o prawie 50%, chociaż według obserwacji naziemnych przeważający kierunek wiatru jest odwrotny. Fakt ten wspominano już w wielu wcześniejszych badaniach (Blažek 2013; Jančík et al. 2013; Český hydrometeorologický ústav 2019; Seibert et al. 2020; Černíkovský et al. 2016). Jednak pomiary na wieży wykazały, że w omawianym okresie dominował w zimnej części roku przepływ w kierunku północno-wschodnim i północnym, czyli właśnie od strony Polski. To stwierdzenie może zmienić pogląd na interpretację transferu zanieczyszczeń w regionie. Wyniki te ponownie potwierdzają znaczenie wpływu transgranicznego na stężenia PM w tym regionie i wskazują, że nie jest to tylko problem pobliskiego obszaru przygranicznego, ale regionu jako całości.

Do określenia składu pierwiastkowego próbek wykorzystano analizę aktywacji neutronowej i określono szeroki zakres pierwiastków. Metoda ta z jednej strony stwarzała pewne ograniczenia, ale z drugiej pomogła zidentyfikować pochodzenie stężeń pierwiastków w próbkach poprzez określenie stężeń pierwiastków mniej powszechnych. Chociaż należy zauważyć, że NAA nie dostarcza danych dotyczących niektórych ważnych pierwiastków, takich jak Cd, Cu, Hg czy Pb, uzyskane informacje były w większości przypadków wystarczające do zidentyfikowania źródła zanieczyszczenia.

W celu zebrania większej ilości danych na temat przenoszenia zanieczyszczeń na danym obszarze podczas różnych meteorologicznie odmiennych lat i udoskonalenia oceny, kontynuowany jest monitoring na urządzeniach pomiarowych.

9 ZAKOŃCZENIE

Przedstawione w niniejszej monografii wspólne czesko-polskie pomiary transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza zostały przeprowadzone w ramach projektu o tej samej nazwie, o akronimie „AIR BORDER”. Celem pomiaru było lepsze poznanie zanieczyszczeń pochodzących z przenoszenia transgranicznego oraz dokładniejsze opisanie procesu przenoszenia pyłu PM_{10} na badanym obszarze. Dlatego w ramach projektu mierzono zanieczyszczenie powietrza pyłami zawieszonymi oraz dane meteorologiczne na stacjach po obu stronach granicy. Po stronie czeskiej pomiary wykonano na nowo wybudowanej stacji w Horní Suchej w strefie przemysłowej František, a po stronie polskiej na istniejącej stacji IMGW-PIB w Raciborzu.

Stężenia pyłu zawieszonego frakcji PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10} i całkowite pyły zawieszone (TSP) oraz podstawowe zmienne meteorologiczne - temperatura, ciśnienie, wilgotność, prędkość i kierunek wiatru mierzono w sposób ciągły w obu lokalizacjach. Stacja w Raciborzu została dodatkowo wyposażona w urządzenie do ciągłego pomiaru pionowego profilu temperatury w przyściennej warstwie atmosfery w celu zidentyfikowania inwersyjnej warstwy dyspersji zanieczyszczeń powietrza jako czynnika, który ma kluczowy wpływ na przenoszenie zanieczyszczeń w otwartej atmosferze (Blažek 2013; Volná i Hladký 2020). Jej podstawowym celem było zatem monitorowanie przenoszenia zanieczyszczeń pod kątem parametrów meteorologicznych. Stacja w Horní Suchej była bardziej skoncentrowana na charakterystyce samych cząsteczek.

Pomiary w Horní Suchej monitorowały przenoszenie zanieczyszczeń pyłu zawieszonego w celu wykluczenia wpływu źródeł lokalnych (Volná a Hladký 2020). W tym celu do pobierania próbek wykorzystano specjalnie zaprojektowany próbnik wielkoobjętościowy (SAM Hi 30 AUTO WIND). Próbnik został umieszczony na szczycie dawnej wieży górniczej na wysokości około 90 m nad powierzchnią ziemi. Umożliwiło to badanie regionalnego przenoszenia zanieczyszczeń i jednocześnie spełniono założenia o wykluczeniu wpływu źródeł lokalnych. Skład pierwiastkowy zebranych cząsteczek określono za pomocą analizy aktywacji neutronowej a wyniki wraz z wyznaczonymi stężeniami PM_{10} oraz z danymi meteorologicznymi (pomierzonymi i modelowanymi) posłużyły do scharakteryzowania pochodzenia zanieczyszczeń na danym obszarze. Zaobserwowano istotną różnicę w składzie pierwiastków: stężenia pierwiastków zależały zarówno od pory roku, jak i kierunku pobierania próbek. Zidentyfikowano sytuacje, w których zanieczyszczenia pochodziły z określonych źródeł zanieczyszczeń na danym obszarze.

Monitoring zmiennych meteorologicznych w ramach projektu na tle długoczasowych pomiarów wykazał, że w ocenianych latach 2018 i 2019 na badanym terenie wystąpiły wyjątkowo korzystne warunki dyspersyjne oraz stosunkowo łagodne zimy, co skutkuje mniejszym obciążeniem emisją z lokalnych pieców w sezonie grzewczym. Fakt ten znalazł również odzwierciedlenie w stężeniach zmierzonego pyłu zawieszonego PM w danym okresie. W zakresie warunków meteorologicznych na tym terenie można stwierdzić, że obserwowany okres był anormalny i dla głębszego zrozumienia procesów przenoszenia zanieczyszczeń wskazane jest kontynuowanie wspólnych badań. Obserwacje na stacji w Raciborzu specjalistycznym sprzętem meteorologicznym zakupionym w ramach projektu w połączeniu z pomiarami na stacji na wysokości (ok. 90 m) na wieży w Horní Suchej ujawniły sytuację, w której dominujący kierunek przepływu (a tym samym przenoszenie zanieczyszczeń) w warstwie gruntowej był inny lub zupełnie przeciwny do tego nad warstwą inwersyjną. Wynik ten pokazuje, że zdarzają się sytuacje, zwłaszcza przy wysokich stężeniach zanieczyszczeń, w których standardowo działające stacje monitorowania zanieczyszczeń powietrza nie są w stanie uchwycić złożoności transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń i tym samym prawidłowo zinterpretować jego pochodzenie. Świadczy to o konieczności i zasadności wykorzystania nabytych urządzeń wraz z koniecznością ich późniejszej eksploatacji i oceny sporządzonych danych pomiarowych.

Na podstawie wyników projektu AIR BORDER, które podsumowano w niniejszej monografii, możliwe jest lepsze zrozumienie procesu transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń, w tym czynników, które na to wpływają. Informacje te mogą następnie służyć jako jedna z podstaw do tworzenia narzędzi prowadzących do rozwiązania niekorzystnej jakości powietrza w regionie i realizacji konkretnych działań. Biorąc pod uwagę położenie obszaru zainteresowania, oczywiste jest, że w rozwiązywaniu problemu zanieczyszczenia powietrza nieunikniona jest współpraca profesjonalistów i laików jak również reprezentacji politycznej.

10 BIBLIOGRAFIA

- ALLEMAN, Laurent Y., Laure LAMAISSON, Esperanza PERDRIX, Antoine ROBACHE a Jean-Claude GALLOO, 2010. PM₁₀ metal concentrations and source identification using positive matrix factorization and wind sectoring in a French industrial zone. *Atmospheric Research* [online]. 96(4), 612–625. ISSN 01698095. Dostupné z: doi:10.1016/j.atmosres.2010.02.008
- AVINO, P., G. CAPANNESI a A. ROSADA, 2008. Heavy metal determination in atmospheric particulate matter by Instrumental Neutron Activation Analysis. *Microchemical Journal* [online]. 88(2), SELECTED PAPERS FROM THE 1st INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON MULTIVARIATE ANALYSIS AND CHEMOMETRICS FOR CULTURAL HERITAGE AND ENVIRONMENT Nemi, Italy 2 - 4 October 2006, 97–106. ISSN 0026-265X. Dostupné z: doi:10.1016/j.microc.2007.11.005
- BAŽAN, Jiří a Ladislav SOCHA, 2013. ZÁKLADY TEORIE A TECHNOLOGIE VÝROBY ŽELEZA A OCELI: Část II - Základy teorie a technologie výroby oceli. 1. Ostrava, Czech Republic: VŠB – Technická univerzita Ostrava. ISBN 978-80-248-3353-8.
- BEIJER, K, 1986. Sources, transport and transformation of metals in the environment. *Handbook of the Toxicology of Metals*. 1, 68.
- BERNARDONI, Vera, Roberta VECCHI, Gianluigi VALLI, Andrea PIAZZALUNGA a Paola FERMO, 2011. PM₁₀ source apportionment in Milan (Italy) using time-resolved data. *Science of The Total Environment* [online]. 409(22), 4788–4795. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2011.07.048
- BLAŽEK, Zdeněk, ed., 2013. Vliv meteorologických podmínek na kvalitu ovzduší v přeshraniční oblasti Slezska a Moravy =: Wpływ warunków meteorologicznych na jakość powietrza w obszarze przygranicznym Śląska i Moraw = The influence of meteorological conditions on air quality in the border region of Silesia and Moravia [online]. Vydání první. Praha : Warszawa: Český hydrometeorologický ústav ; Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Państwowy Instytut Badawczy. ISBN 978-80-87577-15-8. Dostupné z: http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/poboc/OS/OCO/pdf_ooco/publikace.pdf
- BRAY, Casey D., Madeleine STRUM, Heather SIMON, Lee RIDDICK, Mike KOSUSKO, Marc MENETREZ, Michael D. HAYS a Venkatesh RAO, 2019. An assessment of important SPECIATE profiles in the EPA emissions modeling platform and current data gaps. *Atmospheric Environment* [online]. 207, 93–104. ISSN 13522310. Dostupné z: doi:10.1016/j.atmosenv.2019.03.013
- BUREŠ, Vladimír a Jan VELÍŠEK, 2005. Reduction of emissions of pollutants into the air: 2nd stage, year 2005 (Omezování emisí znečišťujících látek do ovzduší: II. etapa, rok 2005) [online]. listopad 2005. B.m.: TECHNICKÉ SLUŽBY OCHRANY OVZDUŠÍ PRAHA, a.s. Dostupné z: http://www.teso.cz/adm/data/files/others/zprava-vav-sm-9_14_04-2005.pdf
- CARSLAW, David a Karl ROPKINS, 2020. Package 'openair' [online]. 06 2020. Dostupné z: <https://cran.r-project.org/web/packages/openair/openair.pdf>
- CRISTINA COLOMBI, VORNE GIANELLE, CLAUDIO BELIS, a BO LARSEN, 2010. Determination of local source profile for soil dust, brake dust and biomass burning sources. *Chemical Engineering Transactions* [online]. 22, 233–238. Dostupné z: doi:10.3303/CET1022038
- CZECH HYDROMETEOROLOGICAL INSTITUTE, 2018. CHMI - Tabular survey, air pollution and atmospheric deposition in data, the Czech republic - 2017. Czech Hydrometeorological Institute [online] [vid. 2020-01-14]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2017_enh/index_GB.html
- CZECH HYDROMETEOROLOGICAL INSTITUTE, 2019. CHMI - Tabular survey, air pollution and atmospheric deposition in data, the Czech republic - 2018. Czech Hydrometeorological Institute [online] [vid. 2020-01-14]. Dostupné z: http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2018_enh/index_GB.html
- CZECH HYDROMETEOROLOGICAL INSTITUTE, 2020. CHMI - Tabular survey, air pollution and atmospheric deposition in data, the Czech republic - 2019. Czech Hydrometeorological Institute [online] [vid. 2020-02-14]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2019_enh/index_GB.html

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV a UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI, 2007. Atlas podnebí Česka (Climate atlas of Czechia). Vydání 1. Praha : Olomouc: Český hydrometeorologický ústav ; Univerzita Palackého v Olomouci. ISBN 978-80-86690-26-1.

DEGÓRSKA, Anna, Katarzyna JUDA-REZLER a Barbara TOCZKO, ed., 2016. Pyły drobne w atmosferze: kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce: praca zespołowa [online]. 1. Warszawa: Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. ISBN 978-83-61227-73-1. Dostupné z: https://www.gios.gov.pl/images/aktualnosci/Pyly_drobne_w_atmosferze.Kompendium_wiedzy.pdf

EUROPEAN COMMISSION. JOINT RESEARCH CENTRE., 2019. European guide on air pollution source apportionment with receptor models: revised version 2019. [online]. LU: Publications Office [vid. 2019-12-02]. Dostupné z: <https://data.europa.eu/doi/10.2760/439106>

EUROPEAN COMMITTEE FOR STANDARDIZATION, 2014. EN 12341:2014 - Ambient air - Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM₁₀ or PM_{2.5} mass concentration of suspended particulate matter. 2014. B.m.: European Committee for Standardization.

EUROPEAN COUNCIL, 2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe [online]. 11. červen 2008. [vid. 2020-01-14]. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:L:2008:152:TOC>

FRONTASYEVA, M. V., S. S. PAVLOV a V. N. SHVETSOV, 2010. NAA for applied investigations at FLNP JINR: present and future. Journal of Radioanalytical & Nuclear Chemistry [online]. 286(2), 519–524. ISSN 02365731. Dostupné z: doi:10.1007/s10967-010-0814-z

GHOSH, Ahindra a Amit CHATTERJEE, 2010. Ironmaking and steelmaking: theory and practice. 3. print. New Delhi: PHI Learning. Eastern economy edition. ISBN 978-81-203-3289-8.

HORÁK, Jiří, Lenka KUBOŇOVÁ, Stanislav BAJER, Milan DEJ, František HOPAN, Kamil KRPEC a Tadeáš OCHODEK, 2019. Composition of ashes from the combustion of solid fuels and municipal waste in households. Journal of Environmental Management [online]. 248, 109269. ISSN 03014797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2019.109269

HURST, Richard W., Terry E. DAVIS a Ahmed A. ELSEEWI, 1991. Strontium isotopes as tracers of coal combustion residue in the environment. Engineering Geology [online]. 30(1), Applied Geosciences for Low-Level Radioactive and Chemical Wastes, 59–77. ISSN 0013-7952. Dostupné z: doi:10.1016/0013-7952(91)90035-J

INMETEO, 2020. VENTUSKY. VENTUSKY [online]. Dostupné z: <https://www.ventusky.com/?p=49.8;18.5;5&l=wind-10m>

JIRŮK, Vítězslav, Barbara HERMANOVÁ, Andrea DALECKÁ, Irena PAVLÍKOVÁ, Jan BITTA, Petr JANČÍK, Leszek ÓSRÓDKA, Ewa KRAJNY, Franciszek ŚLADECZEK, Grzegorz SIEMIĄTKOWSKI, Katarzyna KIPRIAN a Ewa GŁÓDEK BUCYK, 2020. Wpływ zanieczyszczenia powietrza na zdrowie ludności w obszarze polsko-czeskiego pogranicza / Dopad znečištění ovzduší na zdravotní stav obyvatelstva v česko-polském přhraničí [online]. 1. B.m.: Sieć Badawcza Łukasiewicz – Instytut Ceramiki i Materiałów Budowlanych Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy Ostravská univerzita Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava. ISBN ISBN 978-80-248-4406-0. Dostupné z: https://healthair.eu/images/PDF/Publikacja_podsumowujaca/Publikacja%20Healthair.pdf

JUDA-REZLER, Katarzyna a Dominik KOWALCZYK, 2013. Size Distribution and Trace Elements Contents of Coal Fly Ash from Pulverized Boilers. Polish Journal of Environmental Studies. 22(1), 25–40. ISSN 1230-1485.

KOTTEK, Markus, Jürgen GRIESER, Christoph BECK, Bruno RUDOLF a Franz RUBEL, 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. Meteorologische Zeitschrift [online]. 15(3), 259–263. ISSN 0941-2948. Dostupné z: doi:10.1127/0941-2948/2006/0130

KRAJNY, Ewa a Leszek ÓSRÓDKA, 2020. Sprawozdanie z realizacji zadań statutowych DS.-M3/2019 Opracowanie modułu imisji stężeń zanieczyszczeń powietrza Wykorzystanie wybranych metod teledetekcji naziemnej doskonalenia diagnozy i prognozy jakości powietrza. 2020. B.m.: Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy.

- KRUG, Jonathan D., Andrew DART, Carlton L. WITHERSPOON, Jerome GILBERRY, Quentin MALLOY, Surender KAUSHIK a Robert W. VANDERPOOL, 2017. Revisiting the size selective performance of EPA's high-volume total suspended particulate matter (Hi-Vol TSP) sampler. *Aerosol Science and Technology* [online]. 51(7), 868–878. ISSN 0278-6826, 1521-7388. Dostupné z: doi:10.1080/02786826.2017.1316358
- KURFÜRST, Jiří, 2008. *Kompendum ochrany kvality ovzduší*. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor. ISBN 978-80-86832-38-8.
- LARSEN, B.R., S. GILARDONI, K. STENSTRÖM, J. NIEDZIALEK, J. JIMENEZ a C.A. BELIS, 2012. Sources for PM air pollution in the Po Plain, Italy: II. Probabilistic uncertainty characterization and sensitivity analysis of secondary and primary sources. *Atmospheric Environment* [online]. 50, 203–213. ISSN 13522310. Dostupné z: doi:10.1016/j.atmosenv.2011.12.038
- MOHIUDDIN, K., V. STREZOV, P. F. NELSON a E. STELCER, 2014. Characterisation of trace metals in atmospheric particles in the vicinity of iron and steelmaking industries in Australia. *Atmospheric Environment* [online]. 83, 72–79. ISSN 1352-2310. Dostupné z: doi:10.1016/j.atmosenv.2013.11.011
- NORRIS, Gary, Rachele DUVALL, Steve BROWN a Song BAI, 2014. Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide [online]. duben 2014. B.m.: United States Environmental Protection Agency. Dostupné z: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-02/documents/pmf_5.0_user_guide.pdf
- OŚRÓDKA, Leszek, Ewa KRAJNY a Marek WOJTYLAK, 2018. Application of the Data Mining Methods to Assess the Impact of Meteorological Conditions on the Episodes of High Concentrations of PM₁₀ along the Polish – Czech Border. *E3S Web of Conferences* [online]. 28, 01027. ISSN 2267-1242. Dostupné z: doi:10.1051/e3sconf/20182801027
- PAVLÍKOVÁ, Irena, Daniel HLADKÝ, Oldřich MOTYKA, Konstantin N. VERGEL, Ludmila P. STRELKOVA a Margarita S. SHVETSOVA, 2020. Characterization of PM₁₀ Sampled on the Top of a Former Mining Tower by the High-Volume Wind Direction-Dependent Sampler Using INNA. *Atmosphere* [online]. 12(1), 29. ISSN 2073-4433. Dostupné z: doi:10.3390/atmos12010029
- PAVLOV, Sergey, Andrey DMITRIEV a Marina FRONTASYEVA, 2016. Automation system for neutron activation analysis at the reactor IBR-2, Frank Laboratory of Neutron Physics, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russia. *Journal of Radioanalytical & Nuclear Chemistry* [online]. 309(1), 27–38. ISSN 02365731. Dostupné z: doi:10.1007/s10967-016-4864-8
- PERNIGOTTI, Denise, Claudio A. BELIS a Luca SPANÒ, 2016. SPECIEUROPE: The European data base for PM source profiles. *Atmospheric Pollution Research* [online]. 7(2), 307–314. ISSN 13091042. Dostupné z: doi:10.1016/j.apr.2015.10.007
- POKORNÁ, P., J. HOVORKA, M. KLÁN a P. K. HOPKE, 2015. Source apportionment of size resolved particulate matter at a European air pollution hot spot. *The Science of the Total Environment* [online]. 502, 172–183. ISSN 1879-1026. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2014.09.021
- R STUDIO, 2020. Package 'ggplot2' [online]. 02 2020. Dostupné z: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/ggplot2.pdf>
- RAMME, Bruce W. a Mathew P. THARANIYIL, 2013. *Coal Combustion Products Utilization Handbook* [online]. 3rd Edition. Milwaukee, United States of America: We Energies. Dostupné z: https://www.we-energies.com/environmental/ccp_handbook.pdf
- RITZ, Michal, Lucie BARTOŇOVÁ a Zdeněk KLIKA, 2003. EMISSIONS OF HEAVY METALS AND POLYAROMATIC HYDROCARBONS DURING COAL COMBUSTION IN INDUSTRIAL AND SMALL SCALE FURNACES (EMISE TĚŽKÝCH KOVŮ A POLYAROMATICKÝCH UHLOVODÍKŮ PŘI SPALOVÁNÍ UHLÍ V PRŮMYSLÝCH A MALÝCH TOPENIŠTÍCH). *Sborník vědeckých prací Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava*. 2003(1), Řada hornicko-geologická, 69–82. ISSN ISSN 0474-8476.
- ROBL, Thomas L., Anne OBERLINK a Rod JONES, ed., 2017. *Coal combustion products (CCPs): characteristics, utilization and beneficiation*. Duxford, United Kingdom ; Cambridge, Massachusetts: Woodhead Publishing, an imprint of Elsevier. Woodhead series in energy. ISBN 978-0-08-100945-1.

ROLPH, Glenn, Ariel STEIN a Barbara STUNDER, 2017. Real-time Environmental Applications and Display sYstem: READY. *Environmental Modelling & Software* [online]. 95, 210–228. ISSN 13648152. Dostupné z: doi:10.1016/j.envsoft.2017.06.025

SAMARA, C, Th KOUIMTZIS, R TSITOURIDOU, G KANIAS a V SIMEONOV, 2003. Chemical mass balance source apportionment of PM₁₀ in an industrialized urban area of Northern Greece. *Atmospheric Environment* [online]. 37(1), 41–54. ISSN 13522310. Dostupné z: doi:10.1016/S1352-2310(02)00772-0

SEIBERT, Radim, Irina NIKOLOVA, Vladimíra VOLNÁ, Blanka KREJČÍ a Daniel HLADKÝ, 2020. Air Pollution Sources' Contribution to PM_{2.5} Concentration in the Northeastern Part of the Czech Republic. *Atmosphere* [online]. 11(5), 522. Dostupné z: doi:10.3390/atmos11050522

SIMON, Heather, Lee BECK, Prakash V. BHAVE, Frank DIVITA, Ying HSU, Deborah LUECKEN, J. David MOBLEY, George A. POULIOT, Adam REFF, Golam SARWAR a Madeleine STRUM, 2010. The development and uses of EPA's SPECIATE database. *Atmospheric Pollution Research* [online]. 1(4), 196–206. ISSN 1309-1042. Dostupné z: doi:10.5094/APR.2010.026

STEIN, A. F., R. R. DRAXLER, G. D. ROLPH, B. J. B. STUNDER, M. D. COHEN a F. NGAN, 2015. NOAA's HYSPLIT Atmospheric Transport and Dispersion Modeling System. *Bulletin of the American Meteorological Society* [online]. 96(12), 2059–2077. ISSN 0003-0007, 1520-0477. Dostupné z: doi:10.1175/BAMS-D-14-00110.1

SYLVESTRE, Alexandre, Aurélie MIZZI, Sébastien MATHIOT, Fanny MASSON, Jean L. JAFFREZO, Julien DRON, Boualem MESBAH, Henri WORTHAM a Nicolas MARCHAND, 2017. Comprehensive chemical characterization of industrial PM_{2.5} from steel industry activities. *Atmospheric Environment* [online]. 152, 180–190. ISSN 13522310. Dostupné z: doi:10.1016/j.atmosenv.2016.12.032

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1999. Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air: SAMPLING OF AMBIENT AIR FOR TOTAL SUSPENDED PARTICULATE MATTER (SPM) AND PM₁₀ USING HIGH VOLUME (HV) SAMPLER [online]. červen 1999. B.m.: United States Environmental Protection Agency. Dostupné z: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-io-2.1.pdf>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, OFFICE OF AIR AND RADIATION, a OFFICE OF AIR QUALITY PLANNING AND STANDARDS, 2000. Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications [online]. únor 2000. B.m.: UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Dostupné z: <https://www3.epa.gov/scram001/guidance/met/mmgrma.pdf>

VOLNÁ, Vladimíra a Daniel HLADKÝ, 2020. Detailed Assessment of the Effects of Meteorological Conditions on PM₁₀ Concentrations in the Northeastern Part of the Czech Republic. *Atmosphere* [online]. 11(5), 497. ISSN 2073-4433. Dostupné z: doi:10.3390/atmos11050497

WANG, Jinxi, Zhen YANG, Shenjun QIN, Balaji PANCHAL, Yuzhuang SUN a Hongya NIU, 2019. Distribution characteristics and migration patterns of hazardous trace elements in coal combustion products of power plants. *Fuel* [online]. 258, 116062. ISSN 00162361. Dostupné z: doi:10.1016/j.fuel.2019.116062

YATKIN, Sinan a Abdurrahman BAYRAM, 2008. Determination of major natural and anthropogenic source profiles for particulate matter and trace elements in Izmir, Turkey. *Chemosphere* [online]. 71(4), 685–696. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2007.10.070

ZDARBUH.CZ, 2020. Kouře ve výdušné jámě na Dole Prezident Gottwald v Horní Suché 21. února 1983 | Zdař Bůh.cz. Zdař Bůh.cz [online]. [vid. 2020-01-08]. Dostupné z: <https://www.zdarbuh.cz/reviry/okd/koure-ve-vyduzne-jame-na-dole-prezident-gottwald-v-horni-suche-21-unora-1983/>

ZIEMIAŃSKI, Michał a Leszek OŚRÓDKA, ed., 2012. Zmiany klimatu a monitoring i prognozowanie stanu środowiska atmosferycznego [online]. Warszawa: Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Państwowy Instytut Badawczy. Wpływ zmian klimatu na środowisko, gospodarkę i społeczeństwo : zmiany, skutki i sposoby ich ograniczenia, wnioski dla nauki, praktyki inżynierskiej i planowania gospodarczego, tom 2. ISBN 978-83-61102-66-3. Dostupné z: <https://www.imgw.pl/sites/default/files/2020-01/klimat-tom-ii-zmiany-klimatu-a-monitoring-i-prognozowanie-stanu-srodowiska-atmosferycznego-min.pdf>

PARTNERZY PROJEKTU

VŠB TECHNICKÁ
UNIVERZITA
OSTRAVA



 BEZPEČNOSTNĚ
TECHNOLOGICKÝ
KLASTER

WYDAWCA

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy
Podleśna 61
01-673 Warszawa
ISBN 978-83-64979-44-617