

**STAN ZANIECZYSZCZENIA ATMOSFERY W WARSZAWIE
I INNYCH MIASTACH POLSKI**

JERZY BORYCZKA
MARIA STOPA-BORYCZKA
JOLANTA WAWER
MAGDALENA DOBROWOLSKA
MICHAŁ OSOWIEC
ELŻBIETA BŁAŻEK
JAN SKRZYPCZUK
MAGDALENA GRZĘDA

XXVIII. AIR POLLUTION IN WARSAW AND OTHER POLISH CITIES

atlas

OF INTERDEPENDENCE
OF METEOROLOGICAL
AND GEOGRAPHICAL
PARAMETERS
IN POLAND

Warszawa 2012

JERZY BORYCZKA
MARIA STOPA-BORYCZKA
JOLANTA WAWER
MAGDALENA DOBROWOLSKA
MICHAŁ OSOWIEC
ELŻBIETA BŁAŻEK
JAN SKRZYPCZUK
MAGDALENA GRZĘDA

XXVIII. STAN ZANIECZYSZCZENIA ATMOSFERY W WARSZAWIE
I INNYCH MIASTACH POLSKI

atlas

WSPÓLZALEŻNOŚCI
PARAMETRÓW
METEOROLOGICZNYCH
I GEOGRAFICZNYCH
W POLSCE

Warszawa 2012

Komitet Redakcyjny

Krzysztof BŁAŻEJCZYK
Maria STOPA-BORYCZKA
Jerzy BORYCZKA
Jolanta WAWER
Władysław ŻAKOWSKI

Recenzent
Bohdan Mucha

© Copyright by Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego 2012

ISBN 978-83-63245-32-0

Druk i oprawa: Zakład Graficzny UW

SPIS TREŚCI

I.	WPROWADZENIE	7
II.	NATURALNE I ANTROPOGENICZNE ZMIANY KLIMATU WARSZAWY I INNYCH MIAST POLSKI W PUBLIKACJACH ZAKŁADU KLIMATOLOGII ...	9
III.	WPŁYW WARUNKÓW POGODOWYCH NA ROZPRZESTRZENIANIE SIĘ ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA NA TERENIE WARSZAWY – POCZĄTKI BADAŃ ZAKŁADU KLIMATOLOGII	17
IV.	THE AEROSANITARY CONDITIONS IN THE TOWNS OF POLAND – Bożena KICIŃSKA	47
V.	THE ACIDITY OF PRECIPITATION IN WARSAW – Krzysztof OLSZEWSKI	62
VI.	THE INFLUENCE OF AEROSANITARY AND BIOMETEOROLOGICAL CONDITIONS ON THE HEALTH AND MORTALITY OF THE INHABITANTS OF WARSAW – Magdalena KUCHARCZYK	69
VII.	ROLA CYRKULACJI ATMOSFERYCZNEJ W KSZTAŁTOWANIU ZANIE- CZYSZCZENIA POWIETRZA MIAST W POLSCE W PRACACH MAGI- STERSKICH ZAKŁADU KLIMATOLOGII	81
7.1.	Zanieczyszczenia powietrza miast Mazowsza ze szczególnym uwzględnie- niem Warszawy	81
7.1.1.	Zależność zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki od typów cyrkulacji atmosferycznej w środkowej Polsce	81
7.1.2.	Zależność stężenia siarczanów w powietrzu od cyrkulacji atmosferycznej na przykła- dzie Warszawy	115
7.1.3.	Zależność stężenia dwutlenku azotu w Warszawie od warunków meteorologicznych i cyrkulacji atmosferycznej	128
7.1.4.	Wpływ warunków meteorologicznych na rozkład zanieczyszczenia w Warszawie	140
7.1.5.	Zmiany zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie w latach 2004-2006	153
7.1.6.	Zmiana zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie w latach 2006- 2010	166
7.1.7.	Wpływ warunków pogodowych na wzrost stężenia ozonu troposferycznego w śródmieściu Warszawy	177
7.1.8.	Zmiany stężenia ozonu troposferycznego w Warszawie w latach 2004- 2008	181
7.1.9.	Wpływ warunków pogodowych na stężenie pyłu zawieszonego w powietrzu na przykładzie Warszawy	193
7.1.10.	Warunki opadowe a kwasowość opadu w Warszawie w latach 1993-1995	202
7.1.11.	Wpływ cyrkulacji atmosfery na kwasowość opadu na przykładzie Jarczewa	206
7.1.12.	Wpływ warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń po- wietrza w porze zimowej i wiosennej w 1969/1970 roku	217
7.1.13.	Wpływ warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń po- wietrza w porze letniej i jesiennej w 1970 roku	225
7.1.14.	Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenia powietrza w Płocku	232

7.2.	Zanieczyszczenia powietrza miast w południowej Polsce ze szczególnym uwzględnieniem Krakowa	244
7.2.1.	Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w południowej Polsce	244
7.2.2.	Wpływ warunków meteorologicznych na stężenie zanieczyszczeń powietrza na przykładzie Krakowa i Warszawy	254
7.2.3.	Zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie i Krakowie w latach 1994-1998	262
7.2.4.	Tendencje zmian zanieczyszczeń powietrza w Polsce na przykładzie wybranych miast (Gorzów Wielkopolski, Warszawa, Kraków)	273
7.2.5.	Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Krakowie w latach 1995-1997	283
7.2.6.	Zanieczyszczenie powietrza pyłem PM10 na terenie Warszawy i Krakowa w latach 2005-2009	292
7.2.7.	Zmiany zanieczyszczenia powietrza w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 90. XX wieku	301
7.2.8.	Ocena stopnia zanieczyszczenia powietrza na terenie Parku Narodowego Gór Stołowych	312
7.3.	Zanieczyszczenia powietrza miast w północnej Polsce	327
7.3.1.	Zanieczyszczenie powietrza tlenkami azotu w północno-zachodniej Polsce	327
7.3.2.	Zależność stężenia dwutlenku siarki w atmosferze od warunków pogodowych na obszarze Pobrzeża Polski w latach 1994-1997	339
7.3.3.	Wpływ warunków atmosferycznych na stężenie dwutlenku siarki w Łebie w latach 1994-1999	350
7.3.4.	Zależność dobowego stężenia jonów siarczanowych w atmosferze od typów cyrkulacji (na przykładzie Suwałk)	360
7.3.5.	Zależność dobowego stężenia dwutlenku siarki w atmosferze od typów cyrkulacji atmosferycznej (na przykładzie Suwałk)	371
7.4.	Zanieczyszczenia powietrza miast w innych krajach	382
7.4.1.	Wpływ topografii terenu na stężenie SO ₂ w powietrzu na obszarze Sudetów Zachodnich i Pogórza Zachodniosudeckiego	382
7.4.2.	Zanieczyszczenia atmosfery dwutlenkiem siarki w Polsce i w Niemczech w latach 1993-1996	394
7.4.3.	Warunki tworzenia się smogu fotochemicznego na przykładzie Meksyku	406
VIII.	STAN BADAŃ WSPÓŁCZESNYCH ZMIAN KLIMATU Z UWZGLĘDNIENIEM PROGNOZ – Jerzy BORYCZKA, Maria STOPA-BORYCZKA, Elżbieta BŁAŻEK, Jan SKRZYPCZUK	416
IX.	VERIFICATION OF FORECASTS CONCERNING PERIODIC CHANGES IN THE CLIMATE OF WARSAW IN THE PERIOD 1779-2010 – Jerzy BORYCZKA, Maria STOPA-BORYCZKA, Urszula KOSSOWSKA-CEZAK, Jolanta WAWER	431
X.	ZAKOŃCZENIE	452
XI.	LITERATURA	464

I. WPROWADZENIE

Prezentowany Tom XXVIII *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* p.t. *Stan zanieczyszczenia atmosfery w Warszawie i innych miastach Polski* jest siódmą częścią syntezy prowadzonych badań w Zakładzie Klimatologii Wydziału Geografii i Studiów Regionalnych UW (z udziałem studentów) w zakresie naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu Polski.

Spis treści koresponduje z wcześniej opublikowanymi częściami dotyczącymi badań klimatu Warszawy i innych miast Polski w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego. Najpierw, tj w rozdz. II *Naturalne i antropogeniczne zmiany klimatu Warszawy i innych miast Polski w publikacjach Zakładu Klimatologii* przedstawiano publikacje na podjęty temat, a potem prace archiwalne. Jedną z nich (rozdz. III) pt. *Wpływ warunków pogodowych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza na terenie Warszawy – Początki badań Zakładu Klimatologii* zawiera wyniki najwcześniej prowadzonych pomiarów stężenia i opadu pyłu w Warszawie (z roku 1969).

W kolejnych rozdziałach IV, V, VI zamieszczono 3 artykuły: B. Kicińskiej p.t. *The aerosanitary conditions in the towns of Poland*, K. Olszewskiego pt. *The acidity of precipitation in Warsaw* i M. Śmietanki. p.t. *The influence of aerosanitary and biometeorological conditions on the health and mortality of the inhabitants of Warsaw* – dotyczący samej stolicy. Pozycje te opublikowane były w *Studies on the climate of Warsaw*, ed. M. Stopa-Boryczka, Warsaw 2003 (IV i VI jako obszerne fragmenty prac doktorskich).

Oryginalną część pracy stanowi rozdział VII p.t. *Rola cyrkulacji atmosferycznej w kształtowaniu zanieczyszczenia powietrza miast w Polsce w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii UW*. Wyróżniono w nim cztery podrozdziały dotyczące zmian zanieczyszczenia powietrza miast Mazowsza, ze szczególnym uwzględnieniem Warszawy, zmian zanieczyszczenia powietrza miast w południowej i północnej Polsce oraz miast w innych krajach.

Do najważniejszych problemów badawczych w pracach magisterskich należą;

- Rola cyrkulacji atmosferycznej w zmianach zanieczyszczenia powietrza związkami siarki (SO₂) w miastach na Mazowszu i innych regionach Polski
- Wpływ warunków meteorologicznych na stężenie zanieczyszczeń powietrza (dwutlenku siarki SO₂ i dwutlenku azotu NO₂) na przykładzie Warszawy
- Zależność stężenia dwutlenku azotu od natężenia ruchu drogowego i warunków pogodowych w Warszawie
- Zmiany okresowe (dobowe i roczne) stężenia ozonu troposferycznego i ich zależność od warunków pogodowych
- Zależność stężenia pyłu zawieszonego w powietrzu od warunków meteorologicznych w Warszawie i Krakowie
- Kwasowość opadów atmosferycznych na przykładzie Warszawy i Jarczewa

Na przykładzie pracy doktorskiej Bożeny Kicińskiej pt. *Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w powietrzu w Polsce* (maszynopis 1999, promotor: Maria Stopa-Boryczka) określono wpływ adwekcji mas powietrza na przestrzenny rozkład dwutlenku siarki w Polsce z uwzględnieniem układów cyklonalnych i antycyklonalnych. Wyodrębniono także sytuacje pogodowe sprzyjające dużej koncentracji dwutlenku siarki w powietrzu, zwłaszcza na obszarach o dużym zagrożeniu środowiska naturalnego

związkami siarki. Są to aktualne problemy związane z ochroną atmosfery przed zbyt dużą zawartością toksycznych substancji.

Stężenie dwutlenku siarki w Polsce opisują wyniki codziennych pomiarów z 54 stacji monitoringu zanieczyszczeń powietrza z lat 1993-1997. Stacje zlokalizowane są przeważnie w miastach w różnych jednostkach fizycznogeograficznych Polski. Serie obserwacyjne poszczególnych stacji liczą najczęściej 1400-1800 dni. Cyrkulację atmosferyczną w Polsce w tym samym okresie opisują kierunki adwekcji mas powietrza oraz układy baryczne. Określono je na podstawie codziennych map synoptycznych (z czterech terminów) Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej.

Okres 1993-1997 charakteryzował się w Polsce małymi zmianami rocznej emisji dwutlenku siarki: 2,7 mln ton w 1993 r. i 2,4 mln ton w 1996 r. Niezmienna była w tym czasie lokalizacja głównych źródeł emisji SO₂ w Polsce, głównie elektrowni i elektrociepłowni. Podobnie jak w Polsce tendencja spadkowa emisji związków siarki występowała również w całej Europie.

Z przeprowadzonych badań wynika, że:

- cyrkulacja atmosferyczna w istotny sposób wpływa na zanieczyszczenie powietrza w Polsce dwutlenkiem siarki, przy czym rola kierunku adwekcji mas powietrza jest znacznie silniejsza niż rola układu barycznego
- zależność zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki od kierunku adwekcji mas powietrza najsilniej zaznacza się na Górnym Śląsku oraz na wybrzeżu, zależność od rodzaju układu barycznego – na Górnym Śląsku
- w północnej części Polski oraz na Górnym Śląsku dużej koncentracji dwutlenku siarki w powietrzu sprzyja adwekcja mas powietrza z sektora południowo-wschodniego, a małej – napływ mas z północo-zachodu.
- w południowo-zachodniej i południowo-wschodniej części kraju rośnie negatywna rola adwekcji mas powietrza z południo-zachodu i zachodu oraz pozytywna – przy adwekcji mas powietrza z północo-wschodu
- średnie oraz maksymalne wartości stężenia dwutlenku siarki przy napływie mas powietrza z kierunków sprzyjających złym warunkom aerosanitarnym mogą być nawet kilkakrotnie większe niż przy adwekcji z kierunków, przy których warunki aerosanitarnie są najlepsze.

Wyniki te mogą również posłużyć do prognozy stanu aerosanitarnego w poszczególnych regionach przy różnych sytuacjach synoptycznych.

Do nowych problemów rozwiązywanych w Zakładzie Klimatologii w pracach magisterskich należy ocena stanu zanieczyszczenia miast Polski nie tylko dwutlenkiem siarki, ale także dwutlenkiem azotu oraz ozonu troposferycznego i pyłu zawieszonego w powietrzu. Głównym celem badań są zmiany dobowe i roczne oraz ich zależność od typów cyrkulacji. Najwięcej przykładów pochodzi z Warszawy i Krakowa.

W rozdziale VIII pt. *Stan badań współczesnych zmian klimatu z uwzględnieniem prognoz* omówiono ważniejsze problemy i wyniki badań w zakresie zmian klimatu. Rozdział IX pt. *Verification of forecasts concerning periodic changes in the climate of Warsaw in the period 1779-2010* poświęcono ocenie wiarygodności prognoz okresowych zmian klimatu Warszawy według interferencji cykli temperatury powietrza, wykrytych w serii pomiarów od 1779 roku (Warszawa-Observatorium Astronomiczne) metodą „sinusoid regresji” – przede wszystkim tych sprzed 30-lat (1980-2010) i 20 lat (1991-2010).

II. NATURALNE I ANTROPOGENICZNE ZMIANY KLIMATU WARSZAWY W PUBLIKACJACH ZAKŁADU KLIMATOLOGII

Pierwszą część syntezy studenckich badań w zakresie naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu miasta stanowi publikacja Wydziału Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego pt. *Klimat Wielkiej Warszawy w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii w latach 1952-2007*, wydana z okazji XII Pikniku Naukowego Polskiego Radia BIS i Centrum Nauki Kopernik, który odbył się 14 czerwca 2008 roku w Warszawie.

Głównym problemem badawczym jest deformacja pól zmiennych klimatologicznych i bioklimatologicznych przez miasto w różnych skalach przestrzennych i czasowych na przykładzie odpowiednio dobranych 37 prac magisterskich, z ogólnej liczby 150. Oryginalną część pracy stanowią rozwiązania następujących problemów:

- Cechy klimatu miasta nizinnego na przykładzie Warszawy
- Deformacja pól zmiennych meteorologicznych w Warszawie z wyodrębnieniem miejskiej wyspy ciepła
- Rola zieleni miejskiej w kształtowaniu warunków termicznych i wilgotnościowych w Warszawie
- Deformacja pola wiatru przez zabudowę w Warszawie
- Zmienność przestrzenna i czasowa warunków odczuwalnych w Warszawie
- Wpływ zabudowy na zróżnicowanie zachmurzenia w Warszawie
- Zmienność czasowa i przestrzenna opadów atmosferycznych w Warszawie i okolicach
- Cykliczność i tendencje zmian klimatu Warszawy
- Wahania roczne i tendencje zmian zjawisk atmosferycznych
- Stan aerosanitarny Warszawy.

Wymienione problemy należą do najczęściej podejmowanych tematów w pracach dyplomowych w latach 1952-2007. Scharakteryzowano je odpowiednimi pracami, przedstawiając najważniejsze wyniki badań studenckich, udokumentowane głównie wykresami, mapami i tabelami. W rezultacie powstała nowoczesna monografia klimatu Warszawy. Integralną całość stanowi pełny wykaz prac magisterskich (150) dotyczących naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu Warszawy. Wykaz prac licencjackich (33) uzupełnia informacje o zainteresowaniach studentów.

Tom XXII Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce” z wyodrębnionym tytułem *Wpływ zabudowy i zieleni osiedlowej na zróżnicowanie klimatu lokalnego w Warszawie*” stanowi drugą część syntezy badań studenckich w zakresie zmienności przestrzennej i czasowej klimatu lokalnego miasta, na przykładzie kolejnych 31 prac magisterskich, w tym 5 dotyczących osiedli, zamieszczono już we wcześniejszej publikacji. Celem pracy jest określenie zakresu zróżnicowania warunków meteorologicznych i biometeorologicznych w mieście w zależności od charakteru zabudowy i zieleni w osiedlach mieszkaniowych oraz ich lokalizacji w Warszawie, ze szczególnym uwzględnieniem pory dnia i roku.

Badania Zakładu Klimatologii pod kątem wpływu różnego typu zabudowy i zieleni na klimat lokalny w Warszawie przeprowadzono w latach 1959-2007. Obiektami szczególnych zainteresowań stały się osiedla mieszkaniowe położone w różnych dzielnicach

miasta, w przybliżeniu na profilu północ-południe: Białoleka Dworska, Chomiczówka, Sady Żoliborskie, Stawki, Szwoleżerów, Wyględów-Olimpijska, Służew nad Dolinką, Kabaty, Jelonki, Śródmieście. Sporo wyników badań dotyczy zabudowy zwartej w Śródmieściu, z małym udziałem zieleni ze szczególnym uwzględnieniem Śródmiej-skiej Stacji Meteorologicznej *Warszawa-Uniwersytet*.

Uzyskane wyniki własnych dociekań odnoszono najczęściej do danych ze stacji syn-optycznej Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej Warszawa-Okęcie, reprezentującej warunki pozamiejskie – od strony południowo-zachodniej. Zlokalizowana ona jest w strefie najmniejszego oddziaływania miasta na klimat przy przeważających wiatrach z sektora zachodniego. Już wcześniej udowodniono, że stacja ta jest dobrym punktem odniesienia w badaniach modelowych w środkowej Polsce, a nawet w Europie.

Przedstawiono najważniejsze wyniki badań prac magisterskich (udokumentowane licznymi tabelami i wykresami) oraz ich porównaniem z innymi osiedlami o podobnym lub odmiennym charakterze zabudowy. Wyniki badań odnoszono też do najbliższego otoczenia tj. do stacji zakładanych poza osiedlami.

Do ważniejszych zagadnień, które udało się scharakteryzować w pracach magister-skich na podstawie różnicowania klimatu lokalnego w Warszawie można zaliczyć:

Wpływ oświetlenia (ekspozycji dosłonecznej i cienia) na różnicowanie warunków cieplnych w osiedlach

- Deformacja pola wiatru pod wpływem zabudowy
- Tempo nagrzewania i wychładzania osiedli o zabudowie wysokiej, blokowej (Służew, Stawki) oraz niskiej willowej z dużym udziałem zieleni (Olimpijska).
- Warunki odczucia termicznego (warunki biometeorologiczne) w osiedlach o różnej powierzchni zieleni (Sady Żoliborskie, Stawki, Służew)
- Przemieszczanie się wyspy ciepła pod wpływem wiatru
- Wpływ zabudowy na warunki odczucia ciepła w Warszawie
- Pionowa stratyfikacja atmosfery w Śródmieściu i na peryferiach

Tom XXIII *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce*” z wyodrębnionym tytułem *Klimat Warszawy i innych miast Polski, Studia porównawcze*” stanowi trzecią część syntezy badań studenckich w zakresie naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu miast Polski.

Celem tego tomu jest określenie cykliczności i tendencji zmian klimatu miast Polski na przykładzie Warszawy – miasta nizinnego, położonego na Mazowszu w Kotlinie Warszawskiej ($\varphi = 52,1^\circ$, $\lambda = 21,0^\circ$, $H = 106$ m n. p. m.) i Krakowa – miasta położonego w Kotlinie Podkarpackiej – Bramie Krakowskiej ($\varphi = 50,1^\circ$, $\lambda = 20,0^\circ$, $H = 206$ m n.p.m). Z tytułów publikacji i prac magisterskich wynika, że dotyczą one głównie naturalnych zmian klimatu, ze szczególnym uwzględnieniem cyklu rocznego. Do elementów uprzywi-lejowanych pod względem liczby opracowań należy z całą pewnością temperatura powie-trza, traktowana, jako efekt intensywności obiegu ciepła w systemie Ziemia-atmosfera. Temperatura powietrza jest bowiem elementem najważniejszym, który determinuje stan pozostałych elementów klimatu. Badania przeprowadzono w różnych skalach przestrze-nych i czasowych. Najwięcej prac dotyczy Mazowsza i całej Polski. Podstawą tych opra-cowań były głównie dane Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej z drugiej połowy XX wieku.

Jednym z istotnych celów pracy jest określenie zakresu deformacji pola temperatury powietrza w Polsce przez miasta. Problem ten rozwiązano przede wszystkim na przykładach Warszawy i Krakowa.

Warszawa na tle otoczenia wyróżnia się przede wszystkim wyższą temperaturą minimalną (w nocy jest znacznie cieplejsza); dłuższym okresem bezprzymrozkowym i wegetacyjnym, mniejszą wilgotnością względną i większym niedosytem wilgotności, większym zachmurzeniem nieba i mniejszą liczbą dni pogodnych, większymi sumami opadów atmosferycznych, mniejszą liczbą dni z mgłą (mniej inwersji termicznych) oraz znacznie mniejszą prędkością wiatru, mniejszą liczbą dni z wiatrem silnym, większą liczbą dni z wiatrem bardzo słabym i większym udziałem dni bezwietrznych (Stopa-Boryczka, Boryczka i inni, 1995).

Zasadniczym celem jest określenie tendencji, okresowości i prawdopodobieństwa niektórych zjawisk pogodowych w latach 1966-2000. Dominują nowe wyniki badań uzyskane na podstawie krótszych serii pomiarowych - z ostatniego trzydziestopięcioletnia 1966-2000. Dotyczą one liczby dni z burzą, maksymalnych dobowych sum opadów atmosferycznych, częstości dobowych sum opadów $\geq 10\text{mm}$ i liczby dni z pokrywą śnieżną.

Oryginalną część pracy stanowi rozdział pt. *Przeszłość i teraźniejszość klimatu miast Polski w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego*. Najważniejsze wyniki badań studenckich dotyczą następujących problemów:

- Długookresowe zmiany klimatu miast Polski
- Cyrkulacyjne uwarunkowania klimatu miast Polski
- Cechy solarne i termiczne klimatu miast Polski
- Cechy wilgotnościowe klimatu miast Polski
- Stan aerosanitarny miast w Polsce

Powyższe problemy badawcze stanowiły tematy 26 prac magisterskich. Najwięcej z nich (14) dotyczyło długookresowych zmian klimatu miast Polski i ich cyrkulacyjnych uwarunkowań.

Tom XXIV *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* z wyodrębnionym tytułem *Klimat Warszawy i miejscowości strefy podmiejskiej* stanowi czwartą część badań studenckich w zakresie naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu.

Celem pracy jest określenie cech specyficznych klimatu i bioklimatu miejscowości podwarszawskich, w zależności od ich lokalizacji względem Warszawy. Jest nim też próba określenia zasięgu oddziaływania miasta na tereny otaczające.

Problemy te rozwiązano na przykładzie 7 miejscowości z okolic Warszawy i dzielnicy peryferyjnej Okęcie. Przedstawiono najważniejsze wyniki badań eksperymentalnych, przeprowadzonych w 25 pracach magisterskich, wykonanych w Zakładzie Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego. Obiektami szczególnych zainteresowań były 2 uzdrowiska podwarszawskie: Konstancin i Otwock – położone w południowej strefie podmiejskiej.

Przy opracowaniu klimatu Warszawy i miejscowości strefy podmiejskiej wykorzystano materiały archiwalne: ze stacji meteorologicznych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej na Okęciu i Bielanych, w Legionowie i Brwinowie, ze stacji Instytutu Geofizyki Polskiej Akademii Nauk w Otwocku oraz materiały ze stacji Zakładu Ekologii PAN w Dziekanowie Leśnym z lat 1951-2000.

Punktem odniesienia wielokrotnie była też śródmiejska stacja meteorologiczna Zakładu Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego.

Własne obserwacje klimatyczne i mikroklimatyczne, przeprowadzono w pięciu miejscowościach: Konstancin, Otwock, Dziekanów Leśny, Wesoła, Mory w różnych latach drugiej połowy XX. wieku. W opracowaniu podstawowych elementów klimatologicznych w miejscowościach uzdrowiskowych zwrócono szczególną uwagę na pogody niekorzystne dla kuracjuszy i ich powtarzalność: silne wiatry, mgły, odwilże zimą, okresy deszczowe latem, itp.

Na podstawie prac magisterskich udało się dokonać oceny klimatu na potrzeby różnych dziedzin gospodarki:

- Ocena klimatu na potrzeby lecznictwa w uzdrowiskach nizinnych (Konstancin, Otwock, Dziekanów Leśny)
- Ocena stanu atmosfery pod względem rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń (Legionowo, Warszawa)
- Ocena warunków termicznych i wilgotnościowych sezonu grzewczego (Mory)
- Ocena klimatu na potrzeby komunikacji lotniczej (Warszawa-Okęcie)
- Ocena klimatu na potrzeby rolnictwa (Warszawa-Okęcie)

Wpływ urbanizacji na warunki klimatyczne w Warszawie (Kicińska, Wawer, 2005) można uznać za syntezę dotychczasowych badań w zakresie wpływu aglomeracji miejskiej na zmiany czasowe i przestrzenne warunków solarnych, termicznych, wilgotnościowych, opadowych i cyrkulacji atmosferycznej. Klimat obszarów miejskich wyróżnia się w stosunku do otoczenia intensywną emisją różnych zanieczyszczeń (z zakładów przemysłowych, zwłaszcza energetycznych i środków transportu oraz urządzeń komunalnych). Duży wpływ na klimat ma zwartość zabudowy, zmiany w użytkowaniu naturalnych powierzchni (zmniejszenie powierzchni terenów zielonych, drenowanie terenu i budowa ciągów komunikacyjnych). Konsekwencją tych procesów są zakłócenia naturalnej równowagi radiacyjnej i termiczno-wilgotnościowej oraz osłabienie wymiany powietrza. Przejawia się to modyfikacją wartości wielu elementów klimatycznych. Bilans promieniowania i bilans ciepły ulegają w mieście istotnym modyfikacjom. Wynika to przede wszystkim ze zmian czasu insolacji (większe zasłonięcie horyzontu) oraz ze zmian stanu atmosfery (jej przezroczystości) i zachmurzenia.

Tom XXV *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* z wyodrębnionym tytułem *Zmiany klimatu Warszawy i innych miast Europy w XVII-XXI wieku* stanowi piątą część badań studenckich w zakresie czasowej i przestrzennej zmienności klimatu Europy ze szczególnym uwzględnieniem Polski – na przykładzie kolejnych 15 prac magisterskich.

Dotychczasowe wyniki badań w zakresie tych problemów można podzielić na pozycje opublikowane (uaktualnione) i archiwalne. Prace opublikowane przedstawiono w rozdziałach od II do VI i VIII, IX. Rozdział drugi *Modelowanie naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu* w atlasie współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce (1974-2010) zawiera najważniejsze wyniki badań w zakresie czasowych i przestrzennych zmian klimatu, przeprowadzonych przez Zakład Klimatologii w ciągu ostatnich 40 lat. Trzeci pt. *Badanie cykliczności zmiennych przyrodniczych metodą J. Boryczki sinusoid regresji* przedstawia opis metody wyznaczania okresów wraz z przykładami zastosowania programu autora. Czwarty pt. *Ochłodzenia i ocieplenia klimatu Północnej Półkuli Ziemi (na podstawie wahań izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ i danych dendrologicz-*

nych) przedstawia naturalne zmiany klimatu w różnych skalach czasowych wraz z prognozami na najbliższe stulecia na podstawie cyklicznych zmian zawartości izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ i sum promieniowania słonecznego. Piąty *Cykliczne zmiany klimatu Europy w ostatnim tysiącleciu według ciągów dendrologicznych* – zawiera porównania cykli szerokości stoł drzew rosnących w Europie z cyklami temperatury powietrza. Szósty *Problemy badań współczesnych zmian klimatu* – obejmuje dociekania z zakresu naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu i ich przyczyn. Natomiast w rozdziałach ósmym i dziewiątym zamieszczono najważniejsze wyniki badań zmian klimatu Europy (i Polski) w XVII-XXI wieku. W rozdziale VIII *Ocieplenie klimatu miast Europy w XVII-XX wieku i ich przyczyny* przedstawiono zmiany wiekowe temperatury powietrza w strefie umiarkowanej na podstawie najdłuższych ciągów chronologicznych z 8 miejscowości zlokalizowanych w Europie Środkowej i Zachodniej.

Porównano okresowe wahania temperatury powietrza w Polsce (Warszawa, Kraków) i Ukrainie (Lwów, Kijów). Rozdział IX *Zmiany klimatu Warszawy w XVIII-XXI wieku* dotyczy okresowości, tendencji i prognoz zmian klimatu Warszawy na przykładzie temperatury powietrza i opadów atmosferycznych. W rozdziale X *Zmiany warunków termicznych i opadowych w Warszawie* określone na podstawie powojennej erii obserwacyjnej z *Okęcia (1947-2009)* przedstawiono warunki termiczne (chłodne, normalne, ciepłe) i opadowe miesięcy (suche, normalne, mokre).

W *Zakończeniu* (rozdz. XI) oceniono postęp badań w zakresie modelowania naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu Europy w pierwszej dekadzie XXI wieku, w odniesieniu do drugiej połowy XX wieku, prowadzonych w Zakładzie Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego. Wskazano na spodziewane konsekwencje globalnego ocieplenia – na zagrożenia życia na Ziemi. Zwrócono też uwagę na prognozowane duże ochłodzenie w połowie XXI wieku, wynikające z astronomicznych przyczyn okresowych zmian aktywności Słońca (koncentracji masy największych planet) i aktywności wulkanicznej. Na globalne ochłodzenie wskazują: zawartość izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ w rdzeniach lodowych, przyrosty roczne (stoje) drzew i wyniki pomiarów temperatury i opadów atmosferycznych.

Oryginalną część pracy stanowią wyniki badań przedstawionych w siódmym rozdziale pt. *Współczesne zmiany klimatu miast Europy w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego*.

Najważniejsze wyniki badań studenckich dotyczą cykliczności, tendencji i prognoz klimatu na przykładzie niektórych miast reprezentujących Europę Zachodnią, Środkową i Wschodnią. Jest nim też zbadanie przyczyn ich zróżnicowania w zależności od położenia geograficznego i wysokości nad poziomem morza. Do istotnych problemów badanych przez studentów można zaliczyć:

- Wiekowe zmiany klimatu miast nizinnych Europy (Londyn, Warszawa, Moskwa)
- Wiekowe zmiany klimatu miast górskich Europy (Genewa, Zurych, Saentis, Sonnblick)
- Solarne i cyrkulacyjne uwarunkowania klimatu miast Europy (liczby Wolfa, NAO, typy Wangenheima i Osuchowskiej-Klein)
- Wpływ Oscylacji Północnoatlantyckiej na zróżnicowanie cech termicznych klimatu miast Europy (Paryż, Marsylia, Wrocław, Kraków, Warszawa)

- Wpływ NAO na zróżnicowanie cech opadowych klimatu miast środkowej Europy (Wrocław, Warszawa)
- Badanie cykliczności i tendencji zmian temperatury powietrza w Europie na profilach: południkowym (Sztokholm, Warszawa, Ateny) i równoleżnikowym (Paryż, Warszawa, Moskwa)
- Badanie cykliczności i tendencji zmian temperatury powietrza w Europie (Sztokholm) na podstawie danych dendrologicznych (sosna – *Pinus sylvestris*)

Kolejny **Tom XXVI-XXVII** *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* pt. *Z badań klimatu Mazowsza (z uwzględnieniem większych miast)* stanowi szóstą część studenckich badań klimatu w różnych skalach przestrzennych: Europa, Polska, Mazowsze, Kotlina Warszawska, Równina Warszawska, Warszawa na przykładzie 45 prac magisterskich.

Układ treści nawiązuje do wcześniejszych badań naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu Warszawy w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii (rozdz. II). Najpierw przedstawiono publikacje na ten temat, a potem prace archiwalne.

W rozdziale III przedstawiono artykuł pt. *Wpływ czynników geograficznych na klimat Europy z zastosowaniem wielomianów regresji 2 stopnia (1961-1990)*. Cechy termiczne klimatu Europy z zastosowaniem wielomianów 4 stopnia to rozdz. IV. W rozdziale V zajęto się falami chłodu i ciepła w przebiegu rocznym temperatury powietrza w 60-leciu (1951-2010) na przykładzie Warszawy – miasta nizinnego położonego na Nizinie Środkowomazowieckiej- Równinie Warszawskiej.

Oryginalną część pracy stanowią rozdziały VI pt. *Zmiany klimatu Mazowsza w odniesieniu do obszaru Polski w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego* i VII *Wpływ ukształtowania i rzeźby terenu na zróżnicowanie klimatu Mazowsza według podziału fizycznogeograficznego J. Kondrackiego*. Najwięcej prac magisterskich dotyczy klimatu Niziny Środkowomazowieckiej i Kotliny Płockiej, a najmniej – Wzniesień Południowomazowieckich. Artykułem na zamówienie jest rozdział VIII pt. *Zmiany roczne i wieloletnie opadów atmosferycznych we wschodniej części Niziny Mazowieckiej (na przykładzie Warszawy- Okęcia i Siedlec)* autorstwa U. Kossowskiej-Cezak i J. Skrzypczuka.

Do ważniejszych problemów rozwiązywanych w pracach magisterskich należą:

- Cechy klimatu Polski w odniesieniu do równoleżnika $\varphi = 52^{\circ}\text{N}$
- Zmiany klimatu Mazowsza w odniesieniu do obszaru Polski
- Rola cyrkulacji atmosferycznej w kształtowaniu zachmurzenia na Mazowszu
- Rola cyrkulacji atmosferycznej w kształtowaniu stanu aerosanitarnego Mazowsza
- Regionalne zróżnicowanie cech termicznych klimatu Mazowsza na przykładzie nizin: Środkowomazowieckiej, Północnomazowieckiej i Południowopodlaskiej
- Mezo regionalne zróżnicowanie klimatu Mazowsza na przykładzie Kotliny Warszawskiej i Wysoczyzny Siedleckiej
- Antropogeniczne zmiany klimatu Warszawy

W końcowych rozdziałach niektórych prac magisterskich zamieszczono też oceny klimatu badanych województw na potrzeby gospodarki człowieka np. rolnictwo, ogrodnictwo, turystyka i wypoczynek. Problemy te najlepiej przedstawia J. Wikieł-Wawer w pracy pt. *Klimat stołecznego województwa warszawskiego (1977)*.

Klimat badanego obszaru z punktu widzenia potrzeb rolnictwa, kształtuje się dla wielu upraw korzystnie, przede wszystkim dzięki wyższej temperaturze powietrza, małej liczbie przymrozków, dni mroźnych i bardzo mroźnych niż w województwach sąsiadujących od północy i wschodu. Niestety sumy opadu (zwłaszcza na północy i wschodzie Kotliny Warszawskiej) są niewystarczające do podtrzymywania wilgoci glebowej, jest tu bardzo sucho, co jest szczególnie niekorzystne dla owsa, jęczmienia, kukurydzy itp.

W badanym obszarze występują gleby niskiej jakości piaszczyste i piaszczysto-gliniaste i mimo że na przykład do uprawy buraka cukrowego i pszenicy, warunki klimatyczne są dogodne, to jednak gleby determinują uprawy na szerszą skalę.

Bardziej dogodny jest klimat dla upraw warzywniczych i sadowniczych (głównie na Równinie Warszawskiej i Łowicko-Błońskiej), gdzie drzewa owocowe najwcześniej zakwitają, a sprzyjają temu: dobre usłonecznienie, krótki okres z przymrozkami, najkrótszy okres zalegania pokrywy śnieżnej. Udział tych działów gospodarki rolnej w użytkowaniu rolniczym ziemi stale wzrasta i obecnie 9,9% wszystkich upraw stanowią warzywa, a 3,6% - sady. Ponadto rozwój gospodarki rolnej, uprawa inspektowa, szklarniowa wykluczają ujemne skutki klimatu województwa, jak niskie opady, czy też przymrozki.

Okolice Zalewu Zegrzyńskiego są z punktu klimatu terenami o najdogodniejszych warunkach dla rozwoju turystyki. Jest tu bowiem ciepło (powyżej 7,5°C), mało jest opadów i liczby dni z opadem, duże usłonecznienie, nieduże zachmurzenie, większe prędkości wiatru, co sprzyja żeglarstwu.

Z kolei Puszcza Kampinoska jest „oazą” czystego, leśnego powietrza, bogatego w fitonocydy. Warunki termiczne są sprzyjające, lecz niestety „ściana” Puszczy odznacza się zwiększonymi opadami o dużym natężeniu (najwyższe maksima dobowe). Rejon ten poleca się szczególnie na wycieczki piesze i rowerowe szlakami turystycznymi.

Warszawa, jako stolica Polski i jako miasto z licznymi zabytkami, muzeami i innymi walorami kulturalnymi jest również dużym ośrodkiem turystycznym województwa. Niestety termiczne warunki klimatu stolicy są mniej sprzyjające dla turystów w okresie letnim, z racji wysokiej temperatury, większej ilości dni gorących i upalnych oraz parnych, oraz gorszych warunków aerosanitarnych.

Oceny klimatu na potrzeby budownictwa można znaleźć w pracy A. Ślęzak pt. *Zmiany roczne kierunku i prędkości wiatru w Kotlinie Warszawskiej* (1978), w której wykazano duży wpływ zabudowy miejskiej na kierunek i prędkość wiatru w ciągu całego roku. Natomiast w pracach M. Śmietanki pt. *Wpływ warunków atmosferycznych na wypadki drogowe w Radomiu* (1995) i P. Parzuchowskiego pt. *Klimat lotniska Sadków w Radomiu* (2008) oceniono klimat na potrzeby komunikacji drogowej i lotniczej. Określona w nich warunki pogodowe sprzyjające wypadkom drogowym oraz warunki utrudniające funkcjonowanie lotniska.

Dotychczasowe wyniki badań studenckich przyczyniły się głównie do poznania cykliczności i tendencji zmian klimatu Polski (t. XXIII) i Europy (t. XXV) oraz prognozowanych zmian klimatu w XXI wieku. Ponadto badano wpływ miast na zróżnicowanie klimatu lokalnego na przykładzie Warszawy (t. XXII i t. XXIV) i innych miast Mazowsza (t. XXVI-XXVII).

Na uwagę zasługuje również dzieło piknikowe pt. *Klimat Wielkiej Warszawy w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii w latach 1952-2007* (2008).

Prezentowany **Tom XXVIII** *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* pt. *Zanieczyszczenia atmosfery w Warszawie i innych miastach Polski* stanowi siódmą część syntezy studenckich badań w zakresie naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu Polski.

Do nowych problemów rozwiązywanych w Zakładzie Klimatologii w 30 pracach magisterskich należy ocena stanu zanieczyszczenia miast Polski nie tylko dwutlenkiem siarki, ale także dwutlenkiem azotu oraz ozonu troposferycznego i pyłu zawieszzonego w powietrzu. Głównym celem badań są zmiany dobowe i roczne oraz ich zależność od typów cyrkulacji. Najwięcej przykładów pochodzi z Warszawy i Krakowa.

III. WPŁYW WARUNKÓW POGODOWYCH NA ROZPRZESTRZENIANIE SIĘ ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA NA TERENIE WARSZAWY – POCZĄTKI BADAŃ ZAKŁADU KLIMATOLOGII

Wstęp

Miasto na tle naturalnego krajobrazu – jako dzieło mózgów i rąk ludzkich – jest tworem sztucznym, stanowi wielkie skupisko budynków mieszkalnych i produkcyjnych, źródło ogromnych zaburzeń w normalnym biegu elementów klimatotwórczych i zjawisk pogodowych.

Na tle warunków makroklimatycznych, charakterystycznych dla danego regionu miasto wytwarza swoiste cechy klimatu w skali lokalnej („mezoklimat”), modyfikując cechy pierwotne klimatu właściwego dla danego obszaru i narzucając je w mniejszym lub większym stopniu nawet okolicom zamiejskim. W obrębie wielkiego miasta (zwłaszcza przemysłowego), niezależnie od jego położenia, w szachownicy placów i ulic, różnie ukiepunkowanych, o różnej ich szerokości oraz różnej zwartości i wysokości zabudowy powstaje cały szereg specyficznych mikroklimatów, bardziej lub mniej wzajemnie zróżnicowanych.

Miasto – wielkie skupisko ludzi, z małymi tylko kępami zieleni na swej powierzchni, a z dużymi kompleksami budynków mieszkalnych i ośrodków przemysłowych, z coraz wzrastającym ruchem na szachownicy ulic – wytwarza olbrzymie ilości stałych, ciekłych i gazowych zanieczyszczeń, nazywanych aerosolami. Aerosole te zawieszane w powietrzu stanowią same przez się, jak i przez kondensującą się na nich parę wodną zasłonę dymną nad miastem, zwaną często czapą mgły miejskiej. Ta zasłona, złożona z wszelkiego rodzaju zanieczyszczeń powietrza wywołuje zaburzenia w bilansie promieniowania słonecznego, hamując z jednej strony dopływ promieniowania bezpośredniego zwłaszcza krótkofalowego, a z drugiej – chroniąc przed wypromieniowaniem, a więc przed utratą ciepła dzięki pochłanianiu promieni długofalowych i zatrzymywaniu ich w warstwie powietrza stagnującego nad miastem. Te zmiany w bilansie promieniowania rzutują na reżim cieplny miasta, nieznacznie wpływając na temperatury maksymalne a wyraźnie podwyższając temperatury minimalne. Różnie oświetlane i ogrzewane przez bezpośrednie promieniowanie słoneczne fragmenty miasta wzmagają turbulencję i wywołują prądy konwekcyjne, które wynoszą pyły na większe wysokości, przyczyniając się do intensywnej kondensacji pary wodnej i wzrostu zachmurzenia nad miastem. Z kolei większe zachmurzenie prowadzi do nieznacznie wyższych sum opadowych, a zwłaszcza do wzrostu intensywności opadów obfitych i wzrostu częstości opadów drobnych.

Miasto stanowi przeszkodę dla swobodnego przepływu powietrza, toteż silnie zmniejsza prędkość, odkształca jego kierunki, wytwarza zawirowania po stronie dowietrznej i zawietrznej, a w niektórych partiach – zastoiska powietrza, źle wentylowane.

Wobec tak wielkiej roli miasta w wytwarzaniu swoistych warunków atmosferycznych wydaje się słuszne najpierw poznanie cech charakterystycznych klimatu lokalnego danego ośrodka miejskiego a następnie na jego tle badanie powiązań między elementami klimatu, które doprowadzają do różnicowań między poszczególnymi dzielnicami na ich korzyść lub niekorzyść, wynikłych przede wszystkim z różnego stopnia zanieczyszczenia.

Lokalizację punktów pomiarowych w Warszawie przedstawia rys.1.



Rys.1.Obiekty badań: Stacje meteorologiczne IMGW i posterunki meteorologiczne Zakładu Klimatologii

Stacje meteorologiczne IMGW: 1 – Bielany, 2 – Obserwatorium Astronomiczne, 3 – Stacja Pomp Rzecznych, 4 – Okęcie.

Posterunki meteorologiczne Zakładu Klimatologii: 5 – Uniwersytet, 6– Jelonki, 7– Wola, 8 – Służewiec, 9 – Grabów, 10 – Białoleka, 11 – Targówek, 12 – Saska Kępa, 13 – Siekierki; osiedla: I – Sady Żoliborskie, II – Stawki, III – Śródmieście, IV – Szwoleżerów, V – w rejonie ulic Olimpijskiej i Raclawickiej, VI – Służew nad Dolinką; zieleń parkowa: A – Ogród Zoologiczny i park Praski, B – Ogród Saski; pogrubione linie ciągłe – profile marszrutowe

The Institute of Meteorology and Water Management meteorological stations: 1– Bielany, 2–Astronomical Observatory, 3 – River Pump Station, 4 – Okęcie.

The Chair of Climatology meteorological posts:

5 – University, 6 – Jelonki, 7 – Wola, 8 – Służewiec, 9 – Grabów, 10 – Białoleka, 11 – Targówek, 12 – Saska Kępa, 13 – Siekierki; the housing estates: I –Sady Żoliborskie, II – Stawki, III – Śródmieście, IV – Szwoleżerów, V – near by the Olimpijska and Raclawicka streets, VI – Służew nad Dolinką the parks: A – Zoological Gardens and Praski Park, B – Saski Garden; continuous line – route profile

Zanieczyszczenie atmosfery

Do ważniejszych źródeł zanieczyszczenia powietrza miejskiego należą: zakłady przemysłowe, transport miejski oraz ogrzewnictwo domów mieszkalnych.

Zakłady przemysłowe, w zależności od charakteru produkcji, emitują do atmosfery rozmaite organiczne i nieorganiczne związki w stanie stałym, ciekłym i gazowym. Głównymi „produktami” pyłów są cementownie, elektrociepłownie, zakłady chemiczne, przemysłu górniczego, metalurgicznego itp.

Transport miejski powoduje unoszenie w powietrzu wielkich ilości pyłu, szczególnie piasku kwarcowego oraz startych nawierzchni dróg. Na ulicach o intensywnym ruchu i na najbardziej ożywionych skrzyżowaniach ma także miejsce wyrzucanie w powietrze gazów spalinowych.

Ogrzewanie domów mieszkalnych prowadzi do obfitej emisji popiołu, sadzy, dwutlenku węgla (CO_2), dwutlenku siarki (SO_2) itp.

Do charakterystyk zanieczyszczenia najczęściej spotykanych w opracowaniach należą: liczba pyłów zawartych w jednostce objętości powietrza (1 cm^3), stężenie zanieczyszczenia (g/m^3) i opad pyłu na jednostkę powierzchni w określonym czasie (np. g/m^2) doba lub $\text{t/km}^2/\text{rok}$.

Według Kratzera (1968) liczba pyłów w 1 cm^3 powietrza nad wielkim miastem jest dziesięciokrotnie większa niż poza miastem, a konkretne wartości podano w tab. 1.

Tabela 1. Liczba pyłków zawartych w 1 cm^3 powietrza.

	Średnie	Maksimum	Minimum	Maks. Abs.
Wielkie miasto	$1,47 \cdot 10^5$	$3,79 \cdot 10^5$	$4,9 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^6$
Małe miasto	$3,43 \cdot 10^4$	$1,14 \cdot 10^5$	$4,910^3$	$4 \cdot 10^5$
Obszary pozamiejskie	$9,5 \cdot 10^3$	$6,65 \cdot 10^4$	$1,05 \cdot 10^3$	$3,36 \cdot 10^5$
Nad otwartym oceanem	$9,4 \cdot 10^2$	$4,68 \cdot 10^3$	$8,4 \cdot 10^2$	$3,98 \cdot 10^4$

Pozostałe charakterystyki (stężenie i opad pyłu) wskazują ścisłą korelację z liczbą pyłów zawartych w 1 cm^3 powietrza, a więc kształtują się odpowiednio w zależności od obiektu badań.

Koncentracja aerosoli w powietrzu wskazuje wahania okresowe (dobowe, roczne) ponieważ stopień zanieczyszczenia powietrza zależy nie tylko od wielkości emisji, ale i od warunków meteorologicznych, które z kolei zależą zarówno od pory roku, jak i też i od pory dnia.

W warunkach miejskich a więc i w Warszawie maksimum zanieczyszczenia występuje w zimie natomiast minimum w lecie, co tłumaczy się z jednej strony zwiększoną emisją zanieczyszczeń w chłodnej porze roku (sezon ogrzewniczy), z drugiej zaś – przebiegiem rocznym intensywności pionowego mieszania powietrza (przy tych samych prędkościach wiatru większe jest w lecie niż w zimie), co prowadzi do tego, że w lecie więcej domieszek jest wynoszone do wyższych warstw atmosfery aniżeli w zimie, zmniejszając w ten sposób ich zawartość przy powierzchni Ziemi.

Bieg dobowy zanieczyszczenia powietrza w Warszawie nie jest tak wyraźny jak roczny, tym niemniej zwiększone jego wartości obserwuje się w godzinach rannych (maksimum główne), trochę mniejsze, choć silnie zmieniająca się z godziny na godzinę w porze około południa (minimum główne); drugie maksimum przypada pod wieczór (maksimum drugorzędne); po czym zanieczyszczenie ponownie spada do minimum drugorzędne w nocy. Ten charakterystyczny podwójny bieg wiąże się zarówno z przebiegiem dobowym emisji zanieczyszczeń do atmosfery przez różne źródła jak i z intensywnością mieszania pionowego, warunkującego przenoszenie zanieczyszczeń od powierzchni ziemi do warstw wyższych. Rano ma miejsce zwiększona emisja pyłów do atmosfery (elektrociepownie, zakłady przemysłowe wznawiające pracę, poranny szczyt ruchu miejskiego, paleniska domowe itp.) przy stosunkowo małym mieszanu turbulencyjnym. W godzinach około południowych emisja zanieczyszczeń do atmosfery przez źródła naziemne i nadziemne tylko nieznacznie zmniejsza się w porównaniu godzinami porannymi, natomiast wzrasta się wydatnie mieszanie turbulencyjne, związane z rozwojem konwekcji. Po południu emisja zanieczyszczeń powietrza ponownie wzrasta (ogrzewnictwo, nasilenie ruchu ulicznego), przy równoczesnym spadku pionowego mieszania. W nocy zdecydowanie zmniejsza się zarówno dopływ zanieczyszczeń do atmosfery (pracują tylko niektóre zakłady przemysłowe) jak i mieszanie turbulencyjne.

Zanieczyszczenie powietrza w Warszawie podobnie zresztą jak w innych miastach, czy rejonach przemysłowych Polski wykazuje pewien przebieg tygodniowy z maksimum około środka tygodnia i minimum w jego końcu, a zwłaszcza w niedzielę (Stopa 1964). Różnica w wartościach zanieczyszczenia w zależności od dnia tygodnia wywołane jest wyłącznie wielkością emisji zakładów przemysłowych wyrzucanych w powietrze w różnych dniach (roboczych i świątecznych) a więc związana jest z cyklem produkcyjnym.

Rozkład aerosoli nad miastem wykazuje również zależność od wysokości nad powierzchnią gruntu. Od powierzchni ziemi do średniej wysokości budynków zawartość zanieczyszczeń w powietrzu maleje z wysokością, powyżej średniego poziomu dachów stwierdza się drugie maksimum zawartości domieszek związane z emisją ze źródeł o średniej wysokości i wtórną z powierzchni dachów. Na wysokości ok. 40-50 m nad powierzchnią ziemi zaznacza się trzecie maksimum, co częściowo można tłumaczyć zmniejszeniem gradientów barycznych i termicznych nad miastem, które prowadzą do gwałtownego osłabienia pionowego mieszania na tej wysokości, częściowo wyrzucaniem domieszek z wysokich kominów przemysłowych. Stratyfikacja pionowa zanieczyszczenia powietrza w mieście i nad miastem zależy w dużym stopniu od warunków pogodowych i od pory roku, które określają intensywność pionowej i poziomej wymiany powietrza. Pionowy zasięg zasłony pyłkowo-gazowej (dymnej) waha się w przybliżeniu od 200 m przy pogodzie inwersyjnej (inwersja przyziemna) do 2000 m przy silnej konwekcji.

Z rozważań tych wynika, że warunki meteorologiczne mają duży wpływ na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń atmosferycznych. Wiadomo również, że zanieczyszczenie wywiera wpływ na przebieg niektórych elementów i zjawisk meteorologicznych. Dlatego też rozpatrzmy kolejno poszczególne elementy i niektóre zjawiska w powiązaniu z zanieczyszczeniem atmosferycznym.

Promieniowanie

Energię promieniowania słonecznego dochodzącą do powierzchni Ziemi określano liczbą kalorii na jednostkę powierzchni (cm^2) w odpowiednim przedziale czasowym (mi-

nuta, doba, miesiąc czy rok). Na sumę energii słonecznej zyskiwanej przez powierzchnię Ziemi składa się promieniowanie bezpośrednie i rozproszone. Natężenie promieniowania bezpośredniego ulega tym silniejszemu osłabieniu, im dłuższą drogę promienie odbywają przez atmosferę. Wynika stąd, że najbardziej osłabione jest ono w zimie, gdy nawet w południe w naszych szerokościach wysokość Słońca jest niska (w Warszawie 23.XII, $h = 14,5^\circ$) a w innych porach roku – w godzinach rannych i wieczornych. W mieście dochodzi jeszcze dodatkowy czynnik wzmagający ekstynkcję (wygaszanie) energii promieniowania – jest nim wielka koncentracja aerosoli.

Z przeprowadzonych pomiarów przez różnych autorów w różnych miastach wynika, że w lecie przy dużej wysokości Słońca i przy stosunkowo mniejszym zanieczyszczeniu w dolnych warstwach troposfery, nad centrum wielkich miast i rejonów przemysłowych, pyły zawieszone w powietrzu pochłaniają do 20% bezpośredniego promieniowania słonecznego, a w zimie nawet do 50%, przy czym promienie krótkofalowe są wygaszane silniej niż długofalowe.

Natężenie promieniowania rozproszonego nie ulega nad miastem dostrzegalnym zmianom, wpływa jednak wyraźnie na koloryt nieba, powodując dyspersję promieni wszystkich długości fali na cząstkach o dużych rozmiarach.

W efekcie sumy promieniowania całkowitego (bezpośredniego i rozproszonego) w mieście są mniejsze niż na terenach podmiejskich. Fakt ten ilustruje tab. 2, zawierająca miesięczne sumy promieniowania całkowitego uzyskane na 2 stacjach PIHM – Warszawa-Bielany i Brwinów w 1969 r.; różnice są bardzo duże, prawie od 100 do 150 cal/cm² na miesiąc.

Tabela 2. Sumy miesięczne promieniowania słonecznego całkowitego (cal/cm²)(1969)

	Warszawa-Bielany	Brwinów	Brwinów-Bielany
I	1 496	1 864	368
II	2 307	2 825	518
III	6 621	7 193	572
IV	8 647	10 105	1 458
V	12 682	14 010	1 328
VI	15 015	16 009	994
VII	14 245	15 449	1 204
VIII	10 212	10 818	606
IX	8 667	9 926	1 259
X	4 519	4 924	405
XI	1 540	1 625	85
XII	1 068	1 220	152

Na zmniejszenie sumy zyskanego promieniowania w mieście wpływa dodatkowo zabudowa, zwłaszcza wysoka przy wąskich ulicach.

Z drugiej strony zasłona z dymu stagnująca nad miastem zatrzymuje znaczną część energii cieplnej wypromieniowanej przez powierzchnię ziemi, zmniejszając w ten sposób nocne wychłodzenie, które wyraźnie dają się we znaki terenom leżącym poza zasięgiem wpływu miasta.

Temperatura

Zewnętrzna powłoka bryły miasta – jej dachy, ściany domów, jezdnie, chodniki itd. – stanowią powierzchnię czynną pochłaniającą promieniowanie słoneczne, która magazynuje w ciągu dnia znacznie większe ilości energii cieplnej aniżeli teren nie pokryty zabudową. Z kolei nocą oddaje swoje ciepło najbliższemu otoczeniu, co wpływa szczególnie na podwyższenie temperatur minimalnych. Różnice pomiędzy temperaturami minimalnymi na stacjach miejskich i pozamiejskich w poszczególnych przypadkach – przy bezchmurnym niebie – mogą dochodzić do 5°C, w wartościach średnich miesięcznych a nawet rocznych są rzędu 0,5-1,0 °C. Zróżnicowanie temperatury między śródmieściem i jego peryferiami zależy również od pory roku.

Obserwacje z Warszawy i jej okolic potwierdzają omówiony wyżej wpływ miasta na kształtowanie się temperatury, jednak różnice są mniejsze niż to podają podręczniki (Kratzer1968). W okresie 1951-1960 temperatura średnia roczna w śródmieściu osiągnęła wartość 8,1°C, a poza miastem 7,8°C; w średnich dobowych w zimie zróżnicowanie jest najmniejsze (0,1-°C), latem dochodzi do 0,6-0,8°C. (rys. 2-3 i tab. 3-6).

Tabela 3. Średnie miesięczne wartości temperatury powietrza w Warszawie i okolicy w latach 1951-1960

	W. Obserw.	W. Bielany	W. Okęcie	Brwinów	Legionowo
I	-2,2	-2,3	-2,4	-2,2	-2,5
II	-3,0	-3,1	-3,2	-3,1	-3,6
III	0,8	0,7	0,6	0,8	0,5
IV	7,6	7,6	7,3	7,3	7,3
V	13,3	13,3	12,9	12,7	13,0
VI	17,6	17,8	17,3	17,0	17,5
VII	19,1	19,2	18,7	18,4	19,0
VIII	18,1	18,2	17,8	17,6	17,9
IX	13,4	13,6	13,1	13,1	13,2
X	8,5	8,6	8,2	8,4	8,2
XI	3,1	3,2	3,0	3,1	3,0
XII	0,5	0,5	0,4	0,6	0,3
Rok	8,1	8,1	7,8	7,8	7,8

W przebiegu dobowym rano i w południe we wszystkich porach roku temperatury średnie są prawie wyrównane, wieczorem zwłaszcza latem śródmieście jest cieplejsze średnio o 1°C.

W temperaturach maksymalnych zaznaczają się niewielkie różnice – średnio rzędu 0,1-0,5°C, w minimalnych są wyraźniejsze: w półroczu zimowym dochodzą do 0,5°C, a latem przekraczają 1°C. W centrum miasta jest średnio o 5-10 dni z przymrozkami o 3-5 dni mroźnych mniej niż na peryferiach.

Analizowany szczegółowo rok 1969 wykazuje odchylenia tego samego znaku, tylko jako nieuśrednione – większe co do wartości bezwzględnej i może bardziej zróżnicowane przestrzennie.

Tabela 4. Średnie miesięczne wartości temperatury maksymalnej w Warszawie i okolicy (T_{\max}) w latach 1951-1960

	W. Obserw.	W. Bielany	W. Okęcie	Brwinów	Legionowo
I	0,1	-0,1	-0,1	0,1	-0,2
II	0,2	-0,2	-0,1	0,1	-0,2
III	4,9	4,5	4,5	4,8	4,5
IV	12,5	12,2	12,2	12,3	12,3
V	18,6	18,2	17,9	18,1	18,1
VI	23,2	22,7	22,4	22,4	22,6
VII	24,4	24,2	23,9	23,8	24,1
VIII	23,9	23,5	23,3	23,4	23,5
IX	11,1	18,8	18,6	18,8	19,0
X	13,1	12,8	12,9	13,2	12,8
XI	5,7	5,5	5,6	5,8	5,3
XII	2,6	2,4	2,4	2,7	2,4
Rok	12,4	12,0	12,0	12,1	12,0

Z przestrzennego rozkładu wartości temperatury średnich dobowych, terminowych i ekstremalnych dla wybranych miesięcy 1969 r. wynika, że nad śródmieściem w godzinach wieczornych i wczesnorannych (temp. minimalne) zaznacza się wyraźnie „wyspa ciepła”, otoczona układem zamkniętych izarytm. Obejmuje ona okolice Uniwersytetu, sięgając niekiedy aż do Służewca lub Woli. Największe różnice – do 1°C w temperaturach średnich miesięcznych, a do 2°C w temperaturach średnich minimalnych między centralną częścią miasta a jego chłodnymi peryferiami występują od maja do października.

Tabela 5. Średnie miesięczne wartości temperatury minimalnej (T_{\min}) w Warszawie i okolicy w latach 1951-1960

Stacje	W. Obserw.	W. Bielany	W. Okęcie	Brwinów	Legionowo
I	-4,7	-4,7	-5,3	-4,9	-5,1
II	-6,1	-6,2	-6,7	-6,5	-7,0
III	-2,8	-2,8	-3,3	-3,0	-3,3
IV	3,0	3,0	2,4	2,4	2,4
V	8,2	8,0	7,4	7,0	7,4
VI	12,5	12,4	11,5	11,2	11,6
VII	14,4	14,4	13,4	13,2	13,8
VIII	13,5	13,5	12,5	12,4	12,8
IX	9,3	9,3	8,3	8,5	8,6
X	4,7	4,8	3,9	4,4	4,2
XI	0,7	0,9	0,3	0,6	0,5
XII	-1,7	-1,5	-2,0	-1,8	-1,9
Rok	4,2	4,3	3,5	3,6	3,7

Z przestrzennych rozkładów średnich miesięcznych wartości temperatury maksymalnej w miesiącach letnich wynika, że pojawiają się nad śródmieściem lekko zaznaczone „wyspy chłodu”, świadczące o stosunkowo słabszym jego nagrzaniu na skutek ekstynkcji promieniowania słonecznego w warstwie mgły miejskiej. W rozpatrywanych przypad-

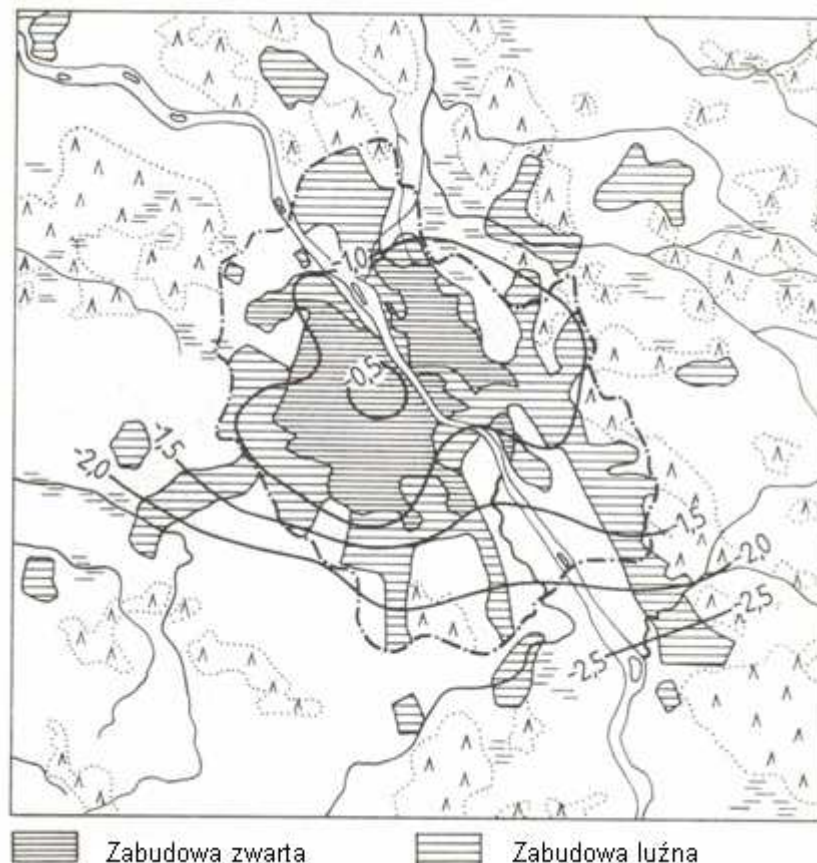
kach pogody wietrznej „wyspy ciepła” nikną, silne poziome ruchy usuwają zastoiska cieplejszego powietrza, natomiast przy pogodzie bezwietrznej kontrasty termiczne między miastem i jego okolicami są największe, przewyższają wartości otrzymane z map średnich

Tabela 6. Średnie miesięczne wartości amplitudy temperatury powietrza (A) w Warszawie i okolicy w latach 1951-1960

	W. Obserw.	W. Bielany	W. Okęcie	Brwinów	Legionowo
I	4,8	4,6	5,2	5,0	4,9
II	6,3	6,0	6,6	6,6	6,8
III	7,7	7,3	7,8	7,8	7,8
IV	9,5	9,2	9,8	9,9	9,9
V	10,4	10,2	10,5	11,1	10,7
VI	10,7	10,3	10,9	11,2	11,2
VII	10,0	9,8	10,5	10,6	10,3
VIII	10,4	10,0	10,8	11,0	10,7
IX	9,8	9,5	10,3	10,3	10,4
X	8,4	8,0	9,0	8,8	8,6
XI	5,0	4,7	5,3	5,2	4,8
XII	4,3	3,9	4,4	4,5	4,3
Rok	8,2	7,8	8,5	8,5	8,3

Interesujące światło na kształtowanie się średniego przebiegu dobowego temperatury w kolejnych miesiącach na wybranych stacjach (Uniwersytet, Grabów, Siekierki i Targówek) rzucają izoplety, wykreślone na podstawie opracowanych termogramów. Jest znacznie większa stabilność temperatury – dłuższe utrzymywanie się wyższych jej wartości w śródmieściu niż na peryferiach, co jest naturalną konsekwencją zasłony dymnej utrudniającej swobodne wypromieniowanie z nagrzanego śródmieścia. Daje się nawet zauważyć różnice między Grabowem położonym na południe a Targówkiem położonym na wschód od śródmieścia, gdyż przeważające u nas wiatry zachodnie przenoszą czapę mgły na wschód, wyraźniej uzewnętrzniając swój wpływ na Pradze niż na Służewcu.

Istotny wpływ na koncentrację i rozmieszczenie pyłów w powietrzu miejskich ma pionowy rozkład temperatury powietrza. Ponieważ centralna część miasta nagrzewa się silniej aniżeli tereny otaczające, toteż w ciepłej porze roku i w ciągu dnia zwłaszcza słonecznego nad miastem wytwarza się równowaga chwiejna, rozwijają się prądy konwekcyjne i turbulencyjne wynoszące powietrze na większe wysokości, powodując tym samym proces naturalnego oczyszczenia przygruntowej warstwy powietrza lub przynajmniej zapobiegając dalszemu gromadzeniu się zanieczyszczeń

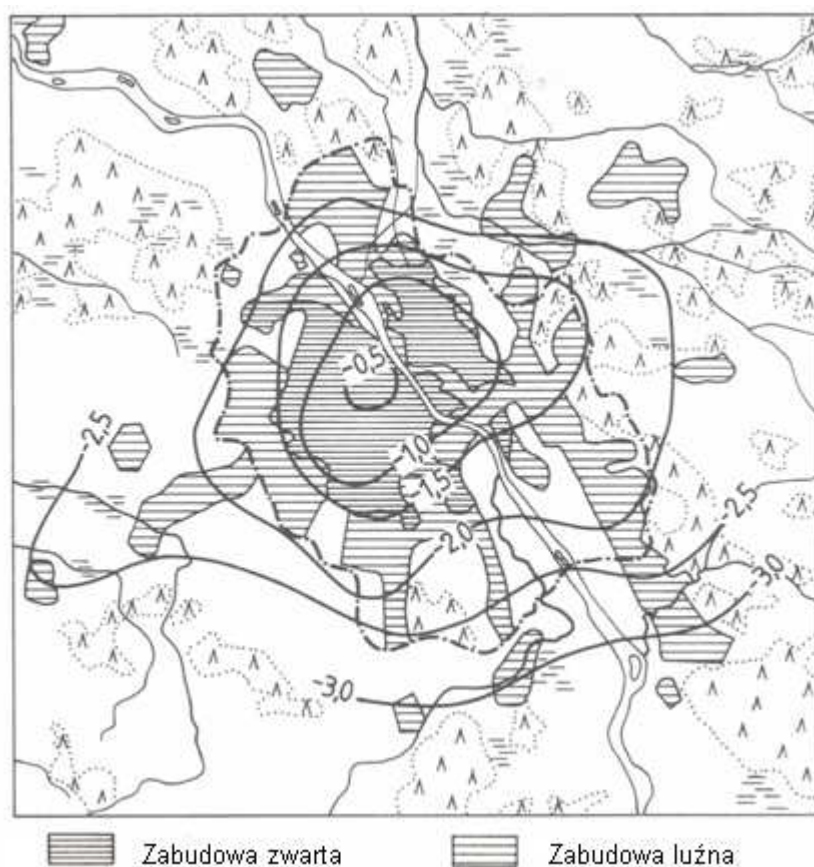


Rys. 2. Rozkład różnic średniej temperatury powietrza ($\Delta T = T_o - T_m$) między otoczeniem (T_o) i miastem (T_m) o godz. 21 w lipcu 1969
 Air temperature differences ($\Delta T = T_o - T_m$) distribution between surroundings (T_o) and the city (T_m) at 9 P.M. July 1969

Zróznicowanie temperatury między centrum a peryferiami nawet nocą w półroczu letnim jest korzystne ze względu na proces pewnego samooczyszczania się powietrza nad miastem. Na peryferiach – zwłaszcza przy słabych wiatrach i niebie pogodnym często występują inwersje temperatury (równowaga stała – stratyfikacja radiacyjna), powodująca stagnację chłodnego powietrza przy gruncie, gdy tymczasem owa śródmiejska „wyspa ciepła”, jeśli nie przyczynia się do powstania równowagi chwiejnej i prądów wstępujących, to w każdym razie utrudnia stabilność uwarstwienia, podtrzymuje istnienie dyfuzji turbulencyjnej, która powoduje zmniejszenie się ilości aerosoli w przyziemnej warstwie atmosfery.

Niekorzystnym zjawiskiem są przypadki równowagi stałej z charakterystycznymi inwersjami termicznymi (wzrost temperatury wraz z wysokością), które uniemożliwiają rozwój prądów wstępujących lub ograniczają je na pewnej wysokości, powodując tym samym gromadzenie się zanieczyszczeń w warstwie przyziemnej. Duża ich koncentracja

przy tego rodzaju sytuacjach pogodowych może doprowadzić do masowych zatruc (jako to miało miejsce w miastach Zagłębia Ruhry). W związku z tym wydaje się celowe poznanie częstości występowania tych niekorzystnych warunków. Dane dotyczące tego zagadnienia dla okolic Warszawy opracował L. Nowosielski (1959).



Rys.3. Rozkład różnic minimalnej temperatury powietrza (ΔT_{\min}) między otoczeniem i miastem w lipcu 1969 r.
Minimal air temperature differences (ΔT_{\min}) distribution between surroundings (T_o) and the city (T_m) in July 1969

W okresie 5-letnim (1954-1959) w rejonie Warszawy (w Legionowie, gdzie są prowadzone radiosondaże wyższych warstw atmosfery) zaobserwowano 1325 przypadków inwersji, w tym 780 przyziemnych (w których wzrost temperatury z wysokością ma miejsce od powierzchni ziemi) i 545 w swobodnej atmosferze tzw. wysokich (kiedy wzrost temperatury rozpoczyna się na pewnej wysokości nad powierzchnią gruntu). W obydwu przypadkach panują korzystne warunki dla stagnacji zanieczyszczeń, ponieważ inwersjom towarzyszą z reguły wiatry o małych prędkościach względnie cisze, skutkiem czego znaczna część zanieczyszczeń pozostaje wówczas w otoczeniu swoich źródeł.

Inwersje niskie, czyli przygruntowe sięgają mniej więcej do 1000 m n.p.g., najczęściej nie przekraczają jednak wysokości 300-500 m. inwersje w swobodnej atmosferze mają z reguły mniejszą miąższość, w większości przypadków dolna ich granica znajduje się na wysokości poniżej 1000 m, a blisko trzecia część – poniżej 500 m.

Przy inwersjach przyziemnych o małej miąższości (poniżej 300 m) istnieje możliwość „przebicia” warstwy inwersyjnej przez wysokie kominy fabryczne, lecz liczba przypadków takich stanowi zaledwie 15% wszystkich dni (45). Ewentualność przebicia warstwy inwersyjnej przez kominy kotłowni z reguły niższe i emitujące jedynie w okresie grzewczym (1.X – 1.IV) jest jeszcze mniejsza.

Ogólna liczba przypadków inwersji przyziemnych dla okresu grzewczego wynosi ok. 60, co stanowi około 30% wszystkich dni chłodnej pory roku. Istotne znaczenie przy tego typu rozważaniach ma rozkład inwersji w poszczególnych miesiącach, czy też w porach roku (tab. 7-8).

Tabela 7. Średnia liczba przypadków inwersji w kolejnych miesiącach i w roku w Legionowie za okres (1954-1958)

Inwersje:	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Przyziemne	7,6	11,8	10,6	11,0	17,6	17,8	16,2	17,2	17,4	15,6	5,4
Wysokie	18,6	10,8	13,6	6,6	8,2	6,2	3,2	3,8	2,8	8,8	15,2

Tabela 8. Średnia liczba przypadków inwersji w kolejnych porach roku w Legionowie za okres (1954-1958)

Inwersje:	Wiosna	Lato	Jesień	Zima
Przyziemne	39,2	51,2	38,4	27,2
Wysokie	28,4	13,2	26,8	40,6

Z zestawień tych wyników, że rodzaj inwersji zależy od pory roku: w lecie zdecydowanie przeważają inwersje przyziemne, pochodzenia radiacyjnego, w zimie zaś wysokie, głównie pochodzenia frontalnego. Większe zróżnicowanie w ciągu roku zaznacza się w częstości występowania inwersji wysokich (2,8 IX – 18,6 I), w porównaniu z niskimi (5,4 XI – 17,8 VI).

Częstość występowania inwersji wykazuje ścisłą zależność nie tylko z rodzajami mas powietrza, ale i z przebiegiem niektórych elementów meteorologicznych. W tabeli 9 podano średnią liczbę dni z inwersjami w różnych masach powietrza za okres 1954-1958. W tej samej tabeli zamieszczono również dla orientacji częstość występowania mas powietrza, wprawdzie za częściowo inny dwukrotnie dłuższy okres (1946-1956).

Inwersje najczęściej obserwowane są w masach PPK przy prawie równym udziale przyziemnych i wysokich, natomiast w masach PPM częściej trafiają się przygruntowe.

Tabela 9. Częstość występowania inwersji w różnych masach powietrza w roku w Legionowie za okres (1954-1958)

Inwersje:	PPm	PPms	PPk	PA	PZ
Przyziemne	44,0	48,2	51,6	7,2	5,0
Wysokie	27,2	30,4	41,0	9,0	1,4
Liczba dni z masą	59,2	178,2	107,0	13,5	7,3

Analiza częstości występowania inwersji w powiązaniu z wielkością zachmurzenia wykazała, że ponad połowa inwersji przyziemnych jest obserwowana przy niebie pogodnym, a ponad połowa wysokich ma miejsce przy niebie pochmurnym (tab. 10). Prawdopodobieństwo wystąpienia inwersji w ciągu nocy pogodnej dochodzi do 100%, duże prawdopodobieństwo pojawiania się nocnej inwersji przyziemnej jest również przy dniach chmurnych (ponad 50%) o typie zachmurzenia konwekcyjnego, która zanika wieczorem lub przy chmurach wysokich, które nie hamują wypromieniowania. Potencjalna możliwość pojawiania się inwersji wysokiej przy niebie pochmurnym jest już znacznie mniejsza (ok. 60%).

Tabela 10. Częstość występowania inwersji w powiązaniu z wielkością zachmurzenia w Legionowie za okres (1954-1958)

Inwersje:	dni pogodne	dni chmurne	dni pochmurne
Przyziemne	85,0	57,4	13,6
Wysokie	22,6	20,0	66,4

Zestawienie częstości występowania inwersji w zależności od prędkości wiatru wykazało, że zjawisko to pojawia się najczęściej przy ciszach względnie bardzo słabych i słabych wiatrach (od 0 do 5 m/s). Maksimum częstości inwersji wysokich przesunięte jest na przedział wyższych prędkości wiatru (2,1-5,0 m/s) (tab. 11).

Tabela 11. Częstość występowania inwersji w powiązaniu z prędkością wiatru (m/s) w Legionowie za okres (1954-58)

Inwersje:	0,0	0,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	>10,0 m/s
Przyziemne	25,8	69,4	53,2	7,4	0,2
Wysokie	12,2	29,4	45,1	20,1	2,2

Zwraca uwagę mała liczba inwersji przy ciszach, co wiąże się z małą ich częstością w Legionowie, gdzie w badanym 5-leciu (1954-58) zanotowano ich średnio w roku zaledwie 70 w trzech terminach klimatologicznych.

Wilgotność

Szybki odpływ wód opadowych do sieci kanalizacyjnych, mały udział powierzchni z odkrytym gruntem i prawie zupełny brak roślin (nie licząc kompleksów zielonych w postaci parków) prowadzą do tego, że w warunkach miejskich parowanie z jednostki powierzchni oraz transpiracja roślin są znacznie mniejsze aniżeli na terenach pozamiejskich. Do powyższych stwierdzeń należy dodać, że w mieście wobec wyższych temperatur powietrza jego wilgotność jest niższa (tab. 12).

Różnice między śródmieściem a okolicą w wartościach średnich dobowych wilgotności względnej mogą dochodzić nawet do 10%, a dla ciśnienia pary wodnej do 1hPa, osiągając maksimum w południe i w całej porze roku, a malejąc w godzinach wczesnoporannych i w chłodnej porze roku.

Tabela 12. Średnie miesięczne wartości wilgotności względnej powietrza w roku 1969

Stacje	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Jelonki	-	77	71	69	67	66	64	67	72	78	80
Wola	-	-	-	-	72	70	69	-	-	-	-
Warszawa- Uniwersytet	78	78	71	69	67	65	62	68	71	78	80
Saska Kępa	86	86	78	76	·	67	71	82	79	87	-
Targówek	74	78	74	73	70	69	68	74	76	81	82
Bielany	82	80	75	71	67	66	63	69	73	80	83
Warszawa- Obserwatorium	78	80	78	77	75	74	69	79	78	81	84
Siekierki	-	-	-	-	69	70	63	70	78	82	84
Służewiec	83	84	79	75	5	70	72	73	77	84	84
Grabów	83	82	76	75	73	73	73	78	81	84	82

Na przebieg dobowy wilgotności powietrza w pojedynczych dniach duży wpływ mają warunki pogodowe. W dni słoneczne i gorące przy napływie powietrza polarno kontynentalnego suchość powietrza wzrasta ku wieczorowi, a różnice mogą sięgać wówczas, na niekorzyść miasta, nawet do około 30% w wartościach wilgotności względnej. W dni deszczowe wilgotność powietrza jest nieznacznie większa w mieście w porównaniu z otoczeniem.

Przy korzystaniu z danych dla Warszawy za 10-lecie należy pamiętać, że stacja w Obserwatorium Astronomicznym, traktowana tam jako śródmiejska, nie odpowiada całkowicie tym warunkom z racji swego położenia w otoczeniu terenów zielonych, na pograniczu Ogrody Botanicznego i Łazienek. Fakt ten może w pewnym stopniu zniekształcać wartości wilgotności względnej czy prężności, odbierając im charakterystyczne piętno suchości wielkomiejskiej.

Rozkład przestrzenny niedosytu wilgotności na obszarze miasta w 1969 r. podkreśla wyraźnie suchość śródmieścia (wyższe wartości niedosytu) w stosunku do okolicy, najbardziej zaznacza się w terminach południowym i wieczornym w miesiącach letnich. Ogólnie biorąc, północna część Warszawy jako bardziej zwarta i z większą koncentracją zakładów przemysłowych odznacza się mniejszą wilgotnością.

Do zmniejszenia wilgotności w centrum obok wyższej temperatury i suchości podłoża może w pewnym stopniu przyczyniać się adsorpcja pary wodnej na licznych tu higroskopijnych jądrach kondensacji (cząsteczki pyłu, dymu itp.). Wyrównanie wilgotności między miastem i otoczeniem w zimie pochodzi nie tylko z mniejszego zróżnicowania temperatury, ale i z pokrywy śnieżnej, parowanie z której dostarcza atmosferze znacznie mniej pary wodnej niż parowanie z gleby i roślin w innych porach roku.

Główną przyczyną niskiej wilgotności powietrza w mieście jest niewątpliwie suchość podłoża; jak wspomniano na wstępie, wody opadowe odprowadzane są do sieci kanalizacyjnej, a polewanie ulic w niewielkim stopniu rekompensuje odpływ.

Przy analizie wilgotności powietrza w mieście nie należy również zapominać o pionowej wymianie, która w warunkach miejskich jest znacznie większa niż poza miastem (termiczno-mechaniczne oddziaływanie zabudowy).

Mgła

Z zawartością pary wodnej w powietrzu i jego zanieczyszczeń związane jest ściśle zjawisko powstawania mgły.

Chociaż wilgotność powietrza w mieście jest mniejsza a temperatura wyższa, to jednak w wielkich miastach i w rejonach przemysłowych tworzy się ona znacznie częściej niż na obszarach pozamiejskich. Przyczyny tego należy szukać w wyraźnie zwiększonej liczbie jąder kondensacji i w przeważnie większej ich higroskopijności.

Porównanie średniej liczby dni z mgłą w centrum Warszawy i na terenach sąsiednich (tab. 13) wykazało, że stosunkowo najslabiej mgła obserwowana jest w samym śródmieściu, reprezentowanym przez Obserwatorium, gdzie jako na terenach zielonych i w części mniej uprzemysłowionej jest słabe zapylenie. Najczęściej – średnio 43 razy w roku – pojawia się mgła na Okęciu, co prawdopodobnie wiąże się z warunkami lokalnymi tej stacji, położonej w lekkim zagłębieniu i w pobliżu terenów podmokłych. Mgła powstawać może we wszystkich miesiącach roku, największą jej frekwencję obserwuje się w zimie. Poza częstością występowania mgły, różnice pomiędzy miastem i okolicą zarysowują się w terminie jej pojawiania: w mieście tworzy się najczęściej rano (godz. 6-10), a na wolnej przestrzeni w nocy.

Według Kratzera (1968) mgła miejska powstaje najczęściej w następujących warunkach pogodowych:

- przy odpowiedniej wilgotności powietrza i dużych ilościach jąder kondensacji.
- przy wzroście ciśnienia i słabych gradientach barycznych, skierowanych podczas nocy do centrum miasta.
- w czasie długich i pogodnych nocy późnojesiennych i wczesnowiosennych.

Typowa mgła miejska często utrzymuje się przez cały dzień, nie zmieniając swej gęstości, gdy tymczasem mgła pozamiejska powstaje zazwyczaj rano i zanika koło południa.

Liczby dni w ciągu roku z mgłą i innymi zjawiskami meteorologicznymi w 10-leciu 1951-1960 zawiera tab. 13.

Tabela 13. Liczba dni ze zjawiskami w Warszawie i okolicy w latach 1951-1960

Stacje	Mgła	Burze	Rosa	Szron
Obserwatorium	16	19	110	14
Bielany	25	21	97	45
Okęcie	43	27	92	42
Brwinów	36	17	123	39
Legionowo	31	20	43	26

Mgła na skutek adsorpcji pary wodnej na cząsteczkach gazów i pyłów, jako na jądrach kondensacji, przeciwdziała swobodnemu rozprzestrzenianiu się ich, powodując nadmierne, często groźne dla organizmów żywych stężenia gazów. Z tego punktu widzenia jest zjawiskiem wysoce niekorzystnym.

Zachmurzenie

Zestawienie średnich miesięcznych wartości zachmurzenia i liczby dni pogodnych wykazuje dość znaczne zróżnicowanie na terenie miasta między Bielanami a Obserwatorium na korzyść tego ostatniego. Wydaje się słuszną uwagą U. Kosowskiej (1964), że w tym ostatnim przypadku położenie stacji wśród budynków i drzew parkowych powoduje wydatne osłonięcie horyzontu, tak że chmury znajdujące się w jego pobliżu są dla obserwatora niewidoczne.

Największe różnice w stopniu zachmurzenia w mieście i poza nim występują w terminie południowym zwłaszcza w lecie: wyższe temperatury w obrębie gęsto zabudowanego śródmieścia sprzyjają powstawaniu prądów wstępujących, co z kolei prowadzi do rozwoju chmur konwekcyjnych, typowych dla godzin dziennych. Ten wzrost zachmurzenia nad centralną częścią Warszawy jest wyraźnie widoczny na stacji śródmiejskiej (Obserwatorium) i po stronie zawietrznej w stosunku do przeważających wiatrów (Bielany), natomiast zupełnie niedostrzegalny na Okęciu znajdującym się po stronie dowietrznej miasta.

Szczegółowo analizowany rok 1968/69 (tab. 14) całkowicie potwierdza obserwowane w 10-leciu prawidłowości, uwypuklając nawet niekorzystną pod względem zachmurzenia sytuację śródmieścia (reprezentowanego obecnie przez stację uniwersytecką), przy ogólnie bowiem mniejszym zachmurzeniu różnice między centrum a stacjami podmiejskimi są jeszcze większe. Jeśli chodzi o rodzaj chmur, to nad miastem znacznie częściej niż na jego peryferiach obserwowane są chmury o budowie pionowej (typu Cumulus).

Tabela 14. Zachmurzenie w Warszawie w okresie XII 1968-XI 1969

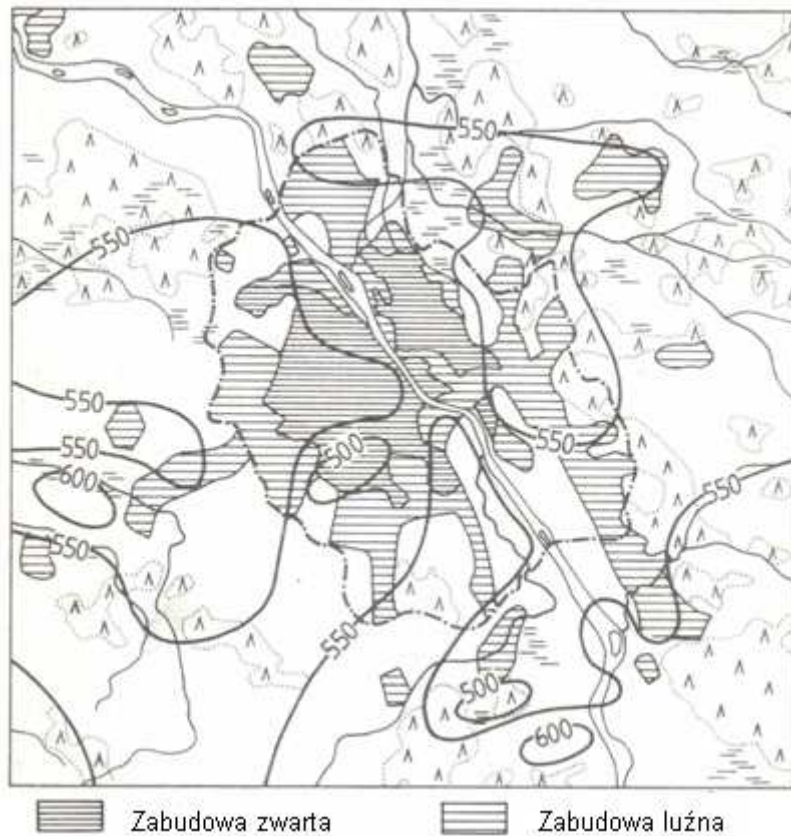
Stacje	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	R
W. Bielany	7,2	6,0	8,2	6,1	5,5	6,8	5,4	5,1	6,0	4,6	5,5	7,7	6,1
W. Uniwersytet	7,5	6,5	8,4	6,1	5,8	6,7	5,4	5,4	6,2	4,8	5,9	7,8	6,3
Świder	7,1	5,6	7,9	5,9	5,2	6,2	5,0	4,6	5,8	4,1	5,3	7,9	5,8
Brwinów	6,5	5,8	7,9	5,7	5,0	6,4	4,9	4,8	5,9	3,7	5,3	7,8	5,8

Słusznie przy analizie zachmurzenia zwrócono uwagę na okresy długo utrzymującego się określonego typu makropogody – jest to niezmiernie ważne dla sprawy zanieczyszczenia powietrza. Przy bezchmurnej pogodzie intensywne prądy wstępujące wynoszą aerosole do warstw wyższych, przyczyniając się do zmniejszenia ich koncentracji w warstwie przygruntowej. Przeciwnie, okresy z pogodą o pełnym zachmurzeniu warstwowym uniemożliwiają konwekcję, sprzyjają zatem gromadzeniu się zanieczyszczeń przy powierzchni ziemi, wyższe jednak temperatury w śródmieściu wzmagają dyfuzję turbulentną, odprowadzając część pyłów do poziomu kondensacji, powiększając w ten sposób miąższość chmur niskich i dzięki temu częściowo oczyszczając przygruntową warstwę powietrza.

Opad

Problem wpływu miasta na kształtowanie się opadów nie jest jeszcze jednoznacznie rozwiązany. Jakkolwiek zachmurzenie nad miastami i ośrodkami przemysłowymi jest większe, to jednak chmury kłębiaste (powstające na skutek prądów wstępujących) jako jednorodne nie dają opadów, bądź co najwyżej bardzo nikłe. Chmury warstwowe, będące efektem turbulencji i intensywniejszej kondensacji na cząstkach pyłów i bezwodników kwasów, mogą powodować mżawkę – formę opadu mało podnoszącą jego sumę.

Analiza rozkładu opadów na terenie Wielkiej Warszawy na podstawie zagęszczonej sieci pluwiometrycznej w okresie 1956-60 (rys.4) (Kaczorowska 1967) wykazała dość duże zróżnicowanie średnich sum rocznych: od 592 mm (Gołławek) i 588 mm (Jelonki) do 498 mm (Okęcie), 499 mm (Mokotów) i 501 mm (Bielany).



Rys. 4. Rozkład rocznych sum opadów w Warszawie wg Z. Kaczorowskiej (1956-1960)
Warsaw's annual totals of precipitation distribution against a background of the surrounding area after Z. Kaczorowska (1956-1960)

Zachodnia część miasta obejmująca: Młociny, Wawrzyszew, Jelonki, Wolę, Śródmieście (reprezentowane przez Uniwersytet, Muzeum Narodowe i Obserwatorium) ma opad powyżej 550 mm. Podobne wartości występują na wschodnim skraju prawobrzeżnej Warszawy (Zacisze, Grochów, Gołławek, Wawer i Międzylesie). Dolina Wisły odznacza się niższymi i mniej zróżnicowanymi sumami (poniżej 550 mm). Najniższe wartości przypadają na południowo-zachodnią część miasta – Okęcie, Mokotów (poniżej 500 mm). Uprzywilejowanie pod względem opadów zachodnich peryferii Warszawy – przy przeważających u nas zachodnich kierunkach wiatru – na podwietrznej stronie zagęszczającej i podwyższające się zabudowy miasta może być efektem wzmożonej turbulencji.

Nad śródmieściem, które także poddane jest działaniu wiatrów zachodnich nioszących dymy z przemysłowej Woli, wzrasta przy współdziałaniu turbulencji miąższość chmur niskich, co może przyczynić się do pewnej zwyczajki sum opadowych. Wisła przerywa koncentrację prądów wstępujących i wpływa w ten sposób na zmniejszenie opadów w swojej dolinie.

Gęsto zabudowana Praga wzmaga z kolei turbulencję a duże zapylenie pochodzące z jej zakładów przemysłowych sprzyja kondensacji pary wodnej i powstawaniu chmur, która na skutek dominujących nadal wiatrów zachodnich dolnych i górnych, są przesuwane na stronę odwietrzną, dając wyższe sumy opadu dopiero na wschodnich, już luźniej zabudowanych peryferiach miasta (Gocławek, Wawer, Międzylesie).

Szczegółowa analiza opadów 1968/69 r. wykazuje w stosunku do 5-lecia niższe ich sumy (głównie w miesiącach zimowych), lecz w rozkładzie przestrzennym potwierdza wcześniej wyprowadzone wnioski. Występują wyższe sumy opadów w zachodniej – części Wielkiej Warszawy, jednak maksymalnie ich wartości przypadają na wschodnie krańce miasta, a więc po stronie zawietrznej. Można dopatrywać się pewnej przemienności dzielnic wilgotniejszych i suchszych, wyraźniejszej w kierunku równoleżnikowym niż południkowym. Większa jest też zmienność opadów (różnice między skrajnymi wartościami) na terenie Wielkiej Warszawy niż okolic. W prawobrzeżnej Warszawie częściej występują dni z opadem < 5 mm/doba, natomiast w lewobrzeżnej z obfitym (> 10 mm/doba) – z wyjątkiem południowo-zachodniej części (Okęcie).

Rok 1968/69, z punktu widzenia usuwania zanieczyszczenia, ogólnie biorąc, był niekorzystny, ponieważ charakteryzował się niskimi zarówno sumami opadów jak i liczbami dni z opadem oraz małymi średnimi prędkościami wiatru. Szczególnie pod tym względem była upośledzona zima (wyjątkowo małe sumy opadów, opady przelotne, krótkotrwałe). Odpowiedni rozkład wielkości i długości opadów na wiosnę przyczynił się do skutecznego usunięcia zanieczyszczeń z atmosfery miejskiej. Pierwsza połowa lata stworzyła znów niekorzystne warunki, jednakże jeden dzień lipca z długotrwałym i bardzo obfitym opadem, wymył znaczną część zakumulowanych zanieczyszczeń; sierpień dzięki obfitym i dość ciągłym opadom wyraźnie sytuację poprawił. Wrzesień i październik ponownie pogorszyły warunki pod względem zapylenia wobec małych i rzadkich opadów. Dopiero listopad z wysokimi sumami i długotrwałymi opadami ciągłymi, przyczynił się do wyraźnego obniżenia stężeń aerosoli. Ogólnie niekorzystne pod względem zanieczyszczenia warunki roku 1968/69, dzięki względnie pomyślnemu rozkładowi sum opadowych oraz ich długości, okazały się w swym współdziałaniu sprzyjające dla zmniejszenia zanieczyszczenia.

Dokonana przez G. Przybylską próba regionalizacji terenu Wielkiej Warszawy wykazuje korzystniejsze warunki dla usuwania zanieczyszczenia drogą wymywania przez opady (większa liczba dni z opadem – wyższa suma dobową).

Punktem odniesienia sum opadów badanego roku 1968/69 może być także okres 10-letni 1951-1960 (tab.15).

Tabela 15. Średnie sumy miesięczne i roczne opadów (mm) w latach 1951-1960

Stacje	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	R
Nowy Dwór	36	30	24	31	31	57	97	41	41	26	35	47	511
Zaborow	31	34	25	32	42	48	89	47	42	30	34	42	496
Brwinów	27	32	21	34	39	60	92	49	44	30	29	41	498
Młochów	29	29	22	31	37	64	95	47	44	30	30	38	496
Piastów	29	34	24	33	44	63	82	49	43	31	31	43	506
Legionowo	23	25	19	29	32	54	80	40	37	27	25	34	425
Gołędzinów	34	39	23	34	77	63	93	52	44	32	35	43	529
W. Bielany	30	31	20	33	35	65	86	46	41	28	30	42	487
W. Obserwatorium	39	40	29	6	40	69	88	49	40	31	34	47	544
W. Okęcie	25	27	20	32	40	60	79	47	41	31	31	37	470
Nowe Lipiny	34	32	25	31	35	61	84	48	44	31	32	44	501

Pomiary własne zanieczyszczenia

Przeprowadzone w 1962 r. badania przy zastosowaniu metody filtracyjnej na terenie Warszawy (podwórze uniwersyteckie) na wysokości 12 m nad powierzchnią gruntu (Stopa 1964) potwierdziły tezę, że opady przyczyniają się w pewnej mierze do oczyszczenia powietrza miejskiego: kropla wody lub śnieżynki zagarniają po drodze pyły unoszące się w powietrzu i sprowadzają je ku powierzchni ziemi; generalnie w dniach z opadem obserwowano wyższe wartości opadu pyłu, niż w dniach bezopadowych. Ważny jednak jest nie tylko sam fakt opadu, ale i jego rodzaj, wysokość, czas trwania itp. Biorąc pod uwagę rodzaj opadu, stwierdzono, że deszcz lepiej oczyszcza powietrze niż śnieg. Im opad obfitszy (niezależnie od rodzaju), tym zmierzone stężenie opadu pyłu były wyższe, a więc oczyszczanie efektywniejsze. Opad grubokroplisty skuteczniej wymywa pyły niż mżawka. W warunkach miejskich największy opad pyłu występuje w początkowej fazie opadów atmosferycznych, zwłaszcza przy wiatrach o większej prędkości. W grę wchodzi tutaj nie tylko pyły sprowadzane przez krople deszczu z większych wysokości ku powierzchni ziemi, lecz również te, które znajdują się na nawierzchni ulic, na dachach itp., a które deszcz porywa i blokuje. Opad pyłu wymuszony w takich warunkach przez krople deszczu lub płatki śniegu jest wielokrotnie większy od opadu pyłu wywołanego istnieniem pola grawitacyjnego ziemi.

Zagadnienie wpływu miasta na opady, jak również wpływu opadów na rozprzestrzenianie się czy usuwanie zanieczyszczeń nie jest jeszcze dostatecznie zbadane, zarówno bowiem opady jak i zanieczyszczenie ulegają dużym wahaniom tak w czasie jak i w przestrzeni, a na nie nakładają się jeszcze specyficzne cechy samego organizmu miejskiego.

Wiatr

Miasto wywiera dwójaki wpływ na charakter wiatru. Wyższe niż w okolicy temperatury we wnętrzu miasta mogą przyczyniać się do powstania lokalnych wiatrów dośrodkowych, doprowadzających powietrze z dalszego otoczenia do centrum. Z drugiej strony miasto – wielkie skupisko budowli o różnych wysokościach, różnej zwartości i różnym usytuowaniu – uwielokrotnia szorstkość podłoża, wzmagając tarcie; stanowi też wyraźną

przeszkodę dla swobodnego przepływu mas powietrza, powodując różnego rodzaju zawirowania przed i za miastem oraz zagęszczenie linii prądów nad nim.

Zwyczajna temperatura w mieście, występująca szczególnie wyraźnie w bezwietrzne, pogodne wieczory letnie – przy słabo gradientowych sytuacjach makrosynoptycznych – powoduje tzw. przez Kretzera (1968) „wiatr polny”, a przez innych „bryzę miejską”, to jest lekki spływ powietrza z okolic podmiejskich w kierunku śródmieścia.

Powietrze nad miastem jako cieplejsze i lżejsze dzięki konwekcji i turbulencji unosi się do góry, tworząc w powietrzu „kominy termiczne”, odczuwane przez szybowników i pilotów nieraz nawet na znacznych wysokościach. Dla uzupełnienia tego ubytku w przygruntowej warstwie atmosfery występują ruchy poziome doprowadzające powietrze spoza miasta, które przeważnie nie dociera jednak do samego wnętrza, słabnąc po drodze. Wiatry „polne” wbrew swej nazwie rzadko przynoszą świeże powietrze z pól, raczej silnie zanieczyszczone z peryferyjnych, różnie usytuowanych ośrodków przemysłowych, dworców towarowych itp., pogarszając jeszcze warunki higieniczne śródmieścia.

Ocenia się (Kratzer 1968), że dla zaistnienia tego rodzaju odczuwalnego wiatru o prędkości nie przekraczającej 3 m/s – konieczne jest różnica temperatury między centrum a peryferiami rzędu 5°C.

Według Grunowa i Albrechta (Kratzer 1968) istnieje również analogiczna genetycznie „mikrocyrkulacja” w czasie bezchmurnej i bezwietrznej pogody latem na ulicach i podwórzach miast między stronami nasłonecznionymi i zacienionymi.

Większe perturbacje wiatru wprowadza miasto, jako przeszkoda, którą poziome prądy powietrzne muszą przekraczać albo opływać z boku. Kompleks miejski z budynkami o różnej wysokości i zwartości działa jak powierzchnia o niespotykanej gdzie indziej szorstkości; na skutek wzrostu tarcia, słabnie prędkość wiatru przy powierzchni ziemi, wzrasta mieszanie turbulencyjne i porywistość wiatru. Wśród domów powstaje silnie zaburzona, ale dość statyczna warstwa powietrza, zwana „poduszką powietrzną” (Kratzer 1968), utrzymująca się ponad powierzchnią domów i stanowiącą przeszkodę dla swobodnego ruchu powietrza górą. W związku z tym nad miastem (ponad ową „poduszką”) występują zagęszczenie linii prądów i wzrost prędkości, a w warstwie dolnej po stronie podwietrznej składowa występująca i po zawietrznej – zstępująca.

W samym mieście prędkość wyraźnie maleje, zwłaszcza w miarę wzrostu jego zabudowy – średnio o 20-30% w stosunku do otwartej przestrzeni, a kierunki ulegają różnej perturbacji, zależnej od kierunku i szerokości ulic, zawartości ich obudowy itp. Magistrale zgodne z przeważającym kierunkiem wiatru są dobrze przewietrzane, natomiast na ulicach bocznych wiatr łamie się, tworząc zawirowania.

Ogólnie powyżej przedstawione rozważania znajdują potwierdzenie w danych dla miasta Warszawy: w okresie 10-letnim (1951-60) (tab.16).

Okęcie i Bielany, jako ówczesne stacje peryferyjne, wyróżniają się większymi średnimi prędkościami niż stacje śródmiejskie (Obserwatorium i Uniwersytet inny okres) – zaznacza się to szczególnie przy wiatrach skierowanych ku centrum, a więc zachodni (W) na Okęciu i wschodni (E) na Bielanych. Zmniejszone prędkości w śródmieściu nie świadczą bynajmniej o zwiększonej tam liczbie cisz, gdyż do pełnego wyciszenia ruchu nie dochodzi z powodu znacznego zróżnicowania powierzchni w mieście pod względem szorstkości, zdolności nagrzewania się, magazynowania ciepła itp., co sprzyja ruchom w mikroskali.

Tabela 16. Średnia ważona prędkość wiatru (m/s) w Warszawie i okolicy w roku 1968/1969

	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Warszawa-Bielany												
N	1,0	2,0	2,0	2,0	3,3	2,5	2,6	2,6	2,6	2,8	1,6	.
NE	2,7	4,5	4,2	4,1	5,5	3,5	3,0	3,4	3,3	.	1,0	7,0
E	3,3	3,8	4,7	4,4	3,1	4,5	3,7	4,1	2,9	2,9	3,5	1,8
SE	2,2	3,9	4,3	4,9	3,3	4,3	2,0	3,5	1,7	2,3	2,4	4,0
S	1,5	3,3	2,6	2,0	3,4	2,2	3,3	2,4	4,0	1,5	1,4	2,9
SW	2,0	4,0	3,3	3,7	2,9	3,1	3,0	2,0	3,9	2,6	3,0	3,6
W	2,2	4,0	3,1	4,4	3,4	4,0	2,6	3,2	3,0	3,6	4,9	4,8
NW	1,9	2,7	4,0	3,3	3,9	2,5	3,1	3,5	2,9	4,2	3,0	3,7
Warszawa-Observatorium												
N	1,0	2,2	3,0	1,0	1,4	1,0	1,7	2,8	1,4	1,7	1,3	1,0
NE	2,0	1,0	1,6	1,4	1,2	1,0	1,5	1,0	1,1	.	1,0	.
E	1,0	2,2	1,8	1,8	2,0	1,1	1,5	1,2	1,3	1,0	1,0	2,0
SE	1,7	1,9	2,4	1,5	1,0	1,6	1,0	1,5	1,5	1,1	1,1	1,0
S	1,2	1,5	2,3	1,8	1,3	1,3	1,0	1,0	2,9	1,3	1,1	1,5
SW	1,7	2,0	2,5	3,1	1,6	1,7	3,2	1,0	2,1	2,2	3,5	3,2
W	1,4	2,8	2,7	3,6	1,2	2,6	1,8	1,4	1,8	2,3	4,4	3,6
NW	1,2	4,0	5,0	2,0	2,0	1,0	1,9	2,6	1,4	2,2	3,8	6,1
Warszawa-Uniwersytet												
N	1,7	3,0	2,5	2,5	4,0	1,6	2,9	4,3	1,9	2,2	1,2	1,6
NE	1,5	4,3	2,6	3,3	2,2	2,4	2,4	2,7	1,9	1,0	1,5	2,8
E	1,9	3,1	3,7	3,4	2,3	3,0	2,1	1,9	2,0	2,5	1,8	2,1
SE	2,6	3,2	4,3	3,6	2,9	2,4	2,5	1,8	2,3	2,0	2,5	2,7
S	2,4	2,8	3,5	3,3	2,9	2,4	.	2,4	3,5	3,7	3,2	3,7
SW	2,5	3,2	3,0	4,3	2,8	3,4	2,3	1,8	3,4	2,9	3,9	5,3
W	3,1	2,9	6,0	3,8	2,8	3,1	2,4	2,2	2,4	2,7	4,5	4,0
NW	1,4	2,0	2,8	2,3	3,1	2,3	2,6	3,5	2,9	3,2	2,6	4,3
Brwinów												
N	1,0	2,0	2,0	.	4,8	1,0	2,8	6,2	2,2	2,3	1,2	1,0
NE	1,7	2,0	4,5	3,7	2,8	4,0	2,1	4,7	1,5	.	2,0	.
E	1,7	4,3	4,3	4,3	2,1	4,5	2,9	3,2	3,0	4,0	8,0	6,0
SE	3,1	4,7	5,5	4,2	3,2	4,6	2,0	5,2	2,7	2,9	3,2	3,4
S	2,5	3,0	4,0	2,7	3,1	1,6	.	6,0	3,6	3,6	1,8	3,2
SW	2,2	4,1	5,5	5,1	3,7	2,7	.	2,3	5,6	3,6	5,3	5,6
W	2,2	4,0	6,2	5,1	3,5	5,0	2,5	3,1	3,9	4,8	6,3	8,6
NW	3,0	5,8	4,5	2,9	5,0	2,6	2,6	5,0	1,9	5,1	4,0	2,5

Miasto zmniejsza kilkakrotnie częstość silnych wiatrów – odstępstwem od reguły jest Obserwatorium, gdzie jednak wiatromierz jest umieszczony znacznie wyżej niż na innych stacjach (25 wobec kilkunastu m).

Analizowany szczegółowo rok 1968/69 wykazuje odmienny kształt „róż wiatrów” – na wszystkich stacjach widać wyraźnie zwiększoną zwłaszcza w lutym i marcu fre-

kwencję wiatrów E i SE w stosunku do 10-lecia. Nie stwierdzono ani razu „wiatru polnego”, do czego przyczyniły się zapewne: niedostateczna liczba i zła lokalizacja stacji, bardzo różna wysokość wiatromierzy i zbyt mała liczba obserwacji (7^h, 13^h, 21^h).

Jeśli idzie o średnie ważone prędkości, to wyraźnie zaznacza się ich zmniejszenie na stacjach typowo miejskich. Powtarza się tu znana prawidłowość koincydencji większej prędkości z maksymalną frekwencją kierunków.

Opracowana szczegółowo częstość wiatrów w przedziałach prędkości dała bardzo interesujące wyniki: w ogóle w Warszawie i okolicy dominują wiatry słabe (> 0-4 m/s), stanowiąc 60-80%, przy czym rano i wieczór wyraźnie przeważa przedział > 0-2 dając 40-60%, a w południe ze względu na wzrost konwekcji > 2-4 stanowiąc 15-35%. Wiatry umiarkowane (> 4-7 m/s) częściej obserwowane są jedynie na Bielanych i w Brwinowie (ok. 15%).

Przeгляд średnich miesięcznych prędkości wiatru w kolejnych terminach i w średnich dobowych wykazuje, że najintensywniejsze wiatry występowały w okresie od stycznia do marca, najsłabsze w miesiącach półrocza letniego (IV-IX), nieco silniejsze i bardziej wyrównane na jesieni. Największe różnice w prędkościach zarysowują się w południe, najmniejsze wieczorem.

Stosunkowo mała liczba cisz we właściwym śródmieściu (UW) potwierdza tezę o niewygaszaniu tu wiatrów na skutek wzmożonej turbulencji termicznej i dynamicznej.

Bardzo słabe ruchy powietrza doprowadzają do niekorzystnych stagnacji zanieczyszczeń w mieście. Obliczono więc liczbę dni w roku ze średnią dobową prędkością ≤ 2 m/s – na UW było ich aż 184, na Bielanych 148, najczęściej pojawiały się latem, najrzadziej wiosną – przeciętna długość okresów o bardzo słabych wiatrach wahała się od 2 do 3 dni, co świadczy o małych możliwościach wymiany i oczyszczenia powietrza w mieście.

Ze względu na wielką rolę ruchów powietrza – zarówno ich kierunków jak i prędkości – przy nanoszeniu, usuwaniu i stagnowaniu zanieczyszczeń niesłuchanie ważną sprawą jest właściwa i przemyślana lokalizacja ośrodków przemysłowych, zwłaszcza tych najbardziej uciążliwych pod względem ilości i jakości wyrzucanych zanieczyszczeń pod postacią pyłów i gazów.

Wskaźnik turbulencyjnej wymiany powietrza

Od prędkości wiatru zależy intensywność pionowego i poziomego turbulencyjnego ruchu powietrza, który determinuje przestrzenny rozkład stężeń (gęstość) pyły i gazów oraz opadu pyłu w otoczeniu wszystkich źródeł emisji znajdujących się na powierzchni ziemi (naziemnych) lub na pewnej wysokości (nadziemnych) tj. w otoczeniu kominów fabrycznych. Na podstawie serii przeprowadzonych pomiarów w warunkach miejskich (Warszawa UW – warstwa powietrza 1,5-18,5 m) i poza miastem (Jelonki – warstwa 1,5-21,5 m) można stwierdzić znaczne zmiany roczne zarówno średniej prędkości wiatru v jak i wskaźników określających wielkość wymieszania powietrza w kierunku pionowym K_i i poziomym.

$$K_i = 6,86 \cdot 10^{-6} (z_2 - z_1)^2 \log^{-2} \left(\frac{a_1}{a_2} \right)$$

Mimo mniejszych prędkości wiatru na poziomach ograniczających warstwę 1,5 -18,5 m (miasto) niż 1,5-21,5 m (poza miastem), intensywność pionowego ruchu

powietrza jest znacznie większa w warunkach miejskich niż poza miastem. Przebieg roczny prędkość wiatru v i wskaźnika turbulencji K_i poza miastem przedstawia tab. 17.

Tabela 17. Średnia prędkość wiatru v i wskaźnik K_i w porach roku w warunkach pozamiejskich (Jelonki)

		Jednostka	Wiosna	Lato	Jesień	Zima
Prędkość wiatru v	wysokość $z_2 = 21,5$ m	m/s	2,8	2,1	2,8	3,9
Wskaźnik K_i	warstwa 1,5 – 21,5 m	cm ² /s	6500	3450	6400	17500

Średnio biorąc, intensywność turbulencyjnej wymiany powietrza jest w przybliżeniu w porze zimowej około 5-krotnie większa niż w lecie i 2-krotnie większa niż w porach przejściowych.

Zmiany prędkości wiatru i turbulencyjnego ruchu powietrza w ciągu roku, określające wielkość zmian rocznych w rozprzestrzenianiu się pyłu i gazów emitowanych do atmosfery są przedstawione w pracy J. Boryczki (1970). Z pracy tej zaczerpnięto przykład na przestrzenny rozkład gęstości pyłu (ρ) w otoczeniu punktowego źródła naziemnego (znajdującego się na powierzchni Ziemi) o emisji 36 kg/h w poszczególnych porach roku.

Ze wzrostem odległości od źródła obserwuje się największy spadek gęstości pyłu w zimie a najmniejszy w lecie. W każdej odległości od źródła emisji gęstość pyłu w porze letniej jest znacznie większa niż w zimie.

Wpływ prędkości wiatru (intensywności turbulencyjnego ruchu powietrza) na rozprzestrzenianie się pyłu i gazów emitowanych do atmosfery przez źródła naziemne (komin fabryczne) charakteryzują wykresy w pracy [Boryczka, Okołowicz 1964], przedstawiające rozkład gęstości pyłu na powierzchni Ziemi w otoczeniu źródła o emisji 36 kg/h i wysokości 50 m w różnych porach roku. Maksymalna gęstość pyłu na powierzchni Ziemi (ρ_{\max}) występuje w odległości x_{\max} (według wzorów Roberta):

$$\rho_{\max} = \frac{2Q}{e\pi v h^2} \left(\frac{K_y}{K_z} \right)^{-0,5}$$

$$x_{\max} = \frac{h^2 v}{4K_z}$$

gdzie: Q – masa pyłu emitowana przez komin w ciągu jednostki czasu, h – wysokość źródła emisji, v – średnia prędkość wiatru, K_y i K_z – współczynniki poziomej i pionowej turbulencyjnej wymiany powietrza. Maksymalną gęstość pyłu ρ_{\max} i odległość od źródła x_{\max} otrzymano, przyjmując $K_z = K_i$ oraz $\frac{K_y}{K_z} = 2,5$ (tab. 18).

Szerokości połówkowe rozkładu gęstości (odległości między punktami, gdzie stężenie spada o połowę gęstości maksymalnej) odpowiednio równe są: 8,2 km, 7,4 km i 3,3 km.

Zmiany roczne obserwuje się również w przestrzennym rozkładzie opadu pyłu. Na przykład dla tego samego źródła emisji występowania maksymalnego opadu X_{\max} o prędkości opadania 0,1 m/s w lecie wynosi 800 m, a w zimie 600 m.

Tabela 18. Maksymalne stężenie ρ_{\max} (mg/m^3) i odległości jego występowania x_{\max} (km) są największe w porze letniej a najmniejsze w porze zimowej

	Lato	Wiosna, Jesień	Zima
ρ_{\max}	0,23	0,21	0,15
x_{\max}	2,6	2,0	1,1

Opad pyłu

Przeprowadzono próby określenia wpływu niektórych elementów meteorologicznych (temperatura, wilgotność względna, zachmurzenie, opad, wiatr) na opad pyłu na przykładzie otoczenia „Cementowni Warszawa” i wybranych punktów miasta Warszawy w 1969 r. (tab. 19).

Wykorzystano przede wszystkim dane dotyczące zanieczyszczenia powietrza, udostępnione przez Stację Sanitarno-Epidemiologiczną z 1969 r.

Według zaleceń Państwowego Zakładu Higieny (Wyszyńska i in. 1968) opad pyłu jest mierzony za pomocą znormalizowanych słoików Wecka o pojemności 1 litra i powierzchni zbierającej około $0,0056 \text{ m}^2$, umieszczonych na wysokości 3 m nad powierzchnią ziemi a za jednostkę czasu pomiaru przyjmuje się jeden miesiąc. Ta ostatnia zasada nie była jednak ściśle przestrzegana, a okresy pomiarowe wahają się w granicach 25-35 dni, rozpoczynając się najczęściej pod koniec drugiej lub na początku trzeciej dekady danego miesiąca, a kończąc na przełomie pierwszej i drugiej następnego miesiąca. Tego typu odstępstwa od przyjętych jednostek sprawiły, że w celu uzyskania koincydencji w czasie dane meteorologiczne należało przeliczyć do tych narzuconych okresów pomiarowych. Nierówne jednostki czasowe, uwzględniane przy zanieczyszczeniu, budzą pewne wątpliwości pod względem porównywalności za dłuższy okres czasu. Dlatego też podano średnie miesięczne wartości opadu pyłu w t/km^2 obliczone według różnych przedziałów czasu (tab. 20-21).

Ponieważ między punktami (tab. 20) stwierdzono niekiedy dosyć duże rozbieżności (np. w III okresie pomiarów między punktem 83 i w pobliżu leżącym 81 różnica przekroczyła nawet 240 ton), obliczono zatem średnie wartości opadu pyłu z 6 punktów dla całego otoczenia „Cementowni Warszawa” za dany okres. Ogólnie biorąc, minimum zanieczyszczenia przypada na porę letnią, natomiast maksimum na zimową. Najniższym wartościom opadu pyłu odpowiada maksimum temperatury (średniej dobowej, maksymalnej, minimalnej) i sum opadów oraz minimum wilgotności względnej, prędkości wiatru i odwrotnie przy najwyższych wartościach temperatury, opadach atmosferycznych, wilgotności względnej i większych prędkościach wiatru występuje większe zanieczyszczenie powietrza

Tabela 19. Wyniki pomiarów meteorologicznych na stacji Bielany w 1969 r. T_{sr} – temperatura z 2 m n.p.g., T_{max} – maksymalna, T_{min} – minimalna, f – wilgotność względna, Δ – niedosyt wilgotności, N – zachmurzenie, v – średnia prędkość wiatru, R – opad

Okres obserwacji	L.d	T_{sr}	T_{max}	T_{min}	f	Δ	N	v	R
20 XII 1968-20 I 1969	31	-5,1	-2,6	-3,1	82	0,6	3,9	2,4	29,4
20 I-20 II	31	-4,9	-1,5	-7,5	81	0,8	7,9	3,4	17,7
20 II-21 III	29	-2,9	0,2	-5,8	75	1,3	6,3	4,6	21,7
21 III-18 IV	28	3,5	7,4	0,1	73	2,4	5,8	2,9	22,7
18 IV-22 V	34	13,8	19,0	8,7	70	6,4	6,9	3,2	45,1
22 V-23 VI	32	16,0	20,7	10,7	68	6,2	5,7	2,9	62,4
23 VI-24 VII	31	18,5	23,3	12,9	6,3	8,6	5,9	2,5	33,8
24 VII-28 VIII	35	19,1	24,2	13,6	65	9,3	4,9	2,7	80,1
28 VIII-23 IX	26	15,1	20,2	10,3	74	6,0	5,0	2,6	38,2
23 IX-18 X	25	10,4	15,8	6,0	78	3,4	4,9	2,4	2,3
18 X- 21 XI	34	7,6	10,5	4,9	80	2,3	7,1	3,8	5,2

Tabela 20. Wyniki pomiarów opadu pyłu w t/(km²-mies) wokół „Cementowni Warszawa” w 1969 r

Okres pomiaru	L.d	Nr stanowiska							
		81	82	83	84	85	A	Σ	\bar{S}_r
20 XII 1968-20 I 1969	31	18,9	16,5	-	18,5	18,9	215,5	288,3	57,7
20 I-20 II	31	14,3	17,0	-	13,5	23,1	117,8	185,7	37,1
20 II-21 III	29	3,0	11,7	246,7	10,0	9,7	89,4	370,5	61,8
21 III-18 IV	28	28,2	27,8	119,7	11,8	29,9	38,0	255,4	42,6
18 IV-22 V	34	19,5	32,1	36,2	13,1	21,2	30,1	152,2	25,4
22 V-23 VI	32	17,7	27,5	25,2	25,4	61,5	25,7	183,0	30,5
23 VI-24 VII	31	-	24,3	17,9	25,5	21,8	21,4	110,9	22,2
24 VII-28 VIII	35	15,3	31,5	55,2	23,7	41,4	38,6	135,6	34,3
28 VIII-23 IX	26	-	25,4	22,6	-	28,0	59,6	135,6	33,9
23 IX-18 X	25	46,4	42,9	37,9	66,1	31,1	72,2	296,6	49,4
18 X- 21 XI	34	108,2	40,1	17,9	18,2	26,8	34,2	245,4	40,9
Σ roczna		271,5	296,8	357,2	225,8	313,4	742,5		
\bar{S}_r roczna		30,2	27,0	39,6	22,6	28,5	67,4		

Ponieważ prędkości wiatru dolnego w porze zimowej są większe niż w lecie, zatem turbulencyjne pionowe wymieszanie powietrza w zimie jest silniejsze, wobec tego wydaje się, że minimum zanieczyszczenia powietrza przypadające na porę letnią uzależnione jest nie tylko od wielkości emisji, ale i od intensywności prądów konwekcyjnych. W grę wchodzi tu również kierunek wiatru, który przynosi masy powietrza o różnym stopniu zanieczyszczenia, pochodzącego z innych źródeł, nawet znacznie odległych.

Należy zwrócić uwagę, że przestrzenny rozkład substancji emitowanych do atmosfery (pyłowych i gazowych) jest uwarunkowany jednoczesnym wpływem kompleksu elementów meteorologicznych oraz ilościową, wielkością i rozmieszczeniem źródeł emisji. Warunki pogodowe oraz wielkość emisji determinują stan zanieczyszczenia powietrza w różnych okresach czasu.

Tabela 21. Wyniki pomiarów zanieczyszczenia atmosfery ($t/km^2 \cdot mies$) w wybranych punktach miasta Warszawy w 1969 r. *Bliższe lokalizacja punktów: 1 – przy ul. Toruńskiej róg Białoleckiej, 2- Fa-elbert przy moście, 3 – Toruńska w odległości 500 m od EC, 4 – Familijna r. Modl., 5 – Tarchomin, 6 – Zakład Nowotki, 7 – Szpital r. Chmiel, 8 – Huta Szkła, 9 – ul. Żeromskiego

Okres obserwacji	Nr stanowiska									Śr
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
20 XII 68-20 I 1969	25,9	20,8	39,0	36,4	30,0	15,2	21,4	5,6	19,2	23,7
20 I-20 II	16,5	21,3	15,4	42,9	37,6	40,4	36,3	7,1	21,5	26,2
20 II-21 III	13,8	6,3	37,4	14,2	22,7	70,1	34,2	6,5	11,4	24,1
21 III-18 IV	17,4	41,2	32,2	10,8	78,8	18,4	31,6	14,6	20,4	29,5
18 IV-22 V	19,5	21,1	18,3	15,9	30,1	27,6	28,2	12,5	19,8	21,4
22 V-23 VI	43,8	13,1	24,2	15,4	18,2	-	32,7	14,9	21,7	23,0
23 VI-24 VII	32,5	14,1	44,7	14,2	15,8	29,0	24,7	16,9	12,9	23,8
24 VII-28 VIII	24,0	21,2	16,1	-	28,9	23,7	15,9	15,6	11,4	19,6
28 VIII-23 IX	34,5	74,8	16,4	28,2	40,9	32,6	20,6	18,1	15,7	39,3
28 VIII-23 IX	32,3	42,0	34,6	-	41,8	32,5	22,7	-	45,4	35,7
28 VIII-23 IX	28,1	65,2	41,6	47,7	63,1	22,8	42,1	15,2	45,3	31,2
Śr. roczna	35,3	31,0	29,1	25,1	37,1	31,2	28,2	12,7	22,2	

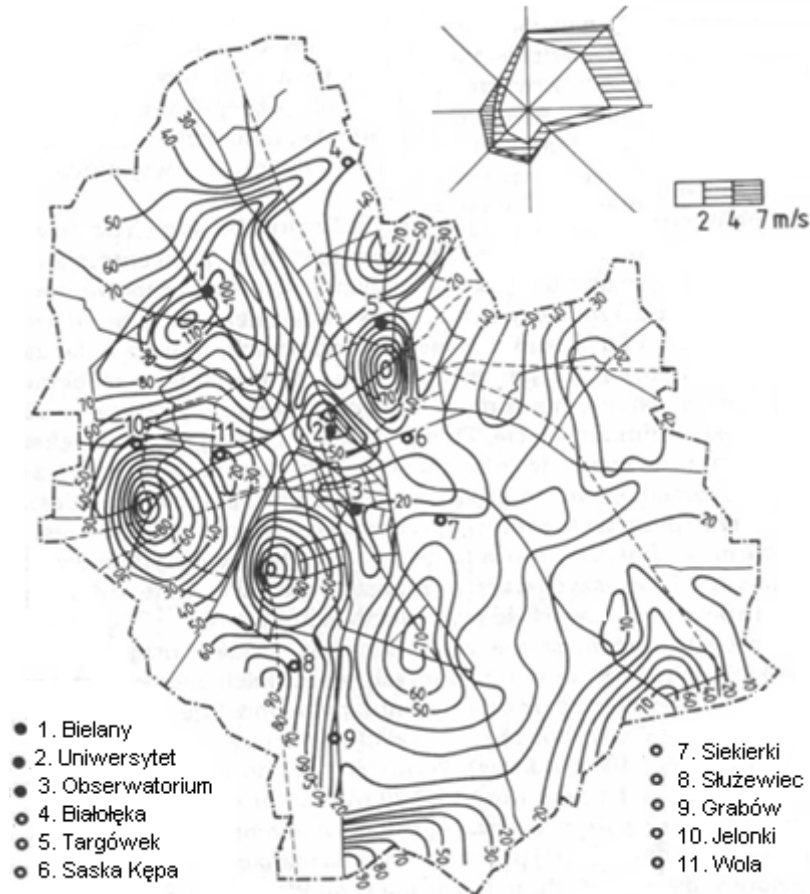
Prawie we wszystkich rozpatrywanych miesiącach maksimum opadu pyłu na terenie Wielkiej Warszawy występuje na południo-wschód od śródmieścia ($> 55 t/km^2$ w październiku, $> 40 t/km^2$ w lipcu i $> 35 t/km^2$ w kwietniu). W miarę oddalania się od centrum miasta wielkość zanieczyszczenia maleje w kierunku zachodnim, wschodnim i południowym do $5-10 t/km^2$. Natomiast w kierunku północnym (Praga-Północ) zaznacza się wyspa dużego zanieczyszczenia, stanowiąca drugorzędne maksimum, a w kwietniu nawet główne ($> 40 t/km^2$). W lipcu, drugi ośrodek dużego zanieczyszczenia ($> 40 t/km^2$) wystąpił na północo-zachód od śródmieścia, przerwany doliną Wisły i ciągnący się dalej na wschód. W styczniu największe zmiany zaznaczają się na osi NW \rightarrow SE, w lipcu krzyżują się 2 osie o kierunkach NW \rightarrow SE i SW \rightarrow NE, natomiast w kwietniu i październiku raczej N \rightarrow S.

Opad pyłu wykazuje bardzo dużą zależność od kierunków wiatru. Największe zapylenie w części południowo-wschodniej bądź wschodniej miasta związane jest z najczęściej występującymi wiatrami z sektora zachodniego. Stosunkowo duże zanieczyszczenie w części północnej można, wydaje się, przypisać dużym ośrodkom przemysłowym, skupionym w północno-zachodniej części Warszawy, zanieczyszczenia z których są przenoszone z wiatrem z sektora zachodniego na północny kraniec miasta, gdzie i lokalne źródła dorzucają swój wkład do dużego tu opadu pyłu.

Opad pyłu w pobranych próbkach śniegu

Chcąc wykorzystać wyjątkowo trwałą pokrywę śnieżną tegorocznej zimy, która może kumulować i blokować cały zasób pyłu dochodzącego do powierzchni gruntu i dla uzyskania jeszcze innego spojrzenia na te zagadnienia Zakład Klimatologii Instytutu Geografii UW przeprowadził w dniu 8 stycznia 1970 r. pobieranie próbek śniegu w ok. 100 punktach rozmieszczonych dość równomiernie na terenie Wielkiej Warszawy, przy po-

mocy śniegocierza. Następnie po stopieniu śniegu wodę przefiltrowano na krążkach bibuły twardej o średnicy 120 mm, wysuszonych i zważonych przed i po zabiegu. Różnica ciężaru krążków dała opad pyłu przypadający na powierzchnię śniegocierza za okres 26 XI 1969-8 I 1970 r. tj. 48 dni. Wartości te przeliczono na t/km^2 na miesiąc. Uzyskane wyniki naniesiono na mapę i wykreślono izarytmy (rys. 5).



Rys. 5. Rozkład opadu pyłu w okresie 20 XI 1969-8 I 1970 uzyskany z próbek śniegu
Dust imission distribution obtained from Samales of snow taken in the period
1969.11.26-1970.01.0.8

Zwraca uwagę stosunkowo duży opad pyłu w południowo-zachodniej części Warszawy – ok. 90-120 $t/(km^2 \cdot mies)$, co dobrze zgadza się z dominującymi w tym okresie wiatrami z sektora północno-wschodniego przenoszącymi powłokę mgły na stronę zawietrzną.

Stosunkowo duże zanieczyszczenie w lipcu w centralnej części miasta uwarunkowane jest prawdopodobnie emisją wtórną z powierzchni ziemi, którą spotęgowały małe prędkości wiatru, zwłaszcza w pierwszej i trzeciej dekadzie, duże na ogół zachmurzenie, które osłabiło intensywność prądów wstępujących, a tym samym wynoszenie aerosoli do wyż-

szych warstw atmosfery. Niskie miesięczne sumy opadu (poniżej 50% normy) oraz ich niekorzystny rozrzut (co najmniej dwukrotnie mniejsza liczba dni z opadem) nie spełniły swej roli wymywania zanieczyszczeń z powietrza. Korelowanie rozkładu opadu pyłu z wybranymi elementami meteorologicznymi (prędkość wiatru, stopień zachmurzenia, wysokość opadu) w rozpatrywanych miesiącach jak również i w pozostałych, ułatwia tab.15 przedstawiająca przebieg roczny tych charakterystyk w okresie od XII 1968 do XI 1969 roku.

Zakończenie

Na podstawie powyższych rozważań można powiedzieć, że badania wpływu warunków pogodowych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza w warunkach miejskich jest niezwykle trudne. Mając równocześnie pomiary zanieczyszczenia powietrza i elementów meteorologicznych, można jedynie znaleźć pewne korelacje np. między stężeniem pyłu, SO₂ i opadem pyłu a takimi elementami meteorologicznymi jak prędkość wiatru, temperatura, zachmurzenie, opady atmosferyczne itp. w konkretnym okresie czasu. Aby określić wpływ tych elementów na przestrzenny rozkład stężeń i opadu pyłu, konieczna jest dokładna znajomość przestrzennego rozmieszczenia źródeł, ich wysokości i wielkości emisji, która, jak już wykazano, jest zmienna w czasie.

Należy również pamiętać, że próbki zanieczyszczonego powietrza pobrane w określonych punktach zawierają pył, a nie substancje gazowe, pochodzące z różnych źródeł naziemnych i nadziemnych (kominów fabrycznych), nieraz odległych nawet o kilka kilometrów. Przy różnych kierunkach wiatru do próbek tych dostają się pyły pochodzące z różnych usytuowanych źródeł i o nieznannej bliżej emisji; pewną rolę odgrywa również emisja wtórna, wielkość której tym bardziej jest nieznana.

Przeprowadzone pomiary stężeń i opadu pyłu na terenie Warszawy pozwalają jedynie ocenić stopień zanieczyszczenia powietrza w różnych dzielnicach, jednakże wobec zupełnie nieznanymi zmian wielkości emisji w ciągu doby i roku nie sposób jest określić wpływ warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie się substancji emitowanych do atmosfery.

Należy przypuszczać, że w przyszłości będzie można przystąpić do powiązań warunków meteorologicznych z rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń, mając do dyspozycji konkretne, odosobnione, czy też pojedyncze źródła oraz synchroniczne pomiary zarówno elementów meteorologicznych jak i stężeń pyłu i gazów, opadu pyłu w otoczeniu tych źródeł, oraz oszacowaną wielkość emisji w terminach obserwacyjnych.

Wydaje się, że przy aktualnie przeprowadzonej rozbudowie a zwłaszcza przy planowaniu długofalowym urbanistyki powinni uwzględniać konsekwencje przeważnie niekorzystnych zmian naturalnych warunków klimatycznych, dążyć do poprawy już zaistniałych i nie dopuszczać do dalszego, groźnego nie raz ich pogarszania.

Literatura

- Böer W., 1966, *Technическая метеорология*, Leningrad (tłum. z jęz. niemieckiego)
- Boryczka J., 1964, *Kształtowanie się niektórych elementów meteorologicznych zależnie od pionowej turbulencyjnej wymiany ciepła*. „Przegląd Geograficzny”, t. XXXVI, z. 1, s. 119-129
- Boryczka J., Okołowicz W., 1964, *Turbulencyjne rozprzestrzenianie się pyłów i innych zanieczyszczeń powietrza w różnych porach roku w zależności od charakteru podłoża ze szczególnym uwzględnieniem warunków miejskich*. „Przegląd Geofizyczny”, R. IX (XVII), z. 2, s.121-137

- Dziewulska-Łosiowa A., 1962, *Próba oceny zakłócenia przezroczystości atmosfery w Warszawie*. Przegląd Geofizyczny, z. 2
- Kaczorowska Z., 1967, *Opady Wielkiej Warszawy i jej okolic w okresie 1956-1960*. „Przegląd Geofizyczny”, R. XII (XX), z. 3/4, 1967, s. 251-271
- Kossowska U., 1964, *Klimat Warszawy w świetle dotychczasowych badań*. „Prace i Studia IG UW – Klimatologia”, z. 1, s. 35-51
- Kratzer P.A., 1968, *Klimat goroda. Moskwa* (tłumaczenie z j. niemieckiego)
- Martyn D., 1964 *Wyniki pomiarów natężenia oświetlenia w Warszawie (styczeń-marzec 1962)*. „Prace i Studia IG UW – Klimatologia”, z. 1, s. 52-59
- Nowosielski L., 1959, *Inwersje temperatury przyziemne i w swobodnej atmosferze w Legionowie k. Warszawy* (praca magisterska wykonana w Zakładzie Klimatologii IGUW
- Okołowicz W., 1961, *Przyczynek do znajomości klimatu Warszawy*. „Wiadomości Uzdrawiskowe”, R. VI, nr 1/2, s. 163-169
- Okołowicz W., 1962, *Zachmurzenie Polski*. „Prace Geograficzne IG PAN”, nr 34, s. 9-107
- Podogrocki J., 1965, *Wyniki pomiarów bilansu promieniowania w Warszawie*. Przegląd Geofizyczny, z. 1
- Stopa M., 1964, *Wyniki pomiarów zanieczyszczenia atmosfery w Warszawie w styczniu i lutym 1962*. „Prace i Studia IG UW – Klimatologia”, z. 1, s. 60-69
- Wyszyńska H, Kosiński K., Misiakowicz Z., 1968 *Metody sanitarnego badania powietrza atmosferycznego*. Wydawnictwa metodyczne Państwowego Zakładu Higieny, Warszawa, z.10

Wykaz prac z zakresu klimatu Warszawy opublikowanych w Zakładzie Klimatologii w latach 1961-1973

- Okołowicz W., 1961, *Przyczynek do znajomości klimatu Warszawy*, „Wiadomości Uzdrawiskowe”, R.VI, Nr 1/2.
- Okołowicz., 1961, *Wyniki niektórych obserwacji meteorologicznych podczas zaćmienia Słońca w dniu 15 lutego 1961*, Przegl. Geof., R.VI, z. 3
- Stopa M., 1962, *Wyniki pomiarów zanieczyszczenia atmosfery w Warszawie w miesiącu styczniu i lutym 1962*, Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z. 1
- Boryczka J., 1964, *Turbulencyjne rozprzestrzenianie się pyłów i innych zanieczyszczeń powietrza w różnych porach roku w zależności od charakteru podłoża, ze szczególnym uwzględnieniem warunków miejskich*, Przegl. Geof., R.IX, z. 2
- Boryczka J., 1964, *Kształtowanie się niektórych elementów meteorologicznych zależnie od pionowej turbulencyjnej wymiany ciepła*, Przegl. Geograf., t. XXXVI, z.1
- Boryczka J., 1964, *Zależność klimatycznego wskaźnika turbulencyjnego od wysokości przy różnym stopniu zachmurzenia*, Przegl. Geof., R.IX, z.3-4
- Boryczka J., 1964, *Próba wyznaczenia klimatycznego wskaźnika turbulencyjności na podstawie temperatur ekstremalnych w przyziemnych warstwach atmosfery*, Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z.1
- Kossowska U., 1964, *Klimat Warszawy w świetle dotychczasowych badań*. Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z.1
- Martyn D., 1964, *Wyniki pomiarów natężenia oświetlenia w Warszawie (1-111 1962 r.)*, Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z.1
- Boryczka J., 1966, *Próba klasyfikacji warunków miejskich dla celów klimatologicznych*, Przegl. Geograf., t. XXXVIII, z.1
- Boryczka J., 1967, *Pattern of certain meteorological elements depending on vertical turbulent exchange of heat*, The Scientific Publications Foreign Cooperation Center of the Central Institute for Scientific, Technical and Economic Information
- Kaczorowska Z., 1967, *Opady Wielkiej Warszawy i jej okolic w okresie 1956-1960*, Przegl. Geof., R.XII z.3-4

- Okołowicz W., Boryczka J., 1967, Turbulent diffusion of dusts and other air contaminants in different seasons in relation to the character of the ground, especially under urban conditions, The Scientific Publications Foreign Cooperation Center of the Central Institute for Scientific, Technical and Economic Information
- Boryczka J., 1970, *Pionowa transformacja pary wodnej w warunkach miejskich*, Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z.4
- Boryczka J., 1970, *Zmiany roczne w turbulencyjnym ruchu powietrza*, Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z.5
- Kopacz M., 1970, *Ocena warunków klimatoterapii w uzdrowisku na przykładzie Otwocka*, Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z.5
- Kossowska U., 1970, *Warunki klimatyczne obszaru metropolitalnego Wielkiej Warszawy*, Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z.4
- Nowacka M., 1970, *Wpływ wiatru na kształtowanie się temperatur ekstremalnych (na podstawie stacji Warszawa-Okęcie za okres 1956-1960)*, Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z.5
- Kossowska U., 1972, *Osobliwości klimatu wielkomiejskiego na przykładzie Warszawy*, Dokumentacja Geograficzna IG PAN, z.6.
- Boryczka J., 1973, *Turbulencyjna transformacja pyłu i gazów w atmosferze ziemskiej i jej zależność od parametrów klimatologicznych*, Prace i Studia IG UW, z.11, seria Klimatologia, z.6
- Kopacz M., Kossowska U., 1973, *Warunki biometeorologiczne w mieście w miesiącach letnich (na przykładzie Warszawy)*, Problemy Uzdrawiskowe, z.6/72
- Kossowska U., 1973, *Osobliwości klimatu wielkomiejskiego na przykładzie Warszawy*, Prace i Studia IG UW z.12, seria Klimatologia, z.7
- Kossowska U., 1973, *Przebieg roczny temperatury powietrza w Warszawie w różnych okresach obserwacyjnych*, Prace i Studia IG UW z.12, seria Klimatologia, z.7
- Sikorska M., 1973, *Próba porównania warunków klimatycznych Warszawy i okolic podmiejskich metodą kompleksową*, Prace i Studia IG UW z.12, seria Klimatologia, z.7.
- Stopa-Boryczka M., Czechowicz B., Kossowska U., Ostaszewska E., 1973, *Charakterystyka i ocena środowiska przyrodniczego i jego zmian na obszarze zurbanizowanym WZM pod względem warunków zdrowotnych*, Prace i Materiały Techniczno-Ekonomicznej Rady Naukowej przy Prezydium Stołecznej Rady Narodowej, Warszawa.

W pracy pt. *Wpływ warunków pogodowych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza na terenie Warszawy* wykonanej pod kierunkiem W. Okołowicza i Z. Kaczorowskiej, na zamówienie Biura Studiów i Projektów Inżynierii Miejskiej w Warszawie (1970) udział wzięli:

Prof. dr W. Okołowicz.....	<i>W. Okołowicz</i>
Doc. dr hab. Z. Kaczorowska.....	<i>Z. Kaczorowska</i>
Dr M. Stopa-Boryczka.....	<i>M. Stopa-Boryczka</i>
Dr J. Boryczka.....	<i>J. Boryczka</i>
Mgr J. Bednarek.....	<i>J. Bednarek</i>
Mgr M. Gniadek.....	<i>M. Gniadek</i>
Mgr M. Kepszc.....	<i>M. Kepszc</i>
Mgr U. Kossowska.....	<i>U. Kossowska</i>
Mgr W. Lenart.....	<i>W. Lenart</i>
Mgr A. Maliszewski.....	<i>A. Maliszewski</i>
Mgr D. Martyn.....	<i>D. Martyn</i>
Mgr K. Olszewski.....	<i>K. Olszewski</i>
Mgr I. Pożko-Bednarek.....	<i>I. Pożko-Bednarek</i>
Mgr G. Przybylska.....	<i>G. Przybylska</i>

IV. THE AEROSANITARY CONDITIONS IN THE TOWNS OF POLAND

Bożena KICIŃSKA

The aerosanitary conditions over the territory of Poland are determined by the location of the main emitters of atmospheric pollution (industrial plant and power station stacks, etc.). The spread of dusts and gaseous substances, emitted by these sources is conditioned by the frequency of the dominating wind directions, depending upon the location of the centres of cyclones and anticyclones over Europe.

The spatial distribution of the concentration of SO₂ in Poland was described on the basis of the daily results of measurements from 54 air pollution monitoring stations, taken in the years 1993-1997, the stations being primarily located in towns (Fig. 1).

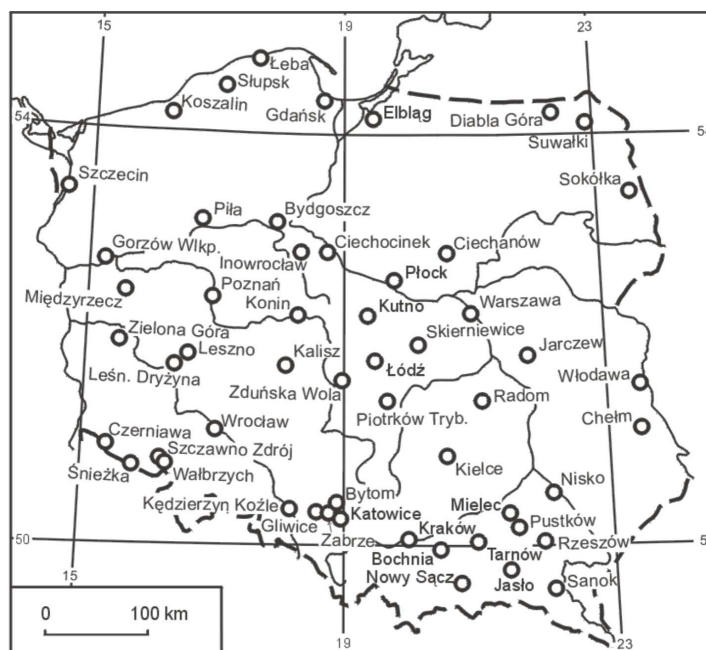


Fig. 1. Location of the measurement stations

These data originate from the basic network of air pollution monitoring, which is supervised by the Institute of Environmental Protection. The content of sulphur dioxide in the air is determined mainly with the colorimetric method with p-rozanilin.

Atmospheric circulation, conditioning the distribution of SO₂ in Poland, is described by the directions of advection of air masses and the kinds of atmospheric pressure configurations in the years 1993-1997. They were determined on the basis of analysis of the daily synoptic maps (taken at four time points) of the Institute of Meteorology and Water Management (Kicińska, 2000).

Emission of sulphur dioxide in the years 1993-1997 featured small variability: 2.7 million tons in 1993 and 2.4 million tons in 1996. During this period locations of the main SO₂ emission sources in Poland, the power plants and the heat-and-power stations, were also constant (Fig. 2). The slight downward trend in the emissions of the sulphur compounds to the atmosphere was at that time observed across the entire Europe.

The dependencies of the sulphur dioxide concentrations in Poland upon the directions of inflow of the air masses and the nature of the pressure configurations were identified with the statistical methods. The correlation ratios were calculated: e

$$e_{xy} = \left(\frac{s_{xj}^2}{s_x^2} \right)^{0.5}$$

in which s_x^2 is the total variance of sulphur dioxide concentration, and s_{xj}^2 is the variance of the mean conditional concentrations of sulphur dioxide for various directions of inflow of the air masses or for various kinds of pressure configurations.

The statistical significance of the correlation ratios (e_{xy}) was assessed with the Fisher-Snedecor test – the characteristic

$$F = \frac{e_{xy}^2 (n-s)}{(1-e_{xy}^2)(s-1)}$$

where n is the cardinality of the sample, s is the number of distinguished directions of air inflow, or of the pressure configurations.

The null hypothesis verified stated that there is no correlation dependence of SO₂ upon the factors considered.

On the basis of theoretical probability density distributions (cumulative distribution functions) the probability was determined, with which the daily means of sulphur dioxide concentrations can exceed the *a priori* adopted threshold values and the legally defined norms.

For this purpose the theoretical distributions were fitted to the empirical data concerning sulphur dioxide concentrations in selected localities, these distributions being:

$$\text{gamma: } f(x) = \frac{1}{\Gamma(\lambda)} x^{\lambda-1} e^{-x}$$

$$\text{log-normal: } f(x) = \frac{1}{x\delta(2\pi)^{0.5}} \exp\left(-\frac{[Y-E(y)]^2}{2\delta^2}\right)$$

$$\text{exponential: } f(x) = \lambda e^{-\lambda x},$$

where: Γ is the gamma function, $E(y)$ is the expected value of the variable $Y = \ln x$, δ is the standard deviation, and λ is the function parameter

The fit was evaluated with the values of the χ^2 and the Kolmogorov-Smirnov test values.

At selected measurement stations the similarity of individual directions of advection of the air masses was determined with respect to the features considered concerning pollution of the air with sulphur dioxide. These features were: average daily concentrations of SO₂, the 0.50 and 0.95 percentiles of the average daily concentrations of SO₂, the average and the very high increases and decreases of SO₂ concentrations from day to day for definite directions of air inflow.

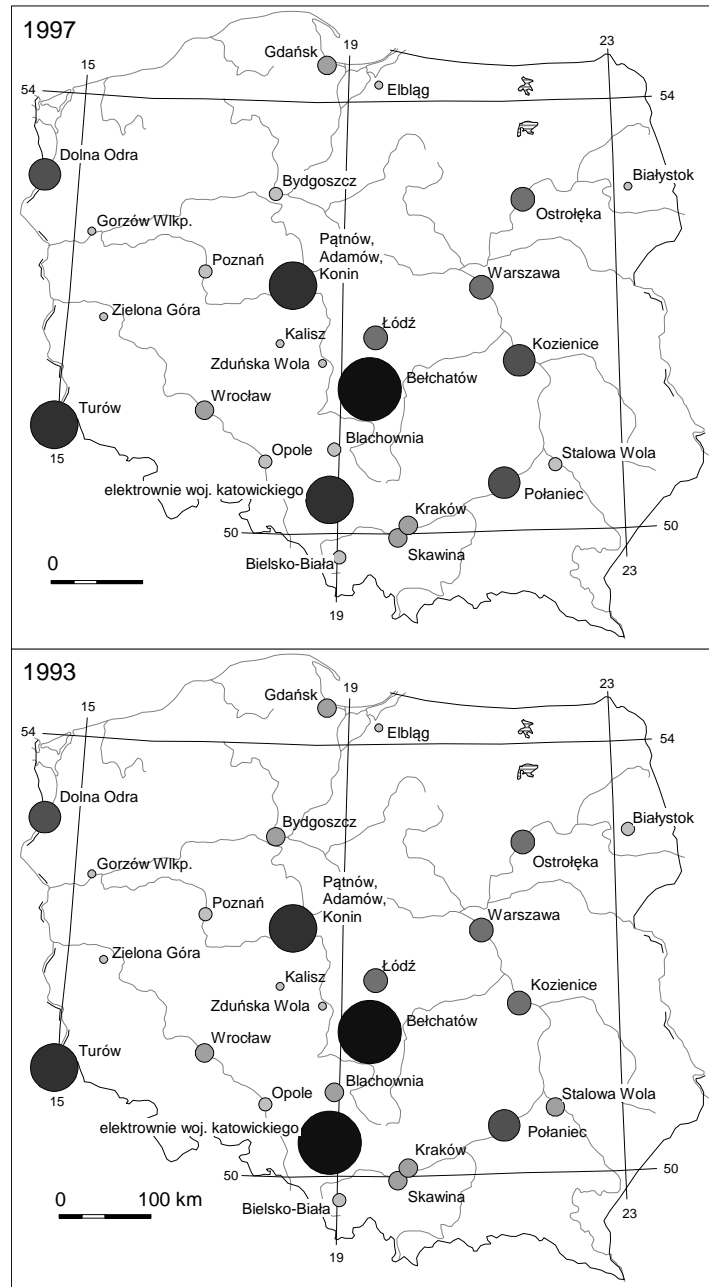


Fig. 2. Emission of sulphur dioxide from the power generation and co-generation plants in Poland in the years 1993 and 1997

Data source: *Emitor 1993, 1997, Emisja zanieczyszczeń środowiska w elektrowniach i elektrociepłowniach zawodowych* (Emitter 1993, 1997. Emission of environmental pollution from the commercial power plants and co-generation plants; in Polish). Centrum Informatyki Energetyki, Zakład Energochemii, Warszawa 1994, Agencja Rynku Energii SA, Warszawa 1998.

Cluster analysis was applied in the form of the Ward's agglomerative scheme, in which clusters are formed so as to minimise the sums of squares of distances for the consecutive aggregations. The similarities were measured through the multidimensional Euclidean distances:

$$D = \left(\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2 \right)^{0.5}$$

where: x_i is the value of feature i at point x , and y_i is the value of feature i at point y .

Spatial distribution of sulphur dioxide concentration in Poland

Poland is among the countries of Europe characterised by the highest air pollution with the sulphur compounds. According to the data of the European Environmental Monitoring Program the annual average concentration in 1994, measured by the quantity of S in SO₂, ranged on the rural areas of Europe between less than 1 and more than 10 µg/m³, while in Poland – between approximately 5 and more than 10 µg/m³. The high air pollution in Poland with sulphur dioxide is the effect of large own emission of this gas, location in the neighbourhood of the industrialised regions of Europe, and the meteorological conditions, conducive to high concentrations of pollutants in the air.

The seasonal variability of the mean daily concentration of sulphur dioxide in Poland was observed, with the maximum in winter months and the minimum in summer months (Table 1, Fig. 3).

Table 1. Average daily sulphur dioxide concentrations in particular seasons of the year and half-years (in µg/m³)

Station	Average daily concentration	Seasons of the year				Half-years	
		Spring	Summer	Autumn	Winter	Cold	Warm
Bytom	75.0	61.8	33.4	64.0	145.2	111.6	39.1
Kielce	14.8	12.2	3.2	10.6	33.9	25.3	4.5
Łeba	5.4	5.0	3.0	4.3	9.5	7.7	3.2
Suwałki	2.9	1.9	0.7	1.8	7.2	5.0	0.8
Warsaw	20.4	19.8	9.0	22.2	30.7	16.5	11.0

The highest concentrations of sulphur dioxide over the entire year were observed in Upper Silesia (in Bytom: in the cold half-year – 111.6 µg/m³, and in the warm half-year – 39.1 µg/m³). On the other hand, the least polluted with sulphur dioxide is the air of the northern part of Poland. In this part of the country even in the cold half-year the average daily concentration of sulphur dioxide is below 10 µg/m³ (in Suwałki only 5.0 µg/m³), and in the warm half-year it falls below 5.0 µg/m³ (in Suwałki: 0.8 µg/m³).

The annual cycle of concentration of sulphur dioxide in Poland is the effect of the seasonal changes of emissions of this gas, which is higher in winter than in summer in view of appearance of additional sources (small co-generation plants, local heating plants, family housing heating). The annual cycle of SO₂ concentration results also from the periodical variability of weather conditions. In the warm half-year the processes of transformation and removal of SO₂ from the atmosphere are more intensive than in the cold half-year (intensified photochemical conversion, larger reach of the layer of turbulent mixing, more abundant precipitation).

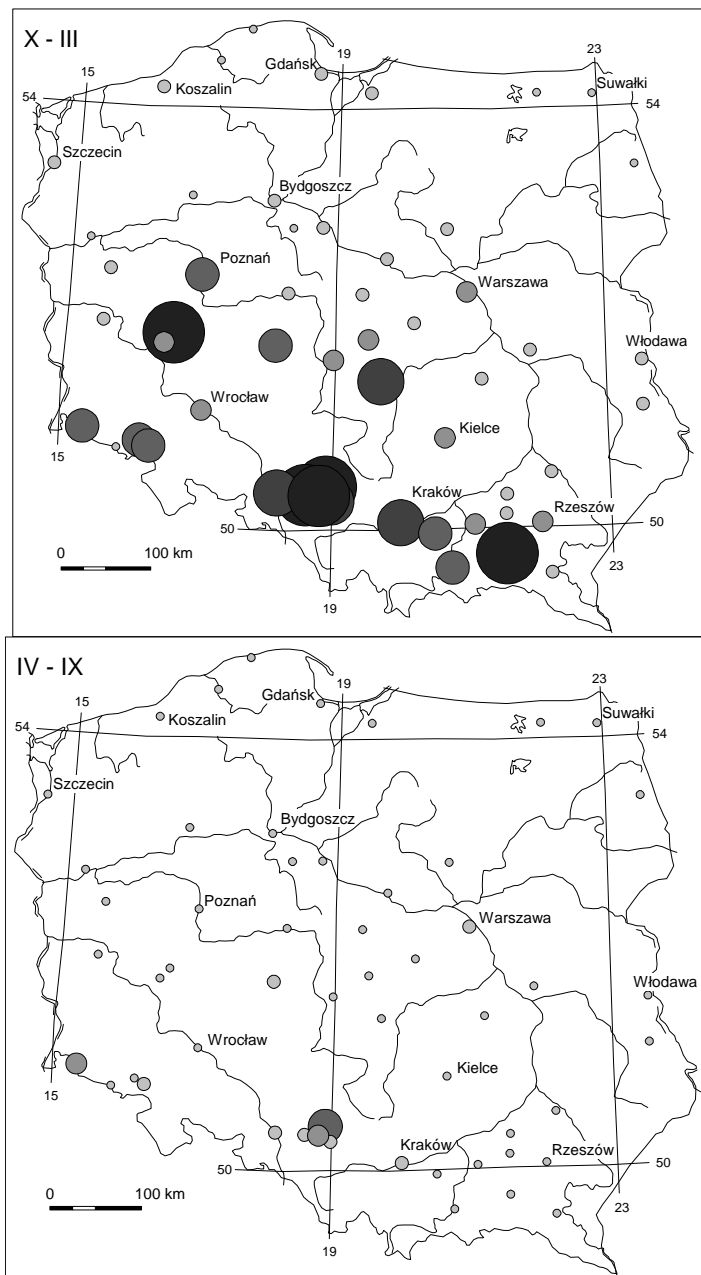


Fig. 3. Mean daily values of sulphur dioxide concentration in Poland in the cold half-year (October-March) and in the warm half-year (April-September) in the years 1993-1997. Map key – p. 56

The trends of the monthly average concentration of sulphur dioxide in the years 1993-1997, defined with the linear regression equations, are usually slightly decreasing, and are statistically significant at the level of 0.05.

The influence of atmospheric circulation on concentration of sulphur dioxide

The dependence of the average sulphur dioxide concentration upon the direction of inflow of the air masses is on the territory of Poland as a rule statistically significant. This dependence is the strongest in two regions: the seacoast and Upper Silesia. The correlation coefficients (r_{xy}) exceed there 0.30-0.40. The dependence of the sulphur dioxide concentration upon the direction of inflow of the air masses changes over the year and is spatially differentiated. It is first of all conditioned by the location of the measurement points with respect to the main emission sources, and by the seasonal variations of the velocity of transformation of sulphur dioxide.

The highest concentrations of SO₂ occur on the majority of Polish territory in the circumstances of inflow of the air masses from the south-eastern and eastern directions, especially in the cold half-year (Table 2, Fig. 4a). The worst aerosanitary conditions are then observed in Upper Silesia, where the average daily concentration of the SO₂ often exceeds 150 µg/m³. Under such synoptic conditions the towns of Upper Silesia are within the reach of direct influence of the large emission sources located in the eastern part of this area.

When air flows in from the south-eastern direction, then the northern part of Poland, as well, and particularly the sea-coast, are characterised by high concentrations of SO₂, in the cold half-year often exceeding the double of the average for this part of the year. Thus, for instance, in Szczecin, during advection of the air masses from this direction the concentrations of SO₂ were noted exceeding 50, and even 100 µg/m³. This would mean that the primary source of air pollution in this region is constituted by the industrial areas of the southern and central Poland.

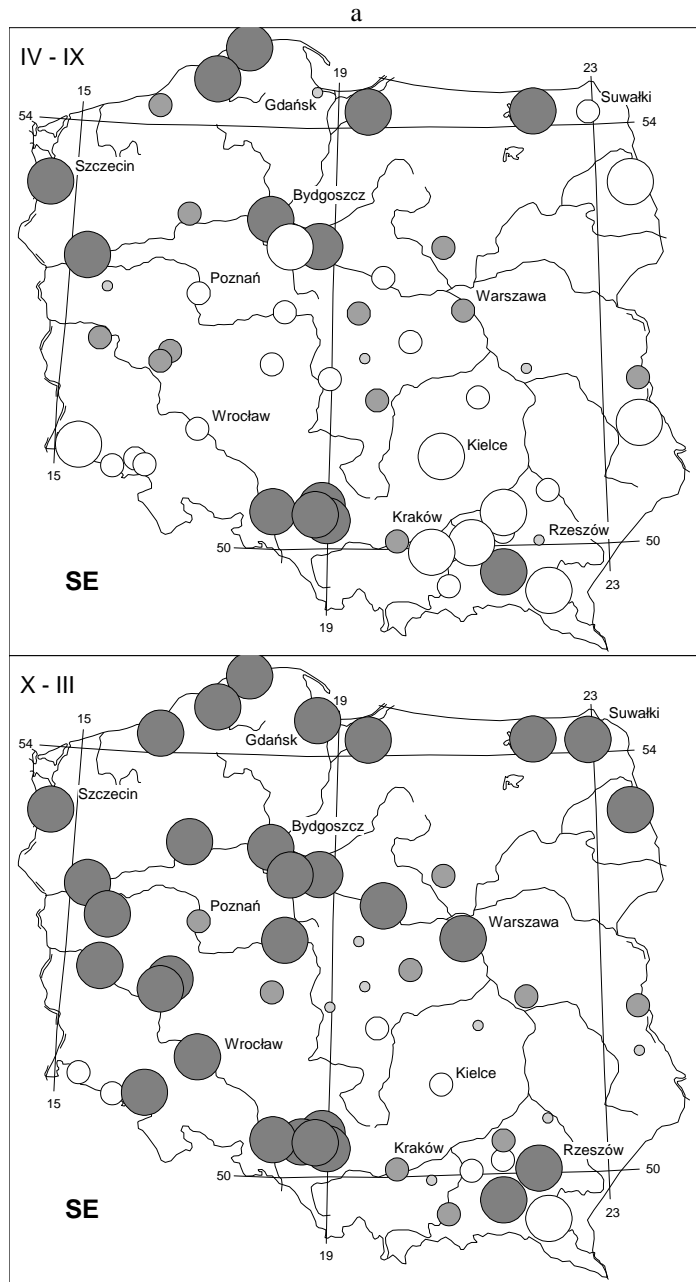


Fig. 4a, b, c. Mean daily values of sulphur dioxide concentration in Poland during the inflow of air masses from the South-East (SE), South-West (SW) and North-West (NW) in the cold and warm half-years (1993-1997).
Map key – p.56

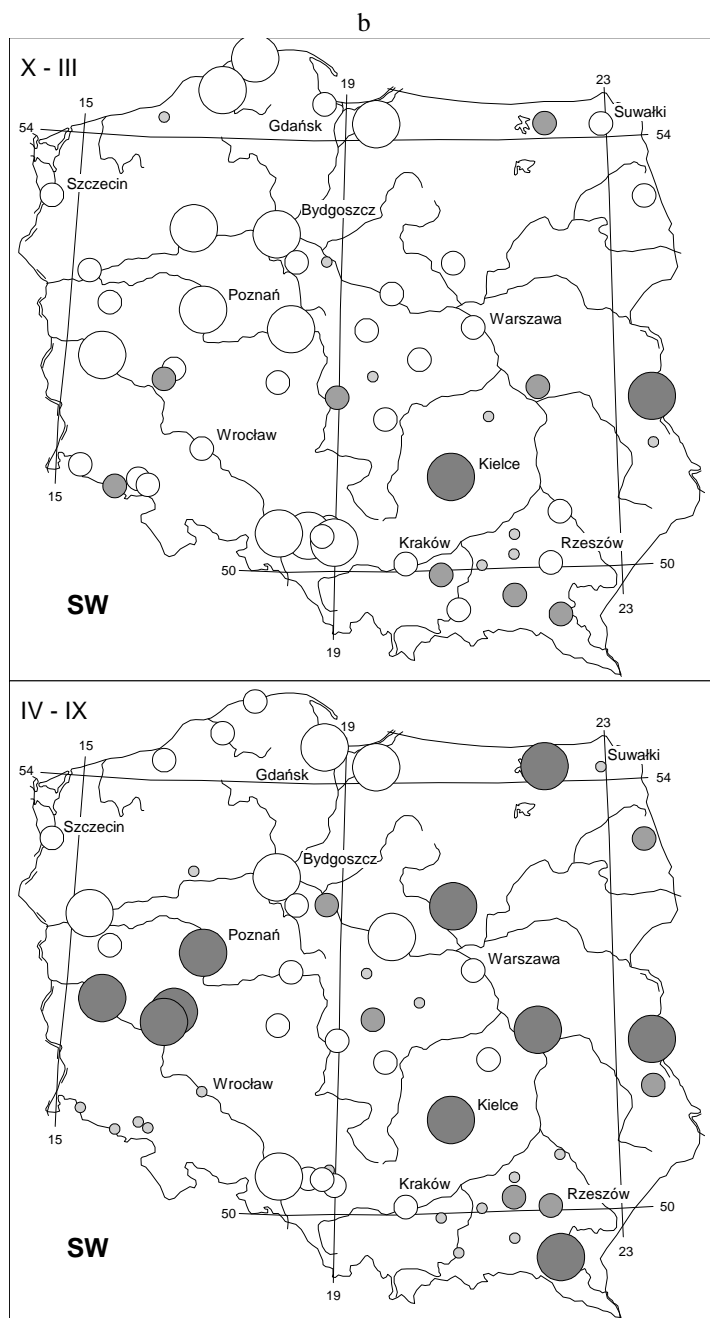


Fig. 4b.

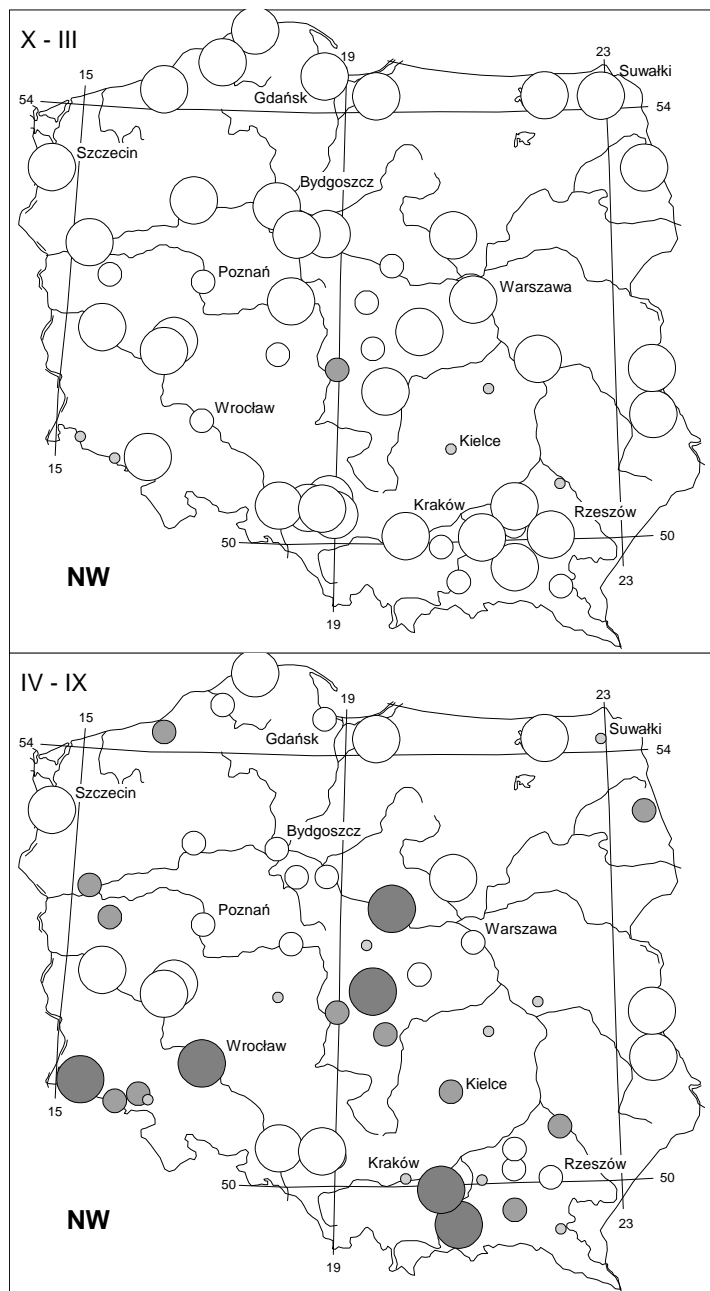


Fig. 4c.

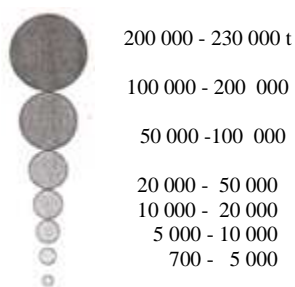


Fig. 2. Emission of sulphur dioxide from Power generation and co-generation plants in Poland in 1993 and 1997

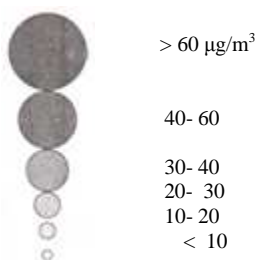


Fig. 3. Mean daily values of sulphur dioxide concentrations in Poland in the cold (X - III) and warm (IV - IX) half-years in the period 1993-1997

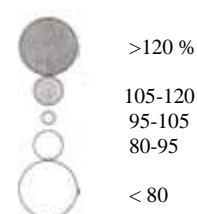


Fig. 4 a, b, c. Mean daily values of sulphur dioxide concentration in Poland during the advection of air masses from south-east (SE), south-west (SW) and north-west (NW) in the cold and warm half-years (1993-1997) % of the mean values of sulphur dioxide concentration in a given measurement point in the cold or warm half-year

Table 2. Average daily concentrations of sulphur dioxide in the cold half-year for different synoptic configurations at selected measurement points (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Station	Average daily concentration	Direction of inflow of the air masses								
		N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	Calm
Bytom	111.6	74.2	93.7	144.7	164.5	123.2	99.5	78.7	68.5	118.7
Kielce	25.3	15.1	11.5	19.7	21.8	26.3	31.0	34.1	25.7	21.9
Łeba	7.7	3.2	8.1	14.4	16.6	11.6	5.4	3.2	3.0	6.7
Suwałki	5.0	1.6	4.0	5.2	8.6	6.2	4.3	3.1	3.5	5.0
Warsaw	29.2	19.8	29.2	31.1	45.4	41.6	25.3	20.3	17.4	28.9

The situation is somewhat different in the southern part of Poland (except for the area of Upper Silesia), especially in the warm half-year (Fig. 4b). The highest concentration of SO_2 is observed here during the inflow of the air masses from the South-West and West. This is most probably caused by the “import” of sulphur dioxide emitted mainly in Germany and Czechia.

Over the entire year the most advantageous aerosanitary conditions exist in the whole of Poland when air flows in from the North and North-West (Fig. 4c). During the advection of these purest air masses in the warm half-year, the average daily concentration of SO₂ is in the North of Poland lower than 5 µg/m³ (falling in Suwałki down to the mere 0.8 µg/m³).

On the other hand, the influence of the atmospheric pressure configurations, cyclones and anticyclones, on the average daily sulphur dioxide concentrations is weaker. In the cold half-year the development of the anticyclone configuration is very disadvantageous, since they bring about the increase of SO₂ concentration even by 50%. During the high pressure weather the conditions for transport of air pollution are worse (lesser convection and turbulence). During the cold half-year the low pressure weather is much more advantageous, during which the average daily concentration of SO₂ is lower by 20-40% than the overall average. The negative influence of the anticyclone configurations gets weaker in the warm half-year.

Probability distributions of sulphur dioxide concentrations for various directions of air inflow

In order to present the changes in the risk of appearance of high concentrations of sulphur dioxide taking place along with the changes in the directions of inflow of the air masses, the theoretical probability density functions were determined, which approximate the concentration of sulphur dioxide for various synoptic situations. The empirical data were described with the use of the gamma, log-normal and exponential distributions. The measures of fit were constituted by the values of the χ^2 and the Kolmogorov-Smirnov tests at the significance level of 0.05.

It was concluded that in the case of measurement stations characterised by high air pollution with sulphur dioxide and the directions of air inflow conducive to high concentrations of SO₂, the empirical data are best described with the gamma distribution. The histograms of SO₂ concentrations for the directions of advection of the air masses featuring low pollution are described better by the exponential distribution. The log-normal distribution turned out to be most universal, as it most often describes in the best manner the histograms of sulphur dioxide concentrations.

The cumulative distributions of the selected density functions can serve to determine the highest values of SO₂ concentrations that can be expected under the particular directions of inflow of the air masses. They are usually highly differentiated. And so, for instance, in Warsaw (at the western border of the city) the average daily concentration of SO₂, which would not get exceeded with probability of 98%, is equal, for the inflow of the air masses from the North-West, to 44 µg/m³, while for the inflow of the air masses from the South – 117 µg/m³ (Fig. 5). The analogous values of SO₂ concentrations in Bytom amount to 74 µg/m³ (inflow of the air masses from the North-West) and 288 µg/m³ (inflow from the South-East).

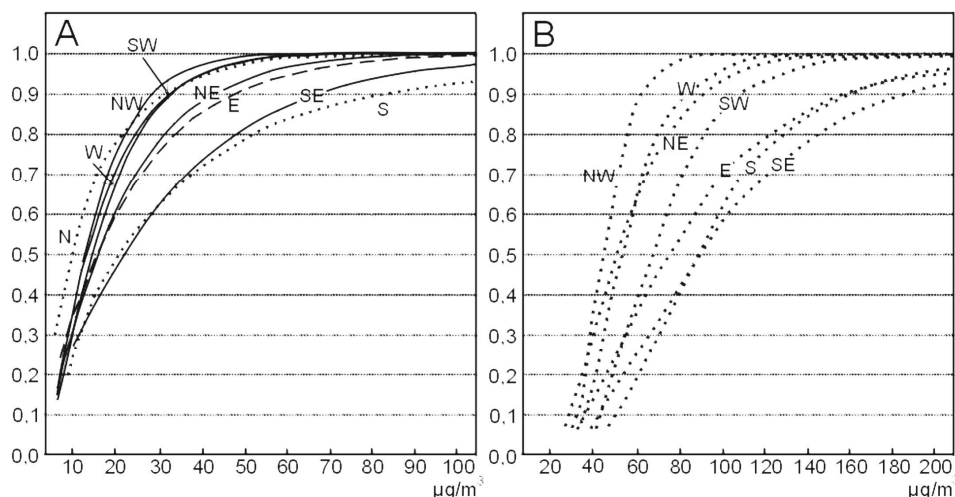


Fig. 5. Curves of the theoretical cumulative distribution functions of the log-normal (dotted line), gamma (solid line), and exponential (broken line) probability distributions of the average daily sulphur dioxide concentrations for different directions of the inflow of air masses in Warsaw (A) and Bytom (B).

Of essential practical significance is the fact that the theoretical cumulative distributions of the particular density functions make it possible to determine the probabilities of exceeding the daily average concentration values, which are admissible according to the legally adopted standards: in the years 1993-1997 – $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ on the protected areas and $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ on the specially protected areas (since 1998 – $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ on the protected areas). The probabilities of exceeding these values were determined for various synoptic situations at all these stations, where systematic violation of the standards has been observed. At all the points considered the risk of appearance of such a high concentration of SO_2 appears only for definite directions of air inflow (Table 3). Thus, for instance, in Bytom, the probability of exceeding the norm of $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in the situation of inflow of the air masses from the South-East is as high as 7.5%, while in the cases of the inflow of the air masses from the West or the North-West there is no risk whatsoever of appearance of the so high SO_2 concentration. In Warsaw, the probability of occurrence of such a high sulphur dioxide concentration appears uniquely for the advection of the air masses from the directions ranging between the southern (2.0%) and the south-eastern (0.1%).

Table 3. Probability values for the daily average sulphur dioxide concentration exceeding $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for different directions of the inflow of air masses, X – lack of estimate

Station	Direction of inflow of the air masses							
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
Bytom	X	0.1	4.2	7.5	3.1	0.1	0.0	0.0
Katowice	X	0.2	2.8	2.2	0.3	0.0	0.0	X
Warsaw	0.0	0.0	0.0	0.1	2.0	0.0	0.0	0.0

The differentiation of the probabilities of appearance of definite sulphur dioxide concentration values for various kinds of pressure configurations is much smaller. It is interesting to note that in the majority of cases both the small and the very high values of concentration of sulphur dioxide are more probable under the anticyclone configurations than under the cyclones.

The synchronous fluctuations of air pollution concentration in Poland

The analysis of the day-to-day variability of the sulphur dioxide concentrations allowed for concluding that the area of Poland is highly differentiated with this respect. Thus, in the northern part of the country very small day-to-day concentration changes dominate (at the order of $\pm 1-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), and the cases of changes exceeding $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ are incidental. In southern Poland, on the other hand, large variations of the SO_2 concentrations ($\pm 20-50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) are frequent, and in the extreme cases the increases or decreases of concentration exceeding during a day $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ may take place.

The jump-like increases of the sulphur dioxide concentrations occur on the majority of the Polish territory especially frequently on the days with advection of the air masses from the South-East and East (both on the first day, and on the consecutive days of the inflow of the air masses from these directions). The situations without inflow are also conducive to significant increases of the sulphur dioxide concentrations.

The particular directions of the inflow of air masses are much less diversified with respect to the frequency of important day-to-day drops of SO_2 concentrations.

The inflow of the purest – in Polish conditions – air masses from the northern sector leads to minimisation and significant uniformity of the SO_2 concentrations over the entire area of the country. This is demonstrated by the values of the correlation coefficients linking the described changes in various measurement points, which in case of many points, even quite far one from another, exceed 0.50-0.60. On the other hand, the inflow of the air masses from the South and South-East, as well as no advection situations, lead to the most pronounced differentiation among the particular regions.

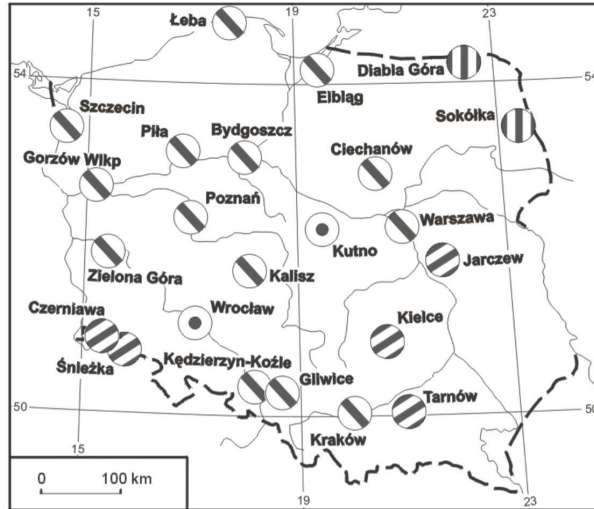
The similarity of the states of air pollution with sulphur dioxide in particular regions of Poland for various directions of air inflow

The state of pollution of the air in Poland was represented by the average, low (0.50 percentile) and very high (0.95 percentile) concentrations, the average day-to-day increases and decreases of concentration, the very high day-to-day decreases (0.05 percentile) and very high increases (0.95 percentile) of concentration for definite directions of air inflow.

On the basis of the information matrix (Euclidean distances in the multidimensional space) the directions were determined, with the use of Ward's clustering algorithm, for which the aerosanitary state in a given measurement point is similar. The comparison of the dendrograms of hierarchical grouping procedure from various measurement points allowed for the demonstration of a distinct differentiation of the area of Poland with respect to the similarity or dissimilarity of aerosanitary state for individual directions of advection of the air masses.

Generally, we can distinguish in Poland the areas, on which we are able of contrasting (since they bring about different aerosanitary conditions) the following sectors of advection of the air masses (Fig. 6):

- the north-western (advantageous) and the south-eastern (disadvantageous),
- the northern (advantageous) and the southern (disadvantageous),
- the north-eastern (advantageous) and the south-western (disadvantageous).



Stations, at which the following sectors display the biggest dissimilarity:





-  north-western (advantageous) and south-eastern (disadvantageous)
-  northern (advantageous) and southern (disadvantageous)
-  north-eastern (advantageous) and south-western (disadvantageous)
-  Stations without a distinct pattern of similarities between individual directions of the air masses inflow

Fig. 6. Directions of air inflow, for which air pollution with sulphur dioxide takes maximally different values

The first of the areas thus distinguished encompasses the north-western, central, and partly southern Poland. The aerosanitary conditions, which exist here during the inflow of the air masses from the south-eastern sector differ from the typical ones on the days with advection from the north-western sector with respect to all the features considered. This difference is most pronounced at the seaside. In this case the south-eastern sector (inflow of the air from the inland) and the north-western sector (inflow of the air from the sea) differ by the maximum degree of dissimilarity among all the measurements points considered in the study. The difference between the aerosanitary conditions existing under the advection of the air masses from these sectors decreases farther inland, due to bigger dispersion of the sources of SO₂ emissions.

The eastern and the southern parts of the country display with this respect a definite separate character. In the North-East the opposed sectors, in terms of aerosanitary condi-

tions, are the northern and the southern ones, while in the south-western Poland and on the area located to the East and North-East of Upper Silesia and Cracow these directions are the south-western and the north-eastern ones.

The analysis carried out made it possible to formulate the following most important generalised conclusions:

- atmospheric circulation essentially influences the degree of air pollution in Poland with sulphur dioxide, the role of the direction of inflow of the air masses being much stronger than the role of the nature of the air pressure configuration;
- the dependence of air pollution with sulphur dioxide upon the direction of inflow of the air masses is most pronounced in Upper Silesia and at the sea-coast, while dependence upon the nature of the pressure configuration – in Upper Silesia;
- in the northern part of Poland and in Upper Silesia the inflow of the air masses from the south-eastern sector is conducive to the high concentration of sulphur dioxide, while the inflow of the air masses from the North-West is conducive to the low concentration; in the south-western and south-eastern parts of the country the negative role of advection of the air masses from the South-West and West increases, along with the positive role of advection of the air masses from the North-East;
- the average and the maximum values of sulphur dioxide concentrations may in conditions of the air masses inflow from the directions conducive to bad aerosanitary conditions be even up to several times higher than in the situations of advection from the directions, for which the aerosanitary conditions are the best.

The evaluation of the aerosanitary state of Poland, and of its association with the circulation conditions, are of high practical importance. Consideration of data from numerous measurement points and the indication of the spatial regularities of the system of interrelations here presented allow for a definite broadening of results, so as to encompass the areas, on which air pollution monitoring is not conducted. These results may also serve for the forecasting of the aerosanitary state in particular regions under various synoptic situations.

References

Kicińska B., 1999, Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w powietrzu w Polsce (The influence of atmospheric circulation on the contents of sulphur dioxide in the air in Poland), manuscript of doctoral dissertation (promotor Maria Stopa-Boryczka).

* Stopa-Boryczka M. (editor), 2003, *Studies on the climate of Warsaw*, Warsaw University Faculty of Geography and Regional Studies, Warsaw (przedruk)

V. THE ACIDITY OF PRECIPITATION IN WARSAW

Krzysztof OLSZEWSKI

Acid rains are a disadvantageous atmospheric phenomenon of the last few decades. They are mainly brought about by the emissions of the sulphur and nitrogen compounds to the atmosphere. The investigations demonstrated that within 2-4 hours after these gases had been emitted, only approximately 30% of them settles on the surface of the Earth – the rest being transported away from the emission area and participates in the so-called wet deposition, having entered in chemical reactions with water vapour and water contained in the atmosphere (Mészáros, 1981). It is generally accepted that the limit of the “normal” precipitation is $\text{pH} = 5.6$, so that when the pH value is lower – the precipitation is considered acid.

The natural source of the acidifying gases is constituted by the volcanic eruptions, sea aerosols and the rotting plants, as well as sea plankton. People, on the other hand, make an input into the atmosphere in terms of these gases primarily through combustion of fossil fuels.

Acid precipitation brings about significant destruction in the environment not only within the areas featuring high concentrations of sulphur and nitrogen compounds. Atmospheric circulation transports these compounds over large distances away from the emission sources, where they are deposited in the form of acid precipitation, acidifying soils and water, destroying organic life, structures, metal constructions, artworks, etc. Hence, this is not just a local problem of a given country. The available historical data, concerning the pH values of precipitation, indicate that since the beginning of the “industrial revolution” the acidity of precipitation in Europe and in Northern America increased by two orders of magnitude (Pawlick, 1984). Nowadays, in Poland, similarly as in general in Central Europe, the pH of precipitation fluctuates around 4.5, that is – it is at least ten times more acid than the normal precipitation (*L'évaluation de la pollution...*, 1991).

The present report makes use of the data on precipitation and its pH in Warsaw from the years 1993-1995, made available by the Institute of Meteorology and Water Management. The types of atmospheric circulation according to Lityński (1969) were put together for the same period.

Annual changes of the pH of precipitation

The average acidity of precipitation during the period considered was $\text{pH} = 4.8$, meaning that the precipitation was effectively acid. The actual values ranged from $\text{pH} = 3.5$ (15 January 1995) to $\text{pH} = 7.6$ (23 October 1993). A clear annual cycle was visible (Fig. 1), with the lowest pH values in the cool part of the year, and the highest in the warm part of the year. The association with the emissions of sulphur dioxide is here obvious. These emissions, namely, increase in the heating season. That is why the monthly averages of pH are the lowest from December to March (Fig. 2), when they oscillate between 4.5 and 4.7. The least acid precipitation is observed from May to November, when the average pH values do not fall below 4.9, although it still does not attain the limit of the neutral precipitation ($\text{pH} = 5.6$). Hence, during the entire year the average values of pH correspond to the acid precipitation. In terms of the days of the year acid precipitation takes place on

83% of all the days with precipitation. Most frequently (close to 65% of days with precipitation) the value of pH ranged between 4.1 and 5.0 (Fig. 3). On only 17% of days precipitation was not acid.

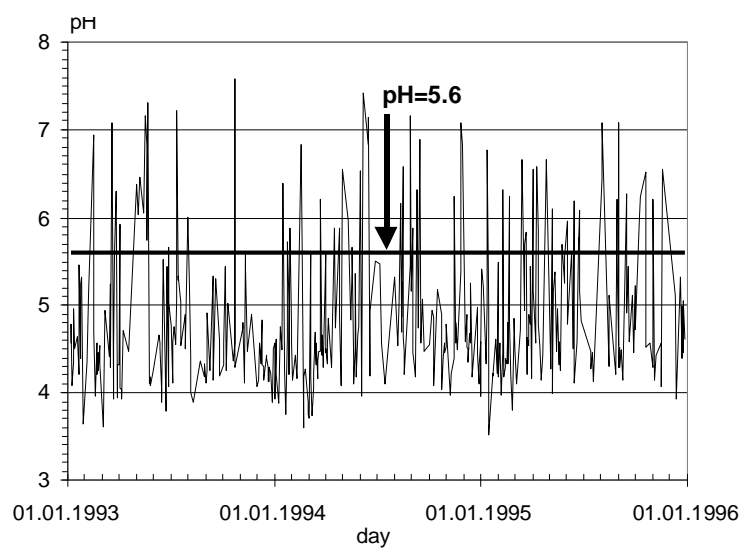


Fig. 1. Daily changes of the pH of precipitation in Warsaw, 1993-1995

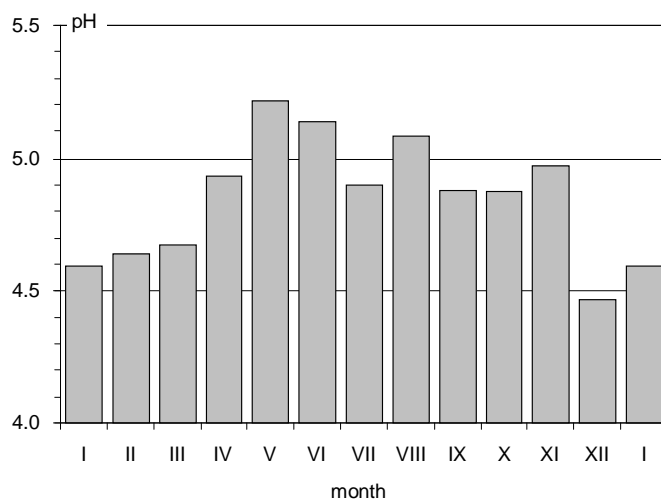


Fig. 2. Annual changes of the pH of precipitation in Warsaw, 1993-1995

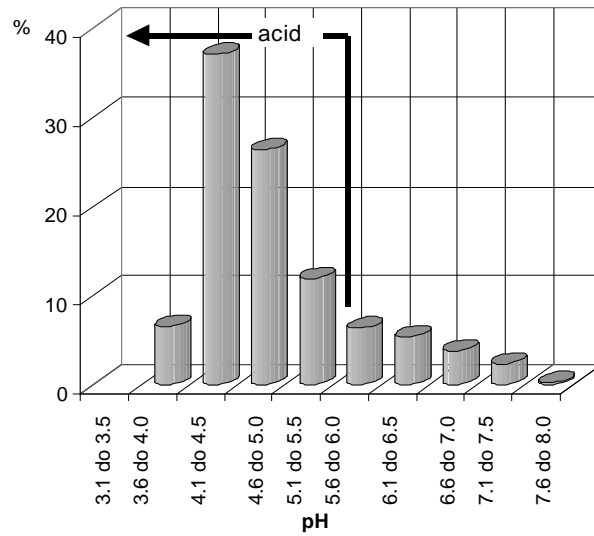


Fig. 3. Frequency (%) of appearance of the particular values of pH in Warsaw, 1993-1995

As mentioned, one of the causes of acid rains is constituted by the transport of pollutants, taking place by the intermediary of atmospheric circulation. Hence, the interrelation was analysed between the acidity of precipitation and the circulation type. The latter was considered against two aspects – the direction of circulation and the pressure system.

The acidity of precipitation and the direction of circulation

The analysis of the average values of pH as depending upon the direction of circulation demonstrated that acid rains are being brought over the area of central Poland from all the directions. The mean value of pH for each of the circulation directions is lower than 5.6 (Fig. 4).

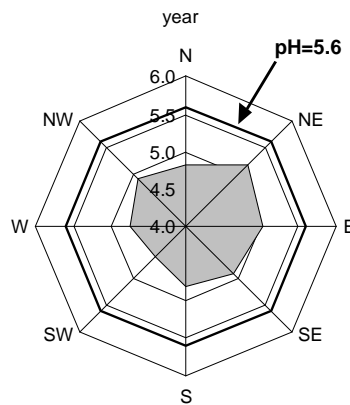


Fig. 4. Annual means of the pH of precipitation for particular circulation directions in Warsaw, 1993-1995

Yet, it can be observed that the most acid precipitation, $\text{pH} < 5.0$, comes from the western sector (from S through W to N). The circulation from the eastern sector (between NE and SE) brings in less acid precipitation ($5.0 < \text{pH} < 5.6$), although this precipitation is still not neutral. The inflow of acid precipitation from the western sector corresponds to the distribution of sulphur dioxide pollution in Poland and in Europe. The frequency of inflow of acid precipitation was the highest in the period analysed. These directions of circulation occurred on more than 75% of days.

A more pronounced differentiation of the pH values in dependence upon the direction of circulation is observed in particular seasons of the year (Fig. 5).

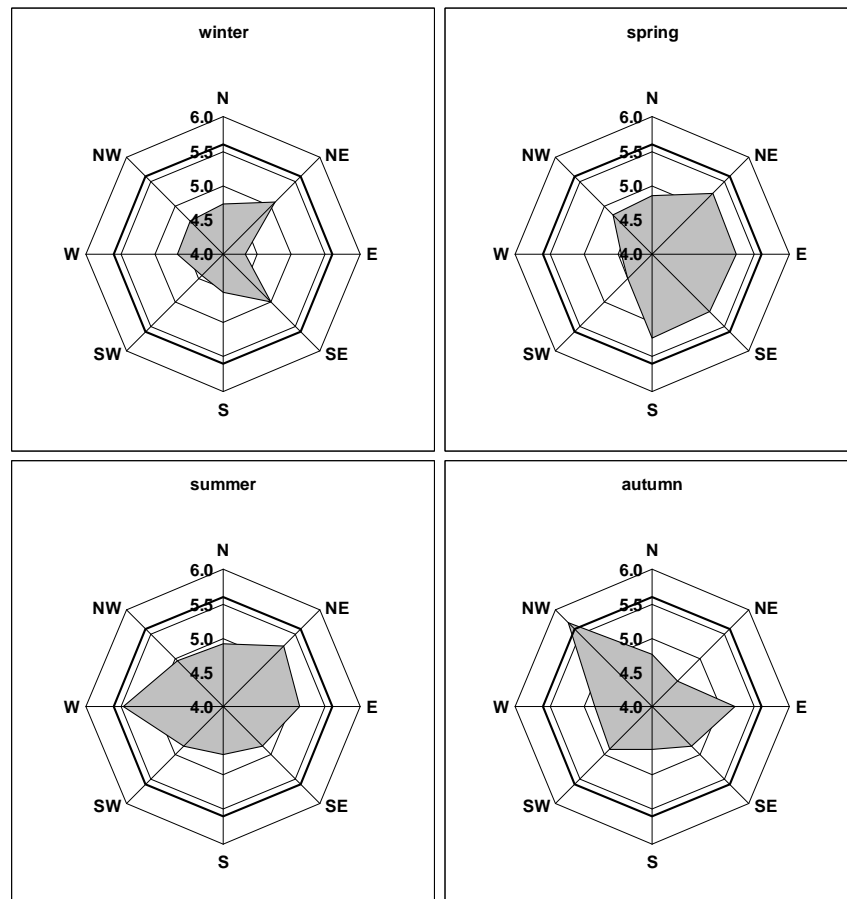


Fig. 5. Seasonal averages of the pH of precipitation for particular circulation directions in Warsaw, 1993-1995

Thus, in winter (December through February) the strongest acidification of precipitation is still observed – precipitation is always acid in this period ($\text{pH} < 5.6$). Strongly acid precipitation takes place for the inflow of the air from the south-western sector and from

the eastern one. The average values range then between 4.3 and 4.7. The improvement of the aerosanitary conditions in the warmer seasons of the year results also in the decreased acidity of precipitation. In spring (March-May) the less polluted precipitation is observed for the inflow of the air from the eastern sector (pH 5.2-5.4). Still, however, the inflow of the air from the south-western sector brings strongly acid precipitation (pH 4.4-4.8). In summer (June-August) precipitation is the least acid, while not attaining, though, the limit value between the acid and neutral precipitation (pH = 5.6). In comparison with the preceding seasons of the year the direction, from which the most acid precipitation arrives, changes. In this part of the year this is the southern sector (pH = 4.6-4.8). In the autumn (September-November) the more acid precipitation appears again.

The acidity of precipitation and the atmospheric pressure system

The type of air pressure system, similarly as the direction of circulation, causes a differentiation of the values of pH of precipitation (Fig. 6). The average acidity of precipitation, occurring under cyclonic circulation, is almost ten times as high as the one of the precipitation associated with the anticyclonic circulation. This fact may be related to the higher frequency of appearance, during the period analysed, of the precipitation brought from the south-western sector under the cyclonic circulation. At the same time, as mentioned before, the precipitation associated with this direction features lower values of pH, meaning higher acidity.

On the days with "null" circulation a similar acidity of precipitation is observed as in the case of the cyclonic circulation.

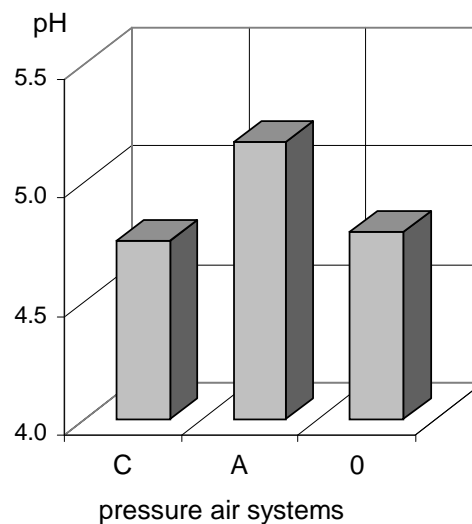


Fig. 6. Annual averages of the pH of precipitation for particular atmospheric pressure configurations in Warsaw, 1993-1995.

The acidity of precipitation and the type of atmospheric circulation

As indicated already before, atmospheric circulation is responsible for the cross-border transport of all kinds of atmospheric pollution. It is, therefore, also obvious that it is responsible, as well, for the development of acidity of precipitation. The type of circulation, which determines the direction of inflow of the air, and the atmospheric pressure system, in which it takes place, determines in an essential manner the degree of pollution of the atmospheric air on a given area. Hence, also the degree of acidity of precipitation in Warsaw is strongly associated with the type of atmospheric circulation (Table 1, Fig. 7). The most acid precipitation is observed for the cyclonic circulation types from the western sector (pH = 4.4-4.8). The less acid precipitation, with pH values close even to the neutral one, is associated with the anticyclonic circulation, especially for the inflow of the air from the south-eastern sector.

Table 1. Values of pH of precipitation for various types of atmospheric circulation. Warsaw, 1993-1995

Air pressure system	Circulation directions								Averages for pressure system
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	
C	4.8	5.1	4.8	4.8	4.7	4.6	4.4	4.8	4.8
A	5.2	5.1	5.5	5.4	5.2	4.5	5.3	5.1	5.2
0	4.6	5.2	5.0	4.8	4.6	4.5	4.7	4.9	4.8
Averages for directions	4.8	5.2	5.0	4.9	4.8	4.6	4.7	4.9	Overall average 4.8

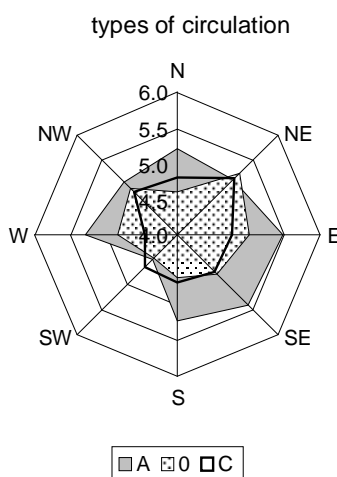


Fig. 7. Annual averages of the pH of precipitation for particular circulation types in Warsaw, 1993-1995

We have shown that atmospheric circulation significantly influences the acidity of precipitation in Warsaw. The results obtained are most probably representative for other areas of Poland, especially of Central Poland. A comparison of the acidity of precipitation

measured in Warsaw with that for other localities demonstrates that similar values (Table 2) and regularities (Olszewski, 2002) are observed.

Table 2. Average values of pH for precipitation in selected localities of Poland, 1993-1995 Sources: EMEP, Institute of Meteorology and Water Management, Institute of Environmental Protection

Locality	pH
Diabla Góra	4.6
Jarczew	4.6
Łeba	4.4
Śnieżka Mt.	4.3
Warsaw	4.8

References

- L'Évaluation de la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, 1991, Nations Unies, New York.
- Lityński J., 1969, Liczbowa klasyfikacja typów cyrkulacji i typów pogody dla Polski (Numerical classification of the types of atmospheric circulation and the types of weather for Poland; in Polish), Prace PIHM, 97, Warszawa.
- Mészáros E., 1981, Atmospheric Chemistry, Akadémiai Kiado, Budapest.
- Olszewski K., 2000, Dependence of acidity of precipitations upon atmospheric circulation, *Miscellanea Geographica*, vol. 9, Warszawa.
- Pawlick T., 1984, A Killing Rain – the Global Threat of Acid Precipitation, Douglas & McIntyre, Vancouver-Toronto.
- * Stopa-Boryczka M. (editor), 2003, *Studies on the climate of Warsaw*, Warsaw University Faculty of Geography and Regional Studies, Warsaw (przedruk)

VI. THE INFLUENCE OF AEROSANITARY AND BIOMETEOROLOGICAL CONDITIONS ON THE HEALTH AND MORTALITY OF THE INHABITANTS OF WARSAW

Magdalena KUCHCIK

The aim of study

The purpose of the study here reported was to determine the influence exerted by weather on the health status and mortality of inhabitants of Warsaw. This includes identification of the bio-meteorological and aerosanitary conditions representing high degree of hazard for the life of the urbanites, leading to the increase of mortality, caused primarily by the diseases of the vascular and respiratory systems.

Human health depends upon many factors, epidemiological, genetic, sociological, psychological, and environmental. The processes, which are taking place in the atmosphere, incessantly affect humans, and all kinds of extreme conditions, such as, for instance, especially high or low temperatures, high air pollution, very strong winds, etc., push human organism out of equilibrium. Yet, the environmental conditions alone are rarely the direct cause of sickness or death, primarily modifying the action of other hazard factors.

The materials and the methods of their elaboration

The study was based on the daily data, concerning weather conditions and air pollution in Warsaw in the period 1994-1995.

Thus, the study accounts for the daily measurements of concentrations of sulphur dioxide (SO₂), nitrogen oxides (NO, NO₂, NO_x), carbon monoxide (CO), ozone (O₃), as well as particulate matter (PM₁₀) concentration in the atmosphere. The measurements come from the Institute of Environmental Protection and represent downtown Warsaw.

The weather conditions (pressure systems, atmospheric fronts and air masses) were described on the basis of own analysis of the daily synoptic maps (at four main standard times – 00, 06, 12, 18 UTC), elaborated by the Institute of Meteorology and Water Management (IMGW) in Warsaw. In addition, meteorological data were accounted for, coming from the downtown weather station of the University of Warsaw, from the stations of the IMGW in the quarters of Bielany and Okęcie, as well as the aerological soundings from the upper-air station of IMGW in the town of Legionowo (the inversion layers).

Besides, use was made of the daily numbers of deaths (classified according to the official classification of diseases, injuries and death causes) of the persons having registered residence in Warsaw, made available by the Central Statistical Office (GUS).

The analysis conducted referred to the statistical methods: linear regression analysis (Pearson's correlation coefficient, partial and multiple correlation coefficients) and nonlinear regression (polynomials of the 6th degree). The statistical significance of the regression coefficients and correlation was verified with the use of the Fisher-Snedecor and t-Student tests. In verification of the empirical probability distributions the χ^2 test of conformity was applied. The values used in the study were: monthly, seasonal, annual and

consecutive averages, standard deviations, standardised variable, and the indicator of meteorotropism of de Rudder.

Annual variations of mortality

Before taking up the proper analysis an assessment was made of the changes in mortality in Poland during the 20th century, with special focus on Warsaw. Generally, mortality in Polish towns is lower than in the rural areas, but, on the other hand, the town dwellers bear a higher risk of infarcts and cancers (*Atlas of the Republic of Poland*, 1995).

Table 1. The mortality structure in Poland. Demographic situation in Poland - report 1996. The Governmental Commission of population policy

Causes of deaths	%					1995 (%)			
	1960	1970	1980	1990	1995	towns	rural areas	men	women
Diseases of the circulatory system	23	34	48	52	50	48	53	46	56
Cancers	12	17	17	19	20.5	22	18	22	19
Injuries and poisonings	6	7	8	8	7.5	7	8	10	4
Diseases of the respiratory tract	8	8	6	4	3	3	4	4	3
Infectious and parasitic diseases	7	4	2	0.8	0.6	1	1	1	0.4

In the years 1994-1995 altogether 37,633 deaths were reported in Warsaw, of which 16,890 were caused by the diseases of the circulatory system, and 1,247 were caused by the diseases of the respiratory tract. The daily averages of the numbers of deaths were, respectively, 51.7, 23.2, 1.7.

The annual changes in mortality are not very pronounced. The highest numbers of deaths are observed in the spring, the lowest – in the summer. The time of the year, during which the human organisms are at their lowest capacity, this fact resulting from the re-tuning of the biological functions, is the end of winter, and so the highest average mortality is observed in Poland in February. Yet, in Warsaw, and in other large towns of Poland, the peak of mortality takes place in March (daily average of 55), and the annual low – in June (47) – see Fig. 1.

The biggest group in the death statistics is constituted by the deaths caused by the diseases of the circulatory system. The number of deaths caused by the diseases of the respiratory tract is not so significant, but it displays the biggest differences during the year, with a highly pronounced peak in winter.

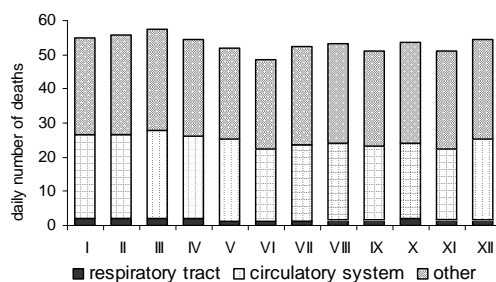


Fig. 1. Average daily death numbers in Warsaw in particular months, 1994-1995

Aerosanitary conditions and their influence on the deaths of inhabitants of Warsaw

Air pollution in town displays periodical variability: daily and annual. This is the effect of dependence of air pollutant concentrations not only on the output of the emission sources, but also on the weather conditions (wind velocity, thermal braking layers).

Warsaw, when compared with other towns of Poland, is characterised by lower pollution in terms of sulphur dioxide, and higher in terms of the substances associated with the development of car transport – carbon monoxide and nitrogen oxides, as well as the surface ozone. The concentrations of ozone, carbon monoxide and respirable particulate, measured in the centre of Warsaw, frequently exceed the admissible daily standards (Table 2).

Table 2. Permissible daily standards of air pollution on the non-protected areas in 1997.

maximum permissible concentration	NO ₂	CO	SO ₂	O ₃	PM ₁₀
	μg·m ⁻³	mg·m ⁻³	μg·m ⁻³	μg·m ⁻³	μg·m ⁻³
Annual averages - D _a	50	0.120	32	-	50
Daily averages – D ₂₄	150	1	200	30	120
30 minute concentration – D ₃₀	500	5	600	100	-

The highest concentrations of sulphur dioxide, carbon monoxide, nitrogen oxides and particulate matter (of the diameter < 10 μm) are observed in the months of the cold half-year, while the lowest – during the months of the warm half-year, when, on the other hand, the concentration of ozone increases (Table 3).

The increase of concentration of air pollutants is most often caused by the inversion layers, both close to the ground and in free atmosphere. In the years 1994-1995 in Warsaw the highest concentrations of almost all the air pollutants were observed on the days with inversions, during the atmospheric calms.

Table 3. Monthly averages of concentration of air pollution in Warsaw, 1994-1995. Concentration of CO – in mg·m⁻³, of the other substances – in μg·m⁻³

Substance	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	year	min	max
CO	1.2	1.1	1.0	0.8	0.7	0.6	0.6	0.7	0.8	1.5	1.0	1.3	0.9	0.1	3.8
SO ₂	39.6	42.9	35.2	22.4	14.0	11.9	10.7	15.8	16.4	30.5	43.3	49.4	27.8	1.8	144.1
O ₃	19.2	21.8	33.6	47.0	51.8	48.0	60.4	50.1	27.3	15.6	17.8	17.6	33.8	3.3	108.5
NO	15.7	15.0	10.4	6.0	7.3	3.3	3.3	9.1	16.6	33.3	24.8	24.8	13.8	0.2	173.8
NO ₂	32.2	39.3	35.7	36.3	39.1	32.0	31.9	37.5	38.5	42.6	35.1	38.6	36.5	12.2	90.5
NO _x	56.2	60.5	50.9	45.2	50.4	37.1	34.7	51.9	61.6	92.5	72.0	75.9	57.0	12.9	354.0
PM ₁₀	46.9	62.9	51.9	47.8	47.6	45.0	40.4	44.8	44.5	77.2	70.3	68.2	54.0	9.8	246.5

The analysis of the inversions of the upper layers of the atmosphere over the Basin of Warsaw suggests that the disadvantageous aerosanitary conditions in Warsaw depend to the greatest extent upon the inversions with the basis at the altitude of 1 to 500 m above the ground (the so-called medium inversions, most frequently arising in the cold half-

year). Irrespective of the wind conditions, these inversions led to the increase of the concentration of pollutants in town, in particular – of the carbon monoxide – by 50% with respect to the annual average, of sulphur dioxide – by 39%, and of the suspended particulates – by 13% (see Fig. 2).

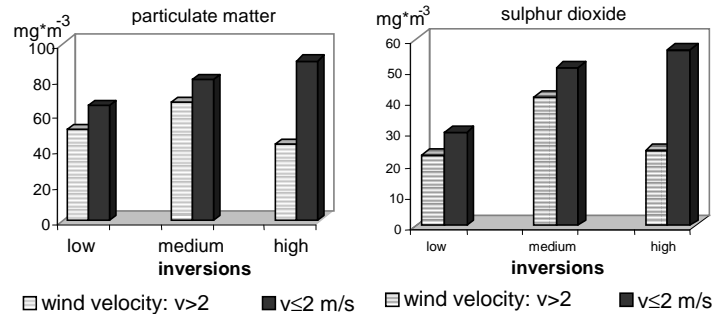


Fig. 2. The type of the night thermal inversion, the ventilation conditions, and the concentration of air pollution in Warsaw, 1994-1995

The gaseous substances mentioned and the dust had jointly a distinct impact on the mortality of the inhabitants of Warsaw. This fact is shown by the statistically significant values of the multiple correlation coefficient and the determination coefficient (Table 4), as well as by the mean numbers of deaths having taken place in respective conditions. On the average in a year 22% of variance of the number of deaths caused by the diseases of the circulatory system was explained by air pollution: 28% in the cold half-year, and 21% in the warm half-year. Air pollution was responsible for 23% of variance of the total number of deaths in the warm half-year.

Table 4. The values of the multiple correlation coefficient (*R*) and the coefficient of determination (*R*²%) between the daily number of deaths and air pollution in Warsaw, 1994-1995

Deaths	Day	Year		Cold half-year		Warm half-year	
		R	<i>R</i> ² %	<i>R</i>	<i>R</i> ² %	<i>R</i>	<i>R</i> ² %
		Totals	0	0.31	9.5	0.22	4.7
	+1	0.41	16.5	0.39	15.4	<u>0.48</u>	<u>22.7</u>
Circulatory system	0	0.35	12.4	0.42	17.2	0.41	16.6
	+1	0.47	22.0	<u>0.53</u>	<u>28.5</u>	0.46	21.3
Respiratory system	0	0.15	2.2	0.15	2.2	0.26	6.6
	+1	0.20	4.1	0.23	5.1	0.14	2.1

The dependence of the numbers of deaths (5-day averages) upon air pollution is also demonstrated by the statistical significance of the partial correlation coefficients:

Partial correlation coefficient	NO	NO ₂	NO _x	CO	SO ₂	O ₃	PM ₁₀
Death numbers – totals	-0.103	-0.028	0.043	0.353	0.164	0.249	0.126
Death numbers – circulation system	-0.232	-0.076	0.136	0.384	0.170	0.178	0.093

These values are accompanied by the highest calculated coefficients of determination: for the total of death numbers $R^2 = 30\%$ ($R = 0.55$), while for the numbers of deaths caused by the diseases of the circulatory system $R^2 = 36\%$ ($R = 0.60$).

The numbers of deaths on the days with the concentrations of air pollution exceeding by 50% the average concentration, like in the summer season, were much higher than on the days featuring concentration below 1/2 of the average:

Months of June through August	Death numbers – totals		Death numbers due to diseases of the circulatory system	
	>3/2 of the average	<1/2 of the average	>3/2 of the average	<1/2 of the average
CO	59.5	43.0	26.4	15.0
SO ₂	55.6	46.9	25.2	18.7
NO	52.8	47.5	23.5	20.5
NO ₂	51.4	51.6	22.9	22.8
O ₃	66.6	48.9	29.7	19.9
PM ₁₀	60.9	48.4	27.5	20.8
average death number	50.0		21.8	

A much higher number of deaths was as a rule reported on the days with high concentrations of sulphur dioxide, carbon monoxide, ozone and respirable particulate in the atmosphere.

In the years 1994-1995 the most pronounced increases of mortality occurred in the periods of the highest concentration of ozone. Its increase by 74% with respect to the average concentration in August was accompanied by the increase of the number of deaths by 40%, and of the number of deaths due to the diseases of the circulatory system – by 49%. The increase of suspended particulates concentration in the atmosphere by 140% was accompanied by the increase of the number of deaths due to the diseases of the circulatory system by 30% :

	Period	Concentration	Divergence from the monthly average (%)	Total deaths		Deaths – circulatory system	
				number	%	number	%
SO ₂	16-20.12.1995	94.95	+92	60.8	+15	26.0	+10
O ₃	30.07-07.08.1995	86.95	+74	72.0	+40	33.3	+49
PM ₁₀	11-12.08.1994	109.20	+144	59.0	+14	29.0	+30

Generally, the strongest influence on the number of deaths during the entire year is exerted by carbon monoxide and ozone, especially in case of the diseases of circulatory system.

Weather conditions and their influence on the deaths of the inhabitants of Warsaw

High significance should be attached in the search for causes of deaths to the analysis of both the extreme values of individual meteorological elements and the meteorotropic situations, mainly the types of baric systems, atmospheric fronts over Warsaw, and the kinds of air masses, characterised by the specific set of meteorological elements. For this

purpose the bio-meteorological classification of the synoptic situations elaborated by M. Baranowska (1985), was used.

In the years 1994-1995 the most frequent pressure systems was high pressure area which defined weather during 26% of days, followed by a trough of low pressure (T) 16% of days. Generally, the low pressure systems ruled during 47% of days, the high pressure systems – during 43%, and the transitory ones – 10%. During the period analysed altogether 328 atmospheric fronts passed over Warsaw (275 days with a front), of which 60% were weak fronts, and 40% – strong ones. The cold fronts (Fc) accounted for 49%, the warm ones (Fw) – for 32%, the occluded (Fo) and the waved ones (Fwav) – for 19%.

The air mass most frequently appearing over Poland was the fresh polar sea air – 33% of days, and old sea air – 26% of days, while the least frequent was the subtropical air (7% of days).

The low pressure weather (low, trough of low pressure, weak gradient area of lowered pressure) was characterised by a higher total number of deaths and a higher number of deaths due to the diseases of the circulatory system, while the high pressure weather was accompanied by the lower numbers of deaths. The seasonal changes in mortality depending upon weather, with distinction of the diseases of the circulatory system, are characterised by the following table:

Type of weather	Spring		Summer		Autumn		Winter	
	Totals	Circulatory system	Totals	Circulatory system	Totals	Circulatory system	Totals	Circulatory system
Trough of low pressure	74	36	<u>84</u>	<u>41</u>	65	29	<u>71</u>	33
High	<u>77</u>	<u>43</u>	66	35	70	36	68	32
Weak gradient low pressure weather	69	36	<u>87</u>	40	62	32	79	42
Weak gradient high pressure weather	63	34	77	38	66	28	68	45

The highest number of deaths occurred in the spring under high pressure weather (77), while during summer and winter – under low pressure weather (respectively, 84 and 71). In the years 1994-1995 the weak gradient low pressure weather was especially disadvantageous, since in such conditions the daily maximum of the death numbers was attained (87). The average increase of mortality under this weather type (with one day of delay) amounted to 7%, and of mortality due to the diseases of the circulatory system – 13%. The increase of the death numbers accompanied also the trough of low pressure in the high pressure area and typical trough of low pressure, while the decrease – the weather with the low pressure area having its centre over Poland and the wedge of high pressure behind the cold front.

The dependence of the number of deaths upon the particular weather types is characterised by the following correlation coefficient values (in the case of the 10-day consecutive sums):

Deaths	Day	Death numbers	Day
Totals	0	0.104	-0.067
	+1	0.076	-0.033
Circulatory system	0	0.148	-0.120
	+1	0.125	-0.092

The numbers of deaths are positively correlated with the frequency of appearance of the low pressure weather, and negatively – with the frequency of the high pressure weather. The correlation coefficient values (for the number of observations $n = 719$) are statistically significant at the levels between 0.001 (on the day 0) and 0.1.

The large, abrupt, simultaneous changes in the values of numerous meteorological elements, which take place in the circumstances of the strong fronts (!), lead, in particular, to an additional burden on the thermoregulatory system of man and to changes in the blood pressure, entailing a slight increase of the total number of deaths, and of the number of deaths caused by the diseases of the circulatory system (Fig. 3). The weather with a weak front, featuring low activity, was usually accompanied by a decreased mortality.

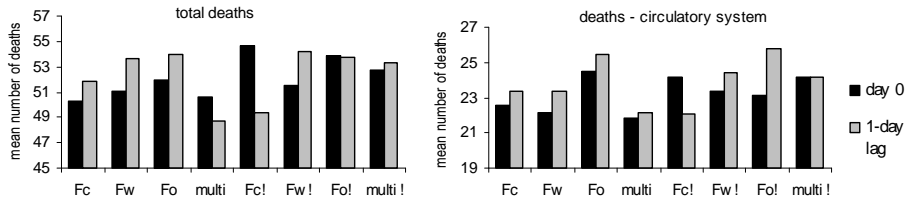


Fig. 3. Daily averages of the death numbers on the days with definite types of atmospheric fronts, and on the following days, Warsaw, 1994-1995.

In the cases of strong fronts the biggest numbers of deaths on the days after the passage of the front, in particular seasons of the year, were as follows:

Day lag	Type of front	Spring		Summer		Autumn		Winter	
		total	circulatory system	total	circulatory system	total	circulatory system	total	circulatory system
0	Cold front (Fc)	<u>71</u>	34	<u>60</u>	<u>29</u>	58	<u>32</u>	<u>79</u>	32
+1		56	33	57	25	63	28	59	33
0	Warm front (Fw)	69	<u>36</u>	48	24	<u>67</u>	29	59	29
+1		61	30	57	24	59	27	<u>79</u>	<u>37</u>

The biggest difference between the maximum numbers of deaths on the days with the cold and warm fronts were observed in the summer: total numbers of deaths for Fc = 60, for Fw = 48. In spring and in summer higher numbers of deaths were observed on the days with cold fronts, while in autumn and in winter – on the days with warm fronts and on the following day, that is – in conditions contrasting with a given season of the year.

The dependence of the five-day consecutive averages of the death numbers upon the type of fronts (cold and warm) is characterised by the following correlation coefficients, significant at the level of < 0.05 :

	Day	Cold fronts	Warm fronts
Totals	-1	-0.102	0.104
	0	-0.120	0.098
	+1	-0.144	0.093
Diseases of the circulatory system	-1	-0.148	0.077
	0	-0.149	0.078
	+1	-0.154	0.093

Generally speaking, death numbers were negatively correlated with the frequency of appearance of the cold fronts, and positively – with the frequency of appearance of the warm fronts. Behind the warm front, in the warm sector of cyclone, air pollution and water vapour pressure increase, while wind velocity decreases. In addition, oxygen content in the air decreases, and so the number of breathes and the ventilation of the human lungs increase, along with the burden on human heart, the pulse gets accelerated, and blood pressure drops. All this is conducive to the increase of frequency of deaths in general, and of the deaths due to the diseases of the circulatory system and the respiratory tract. This statement finds confirmation in Fig. 4, in which the diagram of the polynomial of the sixth degree clearly increases along with the increase of temperature and the pressure of water vapour, and with the decrease of wind velocity.

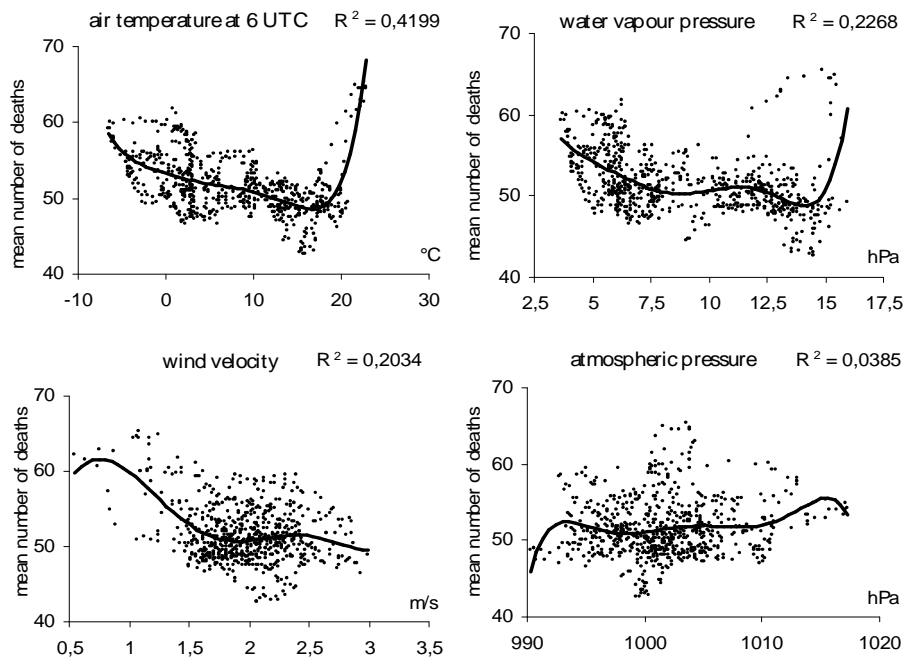


Fig. 4. The values of the 15-day consecutive means of the death numbers against the meteorological parameters.

The strongest influence on the number of deaths in the period 1994-1995 was exerted by the type of the air masses flowing over Warsaw. The correlation dependence between the ten-day death numbers and the type of air masses are characterised by the values of the correlation coefficients (for $n = 72$) as follows:

Day	Old polar sea air			Old Arctic air			Sutropical air		
	totals	circulatory system	respiratory tract	totals	circulatory system	respiratory tract	totals	circulatory system	respiratory tract
0	-0.284	-0.154	-0.285	0.141	0.098	0.049	0.190	0.128	0.107
+1	-0.271	-0.109	-0.289	0.146	0.101	0.051	0.169	0.130	0.136
+2	-0.254	-0.118	-0.280	0.110	0.107	0.071	0.114	0.082	0.193

The number of deaths due to the diseases of the circulatory system and the respiratory tract decreases with the increase ($r < 0$) of the frequency of days with the masses of the old polar sea air (PPmo), while it increases ($r > 0$) on the days with advection of the tropical (Psubtr) and old Arctic (PAo) air masses.

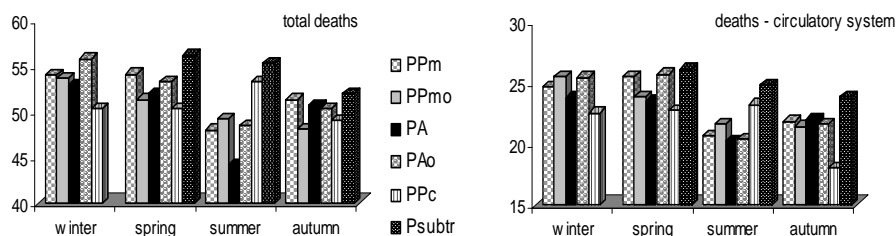


Fig. 5. Daily averages of the death numbers depending upon the type of air mass in particular seasons of the year, Warsaw 1994-1995.

The subtropical air, flowing over Poland between spring and autumn (Fig. 5), shaped also the heat waves and entailed always an increase of mortality: of the overall one by 6%, of the one caused by the diseases of the circulatory system by 7%, and of the one caused by the diseases of the respiratory tract – even by 29%. The analysis of dependence of the number of deaths upon the weather conditions described through the values of the meteorological elements implies that the biggest impact on mortality was exerted by air temperature (Table 5).

Table 5. The extreme air temperature (t , in $^{\circ}\text{C}$) and air pressure (p , in hPa) values, their day-to-day variability, and the number of deaths in Warsaw, 1994-1995 (N – number, % – per cent deviation from the monthly average)

Element values:		Air temperature				Day-to-day changes of t				Atmospheric pressure				Day-to-day changes of p			
		$t_{\max} = 34.8$		$t_{\min} = -17.3$		Decrease = 10.1		Increase = 14.2		$p_{\max} = 1030.4$		$p_{\min} = 972.1$		Decrease = 24.1		Increase = 26.2	
Date:		30.07.94		13.02.94		03.06.95		23.12.95		14.02.94		27.01.95		10.01.95		13.01.95	
deaths	day	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
totals	0	77	+41	51	-12	43	-5	56	+2	67	+16	58	+11	51	-3	55	+5
	+1	77	+41	67	+16	49	+8	65	+19	57	-1	58	+11	53	+1	56	+7
circulatory system	0	38	+55	21	-24	19	-3	29	+15	30	+9	30	+27	25	+6	22	-7
	+1	33	+35	30	+9	20	+2	32	+27	29	+6	33	+40	25	+6	22	-7

The numbers of deaths are very high for both the extremely high and the extremely low values of air temperature (Fig. 4). On hot days with the maximum air temperature $>30^{\circ}\text{C}$, the overall mortality and the one due to the diseases of the circulatory system increases by 6-13% with respect to the average. When such conditions persist over three to four consecutive days, that is – when a “heat wave” is observed, the increase attains 26-31%. On the days with air temperatures in the morning hours below -5°C , side by side with the 40% increase of the number of deaths due to the diseases of the respiratory tract, there is the increase of the overall mortality and the one associated with the circulatory system also by

3-8%. The number of deaths would increase, as well, by 2-22%, as the ice periods get longer – attaining up to four days.

The number of deaths in Warsaw in the years 1994-1995 was much higher on the days with the extreme values of air temperature or atmospheric pressure (both maximums and minima), when compared with the days featuring high day-to-day variability of temperature and atmospheric pressure (Table 5).

Thermal human sense conditions and their influence on the deaths of the inhabitants of Warsaw

The bio-meteorological conditions were characterised according to the scale of thermal perception of M. Baranowska, determined on the basis of the effective temperature, which expresses the joint impact on the human organism from temperature, air humidity and wind velocity. The environmental conditions, in which the thermal equilibrium of the organism is preserved, are referred to as the state of thermal comfort. The situations, in which the functioning of the thermal regulation system is disturbed, the so-called discomfort states, due to the cooling or to the accumulation of heat in the organism, lead to the increase of mortality.

The consequence of the significant dependence of mortality upon the thermal conditions is constituted by the increase of mortality on the days featuring extreme thermal perceptions: very hot and very cold, especially when assessed with one day of delay (Fig. 6).

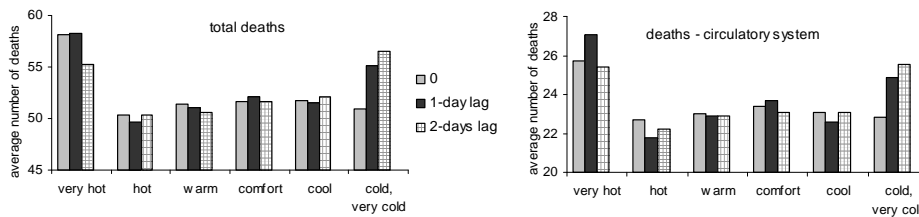


Fig. 6. Daily averages of the death numbers vs. the type of subjective temperature (according to the effective temperature at 12 UTC), Warsaw 1994-1995

The dependence of mortality on thermal conditions felt by individuals – according to the effective temperature – is defined in the simplest manner by the deviation of the number of deaths from the annual average (here expressed in %):

Deaths	day	very hot	hot	warm	comfortable	cool	cold, very cold
Totals	0	+13	-2	0	0	0	-3
	+1	+13	-4	-1	+1	0	-1
	+2	+7	-2	-2	0	+1	+7
Circulatory system	0	+11	-2	-1	+1	0	-5
	+1	+17	-6	-1	+2	-2	0
	+2	+10	-4	-1	0	0	+9

A particular hazard for the life of the inhabitants of Warsaw is constituted by the days with the discomfort of “very hot”. The correlation between the number of deaths and the feeling of warmth, referred to as “very hot” is the highest. The correlation coefficients are statistically significant at the level of 0.001 (0.1%) according to the t-Student test. The most pronounced is the correlation with the ten-day consecutive death number sums with the number of days featuring definite conditions of thermal sense:

Deaths	Day	very hot	hot	warm	comfortable	cool	cold	very cold
Totals	0	0.29*	-0.22*	-0.21*	-0.01	0.14*	0.13*	0.19*
	+1	0.30*	-0.26*	-0.23*	0.00	0.16*	0.14*	0.20*
	+2	0.30*	-0.28*	-0.25*	0.03	0.18*	0.15*	0.21*
Circulatory system	0	0.20*	-0.19*	-0.10	0.07	0.02	0.05	0.14*
	+1	0.21*	-0.22*	-0.12	0.08	0.04	0.07	0.17*
	+2	0.21*	-0.25*	-0.13*	0.09	0.00	0.10	0.19*

This is the evidence for the strong dependence of the number of deaths of the inhabitants of Warsaw upon the conditions of feeling of heat (0 – on the given day, +1 – during two days, +2 – during three days). The ten-day consecutive sums are positively correlated with the feeling of heat, denoted “very hot”, and the perceptions between “cool” and “very cold”. The opposite signs of the correlation coefficients on the days with the feeling of “very hot” ($r > 0$) and “hot” ($r < 0$) constitute the evidence for the nonlinear polynomial dependence of the number of deaths upon the high values of the effective temperature.

Conclusions

- The study demonstrated the dependence of the number of deaths of the inhabitants of Warsaw on weather, that is – on the atmospheric pressure systems, atmospheric fronts and air masses flowing over the area of Poland.
- The strongest impact on the number of deaths is exerted by the advection of the subtropical and Arctic air masses.
- A definite hazard for human life is constituted by the “heat waves” few days long, increasing the mortality caused by the diseases of the circulatory system by as much as up to 31%.
- The number of deaths increases, as well (by up to 22%), with the prolonged period of strong frosts.
- The large, abrupt changes of the state of the atmosphere during the passage of the warm and cold fronts are disadvantageous for health and lead to an increased number of deaths. During spring and summer the deaths occur more often on the days with a cold front, while in autumn and winter – on the days with a warm front.
- An essential influence on the number of deaths of the urban dwellers is exerted by atmospheric pollution, mainly by carbon monoxide, particulate matter and ozone. More than 20% of variance of the number of deaths due to the diseases of the circulatory system is explained by the variability of concentration of air pollutants (28% in the cold half-year, and 21% in the warm half-year).

Practical aspect of the results

Determination of the influence of weather conditions on mortality has an essential practical significance, because the concrete dependencies identified can be made use of in the warning forecasts, meant for the sick and for the health service, concerning the coming weather configurations representing a threat for the health and life of the inhabitants of Warsaw.

The establishment of the unified, Europe-wide warning system of the weather constituting a heavy charge for the human organism makes up one of the points of interest of the international programmes of the European Union, encompassing also the impact from the extreme weather conditions on human health. That is why the results here presented are not just of uniquely a cognitive significance, but the demonstrated dependence of the number of deaths on weather conditions may have practical significance.

References

Kuchcik M., 2000, Wpływ warunków aerosanitarnych i biometeorologicznych na zgony mieszkańców Warszawy (The influence of aerosanitary and biometeorological conditions on the deaths of inhabitants of Warsaw), manuscript of doctoral dissertation (promoter: Maria Stopa-Boryczka).

* Stopa-Boryczka M. (editor), 2003, *Studies on the climate of Warsaw*, Warsaw University Faculty of Geography and Regional Studies, Warsaw (przedruk)

7.1. Zanieczyszczenia powietrza miast Mazowsza ze szczególnym uwzględnieniem Warszawy

7.1.1. Zależność zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki od typów cyrkulacji atmosferycznej w Środkowej Polsce

Autor: Kamila PYŁKA

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Czystość powietrza jest jednym z podstawowych elementów decydujących o jakości środowiska. Problem zanieczyszczenia atmosfery jest dziś bardzo aktualny i ma odzwierciedlenie w licznych publikacjach naukowych. Aby móc chronić środowisko i zapobiegać jego degradacji przeprowadza się wiele badań mechanizmu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń oraz ich wpływu na zdrowie ludzi oraz środowisko.

Wśród emitowanych zanieczyszczeń do najpowszechniej występujących należą związki siarki, głównie dwutlenek siarki. Oddziałują one toksycznie na organizmy żywe, upośledzają funkcjonowanie ekosystemów oraz niszcząco wpływają na zabudowę i infrastrukturę techniczną.

Polskę charakteryzuje dość duże zanieczyszczenie powietrza związkami siarki. Wynika to ze stosunkowo dużej emisji własnej oraz napływu zanieczyszczeń z innych krajów. Powstałe dotychczas w Polsce prace poruszające temat zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki dotyczyły głównie południowych regionów kraju, ze szczególnym wyróżnieniem terenów Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Środkowej części kraju, w której zanieczyszczenie powietrza nie jest tak duże, poświęcono znacznie mniej miejsca.

Środkowa Polska nie jest terenem o dużej emisji dwutlenku siarki (z wyjątkiem większych miast), toteż za ważną przyczynę zanieczyszczenia powietrza tym gazem przypuszczalnie można tu uznać działalność źródeł emisji położonych poza granicami tego obszaru. Z tych względów celem niniejszej pracy jest określenie wpływu cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki na obszarze środkowej Polski.

Poznanie tych zależności może pomóc w przewidywaniu okresów o zwiększonym stężeniu związków siarki.

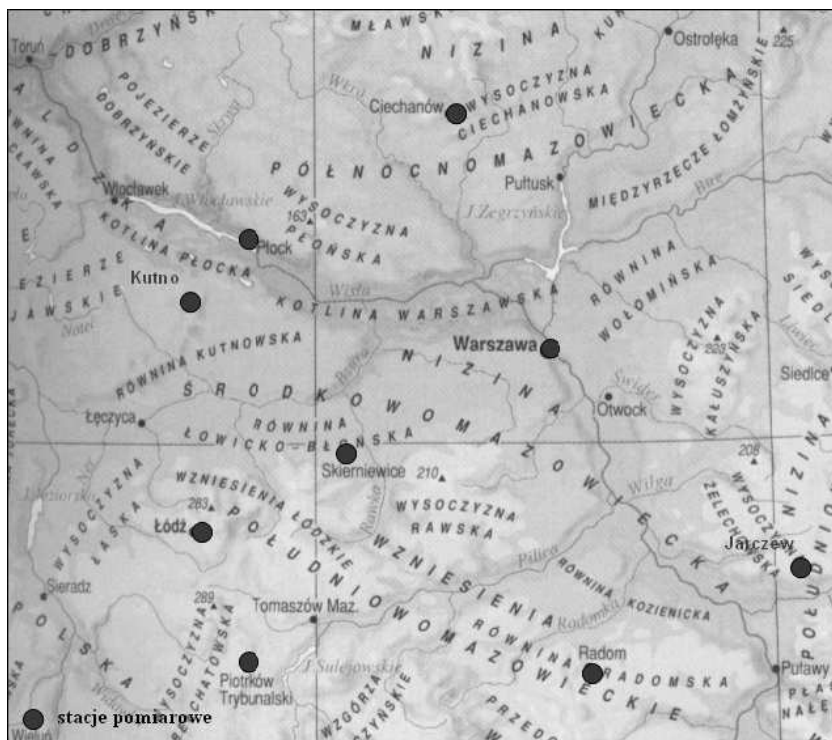
Geograficzna charakterystyka obszaru badań

Według regionalizacji fizycznogeograficznej J. Kondrackiego (2000), obszar środkowej Polski należy do prowincji Niżu Środkowoeuropejskiego, podprowincji Nizin Środkowopolskich. Teren ten rozciąga się między Pojezierzem Mazurskim od północy a Wyżyną Krakowsko-Częstochowską i Wyżyną Małopolską od południa, natomiast od zachodu graniczy z Niziną Wielkopolską, a od wschodu z Niziną Podlaską.

W krajobrazie podprowincji dominują krajobrazy starogłacjalne - przeważają bezjeziorne równiny denudacyjne o małych nachyleniach (poniżej 2°). Wysokości bezwzględne rzadko przekraczają 200 m n.p.m. - jedynie południowe krańce obszaru wznoszą się nieco wyżej. W krajobrazie wyróżnia się dolina Wisły i doliny jej Dopływów. Nizinny charakter terenu stwarza dogodne warunki do przewietrzania, co ułatwia przepływ i wynoszenie zanieczyszczeń. Dodatkowo odprowadzaniu zanieczyszczeń sprzyjają doliny

rzeczne, co jest szczególnie korzystne na terenach miejskich (głównie w Warszawie i Płocku) (Biernacki, 1999).

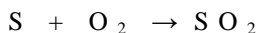
Szata roślinna obszaru środkowej Polski została w znacznym stopniu przekształcona przez człowieka. Stopień zalesienia jest tu mały, szczególnie na południowych i południowo-wschodnich krańcach obszaru. Największe kompleksy leśne stanowią Puszcze: Kampinowska, Kurpiowska oraz Kozienicka. Te większe obszary leśne korzystnie wpływają na zmniejszenie stopnia zanieczyszczenia powietrza.



Rys. 1. Ukształtowanie terenu Środkowej Polski oraz rozmieszczenie stacji pomiarowych stężenia dwutlenku siarki

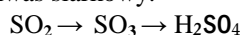
Charakterystyka dwutlenku siarki

Dwutlenek siarki (SO_2) jest jednym z najgroźniejszych i najpowszechniej występujących zanieczyszczeń gazowych. Dwutlenek siarki to bezbarwny, toksyczny gaz o ostrym, duszącym zapachu. Niewielkie ilości związków siarki są pochodzenia naturalnego. Ich źródłem są między innymi wybuchy wulkanów, pożary lasów, gnienie materii organicznej, ponadto mogą one występować w postaci aerozoli morskich. Duże stężenie SO_2 w atmosferze jest skutkiem działalności gospodarczej człowieka, w tym głównie przemysłu paliwowo-energetycznego. Dwutlenek siarki powstaje w wyniku spalania naturalnych nośników energii zawierających siarkę (węgla, ropy naftowej), między innymi w elektrocieplowniach i elektrowniach ciepłych. Spalanie zachodzi według reakcji:



Podczas spalania 1 tony węgla kamiennego zanieczyszczonego związkami siarki wprowadza się do atmosfery około 30 kg związków siarki, głównie w postaci SO_2 . Związki siarki (w tym SO_2) obecne są w powietrzu zwykle przez około 4 dni (Hryniewicz, 1970). W tym czasie mogą być przenoszone wraz z masami powietrza daleko od źródła emisji. Rozprzestrzenianie się szkodliwego gazu stanowi poważne zagrożenie dla człowieka i środowiska przyrodniczego. U człowieka gaz ten jest bardzo szybko wchłaniany przez układ oddechowy, powodując uszkodzenie dróg oddechowych, kurczenie się oskrzeli, co utrudnia oddychanie i jest szczególnie niebezpieczne dla osób cierpiących na choroby układu oddechowego. W przypadku roślin przy długotrwałej ekspozycji na duże stężenie - ok. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - zostaje zahamowany proces fotosyntezy. Prowadzi to do odbarwienia liści (chlorozy) i w konsekwencji obumarcia (nekrozy) (Czerwiński, 1977).

W powietrzu dwutlenek siarki ulega reakcjom chemicznym, takim jak kataliczne lub fotochemiczne utlenianie. W wyniku tego przechodzi w trójtlenek siarki (SO_3), który następnie reaguje z wodą tworząc kwas siarkowy.



Kwas siarkowy (wraz z podobnie powstającym kwasem azotowym) tworzy kwaśny roztwór, który w postaci deszczu opada na ziemię. Kwaśne mogą być także inne rodzaje opadów, mgły i osady atmosferyczne. Kwaśne opady, osady i mgły powodują zakwaszanie wód powierzchniowych, gleb, oraz uszkadzają nadziemne części roślin (głównie liście). Ich skutkiem stała się największa w Europie kłęska obumierania lasów górskich w drugiej połowie XX w., zwłaszcza w Karkonoszach i Górach Izerskich (Wieloński, 2000). Ponadto kwaśne opady bezpowrotnie niszczą obiekty budowlane, m.in. zabytkowe budowle, w szczególności wykonane z wapienia lub piaskowca.

W Polsce obowiązuje zachowanie trzech dopuszczalnych wielkości stężenia zanieczyszczeń powietrza (DS) (tab. 1):

- D_a - dopuszczalne stężenie średnie roczne,
- D_{24} - dopuszczalne stężenie średnie dobowe (24-godzinne),
- D_{30} - dopuszczalne stężenie chwilowe (30-minutowe).

Tabela 1. Dopuszczalne wartości zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Rodzaj obszaru	Stężenie		
	30 min	24 h	średnie roczne
Obszary nie objęte żadną formą ochrony	500	150	40
Obszary parków narodowych	150	75	15
Obszary ochrony uzdrowiskowej	350	125	30
Pomniki historii wpisane na <i>Listę dziedzictwa kulturowego i przyrodniczego</i>	-	-	35 30 (od 2005)

Źródło: Raport Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie, 2001.

Dopuszczalne wartości stężenia zanieczyszczeń wyznaczono odrębnie w odniesieniu do różnych obszarów, w tym objętych ochroną przyrodniczą (parki narodowe), uzdrowiskową oraz zabytkową (obszary, na których znajdują się obiekty wpisane na *Światową listę dziedzictwa kulturowego i przyrodniczego*).

Materiały źródłowe i metody ich opracowania

Dane wykorzystane w niniejszej pracy obejmują codzienne średnie dobowe wartości stężenia dwutlenku siarki z lat 1993-1999 z 9 stacji pomiarowych podstawowej sieci monitoringu zanieczyszczeń powietrza. Punkty pomiarowe położone są na obszarze śródkowej Polski. Z wyjątkiem stacji Jarczew, znajdującej się poza miastem, stacje badawcze usytuowane są na terenach miejskich. Wszystkie punkty leżą na obszarach chronionych (tab. 2). W większości podlegają one Wojewódzkiej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej (WSSE) lub Wojewódzkiemu Inspektoratowi Ochrony Środowiska (WIOŚ), jedna stacja należy do Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW).

Tabela 2. Położenie i charakterystyka stacji pomiarowych (φ - szerokość geograficzna, λ - długość geograficzna, h – wysokość n.p.m.)

Stacja	φ	λ	h (m)	Instytucja	Obszar chroniony
Ciechanów	51° 53' N	20° 37' E	115	WIOŚ	miejski
Jarczew	51° 49' N	21° 59' E	180	IMGW	pozamiejski
Kutno	52° 14' N	19° 22' E	112	WIOŚ	miejski
Łódź	51° 46' N	19° 28' E	208	WSSE	miejski
Piotrków Tryb.	51° 24' N	19° 40' E	201	WIOŚ	miejski
Płock	52° 33' N	19° 44' E	98	WSSE	miejski
Radom	51° 25' N	21° 10' E	145	WSSE	miejski
Skierniewice	52° 41' N	20° 09' E	124	WSSE	miejski
Warszawa	52° 14' N	20° 58' E	110	WIOŚ	miejski

Średnie dobowe stężenie SO_2 to wynik pomiaru trwającego 24 godziny; początek i koniec doby pomiarowej przypada na godzinę 8⁰⁰-8¹⁵. Zawartość dwutlenku siarki określano korzystając z metody p-rozaniolinowej. Jest to metoda pozwalająca na bardzo dokładne oznaczenie nawet niewielkiej zawartości SO_2 w powietrzu (nawet do 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a jej wyniki uznawane są za najbardziej wiarygodne. W metodzie tej wykorzystuje się reakcję formaldehydu i chlorowodoru p-rozaniliny z dwuchlorosiarczynortęcianem sodowym. W wyniku reakcji powstaje kwas o charakterystycznym zabarwieniu, którego intensywność zależy od zawartości dwutlenku siarki w badanej próbce.

O przyjęciu okresu 1993-1999 zdecydowała dostępność danych. Zebrane serie pomiarowe stężenia dwutlenku siarki są prawie kompletne. Pomiarzy stężenia dwutlenku siarki prowadzone były systematycznie, jedynie czasem występowały kilkudniowe przerwy w pomiarach. Liczba dni z obserwacjami wynosi najczęściej ok. 2400 (tab. 3). Większymi brakami odznaczają się tylko serie danych z Radomia i Skierniewic.

W pracy przeanalizowano rozkład przestrzenny stężenia dwutlenku siarki na obszarze śródkowej Polski oraz sezonowe zmiany stężenia tego zanieczyszczenia, a także jego zmienność z roku na rok. Wyznaczono średnie dobowe wartości stężenia dwutlenku siarki na każdym z 9 punktów pomiarowych zarówno w półroczach, jak i w kolejnych latach. Ponieważ średnia nie jest charakterystyką pozwalającą wyczerpująco opisać zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki, określono także częstość występowania poszczególnych wartości stężenia SO_2 w rozpatrywanych punktach pomiarowych oraz wyznaczono percentyl 0,95. Te same charakterystyki wykorzystano w celu określenia wpływu poszczególnych kierunków adwekcji mas powietrza, układów barycznych i typów cyрку-

lacji atmosferycznej na stężenie SO₂. Ponadto zestawiono najwyższe zanotowane wartości stężenia dwutlenku siarki w badanym wieloleciu przy poszczególnych sytuacjach pogodowych oraz wskazano sytuacje, przy których przekraczane są wartości stężenia SO₂, dopuszczalne według norm prawnych (od 1998 wynosi 150 µg/m³).

Tabela 3. Liczba dni z pomiarami stężenia dwutlenku siarki na poszczególnych stacjach

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1993-1999
Ciechanów	346	91	353	342	335	342	337	2146
Jarczew	-	358	332	362	362	362	355	1769
Kutno	301	354	362	359	352	352	278	2358
Łódź	321	355	359	363	364	363	358	2483
Piotrków Tryb.	352	345	297	337	344	348	231	2254
Płock	205	359	356	363	361	364	360	2368
Radom	85	236	236	237	240	355	365	1754
Skiermiewice	97	83	340	365	343	344	322	1894
Warszawa	312	345	291	298	322	320	361	2249

Posłużono się kalendarzem typów cyrkulacji atmosferycznej, opracowanym przez J. Pawłowską, A. Jankowską i T. Pindor (2000) według klasyfikacji J. Lityńskiego (1969). Klasyfikacja ta opiera się na podziale trójklasowym, równoprawdopodobnym trzech parametrów: W_p (wskaźnik cyrkulacji strefowej), W_s (wskaźnik cyrkulacji południkowej), C_p (wskaźnik ciśnienia w Polsce). Symbol typu cyrkulacji powstaje z zestawienia symboli trzech wymienionych wskaźników w odpowiedniej kolejności (W_p, W_s, C_p). Dwa pierwsze określają kierunek napływu mas powietrza nad Polskę, trzeci zaś wskazuje charakter ciśnienia (np. NW_c - oznacza cyrkulację północno-zachodnią cyklonalną). Grupa typów cyrkulacji zerowej (0) charakteryzuje się brakiem wyraźnego kierunku adwekcji mas powietrza nad obszar Polski. Ostatecznie w klasyfikacji wyróżnia się 27 typów cyrkulacji.

W okresie 1993-1999 typy cyrkulacji atmosferycznej występowały z różną częstością. Liczba dni z niektórymi sytuacjami była mniejsza niż 100. Spowodowało to konieczność zrezygnowania z pełnej klasyfikacji. W celu uzyskania wyników wiarygodnych statystycznie zredukowano podstawowe 27 typów do 13 grup łączących typy pokrewne w pary. Pozwoliło to uzyskać:

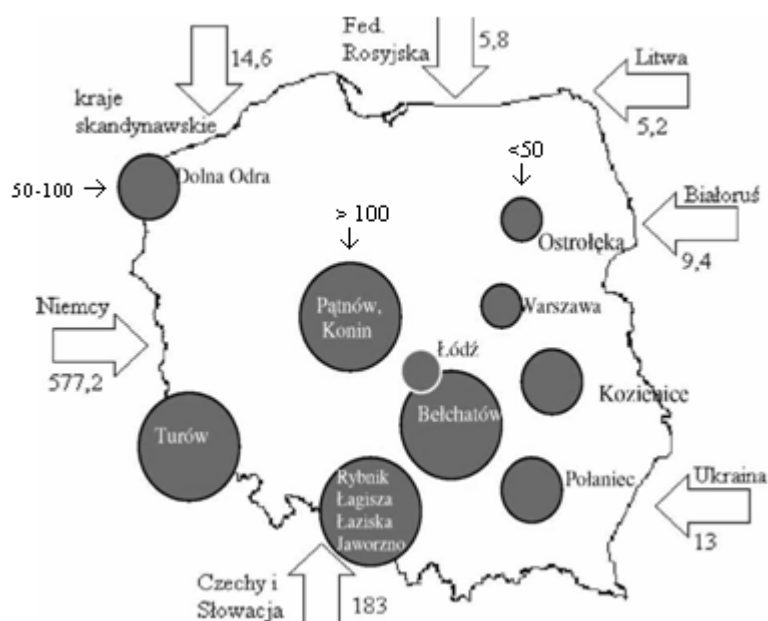
- 4 grupy sytuacji antycyklonalnych: E_a-SE_a, S_a-SW_a, W_a-NW_a, N_a-NE_a,
- 4 grupy sytuacji cyklonalnych: E_c-SE_c, S_c-SW_c, W_c-NW_c, N_c-NE_c,
- 4 grupy sytuacji zerowych: E₀-SE₀, S₀-SW₀, W₀-NW₀, N₀-NE₀,
- grupę sytuacji z brakiem wyraźnego kierunku adwekcji - centrum cyklonu, centrum antycyklonu lub siodło baryczne.

Zróźnicowanie przestrzenne oraz zmiany czasowe stężenia dwutlenku siarki w środkowej Polsce

Źródła emisji dwutlenku siarki wpływające na zanieczyszczenie powietrza w środkowej Polsce

Bezpośredni wpływ na warunki aerosanitarne ma przede wszystkim wielkość emisji oraz przestrzenny rozkład jej źródeł. Oprócz tego ważną rolę odgrywiają warunki meteorologiczne. W środkowej Polsce na jakość powietrza wpływają zarówno źródła emisji położone na tym obszarze, jak i leżące w innych regionach kraju, a nawet poza jego granicami. Na terenie badań zlokalizowane są liczne zakłady przemysłowe. Do największych z nich, a jednocześnie do głównych źródeł zanieczyszczenia powietrza w tym rejonie można zaliczyć:

- Elektrownię Bełchatów,
- Zespół Elektrociepłowni w Łodzi,
- Elektrownię Kozienice,
- Elektrociepłownie Warszawskie (Żerań, Wola, Kawęczyn, Siekierki),
- Przedsiębiorstwo. Eksploatacji Rurociągów Naftowych „Przyjaźń” S.A. w Płocku,
- PKN „Orlen” SA w Płocku,
- Elektrociepłownię Radom S. A.



Rys. 2. Zanieczyszczenie powietrza w środkowej Polsce dwutlenkiem siarki (tys. ton) w porównaniu z innymi regionami kraju, emisja w tysiącach ton

Emisja dwutlenku siarki z tych zakładów w znaczący sposób rzutuje na zanieczyszczenie powietrza w rozpatrywanym okresie.

Oprócz bezpośredniego wpływu źródeł emisji znajdujących się na badanym terenie bardzo istotne znaczenie mają źródła zanieczyszczeń zlokalizowane w innych regionach kraju. Najwięcej zakładów przemysłowych zlokalizowanych jest na południu Polski. Na szczególną uwagę zasługuje Górnośląski Okręg Przemysłowy, bowiem wyróżnia go największa emisja zanieczyszczeń w kraju. Zlokalizowanych jest tu 9 dużych elektrowni oraz 7 elektrociepłowni, a w bliskim sąsiedztwie znajduje się Kraków z Hutą im. Sendzimir S.A. (jednym z największych w Polsce zakładów przemysłu ciężkiego) oraz Elektrociepłownią Kraków S.A. Znaczny wpływ mają również elektrownie położone na zachód od obszaru badań: Pątnów oraz Konin.

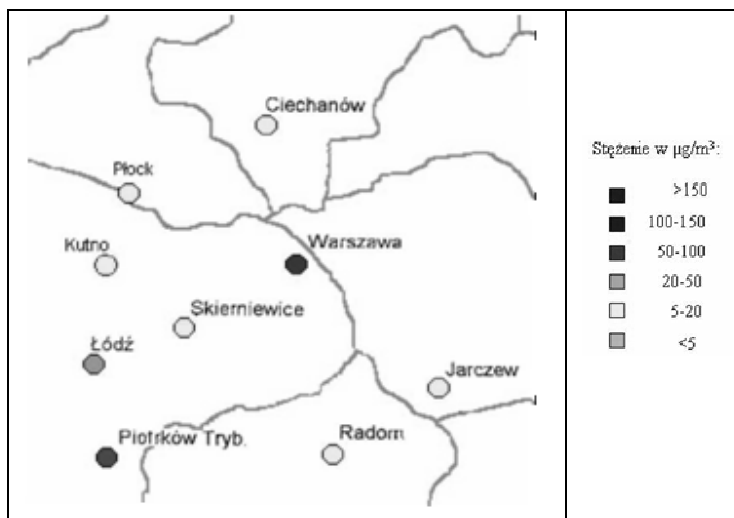
Prócz stosunkowo znacznej emisji własnej istotny problem na terenie Polski stanowi także napływ zanieczyszczeń transgranicznych, głównie z uprzemysłowionych regionów Czech oraz Niemiec, ale również z Ukrainy i Białorusi. Także te zanieczyszczenia mogą wpływać na warunki aerosanitarnie w środkowej Polsce.

Z wyciągniętych uprzednio wniosków wynika, że na warunki aerosanitarnie Polsce wpływa wiele dużych źródeł emisji. Powoduje to, iż obszar naszego kraju charakteryzuje się dość dużym zanieczyszczeniem powietrza SO_2 . Jednakże jakość powietrza nie jest jednakowa w całej Polsce, a zróżnicowanie warunków aerosanitarnych w poszczególnych regionach kraju jest bardzo duże.

Na tle pozostałych regionów kraju obszar środkowej Polski pod względem zanieczyszczenia powietrza nie przedstawia się źle. Różnica jest szczególnie duża w porównaniu z silnie uprzemysłowionymi terenami południowej Polski (głównie GOP), gdzie średnie roczne wartości stężenia SO_2 są bardzo duże i osiągają nawet $74,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Bytomiu, $51,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu czy $43,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Gliwicach. Nawet na stacji z tego regionu, na której zanieczyszczenie powietrza jest najmniejsze - w Katowicach - średnie roczne stężenie dwutlenku siarki wynosi $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i jest znacznie większe od stężenia w najbardziej zanieczyszczonych miastach środkowej części kraju (Warszawie, Piotrkowie Trybunalskim czy Łodzi). Różnice podkreśla dodatkowa charakterystyka - częstość poszczególnych wartości stężenia SO_2 . Na terenie GOP w ciągu roku wartości stężenia dwutlenku siarki przekraczające $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ występują znacznie częściej niż wartości poniżej $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Z kolei na badanym obszarze w ciągu roku średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki mniejsze niż $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na większości stacji występuje w około 50% przypadków, jedynie w Warszawie wynosi mniej niż 20%. Ponadto na terenach GOP częste jest występowanie stężenia SO_2 powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co na obszarze środkowej Polski jest rzadkością i zdarza się jedynie w półroczu chłodnym.

Odmierna sytuacja aerosanitarna charakteryzuje północne regiony kraju, które charakteryzują się najmniejszą emisją i niewielkim stopniem zanieczyszczenia powietrza. Na większości stacji tego obszaru średnie roczne stężenie SO_2 nie przekracza zwykle $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a na niektórych punktach badawczych jest niższe niż $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Suwałki, Słupsk, Diabla Góra). W porównaniu z miastami wybrzeża (Słupsk $8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Łeba $7,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz ze stacjami na Pojezierzu Mazurskim (Diabla Góra $7,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Suwałki $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) stan aerosanitarny środkowej Polski przedstawia się nieco gorzej, szczególnie w większych miastach, takich jak Warszawa ($19,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) czy Piotrków Trybunalski ($26,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Mniejsze stężenie SO_2 cechuje w północnej Polsce nawet duże miasta

(Szczecin $12,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Koszalin $15,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Jedynie średnie stężenie SO_2 w Gdańsku ($19,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) jest większe, podobne do średniego stężenia SO_2 w Warszawie.



Rys. 3. Średnie stężenie dwutlenku siarki w środkowej Polsce w latach 1993-1999

Zmiany czasowe stężenia dwutlenku siarki w środkowej Polsce w latach 1993-1999

Cykl roczny stężenia zanieczyszczeń powietrza zależy jest od występujących w ciągu roku zmian emisji oraz zmian warunków meteorologicznych. Stężenie dwutlenku siarki w powietrzu wykazuje wyraźne zmiany roczne. Największa koncentracja SO_2 występuje w półroczu chłodnym (głównie zimą - w okresie grzewczym). Kilkakrotnie niższe są średnie wartości stężenia w cieplej połowie roku.

Prawidłowość ta wynika przede wszystkim ze zwiększonej emisji SO_2 w półroczu chłodnym, która spowodowana jest wzrostem zużycia energii. Związane jest to z uaktywnieniem dodatkowych źródeł energii, takich jak małe elektrociepłownie, lokalne systemy grzewcze czy paleniska domowe. W chłodnej połowie roku do zwiększonego stężenia SO_2 przyczyniają się także warunki meteorologiczne. Okres ten charakteryzuje się częstym występowaniem stałej równowagi termiczno-dynamicznej. Ma to niekorzystny wpływ na mieszanie się powietrza i wynoszenie zanieczyszczeń. Efektem utrudnionej wymiany pionowej powietrza jest silny wzrost koncentracji dwutlenku siarki w dolnej warstwie atmosfery (Parczewski, 1969). W półroczu ciepłym stężenie SO_2 zwykle znacznie maleje. Ma to związek z polepszeniem się warunków transformacji zanieczyszczeń (w tym zwiększoną intensywnością procesów fotochemicznych), prowadzących do przemiany SO_2 w siarczany. Sprzyja temu większe niż w półroczu chłodnym usłonecznienie (Dowgiałło, 1993). Korzystne jest również częstsze niż w półroczu chłodnym występowanie równowagi chwiejnej, dzięki której nie dochodzi do długotrwałej koncentracji zanieczyszczeń. Dodatkowym czynnikiem sprzyjającym zmniejszaniu się stężenia zanieczyszczeń w cieplej połowie roku jest ok. dwukrotnie większa grubość warstwy miesza-

nia, co powoduje intensywniejsze rozcieńczanie dwutlenku siarki. Ponadto wzmocniona konwekcja oraz zwiększona ilość opadów sprzyjają oczyszczaniu atmosfery. Efektywność wymywania SO_2 przez opady zależy od ich rodzaju i natężenia, najkorzystniejsze są długotrwałe, obfite opady deszczu lub mżawki.

Znaczny wpływ na sezonowe zmniejszenie stężenia zanieczyszczeń ma szata roślinna, absorbująca m.in. dwutlenek siarki – jej najbujniejszy rozwój przypada właśnie na półroczcie ciepłe. W związku z działaniem powyższych czynników zaznacza się wyraźna sezonowość stężenia dwutlenku siarki w powietrzu. Według badań przeprowadzonych przez R. Hryniewicz (1970) średnie stężenie SO_2 w styczniu może być nawet siedmiokrotnie większe niż średnie stężenie tego gazu w lipcu.

Analizując stężenie dwutlenku siarki na badanym terenie w latach 1993-1999 zauważa się, że koncentracja SO_2 charakteryzuje się rytmem rocznym. Sezonowy wzrost stężenia dwutlenku siarki obserwuje się w półroczu chłodnym (tab.4, rys. 4).

Tabela 4. Sezonowe zmiany stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w środkowej Polsce w latach 1993-1999

Miejscowość.	Rok	P. ciepłe IV-IX	P.chłodne. X-III	Wiosna III-V	Lato VI-VIII	Jesień IX-XI	Zima XII-II
Ciechanów	6,4	1,3	11,0	5,4	0,8	5,1	14,0
Kutno	9,6	6,3	12,9	10,2	6,6	5,2	18,7
Łódź	14,6	6,2	23,3	13,4	4,4	12,3	29,6
Piotrków Tryb.	26,6	8,6	44,5	24,4	7,6	11,8	64,8
Płock	9,6	4,1	15,2	8,7	3,1	7,5	19,5
Radom	9,6	6,4	11,8	10,4	6,6	8,0	13,5
Skierniewice	7,6	2,2	13,5	6,1	1,5	5,1	18,4
Warszawa	19,7	10,5	28,3	18,3	9,3	22,4	28,6
Jarczew	7,2	3,6	10,8	5,8	2,9	6,6	13,5

W półroczu chłodnym, kiedy uaktywniane są różne systemy grzewcze, średnie dobowe wartości stężenia dwutlenku siarki są znacznie wyższe, a przestrzenne zróżnicowanie zanieczyszczenia powietrza jest wyraźnie zaznaczone. Średnie wartości stężenia w półroczu chłodnym są na rozpatrywanych stacjach zazwyczaj 3-4 razy większe niż w półroczu ciepłym, różnice między półroczami mogą sięgać nawet do $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Piotrków Trybunalski). Ponadto właśnie na chłodną połowę roku przypadają największe z zanotowanych wartości stężenia SO_2 na każdej ze stacji. W tym okresie zaznaczają się również przypadki występowania stężenia przekraczającego dopuszczalną normami prawnymi wartość ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Uwidacznia się to przede wszystkim w Warszawie, gdzie średnie dobowe stężenie powyżej $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wystąpiło w 1,3% przypadków. Na pozostałych stacjach częstość występowania takich wartości nie przekroczyła 0,3%. Jedynie w Ciechanowie, Radomiu oraz Jarczewie stężenie SO_2 nie przekroczyło $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Półroczcie chłodne charakteryzuje również rzadkie występowanie wartości stężenia SO_2 poniżej $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Szczególnie jest to znamienne dla aglomeracji miejskich Warszawy (5,6%) i Łodzi (9,2%). W mniejszych miastach: Ciechanowie, Piotrkowie Trybunalskim, Płocku, a także w Jarczewie tak małe wartości średniego dobowego stężenia SO_2 występują częściej i stanowią ponad 20% obserwacji, natomiast w Kutnie i Radomiu nawet 40%.

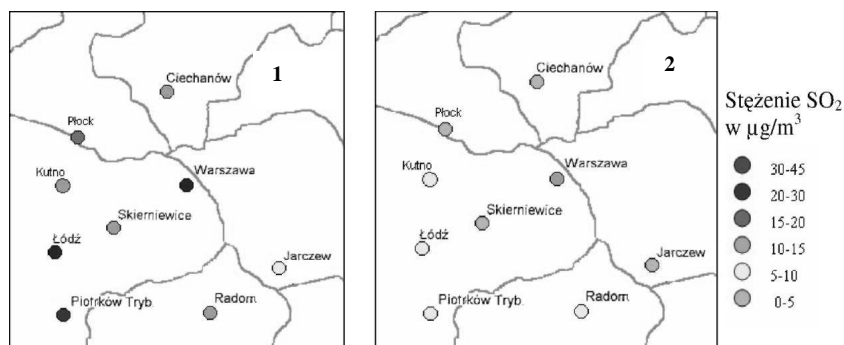
Półrocze ciepłe charakteryzuje się znacznie mniejszymi wartościami stężenia dwutlenku siarki. Okres ten, ze względu na zmniejszoną emisję zanieczyszczeń i korzystniejsze warunki meteorologiczne, sprzyja występowaniu małych wartości stężenia SO₂. W ciepłej połowie roku zróżnicowanie średniego stężenia dwutlenku siarki na terenie środkowej Polski zaznacza się słabiej. Na wszystkich punktach pomiarowych jest ono niższe od 10 µg/m³, a na niektórych nawet mniejsze niż 5 µg/m³ (Ciechanów, Jarczew, Płock, Skierniewice). Ponadto półrocze ciepłe charakteryzuje się mniejszym niż półrocze chłodne zakresem zmian średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki (tab. 4). W półroczu ciepłym dominują małe wartości stężenia SO₂, większe występują rzadko i nie przekraczają wartości dopuszczalnej według norm prawnych (150 µg/m³).

Częstość występowania stężenia SO₂ poniżej 5 µg/m³ na rozpatrywanych stacjach wynosi ponad 50%, natomiast w Ciechanowie i Skierniewicach przekracza nawet 90%. Jedynie w Warszawie, gdzie emisja dwutlenku siarki jest znaczna, tak małe wartości stężenia są rzadsze – stanowią 32%. Z kolei większe wartości stężenia dwutlenku siarki, przekraczające 50 µg/m³, na większości stacji w tym półroczu nie wystąpiły. Średnie wartości stężenia SO₂ wynoszące 50-100 µg/m³ zmierzono tylko w Kutnie, Piotrkowie Trybunalskim, Płocku oraz Warszawie. Zadowolający jest również fakt, iż na żadnej z omawianych stacji (z wyjątkiem Piotrkowa) nie wystąpiło stężenie przekraczające 100 µg/m³, a największe zanotowane wartości wyniosły 89 µg/m³ w Warszawie i 160 µg/m³ w Piotrkowie Trybunalskim.

Najmniejszą koncentracją SO₂ odznacza się pora letnia, kiedy średnie stężenie tego zanieczyszczenia w środkowej części Polski na żadnej stacji pomiarowej nie przekracza 10 µg/m³. Najwyraźniejszym kontrastem w stosunku do lata wyróżnia się pora zimowa, kiedy koncentracja SO₂ może być nawet 8-krotnie większa niż latem (np. w Piotrkowie Trybunalskim). Średnie stężenie w miesiącach wiosennych i jesiennych przyjmuje zbliżone wartości.

W opisywanym okresie największymi wartościami stężenia SO₂ charakteryzował się rok 1993. Średnie roczne stężenie wynosiło wówczas od 3,9 µg/m³ w Radomiu do 59,9 µg/m³ w Piotrkowie Trybunalskim. Kolejne lata cechował stopniowy spadek średniego stężenia SO₂ i w latach 1998-1999 średnia roczna wartość na obszarze środkowej Polski nie przekroczyła 20 µg/m³ (rys. 4, tab. 5). Zmniejszenie zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki zaznacza się w tym okresie na terenie całej Polski i jest związane z ograniczeniem emisji zarówno w kraju, jak i w państwach sąsiadujących (Kicińska, 1999).

W opisywanym okresie największymi wartościami stężenia SO₂ charakteryzował się rok 1993. Średnie roczne stężenie wynosiło wówczas od 3,9 µg/m³ w Radomiu do 59,9 µg/m³ w Piotrkowie Trybunalskim. Kolejne lata cechował stopniowy spadek średniego stężenia SO₂ i w latach 1998-1999 średnia roczna wartość na obszarze środkowej Polski nie przekroczyła 20 µg/m³ (tab. 5). Zmniejszenie zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki zaznacza się w tym okresie na terenie całej Polski i jest związane z ograniczeniem emisji zarówno w kraju, jak i w państwach sąsiadujących (Kicińska, 1999).



Rys. 4. Średnie stężenie dwutlenku siarki w środkowej Polsce w latach 1993-1999 (półrocza: chłodne (1) i ciepłe (2))

Tabela. 5. Średnie stężenie SO₂ w kolejnych latach okresu 1993-1999 na obszarze środkowej Polski

Miejscowość	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Ciechanów	7,8	12,6	8,0	9,2	5,2	3,6	2,6
Kutno	9,4	3,8	11,5	15,1	13,7	8,5	4,1
Łódź	17,7	11,8	21,5	18,1	13,7	11,8	7,8
Piotrków Trybunalski	59,5	14,3	28,7	30,2	23,7	9,4	16,0
Płock	20,5	8,7	10,5	10,5	7,9	5,2	8,8
Radom	3,9	5,0	18,3	20,1	11,1	5,3	3,4
Skieriewice	10,8	6,6	10,4	10,9	7,3	4,4	4,0
Warszawa	24,4	17,2	23,3	19,8	18,0	16,2	19,8
Jarczew	-	8,0	8,2	8,6	6,9	6,1	5,7

W celu potwierdzenia powyższych wniosków obliczono również percentyl 0,95 stężenia dwutlenku siarki w odniesieniu do roku oraz półroczy (tab. 6). Funkcja ta pozwala oddzielić 5% obserwacji o największych w danym zbiorze wartościach.

W latach 1993-1999 największe wartości percentyla 0,95 charakteryzują stacje położone na terenie aglomeracji miejskich lub w pobliżu większych ośrodków przemysłowych. W Piotrkowie Trybunalskim 5% przypadków stężenia przekracza 124 µg/m³, a w Warszawie 57µg/m³. Z kolei w Jarczewie, Ciechanowie, Radomiu i Skieriewicach – miejscowościach o mniejszym uprzemysłowieniu, a tym samym i mniejszej emisji zanieczyszczeń powietrza wartości percentyla 0,95 nie przekraczają 30 µg/m³.

W półroczu chłodnym powyższa prawidłowość jest jeszcze bardziej widoczna ze względu na wzmożoną emisję i większe wartości stężenia. Największą wartością percentyla 0,95 wyróżnia się stężenie SO₂ w Piotrkowie Trybunalskim (184 µg/m³) oraz w Warszawie (74 µg/m³), natomiast najniższym stężeniem odznaczał się Jarczew (percentyl 0,95 wyniósł 26 µg/m³), oddalony od większych ośrodków przemysłowych. Niskimi

wartościami omawianej charakterystyki cechowały się także Ciechanów, Radom oraz Skierniewice, miasta o niewielkiej emisji własnej (wartość percentyla 0,95 wynosiła w nich ok. 38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabela 6. Percentyl 0,95 stężenia dwutlenku siarki w środkowej Polsce w latach 1993-1999 (rok i półrocza)

Miejscowość	Rok	Pół. ciepłe	Pół. chłodne
Ciechanów	27	5	34
Kutno	35	25	44
Łódź	46	18	56
Piotrków Trybunalski	124	30	184
Płock	35	17	42
Radom	27	22	32
Skierniewice	28	7	38
Warszawa	57	26	74
Jarczew	20	9	26

W półroczu ciepłym przestrzenne zróżnicowanie wartości percentyla 0,95 stężenia SO_2 jest znacznie słabiej widoczne ze względu na dużo mniejsze wartości stężenia dwutlenku siarki na wszystkich stacjach. W tym okresie najlepsza sytuacja arosanitarna występuje nadal w Ciechanowie, Skierniewicach i Jarczewie, gdzie 5% przypadków stężenia o najwyższych wartościach nie przekracza 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast najwyższe wartości percentyla 0,95, zawarte w granicach 25-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, charakteryzują Piotrków Trybunalski, Warszawę oraz Kutno.

Wpływ kierunku napływu mas powietrza na koncentrację dwutlenku siarki w środkowej Polsce

Zanieczyszczenie powietrza oraz jego przestrzenny rozkład w bardzo istotny sposób uwarunkowane są kierunkiem adwekcji mas powietrza. Według R. Hryniewicz (1970) dwutlenek siarki może przebywać w atmosferze ok. 4 dni. Jest to czas wystarczająco długi by to zanieczyszczenie mogło zostać przetransportowane wraz z masami powietrza nad inne obszary, nawet te znacznie oddalone od źródeł emisji. Z kolei masy napływające z mniej zanieczyszczonych obszarów mogą rozcieńczać bardziej zanieczyszczone powietrze, a tym samym wpływać na redukcję stężenia szkodliwych substancji na terenach wyróżniających się dużą emisją. Dlatego też określenie kierunków adwekcji mas powietrza, przy których możemy spodziewać się znacznej koncentracji zanieczyszczeń jest bardzo istotne dla celów monitoringowych.

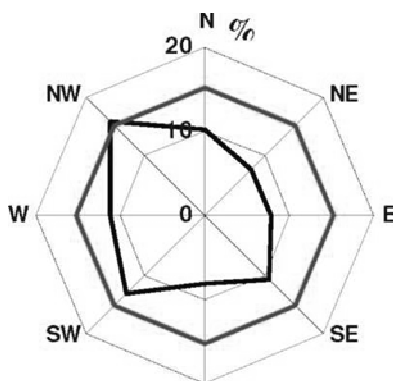
Wpływ kierunku adwekcji mas powietrza na koncentrację SO_2 w środkowej Polsce przedstawiono na podstawie charakterystyk wyznaczonych w zbiorach wartości stężenia SO_2 z dni z poszczególnymi kierunkami adwekcji mas powietrza. Wykorzystano średnie wartości stężenia SO_2 , posłużono się częstością występowania określonych wartości stężenia SO_2 , ponadto użyto wartości percentyla 0,95.

Udział poszczególnych kierunków napływu mas powietrza w kształtowaniu pogody w środkowej Polsce w latach 1993-1999

W okresie 1993-1999 w środkowej Polsce najczęstsza była adwekcja mas powietrza z sektora zachodniego - wystąpiła w ok. 40% dni. Najczęściej powietrze napływało z północno-zachodu (16,0% dni) (rys. 5). Najrzadziej masy powietrza napływały z sektora wschodniego - udział takich dni wyniósł 26,1% w roku, w tym najrzadziej pojawiała się adwekcja z kierunku północno-wschodniego (7,5%). Podobną częstością występowania charakteryzował się napływ mas powietrza z sektora południowego (32,1) i z sektora północnego (33,8). Dni bez wyraźnego kierunku adwekcji mas powietrza lub z ciszą stanowiły 15,0%.

W półroczu chłodnym najczęściej napływało powietrze z sektora zachodniego - 48% dni, w tym najczęściej występowała adwekcja z kierunku południowo-zachodniego (17,0). Najmniejszą częstością występowania charakteryzował się napływ mas powietrza z sektora wschodniego - 20,5% (najrzadziej z kierunku północno-wschodniego 3,9%). Udział sytuacji bezadwekcyjnych wyniósł 13,2%.

Półroczcie ciepłe w badanym okresie charakteryzowało się wyraźną przewagą adwekcji z sektora północnego (38% dni), z największym udziałem napływu mas powietrza kierunku z północno-zachodniego (15). Zbliżoną częstością występowania charakteryzowała się adwekcja z sektora wschodniego (31,7) oraz z sektora zachodniego (32,7). Najmniejszą częstością występowania w półroczu ciepłym wyróżnił się napływ mas powietrza z sektora południowego (27,0%), w tym najrzadziej następowała adwekcja z kierunku południowego (8,6%).



Rys. 5. Udział (%) adwekcji mas powietrza z poszczególnych kierunków w środkowej Polsce w latach 1993-1999 – w odniesieniu do wszystkich cisz

Średnia koncentracja dwutlenku siarki w dniach z poszczególnymi kierunkami adwekcji mas powietrza

Otrzymane w niniejszej pracy wyniki badań dowodzą, że średnio w roku na większości punktów badawczych względnie duże stężenie SO_2 panowało w dniach z napływem mas powietrza z południa i południo-zachodu. W niektórych punktach większe od przeciętnego stężenie SO_2 występowało także podczas adwekcji z zachodu (Jarczew, Łódź)

oraz wschodu (Kutno). Taka sytuacja jest wynikiem lokalizacji dużych ośrodków przemysłowych na południu, południo-zachodzie i zachodzie Polski. Przy wymienionych kierunkach napływu mas powietrza emitowane w tych ośrodkach zanieczyszczenia wpływają na wzrost stężenia związków siarki na badanym obszarze. Najbardziej niekorzystnym kierunkiem adwekcji w znacznej części środkowej Polski jest kierunek południowo-zachodni (tab. 7). Przy napływie mas powietrza z tego kierunku średnie stężenie na większości punktów pomiarowych jest największe i przekracza średnią roczną wartość o 2-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Łódź 19,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Warszawa 23,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tylko w Kutnie w tych warunkach sytuacja aerosanitarna nie pogarsza się. Na negatywne oddziaływanie adwekcji mas powietrza z tego kierunku wpływają większe zakłady przemysłowe zlokalizowane w południowej (np. GOP) i południowo-zachodniej (np. Turów) części kraju oraz położone w bliskim sąsiedztwie, takie jak elektrownia Bełchatów. Udział adwekcji z omawianego sektora wynosi 13,1% dni w roku, a więc w znaczący sposób wpływa ona na warunki aerosanitarnie na tym obszarze.

Zdecydowanie mniejsze stężenie dwutlenku siarki występuje przy adwekcji z kierunków północnych, a w szczególności z północo-zachodu i północo-wschodu. W dniach z adwekcją z tych kierunków średnie stężenie SO_2 w żadnym z omawianych punktów nie przekroczyło wartości średniej w roku na danej stacji, a na stacjach w Ciechanowie, Piotrkowie Trybunalskim i Skierniewicach było nawet dwukrotnie mniejsze. Poprawa stanu aerosanitarnego na wszystkich stacjach w takiej sytuacji jest wynikiem napływu mas powietrza ze słabiej uprzemysłowionych terenów wybrzeża i pojezierzy. W roku łączny udział napływu mas powietrza z sektora północnego jest dość znaczny i wynosi 21,5%, co sprzyja poprawie jakości powietrza na badanym terenie.

Tabela 7. Średnie stężenie SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w środkowej Polsce przy poszczególnych kierunkach adwekcji mas powietrza i ciszach w latach 1993-1999 (0 – cisze)

	Ciechanów	Kutno	Łódź	Piotrków T.	Płock	Radom	Skierniewice	Warszawa	Jarczew
Średnia	6,4	9,6	14,6	26,6	9,6	9,6	7,6	19,7	7,2
N	4,7	11,1	8,5	16,8	9,2	9,9	6,8	13,5	6,4
NE	3,1	7,6	12,5	11,7	6,1	7,9	3,4	14,6	3,8
E	6,8	10,7	13,5	19,3	9,5	10,7	7,3	18,3	5,1
SE	6,9	8,7	14,4	10,7	10,6	10,5	8,5	23,1	6,9
S	7,8	8,4	14,6	16,4	11,5	7,4	8,1	37,6	8,6
SW	8,6	9,1	19,2	28,3	11,1	11,2	9,6	23,3	9,5
W	6,5	9,3	17,5	13,8	10,6	8,2	8,7	17,9	9,7
NW	4,3	9,0	12,9	11,9	7,8	9,2	5,8	14,2	6,6
0	7,9	11,8	15,2	9,9	10,2	10,1	9,1	19,2	7,1

Niekorzystny wpływ mas powietrza napływających z kierunków południowych zaznacza się w środkowej Polsce w ciągu całego roku. W półroczach chłodnym i ciepłym wpływ adwekcji z innych kierunków ulega pewnym zmianom. Jest to spowodowane różnicą wielkości emisji w obydwu półroczach oraz okresową zmiennością warunków pogodowych. W półroczu chłodnym najbardziej niekorzystne sytuacje powstają przy napływie mas powietrza ze wschodu i południo-wschodu (tab. 8). Wówczas wzrost stężenia SO_2 zauważalny jest w Ciechanowie, Kutnie, Radomiu oraz Skierniewicach.

Przyczyną wzrostu stężenia dwutlenku siarki przy adwekcji z wymienionych kierunków może być napływ powietrza polarnego kontynentalnego, które zimą często przynosi silne mrozy. Skutkiem znacznego spadku temperatury jest podwyższona aktywność systemów grzewczych, w tym małych palenisk domowych oraz większych kotłowni i ciepłowni, co powoduje wzmożoną emisję dwutlenku siarki. Wzrost stężenia dwutlenku siarki może być spowodowany także lokalnym oddziaływaniem elektrowni ciepłej w Kozienicach lub – w zachodniej części omawianego obszaru – wpływem aglomeracji warszawskiej. Należy również brać pod uwagę napływ zanieczyszczeń z przemysłowych ośrodków Ukrainy lub Białorusi.

Tabela 8. Średnie stężenie SO₂ (µg/m³) w Środkowej Polsce przy poszczególnych kierunkach adwekcji mas powietrza i ciszach w półroczu chłodnym

	Ciechanów	Kutno	Łódź	Piotrków T	Płock	Radom	Skierniewice	Warszawa	Jarczew
Średnia	11,0	12,9	23,3	44,5	15,2	11,8	13,5	28,3	10,8
N	9,3	15,9	23,8	44,6	14,4	12,5	13,0	17,8	9,1
NE	8,2	12,1	15,6	44,5	10,2	5,0	8,3	20,5	7,3
E	14,6	15,2	18,6	49,5	16,6	13,4	16,0	30,5	9,1
SE	12,4	12,2	11,2	38,5	17,6	14,3	15,4	31,1	10,9
S	12,6	11,1	14,9	36,0	18,0	9,5	13,9	56,8	11,9
SW	11,9	10,4	22,7	37,0	14,9	12,8	13,6	30,7	11,9
W	9,2	11,3	21,2	38,5	14,5	9,8	12,7	22,7	12,4
NW	7,2	10,5	11,3	43,3	11,4	11,0	9,6	18,7	9,1
0	15,2	19,7	19,9	68,3	18,8	13,8	18,7	29,2	11,6

Najkorzystniejsza sytuacja aerosanitarna w półroczu chłodnym występuje przy napływie mas powietrza z północo-zachodu, północo-wschodu oraz południo-zachodu i zachodu. Wówczas na wszystkich punktach pomiarowych koncentracja SO₂ nie przekracza przeciętnej w tym półroczu na danej stacji. Korzystna jest również adwekcja z północy - przeciętne stężenie większe od średniego występuje w takich dniach tylko w Kutnie (taka sytuacja może być wynikiem oddziaływania lokalnych zakładów przemysłowych w Płocku lub Włocławku).

Półrocze ciepłe odznacza się mniejszymi wartościami stężenia dwutlenku siarki - kilkakrotnie mniejszymi niż w półroczu chłodnym.

Względnie duża koncentracja SO₂ w cieplej połowie roku występuje głównie przy adwekcji mas powietrza ze wschodu (tab. 9). Wówczas w miastach położonych w zachodniej części badanego obszaru (Skierniewice, Kutno, Płock) odczuwalny jest negatywny wpływ zakładów przemysłowych usytuowanych na terenie Warszawy – stężenie SO₂ jest wówczas zwykle większe niż przeciętne w tym półroczu na danej stacji. Natomiast w Ciechanowie podwyższona koncentracja SO₂ może być wynikiem napływu zanieczyszczeń z elektrowni w Ostrołęce. Za niekorzystny można też uznać napływ mas powietrza z kierunku południowo-zachodniego, przy którym odczuwalny jest wpływ elektrowni Bełchatów i zakładów GOP na punkty pomiarowe w Łodzi, Skierniewicach oraz Radomiu. Mimo, że energetyka zawodowa działa przez cały rok, to niekorzystny wpływ jest znacznie słabszy w cieplej połowie roku, ze względu na ograniczenie produkcji energii niezbędnej w systemach grzewczych, ponadto w tym okresie intensywniejsze

niż w półroczu chłodnym jest tempo przemian dwutlenku siarki oraz jego usuwanie z atmosfery.

Najlepszy stan aerosanitarny na wszystkich stacjach, podobnie jak i w chłodnej połowie roku, występuje przy napływie mas powietrza z zachodu. Podczas adwekcji z tego kierunku przeciętne stężenie na żadnym z punktów pomiarowych nie przekracza średniego stężenia SO₂ w tym półroczu na danej stacji.

Tabela 9. Średnie stężenie SO₂ (µg/m³) przy poszczególnych kierunkach adwekcji mas powietrza i ciszach w półroczu ciepłym

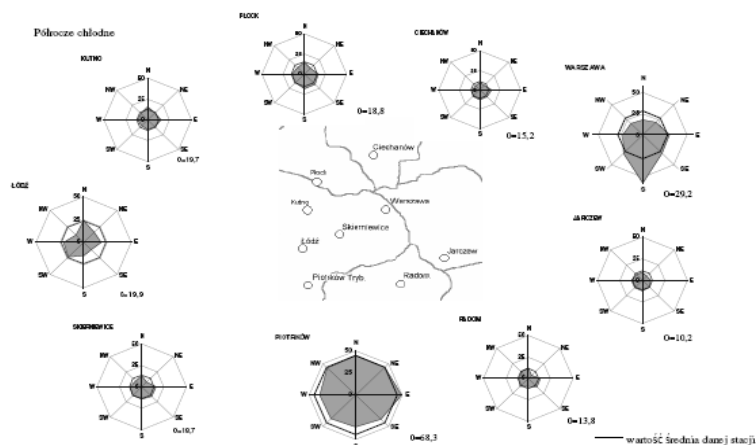
	Ciechanów	Kutno	Łódź	Piotrków T.	Płock	Radom	Skierniewice	Warszawa	Jarczew
Średnia	1,3	6,3	6,2	8,6	4,1	6,4	2,2	10,5	3,6
N	0,9	8,1	5,6	6,6	5,2	7,5	2,1	10,0	4,0
NE	1,1	6,3	5,2	11,3	4,7	9,0	1,8	12,0	2,4
E	1,6	8,4	5,8	7,2	5,4	9,1	2,5	10,4	2,6
SE	1,3	5,3	6,0	9,7	3,9	6,8	2,2	12,1	3,1
S	1,4	5,4	6,1	11,3	3,7	5,1	1,8	12,4	4,0
SW	2,4	5,9	9,4	8,7	3,8	8,1	2,6	9,5	5,1
W	1,2	6,4	5,9	8,6	3,6	5,4	1,8	9,4	4,5
NW	1,0	7,5	6,2	7,9	3,6	7,1	2,1	8,9	3,7
0	1,4	6,5	6,3	7,6	3,6	7,4	2,3	10,8	3,7

Ponieważ średnia nie jest charakterystyką wyczerpująco informującą o występujących w danym miejscu wartościach stężenia dwutlenku siarki, dodatkowo posłużono się częstością poszczególnych wartości stężenia SO₂.

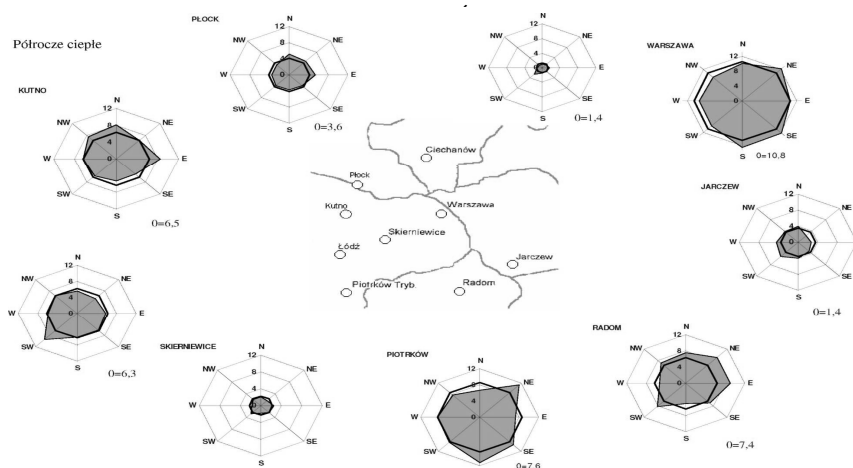
Na podstawie otrzymanych wyników stwierdzono, że w okresie 1993-1999 przy napływie mas powietrza z sektora południowego (szczególnie przy adwekcji z południowozachodu) na większości punktów pomiarowych ponad 40% pomiarów wykazuje dość duże stężenie, przekraczające 20 µg/m³. Jedyne w Ciechanowie, Kutnie i Skierniewicach ok. 50% zmierzonych w takiej sytuacji wartości stężenia dwutlenku siarki jest mniejsze niż 5 µg/m³. Ponadto na punktach pomiarowych w Kutnie, Łodzi, Piotrkowie Trybunalskim oraz w Warszawie przy tych kierunkach napływu mas powietrza zdarzały się dni ze stężeniem przekraczającym 150 µg/m³. W półroczu chłodnym powyższa prawidłowość jest jeszcze bardziej widoczna ze względu na wzmożoną emisję i większe wartości stężenia. Największą wartością percentyla 0,95 wyróżnia się stężenie SO₂ w Piotrkowie Trybunalskim (184 µg/m³) oraz w Warszawie (74 µg/m³), natomiast najniższym stężeniem odznaczał się Jarczew (percentyl 0,95 wyniósł tu 26 µg/m³), oddalony od większych ośrodków przemysłowych. Niskimi wartościami omawianej charakterystyki cechowały się także Ciechanów, Radom oraz Skierniewice, miasta o niewielkiej emisji własnej (wartość percentyla 0,95 wynosiła w nich ok. 38 µg/m³).

Najlepsze warunki aerosanitarnie występują przy adwekcji z północy i północowschodu. W takiej sytuacji małe (tzn. do 5 µg/m³) wartości stężenia dwutlenku siarki pojawiają się częściej na wszystkich stacjach - ich częstość przekracza 50%. Najlepsza sytuacja aerosanitarna cechuje Skierniewice, Ciechanów i Jarczew - tu udział wartości nieprzekraczających 5 µg/m³ wynosi nawet 80%. Rzadziej przy tej sytuacji występuje natomiast stężenie SO₂ przekraczające 20 µg/m³. Częstsze (46,5%) jest ono jedynie w

Warszawie – miście o znacznym zanieczyszczeniu powietrza. W półroczu chłodnym (rys. 6) niezależnie od kierunku adwekcji mas powietrza, częściej pojawiają się większe wartości stężenia.



Rys. 6. Średnie stężenie SO_2 w poszczególnych punktach pomiarowych przy różnych kierunkach napływu mas powietrza w półroczu chłodnym



Rys. 7. Średnie stężenie SO_2 w poszczególnych punktach pomiarowych przy różnych kierunkach napływu mas powietrza w półroczu ciepłym

Pogorszenie jakości powietrza widoczne jest szczególnie przy napływie mas powietrza z południa, południo-zachodu, południo-wschodu i wschodu.

W ciepłej połowie roku sytuacja ulega poprawie na wszystkich stacjach (rys. 7). Najczęściej występuje stężenie SO_2 równe $0\text{-}5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bardzo rzadko natomiast występuje stężenie przekraczające $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedynie w Warszawie sytuacja jest mniej korzystna, bowiem niezależnie od kierunku napływu mas powietrza ok. 50% pomiarów wykazuje stężenie SO_2 równe $5\text{-}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W półroczu ciepłym na żadnej ze stacji nie zostało przekroczone dopuszczalne stężenie SO_2 ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$), rzadko również przekraczana była wartość $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – najczęściej zdarzało się to przy napływie mas powietrza z północ-wschodu.

Największe wartości stężenia dwutlenku siarki w dniach z poszczególnymi kierunkami adwekcji mas powietrza

W celu określenia największych wartości stężenia dwutlenku siarki przy różnych kierunkach adwekcji mas powietrza obliczono percentyl 0,95 w poszczególnych zbiorach danych stężenia SO_2 . Uzyskane wartości percentyla 0,95 wykazują znaczne zróżnicowanie na analizowanych stacjach oraz przy adwekcji mas powietrza z poszczególnych kierunków. Najwyższą wartością percentyla 0,95 odznacza się Piotrków Trybunalski, gdzie 5% zmierzonych wartości stężenia SO_2 przekracza $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W pozostałych punktach pomiarowych wartości percentyla 0,95 wahają się od $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Jarczewie do $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Warszawie.

W zbiorach dni z napływem mas powietrza z poszczególnych kierunków na rozpatrywanych stacjach badawczych różnice wartości percentyla 0,95 mogą sięgać od kilku do kilkudziesięciu $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe zróżnicowanie charakteryzuje miasta o stosunkowo dużym zanieczyszczeniu powietrza, np. Piotrków Trybunalski czy Warszawę, natomiast na stacjach o dobrych warunkach aerosanitarnych (Ciechanów, Jarczew) wartości percentyla 0,95 są wyrównane (tab. 10).

W półroczu chłodnym największe wartości percentyla 0,95 stężenia dwutlenku siarki na większości stacji wyróżniają dni z adwekcją mas powietrza ze wschodu. Znaczące pogorszenie jakości powietrza przy adwekcji z tego kierunku występuje w Łodzi, gdzie 5% wartości stężenia SO_2 przekracza $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabela 10. Percentyl 0,95 stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy poszczególnych kierunkach napływu mas powietrza w latach 1993-1999

Miejsce	Ogółem	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	0
Ciechanów	27,0	20,6	9,0	28,7	27,0	29,1	30,0	27,9	18,3	31,0
Kutno	35,0	38,2	26,0	37,0	28,5	27,0	30,6	34,6	21,3	47,2
Łódź	46,0	41,8	26,0	50,0	43,8	42,1	52,1	50,0	43,0	49,9
Piotrków Tryb.	124,0	96,2	58,8	86,2	98,5	80,3	101,9	145,5	115,5	195,0
Płock	35,9	31,1	23,0	37,2	36,0	38,7	35,0	40,0	29,2	37,5
Radom	27,0	29,0	19,0	31,0	32,0	27,0	30,4	23,0	25,9	27,5
Skiermiewice	28,0	28,3	11,0	31,3	29,0	27,2	29,0	23,1	23,6	32,2
Warszawa	57,0	31,7	42,4	63,9	62,6	145,0	57,8	47,0	35,0	52,0
Jarczew	20,0	15,4	12,0	18,9	19,0	20,0	21,3	25,8	16,2	22,1

Niekorzystny okazał się także napływ mas powietrza z kierunku południowego – w takich dniach najwyższe wartości stężenia dwutlenku siarki w Warszawie przekroczyły $180,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast w Jarczewie $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ponadto w Warszawie podczas adwekcji z tego kierunku stężenie SO_2 uzyskało największą wartość w tym półroczu – $278 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tab. 11). Nienajlepsze warunki aerosanitarne wystąpiły przy napływie mas powietrza z północy na stacjach w Radomiu i Skierniewicach - wartość percentyla 0,95 wyniosła tu odpowiednio $39,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $46,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dodatkowo niekorzystny wpływ adwekcji z tego kierunku potwierdza fakt, że w takich dniach stężenie SO_2 osiągnęło największą wartość w Radomiu ($89 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a w Piotrkowie Trybunalskim sięgało aż $812 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Z kolei w Piotrkowie percentyl 0,95 osiągnął największą wartość ($242,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) przy adwekcji z północo-wschodu.

Zdecydowanie najkorzystniejszy okazał się napływ mas powietrza z kierunku północno-wschodniego. W dniach z adwekcją z tego kierunku wartości percentyla 0,95 na stacjach w Jarczewie, Skierniewicach i Radomiu są najniższe i nie przekraczają $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a w Ciechanowie, Łodzi i Płocku są mniejsze niż $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedynie w Piotrkowie Trybunalskim, jak wspomniano powyżej, kierunek północno-wschodni zaznaczył się jako wybitnie niekorzystny. Lepsza jakość powietrza na tej stacji występowała, przy adwekcji z południa (percentyl 0,95 – $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W Warszawie korzystny okazał się kierunek północny, a w Kutnie południowo-wschodni - w takich dniach w obydwu miastach za duże wartości stężenia SO_2 należy uznać te, które przekraczają $33,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabela 11. Percentyl 0,95 stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy poszczególnych kierunkach napływu mas powietrza w półroczu chłodnym w latach 1993-1999

Miejsce	Ogółem	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	0
Ciechanów	34,0	32,7	21,6	40,5	36,8	34,9	34,0	30,0	25,2	39,8
Kutno	44,0	46,5	32,9	52,0	29,9	33,7	36,0	36,0	35,7	62,2
Łódź	56,1	58,5	28,2	60,2	52,4	48,0	56,9	53,0	55,6	62,8
Piotrków Tryb.	184,0	171,9	242,4	179,0	130,2	123,1	129,6	157,8	231,4	151,9
Płock	42,0	31,0	24,8	51,8	42,0	46,0	40,0	43,7	37,0	48,2
Radom	32,0	39,4	19,1	33,5	34,0	29,6	32,0	24,0	33,1	39,6
Skierniewice	38,0	46,4	14,8	44,0	34,4	37,0	32,0	31,1	30,0	51,5
Warszawa	74,7	33,0	53,7	77,8	73,1	180,5	75,4	50,5	44,0	66,0
Jarczew	26,0	26,4	16,6	24,0	25,3	28,0	25,3	27,8	22,0	29,6

W półroczu ciepłym wartości stężenia dwutlenku siarki są znacznie niższe niż w półroczu chłodnym, a 5% największych wartości stężenia dwutlenku siarki na poszczególnych stacjach nie przekracza $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tab.12-13). Największą wartość percentyla 0,95, podobnie jak w półroczu chłodnym, stwierdzono w zbiorach dni z adwekcją ze wschodu - w Kutnie, Płocku oraz Radomiu wyniosła ona ok. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Niekorzystna okazała się również adwekcja z południo-zachodu, pogorszająca jakość powietrza na trzech stacjach: w Ciechanowie (percentyl 0,95 – $8,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Łodzi ($24,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) w Piotrkowie Trybunalskim ($43,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Na pozostałych stacjach, podobnie jak w półroczu chłodnym największa wartość percentyla 0,95 wystąpiła przy napływie mas powietrza z południa (w Warszawie percentyl 0,95 = $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), oraz z zachodu (w Jarczewie percentyl 0,95 – $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabela 12. Percentyl 0,95 stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy poszczególnych kierunkach napływu mas powietrza w półroczu ciepłym w latach 1993-1999

Miejsce	Ogółem	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	0
Ciechanów	5,0	3,0	4,7	6,0	5,0	6,0	8,4	4,1	4,0	5,9
Kutno	25,0	28,6	23,9	30,9	18,5	20,6	24,4	23,0	18,4	23,0
Łódź	18,0	16,5	14,0	15,9	18,1	16,6	24,0	18,1	17,0	16,0
Piotrków Tryb.	30,0	17,0	40,4	19,6	38,8	31,8	43,0	27,4	26,0	22,0
Płock	17,8	20,4	20,2	31,1	15,1	9,0	10,0	11,0	11,6	14,5
Radom	22,0	26,2	21,8	27,5	22,0	15,0	20,5	13,8	20,0	22,0
Skiermiewice	7,0	6,0	5,9	10,3	7,0	6,0	8,0	5,0	6,9	6,0
Warszawa	26,0	29,5	23,6	25,0	30,6	35,0	18,9	27,0	21,8	24,6
Jarczew	9,0	10,4	6,1	7,0	7,4	7,6	10,0	11,0	9,0	10,0

Tabela 13. Największe wartości stężenia SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w półroczu chłodnym i półroczu ciepłym przy adwekcji mas powietrza z poszczególnych kierunków

	Półrocze chłodne									
	N	NE	E	S	SE	W	NW	SW	0	
Ciechanów	47	79	63	72	58	44	72	56	76	
Kutno	65	39	75	47	58	63	89	112	114	
Łódź	103	55	82	117	67	91	127	102	100	
Piotrków Tryb.	812	497	416	475	291	554	701	265	393	
Płock	62	36	83	91	55	100	59	67	121	
Radom	89	15	42	39	52	38	62	48	69	
Skiermiewice	67	59	51	117	58	91	52	71	119	
Warszawa	125	121	119	278	183	95	107	222	93	
Jarczew	38	23	35	40	38	45	38	41	41	
	Półrocze ciepłe									
Ciechanów	7	8	11	22	13	7	9	19	7	
Kutno	49	61	37	30	55	37	38	39	42	
Łódź	26	36	39	18	37	31	38	48	45	
Piotrków Tryb.	48	160	57	55	78	60	61	62	92	
Płock	69	62	56	34	45	56	43	21	48	
Radom	34	32	49	34	30	55	25	27	27	
Skiermiewice	19	12	16	8	23	6	11	17	17	
Warszawa	39	89	47	89	44	35	55	29	44	
Jarczew	19	15	12	10	9	17	13	13	22	

Wyraźny spadek zanieczyszczenia powietrza SO_2 zaznacza się przy adwekcji z północy. Jest on wyraźny w Ciechanowie (percentyl 0,95 – $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$), w Jarczewie ($6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz Piotrkowie Trybunalskim ($17,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Najniższe wartości percentyla

0,95 na pozostałych stacjach występują: w Radomiu przy napływie mas powietrza z zachodu ($13,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), w Płocku przy napływie mas powietrza z południa ($9,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Średnia koncentracja dwutlenku siarki w dniach z poszczególnymi rodzajami układów barycznych

Przeprowadzona w niniejszej pracy analiza dowiodła, że rodzaj układu barycznego ma istotny wpływ na stężenie dwutlenku siarki. Wyraźnie niekorzystny wpływ na stężenie dwutlenku siarki wywierają antycyklonalne układy baryczne, natomiast przy sytuacjach cyklonalnych koncentracja dwutlenku siarki jest mniejsza (tab. 14).

Tabela 14. Średnie wartości stężenia dwutlenku siarki w ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy określonych układach barycznych w latach 1993-1999 (a – antycyklonalne, c – cyklonalne, 0 – pozostałe)

Miejsce	Rok				Półrocze chłodne (X-III)				Półrocze ciepłe (IV-IX)			
	Śr.	a	c	0	Śr.	a	c	0	Śr.	a	c	0
Ciechanów	6,4	7,3	4,2	6,9	11,0	7,2	13,5	11,9	1,3	1,2	1,2	1,6
Kutno	9,6	11,2	7,3	10,1	12,9	14,6	15,3	8,5	6,3	7,5	6,3	6,6
Łódź	14,6	16,0	12,3	15,3	23,3	25,8	18,2	25,2	6,2	5,5	6,7	6,7
Piotrków Trybunalski	26,6	35,1	16,4	26,8	44,5	58,3	25,4	46,5	8,6	8,6	7,6	9,5
Płock	9,6	7,4	10,8	10,5	15,2	17,2	11,0	17,1	4,1	4,1	3,7	4,6
Radom	9,6	10,0	9,2	9,5	11,8	13,4	10,0	11,7	6,4	6,6	8,3	7,5
Skierniewice	7,6	8,4	6,1	9,3	13,5	14,9	15,3	10,3	2,2	2,2	2,0	2,3
Warszawa	19,7	20,6	17,6	20,9	28,3	30,7	24,0	30,1	10,5	9,4	10,7	11,4
Jarczew	7,2	6,3	7,6	8,0	10,8	9,7	10,5	12,5	3,6	2,7	4,6	3,7

Wybitnie niekorzystny wpływ układów wyżowych na zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki zaznacza się w półroczu chłodnym. W tym okresie negatywny wpływ układu antycyklonalnego wiąże się przede wszystkim ze spadkiem temperatury, z częstym występowaniem sytuacji inwersyjnych oraz cisz. Niska temperatura przyczynia się do wzmożonej aktywności lokalnych kotłowni, ciepłowni oraz palenisk domowych, a co za tym idzie do wzrostu emisji SO_2 , która przy utrudnionej wymianie powietrza powoduje wzrost koncentracji związków siarki. Ponadto układ antycyklonalny charakteryzuje się prądami zstępującymi, powodującymi osiadanie powietrza oraz zanieczyszczeń przenoszonych wraz z nim ze źródeł emisji położonych daleko od granic analizowanego obszaru.

Natomiast najkorzystniejsze warunki, sprzyjające wynoszeniu zanieczyszczeń wykształcają się podczas panowania układów cyklonalnych, bowiem wiatr o znacznej prędkości, intensywne ruchy turbulencyjne oraz występowanie prądów wstępujących zmniejszają koncentrację szkodliwych związków przy gruncie. Także opady, które często występują przy tym rodzaju układu barycznego sprzyjają oczyszczaniu atmosfery.

Z przeprowadzonych w niniejszej pracy analiz wynika, że przy sytuacjach wyżowych w półroczu chłodnym na większości punktów badawczych średnie stężenie dwutlenku siarki było większe od średniego stężenia w tym półroczu na danej stacji o 2-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Radom - $13,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Płock - $17,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W Piotrkowie Trybunalskim ta różnica sięgała aż $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (średnie stężenie SO_2 przy panowaniu układów antycyklonalnych wyniosło tu $58,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Jedyne Ciechanów i Jarczew, miejsca o najmniejszej emisji SO_2 , odznaczy-

ły się w takich dniach niewielkim, mniejszym od średniego, zanieczyszczeniem powietrza. Ponadto warto zwrócić uwagę na fakt, że na połowie punktów badawczych stężenie dwutlenku siarki osiągało najwyższe wartości zanotowane w badanym okresie właśnie przy sytuacjach wyżowych (np. w Łodzi - $127 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Piotrkowie Trybunalskim - $812 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Skierniewicach - $119 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Na większości stacji badawczych wyraźnie zaznacza się korzystny wpływ układów cyklonalnych w półroczu chłodnym. Jedyne w Ciechanowie, Kutnie i Skierniewicach sytuacja aerosanitarna w takich dniach była niekorzystna, bowiem przeciętne wartości dwutlenku siarki były większe, tzn. przekraczały średnią na danej stacji o ok. $2\text{-}3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Półroczu ciepłe charakteryzuje się mniejszymi wartościami stężenia na wszystkich stacjach, a sytuacja aerosanitarna jest dobra na większości stacji, niezależnie od utrzymującego się układu barycznego. Wynika to z faktu, że ze względu na odmienne warunki pogodowe negatywny wpływ antycyklonalnych układów barycznych jest łagodniejszy.

W półroczu ciepłym, podobnie jak i w chłodnym, układ ten charakteryzuje się niewielkim zachmurzeniem, co umożliwia szybsze nagrzewanie się powierzchni i wzrost konwekcji, a to powoduje krótszy czas utrzymywania się warstwy inwersyjnej. Są to warunki sprzyjające wytworzeniu się równowagi chwiejnej, ułatwiającej wynoszenie zanieczyszczeń z przygruntowej warstwy atmosfery. Dlatego też w tym okresie między układem cyklonalnym a antycyklonalnym brak wyraźnego kontrastu w średnich wartościach stężenia SO_2 .

Aby lepiej poznać warunki aerosanitarnie panujące na terenie środkowej Polski obliczono częstość występowania poszczególnych wartości stężenia dwutlenku siarki przy poszczególnych rodzajach układu barycznego.

Analiza rozkładu częstości dowodzi, iż w analizowanym wieloleciu wyraźnie zarysowuje się niekorzystny wpływ sytuacji antycyklonalnych na stężenie dwutlenku siarki. Podczas utrzymywania się tego rodzaju układu barycznego na wszystkich stacjach wzrasta udział większych wartości stężenia, tzn. przekraczających $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ich częstość niejednokrotnie przekracza 15% (Kutno), a nawet 24% (Warszawa). Na większości punktów badawczych w takich dniach rzadziej występuje natomiast małe stężenie SO_2 , nieprzekraczające $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedyne w Ciechanowie i Skierniewicach układ wyżowy zaznacza się jako korzystniejszy – częstość występowania stężenia mniejszego $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ przekracza wówczas 60% pomiarów. Ponadto częściej niż przy układach cyklonalnych występuje stężenie większe niż $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, w szczególności w Kutnie, Łodzi, Piotrkowie Trybunalskim oraz w Warszawie. Ponadto warto również zauważyć, iż na pozostałych stacjach sytuacja aerosanitarna jest dobra i rzadko przekraczane jest stężenie $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Z kolei wcześniej dowiedzione korzystne oddziaływanie cyklonalnych układów barycznych przejawia się w zwiększonym udziale mniejszych wartości stężenia SO_2 , poniżej $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ich częstość w ciągu roku w Warszawie, Płocku oraz Łodzi przekracza 55%, zaś w Ciechanowie i Jarczewie, ze względu na niewielką emisję SO_2 , nawet 70%. Jednakże utrzymujące się układy niżowe nie poprawiają jakości powietrza na wszystkich stacjach. Wyraźnie jako niekorzystne zaznaczają się w Kutnie i Skierniewicach. W dniach z układami cyklonalnymi udział stężenia do $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Skierniewicach nie przekracza 40%, a w Kutnie osiąga zaledwie 17,5%. Większa, bo przekraczająca 47%, jest wówczas frekwencja stężenia przekraczającego $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Analiza obydwu półroczy wykazała różnice w oddziaływaniu układów barycznych na stężenie SO₂ na terenie środkowej Polski.

W półroczu chłodnym różnica w średnim stężeniu dwutlenku siarki podczas panowania poszczególnych układów barycznych zaznacza się bardzo wyraźnie. Podobnie jak wcześniejsza analiza wartości średnich, także ta część opracowania wskazuje, że zdecydowanie niekorzystny jest układ antycyklonalny. Powoduje on pogorszenie jakości powietrza na niemal wszystkich stacjach – w czasie jego występowania najczęściej pojawia się stężenie SO₂ przekraczające 20 µg/m³ i 50 µg/m³ – sytuacje takie stanowią 30-50% obserwacji. Ponadto częściej występują wartości stężenia SO₂ przekraczające 100 µg/m³. Dotyczy to szczególnie Piotrkowa Trybunalskiego (6,5% obserwacji) i Warszawy (1,4%). Rzadszym występowaniem charakteryzują się mniejsze wartości stężenia (poniżej 5 µg/m³) – w półroczu chłodnym rzadko ich częstość przekracza 30%, a w Łodzi i Warszawie osiąga ona zaledwie 6,5%.

Z kolei utrzymywanie się cyklonalnych układów barycznych w półroczu chłodnym wybitnie sprzyja wynoszeniu zanieczyszczeń. Dlatego też częstość występowania małych wartości stężenia, nieprzekraczających 20 µg/m³, wynosi od 37% w Radomiu do 79% w Jarczewie. Częstość tak małych wartości stężenia nie spada zwykle poniżej 30%, wyjątek stanowią jedynie Warszawa (5,5%) i Łódź (13,8%). Ponadto rzadko występuje stężenie powyżej 100 µg/m³ lub 150 µg/m³. Takie wartości pojawiają się podczas panowania zarówno układu antycyklonalnego, jak i cyklonalnego w Kutnie, Piotrkowie Trybunalskim oraz Warszawie.

W półroczu ciepłym niezależnie od utrzymującego się układu barycznego dominują małe (do 5 µg/m³) wartości stężenia SO₂. Sprzyjają temu lepsze warunki pogodowe. Udział małych wartości na większości stacji nie spada poniżej 50%, a w Ciechanowie, Jarczewie czy Skierniewicach – miastach o niewielkim zanieczyszczeniu powietrza – przekracza nawet 90%. Wyjątek stanowi Warszawa (30%). Pozytywny jest również fakt, że w tym okresie większe wartości, przekraczające 50 µg/m³, wystąpiły jedynie Piotrkowie Trybunalskim, Płocku i Warszawie.

Wpływ układów barycznych na koncentrację dwutlenku siarki w środkowej Polsce

W literaturze naukowej dowiedziono, iż układy baryczne w istotny sposób wpływają na koncentrację zanieczyszczeń. Każdy z układów barycznych charakteryzuje się swoistymi warunkami solarnymi, wiatrowymi oraz opadowymi, co odgrywa ogromną rolę w kształtowaniu warunków aerosanitarnych.

Powszechnie za niekorzystne uważa się występowanie układów antycyklonalnych w półroczu chłodnym, bowiem sprzyjają one tworzeniu się termicznych warstw hamujących, czego konsekwencją jest zwiększona koncentracja zanieczyszczeń w przygruntowej warstwie atmosfery. Z kolei w półroczu ciepłym utrzymujące się układy wysokiego ciśnienia sprzyjają turbulencyjnej wymianie powietrza w następstwie szybkiego nagrzewania się powierzchni gruntu w ciągu dnia, dlatego też nie dochodzi wtedy zwykle do nadmiernej koncentracji zanieczyszczeń.

Dobre warunki do wymiany powietrza przez cały rok stwarzają układy cyklonalne, bowiem poprzez występowanie prądów wstępujących korzystnie wpływają na wynoszenie zanieczyszczeń z przygruntowej warstwy atmosfery.

Aby przedstawić wpływ rodzaju układu barycznego na koncentrację dwutlenku siarki w środkowej Polsce w latach 1993-1999 obliczono średnie wartości stężenia SO_2 podczas panowania poszczególnych rodzajów układu barycznego, posłużono się również częstością różnych wartości stężenia SO_2 oraz funkcją percentyla 0,95. Przedstawionych charakterystyk statystycznych użyto w odniesieniu do całego okresu badawczego oraz półroczy.

Udział układów barycznych w kształtowaniu pogody w środkowej Polsce w latach 1993-1999

W analizowanym siedmioletnim okresie nad obszarem Polski zaznaczała się przewaga częstości antycyklonalnych układów barycznych. Ich udział w ciągu roku wyniósł 36,8%, zaś udział układów cyklonalnych 32,2%. Przewaga układów antycyklonalnych była wyraźniejsza w półroczu chłodnym - ich udział wyniósł wówczas 38,1%. Największe wartości stężenia dwutlenku siarki w dniach z poszczególnymi rodzajami układu barycznego

W celu określenia najwyższych wartości stężenia dwutlenku siarki występujących przy poszczególnych rodzajach układu barycznego posłużono się funkcją percentyla 0,95. Ponadto, aby lepiej podkreślić wpływ poszczególnych układów barycznych, przeanalizowano największe zmierzone wartości stężenia SO_2 (tab.15). W półroczu chłodnym na wszystkich analizowanych stacjach podczas panowania sytuacji antycyklonalnych największe wartości stężenia dwutlenku siarki są znaczne. Najbardziej niekorzystny wpływ układów wyżowych zaznacza się w Piotrkowie Trybunalskim, gdzie 5% wartości stężenia SO_2 przekracza $249 \mu\text{g}/\text{m}^3$, podczas gdy w układach cyklonalnych wartość percentyla 0,95 wynosi tylko $92,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Również dużymi wartościami rozpatrywanej charakterystyki na tle pozostałych miast odznacza się Warszawa. Percentyl 0,95 wynosi $77,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ przy sytuacjach antycyklonalnych i $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ przy sytuacjach cyklonalnych. W Kutnie i Łodzi podczas panowania sytuacji antycyklonalnych 5% przypadków stężenia SO_2 przekracza $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, podczas gdy przy sytuacjach cyklonalnych wartość percentyla 0,95 jest znacznie mniejsza (Kutno – $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Łódź – $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Najniższe wartości percentyla 0,95 podczas panowania sytuacji cyklonalnych odnoszą się do Ciechanowa ($19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i Jarczewa ($20,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) – miejsc o stosunkowo małym zanieczyszczeniu powietrza.

Rozpatrując największe zanotowane wartości stężenia dwutlenku siarki w analizowanym okresie obserwacyjnym zauważono, że największymi wartościami wyróżniał się Piotrków Trybunalski. Największe, niezwykle duże stężenie SO_2 , zostało zmierzone podczas panowania sytuacji wyżowej w półroczu chłodnym i wyniosło $812 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe stężenie SO_2 w Piotrkowie podczas panowania sytuacji niżowej wynosiło $214 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Duże wartości stężenia SO_2 odnotowano również w Warszawie: $273 \mu\text{g}/\text{m}^3$ podczas panowania układów antycyklonalnych oraz $237 \mu\text{g}/\text{m}^3$ przy układach cyklonalnych. Na pozostałych punktach pomiarowych największe wartości zostały zmierzone także podczas panowania układów wysokiego ciśnienia, co po raz kolejny dowodzi ich niekorzystnego wpływu na jakość powietrza. Jednak w żadnym z tych przypadków dopuszczalne stężenie nie zostało przekroczone.

W półroczu ciepłym zróżnicowanie wartości percentyla 0,95 nie zaznacza się tak wyraźnie, bowiem stężenie dwutlenku siarki w powietrzu jest znacznie mniejsze i mniej zróżnicowane. Niekorzystny wpływ układów cyklonalnych zaznaczył się stacjach

w Łodzi (wartość percentyla 0,95 wyniosła $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Piotrkowie Trybunalskim ($24 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Radomiu ($19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i Jarczewie ($7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Na wymienionych stacjach różnice w wartości percentyla 0,95 w odniesieniu do dni z sytuacjami cyklonalnymi i antycyklonalnymi wyniosły ok. $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedynie w Kutnie wyraźnie niekorzystny okazał się układ antycyklonalny – 5% przypadków stężenia SO_2 przekroczyło tu $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, podczas gdy przy układach niżowych wartość percentyla była o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mniejsza. Na pozostałych stacjach różnica między układem cyklonalnym i antycyklonalnym nie zaznaczyła się lub była bardzo niewielka.

Tabela 15. Percentyl 0,95 stężenia dwutlenku siarki w ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy poszczególnych układach barycznych w latach 1993-1999, antycyklonalne (a), cyklonalne (c) i pozostałe (0)

Miejsce	Rok			Półrocze chłodne			Półrocze ciepłe		
	a	c	0	a	c	0	a	c	0
Ciechanów	32	17	28	39	19	36	5	5	6
Kutno	38	24	37	53	29	45	30	20	24
Łódź	52	37	50	58	46	57	16	18	18
Piotrków Tryb.	169	73	123	249	92	190	24	27	123
Płock	38	24	28	45	28	44	16	14	20
Radom	32	26	26	41	27	29	19	23	24
Skiermiewice	30	21	29	43	28	40	6	7	6
Warszawa	66	43	58	77	53	89	25	25	29
Jarczew	18	18	26	28	20	32	7	11	9

Z analizy najwyższych zanotowanych wartości stężenia dwutlenku siarki wynika, iż w półroczu ciepłym podczas panowania układu antycyklonalnego względnie duże wartości zmierzono jedynie w Ciechanowie ($13 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Piotrkowie Trybunalskim ($160 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Płocku ($62 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz Skiermiewicach ($23 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Dopuszczalna wartość została przekroczona jedynie w Piotrkowie Trybunalskim. Z kolei w Kutnie ($61 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Łodzi ($48 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz Jarczewie ($22 \mu\text{g}/\text{m}^3$) największe wartości zostały zmierzone podczas panowania układów cyklonalnych. Na pozostałych dwóch stacjach nie było różnicy między największymi wartościami SO_2 zmierzonymi w czasie panowania układów niskiego i wysokiego ciśnienia. Dlatego też w półroczu ciepłym nie można jednoznacznie wyodrębnić układu barycznego, który można uznać jako wybitnie niekorzystny.

Wpływ typu cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w środkowej Polsce

Na podstawie dotychczas przeprowadzonej w niniejszej pracy analizy można stwierdzić, że na warunki aerosanitarne w środkowej Polsce, silny wpływ wywiera zarówno kierunek adwekcji mas powietrza, jak i rodzaj układu barycznego. Dlatego warto ocenić w jakim stopniu jakość powietrza na tym obszarze zależy od typu cyrkulacji atmosferycznej, określanego przez połączenie wyżej wymienionych elementów.

W celu określenia wpływu cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki na terenie środkowej Polski obliczono średnie wartości stężenia dwutlenku siarki podczas panowania poszczególnych typów cyrkulacji atmosferycznej. Ponadto określono często-

ści poszczególnych wartości stężenia SO_2 , a także użyto funkcji percentyla 0,95, aby wyodrębnić grupę dni o dużych wartościach stężenia dwutlenku siarki. Obliczeń dokonano w odniesieniu do całego okresu badawczego oraz do półroczy (tab. 16).

Tabela 16. Największe wartości stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych układach barycznych na terenie środkowej Polski (1993-1999), antycyklonalne (a), cyklonalne (c) i pozostałe (0)

Miejsce	Półrocze chłodne			Półrocze ciepłe		
	a	c	0	a	c	0
Ciechanów	72	51	79	13	10	22
Kutno	114	105	73	42	61	55
Łódź	127	102	103	38	48	45
Piotrków Tryb.	812	214	554	160	59	92
Płock	100	121	74	62	56	69
Radom	69	36	89	34	34	49
Skiermiewice	119	71	117	23	19	16
Warszawa	273	237	278	89	89	72
Jarczew	45	40	45	17	22	19

Udział poszczególnych typów cyrkulacji atmosferycznej w kształtowaniu pogody w środkowej Polsce w latach 1993-1999

Typy cyrkulacji atmosferycznej według klasyfikacji J. Lityńskiego występują w środkowej Polsce z różną częstością. Niektóre z nich pojawiają się rzadko. W latach 1993-1999 liczba dni z niektórymi typami cyrkulacji była mniejsza niż 100. Z tego powodu postanowiono połączyć sytuacje pokrewne w grupy. Łączono typy o takim samym rodzaju układu barycznego i podobnym kierunku adwekcji. Umożliwiło to uzyskanie 13 grup typów cyrkulacji.

W badanym siedmioletnim największym udziałem wyróżniał się typ W_c-NW_c (9,9% dni). Często również pojawiał się typ E_a-SE_a (8,6%) oraz S_c-SW_c (8,6%). Najrzadziej pojawiał się typ E_c-SE_c (4,3%), bardzo małą częstością występowania charakteryzowało się także centrum cyklonu 0a (6,5%).

W półroczu chłodnym największą frekwencją charakteryzował się typ W_c-NW_c (12,1%) oraz S_c-SW_c (11,2%), najrzadziej zaś pojawiał się typ E_c-SE_c (2,6%). Z kolei półrocze ciepłe charakteryzował największy udział typu W_0-NW_0 (11,5%) oraz typu $Na-NE_a$ (9,2%). Natomiast najrzadziej nad środkową Polską pojawiała się cyrkulacja $Sa-SW_a$ oraz centrum cyklonu 0a (1,8%).

Średnia koncentracja dwutlenku siarki w dniach z poszczególnymi typami cyrkulacji atmosferycznej

Z przeprowadzonych w niniejszej pracy badań wynika, że w latach 1993-1999 największe wartości stężenia dwutlenku siarki w środkowej Polsce występują przy sytuacjach antycyklonalnych. (tab. 17).

Poza tym szczególnie duże zanieczyszczenie powietrza SO₂ zauważono podczas adwekcji mas powietrza z południo-wschodu lub południo-zachodu. Dlatego też średnie stężenie przekraczające przeciętne na danej stacji wystąpiło na wszystkich punktach pomiarowych podczas panowania typów cyrkulacji Ea-SEa oraz Sa-SWa. Niekorzystny wpływ Sa-SWa szczególnie uwidacznia się w Ciechanowie, gdzie średnie stężenie wyniosło 9,5 µg/m³, Skierniewicach (9,6 µg/m³), Warszawie (30,2 µg/m³), Płocku (13,3 µg/m³) oraz Łodzi (19,1 µg/m³).

Tabela 17. Udział (%) typów cyrkulacji w kształtowaniu pogody w środkowej Polsce w latach 1993-1999

	Rok	P. chłodne	P. ciepłe
Ea-SEa	8,6	9,1	7,8
Sa-SWa	7,1	9,4	4,7
Wa-NWa	7,7	8,0	7,4
Na-NEa	7,0	4,7	9,2
Ec-SEc	4,3	2,6	5,7
Sc-SWc	8,6	11,2	6,4
Wc-NWc	9,9	12,1	8,5
Nc-NEc	6,3	4,8	7,3
Eo-SEo	6,0	4,8	7,0
So-SWo	5,2	5,8	5,0
Wo-NWo	9,1	7,1	11,5
No-NEo	4,8	3,2	6,4
0a-0c-0o	15,1	17,3	12,8

Średnie stężenie SO₂ w dniach z tymi typami cyrkulacji na każdej z wymienionych stacji było większe od przeciętnego w danym punkcie o 3 µg/m³ (Ciechanów) do 10 µg/m³ (Warszawa). Natomiast warunki aerosanitarne na wszystkich stacjach w znacznym stopniu poprawia adwekcja mas powietrza z północo-wschodu i północo-zachodu, niezależnie od występującego układu barycznego. W dniach z typami Na-NEa, Wa-NWa, Nc-NWc, Wc-NWc średnie stężenie dwutlenku siarki na każdej ze stacji było niższe od przeciętnego o ok. 4 µg/m³.

W półroczach wpływ wywierany przez poszczególne sytuacje ulegał pewnym zmianom. W półroczu chłodnym najbardziej niekorzystnym typem cyrkulacji atmosferycznej okazał się Ea-SEa. Wyż nad wschodnią częścią Europy powoduje napływ suchego i zimnego powietrza, dlatego też podczas występowania tego rodzaju sytuacji stężenie dwutlenku siarki wzrasta na większości stacji średnio o 2-4 µg/m³. W czasie adwekcji z tego samego sektora, lecz przy sytuacji cyklonalnej jakość powietrza jest znacznie lepsza. Wynika to z faktu, iż pogoda w dniach z układem cyklonalnym sprzyja opadom i wymywaniu zanieczyszczeń oraz nie powoduje tak znacznego spadku temperatury jak pogoda w dniach z układem antycyklonalnym.

Wiąże się to bezpośrednio ze spadkiem aktywności ciepłowni, elektrociepłowni oraz lokalnych systemów grzewczych.

Pogorszenie stanu aerosanitarne następowало również przy typie S_a-SW_a. Adwekcja z południa i południo-zachodu - terenów gdzie mieszczą się większe ośrodki przemy-

słowe – powodowała wzrost średniego stężenia dwutlenku siarki w Łodzi, Płocku, Warszawie oraz Ciechanowie. Średnie stężenie przy tym typie wyniosło w Łodzi $25,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Płocku $18,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Warszawie $34,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz Ciechanowie $14,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i było większe od przeciętnego w tych miejscach o ok. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ponadto na prawie wszystkich punktach pomiarowych wzrost stężenia dwutlenku siarki następował przy typie W_a - NW_a . Ten niekorzystny wpływ nie zaznaczył się jedynie na punktach badawczych w Skierniewicach oraz Warszawie (w Warszawie doskonałą ochronę przed napływem zanieczyszczonego powietrza z zachodu stanowi duży kompleks leśny Puszczy Kampinoskiej).

Wyraźna poprawa stanu aerosanitarnego następowała w dniach z panowaniem układów cyklonalnych przy adwekcji z zachodu i północo-zachodu (Wc - NWc). Wówczas średnie stężenie było mniejsze na wszystkich stacjach, w Piotrkowie Trybunalskim nawet o $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dobrą jakością powietrza charakteryzowały się także dni z adwekcją mas powietrza z północy i północo-wschodu, niezależnie od sytuacji barycznej panującej w tym okresie.

Z kolei w półroczu ciepłym o koncentracji zanieczyszczeń decyduje głównie adwekcja mas powietrza, bowiem z wpływu układu barycznego jest w tym okresie nieznaczny. Wzrost stężenia dwutlenku siarki na większości stacji następuje w dniach z typem cyrkulacji Sc - SWc , co zapewne wynika z wpływu zakładów przemysłowych położonych w południowej części kraju. Dodatkowo jako niekorzystny zaznaczył się typ E_c - SE_c , powodując zwiększoną koncentrację SO_2 w Łodzi, Warszawie, Radomiu i Jarczewie. Za przyczynę tego stanu można uznać napływ zanieczyszczeń emitowanych przez elektrownię w Koźienicach.

Analiza częstości średnich dobowych wartości SO_2 dowodzi, że na wszystkich stacjach niezależnie od kierunku napływu mas powietrza niekorzystna sytuacja aerosanitarna występuje podczas panowania sytuacji antycyklonalnych. Typy antycyklonalne cechuje rzadsze występowanie mniejszych wartości stężenia dwutlenku siarki, tzn. nieprzekraczających $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Frekwencja małych wartości przy typach E_a - SE_a , S_a - SW_a , W_a - NW_a , N_a - NE_a na większości stacji nie przekracza 50%, a w Łodzi, Piotrkowie Trybunalskim oraz Warszawie nie przekracza nawet 40%. Częstsze są natomiast większe wartości, przekraczające $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a nawet $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - ich udział na wszystkich stacjach przekracza 50%. Przy typie S_a - SW_a pojawia się nawet stężenie SO_2 większe niż $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacjach w Łodzi (0,6%), Piotrkowie Trybunalskim (3,5%), Skierniewicach (0,7%) i Warszawie (1,9%). Mniejszy udział dużych wartości stężenia SO_2 podczas panowania sytuacji antycyklonalnych zauważalny jest przy typie cyrkulacji Na - NE_a częściej wówczas występują małe wartości stężenia (do $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), głównie na stacjach w Ciechanowie (78%), Płocku (64%), Skierniewicach (80%). Z kolei sytuacje cyklonalne ogólną powodują poprawę warunków aerosanitarnych. Przyczyniają się do tego głównie typy cyrkulacji Ec - SEC , Wc - NWc oraz Nc - NEc .

W półroczu chłodnym na wszystkich stacjach zmniejsza się udział małego stężenia dwutlenku siarki, natomiast częściej pojawia się stężenie o większych wartościach. Należy zwrócić uwagę na fakt, iż niemal wszystkie antycyklonalne typy cyrkulacji atmosferycznej powodują wzrost stężenia dwutlenku siarki.

Za typ szczególnie niekorzystny można uznać E_a - SE_a . Dni, w których wystąpił ten typ charakteryzują się dużym udziałem wartości stężenia SO_2 przekraczających $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na większości stacji udział ten wynosi ok. 50%, a w Łodzi i Piotrkowie Trybunalskim oraz

Warszawie nawet ponad 80%. Dodatkowo na stan aerosanitarny niekorzystnie wpływa typ Ea-SEa - w czasie jego panowania widoczny jest większy udział dużych wartości stężenia SO₂. Podobna sytuacja występowała przy panowaniu układów zerowych. Z kolei typy cyklonalne wpływają na poprawę jakości powietrza na wszystkich punktach badawczych, z wyjątkiem Jarczewa. Szczególnie dobra sytuacja aerosanitarna występuje przy typie Wc-NWc. Panowanie tego typu cyrkulacji powoduje, że wzrasta udział wartości stężenia dwutlenku siarki nieprzekraczających 5 µg/m³. W Ciechanowie, Kutnie i Radomiu ich udział przekracza nawet 50%. Średnie wartości stężenia SO₂ przy różnych typach cyrkulacji podano w tab. 18.

Tabela 18. Średnie wartości stężenia SO₂ (µg/m³) w dniach z poszczególnymi typami cyrkulacji atmosferycznej w latach 1993-1999 (rok i półrocza)

Rok	Ciech.	Kutno	Łódź	P. Tryb.	Płock	Radom	Skiern.	Warsz.	Jarczew
Ea-SEa	9,1	10,6	15,9	32,2	12,5	10,9	9,8	23,5	8,0
Sa-SWa	9,5	10,4	19,1	26,9	13,3	9,7	9,6	30,2	6,6
Wa-NWa	7,2	12,6	17,6	42,0	10,7	10,6	7,5	16,6	7,3
Na-NEa	3,8	9,0	9,4	24,0	6,1	8,2	4,8	13,0	5,9
Ec-SEc	3,5	7,2	8,8	13,8	12,0	10,7	4,6	17,3	6,2
Sc-SWc	6,9	6,4	16,2	25,2	11,9	10,5	8,6	24,7	9,6
Wc-NWc	2,9	6,3	11,0	12,5	9,8	7,9	4,9	14,1	7,2
Nc-NEc	3,1	9,7	12,1	14,9	9,8	7,9	4,9	14,1	6,5
Eo-SEo	5,9	9,8	14,4	19,2	9,7	10,1	8,0	20,6	7,7
So-SWo	8,9	10,9	17	27,7	12,5	8,7	9,0	33,6	8,1
Wo-NWo	6,2	9,2	16,5	30,1	10,4	8,1	9,3	17,1	8,8
No-NEo	5,4	10,2	13,2	32,5	10,1	9,8	5,2	17,3	5,2

P. chłodne	Ciech.	Kutno	Łódź	P. Tryb.	Płock	Radom	Skiern.	Warsz.	Jarczew
Ea-SEa	14,8	13,5	25,1	49,0	18,6	15,6	9,8	34,9	11,4
Sa-SWa	14,4	13,5	26,1	38,3	19,1	11,8	9,6	41,3	8,2
Wa-NWa	12,5	15,5	27,5	71,9	17,2	13,2	7,5	23,5	11,2
Na-NEa	8,9	13,4	20,0	52,0	10,8	11,6	4,8	17,7	10,2
Ec-SEc	8,8	11,5	13,9	33,3	10,1	15,1	4,6	28,3	10,1
Sc-SWc	9,5	7,1	21,3	33,6	12,1	12,1	8,6	32,4	12,4
Wc-NWc	4,4	6,2	14,7	16,4	8,4	7,9	4,9	17,0	10,1
Nc-NEc	5,9	13,9	21,4	26,0	11,7	8,5	5,7	17,3	11,6
Eo-SEo	9,4	13,5	26,1	33,2	18,1	10,5	8,0	29,7	12,3
So-SWo	13,4	13,3	23,6	41,1	18,6	10,8	9,0	51,9	11,8
Wo-NWo	80,4	12,4	24,0	44,1	14,2	11,5	9,3	22,3	11,2
No-NEo	13,4	17,4	26,3	60,5	18,3	10,0	5,2	22,4	9,5

P. ciepłe	Ciech.	Kutno	Łódź	P. Tryb.	Płock	Radom	Skiern.	Warsz.	Jarczew
Ea-SEa	1,4	7,3	4,7	9,8	5,4	5,8	2,8	10,6	3,2
Sa-SWa	1,2	5,5	6,7	7,3	3,4	6,8	2,2	8,8	3,1
Wa-NWa	1,0	10	6,9	6,6	3,1	8,5	1,3	8,8	2,9
Na-NEa	0,9	7,2	4,0	9,6	3,9	6,2	1,5	10,9	3,6
Ec-SEc	1,0	5,3	6,9	6,3	3,9	9,6	2,3	11,9	4,4
Sc-SWc	1,7	5,2	8,2	9,6	3,3	9,4	2,8	12,5	3,9
Wc-NWc	1,2	6,3	6,0	7,5	3,1	7,8	2,4	9,8	3,5
Nc-NEc	1,1	7,4	6,0	8,3	5,5	10,6	2,4	9,9	3,6
Eo-SEo	1,8	7,6	6,5	9,1	4,3	11,5	2,7	13,0	4,6
So-SWo	3,0	8,4	9,0	12,7	4,8	6,8	2,0	12,8	2,8
Wo-NWo	1,0	4,9	5,3	10,2	4,6	3,3	2,3	8,2	4,0
No-NEo	1,1	7,0	6,7	9,0	5,9	9,9	2,0	11,9	3,6

Ponadto należy podkreślić, że przy typach cyklonalnych stężenie dwutlenku siarki przekracza $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jedynie w niektórych dniach w Kutnie, Łodzi, Piotrkowie Trybunalskim oraz Płocku, a przekroczenie dopuszczalnej normy prawnej $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nastąpiło tylko na stacji w Piotrkowie Trybunalskim.

Półrocze ciepłe powoduje poprawę stanu aerosanitarne na wszystkich stacjach. Przejawia się to w zwiększonym udziale małych wartości stężenia dwutlenku siarki, które stanowią ponad 50%, a w Ciechanowie, Radomiu, Skierniewicach oraz Jarczewie nawet 70%. Tylko w Piotrkowie Trybunalskim, Płocku, Radomiu i Warszawie stężenie przekraczało czasami $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, najczęściej przy typie S_a -SE_a. Generalnie podczas panowania wszystkich sytuacji synoptycznych na wszystkich stacjach panują dobre warunki aerosanitarnie, jednakże jako bardziej niekorzystny wskazać można typ o charakterze zerowym z adwekcją z południa i południo-zachodu (S0-SW0). Przy tym typie cyrkulacji wzrastał udział większych (przekraczających $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, rzadziej $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wartości stężenia dwutlenku siarki w Kutnie, Łodzi, Piotrkowie Trybunalskim, Radomiu oraz Warszawie

W celu wskazania typów cyrkulacji atmosferycznej niekorzystnie wpływających na stan aerosanitarny w środkowej Polsce obliczono percentyl 0,95 w zbiorach stężenia SO_2 w dniach z poszczególnymi typami cyrkulacji atmosferycznej. Ponadto wyróżniono typy cyrkulacji, przy których stężenie dwutlenku siarki było największe oraz przekroczyło dopuszczalne normy prawne.

Analiza największych zanotowanych wartości wykazała, iż do przekroczenia dopuszczalnych norm prawnych ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) w półroczu chłodnym dochodziło jedynie w Piotrkowie Trybunalskim przy prawie wszystkich typach cyrkulacji oraz Warszawie przy adwekcji z południa i południo-zachodu (niezależnie od panującego układu barycznego), a także przy adwekcji ze wschodu i południo-wschodu (przy układach antycyklonalnych i zerowych).

Zbiór wartości stężenia SO_2 z półrocza ciepłego charakteryzuje się znacznie mniejszymi wartościami percentyla 0,95 niż z półrocza chłodnego. Największe wartości występowały przy sytuacjach adwekcyjnych o charakterze zerowym. Za szczególnie niekorzystny należy uznać typ S0-SW0. Podczas panowania takiej sytuacji wartości percentyla 0,95 są względnie duże w Ciechanowie ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Łodzi ($23 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Piotrkowie Trybunalskim ($49 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz Płocku ($49 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Jako drugi niekorzystny zaznacza się również układ zerowy, ale z adwekcją ze wschodu i południo-wschodu. Jego wpływ uwidocznili się w Radomiu (percentyl 0,95 $\rightarrow 30,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Skierniewicach ($10,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Warszawie ($36,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i Jarczewie ($12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Natomiast najlepsze warunki aerosanitarnie

zaznaczają się, w przeciwieństwie do półrocza chłodnego podczas panowania sytuacji antycyklonalnej przy adwekcji z zachodu i północo-zachodu. W Ciechanowie Piotrkowie Trybunalskim, Płocku Skierniewicach oraz Jarczewie jako najkorzystniejszy zaznacza się typ cyrkulacji Wa-NWa - wartości percentyla 0,95 SO₂ w tych dniach wyniosły odpowiednio 2 µg/m³, 16 µg/m³, 3,1 µg/m³, 5 µg/m³. W półroczu ciepłym do przekroczenia dopuszczalnych norm prawnych doszło jedynie w Piotrkowie Trybunalskim przy typie cyrkulacji Na-NEa.

Największe wartości stężenia SO₂ przy różnych typach cyrkulacji podano w tab. 19.

Tabela 19. Największe wartości stężenia SO₂ (µg/m³) przy poszczególnych typach cyrkulacji atmosferycznej na terenie środkowej Polski (1993-1999, półrocza)

P. chłodne	Ciech.	Kutno	Łódź	P. Tryb.	Płock	Radom	Skiern.	Warsz.	Jarczew
Ea-SEa	63	75	73	416	83	52	58	158	41
Sa-SWa	72	112	117	475	91	48	117	237	33
Wa-NWa	72	89	127	701	100	62	60	107	27
Na-NEa	46	60	57	812	32	48	59	125	35
Ec-SEc	43	55	37	90	33	34	32	95	24
Sc-SWc	51	34	102	166	53	36	71	222	45
Wc-NWc	24	52	65	184	58	28	38	50	34
Nc-NEc	33	64	79	214	52	28	67	60	38
Eo-SEo	53	58	82	327	74	42	53	183	38
So-SWo	47	51	66	167	69	36	43	278	34
Wo-NWo	44	63	91	554	63	38	91	95	35
No-NEo	79	65	103	497	62	89	47	121	21

P. ciepłe	Ciech.	Kutno	Łódź	P. Tryb.	Płock	Radom	Skiern.	Warsz.	Jarczew
Ea-SEa	13	49	22	78	56	30	23	47	11
Sa-SWa	7	26	33	34	15	27	11	39	19
Wa-NWa	9	38	38	19	16	25	6	55	12
Na-NEa	8	61	25	160	62	23	6	89	12
Ec-SEc	6	31	37	38	45	20	9	43	20
Sc-SWc	10	24	48	55	14	34	17	89	13
Wc-NWc	7	25	30	59	56	25	12	38	13
Nc-NEc	7	33	36	54	37	29	19	39	16
Eo-SEo	11	55	39	68	40	49	16	46	22
So-SWo	22	39	39	62	34	18	8	72	8
Wo-NWo	6	27	21	61	43	14	8	35	11
No-NEo	8	49	35	68	69	32	12	44	15

Podsumowanie

Celem niniejszej pracy było określenie wpływu cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki na terenie środkowej Polski w latach 1993-1999. Poznanie tej zależności jest niezwykle ważne dla celów monitoringowych, bowiem może pomóc w przewidywaniu sytuacji sprzyjających zwiększonej koncentracji dwutlenku siarki.

W pracy zostały wykorzystane codzienne średnie dobowe wartości dwutlenku siarki z 9 punktów pomiarowych z lat 1993-1999. Ponadto posłużono się kalendarzem typów cyrkulacji atmosferycznej według J. Lityńskiego.

Region środkowej Polski nie odznacza się dużą emisją dwutlenku siarki (wyjątek stanowią większe miasta, np. Warszawa lub Łódź), toteż o okresowo zwiększonym stężeniu tego gazu decyduje tu głównie napływ zanieczyszczeń z terenów o dużej emisji.

Analizę rozpoczęto od oceny zmian przestrzennych oraz czasowych stężenia SO_2 . Z tej części pracy wynika, iż zanieczyszczenie powietrza określone przez średnie roczne stężenie dwutlenku siarki w latach 1993-1999 charakteryzuje duże zróżnicowanie przestrzenne. Największym średnim stężeniem SO_2 wyróżnia się w środkowej Polsce południowo-zachodnia oraz środkowa część regionu (Piotrków Trybunalski - $26,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Warszawa - $19,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Taka sytuacja wynika ze stosunkowo dużej emisji SO_2 w większych miastach, takich jak Warszawa lub Łódź oraz bliskiego sąsiedztwa elektrowni w Bełchatowie. Z kolei najlepszą jakością powietrza odznaczają się południowo-wschodnie (Radom, Jarczew) oraz północne krańce (Ciechanów, Płock) badanego terenu. Średnie stężenie SO_2 na wskazanych stacjach nie przekracza $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ocena przestrzennego rozkładu stężenia dwutlenku siarki na terenie środkowej Polski pozwoliła porównać ten obszar z innymi regionami kraju. W zestawieniu z mocno zanieczyszczoną południową częścią kraju, gdzie średnie roczne stężenie SO_2 nie spada poniżej $43,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Katowice), jakość powietrza środkowej Polski przedstawia się dobrze. Gorzej analizowany region wypada w porównaniu z północnymi terenami Polski cechującymi się najmniejszą emisją oraz niewielkim stopniem zanieczyszczenia powietrza. Jedynie w Gdańsku średnie stężenie SO_2 ($19,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) jest podobne jak w Warszawie.

Następnie stwierdzono, że stężenie dwutlenku siarki odznacza się wyraźnym rytmem rocznym, będącym wynikiem występujących w ciągu roku zmian emisji, a także zmian warunków pogodowych. Cykl roczny charakteryzuje się dużymi wartościami stężenia w miesiącach zimowych i kilkakrotnie mniejszymi (ok. 3 razy) w letnich. W półroczu chłodnym średnie dobowe wartości stężenia SO_2 osiągają nawet $44,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Piotrków Trybunalski), częściej pojawiają się większe wartości stężenia SO_2 , przekraczające $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a nawet dopuszczalną normę $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w Warszawie 1,3% dni). Jedynie w Ciechanowie, Radomiu i Jarczewie stężenie SO_2 nie przekroczyło $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W półroczu ciepłym na większości stacji stężenie nie przekracza $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz wzrasta udział mniejszych jego wartości (poniżej $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dodatkowo półroczce chłodne charakteryzują większe niż półroczce ciepłe wartości percentyla 0,95 przekraczające nawet $184 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w Piotrkowie Trybunalskim). W cieplej połowie roku percentyl 0,95 stężenia SO_2 na większości stacji nie przekracza $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (wyjątek stanowią Piotrków Trybunalski ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz Warszawa ($26 \mu\text{g}/\text{m}^3$)).

Wstępem do określenia wpływu cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki było rozpatrzenie wpływu kierunku adwekcji mas powietrza oraz układu barycznego. Dzięki analizie wartości średnich stężenia SO_2 , częstości występowania określonych wartości oraz percentyla 0,95 możliwe było wskazanie zróżnicowania warunków aerosanitarnych w zależności od rozpatrywanych warunków.

Kierunek adwekcji mas powietrza w bardzo istotny sposób wpływa na rozkład przestrzenny zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki. Średni czas przebywania SO_2 w atmosferze wynosi ok. 4 dni. Jest to czas wystarczający, aby zanieczyszczenia mogły być przetransportowane wraz z masami powietrza nad inne obszary. Dlatego też istotne jest, przy jakich kierunkach napływu mas powietrza należy się spodziewać okresów o podwyższonym stężeniu dwutlenku siarki. Na badanym obszarze wartości większe od przeciętnego o $2-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pojawiały się najczęściej przy napływie mas powietrza z kierunku południowo-zachodniego (np. w Łodzi $19,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, w Warszawie $23,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Negatywny wpływ adwekcji z tego kierunku jest wynikiem oddziaływania zakładów przemysłowych zlokalizowanych na południu (GOP) i południo-zachodzie kraju. Ten

niekorzystny kierunek adwekcji pojawia się stosunkowo często (13,1% dni w roku). Znacznie lepsze warunki aerosanitarne panują podczas adwekcji z sektora północnego, a w szczególności z północo-zachodu i północo-wschodu. Podczas napływu mas powietrza z tych kierunków na żadnym z punktów pomiarowych przeciętne stężenie nie przekroczyło wartości średniej. Jest to efekt napływu mas powietrza z nieuprzemysłowionych terenów wybrzeży i pojezierza. Łączny udział tych kierunków jest znaczny i wynosi w ciągu roku 21,5%.

W półroczu chłodnym wpływ kierunku adwekcji jest znacznie wyraźniejszy, Główną tego przyczyną jest wzmożona emisja SO_2 . Najbardziej niekorzystne sytuacje powstają przy adwekcji powietrza z południa i południo-wschodu. Wzrost stężenia SO_2 następuje wówczas na większości stacji. Adwekcja mroźnego powietrza polarnego kontynentalnego ze wschodu powoduje wzmożoną intensywność systemów grzewczych, a co za tym idzie większą emisję SO_2 . Podczas adwekcji z południo-wschodu częściej występują wartości stężenia SO_2 przekraczające $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a niejednokrotnie i $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Warszawa i Piotrków Trybunalski - ok. 3% pomiarów). Niekorzystny wpływ omawianych warunków podkreślają również bardzo duże wartości percentyla 0,95 stężenia SO_2 – w Łodzi ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Warszawie ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a także w Jarczewie ($28 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Poprawę jakości powietrza na wszystkich stacjach powoduje napływ mas powietrza z północo-zachodu oraz północo-wschodu. Wówczas przeciętne stężenie SO_2 na analizowanych punktach pomiarowych nie przekracza średniej w danym okresie na danej stacji.

W półroczu ciepłym względnie duża koncentracja SO_2 występuje podczas napływu mas powietrza ze wschodu oraz południo-zachodu. Natomiast najlepszy stan aerosanitarny występuje podczas napływu mas powietrza z zachodu. W dniach z adwekcją z tego kierunku stężenie na wszystkich stacjach jest mniejsze od przeciętnego. Najczęściej pojawiają się wartości nieprzekraczające $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Obok kierunku napływu mas powietrza ważną rolę w kształtowaniu warunków cyrkulacyjnych odgrywa rodzaj układu barycznego. W półroczu chłodnym na większości punktów pomiarowych jako najczęściej niekorzystne zaznaczały się układy antycyklonalne. Wynika to z faktu, że układy te stwarzają warunki sprzyjające tworzeniu się termicznych warstw hamujących, co powoduje zwiększenie stężenia dwutlenku siarki w przygruntowej warstwie atmosfery. Z kolei warunki sprzyjające wymianie powietrza i wynoszeniu zanieczyszczeń, a tym samym mniejszym wartościom stężenia stwarzały układy cyklonalne. Dlatego też w dniach z panującymi układami niskiego ciśnienia, stężenie na większości stacji było mniejsze od przeciętnego. Różnicę w oddziaływaniu poszczególnych układów barycznych dobrze uwidacznia analiza częstości.

W półroczu chłodnym układy antycyklonalne powodowały pogorszenie jakości powietrza na wszystkich stacjach. Najczęściej pojawiało się wówczas stężenie przekraczające $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – ok. 30-50% obserwacji. Częściej również pojawia się stężenie przekraczające $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (głównie w Warszawie oraz Piotrkowie Trybunalskim). Przy układach cyklonalnych, częstsze są natomiast mniejsze wartości stężenia nieprzekraczające $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Częstość ich występowania waha się od 37% w Radomiu do 79% w Jarczewie. Ponadto wartości percentyla 0,95 podczas utrzymujących się układów antycyklonalnych są większe o ok. $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niż podczas panowania układów cyklonalnych.

W półroczu ciepłym sytuacja aerosanitarna jest dobra na większości stacji niezależnie od utrzymującego się układu barycznego. Sprzyjają temu korzystniejsze warunki pogo-

dowe, które łagodzą niekorzystny wpływ układów antycyklonalnych. Dlatego też w tym okresie najczęściej pojawiają się małe wartości stężenia (do $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) – ich udział nie spada poniżej 50%, a w Ciechanowie, Skierniewicach oraz Jarczewie przekracza nawet 90%.

Ocena wpływu typów cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w potwierdziła wcześniejsze wyniki uzyskane na podstawie analizy wpływu kierunków adwekcji mas powietrza oraz układów barycznych. Szczególnie duża koncentracja dwutlenku siarki występowała podczas sytuacji antycyklonalnych z adwekcji z południo-wschodu lub południo-zachodu (Ea-SEa oraz Sa-SWa). Niekorzystny wpływ tych typów cyrkulacji zaznacza się na wielu punktach badawczych a średnie stężenie było wówczas większe od przeciętnego o ok. $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ciechanów $9,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) do $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Warszawa $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Natomiast najlepsze warunki aerosanitarne panowały podczas utrzymujących się typów cyrkulacji z adwekcją z sektora północnego (Na-NEa, Wa-NWa, Nc-NWc, Wc-NWc). Wówczas średnie stężenie na wszystkich punktach pomiarowych było mniejsze w porównaniu do wartości przeciętnej o ok. $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W półroczu chłodnym najbardziej niekorzystne okazały się typy Ea-SEa oraz Sa-SWa – na większości punktów pomiarowych średnie stężenie dwutlenku siarki było wówczas większe o ok. $2-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ od przeciętnego. Ponadto w dniach, kiedy utrzymywały się wymienione typy cyrkulacji, częstość występowania większych (przekraczających $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wartości stężenia SO_2 na większości stacji przekraczała 50%, a w Łodzi i Piotrkowie Trybunalskim nawet 0%.

Wyraźna poprawa stanu aerosanitarne następowala w dniach z panującym układem cyklonalnym podczas adwekcji z zachodu i północo-zachodu (Wc-NWc), wzrastał wówczas udział mniejszych (do $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wartości stężenia SO_2 - nawet do 50% (Ciechanów, Kutno oraz Radom).

W półroczu ciepłym o większej koncentracji dwutlenku siarki decyduje głównie adwekcja mas powietrza, ponieważ wpływ układu barycznego jest wówczas nieznaczny. Za niekorzystny typ cyrkulacji, przy którym następuje zwiększenie koncentracji SO_2 , można uznać Sc-SWc. Jego wpływ zaznacza się w Łodzi, Warszawie, Radomiu oraz Skierniewicach. Generalnie w półroczu ciepłym, niezależnie od utrzymującego się typu cyrkulacji, na wszystkich stacjach zaznacza się większy udział małych, nieprzekraczających $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wartości SO_2 .

Przedstawiona analiza dowodzi, że cyrkulacja atmosferyczna w znacznym stopniu determinuje stężenie dwutlenku siarki na obszarze środkowej Polski. Dlatego też wnioski zawarte w pracy mogą być przydatne dla celów monitoringowych i lepszej ochrony środowiska przyrodniczego.

* Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce, t. XXVI-XXVII pt. *Z badań klimatu Mazowsza (z uwzględnieniem większych miast)*, ss. 596, Wyd. UW, Warszawa, 2012 (przedruk zmieniony)

7.1.2. Zależność stężenia siarczanów w powietrzu od cyrkulacji atmosferycznej (na przykładzie Warszawy)

Autor: Piotr KOŁECKI

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Wprowadzenie

Najbardziej negatywny wpływ człowieka na środowisko zaznacza się poprzez emisję zanieczyszczeń zarówno do wody, gleb, jak i do atmosfery. Zanieczyszczenia atmosfery mogą być pochodzenia naturalnego lub antropogenicznego (sztucznego). Wśród tych drugich jednymi z powszechniej występujących są związki siarki, emitowane głównie podczas spalania paliw: węgla, ropy naftowej, gazu. W atmosferze siarka występuje przeważnie w postaci SO_2 , H_2S oraz jonów siarczanowych. Związki te działają toksycznie na organizmy żywe, powodują też korozję i niszczenie urządzeń i materiałów budowlanych. Ich obecność w powietrzu wpływa także na zmniejszenie dopływu promieniowania słonecznego do Ziemi.

Ilość siarki w atmosferze zależy przede wszystkim od wielkości emisji a także od warunków meteorologicznych: temperatury powietrza, opadu i innych. Jednak jak się wydaje największy wpływ na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ma cyrkulacja atmosferyczna. Poznanie powyższych zależności oraz właściwości samej siarki i jej związków umożliwi skuteczniejsze działania w celu poprawy czystości powietrza oraz przewidywania i zapobiegania ewentualnym katastrofom ekologicznym.

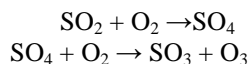
Warszawa jako uprzemysłowione miasto, o dużej liczbie ludności, jest szczególnie narażona na negatywny wpływ zanieczyszczeń, które są tu nie tylko emitowane w dużych ilościach ale także napływają wraz z powietrzem z innych obszarów. Praca ta ma na celu ukazanie zależności stężenia siarczanów od typu cyrkulacji atmosferycznej w 1994 roku w Warszawie.

Udział poszczególnych gałęzi przemysłu w emisji SO_2 w Polsce przedstawia się następująco (Kasina, 1981): przemysł energetyczny 60%, przemysł chemiczny 20%, przemysł hutniczy 15% i inne (w tym ruch samochodowy) 5% .

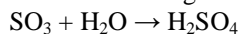
Według polskiego prawa dopuszczalne średnie dobowe stężenie SO_2 w powietrzu uważa się za dotrzymane, jeśli jego wartość jest przekroczona co najwyżej dwukrotnie w ciągu 2% czasu w roku (ok. tygodnia). W obszarach chronionych maksymalna wartość stężenia może wynosić $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, w specjalnie chronionych $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast dopuszczalne średnie roczne stężenie na obszarach chronionych wynosi $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a na specjalnie chronionych $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Dziennik Ustaw nr 15, 1990 r.).

Siarka jest emitowana głównie w postaci SO_2 i H_2S . część tych związków ulega w atmosferze przemianom w wyniku reakcji z innymi gazami. Proces ten nazywa się konwersją i może mieć charakter fotochemiczny lub katalityczny.

W przypadku konwersji fotochemicznej inicjatorem reakcji jest promieniowanie ultrafioletowe. Cząsteczka SO_2 pochłaniając kwant energii w zakresie długości fali od 180-300 nm ulega aktywacji i może reagować z inną cząsteczką. Przy dużym udziale tlenu w powietrzu najbardziej prawdopodobna jest reakcja właśnie z tym gazem (Hryniewicz, 1976). Reakcja ta przebiega w kilku etapach:

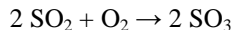


W wyniku utlenienia SO_2 dochodzi do powstania trójtlenku siarki i ozonu. SO_3 reaguje z parą wodną, tworząc cząsteczki kwasu siarkowego.

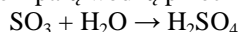


Konwersja fotochemiczna przebiega dość wolno. Przyspieszają ją tlenki azotu oraz związki organiczne (Hryniewicz, 1973).

Konwersja katalityczna zachodzi podczas kondensacji pary wodnej lub przy dużej wilgotności powietrza. Katalizatorem tej reakcji może być żelazo, mangan, miedź i inne. W reakcji tej następuje przejście SO_2 w kwas siarkowy. Odbywa się to w dwóch etapach. Najpierw w obecności katalizatora dwutlenek siarki utlenia się do trójtlenku:



który następnie wchodząc w reakcje z parą wodną przechodzi w kwas siarkowy:



Utlenianiu ulega także siarkowodór. Reakcja ta przebiega w kilku etapach a zakończona jest powstaniem różnych związków siarczanowych.

Przedstawione procesy ukazują fakt, że siarczany są zanieczyszczeniami wtórnymi, powstałymi z utlenienia SO_2 i H_2O , przy dość małej ich emisji (5-7%) zwiększanie ilości SO_4 w atmosferze odbywa się właśnie tą drogą.

Konwersja katalityczna przebiega głównie zimą i wczesną wiosną. Latem natomiast, gdy uśłonecznienie jest większe, obok tej reakcji występuje także konwersja fotochemiczna. Z tego powodu więcej SO_2 przechodzi w siarczany latem (25-40%) niż zimą (10%) (Hryniewicz, 1970).

Do celów klimatologicznych wykorzystuje się na ogół typy cyrkulacji określone na mapach dolnych, dla celów synoptycznych (prognostycznych) na mapach dla poziomu 500 hPa. Dla obszaru Polski powstały dwie klasyfikacje: Osuchowskiej-Klein i Lityńskiego.

Klasyfikacja Osuchowskiej-Klein przeprowadzona została na podstawie map dolnych i opiera się na metodzie wizualnej oceny podobieństwa danej sytuacji synoptycznej do sytuacji wzorcowej. Jest to zatem klasyfikacja subiektywna. Typ cyrkulacji, określony na poziomie morze jest charakteryzowany przez położenie głównych układów nad Europą i północnym Atlantykiem, które warunkują określony kierunek mas powietrza nad Polskę i cyrkulację cyklonalną bądź antycyklonalną. Osuchowska-Klein wyróżniła 13 typów: 6 cyklonalnych, 6 antycyklonalnych, jeden pośredni. Klasyfikację tę zestawiono w Katalogu Typów Cyrkulacji Atmosferycznej (1991).

Klasyfikacja Lityńskiego została przeprowadzona za okres 1900-1966. Autor wziął za podstawę wskaźniki cyrkulacji określone na mapach dolnych. Jest to klasyfikacja obiektywna. Typy cyrkulacji są wyznaczane na podstawie wskaźnika cyrkulacji strefowej (Ws) i południkowej (Wp) dla obszaru $40^\circ\text{-}65^\circ \text{N}$ i $0^\circ\text{-}35^\circ \text{E}$, oraz wartości ciśnienia nad Polską (Cp) (Kaszewski, 1990).

Dla wskaźników cyrkulacji przyjęto oznaczenia:

- strefowej: W – cyrkulacja zachodnia; E – wschodnia; 0 – zerowa
- południkowej: N – cyrkulacja północna; S – południowa; 0 – zerowa (Suchocki, 1993).
- Typ 0 określa sytuację braku wyraźnej adwekcji.

Dla wskaźnika Cp przyjęto oznaczenia:

- C – układ cyklonalny,
- A – układ antycyklonalny,
- 0 – układ nieokreślony.

Symbol typu cyrkulacji wyznacza się z zestawienia Ws, Wp, Cp. Otrzymuje się w ten sposób 27 typów cyrkulacji. Na tej podstawie powstał kalendarz typów cyrkulacji atmosferycznej opracowany przez Stępniewską-Podrażkę (1991).

Cel pracy, materiały źródłowe

Celem pracy jest ukazanie przebiegu stężenia SO_4 w Warszawie w roku 1994. W tym celu przeanalizowano zmiany stężenia na podstawie zarówno wartości codziennych, jak i miesięcznych, określonych średnią geometryczną. W analizie wzięto również pod uwagę wartości absolutne – maksymalne i minimalne.

Dane dotyczące dobowych stężeń SO_4 zostały udostępnione przez IMGW w Warszawie. Pochodzą z punktu pomiarowego znajdującego się przy stacji meteorologicznej Warszawa-Bielany. Przy analizie typów cyrkulacji posłużono się klasyfikacją Lityńskiego.

W celu określenia przyczyn różnicowania się wielkości stężenia SO_4 zwrócono uwagę na zależności i emisji zanieczyszczeń od elementów meteorologicznych. Szczególny nacisk położono na ocenę wpływu cyrkulacji atmosferycznej na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń. W tym celu przeanalizowano częstość występowania poszczególnych typów cyrkulacji a także średnie stężenie SO_4 w powietrzu przy każdym z nich.

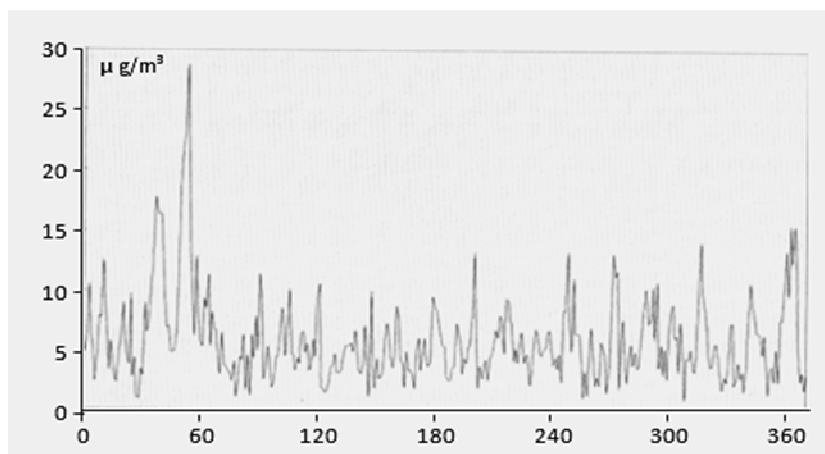
Przebieg stężenia SO_4 w powietrzu w 1994 r.

Stężenie SO_4 w powietrzu charakteryzowało się w 1994 roku dużą zmiennością zarówno z dnia na dzień, jak i w poszczególnych miesiącach.

W przebiegu rocznym średniego rocznego stężenia siarczanów można wyróżnić dwa okresy. Okres pierwszy, od stycznia do czerwca, charakteryzował się dużymi wahaniami stężenia w poszczególnych miesiącach (rys.1, tab.1). Średnie stężenie np. w styczniu wyniosło $4,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$, aby w lutym osiągnąć poziom $10,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Przebieg stężenia w okresie od czerwca do grudnia nie był tak zróżnicowany jak w pierwszej połowie roku. Pomimo tego, że wystąpiły pewne wahania stężenia, daje się zauważyć tendencja wzrostowa. Rozpatrując zmiany codziennych wartości stężenia można zauważyć większe zróżnicowanie przebiegu niż w przypadku wartości średnich miesięcznych.

Wyraźne jest ono również przy analizie miesięcznych wartości absolutnych – maksymalnych i minimalnych. Miesięczne maksima wahają się w przedziale wartości od $9,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2 sierpnia) do $28,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (22 lutego). Wartość lutowa jest jednocześnie najwyższą dobową wartością stężenia w roku. Wartości najniższe w poszczególnych miesiącach znajdują się natomiast w przedziale od $0,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (29 stycznia i 31 października) do $4,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (14 lutego). Wartość styczniowa i październikowa stanowi jednocześnie roczne minima absolutne.



Rys.1. Dobowe wartości stężenia SO₄ w powietrzu w Warszawie –Bielany (1984 r.)

Tabela 1. Wartości średnie miesięczne oraz ekstremalne stężenia SO₄ w powietrzu (µg/m³), Warszawa – Bielany, 1994 rok

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
śr.	4,54	10,65	4,38	4,89	3,39	4,67	4,54	4,99	4,73	5,11	4,28	5,71
max	12,43	28,58	11,29	10,46	9,83	9,38	13,09	9,20	13,18	10,70	14,02	15,43
min.	0,93	4,73	1,05	1,83	1,11	1,77	1,80	2,10	1,05	0,93	1,64	1,38

Różnice między wartościami ekstremalnymi w poszczególnych miesiącach mogą dochodzić nawet do kilkunastu µg/m³. Największe zróżnicowanie wystąpiło w lutym, gdzie różnica między maksimum a minimum wyniosła 23,85 µg/m³ (22 lutego – 28,58 µg/m³; 14 lutego – 4,73 µg/m³). Najmniejsza różnica między tymi wartościami miała miejsce w sierpniu, kiedy to wyniosła 7,10 µg/m³ (2 sierpnia – 9,20 µg/m³; 14 sierpnia – 2,10 µg/m³).

W przebiegu stężenia SO₄ w 1994 roku można zauważyć okresy bardzo dużych jego wahań, kiedy zaledwie w ciągu kilku dni wartość stężenia zmieniła się drastycznie. Natomiast sporadycznie wystąpiły okresy, w których stężenie siarczanów utrzymało się na stałym poziomie przez kilka dni. W dniach od 6 do 8 września wynosiło ono 6,35 µg/m³ i był to najdłuższy w roku okres, w którym stężenie SO₄ pozostało na niezmiennym poziomie.

Przyczyny wahań stężenia SO₄ w powietrzu (1994)

Obserwując roczny przebieg stężenia SO₄ można zauważyć okresy jego wzrostu i spadku. Przyczyną tego jest przede wszystkim zmienność emisji. Wydaje się jednak, że pewien wpływ na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń mają także warunki pogodowe. Wpływ poszczególnych elementów meteorologicznych na rozkład stężenia siarczanów jest różny i zazwyczaj oddziałują one jednocześnie.

Należy również uwzględnić fizjografię terenu, która deformuje przebieg ogólnych procesów.

Zależność stężenia siarczanów od temperatury

W rozkładzie stężenia zanieczyszczeń w powietrzu charakterystyczny jest jego wzrost w okresach chłodnych oraz spadek w ciepłych (tab. 2). Ta odwrotnie proporcjonalna zależność od temperatury ma swoje uzasadnienie. Jedną z przyczyn wzrostu ilości zanieczyszczeń w powietrzu w okresie chłodnym jest zwiększona ich emisja związana z ogrzewaniem. Inną przyczyną może być zmienna grubość warstwy mieszanina. W zimie jest ona o wiele cieńsza niż w lecie. Dlatego też nawet przy jednakowej emisji, zimną stężenie przy powierzchni Ziemi może być wyższe.

Tabela 2. Średnie miesięczne i ekstremalne wartości temperatury powietrza (°C), Warszawa – Bielany, 1994 rok

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
śr.	2,6	-2,2	4,2	9,7	13,0	16,5	22,4	19,0	15,2	7,2	4,1	1,2
max.	7,3	6,3	11,4	17,4	19,6	25,4	28,2	28,7	20,6	13,5	13,3	10,7
min.	-3,1	-14,0	-0,6	2,8	6,5	11,4	14,0	12,1	11,4	1,5	-3,5	-6,4

Zależność stężenia siarczanów od wilgotności powietrza

Przy większej wilgotności, zwiększa się tempo konwersji katalitycznej, co pociąga za sobą wzrost ilości siarczanów w powietrzu. Wilgotność, poczynając od wartości 85% w styczniu maleje do wartości 66% w czerwcu, następnie następuje gwałtowny spadek do minimum w lipcu – 59% by znów wzrosnąć do wartości 82% we wrześniu, a następnie po nieznacznym zahamowaniu wzrostu osiąga maksimum w grudniu – 87% (tab. 3).

Tabela 3. Średnie miesięczne i ekstremalne wartości wilgotności względnej (%), Warszawa – Bielany, 1994 rok

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
śr.	85	80	76	72	69	66	59	74	82	81	80	87
max.	98	96	97	98	90	84	93	96	97	96	95	95
min.	70	50	53	51	34	41	46	44	59	56	56	78

Porównując średnie miesięczne wartości stężenia i wilgotności, a także rozkład ich wartości codziennych, można zauważyć wprost proporcjonalną zależność stężenia od wilgotności. Wysokie wartości wilgotności zimą odpowiadają zwiększonej emisji siarczanów w tym okresie. Jedynie w styczniu nie następuje oczekiwany efekt, kiedy wysoka wartość wilgotności nie warunkuje wzrostu stężenia. Również minimum wilgotności w lipcu nie pokrywa się z minimum stężenia, które ma miejsce w maju.

Przy porównaniu wartości codziennych można zauważyć bardziej jednoznaczną zależność emisji od wilgotności, niż to jest w przypadku temperatury. Wprawdzie roczne wartości absolutne stężenia i wilgotności nie pokrywają się, jednak w pojedynczych miesiącach można zauważyć tę zbieżność np. 11 I wystąpiło – max. wilgotności (98%) i max. stężenia ($12,43 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Natomiast różnica wilgotności między 22 II (roczne maksimum stężenia siarczanów $28,58 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a 31 X (roczne minimum stężenia siarczanów $0,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wynosi zaledwie 2% (22 II – 92%, 31 X – 90%).

Zależność stężenia siarczanów od kierunku wiatru

W 1994 roku przeważały w Polsce wiatry z sektora zachodniego, jednak w ciągu roku udział poszczególnych kierunków był dość zróżnicowany. W pewnych okresach zauważono wzrost stężenia przy pojawianiu się wiatru z konkretnego kierunku. Niemożna jednak jednoznacznie obciążyć danego kierunku odpowiedzialnością za wzrost stężenia (tab. 4-6)

Tabela 4. Średnie stężenie SO₄ przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji (μg/m³), Warszawa –Bielany, 1994 r.

Śr	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	O
I	2,7			9,01		5,38	5,18	3,22	
II			10,94	11,55	9,13				9,89
III			5,72			5,43	5,83	2,57	6,57
IV	3,7			4,56	4,31	4,64	6,14		5,22
V	2,3	1,48	3,91					2,7	4,23
VI	3,2					6,2	5,14	3,93	8,05
VII	5,9	2,94	4,47	7,02					3,9
VIII	3,9	5,47		4,91			4,59	3,87	6,07
IX		2,55	5,37	9,28	5,8	2,49	7,29	5,52	4,53
X	6,1			4,38	4,05	4,67		5,82	4,94
XI	5,1	1,64	4,84		6,28	3,9		3,79	5,26
XII					8,44	6,98	3,87	3,04	10,1
Rok	4	2,86	4,86	7,26	6,51	4,98	5,13	3,72	5,75

Tabela 5. Maksymalne stężenie SO₄ przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji (μg/m³), Warszawa –Bielany, 1994 r.

Max	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	O
I	5,66			12,43		10,50	8,78	9,59	
II			12,67	28,58	12,70				20,67
III			5,72			11,30	8,12	6,20	11,24
IV	4,28			8,42	4,31	8,69	10,46		10,04
V	2,97	1,56	5,33					4,37	9,83
VI	4,85					9,38	8,63	7,64	8,48
VII	13,09	5,45	5,54	7,85					6,68
VIII	5,18	6,32		6,68			6,32	5,09	
IX		4,43	5,69	13,18	6,86	5,06	10,97	11,6	13,03
X	10,70			5,48	6,29	8,81		10,3	7,82
XI	5,12	1,64	7,31		14,00	5,60		7,25	9,77
XII					10,50	10,6	13,63	5,21	15,43
Rok	13,09	6,32	12,67	28,58	14,00	11,3	13,63	11,6	20,67

Tabela 6. Minimalne stężenie SO₄ przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji (µg/m³), Warszawa – Bielany, 1994 r.

Min	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	O
I	0,9			7,61		2,31	2,19	0,96	
II			9,44	4,73	6,35				6,08
III			5,72			2,91	3,63	1,05	4,13
IV	3,3			1,83	4,31	2,43	3,66		3,48
V	1,6	1,41	3,03					1,74	1,11
VI	1,8					4,01	3,27	1,77	7,43
VII	2,8	1,80	2,97	5,93					2,49
VIII	2,9	4,97		3,77			3,35	2,10	2,34
IX		1,47	5,06	7,37	4,10	1,05	4,85	1,83	2,07
X	3,5			2,94	2,61	0,93		2,28	3,48
XI	5,1	1,64	3,66		3,27	2,82		2,16	1,77
XII					7,52	4,64	1,77	1,38	3,80
Rok	0,4	1,41	3,03	1,83	2,61	0,39	1,77	0,96	1,11

W rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń dużą rolę mają wiatry o prędkości powyżej 2 m/s. Mogą one wznosić zanieczyszczenia na inne obszary lub poprzez turbulencję do góry. Z drugiej strony hamując ruchy konwekcyjne uniemożliwiają wnoszenie zanieczyszczeń do wyższych warstw. W danym roku największe prędkości osiągały wiatry zachodnie. Miało to miejsce głównie w chłodnej porze roku. Przy analizie wpływu wiatru na rozkład zanieczyszczeń stwierdzono, że przebieg ogólnych procesów może być modyfikowany przez wpływ miasta, głównie poprzez wytworzenie lokalnej cyrkulacji.

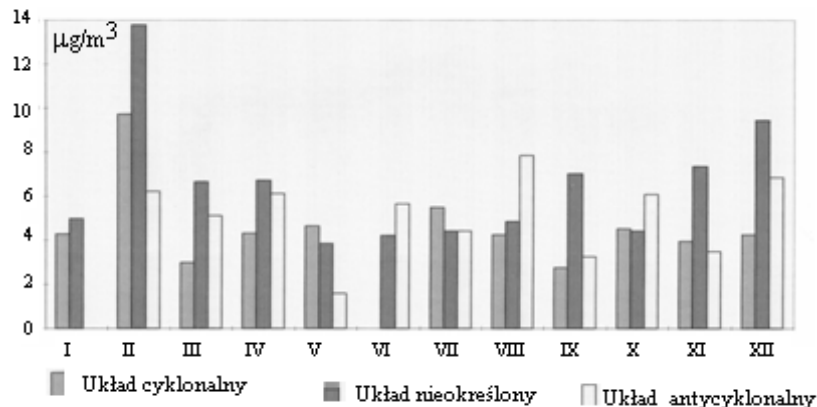
Stężenie SO₄ przy poszczególnych układach barycznych (1994)

W 1994 roku najwyższe średnie stężenie SO₄ wystąpiło przy nieokreślonym układzie barycznym i wynosiło 5,67 µg/m³. Wartość przy układzie antycyklonalnym (4,73 µg/m³) przewyższa natomiast wartość przy układzie cyklonalnym (4,09 µg/m³) (tab.7, rys. 2-3).

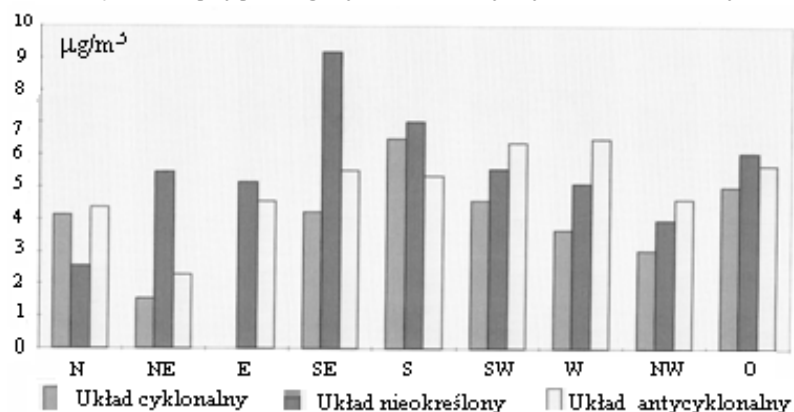
Tabela 7. Średnie stężenie SO₄ przy poszczególnych układach barycznych (µg/m³) (C – układ cyklonalny, O – układ nieokreślony, A – układ antycyklonalny), Warszawa – Bielany, 1994

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
C	4,30	9,74	3,00	4,35	4,66		5,49	4,27	2,78	4,52	3,98	4,27	4,09
O	5,01	13,81	6,67	6,74	3,87	4,23	4,45	4,88	7,03	4,42	7,36	9,48	5,67
A		6,25	5,13	6,14	1,60	5,67	4,44	7,87	3,27	6,11	3,51	6,86	4,73

W przebiegu rocznym średniego stężenia przy poszczególnych układach barycznych można zauważyć pewną zbieżność z ogólnym rozkładem średniego miesięcznego stężenia, przy czym zbieżność ta jest wyraźniejsza w przypadku układu antycyklonalnego. Przy tym układzie najwyższe wartości wystąpiły w sierpniu oraz grudniu. Natomiast wartość najniższa w maju (pomijając styczeń, kiedy układ antycyklonalny nie wystąpił). W przypadku układu cyklonalnego najwyższe stężenie wystąpiło w lutym, natomiast najniższe we wrześniu oraz marcu, (pomijając czerwiec, kiedy układ cyklonalny nie wystąpił).



Rys. 2. Średnie stężenie SO₄ przy poszczególnych układach barycznych (Warszawa-Bielany, 1984)



Rys. 3. Średnie stężenie SO₄ przy poszczególnych typach cyrkulacji (Warszawa-Bielany, 1984)

Stężenie SO₄ przy poszczególnych typach cyrkulacji atmosferycznej w roku 1994

W 1994 roku najwyższym stężeniem charakteryzował się typ SEo – 9,19 µg/m³, natomiast najniższym Nwa – 2,30 µg/m³. Duża wartość wystąpiła także przy kierunku południowym oraz „zerowym” przy układzie barycznym nieokreślonym oraz także przy kierunkach: zachodnim, południowo-zachodnim „zerowym” przy układzie antycyklonalnym.

Układ cyklonalny natomiast charakteryzuje się najniższymi wartościami stężenia w porównaniu z pozostałymi układami w przypadku większości kierunków. Jedynie przy kierunku północnym niższa wartość wystąpiła przy układzie nieokreślonym, a przy kierunku południowym przy antycyklonalnym. Najwyższa wartość przy układzie cyklonalnym wystąpiła przy kierunku południowym (tab.8, rys.2-3).

W rozkładzie stężenia w zależności od typów cyrkulacji charakterystyczne jest, że przy napływie powietrza z sektora zachodniego oraz z kierunku północnego najwyższe

stężenie wystąpiło przy układzie antycyklonalnym. Natomiast przy adwekcji z sektora wschodniego a także kierunku południowego i „zerowego” najwyższa wartość przypadła na układ nieokreślony.

Przy analizie wartości miesięcznych stężenia najwyższe wartości wystąpiły przy kierunkach: południowo-wschodnim w lutym ($17,40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), „zerowym” w grudniu ($11,28 \mu\text{g}/\text{m}^3$), wschodnim w lutym ($10,94 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz „zerowym” w lutym ($10,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Wszystkie wymienione przypadki miały miejsce przy układzie nieokreślonym.

Tabela 8. Średnie stężenie SO_4 przy poszczególnych typach cyrkulacji ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), Warszawa – Bielany, 1994 r.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Nc	3,76			3,74	2,91		5,49						4,14
No	0,93				2,97			3,90					2,55
Na					1,73	3,23	6,08			6,06	5,12		4,38
NEc									2,55				1,55
NEo								5,47					5,47
NEa					1,48		2,94				1,64		2,30
Ec													
Eo		10,94	5,72		3,91				5,37				5,17
Ea							4,47				4,84		4,57
SEc				4,24									4,24
SEo	9,01	17,40		4,86				4,91	9,28				9,19
SEa		5,52					7,02			4,38			5,53
Sc		9,80		4,31					5,30				6,50
So									6,35	4,05	9,10	8,44	7,40
Sa		8,51									3,37		5,36
SWc	5,38		5,26	4,95					2,49	4,67	3,90	6,29	4,59
SWo				4,68		4,024							5,57
SWa			5,54			6,13						9,53	6,39
Wc	5,70							5,12				3,87	3,68
Wo	4,96		5,83			4,52		4,12	7,29				5,12
Wa					6,14		8,63						6,50
NWc	3,22		2,57					3,56		3,45	4,07	2,99	3,06
NWo					2,70	3,80		4,34	5,52	4,56	4,34		4,00
NWa						6,08				8,79	3,59	3,11	4,63
Oc		9,70		4,86	5,04				2,30	7,82			5,02
Oo		10,01	8,19	5,51	3,77		4,45	5,50	9,96	4,69	9,07	11,28	6,07
Oa			4,28			8,05	3,26	7,87	3,27	4,13	1,77	9,69	5,70

Przy układzie cyklonalnym najwyższe wartości miesięczne odnotowano przy napływie powietrza z południa w lutym ($9,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a także przy kierunku „zerowym” w październiku ($7,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Natomiast przy układzie antycyklonalnym maksymalne wartości wystąpiły przy kierunku „zerowym” ($9,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i również w grudniu przy kierunku południowo-zachodnim ($9,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$), październiku przy kierunku północno-zachodnim ($8,79 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Wpływ poszczególnych typów cyrkulacji na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń jest zróżnicowany. Zależy to od układów barycznych, jednak jak się wydaje decydujące znaczenie ma tu kierunek adwekcji powietrza.

Zależność stężenia SO₄ w powietrzu od typów cyrkulacji atmosferycznej w latach 1992-1995

Dotychczas przedstawiono zależność stężenia SO₄ od typów cyrkulacji atmosferycznej w 1994 r. Aby określić, czy uzyskane wyniki są typowe dla Warszawy, tj. sprawdzić czy ten rok jest wyjątkowy, przeanalizowano zależności stężenia SO₄ od typów cyrkulacji w dłuższym okresie. Dostępne dane dotyczą lat 1992-1995 i będą one przedmiotem dalszej analizy.

W przebiegu rocznym stężenia zanieczyszczeń w powietrzu charakterystyczny jest wzrost wartości w okresie chłodnym natomiast spadek w ciepłym. Rozkład stężenia SO₄ w latach 1992-1995 jest zbliżony do przebiegu ogólnego, jednak wystąpiły pewne okresy z sytuacją odmienną od spodziewanej (tab. 9-13).

Najwyższe średnie stężenia odnotowano w lutym (6,24 µg/m³), a najniższe – w maju (3,42 µg/m³) oraz w czerwcu (3,82 µg/m³). Wyższą wartość niż spodziewana odnotowano w lipcu (4,87 µg/m³). Liczba ta przewyższa nawet wartość styczniową (4,37 µg/m³), kiedy raczej oczekiwać należałoby sytuacji odwrotnej.

Tabela 9. Średnie miesięczne oraz ekstremalne wartości stężenia SO₄ w powietrzu (µg/m³), Warszawa -Bielany, 1992-1995

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
śr	4,37	6,24	4,99	5,92	3,42	3,82	4,87	4,33	4,34	5,72	5,74	5,53
ma	13,39	28,58	26,93	14,95	9,83	12,91	13,39	13,96	13,96	18,50	15,25	15,43
mi	0,18	0,48	0,33	1,29	0,54	0,60	0,96	0,84	0,54	0,93	1,11	0,99

Tabela 10. Średnie stężenie SO₄ w powietrzu przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji (µg/m³), Warszawa -Bielany, 1992-1995

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
N	2,44	3,17	2,93	3,98	2,34	3,36	6,08	3,17	2,60	4,43	2,70	9,29
NE	1,95		4,53	4,81	1,32	1,65	3,11	3,11	3,51	4,56	2,70	
E		12,10	10,40	6,34	3,48	2,81	4,40	4,85	5,13	8,77	5,39	6,99
SE	7,40	11,55	3,47	5,88	4,33	2,74	5,46	4,91	5,01	4,41	8,68	3,30
S	6,65	9,13	8,90	5,68	4,21	5,15	5,42	4,53	5,08	6,41	7,10	7,15
SW	5,19	7,20	5,44	7,31	3,63	6,20	4,88	6,18	4,45	6,49	7,31	5,90
W	4,80	4,81	6,92	7,79	3,86	4,71	5,17	3,94	4,47	8,12	7,46	5,01
NW	3,43	4,83	2,83	6,64	3,26	3,85	5,94	3,47	3,85	5,46	4,12	2,79
O	5,28	7,76	7,73	5,46	3,92	5,96	4,38	5,01	5,33	5,96	5,05	6,71

Tabela 11. Średnie stężenie SO₄ w powietrzu przy poszczególnych układach barycznych (µg/m³) (C – układ cyklonalny, O – układ nieokreślony, A – układ antycyklonalny), Warszawa – Bielany, 1992-1995

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	ROK
C	3,54	4,39	4,22	5,31	3,82	4,05	6,80	4,37	3,66	4,92	4,75	4,39	4,45
O	4,91	9,05	6,54	6,21	3,54	3,72	5,16	4,16	5,86	5,43	8,12	6,52	5,55

Tabela 12. Średnie miesięczne stężenie SO₄ w powietrzu przy poszczególnych typach cyrkulacji (µg/m³), Warszawa - Bielany, 1992-1995

Typy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Nc	2,04	2,33	3,11	4,81	2,64	3,88	6,15	4,17	2,59	3,06	2,42	
No	1,47		1,77		2,82	2,19	5,51	2,58				7,44
Na	4,91	4,08	3,57	3,29	1,89	3,22	6,08	4,57	2,66	6,41	2,96	10,61
NEc				3,77				1,77	4,22		3,46	
NEo	1,95		12,13	4,91		1,45	1,00	5,47	2,91	4,56		
NEa			1,69	7,33	1,32	2,05	3,75		2,92		1,64	
Ec				4,85		3,36			3,42			
Eo		12,1	5,72	7,57	3,74	2,43		4,85	5,88	8,77		6,61
Ea			12,69		3,27		4,40				6,49	7,24
SEc			2,50	4,24	4,84				5,45		7,89	3,15
SEo	9,01	17,4		5,43	3,73	2,74		4,91	3,45	4,46	11,27	
SEa	6,08	5,53	4,50	7,95			5,46		3,15	4,32	8,56	3,46
Sc		9,80	8,90	4,51	3,63	6,32	5,42		3,82	9,06		
So	8,78			6,98	5,26	5,67			6,35	5,12	9,10	8,44
Sa	5,32	3,07				2,82		4,53	5,70		6,68	6,58
SWc	5,00	6,12	5,22	5,52			7,92	7,68	3,52	5,22	5,48	5,82
SWo	5,06			8,01		6,25	8,31	5,13	5,46	7,38	7,57	3,33
SWa	6,73	10,89	5,66	10,93	3,63	6,13	3,84	6,60	5,50	8,30	9,09	8,75
Wc	3,45	4,09		8,73	3,63		3,65	5,12			6,78	4,57
Wo	5,45	4,95	6,93	10,69		5,06	6,17	3,92	4,69	8,12	14,83	6,16
Wa	4,94	5,17	6,88	6,58	6,32	3,74	7,20	3,39	3,02		6,41	8,00
NWc	3,07	2,98	2,78	6,75		2,75	7,79	4,17	2,57	4,27	4,07	2,38
NWo	3,52	4,67	3,48		2,70	4,01	6,45	4,34	5,52	3,54	5,28	
NWa	3,85	7,96	2,58	5,57	4,76	4,40	4,58	2,85	2,88	7,96	3,67	3,55
Oc	6,01	9,70	9,42	5,66	5,04	5,94	7,16		3,89	5,67		3,52
Oo		9,86	8,79	4,85	3,60	7,98	4,72	4,92	7,38	5,75	8,85	11,28
Oa	5,03	6,01	5,87	7,91	3,76	5,00	2,79	5,14	3,74	6,18	2,17	7,10

Tabela 13. Średnie roczne stężenie SO₄ w powietrzu przy poszczególnych typach cyrkulacji (µg/m³), Warszawa - Bielany, 1992-1995

Typ cyrkulacji	Rok	Typ cyrkulacji	Rok
Nc	3,20	So	6,80
No	2,89	Sa	4,72
Na	4,08	SWc	5,62
NEc	3,14	SWo	6,06
NEo	3,24	SWa	6,77
NEa	2,50	Wc	4,75
Ec	3,82	Wo	6,45
Eo	5,84	Wa	5,17
Ea	6,20	NWc	3,67
SEc	4,37	NWo	4,22
SEo	5,80	NWa	4,26
SEa	5,17	Oc	5,91
Sc	5,93	Oo	6,68
So	6,80	Oa	4,76

Podsumowanie

Duże znaczenie ma przy rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń ma wiatr, tj. zarówno jego kierunek jak i prędkość. Wiatr powoduje przemieszczanie zanieczyszczeń co prowadzi do zmniejszenia lub wzrostu ich ilości w danym miejscu, w zależności z jakiego kierunku wieje.

W pracy przeanalizowano jak kształtowało się stężenie siarczanów przy poszczególnych typach cyrkulacji określonych przez Lityńskiego.

Najwyższe średnie stężenie wystąpiło przy cyrkulacji południowo-wschodniej i wyniosło $7,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast wartość najniższą odnotowano przy cyrkulacji północno-wschodniej $2,86 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Roczne wartości absolutne maksimum i minimum wystąpiły odpowiednio: przy cyrkulacji południowo-wschodniej oraz południowo-zachodniej i północnej.

Zauważono, że najwyższe wartości najczęściej były w lutym, a najniższe przeważnie w maju. Średnie roczne stężenie siarczanów było wyższe w przypadku układu antycyklonalnego i wynosiło $4,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$, kiedy przy układzie cyklonalnym osiągało ono poziom $4,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najwyższe średnie roczne stężenie siarczanów odnotowano przy typie SEo i wyniosło ono $9,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast przy typie NEa była wartość najniższa $2,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Przy układzie antycyklonalnym wyższe stężenie w porównaniu z innymi układami barycznymi zaobserwowano przy cyrkulacji z sektora zachodniego, natomiast przy układzie nieokreślonym – z sektora wschodniego. Układ cyklonalny charakteryzował się niższymi wartościami stężenia w przypadku większości kierunków.

W przebiegu rocznym, najwyższe wartości przy poszczególnych typach odnotowano w sezonie chłodnym, natomiast najniższe w porze cieplej. Zauważono także, że w dniach o maksymalnych wartościach stężenia w poszczególnych miesiącach wystąpiły przeważnie typy cyrkulacji charakteryzujące się najwyższym stężeniem w ciągu roku. W przypadku absolutnych wartości minimalnych analogicznie, najczęściej wystąpiły typy, przy których stężenie było niższe.

W celu sprawdzenia na ile zauważone zależności są typowe dla Warszawy przeanalizowano także wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie siarczanów w okresie 1992-1995.

W przebiegu średniego stężenia SO_4 w badanym wieloleciu zaznacza się charakterystyczny wzrost wartości zimą oraz spadek w sezonie ciepłym. Najwyższa miesięczna wartość wystąpiła w lutym ($6,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$), natomiast najniższa w maju ($3,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Zauważono także pewne okresy, których stężenie zanieczyszczeń było wyższe niż można by się spodziewać. Większe wartości niż oczekiwano wystąpiły w kwietniu i lipcu.

W okresie 1992-1995 dominowała nad Polską cyrkulacja z sektora zachodniego, natomiast najmniejszą częstość występowania charakteryzowała kierunki północno-wschodni i wschodni.

W przebiegu stężenia przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji zwraca uwagę wzrost wartości w lutym, głównie przy kierunku wschodnim i południowo-wschodnim oraz jej spadek w maju i czerwcu (głównie przy kierunku północno-wschodnim).

Analizując rozkład stężenia przy poszczególnych układach, najwyższe roczne wartości stwierdzono przy układzie nieokreślonym – $5,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Przy układzie antycyklonalnym stężenie osiągnęło poziom $5,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$, zaś przy cyklonalnym – $4,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Zauważono, że w okresie 1992-1995 przy każdym układzie przebieg stężenia jest zbliżony do ogólnego rozkładu zanieczyszczeń. Stwierdzono także fakt, iż w przypadku większości miesięcy wyższe stężenie cechowało układ antycyklonalny niż cyklonalny.

W badanym okresie nad Polską dominował typ cyrkulacji SWc z częstością 7,1% przypadków oraz Oo – 6,9%. Najmniejszy udział natomiast cechował typ Ec – 0,6% przypadków. Przy układzie cyklonalnym największą częstością cechował się sektor zachodni, przeważnie wiosną i jesienią, natomiast przy układzie antycyklonalnym dominowała cyrkulacja z kierunków południowych głównie jesienią.

Typami cyrkulacji które w badanym okresie odznaczały się najwyższym stężeniem SO₄ okazały się So – 6,80 µg/m³ i SW – 6,77 µg/m³, natomiast najniższą wartość odnotowano przy typie NEa – 2,50 µg/m³. W przypadku większości kierunków wyższe stężenie występowały przy układzie antycyklonalnym.

7.1.3. Zależność stężenia dwutlenku azotu w Warszawie od warunków meteorologicznych i cyrkulacji atmosferycznej

Autor: Krzysztof KOCHAŃSKI

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Cel pracy

W Warszawie i innych miastach, w których istnieje problem dużego ruchu samochodowego i skoncentrowanego przemysłu, powietrze zanieczyszczone jest przeróżnymi związkami chemicznymi. Jednym z nich jest dwutlenek azotu (NO_2) posiadający właściwości pośredni lub bezpośrednio negatywne dla organizmów żywych i otoczenia, gdy jest w zbyt dużym stężeniu. Ze względu na te właściwości podjęto w tej pracy próbę określenia czy i jak stężenie NO_2 zależy od warunków pogodowych i cyrkulacji atmosferycznej, co pozwoli na zorientowanie się czy w danych warunkach jest duże zanieczyszczenie powietrza tym związkiem, czy też niskie.

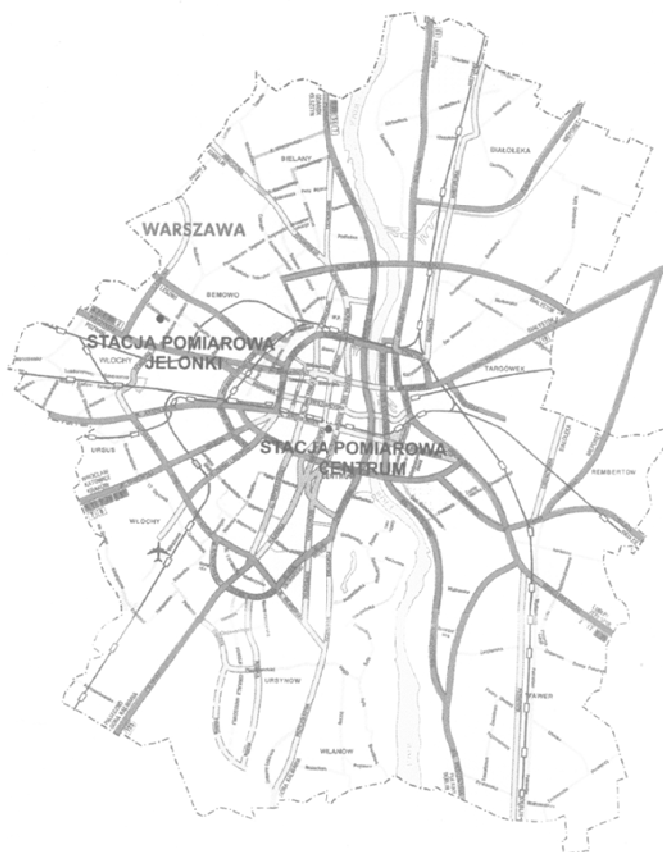
Istnieje już wiele prac wiążących pogodę i cyrkulację atmosferyczną z różnymi związkami chemicznymi zanieczyszczającymi atmosferę, jednak dwutlenek azotu nie cieszył się jak dotąd dużym zainteresowaniem. Praca niniejsza powinna częściowo wypełnić lukę w badaniach nad dwutlenkiem azotu.

Praca ta ma za zadanie określić wpływ warunków meteorologicznych i cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku azotu w powietrzu w Warszawie na podstawie danych z pięciolecia 1993-1997. Ważne jest, które elementy pogody oddziałują najbardziej na stężenie NO_2 , tj. jaka jest siła związku stężenia z wpływającymi na nie elementami. W niektórych przypadkach (przy liczeniu współczynników korelacji) możliwe jest również określenie kierunku oddziaływania, czyli czy zwiększenie lub zmniejszenie wartości danego elementu skorelowanego ze stężeniem NO_2 wpływa na jego zwiększenie czy też na zmniejszenie.

Materiał wykorzystany w pracy

Dane stężenia NO_2 (średnie dobowe) pochodzą z Warszawy, ze stacji pomiarowych przy ul. Puszczy Solskiej na Jelonkach i przy ul. Kruczej w śródmieściu Warszawy (rys.1). Dane dotyczące elementów meteorologicznych (temperatura i wilgotność względna powietrza, zachmurzenie, wysokość opadu, ciśnienie atmosferyczne, kierunek i prędkość wiatru) pochodzą ze stacji meteorologicznej Zakładu Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego (ul. Krakowskie Przedmieście), z pomiarów prowadzonych o godz. 7⁰⁰ (8⁰⁰ czasu letniego). Dane o cyrkulacji atmosferycznej (uśrednione typy cyrkulacji według klasyfikacji Lityńskiego) pochodzą z Roczników Meteorologicznych. Wszystkie dane obejmują pięciolecie 1993-1997. Dane stężenia NO_2 mają braki, tak że ze stacji przy ul. Puszczy Solskiej wykorzystano 86,9% możliwych obserwacji, a z ul. Kruczej 61,0%.

Obliczenia zostały przeprowadzone w trzech wersjach: dla okresów: rocznego, okresu od 15 kwietnia do 15 października (sezon nie grzewczy – półrocze letnie) oraz od 16 października do 14 kwietnia (sezon grzewczy – półrocze zimowe). Podziału na półrocze letnie i zimowe dokonano, żeby stwierdzić jaki wpływ na stężenie NO_2 w powietrzu ma związane z ogrzewaniem mieszkań spalanie paliw w elektrociepłowniach.



Rys.1. Rozmieszczenie stacji pomiarowych w Warszawie

Zawartość pierwiastków chemicznych w atmosferze zawiera tab.1, a obowiązujące normy zanieczyszczenia powietrza podano w tab.2.

Tabela 1. Średni skład powietrza atmosferycznego

Składnik	Symbol	Udział obj. (%)	Składnik	Symbol	Udział obj. (%)
Azot	N ₂	78,08	Wodór	H ₂	0,00005
Tlen	O ₂	20,95	Ozon	O ₃	0,00005
Argon	Ar	0,93	Podtlenek azotu	N ₂ O	0,00002
Para wodna	H ₂ O	0,02 – 4	Tlenek węgla	CO	< 0,00002
Dwutlenek węgla	CO ₂	0,03	Ksenon	Xe	0,0000087
Neon	Ne	0,0018	Dwutlenek siarki	SO ₂	<0,000003
Hel	He	0,00052	Amoniak	NH ₃	< 0,000001
Metan	CH ₄	0,00014	Dwutlenek azotu	NO ₂	<0,0000005
Krypton	Kr	0,00011	Siarkowodór	H ₂ S	< 0,00000006

Tabela 2. Normy zanieczyszczeń powietrza w Polsce

Obszar	Stężenie dopuszczalne (µg/m ³)		
	30 minut	24 godziny	Rok
Zwykły	500	150	40
Park Narodowy	90	50	20
Leśny Kompleks Promocyjny	150	60	30
Uzdrowski	330	100	25

Metody statystyczne

Korelacja (w rachunku prawdopodobieństwa i w statystyce matematycznej) jest to związek zachodzący między zmiennymi przypadkowymi. Jeśli zmienne są ze sobą skorelowane, to zmiana wartości jednej z nich wpływa na zmianę wartości drugiej. Może to być korelacja dodatnia – wzrost wartości jednej zmiennej wpływa na wzrost drugiej, lub korelacja ujemna – wzrost wartości jednej zmiennej wywołuje zmniejszenie wartości drugiej. Aby zbadać w jakim stopniu i w jakim kierunku (+ lub –) zmienne są ze sobą skorelowane potrzebny jest wskaźnik. W tej pracy do wyznaczenia korelacji został użyty współczynnik korelacji (r) określony wzorem

$$r = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(a_i - a_s)(b_i - b_s)}{\sigma_a \sigma_b}$$

gdzie: a, b – wartości pierwszego i drugiego zbioru, a_s, b_s – średnie arytmetyczne σ_a, σ_b – odchylenia standardowe pierwszego i drugiego zbioru

Tak wyznaczony współczynnik korelacji między dwoma zbiorami nie uwzględnia jednak oddziaływania innych elementów. Żeby stwierdzić jaki jest rzeczywisty (ujmujący również wpływ pozostałych elementów, z którymi dana zmienna jest skorelowana) związek między dwoma zmiennymi x_1, x_2 (z uwzględnieniem trzeciej x_3) konieczne jest obliczenie współczynnika korelacji cząstkowej z wzoru

$$r_{12,3} = \frac{r_{12} - (r_{13} \cdot r_{23})}{\sqrt{(1 - r_{13}^2)(1 - r_{23}^2)}}$$

gdzie: $r_{12,3}$ – współczynnik korelacji między zmiennymi x_1 i x_2 z wyłączeniem oddziaływania x_3 .

Gdy mamy więcej zmiennych, przechodzi się do analogicznych wzorów zmiennych, np. dla czterech zmiennych:

$$r_{12,34} = \frac{r_{12,3} - (r_{14,3} \cdot r_{24,3})}{\sqrt{(1 - r_{14,3}^2)(1 - r_{24,3}^2)}}$$

Współczynnik korelacji wielorakiej $R_{1,2,3,\dots,n}$ wyraża związek jednej zmiennej zależnej x_1 z pozostałymi x_2, x_3, \dots, x_{n-1} :

$$R_{1,2,3,\dots,n} = (1 - (1 - r_{12}^2)(1 - r_{13,2}^2)(1 - r_{14,23}^2)(1 - r_{1n,234,\dots,n-1}^2))^{0,5}$$

Wszystkie powyższe współczynniki korelacji są przydatne tylko do pracy ze zmiennymi mierzalnymi (temperatura, wilgotność, ciśnienie itp.). Żeby wyznaczyć korelację między zmiennymi niemierzalnymi lub zmienną mierzalną i niemierzalną trzeba skorzystać z wzoru na współczynnik zbieżności V-Cramera:

$$V = \sqrt{\frac{Z}{n(g-1)}} \quad Z = \sum_{i=1}^r \sum_{j=1}^s \frac{(n_{ij} - \hat{n}_{ij})^2}{\hat{n}_{ij}}$$

gdzie: n – liczebność zbioru, g – $\min(r, s)$, n_{ij} – liczebność zbioru w danej klasie, \hat{n}_{ij} – teoretyczna liczebność zbioru w danej klasie, która powinna wystąpić przy niezależności zmiennych.

W tej pracy współczynnik zbieżności V-Cramera wykorzystano przy obliczeniu korelacji między kierunkiem wiatru i stężeniem NO₂, między typem cyrkulacji atmosferycznej a stężeniem NO₂ oraz między sytuacją baryczną a stężeniem NO₂.

Przebieg stężenia NO₂ przedstawiają wykresy obejmujące dane ze stacji pomiarowej na Jelonkach (rys.2) i ze stacji pomiarowej w Śródmieściu (rys.3). Średnie stężenie NO₂ w roku jest wyższe w Śródmieściu (37,2 µg/m³) niż na Jelonkach (35,6 µg/m³), wahania stężenia są jednak większe na Jelonkach, gdzie odchylenie standardowe wynosi 18,0 µg/m³, a w Śródmieściu – 12,1 µg/m³. Na obu stacjach w ciągu badanego pięcioletnia stężenie NO₂ ma tendencję wzrostową. Równania regresji liniowej według metody najmniejszych kwadratów mają postać:

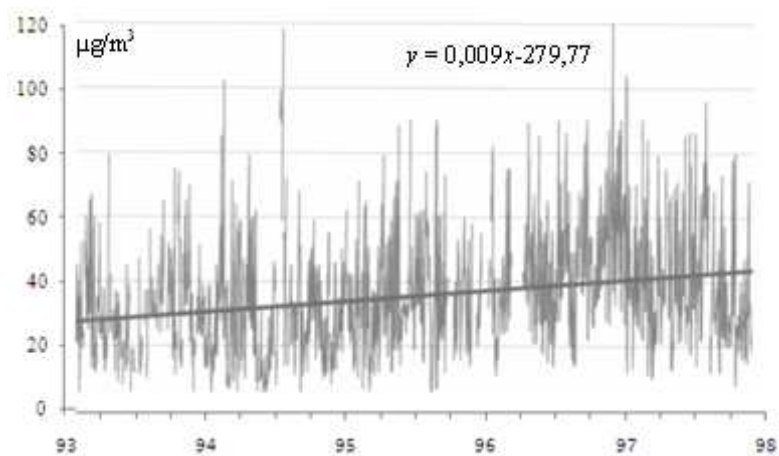
$$\text{Jelonki} - y = 0,009x - 279,77$$

$$\text{Śródmieściu} - y = 0,0027x - 56,464$$

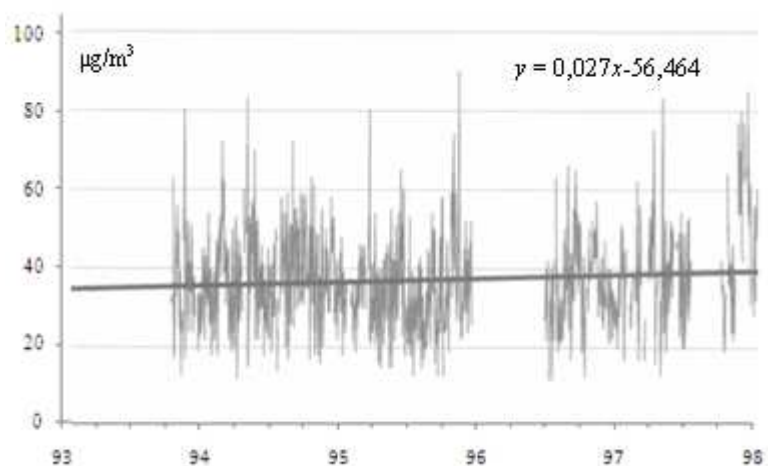
W półroczu ciepłym średnie stężenie NO₂ jest wyższe na Jelonkach (36,3 µg/m³) niż w śródmieściu Warszawy (35,9) oraz odchylenie standardowe jest większe na Jelonkach (18,7 µg/m³) niż w śródmieściu (11,5). Stężenie NO₂ w półroczu ciepłym ma tendencję rosnącą na Jelonkach ($y = 0,0111x - 350,47$), ale w śródmieściu (jedyne taki przypadek) trend jest malejący ($y = -0,002x + 107,43$).

W półroczu chłodnym średnie stężenie NO₂ ma rozkład taki jak w roku. W Śródmieściu (38,2 µg/m³) jest wyższe niż na Jelonkach (35,1 µg/m³), również odchylenie standardowe jest, tak jak w roku, wyższe na Jelonkach (17,6) niż w Śródmieściu (12,5). Kierunek zmian także jest zachowany w porównaniu do roku, gdyż na obu stacjach tendencja zmian stężenia NO₂ jest rosnąca: $y = 0,0079x - 240,31$ na Jelonkach i $y = 0,0049x - 134,5$ w Śródmieściu.

Widać z tego, że charakter stężenia NO₂ w półroczu chłodnym wykazuje większy wpływ na średnie stężenie dwutlenku azotu w roku niż stężenie w półroczu ciepłym.



Rys. 2. Zmiany stężenia NO₂ (μg/m³) w Warszawie-Jelonki w latach 1993-1997



Rys. 3. Zmiany stężenia NO₂ (μg/m³) w Warszawie – Śródmieściu (śródmieście) w latach 1993-1997

Związki stężenia dwutlenku azotu z elementami meteorologicznymi i cyrkulacją atmosferyczną w Warszawie

Jedną z metod opracowania danych jest obliczanie współczynników korelacji. Istnieje kilka rodzajów tych współczynników, stosowanych przy odmiennych potrzebach. Współczynniki używane w niniejszej pracy zostały opisane we wstępie. W tym rozdziale opisano związki korelacyjne między elementami meteorologicznymi i cyrkulacją atmosferyczną a stężeniem dwutlenku azotu w Warszawie.

Wyniki otrzymane z obliczenia współczynników korelacji według momentu iloczyn nowego są podane w tab. 3.

Tabela 3. Współczynniki korelacji stężenia NO₂ z wybranymi elementami meteorologicznymi według momentu iloczynowego – Jelonki

	Temp.	Wilg. wzgl.	Zachmurzenie	Opad	Ciśn. atm..	Pręd. wiatru
Rok	0,036	- 0,099	- 0,137	- 0,081	0,103	- 0,255
Półrocze letnie	0,298	- 0,168	- 0,162	- 0,097	0,080	- 0,274
Półrocze zimowe	- 0,112	- 0,031	- 0,110	- 0,111	0,124	- 0,243

Tabela 4. Współczynniki korelacji stężenia NO₂ z wybranymi elementami meteorologicznymi według momentu iloczynowego – Śródmieściu

	Temp.	Wilg. wzgl.	Zachmurzenie	Opad	Ciśn. atm.	Pręd. wiatru
Rok	0,012	-0,006	-0,142	-0,058	0,178	-0,320
Półrocze letnie	0,186	- 0,081	-0,080	-0,062	0,070	-0,344
Półrocze zimowe	0,108	-0,002	-0,238	-0,064	0,218	-0,333

Po sprawdzeniu istotności otrzymanych współczynników testem t-Studenta, okazało się że wszystkie są istotne z prawdopodobieństwem powyżej 0,99 co oznacza, że nie są one przypadkowe i mogą być podstawą do dalszych obliczeń. Żeby dowiedzieć się jaka jest korelacja między stężeniem i kolejnymi cechami z uwzględnieniem oddziaływania pozostałych elementów obliczono współczynniki korelacji cząstkowej (tab. 5).

Współczynniki korelacji stężenia NO₂ ze zmiennymi niemierzalnymi (kierunek wiatru, typ cyrkulacji atmosferycznej, sytuacja baryczna) zostały policzone metodą współczynników zbieżności V-Cramera (tab. 6).

Przyjęto symbole badanych zmiennych: *C* – stężenie NO₂, *p* – ciśnienie, *T* – temperatura, *f* – wilgotność względna, *U* – prędkość wiatru, *P* – wysokość opadu, *Z* – zachmurzenie, *K* – kierunek wiatru, *c* – typ cyrkulacji, *S* – sytuacja baryczna.

Po sprawdzeniu otrzymanych wyników testem χ^2 okazało się, że wszystkie są istotne z prawdopodobieństwem powyżej 99%, tylko w pięciu przypadkach jest to prawdopodobieństwo większe od 95%.

Biorąc pod uwagę współczynniki korelacji cząstkowej i współczynniki zbieżności można stwierdzić, że z wyjątkiem półrocza letniego, gdzie największa jest korelacja z cyrkulacją atmosferyczną zarówno na Jelonkach ($V = 0,257$), jak i w Śródmieściu ($V = 0,365$), we wszystkich pozostałych przypadkach najwyższe wartości przyjmuje współczynnik korelacji cząstkowej stężenia NO₂ z prędkością wiatru, co oznacza, że jest to element meteorologiczny w największym stopniu wpływający na stężenie NO₂ i im większa jest prędkość wiatru tym niższe stężenie NO₂ w powietrzu, ponieważ wzrost prędkości wiatru zwiększa rozcieńczenie zanieczyszczeń z emitorów.

Bardzo niskie wartości przyjmują współczynniki korelacji stężenia NO₂ z ciśnieniem atmosferycznym (poniżej 0,1) oraz współczynniki zbieżności z sytuacją baryczną (wyż, niż, sytuacja zerowa), gdzie ich wartości w większości przypadków są niższe niż 0,1, przekraczając tę wartość tylko jeden raz (0,112 w półroczu chłodnym w Śródmieściu).

Tabela 5. Współczynniki korelacji cząstkowej stężenia NO₂ z wybranymi elementami meteorologicznymi

Jelonki		
Rok	Półrocze letnie	Półrocze zimowe
$r_{pC.TUPZ} = -0,005$	$r_{pC.TUPZ} = -0,040$	$r_{pC.TUPZ} = -0,008$
$r_{TC.pTUPZ} = -0,033$	$r_{TC.pTUPZ} = 0,199$	$r_{TC.pTUPZ} = -0,104$
$r_{IC.pTUPZ} = -0,091$	$r_{IC.pTUPZ} = -0,080$	$r_{IC.pTUPZ} = -0,078$
$r_{UC.pTUPZ} = -0,246$	$r_{UC.pTUPZ} = -0,233$	$r_{UC.pTUPZ} = -0,219$
$r_{PC.pTRUZ} = -0,074$	$r_{PC.pTRUZ} = -0,050$	$r_{PC.pTRUZ} = -0,102$
$r_{ZC.pTRUP} = -0,050$	$r_{ZC.pTRUP} = -0,020$	$r_{ZC.pTRUP} = -0,038$
$R_{C.pTRUPZ} = 0,297$	$R_{C.pTRUPZ} = 0,386$	$R_{C.pTRUPZ} = 0,292$
Śródmieście		
Rok	Półrocze letnie	Półrocze zimowe
$r_{pC.TUPZ} = 0,065$	$r_{pC.TUPZ} = -0,046$	$r_{pC.TUPZ} = 0,156$
$r_{TC.pTUPZ} = 0,002$	$r_{TC.pTUPZ} = 0,096$	$r_{TC.pTUPZ} = 0,280$
$r_{IC.pTUPZ} = 0,014$	$r_{IC.pTUPZ} = -0,058$	$r_{IC.pTUPZ} = 0,047$
$r_{UC.pTUPZ} = -0,268$	$r_{UC.pTUPZ} = -0,322$	$r_{UC.pTUPZ} = -0,294$
$r_{PC.pTRUZ} = -0,037$	$r_{PC.pTRUZ} = -0,048$	$r_{PC.pTRUZ} = 0,120$
$r_{ZC.pTRUP} = -0,079$	$r_{ZC.pTRUP} = 0,023$	$r_{ZC.pTRUP} = -0,212$
$R_{C.pTRUPZ} = 0,343$	$R_{C.pTRUPZ} = 0,373$	$R_{C.pTRUPZ} = 0,474$

Tabela 6. Współczynniki zbieżności V-Cramera między stężeniem NO₂ a wybranymi elementami meteorologicznymi

Jelonki	Śródmieście
Rok	
$V_{CK} = 0,166$	$V_{CK} = 0,122$
$V_{Cc} = 0,162$	$V_{Cc} = 0,197$
$V_{CS} = 0,054$	$V_{CS} = 0,068$
Półrocze letnie	
$V_{CK} = 0,169$	$V_{CK} = 0,165$
$V_{Cc} = 0,257$	$V_{Cc} = 0,365$
$V_{CS} = 0,080$	$V_{CS} = 0,100$
Półrocze zimowe	
$V_{CK} = 0,180$	$V_{CK} = 0,175$
$V_{Cc} = 0,177$	$V_{Cc} = 0,223$
$V_{CS} = 0,083$	$V_{CS} = 0,112$

Również wilgotność i zachmurzenie mają znikomy wpływ na stężenie NO₂ w powietrzu zarówno w półroczu zimowym, letnim, jak i w całym roku (w Śródmieściu korelacja cząstkowa z zachmurzeniem w półroczu chłodnym jest dość wysoka, $r = -0,212$). Jednak w Śródmieściu korelacja cząstkowa stężenia NO₂ z ciśnieniem w półroczu zimowym wzrasta do $r = 0,156$. Ponieważ w zimie wysokie ciśnienie wiąże się często z bezchmurną pogodą (wyżej), w związku z tym następuje nocne wychłodzenie podłoża i powietrza od powierzchni ziemi, zwiększa się więc ogrzewanie mieszkań

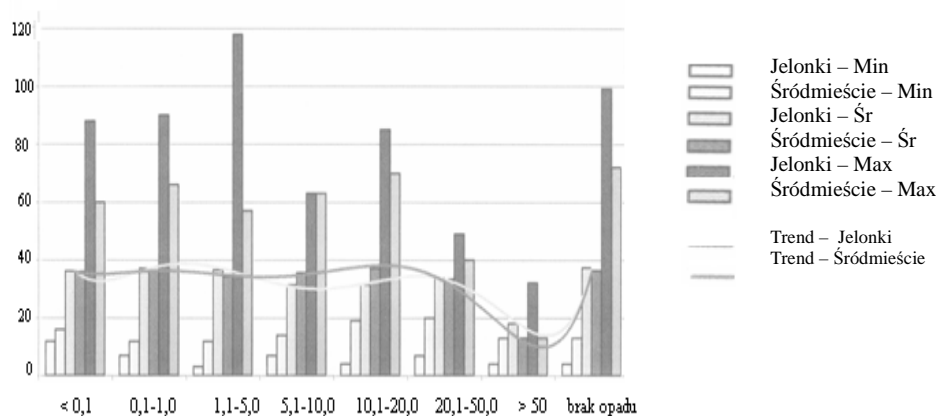
i emisja NO_2 z pieców i palenisk. Może to tłumaczyć wzrost wartości współczynnika korelacji stężenia NO_2 z ciśnieniem. Potwierdza to wysoka wartość współczynnika korelacji stężenia NO_2 z zachmurzeniem, $r = -0,212$, oznaczająca, że im mniejsze zachmurzenie tym większe zanieczyszczenie powietrza NO_2 . Różnice w korelacjach w Śródmieściu i na Jelonkach prawdopodobnie wynikają z dużego niedoboru danych dla Śródmieścia (ciągłe przerwy w badaniach nawet do kilku miesięcy, w dużym stopniu w półroczu chłodnym), wskutek czego, mimo że ilość danych jest wystarczająca dla pięciolecia, żeby wyniki były istotne, w półroczu chłodnym mogło dojść do zatarcia prawdziwej korelacji stężenia NO_2 z elementami meteorologicznymi i cyrkulacją atmosferyczną. Tyczy się to zwłaszcza współczynnika korelacji stężenia NO_2 z temperaturą, który wynosi $r = 0,280$. Jest to zaskakujący wynik w porównaniu do tego samego współczynnika dla Jelonek $r = -0,104$, nie pasujący do przeprowadzonych wyżej tłumaczeń związków korelacyjnych. Podobnie jest w przypadku korelacji stężenia NO_2 z wysokością opadów, która w zimie dla Jelonek wynosi $r = -0,102$ natomiast dla Śródmieści $r = 0,120$.

Korelacja stężenia NO_2 z temperaturą w skali roku jest bardzo niska, natomiast w zimie wartość współczynnika wzrasta do $r = -0,104$ na Jelonkach (dla Śródmieścia problem opisano powyżej). Może to mieć związek z ogrzewaniem mieszkań. Im zimniej tym bardziej trzeba ogrzewać domy, żeby warunki temperaturowe wewnątrz pomieszczeń nie odbiegały od komfortowych, czyli zużywa się więcej paliwa i wzrasta emisja NO_2 powstającego w czasie reakcji spalania. Do tego dochodzi sprawa termiczno-dynamicznej równowagi pionowej powietrza. Ponieważ nocne wypromieniowanie ciepła zmniejsza pionowe gradienty temperatury, zostają w ten sposób utrudnione mechanizmy wnoszenia zanieczyszczeń w górę (równowaga stała). Przy znacznym wyziębieniu podłoża może dojść do powstania inwersji termicznej i powstaje warstwa hamująca uniemożliwiająca wnoszenie zanieczyszczeń ponad nią, jeśli źródło zanieczyszczeń jest poniżej tej warstwy, lub pod nią, jeśli emitory są wyżej niż warstwa hamująca. Do pogarszania stanu sanitarnego powietrza dochodzi, gdy emitory są niskie (kotłownie, paleniska domowe lub samochody), ponieważ znajdują się pod warstwą hamującą, więc zanieczyszczenia gromadzą się przy ziemi. Pomiar temperatury wykorzystane w tej pracy były wykonywane o godz. 7⁰⁰, czyli w zimie jeszcze w czasie występowania najczęściej równowagi stałej lub inwersji termicznej, powstałych wskutek nocnego wypromieniowania ciepła z podłoża. Można zatem powiedzieć, że im niższa temperatura w zimie (i trudniejsze usuwanie zanieczyszczeń) tym większe stężenie NO_2 w powietrzu.

Współczynnik korelacji cząstkowej między stężeniem NO_2 a temperaturą w lecie wynosi $r = 0,199$ na Jelonkach i $r = 0,096$ w Śródmieściu. Im wyższa temperatura tym wyższe stężenie NO_2 , czyli odwrotnie niż w zimie. Można to wytłumaczyć tym, że w lecie im wyższe nasłonecznienie tym wyższa temperatura, a przy dużym nasłonecznieniu w zanieczyszczonym powietrzu miasta zwiększa się stężenie NO_2 na skutek reakcji fotochemicznych. Takie warunki występują często przy pogodzie wyżowej (duże nasłonecznienie, wysoka temperatura), a w czasie wyżu występują prądy zstępujące powietrza hamujące wnoszenie zanieczyszczeń w górę, co dodatkowo zwiększa stężenie NO_2 przy ziemi. kolejnym czynnikiem mogącym wytłumaczyć znak przy współczynniku korelacji jest to, że przy ładnej pogodzie ludzie częściej jeżdżą samochodami, emitującymi znaczne ilości NO_2 .

Niska wartość współczynnika korelacji w saski roku wynika prawdopodobnie z niwelacji oddziaływań letnich z zimowymi, ponieważ korelacja stężenia NO_2 z temperaturą w zimie jest ujemna a w lecie dodatnia (pomijając wyjątkowy wynik dla półrocza zimowego w Śródmieściu).

Korelacja stężenia NO_2 z wysokością opadów w półroczu letnim jest ujemna i bardzo niska. Kierunek korelacji można wytłumaczyć wymywaniem zanieczyszczeń wraz z opadami (im wyższy opad tym niższe stężenie). Niska wartość współczynnika korelacji natomiast może wynikać z tego, że w czasie lata opady są zazwyczaj gwałtowne ale krótkotrwałe. Krople wody w czasie takich opadów mają dużą średnicę i sumarycznie małą powierzchnię i rozpuszczają w sobie tylko niewielką ilość zanieczyszczeń (w tym NO_2). W zimie korelacja z wysokością opadów wzrasta do $r = -0,102$ na Jeloncek (w Śródmieściu wynosi $r = 0,120$, różnica może wynikać z przerw w serii danych). Wynika to prawdopodobnie z tego, że w półroczu chłodnym opady są zazwyczaj długotrwałe, o niewielkim natężeniu, ale z dużą ilością małych kropelek mających łącznie dużą powierzchnię i łatwo wymywających NO_2 . Śnieg słabiej usuwa zanieczyszczenia niż deszcz, ale występuje on zazwyczaj w temperaturze bliskiej 0°C , co dla zimy zgadza się z korelacją stężenia NO_2 z temperaturą, gdyż przy niskiej temperaturze opady zwykle nie występują więc nie ma usuwania zanieczyszczeń tą drogą a przy wyższej temperaturze może wystąpić śnieg, śnieg z deszczem lub deszcz powodując zmniejszenie stężenia NO_2 .



Rys. 4. Rozkład stężenia NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w półroczu ciepłym w zależności od sum opadów (w przedziałach od $< 0,1$ mm do > 50 mm)

Współczynnik korelacji dla roku jest niski zarówno dla Jelonek, jak i Śródmieścia, wyrażając zróżnicowany wpływ wysokości opadu na stężenie NO_2 w półroczu letnim i zimowym.

Współczynnik zbieżności stężenia NO_2 z kierunkiem wiatru dla okresu rocznego na Jeloncek wynosi $V = 0,166$ a w Śródmieściu $V = 0,122$. Kierunek wiatru miał więc istotny wpływ na stężenie NO_2 w powietrzu. Znaczący to, że przy wietrze z pewnych kierunków było większe zanieczyszczenie dwutlenkiem azotu niż z innych. W półroczu letnim sytuacja jest podobna (w Śródmieściu wzrasta do $0,165$). W półroczu chłodnym wartość współczynnika zbieżności wzrasta do $V = 0,180$ dla Jelonek i do $V = 0,175$ dla Śródmie-

ścia. Ogólnie rzecz biorąc wpływ kierunku wiatru na stężenie NO_2 jest większy na Jelonkach niż w Śródmieściu, prawdopodobnie dlatego, że w Śródmieściu jest bardzo duży ruch samochodów emitujących NO_2 i poruszających się po wszystkich ulicach. Możliwe, że dlatego wiatr z różnych kierunków przynosił powietrze o mniejszych różnicach w stężeniu NO_2 niż na Jelonkach, gdzie ruch samochodowy jest mniejszy. Ponadto Jelonki leżą na skraju miasta i wiatr od miasta przynosi powietrze bardziej zanieczyszczone niż wiatr od terenów podmiejskich.

Współczynnik zbieżności między stężeniem NO_2 a cyrkulacją atmosferyczną w roku na Jelonkach wynosi $V = 0,162$ i jest niższy niż w Śródmieściu gdzie jest równy $V = 0,197$. Wynika to prawdopodobnie z tego, że dla Jelonek z kilku kierunków cyrkulacji atmosferycznej średnie stężenie NO_2 jest podobne, wskutek czego pojawienie się stężenia NO_2 o wartości z zakresu występującego przy tych kierunkach nie określało ściśle, z którego kierunku z największym prawdopodobieństwem następował napływ mas powietrza.

W półroczu chłodnym współczynniki zbieżności między stężeniem NO_2 a cyrkulacją atmosferyczną były większe (Jelonki $V = 0,177$, Śródmieście $V = 0,223$), i ponownie poważniejszy wpływ kierunku cyrkulacji na stężenie NO_2 był w Śródmieściu miasta. W półroczu ciepłym wartości współczynników jeszcze bardziej wzrosły (Jelonki $V = 0,257$, Śródmieściu $V = 0,365$). Możliwe, że jest to wywołane większymi różnicami między maksymalnym a minimalnym średnim stężeniem NO_2 w półroczu letnim niż w roku zarówno w śródmieściu miasta, jak i na peryferiach. Większy współczynnik zbieżności w Śródmieściu może wynikać, tak jak dla roku, z większego zróżnicowania średnich stężeń dla różnych kierunków napływu mas powietrza niż na Jelonkach.

Współczynnik korelacji wielokrotnej na Jelonkach jest najniższy w półroczu chłodnym (0,292), podczas gdy w Śródmieściu jest wtedy najwyższy (0,474). Najwyższą wartość na Jelonkach współczynnik przyjmuje w półroczu ciepłym (0,386), w Śródmieściu (0,373) jest wtedy zbliżony do najniższego, który wynosi 0,343 i jest to wartość obliczona dla roku. Na Jelonkach w roku współczynnik korelacji wielokrotnej wynosi 0,297, czyli tylko nieco więcej niż wartość najniższa. Widać z tego, że w Śródmieściu współczynniki są wyższe niż na Jelonkach i tylko w półroczu ciepłym nieznacznie niższe. Oznacza to, że w Śródmieściu elementy meteorologiczne włączone w obliczenia tego współczynnika mają większy wpływ na stężenie NO_2 niż na Jelonkach, i że elementy nie uwzględnione w tych obliczeniach mają większy wpływ na stężenie NO_2 na Jelonkach niż w Śródmieściu. Kierunek wiatru odgrywa tu na pewno większą rolę w kształtowaniu stężenia dwutlenku azotu, o czym świadczą współczynniki zbieżności V -Cramera wypisane wyżej w tym rozdziale.

Prędkość wiatru a stężenie NO_2

Średnie stężenie NO_2 w roku maleje wraz ze wzrostem prędkości wiatru. Tendencja ta jest bardzo wyraźna, zwłaszcza w Śródmieściu, gdzie w każdej kolejnej klasie prędkości wiatru jest mniejsze stężenie niż w poprzedniej. Na Jelonkach występują pewne wahania, ale mimo wszystko przebieg stężenia NO_2 jest wyraźnie malejący przy rosnącej prędkości wiatru.

W półroczu ciepłym średnie stężenie NO_2 także maleje przy wzroście prędkości wiatru, jednak z większą ilością zakłóceń w przebiegu stężenia. Na Jelonkach przy największej prędkości jest trzecie największe średnie stężenie NO_2 , ale wynika to

z pojedynczego wystąpienia tej prędkości i przypadkowego wyniku w tej sytuacji.

W półroczu chłodnym jest wyraźna tendencja spadkowa stężenia NO_2 wraz ze wzrostem prędkości wiatru zarówno na Jelonkach, jak i w Śródmieściu.

Charakterystyka stężenia NO_2 w Warszawie w powiązaniu z lokalizacją dużych emitorów

W Warszawie znajduje się kilka poważnych punktowych emitorów zanieczyszczeń: Huta „Luccini”, Elektrociepłownia „Żerań”, „Kawęczyn”, „Siekierki” oraz Ciepłownia „Wola”. Przy badaniu zależności stężenia dwutlenku azotu od kierunku wiatru i cyrkulacji atmosferycznej trzeba sprawdzić, czy emitory punktowe mają wpływ na średnie stężenie zanieczyszczeń na rozpatrywanych stacjach pomiarowych. Poza emitorami punktowymi są jeszcze rozproszone emitory NO_2 , np. samochody. Ich obecność w całym mieście nie pozwala na zbadanie różnic stężenia NO_2 przy różnych kierunkach napływu mas powietrza.

Stężenie NO_2 jest najniższe w roku, półroczu ciepłym i chłodnym, na obu stacjach, przy wietrze NW. Wynika to prawdopodobnie z przynoszenia przez wiatr o tym kierunku czystszyego powietrza z nad Puszczy Kampinoskiej. Najwyższe stężenie na Jelonkach jest przy wietrze S zarówno w roku, jak i półroczu ciepłym i chłodnym. W Śródmieściu sytuacja jest podobna, z taką różnicą, że w półroczu ciepłym maksimum występujące przy wietrze SE. Może to być spowodowane bliską obecnością cyrkulacji NW, W i N (Huta „Luccini”, Puszcza Kampinoska). W Śródmieściu najwyższe stężenie NO_2 jest przy cyrkulacji SW, W i O (Ciepłownia „Wola”), najniższe stężenie natomiast przy cyrkulacji NW, NE i SE (Huta „Luccini”, Elektrociepłownia „Kawęczyn” i „Siekierki”).

Podsumowując, można stwierdzić, że powietrze przynoszone z południa, wschodu i południo-wschodu jest najbardziej zanieczyszczone a z północo-zachodu, północy i zachodu jest najczystsze. Nie zawsze duże stężenie pokrywa się z obecnością elektrociepłowni czy huty w miejscu skąd napływa powietrze i również niskie stężenie nie zawsze się pojawia przy przemieszczaniu się mas powietrza z nad innych obszarów (chodzi o miejsca w Warszawie lub najbliższych okolicach, np. Puszcza Kampinoska). Wpływa stąd wniosek, że na stężenie NO_2 w powietrzu Warszawy mają wpływ również odległe emitory, skąd przemieszczające się powietrze może przynieść zanieczyszczenia do miasta.

Zakończenie

Stężenie dwutlenku azotu w Warszawie, na podstawie opracowania danych ze stacji pomiarowej na Jelonkach i w Śródmieściu, w największym stopniu zależy od prędkości wiatru, cyrkulacji atmosferycznej i kierunku wiatru. W ciągu roku największa korelacja, zarówno na Jelonkach, jak i w Śródmieściu, jest między stężeniem NO_2 a prędkością wiatru (im większa prędkość wiatru tym niższe stężenie). Niższa jest korelacja z cyrkulacją atmosferyczną i kierunkiem wiatru. Oba te współczynniki mają porównywalną wartość na Jelonkach, w Śródmieściu zaś wyższa jest korelacja stężenia z cyrkulacją atmosferyczną niż z kierunkiem wiatru.

W półroczu ciepłym na obu stacjach najwyższa jest korelacja z cyrkulacją atmosferyczną, niższa z prędkością i kierunkiem wiatru. Na Jelonkach ponadto dużą wartość osiąga współczynnik korelacji stężenia NO_2 z temperaturą powietrza (większą niż z kierunkiem wiatru).

Pozostałe elementy mają znacznie mniejszy wpływ na stężenie dwutlenku azotu. Jedynie temperatura powietrza i wysokość opadu przy podziale na półrocze ciepłe i chłodne wykazują większy związek ze stężeniem NO₂.

Elementy brane pod uwagę w liczeniu korelacji nie są jedynymi wpływającymi na stężenie tego badanego związku w powietrzu. Współczynniki korelacji wielorakiej w każdym przypadku mają wartość niższą niż 0,5, co oznacza, że ponad połowa oddziaływań na stężenie NO₂ jest spowodowana czynnikami nie uwzględnionymi w tej pracy. Mogą to być czynniki nie meteorologiczne, konieczna jest więc współpraca z naukowcami zajmującymi się innymi dziedzinami, żeby określić wszystkie elementy mogące mieć wpływ na zmiany stężenia NO₂ w powietrzu.

Przy podziale na półrocze ciepłe i chłodne, zwiększają się w porównaniu do roku współczynniki korelacji wielorakiej. Wyjątkiem jest półrocze chłodne na Jelonkach, gdzie sytuacja prawie nie ulega zmianie. Zwiększa się także korelacja z temperaturą powietrza i wysokością opadu, czyli elementami o zaznaczonej sezonowości, wskazując na różnice w oddziaływaniu tych elementów na stężenie NO₂ w zależności od pory roku.

Na podstawie obliczonych współczynników korelacji można określić typy pogody z wysokim i niskim stężeniem dwutlenku azotu.

Pogoda sprzyjająca wysokim wartościom stężenia NO₂ to: mała prędkość wiatru lub cisza, niewielki opad lub jego brak, w półroczu ciepłym wysoka temperatura powietrza, a w chłodnym niska, wiatr południowy lub południowo-wschodni, cyrkulacja atmosferyczna południowa, południowa-wschodnia i wschodnia.

Pogoda sprzyjająca niskim wartościom stężenia NO₂: duża prędkość wiatru, wysoki opad, niska temperatura powietrza w półroczu ciepłym i wysoka w chłodnym, wiatr północno zachodni, cyrkulacja atmosferyczna zachodnia, północno-zachodnia i północna.

Na Jelonkach średnie roczne stężenie jest niższe niż w Śródmieściu, podobnie jest w półroczu chłodnym, ale w półroczu ciepłym to w Śródmieściu jest niższe stężenie. Półrocze chłodne charakteryzuje się wyższym stężeniem NO₂ niż ciepłe w Śródmieściu, zaś na Jelonkach sytuacja jest odwrotna.

Wartość stężenia NO₂ pozostawały w dopuszczalnych granicach, zarówno średnie roczne, jak i dobowe. Jednak tendencja stężenia na obu stacjach jest rosnąca.

7. 1.4. Wpływ warunków meteorologicznych na rozkład zanieczyszczenia w Warszawie

Autor: Aleksandra CZERWONKA

Opiekun naukowy: Jerzy BORYCZKA

Cel pracy

Celem pracy jest próba wskazania wpływu warunków meteorologicznych takich jak: kierunek wiatru, prędkość wiatru, temperatura powietrza, wilgotność powietrza, zachmurzenie, ciśnienie atmosferyczne, opady atmosferyczne, na rozkład zanieczyszczenia w Warszawie.

Aby znaleźć te zależności wykorzystano pięcioletnie dane meteorologiczne z lat 1993-1997 oraz z tego samego pięcioletnia dane dotyczące stężeń SO_2 i NO_2 z dwóch punktów pomiarowych w Warszawie, z ulicy Kruczej (centralna część Warszawy) i ulicy Puszczy Solskiej (zachodnia część Warszawy).

W odróżnieniu od danych meteorologicznych, które obejmują wszystkie dni z wyżej podanych 5 lat, dane stężeń gazów są skompletowane jedynie w 80,95%. Najwięcej danych pochodzi z roku 1994, bo aż 91,99%, najmniej z 1993 zaledwie 68,36%, z pozostałych lat po około 80%.

Najmniej badań wykonano odnośnie stężeń NO_2 przy ulicy Kruczej (60,51%), najpełniejsze są dane SO_2 , zmierzone również przy ulicy Kruczej (90,70%).

Materiały źródłowe

Dane meteorologiczne pochodzą ze stacji meteorologicznej znajdującej się na dziedzińcu Uniwersytetu Warszawskiego. Stacja uniwersytecka jest położona w centrum Warszawy, wśród zabudowy zwartej i wysokiej. Dane dotyczące stężeń zanieczyszczeń dwutlenku siarki i dwutlenku azotu ze stacji pomiarowych przy ulicach:

- Kruczej, w pobliżu której nie ma żadnych terenów zielonych. Jest to jeden z obszarów o największym natężeniu w ruchu samochodowym w Warszawie,
- Puszczy Solskiej, znajdującej się w zachodniej części Warszawy na Jelonkach.

Na wschód od ulicy Puszczy Solskiej znajduje się bardzo uczęszczana ulica Powstańców Śląskich, aczkolwiek sama ulica przy której jest położona stacja pomiarowa otoczona jest zielenią. Na południowym wschodzie od stacji pomiarowej znajduje się Ciepłownia Wola, a na południu Zakłady Mechaniczne Ursus, co może mieć wpływ na otrzymane wyniki.

Analiza statystyczna danych

Analizę statystyczną przeprowadzono przy pomocy pakietu statystycznego Excel 7.0 firmy Microsoft. W jej zakres wchodziło:

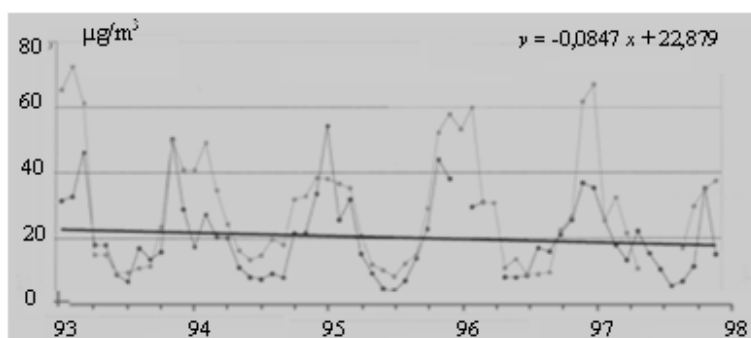
- obliczenie wartości maksymalnych, średnich, minimalnych dobowych, miesięcznych, rocznych i pięcioletnich, stężeń dwutlenku azotu i dwutlenku siarki przy ulicach Puszczy Solskiej i Kruczej,
- porównanie stężeń SO_2 i NO_2 z dwóch punktów pomiarowych w Warszawie,

- porównanie średnich dobowych, miesięcznych, rocznych stężeń zanieczyszczeń ze średnimi wartościami prędkości wiatru, temperatury, wilgotności, zachmurzenia, wielkości opadu i ciśnienia,
- badanie korelacji między stężeniem SO₂ i NO₂, a warunkami meteorologicznymi, wyznaczenie trendów czasowych określających tendencję zmian stężeń SO₂ i NO₂.

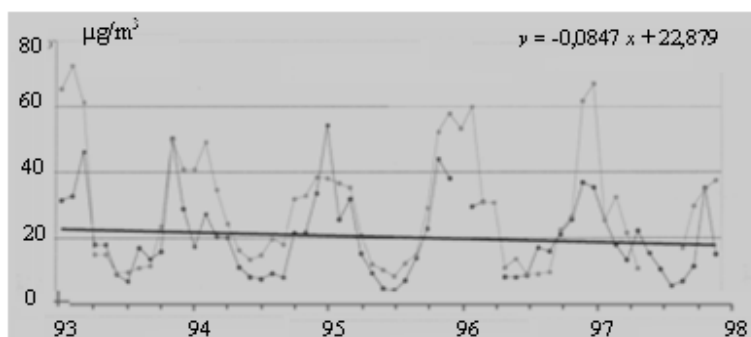
Stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Warszawie w latach 1993-1997

Koncentracja i przestrzenny rozkład zanieczyszczeń w powietrzu wykazuje wahania okresowe (roczne i dobowe), uwarunkowane wpływem warunków meteorologicznych. Zależą one od pory roku jak i pory dnia.

Tendencje zmian średnich miesięcznych stężeń dwutlenku siarki i dwutlenku azotu przy ul. Puszczy Solskiej i ul. Krucza w latach 1993-1997 określają proste regresje na rys. 1-2 i ich równania w tab.1 .

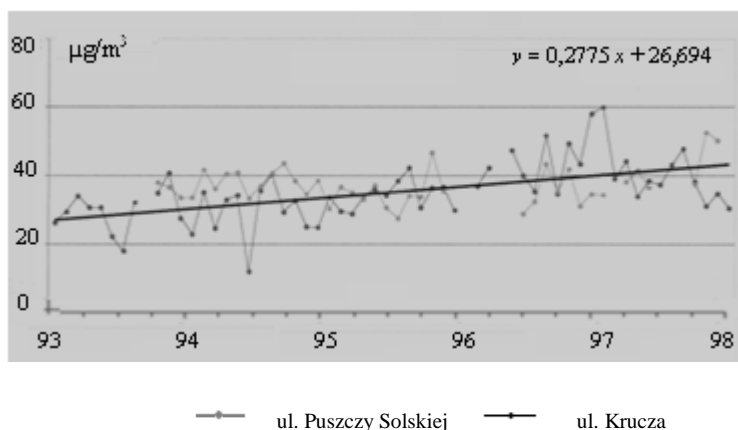


—◆— ul. Puszczy Solskiej —■— ul. Krucza



—◆— ul. Puszczy Solskiej —■— ul. Krucza

Rys. 1. Średnie miesięczne stężenie dwutlenku siarki w latach 1993-1997



Rys. 2. Średnie miesięczne stężenie dwutlenku azotu w latach 1993-1997

Tabela 1. Równania prostych regresji stężenia SO_2 i NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) względem czasu (x)

	SO_2	NO_2
ul. Krucza	$y = -0,0925 x + 31,581$	$y = 0,102 x + 34,985$
ul. Puszczy Solskiej	$y = -0,0847 x + 22,879$	$y = 0,2775 x + 26,694$

Zmiany roczne stężenia zanieczyszczeń powietrza

Średnie miesięczne stężenie z pięciu lat świadczą, że największe stężenie dwutlenku siarki w atmosferze występuje w listopadzie przy ulicy Puszczy Solskiej i w styczniu przy ulicy Kruczej. Stężenie dwutlenku azotu osiągnęło maksimum w sierpniu przy ulicy Puszczy Solskiej, a w październiku przy ulicy Kruczej. Dane liczbowe zawiera tab. 2, gdzie gwiazdka (*) oznacza, że średnia została obliczona z trzech lat.

Tabela 2. Średnie miesięczne stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy ulicy Kruczej i ulicy Puszczy Solskiej w pięcioleciu 1993-1997

Miesiące	SO_2		NO_2	
	ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza	ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza
I	33,26	52,96	35,07	32,78 *
II	28,12	48,71	34,06	38,09 *
III	29,48	38,93	34,83	36,53 *
IV	16,62	22,47	32,76	38,40 *
V	11,91	12,91	36,5	38,24*
VI	8,96	11,78	29,15	32,59 *
VII	7,42	10,38	34,14	32,41 *
VIII	11,07	12,96	42,89	39,41 *
IX	11,59	14,18	34,15	37,59
X	18,52	27,30	36,95	43,57
XI	35,36	39,29	36,15	37,69
XII	30,52	47,34	34,23	39,36 *

W ciągu roku maksimum zanieczyszczenia przypada na zimę, co jest związane z większą emisją, gdyż jest to sezon grzewczy i wzrasta zużycie energii przeznaczonej na ogrzewanie mieszkań. Stężenia dwutlenku siarki, że względu na ogrzewanie mieszkań, w miesiącach zimowych może być kilkakrotnie większe od stężeń w lecie. W przypadku dwutlenku azotu również obserwowana jest zmienność w ciągu roku, ale różnice sezonowe nie są zbyt duże jak w przypadku dwutlenku siarki. Zimą wzrasta emisja NO₂ pochodzącego z ogrzewania, lecz maleje emisja pochodząca z transportu i dlatego różnice między miesiącami letnimi i zimowymi nie są tak duże jak w przypadku dwutlenku siarki.

Dodatkowym elementem wpływającym na zmniejszenie zanieczyszczenia atmosfery w lecie jest większe konwekcyjne pionowe unoszenie. W tej porze roku, więcej cząstek wynoszonych jest do wyższych warstw atmosfery i mniej ich zostaje przy powierzchni ziemi.

Z zestawienia sezonowych stężeń SO₂ i NO₂ w pięcioleciu 1993-1997 (tab. 3-5) wynika o ile maksymalne stężenia dwutlenku siarki jest większe w zimie niż latem.

Tabela 3. Sezonowe stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Warszawie w latach 1993-1997

Pory roku	SO ₂		NO ₂	
	ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza	ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza
Zima	30,63	49,67	34,45	37,61
Wiosna	19,53	24,77	34,83	37,72
Lato	9,15	11,71	35,39	34,58
Jesień	21,82	26,92	35,75	39,76

Tabela 4. Średnie stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Warszawie w porach roku (1993-1997)

ul. Puszczy Solskiej						
	1993	1994	1995	1996	1997	średnia
Zima	32,16	24,48	37,89	31,81	32,52	31,35
Wiosna	24,43	17,26	18,77	19,52	17,67	19,53
Lato	10,85	8,23	5,15	11,13	10,40	9,15
Jesień	26,59	17,03	26,9	20,81	17,78	21,82
ul. Krucza						
	1993	1994	1995	1996	1997	średnia
Zima	68,96	43,7	37,75	57,02	51,37	49,55
Wiosna	30,43	25,06	22,74	24,11	21,51	24,77
Lato	9,91	16,03	10,23	10,48	12,31	11,66
Jesień	28,28	27,63	32,08	19,41	27,21	26,92

Tabela 5. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Warszawie w porach roku (1993-1997)

ul. Puszczy Solskiej						
	1993	1994	1995	1996	1997	Średnia
Zima	27,85	28,57	29,38	33,44	52,46	34,28
Wiosna	30,42	30,64	32,72	44,82	28,90	35,50
Lato	24,10	29,37	38,34	42,41	42,75	35,39
Jesień	37,86	29,10	34,62	42,49	34,74	35,76
ul. Krucza						
	1993	1994	1995	1996	1997	Średnia
Zima		43,61	35,22		34,49	37,77
Wiosna		39,24	35,11		38,81	37,72
Lato		37,01	30,83	34,96		34,27
Jesień	35,12	38,91	38,67	36,19	46,89	39,16

W przypadku stężenia dwutlenku azotu maksimum przypada na jesień, a minimum: przy ul. Puszczy Solskiej na lato, a przy ul. Kruczej na zimę. Trzeba zaznaczyć, że w serii stężeń dwutlenku azotu przy ulicy Kruczej w roku 1993 były liczne braki.

Zmiany stężenia SO_2 w Warszawie w latach 1993-1997 (ul. Puszczy Solskiej i ul. Krucza)

Stężenie średnie roczne dwutlenku siarki przy ulicy Puszczy Solskiej w roku 1993 wynosiło $23,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe stężenia SO_2 – $50,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wystąpiło w listopadzie, a najmniejsze $6,70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w lipcu. W roku 1994 średnie roczne stężenie SO_2 zmniejszyło się do $17,15$ przy maksymalnej wartości $33,68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w grudniu i minimalnej $7,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ we wrześniu. Średnie roczne stężenie w 1995 roku $22,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Maksymalne stężenie SO_2 przypada w styczniu $54,33$, a minimalne w lipcu $4,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Rok 1996 charakteryzował się spadkiem średniego rocznego stężenia do $19,79 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Maksimum stężenia przypadało na grudzień $36,85$, a minimum na czerwiec $7,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W roku 1997 nastąpił dalszy spadek stężenia SO_2 do $17,78 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Minimum przypada na sierpień $5,57$, a maksimum na styczeń $35,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Przy ulicy Kruczej średnie stężenie w 1993 roku wyniosło $32,06$, maksymalne $72,46$ w lutym a minimalne $9,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w czerwcu. W 1994 roku zmierzono mniejsze stężenia do $27,91 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Maksimum wystąpiło w lutym $49,18$, a minimum $13,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w czerwcu. W roku 1995 stężenie SO_2 zmalało do $27,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wartości największe $57,77$ notowano w grudniu, za najmniejsze $8,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w lipcu. Stężenie dwutlenku siarki w 1996 roku wzrosło do $28,09$, maksymalne stężenie $61,83$ przypada na grudzień, a najmniejsze $8,90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na sierpień. W 1997 roku stężenie SO_2 ponownie wzrosło do $29,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Maksymalną wartością średnią miesięczną $66,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ cechuje się styczeń, a minimalną $10,65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – maj.

Zmiany stężenia NO₂ w Warszawie w latach 1993-1997 (ul. Puszczy Solskiej i ul. Krucza)

Średnie roczne stężenie dwutlenku azotu przy ulicy Puszczy Solskiej w 1993 roku wynosiło 30,43 µg/m³ przy największej wartości 40,76 (listopad) i najmniejszej 18,00 µg/m³ (lipiec). W 1994 roku nastąpił spadek średniego rocznego stężenia NO₂ do 29,18 µg/m³ przy największym stężeniu 40,43 µg/m³ (sierpień) i najmniejszym 12,00 µg/m³ (czerwiec). Rok 1995 przyniósł wzrost średniej rocznej wartości stężenia NO₂ do 34,19 µg/m³. Maksymalne stężenie 42,30 µg/m³ przypada na sierpień, a najmniejsza 28,85 µg/m³ – na marzec. W 1996 roku następował dalszy wzrost stężenia NO₂ do 43,60 µg/m³ przy minimalnej wartości 32,50 µg/m³ odnotowanej w styczniu i maksymalnej 58,12 µg/m³ w grudniu. Rok 1997 przyniósł spadek stężenia dwutlenku azotu do 39,91 µg/m³. Maksymalne stężenie NO₂ 60,03 µg/m³ występuje w styczniu, a minimalne 31,13 µg/m³ – w październiku.

Średnie roczne stężenie dwutlenku azotu przy ulicy Kruczej w 1994 roku wynosiło 38,28 µg/m³. Maksymalna wartość 43,61 µg/m³, wystąpiła we wrześniu, a minimalna 33,33 µg/m³ w czerwcu. W 1995 roku stężenie NO₂ zmalało do 34,68 µg/m³ przy maksymalnej wartości 46,69 µg/m³ (październik) i minimalnej 27,58 µg/m³ (lipiec). Rok 1996 cechował się wzrostem stężenia NO₂ do 35,66 µg/m³, maksymalne stężenie wystąpiło w sierpniu (43,42 µg/m³), a minimalne – w czerwcu (28,87 µg/m³). W 1997 r. średnie roczne stężenie dwutlenku azotu wykazało ponowny wzrost do wartości 41,75 µg/m³ z maksymalnym stężeniem 55,68 µg/m³ – w październiku i minimalnym 34,37 µg/m³ – w styczniu.

Zmienność tygodniowa i dzienna zanieczyszczeń powietrza

Z analizy stężeń dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Warszawie w pięcioleciu 1993-1997 wynika cykliczność tygodniowa z maksimum przypadającym na środek dnia i minimum na niedzielę. Cykliczność ta wywołana jest wielkością emisji zakładów przemysłowych. Najmniejsze stężenia SO₂ i NO₂ przypadające w niedzielę a powodowane tym, iż w zakładach przemysłowych czynne są tylko urządzenia pracujące w ruchu ciągłym.

Ponadto można dostrzec regularne wahania dobowe związane również z natężeniem emisji w ciągu dnia, jak i natężeniem ruchu pojazdów. Maksimum stężeń NO₂ przypada na godziny ranne oraz na wieczór. Wzrasta emisja pochodząca z zakładów rozpoczynających pracę oraz rozpoczyna się poranny ruch samochodów, przy jednocześnie stosunkowo małym mieszaniu turbulencyjnym. Wieczorem obserwowane jest ponowne nasilenie ruchu pojazdów jak i zmniejszone mieszanie turbulencyjne. Minima pojawiają się w pobliżu południa i w nocy. Około południa przy mniejszej emisji następuje wzrost mieszania turbulencyjnego, związanego z rozwojem konwekcji. Nocą zmniejszona jest emisja zanieczyszczeń powietrza.

Zależność stężenia SO₂ i NO₂ od kierunku i prędkości wiatru

Zależność średnich stężeń dwutlenku siarki i dwutlenku azotu od kierunku i prędkości wiatru charakteryzują tabele 6 i 7.

Tabela 6 Średnie stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od kierunku wiatru

Kierunek wiatru	SO ₂		NO ₂	
	ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza	ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza
N	14,73	23,79	33,87	38,85
NE	15,29	22,67	37,67	35,82
E	16,69	25,34	39,85	36,77
SE	16,69	30,71	40,65	39,65
S	29,48	31,34	45,81	41,62
SW	24,92	29,83	35,16	37,49
W	17,59	33,48	32,62	36,80
NW	14,64	26,60	28,60	34,45

Przy ulicy Kruczej najmniejsze stężenia SO₂ notowano przy wiatrach północno-wschodnich 22,67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Co nie jest zrozumiałe, gdyż na północnym wschodzie znajduje się uprzemysłowiona Praga Północ i elektrociepłownia „Kawęczyn”.

W przypadku dwutlenku azotu największe średnie zanieczyszczenie przy ulicy Puszczy Solskiej wystąpiło przy wiatrach wiejących z południa 45,81 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i południowego wschodu 40,65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz ze wschodu 39,85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Położenie ulicy Puszczy Solskiej w zachodniej części Warszawy tłumaczy dlaczego przy wiatrach z sektora wschodniego obserwuje się największe zanieczyszczenie powietrza. Wiatry południowo - wschodnie dodatkowo przynoszą zanieczyszczenia pochodzące z ciepłowni „Wola” i elektrociepłowni „Siekierki”. Przy ulicy Kruczej najwyższe stężenie zanotowano przy wiatrach wiejących z południa 41,62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i południowego-wschodu 39,65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Wiatry wiejące z południowego-wschodu przenoszą zanieczyszczenia z elektrociepłowni „Siekierki”. Największe stężenia przy wiatrach południowych można tłumaczyć tym, iż ulica Krucza jest położona w samym centrum Warszawy, gdzie jest bardzo duży ruch samochodów, są stężenia dwutlenku azotu akurat przy wiatrach z tego kierunku są, największe.

W obu punktach pomiarowych najmniejsze zanieczyszczenie występuje przy wiatrach wiejących z północnego zachodu: Puszcza Solska - 28,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Krucza - 34,45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Można to wytłumaczyć tym iż za północno- zachodnią granicą Warszawy znajduje się Puszcza Kampinoska.

Stężenie dwutlenku siarki jest uwarunkowane zmiennością prędkości wiatru. Dwutlenek siarki przy ulicy Puszczy Solskiej wykazuje największe stężenie przy wiatrach wiejących z prędkością od 2-5 m/s. Zależność stężenia SO₂ i NO₂ od prędkości wiatru charakteryzuje tab. 7.

Tabela 7. Średnie stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od prędkości wiatru

m/s	SO ₂		NO ₂	
	ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza	ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza
0-0,2	17,57	36,20	46,81	46,51
0,2-2	20,12	30,64	40,21	39,95
2-5	21,10	27,10	32,52	35,03
>5	11,95	24,27	24,45	25,00

Z wyjątkiem kilku przypadków najmniejsze stężenia dwutlenku siarki jak azotu zano-
towane zostały przy wietrze wiejącym z prędkością powyżej 5 m/s. Największe średnie
stężenie dwutlenku azotu $46,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ przy ulicy Puszcy Solskiej występuje podczas ciszy
i małych prędkości wiatru (0-0,2 m/s). Podobnie jest przy ulicy Kruczej – $46,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Korelacje między i stężeniami dwutlenku siarki i mierzonymi prędkościami wiatru
okazały się dodatnie. Spadkom prędkości wiatru odpowiada spadek stężenia dwutlenku
siarki. Współczynniki korelacji stężenia SO_2 i prędkości wiatru są następujące: ul. Pusz-
czy Solskiej $r = 0,116$, ul. Krucza $r = 0,135$.

Korelacje między notowanymi stężeniami dwutlenku azotu i prędkością wiatru oka-
zały się ujemne. Spadkom prędkości wiatru odpowiada wzrost stężenia dwutlenku azotu.
Współczynniki korelacji stężenia NO_2 i prędkości wiatru są następujące: ul. Puszcy
Solskiej – $r = -0,543$, ul. Krucza – $r = -0,1235$.

Zależność stężenia SO_2 od prędkości wiatru charakteryzują równania prostych regresji
w tab.8.

Tabela 8. Równania prostych regresji SO_2 i NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) względem
prędkości wiatru (x)

	SO_2	NO_2
Puszcza Solska	$y = 3,7202 \cdot x + 11,758$	$y = -12,314 \cdot x + 63,372$
Krucza	$y = 6,1941 \cdot x + 14,614$	$y = -1,6818 \cdot x + 41,362$

Zależność stężenia SO_2 i NO_2 od temperatury powietrza i wilgotności względnej

Korelacje między zmierzonymi stężeniami dwutlenku siarki i temperaturą powietrza
są ujemne. Spadkom temperatury odpowiada wzrost stężeń dwutlenku siarki. Współ-
czynniki korelacji stężenia SO_2 i temperatury powietrza są wyjątkowo duże pod wzglę-
dem wartości bezwzględnej: ul. Puszcy Solskiej – $r = -0,819$, ul. Krucza – $r = -0,884$.

Zależność stężenia dwutlenku azotu od temperatury powietrza są nieco inne niż zależ-
ność dwutlenku siarki od temperatury. Związane jest to że źródłami emisji dwutlenku
azotu, którego dostarczycielem jest transport. Tak więc emisja nie jest tak bardzo zależna
od pory roku jak w przypadku dwutlenku siarki. W pięcioleciu 1993-1997 średnie mie-
sięczne i średnie sezonowe stężenia dwutlenku azotu ulegają tylko nieznacznym waha-
niom. Największe stężenia NO_2 wystąpiły w październiku – przy ul. Kruczej $43,57 \mu\text{g}/\text{m}^3$
oraz w sierpniu - przy ul. Puszcy Solskiej $42,89 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe średnie sezonowe
zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem azotu ($35,76 \mu\text{g}/\text{m}^3$) w pięcioleciu przy ul.
Puszcy Solskiej występuje jesienią mimo, iż w poszczególnych latach maksyma przypa-
dają na różne pory roku. Jednak różnice w średnich sezonowych wartościach pięciolecia
są znikome. Największe średnie miesięczne stężenie NO_2 $60,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ przypada na sty-
czeń 1997 roku. W tym roku cała zima była sezonem o największym stężeniu dwutlenku
azotu. W zestawieniu średnich z pięciu lat, zim przy ul. Puszcy Solskiej występuje jed-
nak najmniejsze stężenie ($34,28 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Przy ul. Kruczej największe średnie stężenie
($39,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$) występuje jesienią, a najmniejsze latem $34,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wahania średnich
miesięcznych stężeń nie są zbyt duże – mieszczą się w przedziale od $28,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$
w czerwcu 1996 roku do $52,68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w październiku 1997 roku. Korelacje między zmie-

rzonymi stężeniami dwutlenku azotu i temperaturą powietrza są ujemne. Spadkom temperatury odpowiada wzrost stężenia dwutlenku azotu. Współczynniki korelacji stężenia NO₂ z temperaturą powietrza są małe: ul. Puszcy Solskiej – $r = -0,021$, ul. Krucza – $r = -0,140$.

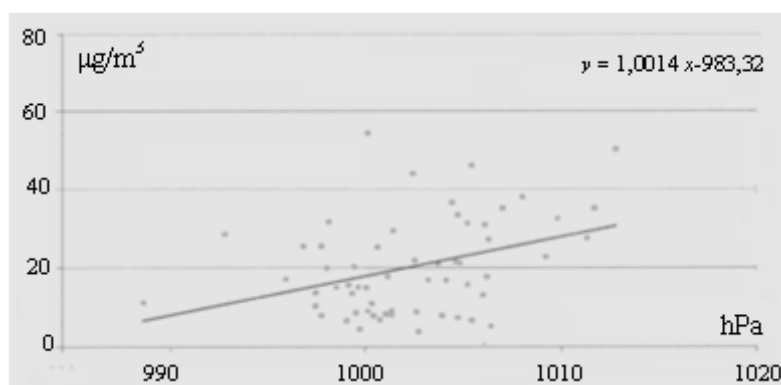
Zależność stężenia SO₂ od temperatury powietrza opisują równania prostych regresji w tab. 9.

Tabela 9. Równania prostych regresji SO₂ i NO₂ (y) względem temperatury powietrza (x)

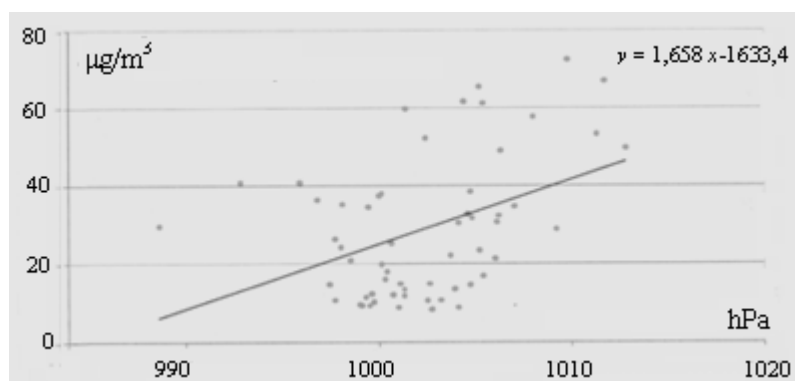
	SO ₂	NO ₂
Puszcza Solska	$y = -1,3025 x + 29,535$	$y = -0,234 x + 35,279$
Krucza	$y = -2,1161 x + 43,308$	$y = -0,1168 x + 38,191$

Zależność stężenia SO₂ i NO₂ od ciśnienia atmosferycznego

Zależność zanieczyszczenia powietrza od ciśnienia atmosferycznego charakteryzują równania prostych regresji na rys. 3-4 i w tab. 10.



Rys. 3. Zależność dwutlenku siarki przy ul. Puszcy Solskiej od ciśnienia atmosferycznego w pięcioleciu 1993-1997



Rys. 4. Zależność dwutlenku siarki przy ul. Kruczej od ciśnienia atmosferycznego w pięcioleciu 1993-1997

Tabela 10. Równania prostych regresji SO₂ i NO₂ (y) względem ciśnienia atmosferycznego (x)

	SO ₂	NO ₂
Puszcza Solska	$y = 1,0014 x - 983,32$	$y = 0,5537 x - 519,82$
Krucza	$y = 1,6580 x - 1633,4$	$y = 0,0467 x - 9,2787$

Aby określić dokładniej zmiany zanieczyszczenia powietrza w zależności od ciśnienia atmosferycznego utworzono sześć przedziałów klasowych ciśnienia, a następnie obliczono średnie wartości stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w danym przedziale (tab.11).

Tabela 11. Średnie stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu (µg/m³) w zależności od ciśnienia atmosferycznego

	hPa	SO ₂		NO ₂	
		ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza	ul. Puszczy Solskiej	ul. Krucza
1	< 983,7	18,89	27,48	28,26	30,22
2	983,8- 993,0	17,90	24,22	32,79	34,10
3	993,1-1002,2	17,05	23,86	34,44	36,91
4	1002,3 -1011,5	19,72	28,25	37,65	38,38
5	1011,6 -1020,8	33,50	43,63	38,23	39,40
6	1020,9 -1033,7	34,76	55,27	34,81	41,81

Zależność stężenia dwutlenku siarki od ciśnienia atmosferycznego jest taka sama w obu punktach pomiarowych. Przy najmniejszym ciśnieniu stężenia SO₂ jest nieco większe niż przy ciśnieniu z przedziału drugiego (2). Następnie ze wzrostem ciśnienia stężenie SO₂ osiąga najwyższe wartości przy ciśnieniu powyżej 1020,8 hPa. Korelacje dwutlenku siarki i ciśnienia atmosferycznego są dodatnie. Spadkom ciśnienia odpowiada spadek stężenia dwutlenku siarki. Współczynniki korelacji stężenia SO₂ i ciśnienia są znaczące – ul. Puszczy Solskiej $r = 0,368$, ul. Krucza $r = 0,414$.

Stężenie dwutlenku azotu przy ulicy Puszczy Solskiej wzrasta wraz ze wzrostem ciśnienia atmosferycznego począwszy od 28,26 µg/m³ przy ciśnieniu dochodzącym do 983,7 hPa do 38,23 µg/m³ przy ciśnieniu z przedziału od 1011,5 hPa do 1020,8 hPa. Powyżej ciśnienia 1020,8 hPa stężenie NO₂ maleje do 34,81 µg/m³. Stężenie dwutlenku azotu przy ulicy Kruczej stopniowo rośnie ze wzrostem ciśnienia. Przy najmniejszym ciśnieniu osiąga wartość 30,22 µg/m³, a przy największym – 41,81 µg/m³.

Korelacja między zmierzonymi stężeniami dwutlenku azotu i ciśnieniem atmosferycznym przy ulicy Puszczy Solskiej jest dodatnia ($r = 0,287$). Dodatni współczynnik korelacji świadczy, że wzrostowi ciśnienia odpowiada wzrost stężenia dwutlenku azotu. Korelacja między NO₂, a ciśnieniem przy ulicy Kruczej jest również dodatnia ($r = 0,038$), lecz nieistotna statystycznie. Zależność stężenia SO₂ od wilgotności względnej powietrza opisują równania prostych regresji w tab. 12.

Tabela 12. Równania prostych regresji SO₂ i NO₂ (y) względem wilgotności względnej powietrza (x)

	SO ₂	NO ₂
Puszcza Solska	$y = 1,0912 \cdot x - 67,535$	$y = 0,211 \cdot x + 18,125$
Krucza	$y = 1,598 \cdot x - 99,474$	$y = 0,2533 \cdot x + 17,042$

Zależność stężenia SO₂ i NO₂ od zachmurzenia i opadów

Przy pogodzie bezchmurnej prądy wstępujące wynoszą aerozole do wyższych warstw przyczyniając się do zmniejszenia ich stężenia w warstwie przygruntowej. Podczas większego zachmurzenia utrudniona jest konwekcja, wobec czego zanieczyszczenia gromadzą się przy powierzchni ziemi. Wyższa temperatura w mieście w porównaniu z otoczeniem powoduje zwiększenie dyfuzji turbulencyjnej, wskutek czego pyły unoszone są do góry, powodując częściowe oczyszczenie przygruntowej warstwy powietrza.

Średnie stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w zależności od zachmurzenia w pięcioleciu 1993-1997 zawiera tab. 13

Tabela 13. Średnie stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu (µg/m³) w Warszawie w zależności od zachmurzenia (1993-1997)

Zachmurzenie	SO ₂		NO ₂	
	ul. Puszczy Soiskiej	ul. Krucza	ul. Puszczy Soiskiej	ul. Krucza
0-2	19,19	26,40	39,0	39,70
2,1-8	18,24	26,01	38,16	38,22
8,1-10	22,10	30,80	33,11	35,82

W pięcioleciu 1993-1997 największe stężenie dwutlenku siarki występuje przy największym zachmurzeniu od 8-10. W przypadku dwutlenku azotu jest przeciwnie, największe zanieczyszczenie jest mierzone przy najmniejszym zachmurzeniu od 0-8.

Na wzrost stężenia dwutlenku azotu w powietrzu mają wpływ źródła mobilne. W ten sposób można tłumaczyć wzrost zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w dni pogodne.

Zależność stężenia SO₂ i NO₂ od zachmurzenia charakteryzują równania prostych regresji w tab.14.

Tabela 14. Równania prostych regresji SO₂ i NO₂ (y) względem zachmurzenia (x)

	SO ₂	NO ₂
Puszcza Solska	$y = 5,3576 \cdot x - 17,062$	$y = -0,8236 \cdot x + 40,855$
Krucza	$y = 7,217 \cdot x - 21,742$	$y = 0,7535 \cdot x + 32,162$

Korelacje stężenia dwutlenku azotu przy ulicy Puszczy Solskiej z zachmurzeniem jest ujemna. Stężenie dwutlenku azotu maleje ze wzrostem zachmurzenia. Korelacje dwutlenku siarki i dwutlenku azotu przy ulicy Kruczej względem zachmurzenia są dodatnie. Świadczy to, że wzrost stężenia tych gazów następuje przy wzroście zachmurzenia. Współczynniki korelacji stężenia SO₂ i NO₂ z zachmurzeniem wynoszą: SO₂ – ul. Puszczy Solskiej $r = 0,588$, ul. Krucza $r = 0,527$, NO₂ – ul. Puszczy Solskiej $r = -0,128$, ul. Krucza $r = 0,192$.

Zależność stężenia SO₂ i NO₂ od opadów atmosferycznych charakteryzują równania prostych regresji w tab.15.

Tabela 15. Równania prostych regresji SO₂ i NO₂ (y) względem opadów atmosferycznych (x)

	SO ₂	NO ₂
Puszcza Solska	$y = -0,1087 x + 25,399$	$y = -0,0216 x + 36,126$
Krucza	$y = -0,3130 x + 42,372$	$y = -0,0107 x + 37,977$

Przy większych miesięcznych sumach opadów występują mniejsze stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu.

Zakończenie

Z przeprowadzonych badań na podstawie codziennych wyników pomiarów stężeń SO₂ i NO₂ w Warszawie w latach 1993-1997 i odpowiednich danych meteorologicznych wynikają ważne wnioski, dotyczące stężeń dwutlenku siarki i dwutlenku azotu:

Stężenie SO₂ i NO₂

- Średnie pięcioletnie stężenia SO₂ cechują się trendem spadkowym
- Średnie roczne stężenia SO₂ nie przekroczyły dopuszczalnych norm (32 µg/m³) i są zróżnicowane na terenie Warszawy
- Średnie miesięczne stężenia SO₂ cechują się zmiennością sezonową i są większe w centrum Warszawy
- Średnie dobowe stężenia SO₂ tylko dwa razy w pięcioleciu przekroczyły normę (200 µg/m³)
- Średnie pięcioletnie stężenia NO₂ nie mają istotnej tendencji spadkowej;
- Średnie roczne stężenia NO₂ nie przekraczają normy 50 µg/m³
- Średnie miesięczne stężenia NO₂ wykazują zmienność sezonową, lecz mało zależną od miejsca dokonywanych pomiarów
- Średnie dobowe stężenia NO₂ w latach 1993-1997 nie przekroczyły normy dobowej wynoszącej 150 µg/m³

Wpływ warunków meteorologicznych na stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu

Wyniki badań wskazują na dużą zależność stężeń SO₂ i NO₂ w atmosferze od warunków meteorologicznych (tab.16), gdzie znak plus (+) wskazuje wzrost, a minus (-) spadek.

Stężenie dwutlenku siarki w atmosferze w latach 1993-1997 wzrasta wraz ze wzrostem ciśnienia atmosferycznego, zachmurzenia i wilgotności powietrza. Natomiast stężenie SO₂ maleje ze wzrostem temperatury powietrza oraz sum opadów atmosferycznych. Stężenia SO₂ zależą od prędkości wiatru – wzrastają przy większych prędkościach.

Zależność stężeń dwutlenku siarki i dwutlenku azotu od warunków meteorologicznych (średnich miesięcznych i dziennych) jest podobna z wyjątkiem prędkości wiatru

i zachmurzenia. Wzrost prędkości wiatru powoduje spadek stężenia NO₂. Ze wzrostem ciśnienia atmosferycznego stężenie dwutlenku azotu rośnie. Natomiast wzrostowi temperatury powietrza odpowiadają spadki średnich miesięcznych stężeń dwutlenku azotu. Przy większej wilgotności względnej powietrza obserwuje się większe średnie stężenia miesięczne. Przy większych miesięcznych sumach opadów występują mniejsze stężenia dwutlenku azotu, natomiast wzrost zachmurzenia powodował spadek zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu z wyjątkiem średniej miesięcznej przy ulicy Kruczej.

Tabela 16. Zależność stężeń dwutlenku siarki i dwutlenku azotu od warunków meteorologicznych (wartości średnie miesięczne)

		Pręd.wiatru	Temperatura	Wilgotność	Zachm.	Ciśnienie.	Opad
ul. Krucza	SO ₂	+	-	+	+	+	-
ul. Puszczy Solskiej	SO ₂	+	-	+	+	+	-
ul. Krucza	NO ₂	-	-	+		+	-
ul. Puszczy Solskiej	NO ₂	-	-	+	+	+	-

Zależność stężeń SO₂ i NO₂ od temperatury powietrza (T), opadów atmosferycznych (P) i prędkości wiatru (v) łącznie opisują równania hiperpłaszczyzn regresji w tab. 17.

Tabela 17. Równania hiperpłaszczyzn regresji stężenia SO₂ i NO₂ od T , P , v (R – współczynnik korelacji wielokrotnej)

	Równania	R
ul. Puszczy Solskiej	SO ₂ = - 4,58678 T + 0,010874 P - 1,39457 v + 40,2037	0,831
ul. Krucza	SO ₂ = - 4,63749 T + 0,013567 P - 2,19966 v + 53,7168	0,894
ul. Puszczy Solskiej	NO ₂ = -13,61200 T - 0,002700 P - 0,21799 v + 68,0237	0,576
ul. Krucza	NO ₂ = - 2,72821 T + 0,012815 P - 0,18136 v + 44,5132	0,232

Współczynniki regresji wielokrotnej stężeń SO₂ i NO₂ względem temperatury powietrza i prędkości wiatru są ujemne. Powyższe równania wyjaśniają odpowiednio: 69,0, 80,0, 33,2 i 5,4% wariancji stężeń SO₂ i NO₂.

Wyniki obliczeń według programu EXCEL, funkcja REGLINP np. dla SO₂ (ul. Krucza) podano w tab. 18.

Tabela 18. Macierz $[A]$ wyników obliczeń współczynników regresji wielokrotnej stężeń SO₂ na ul. Kruczej (a_j – pierwszy wiersz) i współczynnika determinacji R^2 (element A_{31} macierzy)

Temperatura (T)	Opad (P)	Prędkość wiatru (v)	Wyraz wolny
a_T	a_P	a_v	a_o
-4,63749	0,013567	-2,19966	53,71678
3,020398	0,050396	0,180117	7,064487
0,79935	8,223645		
71,7086	54		
14548,6	3651,931		

* *Klimat Wielkiej Warszawy w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii w latach 1952-2007.* Materiały Zakładu Klimatologii WGSR UW na XII Piknik Polskiego Radia BIS i Centrum Nauki Kopernik, 14.06.2008, Warszawa (Streszczenie).

7.1.5. Zmiany zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie w latach 2004–2006

Autor: Paweł SZCZEPAŃSKI

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Celem pracy jest zilustrowanie czasowo-przestrzennych zmian stężenia dwutlenku azotu, a także określenie wpływu elementów meteorologicznych (głównie kierunku i prędkości wiatru) na zmiany stężenia dwutlenku azotu na przykładzie czterech automatycznych stacji pomiarowych zlokalizowanych w Warszawie.

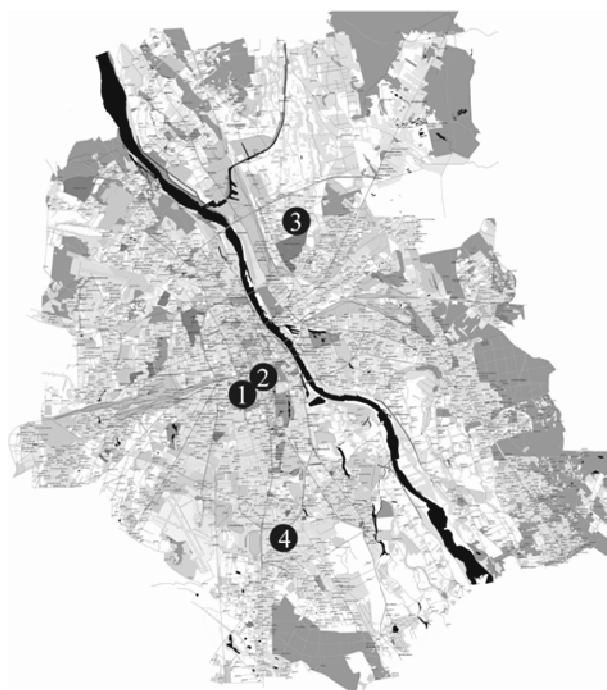
Na podstawie analizy danych poszczególnych elementów meteorologicznych określono warunki meteorologiczne sprzyjające występowaniu dużych wartości stężenia dwutlenku azotu.

Pierwsza dekada XXI wieku to w Polsce okres dużych inwestycji w infrastrukturę komunikacyjną, zwłaszcza w dużych miastach. Poruszająca się po ciągach drogowych coraz większa liczba samochodów generuje olbrzymie ilości zanieczyszczeń, negatywnie oddziałujących na zdrowie ludzi. Wielkość emisji dwutlenku azotu jest ściśle związana z natężeniem ruchu komunikacyjnego.

Dane źródłowe i charakterystyka stacji pomiarowych

Do analizy czasowo-przestrzennych zmian koncentracji dwutlenku azotu w Warszawie wykorzystano godzinne dane stężenia NO₂, pochodzące z czterech automatycznych stacji pomiarowych Państwowego Monitoringu Środowiska na terenie stolicy. Trzy z nich (Ursynów, Targówek i Komunikacyjna) są nadzorowane przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie, stacja przy ulicy Kruczej podlega Instytutowi Ochrony Środowiska. Wszystkie obiekty prowadzą na bieżąco automatyczny monitoring stężenia typowych związków zanieczyszczających atmosferę wraz z parametrami podstawowych elementów meteorologicznych (temperatury powietrza, wilgotności względnej, kierunku i prędkości wiatru). Jedynie stacja Komunikacyjna w al. Niepodległości nie rejestruje parametrów wiatru.

Warszawa jest największym miastem w Polsce, zarówno pod względem liczby mieszkańców, jak i powierzchni. Według stanu z 31 grudnia 2005 roku (BPRW, 2006) w stolicy było zameldowanych 1,69 miliona mieszkańców na powierzchni ok. 515 km², posiadających blisko 900 tys. samochodów. Miasto leży na terenie nizinnym, na którym przeważają wiatry z kierunku zachodniego. Warszawę przecina z południo-wschodu w kierunku północno-zachodnim dolina Wisły. Stanowi ona naturalny korytarz ułatwiający przewietrzanie miasta. Zwarta zabudowa oraz gęsta sieć ulic w centrum sprzyjają kumulacji zanieczyszczeń, tym bardziej, że promieniście zlokalizowane główne ulice wlotowe doprowadzają każdego dnia do miasta kilkaset tysięcy aut.



Legenda:

1. Warszawa-Komunikacyjna
2. Warszawa-Krucza
3. Warszawa-Targówek
4. Warszawa-Ursynów

Źródło podkładu:
Urząd Miasta
Stołecznego Warszawy
(www.um.warszawa.pl)

Rys.1. Lokalizacja automatycznych stacji pomiarowych na terenie Warszawy

Stacja Warszawa – Komunikacyjna znajduje się przy jednym z głównych ciągów komunikacyjnych Śródmieścia – Al. Niepodległości (rys. 1), gdzie w ciągu całego dnia obciążenie ruchem jest bardzo duże. Druga stacja Warszawa-Krucza jest zlokalizowana przy ulicy o dużo mniejszym natężeniu ruchu, ale bardziej zwartej zabudowie. Lokalizacja stacji w centrum miasta, bezpośrednia bliskość głównych dróg oraz charakter miejskiej zabudowy wpływają na odmienny poziom rejestrowanych wartości stężenia dwutlenku azotu w porównaniu do dzielnic zewnętrznych.

Lokalizacja stacji na terenie miasta pozwala zbadać jak natężenie ruchu wpływa na stężenie dwutlenku azotu w powietrzu. Stacje Warszawa-Komunikacyjna i Warszawa-Krucza znajdują się w ścisłym centrum miasta, w obszarze zwartej zabudowy, w bezpośrednim sąsiedztwie dużych ciągów drogowych. Stacje Warszawa-Ursynów i Warszawa-Targówek usytuowane są w dzielnicach peryferyjnych – pierwsza wewnątrz dużego osiedla mieszkaniowego, druga w okolicy parku.

Wartości stężenia dwutlenku azotu oraz wartości wybranych elementów meteorologicznych są uśredniane co godzinę, co daje 8760 terminów pomiarowych każdego mierzonego parametru w ciągu roku. Rok 2004 był rokiem przestępnym, dlatego liczba terminów pomiarowych była większa o 24 i wyniosła 8784.

Zasadniczo, godzinne wartości stężenia dwutlenku azotu były mierzone na wszystkich stacjach z dokładnością do $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wyjątek stanowi stacja przy ulicy Kruczej, z której wyniki pomiarów z roku 2004 oraz ze stycznia 2005 roku były podawane z dokładnością do $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W seriach danych z lat 2004–2006 ze wszystkich stacji występują niewielkie braki. Na większości stacji nie przekraczały one kilku procent, zarówno w odniesieniu do wartości stężenia dwutlenku azotu, jak i poszczególnych elementów meteorologicznych.

Metody opracowania

Do wszystkich obliczeń wykorzystano cegodzinne dane stężenia dwutlenku azotu oraz wartości poszczególnych elementów meteorologicznych.

Przebieg dobowy stężenia dwutlenku azotu zilustrowano wykorzystując jako miarę wartości percentyli. Wyznaczono dwa przedziały wartości stężenia: jeden zawierający wahania stężenia pomiędzy wartościami percentyla 0,25 a percentyla 0,75 oraz drugi zawierający stężenia pomiędzy wartościami percentyla 0,05 a percentyla 0,95.

Funkcję percentyla wykorzystano również do wyznaczenia skrajnych wartości stężenia dwutlenku azotu. Stężenie skrajnie małe rejestrowano, gdy wartość stężenia dwutlenku azotu była mniejsza lub równa wartości percentyla 0,05. Stężenie skrajnie duże odnotowywano, gdy wartość stężenia dwutlenku azotu była większa od wartości percentyla 0,95. Na tej podstawie przygotowano charakterystykę poszczególnych elementów meteorologicznych sprzyjających występowaniu skrajnych wartości stężenia dwutlenku azotu.

Analizę wpływu kierunku wiatru na zmianę stężenia dwutlenku azotu przeprowadzono stosując podział na osiem głównych kierunków wiatru. Wyznaczono udział poszczególnych kierunków wiatru na każdej badanej stacji oraz policzono średnie stężenie dwutlenku azotu towarzyszące wiatrowi z poszczególnych kierunków.

Wpływ prędkości wiatru (m/s) zbadano wykorzystując podział Bartnickiego (1930):

0,0 - 0,1	– cisza
0,2 - 2,0	– wiatr bardzo słaby
2,1 - 5,0	– wiatr słaby
5,1– 0,0	– wiatr umiarkowany
>10,0	– wiatr silny

Wyznaczono udział poszczególnych prędkości wiatru na każdej badanej stacji oraz obliczono średnie stężenie dwutlenku azotu przy wietrze z poszczególnych przedziałów prędkości.

Wpływ poszczególnych elementów meteorologicznych na stężenie dwutlenku azotu w powietrzu rozpatrywano w odniesieniu do miesięcy. Daje to możliwość zaobserwowania zmian koncentracji NO_2 spowodowanych zarówno zmianą warunków pogodowych, jak i sezonowymi wahaniami natężenia ruchu komunikacyjnego w miesiącu.

Dwutlenek azotu (NO_2) jest jednym z kilku gazów, których zwiększone stężenie w atmosferze jest związane z działalnością człowieka. Należy do grupy tlenków azotu, w skład której wchodzi również: podtlenek azotu (N_2O), tlenek azotu (NO), trójtlenek azotu (N_2O_3), czterotlenek dwuazotu (N_2O_4), pięcioletek azotu (N_2O_5) i nadtlenek azotu (NO_3). Tlenek azotu ulega w atmosferze szybkiemu utlenieniu do dwutlenku azotu i mieszanina obu tych gazów traktowana jest jako NO_x .

Dwutlenek azotu powstaje zarówno na skutek naturalnych procesów zachodzących na Ziemi, jak i tych spowodowanych przez człowieka.

Wyładowania atmosferyczne, erupcje wulkaniczne, bakteryjne trawienie materii organicznej oraz procesy gnilne z udziałem mikroorganizmów, czyli zjawiska całkowicie niezależne od działalności człowieka, stanowią jednak tylko część globalnej emisji dwutlenku azotu do atmosfery. Warto zaznaczyć, że w przypadku procesu gnilnego powstanie NO_2 jest efektem szeregu przemian chemicznych, w których na poszczególnych etapach występuje kilka rodzajów związków azotu. W przypadku wyładowań występujących w atmosferze oraz trawienia materii przez bakterie dwutlenek azotu jest bezpośrednim produktem zachodzącego procesu. Całkowity udział naturalnych źródeł szacuje się na maksymalnie kilka procent w skali całej kuli ziemskiej

Stężenie naturalnego dwutlenku azotu nad lądami waha się od 0,4 do 9,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a NO od 0,0 do 7,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Naturalny poziom stężenia nad niektórymi obszarami Europy Zachodniej waha się w przedziale od 2,0 do 4,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i jest 1–2 rzędy wielkości mniejszy od wartości stężenia występujących w atmosferze w środowiskach miejskich.

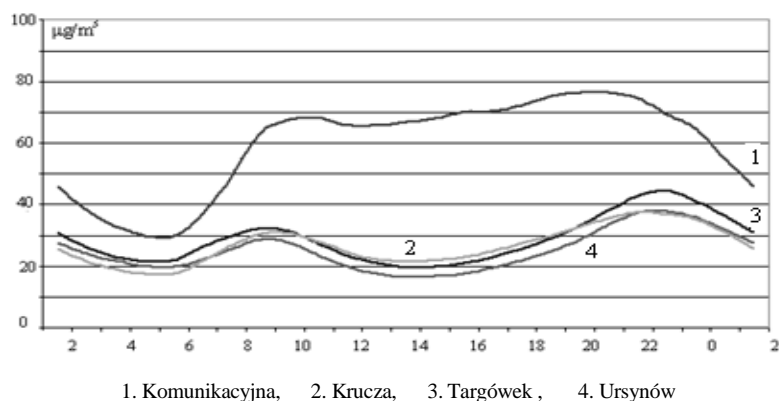
Zmiany czasowe i przestrzenne stężenia dwutlenku azotu w Warszawie w latach 2004–2006

Przebieg dobowy

Na wszystkich badanych stacjach monitoringu środowiska zaznaczają się dwa wyraźne maksima stężenia, przypadające na okres szczytów komunikacyjnych: porannego ok. godz. 9⁰⁰ i wieczornego ok. godz. 22⁰⁰. W ciągu dnia oraz w nocy występują okresy obniżonego stężenia NO_2 . Maksimum wieczorne jest zawsze silniejsze od porannego. W jego trakcie stężenie dwutlenku azotu wzrasta o blisko 100% w stosunku do okresów minimum, podczas gdy w trakcie maksimum porannego stężenie wzrasta mniej więcej o 50%. Stężenia dwutlenku azotu w Warszawie wykazuje przebieg dobowy (rys.2).

Okresy minimum stężenia dwutlenku azotu występują na każdej stacji na zbliżonym poziomie. Na stacjach Targówek, Krucza i Ursynów są podobne zmiany średnich wartości stężenia dwutlenku azotu w przebiegu dobowym. Najmniejsze zróżnicowanie wartości na każdej ze stacji występuje w trakcie minimum w ciągu dnia ok. godz. 13⁰⁰, największe ok. godz. 23⁰⁰.

W porównaniu do trzech stacji (Targówek, Ursynów i Krucza) zdecydowanie wyróżnia się stacja Komunikacyjna, na której, ze względu na jej położenie, występują zdecydowanie wyższe wartości stężenia dwutlenku azotu. Ledwie zauważalne jest tu minimum dzienne, które występuje zdecydowanie wcześniej, bo około południa. Oba maksima są również przesunięte w czasie względem pozostałych stacji – maksimum poranne występuje później, a wieczorne wcześniej. Są także dużo silniej zaznaczone. W trakcie maksimum porannego stężenie dwutlenku azotu wzrasta o ponad 100% w stosunku do minimum nocnego, w trakcie maksimum wieczornego o ponad 150%.



Rys. 2. Przebieg dobowy stężenia dwutlenku azotu na stacjach automatycznych w Warszawie w latach 2004-2006

Przebieg dobowy w poszczególnych dniach tygodnia jest do siebie zbliżony. Różnice, jak w przypadku reszty stacji, występują w dni weekendowe, a zwłaszcza w niedzielę, kiedy zupełnie zanika maksimum poranne. Tego dnia w przebiegu dobowym stężenia dwutlenku azotu odnotowujemy jedno minimum poranne i jedno maksimum wieczorne.

Stacja Komunikacyjna charakteryzuje się także dużo większą zmiennością wartości stężenia dwutlenku azotu notowanych w poszczególnych godzinach niż pozostałe stacje. Tylko w trakcie minimum nocnego zróżnicowanie wartości jest mniejsze.

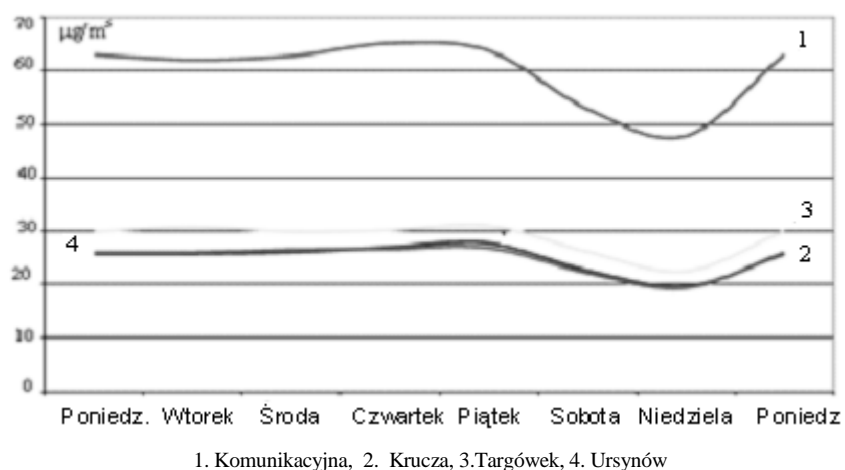
Przebieg tygodniowy

Również bardzo podobnie prezentuje się przebieg dobowy w poszczególnych dniach tygodnia. W dni robocze (od poniedziałku do piątku) występują wyraźne dwa minima i dwa maksima stężenia dwutlenku azotu. Zmiany następują w trakcie weekendu. W soboty maksimum poranne jest dużo słabsze, a w niedziele jest ono ledwie zauważalne.

Najwyższe średnie dobowe wartości stężenia w całym tygodniu występują w piątek. Wcześniej, od poniedziałku następuje nieznaczny, ale stopniowy wzrost koncentracji. Na dwóch stacjach (Targówek i Komunikacyjna) nie przebiega on jednak jednostajnie, a wartości w dni robocze podlegają wahaniom. Okres ten charakteryzuje się stałym, dużym natężeniem ruchu na drogach, które w poszczególnych dniach nie ulega zasadniczym zmianom. Dopiero piątek jest dniem, w którym natężenie ruchu, a wraz z nim rejestrowane wartości stężenia NO_2 rosną, szczególnie w godzinach wieczornych, kiedy duża liczba osób opuszcza miasto na weekend. Sobota i niedziela to dni, w których ruch komunikacyjny na terenie miasta jest zdecydowanie mniejszy, dlatego wartości stężenia dwutlenku azotu w dwóch ostatnich dniach gwałtownie spadają, by w niedzielę osiągnąć najniższą średnią wartość dobową w ciągu całego tygodnia.

Przebieg tygodniowy wartości stężenia dwutlenku azotu jest na wszystkich analizowanych stacjach niemal identyczny (rys. 3, tab. 1). Różni je tylko poziom wartości. Dwie

stacje zewnętrzne – Ursynów i Targówek – oraz stacja w śródmieściu – Krucza charakteryzują się zbliżonymi wartościami stężenia. W dni robocze wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu osiągały na nich poziom $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, by pod koniec tygodnia spadać o blisko $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wyraźnie natomiast wyróżnia się stacja Warszawa–Komunikacyjna, na której tak jak w przypadku przebiegu dobowego, występują blisko dwukrotnie większe wartości koncentracji dwutlenku azotu niż w pozostałych rozpatrywanych punktach. Wyraźne różnice widać przy porównaniu dnia powszedniego z dniem weekendowym, np. niedzielą.



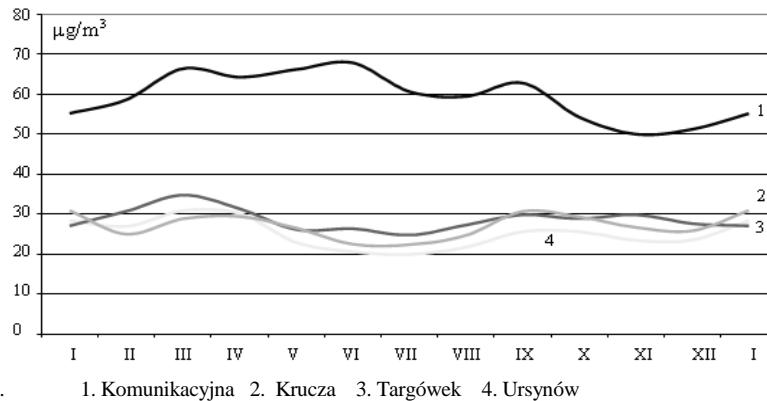
Rys. 3. Przebieg tygodniowy stężenia dwutlenku azotu na stacjach automatycznych w Warszawie w latach 2004-2006

Tabela 1. Średnie stężenie dobowe dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych dniach tygodnia na stacjach automatycznych w Warszawie w latach 2004–2006

	Poniedziałek	Wtorek	Środa	Czwartek	Piątek	Sobota	Niedziela
Ursynów	25,7	25,7	26,0	27,0	27,7	22,6	19,6
Targówek	29,9	30,8	29,9	30,2	31,0	26,1	22,4
Krucza	26,0	26,0	26,5	26,6	26,8	22,2	19,2
Komunikacyjna	63,0	62,0	62,7	65,1	63,7	52,8	47,7

Przebieg roczny

Przebieg roczny stężenia dwutlenku azotu na wszystkich badanych stacjach jest do siebie bardzo podobny (rys. 4). W ciągu roku występują dwa główne maksima stężenia: wiosną (marzec, kwiecień), kiedy to pojawiają się najwyższe wartości stężenia w ciągu całego roku oraz jesienią (wrzesień, październik). Występują także dwa minima: wakacyjne (lipiec, sierpień), kiedy notowane są najniższe wartości stężenia w ciągu roku oraz zimowe w grudniu.



Rys. 4. Przebieg roczny stężenia dwutlenku azotu na stacjach automatycznych w Warszawie w latach 2004–2006

Na tle pozostałych stacji ponownie wyróżnia się stacja Komunikacyjna, zarówno ze względu na poziom stężenia jak i jego przebieg roczny. Występuje tu trzecie maksimum roczne przypadające na czerwiec. To właśnie w trakcie tego maksimum notowane są na stacji najwyższe wartości stężenia dwutlenku azotu w ciągu całego roku. Najniższe minimum nie występuje tu w trakcie wakacji, ale pod koniec roku – od listopada do grudnia.

Wpływ kierunku wiatru na stężenie dwutlenku azotu

Ze względu na różne lokalizacje stacji pomiarowych w obrębie miasta, kierunek wiatru ma istotny wpływ na wartości stężenia dwutlenku azotu (tab. 2-4).

Na stacji Krucza, zlokalizowanej w centrum miasta i otoczonej ulicami o dużym natężeniu ruchu samochodów, najwyższe wartości stężenia NO₂ rejestrowane są na stacji przy wietrze wiejącym z południa. Południkowa orientacja ulicy sprawia, że wiejący z tego kierunku wiatr niesie ze sobą zanieczyszczenia z sąsiednich dzielnic. Najniższe wartości stężenia na stacji Krucza towarzyszą wiatrom z północy, które napływają z naturalnego korytarza przewietrzającego Warszawę, doliny Wisły. W przypadku występowania wiatrów z pozostałych kierunków poziom rejestrowanych wartości podlega nieznacznym wahaniom. Położenie stacji w centrum miasta sprawia, że zmiana kierunku wiatru niesie ze sobą zmianę poziomu rejestrowanych wartości stężenia dwutlenku azotu. Nie są to jednak tak znaczące zmiany, jak te rejestrowane na stacjach peryferyjnych.

Stacje zlokalizowane poza ścisłym centrum miasta (Targówek, Ursynów) wykazują wyraźny wpływ kierunku wiatru na poziom rejestrowanego stężenia dwutlenku azotu. Na obu stacjach można zaobserwować znaczący wzrost stężenia NO₂ w przypadku występowania wiatru wiejącego „od miasta”, czyli z kierunków ze składową północną na stacji Ursynów i południową na stacji Targówek.

Tabela 2. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od kierunku wiatru w poszczególnych miesiącach na stacji Warszawa – Krucza w latach 2004–2006

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
N	24,5	22,1	23,9	26,7	27,1	20,8	18,5	24,1	28,3	26,2	19,6	23,5
NE	27,1	23,8	26,8	28,4	28,0	20,7	20,9	22,8	29,1	28,8	24,7	23,9
E	33,0	25,8	29,9	29,1	27,4	26,3	23,6	24,3	35,2	29,8	25,5	26,4
SE	36,2	26,8	35,5	31,4	25,7	26,5	24,0	27,0	32,4	26,3	26,9	25,8
S	33,7	27,4	31,3	31,7	25,9	24,2	24,5	24,9	32,5	28,0	27,5	27,0
SW	27,9	26,4	30,6	32,0	27,6	23,5	23,0	25,7	30,0	28,4	29,4	26,5
W	25,3	25,9	28,7	29,5	26,7	22,2	22,9	25,3	28,3	25,9	24,1	24,6
NW	23,2	22,6	24,6	25,9	23,0	18,5	21,7	23,1	28,3	25,8	23,2	22,7

Tabela 3. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od kierunku wiatru w poszczególnych miesiącach na stacji Warszawa – Targówek w latach 2004–2006

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
N	24,9	26,9	31,8	30,9	32,4	25,8	25,3	30,0	33,4	27,5	23,6	26,4
NE	23,3	26,2	27,9	26,8	24,8	27,4	23,6	25,5	28,1	28,2	23,7	22,8
E	25,2	29,1	31,7	34,0	19,6	26,0	18,3	21,3	27,5	26,9	26,3	20,3
SE	38,2	36,4	45,7	37,0	26,3	33,2	28,7	30,3	34,7	30,4	33,9	31,4
S	26,5	32,6	40,7	29,9	28,6	26,4	26,0	27,0	28,1	32,5	35,6	31,0
SW	19,1	30,8	34,8	30,8	25,3	23,8	19,2	26,1	25,0	26,6	28,1	24,1
W	24,4	31,8	34,3	27,3	24,0	24,4	23,0	25,5	27,4	26,5	28,1	27,9
NW	24,9	27,6	29,9	30,8	25,6	25,6	27,7	27,4	28,6	26,0	25,7	26,6

Tabela 4. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od kierunku wiatru w poszczególnych miesiącach na stacji Warszawa – Ursynów w latach 2004–2006

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
N	32,6	30,3	33,9	33,9	30,5	21,7	22,2	26,7	32,2	31,1	23,7	25,3
NE	35,9	26,6	27,9	34,6	25,7	23,7	23,0	25,8	29,9	29,0	25,1	20,3
E	32,0	24,0	30,9	25,4	18,3	21,1	17,0	21,0	24,4	24,3	26,4	21,0
SE	28,1	26,3	36,5	29,6	23,2	20,6	18,8	20,5	25,6	25,4	26,1	24,7
S	28,2	28,7	33,1	32,3	22,7	23,0	20,6	18,5	23,2	24,7	25,4	22,7
SW	22,2	27,5	27,9	21,9	17,3	18,7	18,9	19,3	22,3	22,4	20,7	22,6
W	26,2	27,1	27,0	26,2	19,6	18,8	17,6	18,8	23,0	24,7	21,2	22,9
NW	29,5	27,5	27,8	34,4	29,6	20,4	22,0	27,1	28,0	27,6	22,6	24,8

Wiatr z kierunków północnych ma niewielki udział w ciągu roku na stacji Ursynów, natomiast wiatr z kierunków południowych występuje na stacji Targówek dość często, najczęściej w miesiącach jesienno-zimowych. Występowanie wiatru z pozostałych kierunków niesie ze sobą obniżenie rejestrowanych wartości stężenia dwutlenku azotu na obu stacjach. W przypadku Targówka najniższe wartości w miesiącach wiosennych i letnich towarzyszą wiatrom z północo-wschodu i wschodu. Miesiące jesienne i zimowe charakteryzują się dużą zmiennością kierunku wiatru. Praktycznie w każdym

z nich najniższe wartości stężenia dwutlenku azotu towarzyszą wiatrom z innego kierunku. Na Ursynowie najniższe wartości stężenia występują przy wiatrach z kierunków: południowego i wschodniego.

Wpływ prędkości wiatru na stężenie dwutlenku azotu

Prędkość wiatru jest elementem meteorologicznym mającym istotny wpływ na wartości stężenia dwutlenku azotu (tab. 5-7).

Na wszystkich badanych stacjach najwyższe wartości koncentracji NO₂ towarzyszyły najniższym prędkościom wiatru rejestrowanym na danym obiekcie. Na stacjach peryferyjnych najwyższe wartości stężenia dwutlenku azotu pojawiały się w momencie wystąpienia wiatru bardzo słabego, przy czym wartości rejestrowane w miesiącach jesiennych i zimowych były zazwyczaj wyższe od rejestrowanych wiosną i latem. Na Kruczej miało to miejsce w czasie występowania ciszy, w miesiącach wiosennych i zimowych. Wartości średniego stężenia dwutlenku azotu w tym czasie były bardzo duże i znacząco odbiegały od średniego w pozostałych miesiącach.

Tabela 5. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od prędkości wiatru w poszczególnych miesiącach na stacji Warszawa – Krucza w latach 2004–2006

m/s	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
< 0,1	-	10,9	-	58,8	79,1	70,6	18,7	64,5	60,9	42,9	26,4	-
0,2 - 2,0	30,1	26,0	29,7	29,5	26,5	22,4	22,5	24,9	30,4	27,7	26,4	25,4
2,1 - 5,0	14,4	14,5	14,9	21,2	15,7	13,6	14,8	14,5	16,3	16,6	15,9	21,1
5,1 - 10,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
> 10,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 6. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od prędkości wiatru w poszczególnych miesiącach na stacji Warszawa – Targówek w latach 2004–2006

m/s	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
< 0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0,2 - 2,0	33,5	35,7	44,6	38,9	29,3	29,3	27,4	28,9	31,4	31,2	33,5	31,5
2,1 - 5,0	19,8	23,7	23,3	16,2	15,1	15,2	11,9	14,5	15,4	18,4	24,7	24,3
5,1 - 10,0	3,4	25,0	15,0	-	-	-	-	-	-	-	33,2	11,9
> 10,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 7. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od prędkości wiatru w poszczególnych miesiącach na stacji Warszawa – Ursynów w latach 2004–2006

m/s	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
< 0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0,2 - 2,0	34,6	31,2	37,7	35,8	27,4	24,4	23,7	24,4	29,1	29,0	26,5	25,4
2,1 - 5,0	18,4	20,0	31,0	18,2	13,8	12,6	11,3	12,2	12,4	17,6	19,9	20,3
5,1 - 10,0	21,8	11,3	10,4	-	-	-	-	8,1	5,7	9,0	10,3	34,4
> 10,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Najniższe wartości stężenia dwutlenku azotu prawie zawsze (poza nielicznymi wyjątkami) towarzyszyły najwyższym prędkościom wiatru występującym na danym obiekcie.

Na wszystkich stacjach był to wiatr słaby lub umiarkowany (jeśli tylko występował). Czasami zdarzały się jednak odstępstwa. Wiatr umiarkowany pojawiał się na stacjach sporadycznie (kilka terminów pomiarowych w miesiącu) i najczęściej wiał z jednego kierunku. Wiatr umiarkowany wiejący w lutym i listopadzie z kierunku południowego spowodował wzrost stężenia na stacji Targówek, natomiast wiatr umiarkowany z północy pojawiający się w grudniu spowodował zwiększoną koncentrację NO₂ na stacji Ursynów. Było to spowodowane naniesieniem zanieczyszczeń przez silniejszy wiatr wiejący od centrum miasta. Zwykle gdy pojawiał się silny wiatr od strony centrum rejestrowano podwyższone wartości stężenia dwutlenku azotu na stacjach peryferyjnych.

Warunki meteorologiczne występowania skrajnych wartości stężenia Stężenie wyjątkowo małe

Wartość percentyla 0,05 stężenia godzinowego dwutlenku azotu w trakcie badanego okresu na stacji Warszawa-Krucza wyniosła 8,0 µg/m³ (tab. 8). W trakcie badanego okresu stężenie dwutlenku azotu na poziomie 8,0 µg/m³ lub niższym, najczęściej towarzyszyło wiatrowi z kierunku północnego. Częste było również w czasie występowania wiatru z północo-zachodu. Najrzadziej małe stężenie dwutlenku azotu odnotowywano w czasie występowania wiatru z kierunku południowego. Rzadko zdarzało się to również przy wietrze z południo-wschodu oraz południo-zachodu.

Wartość percentyla 0,05 stężenia godzinowego dwutlenku azotu w latach 2004-2006 na stacji Warszawa – Targówek wyniosła 6,3 µg/m³. W trakcie badanego okresu stężenie dwutlenku azotu poniżej 6,3 µg/m³ najczęściej towarzyszyło wiatrowi z kierunku wschodniego. Niewiele rzadszy był również udział wiatru z północnego wschodu. Najrzadziej małe stężenie dwutlenku azotu odnotowywano w czasie występowania wiatru z kierunku południowego, południowo-wschodniego oraz południowego.

Tabela 8. Częstość (%) stężenia dwutlenku azotu (µg/m³) na poziomie percentyla 0,05 lub niższym w zależności od kierunku wiatru na stacji Warszawa – Krucza w latach 2004-2006

	Krucza	Targówek	Ursynów
N	7,9	6,3	3,1
NE	6,2	7,9	4,0
E	5,3	8,5	5,3
SE	3,6	3,7	4,1
S	3,3	3,5	5,0
SW	3,5	5,0	6,1
W	4,7	3,8	6,0
NW	7,3	4,8	4,9

Wartość percentyla 0,05 stężenia godzinowego dwutlenku azotu w trakcie badanego okresu na stacji Warszawa – Ursynów była identyczna jak na stacji Warszawa – Targówek i wyniosła 6,3 µg/m³. W trakcie badanego okresu stężenie dwutlenku azotu poniżej 6,3 µg/m³ najczęściej towarzyszyło wiatrowi z kierunku południowo-zachodniego.

Z nieco mniejszą częstością stężenie dwutlenku azotu na poziomie $6,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lub niższym, pojawiało się w czasie występowania wiatru z zachodu. Najrzadziej małe stężenie dwutlenku azotu odnotowywano podczas występowania wiatru z kierunku północnego. Rzadko zdarzało się to w czasie wiatru z północo-wschodu oraz południo-wschodu.

W latach 2004–2006 na wszystkich badanych stacjach najczęściej stężenie dwutlenku azotu osiągało poziom percentyla 0,05 lub niższy przy najsilniejszym wietrze wiejącym na danej stacji (tab. 9). Na stacji Krucza był to wiatr słaby, na stacji Targówek – umiarkowany, na stacji Ursynów zarówno wiatr słaby, jak i umiarkowany.

Tabela 9. Częstość (%) stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na poziomie percentyla 0,05 lub niższym w zależności od prędkości wiatru na stacjach automatycznych w Warszawie w latach 2004–2006

m/s	Krucza	Targówek	Ursynów
< 0,1	5,2	-	-
0,2 - 2,0	4,6	3,6	3,0
2,1 - 5,0	14,1	8,1	8,7
5,1 - 10,0	-	13,8	8,7
> 10,1	-	-	-

Stężenie wyjątkowo duże

Wartość percentyla 0,95 godzinnego stężenia dwutlenku azotu w trakcie badanego okresu na stacji Warszawa – Krucza wyniosła $58,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tab. 10).

Tabela 10. Częstość (%) stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na poziomie percentyla 0,95 lub wyższym w zależności od kierunku wiatru na stacji Warszawa – Krucza w latach 2004–2006

	Krucza	Targówek	Ursynów
N	3,2	6,6	8,6
NE	4,5	4,9	7,5
E	6,4	5,3	3,9
SE	6,6	7,7	3,9
S	5,9	4,6	5,1
SW	5,2	2,4	3,1
W	4,0	2,5	3,3
NW	2,9	4,5	6,8

W trakcie badanego okresu stężenie dwutlenku azotu na poziomie $58,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lub wyższym, najczęściej towarzyszyło wiatrowi z kierunku południowo-wschodniego Często występowało również przy wietrze ze wschodu oraz południa. Najrzadziej duże stężenie dwutlenku azotu odnotowywano przy występowaniu wiatru z kierunku północno-zachodniego, rzadko również przy wietrze z północy.

Wartość percentyla 0,95 stężenia godzinnego dwutlenku azotu w latach 2004–2006 na stacji Warszawa-Targówek wyniosła $67,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W latach 2004-2006 stężenie dwutlenku azotu na poziomie $67,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lub wyższym, najczęściej towarzyszyło wiatrowi z kierunku południowo-wschodniego. Rzadziej stężenie dwutlenku azotu na poziomie $67,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lub wyższym notowano przy występowaniu wiatru z północy. Najrzadziej duże stężenie dwutlenku azotu odnotowywano przy występowaniu wiatru z kierunków: południowo-zachodniego i zachodniego. Wartość percentyla 0,95 stężenia godzinowego dwutlenku azotu w trakcie badanego okresu na stacji Warszawa-Ursynów wyniosła $62,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W trakcie badanego okresu godzinne stężenie dwutlenku azotu na poziomie $62,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lub wyższym, najczęściej towarzyszyło wiatrowi z kierunku północnego. Z nieco mniejszą częstością stężenie dwutlenku azotu na analizowanym poziomie, notowano w czasie występowania wiatru z północo-wschodu. Najrzadziej duże stężenie dwutlenku azotu odnotowywano przy występowaniu wiatru z kierunku południowo-zachodniego, rzadko również przy wietrze z zachodu.

W latach 2004-2006 na wszystkich badanych stacjach stężenie dwutlenku azotu osiągało poziom percentyla 0,95 lub wyższy przy występowaniu najmniejszych prędkości wiatru (tab. 11). W niemal połowie terminów pomiarowych na stacji Krucza, w których odnotowano stężenie dwutlenku azotu na poziomie percentyla 0,95 lub wyższym występowała cisza. Na stacjach: Targówek i Ursynów najczęściej duże stężenie dwutlenku azotu występowało w trakcie pojawienia się wiatru bardzo słabego.

Tabela 11. Częstość (%) stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na poziomie percentyla 0,95 lub wyższym w zależności od prędkości wiatru na stacjach automatycznych w Warszawie w latach 2004–2006

m/s	Krucza	Targówek	Ursynów
< 0,1	49,4	-	-
0,2 - 2,0	4,8	7,0	7,2
2,1- 5,0	0,1	0,1	0,1
5,1- 10,0	-	-	-
> 10,0	-	-	-

Podsumowanie

W pracy przedstawiono zmiany stężenia dwutlenku azotu oraz określono wpływ elementów kierunku i prędkości wiatru na zmiany stężenia dwutlenku azotu na przykładzie czterech automatycznych stacji pomiarowych zlokalizowanych w Warszawie.

W latach 2004–2006 najwyższe wartości stężenia dwutlenku azotu rejestrowano na stacji Warszawa-Komunikacyjna, zlokalizowanej w ścisłym centrum miasta, w pobliżu bardzo ruchliwej ulicy. Najniższe wartości stężenia NO_2 występowały na stacjach peryferyjnych, położonych w pobliżu terenów zielonych Warszawa-Targówek oraz Warszawa-Ursynów.

Stężenie dwutlenku azotu ma silny związek z natężeniem ruchu komunikacyjnego. Dlatego mierzone wartości stężenia wykazują wyraźny przebieg dobowy. Miejski, Dobowy przebieg stężenia charakteryzują dwa maksima i minima, a ich amplituda oraz

zmienność czasowa zależy od wydolności układu komunikacyjnego w bezpośrednim otoczeniu punktu pomiarowego.

Najwyższe wartości stężenia dwutlenku azotu na wszystkich analizowanych stacjach występują w czasie tzw. miejskich szczytów komunikacyjnych: porannego i popołudniowego. Regułą jest, iż wartości stężenia notowane po południu są wyższe niż o poranku. Najniższe wartości pojawiają się w okresie pomiędzy szczytami: w ciągu dnia oraz nocą. Stałą cechą są również wyższe wartości okresu minimum w ciągu dnia niż nocą. Na tle wszystkich stacji wyróżniają się wartości ze stacji Komunikacyjna, która ze względu na swoje położenie, wykazuje inny przebieg wartości pomiędzy szczytem porannym a popołudniowym.

Średnie wartości stężenia dwutlenku azotu wykazują przebieg tygodniowy. Cykl ten jest ściśle związany z natężeniem ruchu miejskiego. Charakteryzuje go okres wzmożonych wartości w trakcie pięciu dni roboczych oraz weekendowy spadek koncentracji, szczególnie widoczny w niedziele. Widoczne jest również wzmocnienie maksimum popołudniowego, związane z nasileniem natężenia ruchu w godzinach wieczornych, czyli tzw. powrotami z weekendu.

W przebiegu rocznym stężenia dwutlenku azotu każda ze stacji wykazuje wysokie lub najwyższe wartości stężenia dwutlenku azotu w miesiącach zimowych oraz tuż po wakacjach. W pierwszym przypadku duży wpływ mają na to warunki atmosferyczne, a w drugim – duże natężenie ruchu komunikacyjnego. Najniższe wartości stężenia NO₂ przypadają na miesiące wakacyjne, kiedy to liczba poruszających się po mieście samochodów gwałtownie spada.

W przypadku zależności stężenia dwutlenku azotu od kierunku wiatru zaznacza się wyraźny wpływ lokalizacji punktu pomiarowego względem obszarów wzmożonego ruchu komunikacyjnego. Stacja Warszawa-Krucza, zlokalizowana w centrum miasta, nie wykazuje dużych wahań stężenia dwutlenku azotu przy wietrze z poszczególnych kierunków. Różnice pojawiają się na stacjach peryferyjnych, gdzie największe wartości stężenia notowane są przy wietrze wiejącym od centrum miasta – z południowoschodu na stacji Warszawa-Targówek oraz północy na stacji Warszawa-Ursynów.

Największe wartości stężenia dwutlenku azotu na wszystkich stacjach rejestrowano przy wietrze bardzo słabym. Na stacjach Warszawa-Krucza i Warszawa-Targówek skrajnie wysokie wartości stężenia dwutlenku azotu najczęściej towarzyszyły wiatrowi z południowoschodu, zaś na stacji Warszawa-Ursynów – z północy.

Rosnąca liczba samochodów sprawia, że problem zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu będzie nadal aktualny. Ulgą dla miasta z pewnością będzie ukończenie i oddanie do użytkowania wielu trwających obecnie inwestycji drogowych, w tym tak bardzo potrzebnej obwodnicy miasta.

7.1.6. Zmiana zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie w latach 2006-2010

Autor: Jacek KRYTWIŃSKI

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Celem pracy jest wykazanie zależności stężenia dwutlenku azotu w powietrzu od natężenia ruchu drogowego w Warszawie w czterech punktach miasta, reprezentujących zarówno śródmieście jak i dzielnice peryferyjne o różnym charakterze wykorzystania terenu. Zmiany stężenia przedstawiono w zależności od zmiany natężenia ruchu drogowego w ciągu doby, tygodnia i roku. Postarano się również określić cykliczność tych zmian wynikającą ze specyfiki rytmu życia w aglomeracji miejskiej. Ponadto porównano wyniki pomiarów z lat 2006-2010 z wynikami z lat 2004-2006 celem wykazania tendencji zachodzących zmian.

Źródła emisji dwutlenku azotu i punkty pomiarowe

Dwutlenek azotu (NO_2) jest zanieczyszczeniem, które powstaje na skutek fotoutleniania w powietrzu atmosferycznym tlenku azotu (NO). Dwutlenek azotu, podobnie jak NO , może być jednym z bezpośrednich produktów procesu spalania, jednakże w znacznie mniejszych ilościach, na przykład: spaliny kotłowe zawierają aż 95% NO i tylko 5 % NO_2 . Ze względu na łatwość przechodzenia NO w toksyczny NO_2 to właśnie dla dwutlenku azotu określone są standardy emisyjne w przemyśle. Czas przebywania dwutlenku azotu w atmosferze wynosi średnio ok. 3 dni. W tym czasie w następstwie procesów chemicznych – głównie fotochemicznych, NO_2 opuszcza atmosferę w postaci kwasu azotowego wraz z deszczem tworząc sól lub deponuje się razem z zanieczyszczeniami pyłowymi.

Zanieczyszczenia powietrza NO_2 może pochodzić zarówno ze źródeł naturalnych jak i antropogenicznych. Do naturalnych źródeł emisji NO_2 zaliczamy: erupcje wulkanów, erozję gleb, procesy chemiczne zachodzące w morzach i oceanach oraz procesy gnilne zachodzące na obszarach bagiennych i torfowiskowych.

Do źródeł antropogenicznych zalicza się: energetyczne spalanie paliw, produkcja przemysłowa, transport towarów oraz ludzi (głównie transport samochodowy), produkcję rolną, wypalanie biomasy.

Poziomy dopuszczalne dla niektórych substancji w powietrzu, dopuszczalna częstość ich przekraczania, margines tolerancji i termin osiągnięcia tych poziomów ze względu na ochronę zdrowia ludzi i ochronę roślin na terenie kraju podano w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 3 marca 2008 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. z 2008 r., Nr 47, poz. 281).

Punkty pomiarowe rozmieszczone są w różnych częściach miasta stołecznego Warszawy (rys.1). Badania stężenia dwutlenku azotu w powietrzu prowadzone były na czterech stacjach pomiarowych.



Rys. 1. Lokalizacja punktów pomiarowych na terenie Warszawy. Źródło: maps.google.pl

Warszawa-Komunikacyjna – punkt pomiarowy przy Al. Niepodległości 227/233 w strefie handlowo-usługowej miasta. Jest to centralna część miasta, położona na zachodnim brzegu rzeki Wisły. Stacja umiejscowiona jest na chodniku tuż przy jednej z głównych arterii miejskich. Jest to droga dwukierunkowa złożona z dwóch pasów ruchu oddzielonych pasem zieleni, na którym wytyczone jest torowisko tramwajowe. W ciągu doby w obu kierunkach przejeżdża tędy nawet ok. 75 tys. pojazdów (ZDM, 2010). W obu kierunkach przebiegają trzy pasy ruchu. W odległości ok. 280 metrów na północ od stacji przebiega Aleja Armii Ludowej, która stanowi w tym miejscu fragment drogi krajowej nr 2. Jest to jedna z większych dróg przebiegających przez Warszawę, którą w ciągu doby przejeżdża ok. 55 tys. pojazdów. Punkt otacza zwarta zabudowa z pierzejami rozciągającymi się wzdłuż ulicy.

Warszawa-Krucza – stacja przy ulicy Kruczej 5/11 w strefie handlowo-usługowej miasta, na zachodnim brzegu rzeki Wisły. Punkt znajduje się pomiędzy ulicą Marszałkowską znajdującą się ok. 150 metrów na zachód, a Alejami Ujazdowskimi przebiegającymi ok. 250 metrów na wschód, które są jednymi z głównych dróg doprowadzających i odprowadzających ruch ze śródmieścia. W pobliżu znajduje się również jednokierunkowa ulica Wilcza, przebiegająca ok. 100 metrów na północ od stacji. Ulicą Marszałkowską w ciągu doby może przejeżdżać do 47 tys. pojazdów, a Alejami Ujazdowskimi ok. 24 tys. pojazdów. Samą ulicą Kruczą w ciągu doby może poruszać się do 29 tys. pojazdów (ZDM, 2010). Krucza znajduje się w ścisłym centrum miasta, gdzie zabudowa charakteryzuje się jeszcze większą zwartością niż na stacji Warszawa - Komunikacyjna. Ulice sąsiadujące ze stacją są węższe, lecz jest ich więcej i częściej się przecinają. Dodatkowo w odległości ok. 10 metrów od punktu pomiarowego znajduje się parking samochodowy.

Warszawa-Targówek – stacja położona na wschodnim brzegu rzeki Wisły przy ulicy Kondratowicza 8 w strefie handlowo-mieszkaniowej miasta. Dzielnica Targówek i Bródno, na których pograniczu znajduje się stacja, traktowane są jako dzielnice peryferyjne, przeznaczone głównie pod zabudowę mieszkaniową. Znajduje się tu dużo więcej terenów zielonych niż w centrum, a zabudowa nie jest tak zwarta. W pobliżu znajdują się drogi, które cechuje ruch o charakterze lokalnym, natomiast w odległości ok. 1200 metrów na północ przebiega jedna z głównych dróg tranzytowych (S8), posiadająca dwa kierunki ruchu oddzielone pasem zieleni. W obu kierunkach przebiegają 3 pasy ruchu. Ulica Kondratowicza jest główną drogą łączącą tę część miasta (Bródno, Targówek) z centrum. Trasą nr S8 w ciągu doby może przejechać nawet 150 tys. pojazdów (ZDM, 2010). Na wschód od punktu pomiarowego w odległości ok. 200 metrów znajduje się Park Bródnowski. Zabudowa jest tu luźna i stanowią ją wysokie bloki nie tworzące jednolitych ciągów z dużymi przestrzeniami pomiędzy nimi umożliwiającymi przewietrzanie.

Warszawa-Ursynów – stacja znajduje się przy ulicy Wokalnej 1, na zachodnim brzegu rzeki Wisły w południowej części miasta. Na terenie dzielnicy Ursynów dominuje zabudowa mieszkaniowa o umiarkowanie zwartej strukturze, przy obecności obiektów handlowych. W bezpośrednim otoczeniu punktu pomiarowego przebiegają niewielkie ulice stanowiące dojazd do pobliskich bloków wielorodzinnych. W bezpośrednim sąsiedztwie znajduje się szkoła z boiskiem i terenami zielonymi. Od strony zachodniej w odległości ok. 270 metrów przebiega aleja Komisji Edukacji Narodowej, która jest jedną z dwóch głównych arterii doprowadzających ruch do tej peryferyjnej dzielnicy. W ciągu doby aleją KEN przejeżdża ok. 34 tys. pojazdów, natomiast aleją „Anody” przejeżdża się w ciągu doby do 49 tys. pojazdów. Natomiast najwięcej pojazdów, bo aż 96 tys. w ciągu doby przejeżdża Doliną Służewiecką (ZDM, 2010).

Materiały źródłowe

Dane dotyczące stężenia dwutlenku azotu w powietrzu pochodzą ze stacji pomiarowych Systemu Monitoringu Jakości Powietrza w Województwie Mazowieckim. Stacja Warszawa-Krucza objęta jest nadzorem Instytutu Ochrony Środowiska (IOŚ), natomiast pozostałe trzy stacje należą do Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska (WIOŚ). Pomiar na wszystkich stacjach odbywa się automatycznie, po czym dane przechodzą weryfikację techniczną i merytoryczną przeprowadzaną przez organ nadzorujący

stację. Obecność dwutlenku azotu w powietrzu mierzona jest metodą chemoluminescencji w czasie reakcji tlenu azotu z ozonem.

Do przestrzennej analizy zmiany stężenia dwutlenku azotu w powietrzu wykorzystano dane godzinowe zebrane na wymienionych stacjach w okresie od 1 stycznia 2006 roku, do 31 grudnia 2010 roku. Na żadnej ze stacji braki danych dotyczących stężeń nie przekroczyły 5%. Największe braki zanotowano na stacji Warszawa-Ursynów, a najmniejsze na stacji Warszawa-Krucza.

Na wszystkich stacjach zbierane są również dane podstawowych parametrów meteorologicznych: wilgotność względna, temperatura powietrza, prędkość oraz kierunek wiatru. W przypadku stacji Warszawa-Targówek przeprowadzona została analiza związku stężenia dwutlenku azotu w powietrzu z wybranymi parametrami meteorologicznymi.

Dane dotyczące natężenia ruchu na drogach w Warszawie pochodzą z Zarządu Dróg Miejskich z Systemu Automatycznych Badań Ruchu. Według ZDM w danym pięcioleciu nie zanotowano znacznych zmian w sumarycznym natężeniu ruchu na terenie Warszawy, co spowodowane jest najpewniej wyczerpaniem przepustowości ulic układu podstawowego w godzinach szczytu porannego i popołudniowego. Zanotowano zmiany rzędu 1-2%, zatem w opracowaniu wykorzystano dane o natężeniu ruchu z roku 2010, jako dane reprezentatywne dla lat 2006-2010.

Metody opracowania danych źródłowych

Na podstawie danych obliczono średnie zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem azotu na poszczególnych stacjach w poszczególnych latach. Wyznaczono także średnią godzinową, tygodniową oraz miesięczną wyróżniając średnie wartości najwyższe i najniższe przyjmowane na każdej stacji. Następnie otrzymane dane poddano analizie statystycznej i wyznaczono klasy występowania poszczególnych wartości zanieczyszczeń na każdej ze stacji uśrednione do wartości rocznych. W kolejnym etapie odszukano najwyższe zanotowane wartości stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w kolejnych latach na każdej ze stacji, oraz wyznaczono wartości percentyla 0,95 przyjmowane na każdej ze stacji w kolejnych latach. Na podstawie otrzymanych wyników sporządzono wykresy oraz tabele które posłużyły do analizy przebiegu oraz zmian stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w Warszawie w latach 2006-2010.

W przypadku warunków wiatrowych stworzono klasy prędkości wiatru i obliczono jakie wartości przyjmuje stężenie dwutlenku azotu w powietrzu w zależności od prędkości oraz kierunku wiatru.

Dane dotyczące przebiegu dobowego, tygodniowego i rocznego zmian stężenia dwutlenku azotu w powietrzu porównano z natężeniem ruchu panującym w tym czasie na głównych arteriach Warszawy.

Związek stężenia dwutlenku azotu z prędkością i kierunkiem wiatru (2006-2010)

Wpływ jaki mają warunki wiatrowe na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń omówiono na przykładzie stacji Warszawa-Targówek (tab. 1, rys. 2).

Najniższa średnia wartość stężenia dwutlenku azotu przypada na prędkość wiatru mieszczącą się w przedziale między 2 a 4 m/s i wynosi 27,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nieznacznie wyższą wartość średnią (27,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) zanotowano w przedziale prędkości od 0,5 do 2 m/s. Wyz-

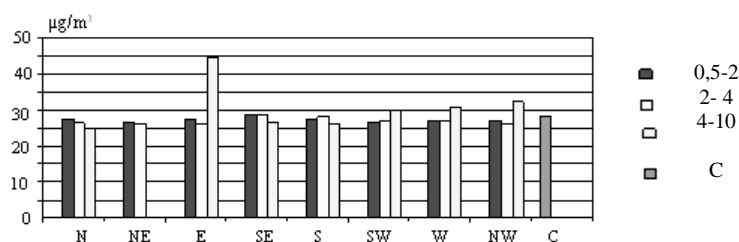
szcze średnie stężenie występowało podczas ciszy i wyniosło ono 28,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, jednakże najwyższe średnie wartości stężenia notowano podczas występowania wiatrów o prędkości od 4 do 8 m/s.

Tabela 1. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych latach w zależności od prędkości wiatru, Warszawa-Targówek, 2006-2010

m/s	2006	2007	2008	2009	2010	2006-2010
Cisza	46,9	33,1	24,6	24,3	21,9	28,3
0,5- 2	37,0	30,5	24,8	23,9	21,5	27,5
2-4	28,7	27,9	28,6	25,5	23,9	27,2
4-8	30,5	32,9	28,1	33,4	30,7	30,6

Najwyższe średnie stężenie dwutlenku azotu przy występowaniu wiatru umiarkowanego notowano przy kierunku wschodnim. Również wysokie stężenia dla tej prędkości wiatru notowano, gdy wiał on z kierunków zachodniego i północno-zachodniego. Znaczne wartości stężenia dwutlenku azotu, wyższe od wartości średniej wystąpiły podczas ciszy. Przy wietrze bardzo słabym najwyższe średnie stężenia notowano, gdy wiatr wiał z kierunku wschodniego, południowo-wschodniego i południowego – podobnie jest w przypadku wiatru określanego jako słaby.

Przy większych prędkościach wiatru stężenia NO_2 są mniejsze. Jednakże w przypadku stacji Warszawa-Targówek umiejscowionej w pobliżu parku wzrost prędkości wiatru sprawia, że w okolicy punktu pomiarowego przepływa powietrze z nad pobliskich szlaków komunikacyjnych.



Rys. 2. Średnie stężenie dwutlenku azotu w zależności od kierunku oraz prędkości wiatru, Warszawa-Targówek, 2006-2010

Przy wietrze wiejącym z południowo-wschodu występowały najwyższe stężenia tego związku w powietrzu. Również wiatr z kierunku południowego niesie ze sobą podwyższone stężenie dwutlenku azotu w powietrzu. Najniższe stężenia notowano podczas wiatru z kierunków północno-wschodniego i południowo-zachodniego. Związane to może być z obecnością budynków, które mogą modyfikować w przypadku tych kierunków parametry wiatru. Jedynie w sektorze wiatru od wschodu do południa przekroczone są średnie wartości stężenia dwutlenku azotu, dla pozostałych kierunków notowane wyniki plasowały się poniżej średniej. Z owych kierunków najwyższe wartości notowano przy wiatrach z sektora pomiędzy zachodem a północnym-zachodem. Różnica średnich warto-

ści stężeń w zależności od kierunku wiatru mieści się w granicach $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tak małe różnice nie pozwalają stwierdzić jak duży wpływ na stężenie dwutlenku azotu w powietrzu ma kierunek wiatru w przypadku stacji Warszawa-Targówek. Wyniki wskazują tylko pewne tendencje, które mogą wykazywać charakter niestały.

Na podstawie przeprowadzonych badań, obliczeń i analiz łatwo daje się zauważyć pewne zależności potwierdzające cykliczność jaka towarzyszy zmianom stężenia dwutlenku azotu, a warunkowaną aktywnością mieszkańców, a także i warunkami pogodowymi panującymi na terenie aglomeracji Warszawskiej w latach 2006-2010.

Przebieg dobowy

W ciągu doby na wszystkich stacjach zaznaczają się dwa okresy w ciągu doby, kiedy to średnie wartości stężenia dwutlenku azotu osiągają swoje maksimum (tab. 2, rys. 3). Podobnie wyróżnić można dwa minima z najniższymi zanotowanymi wartościami średnimi. Wartości maksymalne notowane były we wszystkich punktach pomiarowych między godziną 19^{00} a 22^{00} . Na stacji Warszawa-Komunikacyjna najwyższą średnią wartość notuje się około godziny 19^{00} i wynosi ona $77,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na stacji Warszawa-Krucza, oraz Warszawa-Ursynów godzina 21^{00} jest tą kiedy notowano najwyższe średnie wartości dla tych stacji – odpowiednio $35,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $34,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast na stacji Warszawa-Targówek średnią maksymalną wartość stężenia dwutlenku azotu w ciągu doby notowano około godziny 22^{00} i wyniosła ona $40,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabela 2. Średnie godzinowe, oraz dobowe wartości stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Warszawie, 2006-2010

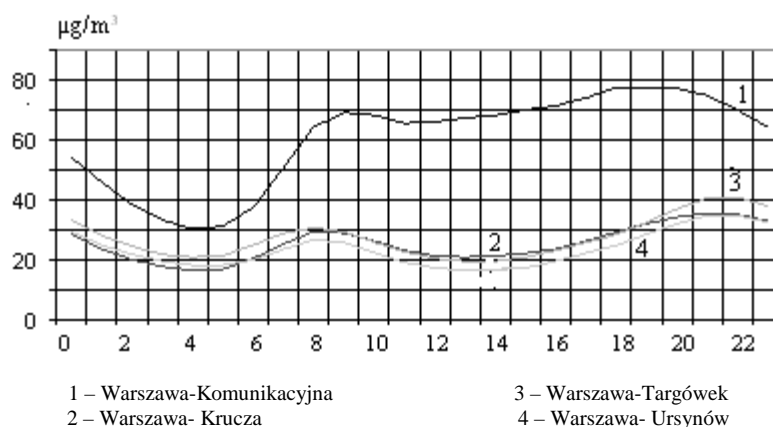
Godz.	Kom.	Krucza	Targówek	Ursynów	Godz.	Kom.	Krucza	Targówek	Ursynów
0	54,2	28,3	33,4	29,3	13	67,1	21,0	19,5	16,6
1	45,9	23,5	28,3	25,1	14	68,3	21,4	19,8	16,8
2	38,4	20,0	24,3	22,0	15	69,9	22,3	20,9	17,4
3	33,3	17,7	22,0	19,8	16	71,1	23,8	23,2	19,6
4	30,5	16,4	20,8	18,4	17	73,7	26,4	26,0	22,1
5	31,1	16,8	21,3	18,2	18	77,4	29,2	28,6	25,1
6	37,6	20,5	25,1	20,1	19	77,6	32,0	32,6	28,7
7	50,8	25,6	29,2	23,7	20	77,0	34,4	37,0	32,1
8	64,1	29,3	30,8	26,6	21	74,8	35,7	40,5	34,9
9	68,9	29,1	29,3	25,8	22	69,8	35,0	40,9	34,7
10	68,3	26,4	25,6	22,3	23	64,2	32,8	38,0	32,5
11	65,5	23,1	22,6	19,2	23	64,2	32,8	38,0	32,5
12	66,0	21,4	20,3	17,2	Śred.	60,2	25,5	27,5	23,7

Najniższe średnie wartości stężenia dwutlenku azotu w powietrzu notowano o godzinie 4^{00} na stacjach Warszawa-Komunikacyjna i Warszawa-Krucza i wyniosły one odpowiednio $30,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na stacjach Warszawa-Targówek i Warszawa-Ursynów najniższe średnie wartości stężenia dwutlenku azotu odnotowano około godziny 13^{00} i wyniosły one odpowiednio $19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, oraz $16,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W przebiegu dobowym stężenia dwutlenku azotu w powietrzu na wszystkich stacjach zaznacza się wpływ szczytu komunikacyjnego zarówno porannego jak i popołudniowe-

go. Na wszystkich stacjach wartości stężenia zwiększają się począwszy od godziny 5⁰⁰ rano, czemu towarzyszy poranny szczyt komunikacyjny. Od tej pory przez następne 3 godziny, a w przypadku stacji Warszawa-Komunikacyjna 4 godziny stężenie dwutlenku azotu wzrasta aż do osiągnięcia swojego pierwszego maksimum. Następnie wraz z rozproszaniem się ruchu i spadkiem jego natężenia na warszawskich drogach, stężenie dwutlenku azotu zaczyna spadać. Około godziny 11⁰⁰ na stacji Warszawa-Komunikacyjna zaznacza się chwilowy spadek stężenia dwutlenku azotu w powietrzu, co wiąże się z odciążeniem dróg znajdujących się w okolicy przez pojazdy osobowe należące do ludności, która zaparkowała w miejscach swojej pracy. Po godzinie 12⁰⁰ stężenie dwutlenku azotu na tej stacji znowu zaczyna wzrastać, aż osiąga swoje dobowe maksimum około godziny 19⁰⁰. Od tego czasu stężenie dwutlenku azotu stopniowo maleje, aż do dobowego minimum, wypadającego tuż przed porannym szczytem komunikacyjnym czyli około godziny 4⁰⁰. O tej porze dnia różnica między średnimi wartościami notowanymi na stacji Warszawa-Komunikacyjna, a pozostałymi stacjami jest najmniejsza i wynosi około 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Na pozostałych stacjach (Krucza, Targówek, Ursynów) od godziny około 9⁰⁰ kiedy to zanotowano najwyższe średnie wartości stężenia dwutlenku azotu zaczynają one maleć, co wyraźnie pokrywa się z czasem występowania na pobliskich drogach porannego szczytu komunikacyjnego. Około godziny 12⁰⁰ wartości osiągają stały niski poziom oscylujący na poziomie 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Około godziny 15⁰⁰, kiedy zaczyna się popołudniowy szczyt komunikacyjny wyprowadzający ruch z centrum, widać wzrost średnich notowanych stężeń aż do godziny 21⁰⁰, kiedy osiągają swoje maksimum. Przebieg ten odzwierciedla okres występowania na warszawskich drogach popołudniowego szczytu komunikacyjnego. Od około godziny 15⁰⁰ zaczynają się powroty z pracy i stopniowo przybywa pojazdów na drogach prowadzących w pobliżu punktów pomiarowych.



Rys. 3. Przebieg dobowy stężenia dwutlenku azotu w Warszawie, 2006-2010

Na stacji Warszawa-Krucza położonej w ścisłym centrum, podobnie jak stacja Warszawa-Komunikacyjna, widać podobny przebieg zmian średniego stężenia dwutlenku azotu w ciągu doby, z niewielką jednak różnicą. Mianowicie, minimalne stężenia zanotowano tak samo około godziny 4⁰⁰, jednak wartość ta stanowi połowę wartości notowa-

nej na stacji Warszawa-Komunikacyjna. Poza tym w dalszym czasie w ciągu doby przebieg zmian stężenia bardziej przypomina ten ze stacji Warszawa-Ursynów niż ten ze stacji Warszawa-Komunikacyjna. Wynika to z usytuowania punktu pomiarowego przy ulicy Kruczej w miejscu osłoniętym przez zabudowę, w sąsiedztwie krótkich wąskich ulic, w odróżnieniu od stacji Komunikacyjnej, dlatego przebieg dobowy zbliżony jest do przebiegu obserwowanego w dzielnicach uznanych za typowo mieszkalne.

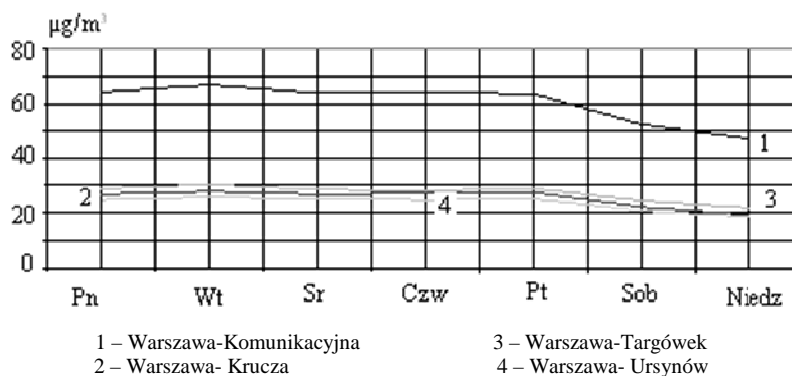
Przebieg tygodniowy

W tygodniowym przebiegu zmian średniego stężenia zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu zaznaczają się pewne prawidłowości, które są odzwierciedleniem zmian natężenia ruchu na drogach w Warszawie (tab. 3, rys. 4).

Na wszystkich stacjach pomiarowych najwyższe stężenia dwutlenku azotu w powietrzu zanotowano we wtorki, a najniższe – w niedziele. Największa wartość zanotowana na stacji Warszawa-Komunikacyjna to $66,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na stacji Warszawa-Krucza najwyższa zanotowana wartość to $28,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, na stacji Warszawa-Targówek $30,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a na stacji Warszawa-Ursynów $26,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najniższa wartość w przebiegu tygodniowym notowana na stacji Warszawa-Komunikacyjna to $47,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najmniejsza wartość odnotowana na stacji Warszawa-Krucza wyniosła $19,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, na stacji Warszawa-Targówek $21,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a Warszawa-Ursynów $18,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i jest to najniższa wartość stężenia dwutlenku azotu w przebiegu tygodniowym w Warszawie. Na stacji Warszawa-Komunikacyjna w każdym dniu tygodnia notowano ponad dwukrotnie większe stężenie niż na pozostałych stacjach. W dniach od poniedziałku do piątku zmiany średniej wartości zanieczyszczenia oscylują w granicach $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co wiąże się z 5 dniową pracą w Polsce i ruchem drogowym, który jest generowany przez podróżnych których jest więcej na terenie Warszawy w tygodniu niż w dni wolne oraz weekendy. Już w piątek jest niewielki spadek stężenia dwutlenku azotu, co wynika przeniesienia się ruchu drogowego poza miasto. W piątek wzmożony jest ruch na drogach wyjazdowych z Warszawy. Od piątkowego wieczoru koncentracja zanieczyszczeń w powietrzu w Warszawie spada, aż do wartości minimalnych osiągniętych w niedzielę. Od poniedziałku stężenie dwutlenku azotu w powietrzu ponownie wzrasta i osiąga maksimum we wtorek.

Tabela 3. Średnie dobowe stężenie dwutlenku azotu (NO_2 , $\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych dniach tygodnia w Warszawie, 2006-2010

	Poniedziałek	Wtorek	Środa	Czwartek	Piątek	Sobota	Niedziela
Komunikacyjna	64,2	66,8	63,7	64,0	63,4	52,1	47,3
Krucza	27,0	28,1	27,1	27,2	27,6	22,3	19,4
Targówek	29,0	30,6	28,8	28,5	29,1	24,7	21,9
Ursynów	24,8	26,0	25,2	24,9	25,5	20,8	18,5



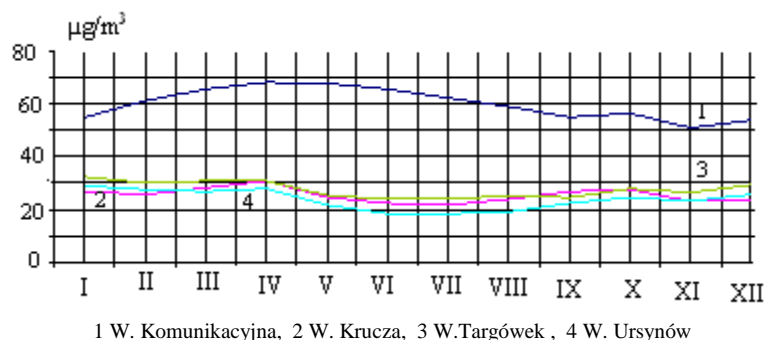
Rys. 4. Przebieg tygodniowy stężenia dwutlenku azotu w Warszawie, 2006-2010

Przebieg roczny

W przebiegu rocznym najwyższe wartości stężenia notowano w kwietniu na sąsiadujących ze sobą stacjach Warszawa-Komunikacyjna ($68,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i Warszawa-Krucza ($30,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), na stacji Warszawa-Targówek miało to miejsce miesiąc wcześniej w marcu ($30,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a na stacji Warszawa-Ursynów w styczniu ($29,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (tab. 4, rys. 5). Najwyższe wartości stężeń notowano w miesiącach zaliczanych do półroczia chłodnego, gdyż na terenie zurbanizowanym w półroczu chłodnym wyższa jest frekwencja występowania pogody antycyklonalnej która prowadzi do wytworzenia się w powietrzu warstwy o równowadze stałej. Na skutek tego osłabione są ruchy konwekcyjne powietrza, a częściej występują ruchy adwekcyjne które przemieszczają powietrze po obszarze zabudowanym niejako kumulując zanieczyszczenia. Poza tym w miesiącach chłodnych zwiększona jest dostawa dwutlenku azotu pochodzącego z ciepłownictwa. Natomiast najniższe wartości stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w ciągu roku zanotowano w czerwcu na stacji Warszawa-Targówek i Warszawa-Ursynów w lipcu na stacji Warszawa-Krucza i w listopadzie na stacji Warszawa-Komunikacyjna.

Tabela 4 Średnie miesięczne oraz roczne wartości stężenia dwutlenku azotu NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Warszawie, 2006-2010.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Śr
Komunikacyjna	55,2	61,3	65,8	68,1	68,1	65,8	62,5	59,1	55,1	56,5	50,9	53,9	60,2
Krucza	26,8	25,8	28,1	30,7	24,7	22,4	21,6	23,8	26,6	27,6	23,2	23,0	25,4
Targówek	32,4	30,3	30,9	30,8	25,4	23,9	24,4	24,8	24,5	28	26,3	29,3	27,6
Ursynów	29,0	27,7	26,8	27,8	21,7	18,4	18,5	19	22,5	24,7	23,2	25,6	23,7



Rys.5. Przebieg roczny stężenia dwutlenku azotu w Warszawie, 2006-2010

Częstości występowania poszczególnych wartości i przekroczenia norm dopuszczalnych

Spośród wszystkich stacji najczęściej uwagi należałoby poświęcić stacji Warszawa-Komunikacyjna, gdyż na tej stacji jako jedynej w okresie pomiarowym przekroczone były dopuszczalne normy dotyczące średniorocznego stężenia dwutlenku azotu w powietrzu (tab. 5). Najniższa średnioroczna wartość stężenia dwutlenku azotu w powietrzu na tej stacji wyniosła i tak o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ za dużo w stosunku do normy wynoszącej $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W przypadku drugiej normy dotyczącej maksymalnego średniego stężenia 1-godzinowego oprócz stacji Warszawa-Komunikacyjna, wyróżniła się stacja Warszawa-Ursynów, jednakże zdarzyło się to tylko jednego dnia. Najwięcej przekroczeń zanotowano w roku 2006 i 2007.

Tabela 5. Wartość (%) występowania poszczególnych wartości stężenia dwutlenku azotu w Warszawie, 2006-2010

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Komunikacyjna	Krucza	Targówek	Ursynów
0-20	6,7	44,0	41,9	51,9
20-40	24,4	41,2	38,7	34,7
40-60	24,2	10,9	13,6	9,6
60-80	19,6	2,8	3,8	2,5
80-100	13,2	0,8	1,3	0,9
100-120	6,9	0,2	0,5	0,3
120-140	3,1	0,1	0,2	0,1
140-160	1,3	0,0	0,0	0,0
160-180	0,4	0,0	0,0	0,0
180-200	0,1	-	0,0	0,0
>200	0,1	-	-	0,0

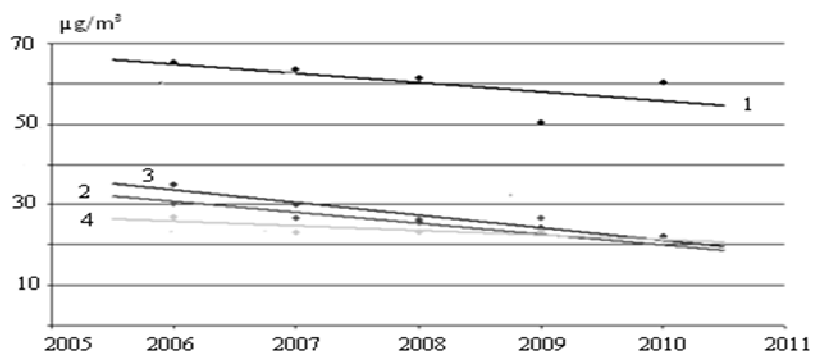
Ogólna tendencja zmian stężenia dwutlenku azotu w powietrzu na terenie Warszawy w latach 2006-2010 jest spadkowa. Świadczą o tym równania prostych regresji (tab. 6-7 i rys. 6).

Tabela 6. Największe stężenia 1-godzinowe NO₂ (µg/m³) zanotowane w poszczególnych latach na stacjach pomiarowych w Warszawie

Rok	Komunikacyjna	Krucza	Targówek	Ursynów
2006	216,0	152,5	194,6	204,1
2007	245,5	160,2	179,3	125,4
2008	177,9	104,2	145,5	139,5
2009	196,4	176,4	142,2	136,9
2010	206,6	95,7	115,8	135,8

Tabela 7. Wartości percentyla 0,95 na poszczególnych stacjach w Warszawie w poszczególnych latach i w pięcioleciu

Rok	Komunikacyjna	Krucza	Targówek	Ursynów
2006	119,4	64,9	78,5	66,3
2007	128,0	55,9	66,1	51,2
2008	120,3	54,8	56,8	53,5
2009	99,8	57,0	56,1	54,5
2010	127,7	38,7	52,5	52,8



1. W. Komunikacyjna $y = -2,2893 x + 4657,2$ 2. W. Krucza $y = -2,6924 x + 5431,8$
 3. W. Targówek $y = -3,136 x + 6324,6$ 4. W. Ursynów $y = -1,109 x + 2250,5$

Rys. 6. Średnie wartości stężenia dwutlenku azotu oraz trend zmian w Warszawie, 2006-2010

Spadek stężenia NO₂ w Warszawie w latach 2006-2010 związany jest z zaostrzeniem norm emisji zanieczyszczeń przez samochody ciężarowe i osobowe przez Unię Europejską, dzięki czemu nowsze pojazdy emitują mniej szkodliwych substancji do których zalicza się również dwutlenek azotu.

7.1.7. Wpływ warunków pogodowych na wzrost stężenia ozonu troposferycznego w śródmieściu Warszawy (1996-2000)

Autor: Katarzyna JATCZAK

Opiekun naukowy: Jolanta WAWER

Klimat Warszawy wykazuje cechy typowe dla dużych aglomeracji miejsko-przemysłowych. Charakterystyczną cechą klimatu dużych miast jest mniejszy (niż poza miastem) dopływ promieniowania słonecznego, spowodowany jego pochłanianiem przez tzw. aerozol miejski.

Stopień deformacji naturalnych warunków termicznych w mieście, przejawiający się podwyższeniem temperatury powietrza w stosunku do terenów zamiejskich określane jest terminem „miejskiej wyspy ciepła”. Miejska wyspa ciepła istnieje w chłodnej porze roku (zwłaszcza od grudnia do marca) zwykle przez całą dobę, natomiast w porze letniej wyspa ciepła nasila się wieczorem i nocą.

Miasto z reguły podwyższa wielkość zachmurzenia i opadu, a obniża wilgotność powietrza i prędkość wiatru. Roczna suma opadów w Warszawie wynosi około 560 mm, z czego 65%, przypada na półrocze letnie. Najmniejszy stopień zachmurzenia, związany z cyrkulacją południową występuje w kwietniu, czerwcu, wrześniu i październiku. Największe zachmurzenie, związane z cyrkulacją zachodnią notuje się w okresie od listopada do lutego. Najwilgotniejszym okresem roku jest trzecia dekada listopada, kiedy średnia wilgotność względna dochodzi do 90%. Najsuchszy okres przypada na połowę czerwca z wartościami około 60%.

W Warszawie przeważają wiatry słabe o prędkości 2-5 m/s, głównie z sektora zachodniego. Miasto stanowi przeszkodę dla przepływających mas powietrza. Duża szorstkość podłoża wpływa na prędkość wiatru, powodując, że jest ona mniejsza niż na peryferiach średnio o 2 m/s.

W Warszawie istnieją dwa systemy przewietrzania: zewnętrzny i wewnętrzny. System zewnętrzny to wiatr (zarówno kierunek, jak i jego prędkość), który wnikając w środowisko zurbanizowane o innych cechach fizycznych niż na jego przedpolu, ulega modyfikacji. System wewnętrzny to lokalna cyrkulacja w obrębie organizmu miejskiego uwarunkowana termiką i dynamicznym zróżnicowaniem miasta.

Do głównych zanieczyszczeń powietrza w Warszawie należą dwutlenek azotu, dwutlenek siarki, pyły, metale ciężkie.

Koncentracja i przestrzenny rozkład zanieczyszczeń w powietrzu wykazuje wahania okresowe (roczne i dobowe), uwarunkowane wpływem warunków meteorologicznych. Zależą one od pory roku, jak i pory dnia.

W ciągu roku maksimum większości zanieczyszczenia przypada na zimę, co jest związane z większą emisją gdyż jest to sezon grzewczy i wzrasta zużycie energii przeznaczonej na ogrzewanie mieszkań.

Ozon jest ważnym zanieczyszczeniem powietrza w przyziemnej warstwie atmosfery (troposferze). Powstaje on w wyniku skomplikowanych reakcji fotochemicznych zachodzących w atmosferze.

Występowanie ozonu może być zjawiskiem negatywnym lub pozytywnym, zależy to od tego, gdzie on się znajduje. Koncentracja ozonu przy powierzchni ziemi (w stężeniach $> 0,08$ ppm) jest zjawiskiem bardzo szkodliwym. Ozon stratosferyczny natomiast, działa bardzo pozytywnie, gdyż chroni wszystkie organizmy żywe przed szkodliwym promieniowaniem ultrafioletowym, emitowanym przez Słońce.

W ostatnich latach zaczęto obserwować zjawisko przerzedzania się i spływania warstwy ozonowej, tzw. dziurę ozonową. Za niszczenie warstwy ozonowej odpowiedzialne są przede wszystkim gazy znane jako freony.

Ozon jako gaz szklarniowy oddziałuje na bilans energetyczny Ziemi poprzez wzrost temperatury, jest to tzw. efekt cieplarniany.

Jest on również głównym absorbentem promieniowania UV-B, jego natężenie na powierzchni Ziemi istotnie zależy od całkowitej zawartości ozonu w atmosferze, a tym samym od grubości warstwy ozonowej.

We współczesnej atmosferze miejskiej ozon troposferyczny stanowi zanieczyszczenie szczególnej troski ze względów zdrowotnych. Główne szkodliwe oddziaływanie nakierowane jest na układ oddechowy.

Rozkład ozonu atmosferycznego charakteryzuje się silną przestrzenną i czasową zmiennością uwarunkowaną m. in. warunkami pogodowymi (tab. 1, rys. 1-2).

Średnie roczne stężenia ozonu troposferycznego w śródmieściu Warszawy w pięcioleciu 1996-2000 wykazywały tendencję wzrostową z niewielkimi spadkami stężeń w roku 1999 oraz większym spadkiem w 1997 roku. Ostatni rok badanego okresu wykazywał najwyższą wartość średniego rocznego stężenia $40,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jest ona o $9,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ większa niż najniższe średnie roczne stężenie w badanym okresie.

W pięcioleciu 1996-2000 najczęściej występowały stężenia z zakresu od 10 do $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na ogólną liczbę 1597 pomiarów zanotowano 296 takich wyników, co stanowi 18,5%, natomiast 11% analizowanych przypadków stanowiły stężenia $> 60 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W przebiegu średnich miesięcznych stężeń z pięciolecia najniższe wartości stężenia występowały od listopada ($16,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) do stycznia ($19,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), najwyższe wartości stężenia występowały od kwietnia ($50,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) do sierpnia ($48,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Najwyższe wartości stężeń w pięcioleciu występowały najczęściej w roku 2000 (maksimum stycznia $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sierpnia $96 \mu\text{g}/\text{m}^3$, września $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, października $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz w 1996 roku (maksimum lutego $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, marca $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, maja $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i czerwca $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

W przebiegu najwyższych stężeń dobowych w pięcioleciu zaznaczały się szczególnie dwa maksima: pierwsze wystąpiło 19 sierpnia 2000 roku i wyniosło $96 \mu\text{g}/\text{m}^3$, drugie wystąpiło 22 lipca 1998 roku i wyniosło $89 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Najniższe średnie dobowe stężenie w badanym pięcioleciu wystąpiło w grudniu 2000 r. i wyniosło $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W pięcioleciu 1996-2000 wzrost stężeń ozonu troposferycznego następował przede wszystkim w sytuacjach wyżowych, stanowiących 67% wszystkich przeanalizowanych przypadków. Najczęstsze były typy G (centralna cyrkulacja antycyklonalna) i E₁ (południowo-wschodnia i wschodnia cyrkulacja antycyklonalna), które stanowiły odpowiednio 25% i 23%.

Kolejne wg częstości występowania w pięcioleciu 1996-2000 były:

- typ CB (północno-zachodnia cyrkulacja cyklonalna) – 10%,
- typ E₀ (północno-wschodnia i wschodnia cyrkulacja cyklonalna) – 8%,

- typ E (północno-wschodnia cyrkulacja antycyklonalna) – 9%,
- typ E₂C (północno-zachodnia cyrkulacja antycyklonalna) – 8%,
- typ A (zachodnia cyrkulacja cyklonalna) – 6%,
- typ B (południowa cyrkulacja cyklonalna) – 4%,
- typ F (południowo-wschodnia cyrkulacja cyklonalna) – 4%.

W pięcioleciu 1996-2000 wystąpiły dwa typy cyrkulacji z takim samym kierunkiem napływu, a które nie wywarły jednak większego wpływu na całokształt otrzymanych wyników ze względu na niewielki udział procentowy: typ D (południowo-zachodnia cyrkulacja cyklonalna) – 1%, oraz typ D₂C (południowo-zachodnia i południowa cyrkulacja antycyklonalna) – 2% wyników.

Spośród 33% typów cyklonalnych największy udział miały: typ CB (północno-zachodnia cyrkulacja cyklonalna – 10%) oraz E₀ (północno-wschodnia i wschodnia cyrkulacja cyklonalna – 8%).

Wszystkim typom cyrkulacji towarzyszył napływ dziesięciu rodzajów mas powietrza, spośród których zdecydowanie dominowało powietrze polarne (PP – 77%), zwłaszcza powietrze polarne morskie stare (PPms – 28%).

Wyróżnione typy cyrkulacji pogrupowano w 4 typy (2 antycyklonalna, 2 cyklonalne) o określonej charakterystyce, a które szczególnie wyraźnie sprzyjają występowaniu dużych stężeń ozonu. W obrębie jednego typu głównego znalazły się sytuacje synoptyczne o podobnym rozkładzie ciśnienia i rozkładzie ośrodków barycznych, zachmurzeniu, opadach podobnych warunkach wiatrowych. Wydzielono typy:

Typy antycyklonalne

typ I – centralna, południowo-wschodnia i wschodnia cyrkulacja antycyklonalna

typ II – północno-zachodnia i północno-wschodnia cyrkulacja antycyklonalna

Typy cyklonalne

typ III – północno-zachodnia, północno-wschodnia i wschodnia cyrkulacja cyklonalna

typ IV – zachodnia, południowa i południowo-wschodnia cyrkulacja cyklonalna

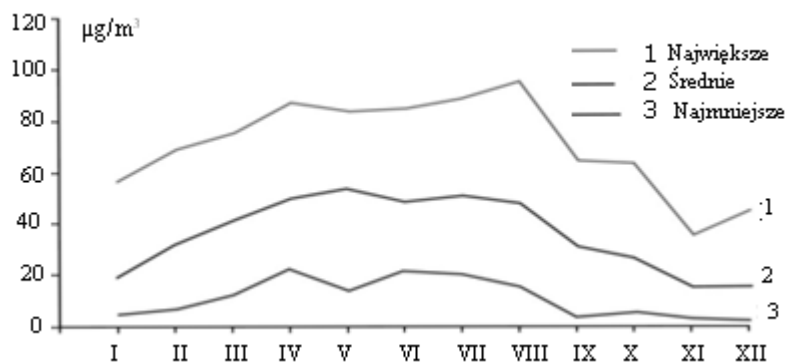
Tabela 1. Najwyższe i najniższe wartości średniego dobowego stężenia ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych miesiącach pięciolecia 1996-2000

	I	II	III	IV	V	VI
Max	58	70	75	88	84	85
Rok	2000	1996	1996	1998	1996	1996
Dzień	30.01	27.02	3.03	28.04	19.05	9.06
Min	5	7	12	23	14	22
Rok	1999	1998	1999	1998	1999	1998
Dzień	21.01	7.02	3.03	2 i 3.04	13.05	27.06
	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Max	89	96	65	64	37	46
Rok	1998	2000	2000	2000	1998	1999
Dzień	22.07	19.08	30.09	1.10	24.11	25.12
Min	21	16	4	6	4	3
Rok	1996	1996	1996 26	1998	1996	2000
Dzień	20.07	14.08	i 27.09	28.09	6.11	5 i 9.12

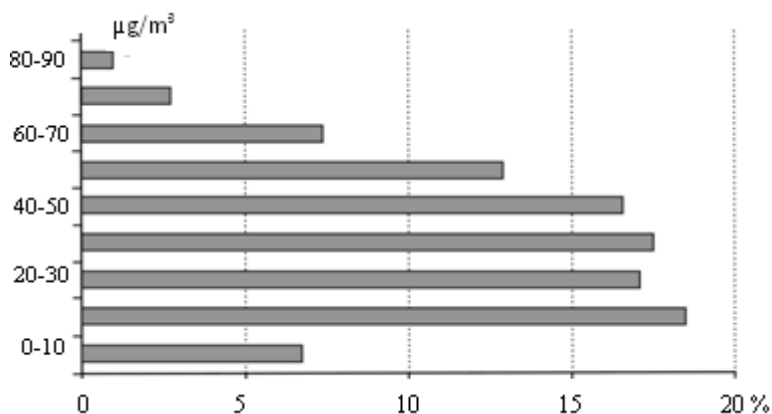
Określenie warunków pogodowych, przede wszystkim typów cyrkulacji atmosferycznej, występujących w dniach z dużym stężeniem ozonu troposferycznego pozwoliło na wyróż-

nienie typów cyrkulacji atmosferycznej, które szczególnie wpływają na wzrost stężenia ozonu. Wśród 13 typów cyrkulacji były takie, których w ogóle nie zaobserwowano np. C₂D oraz takie, które zdecydowanie dominowały: G, E₁. Typy antycyklonalne zdecydowanie dominowały w pięcioleciu 1996-2000, stanowiąc 67% wszystkich sytuacji synoptycznych. W dniach z tymi właśnie typami cyrkulacji atmosferycznej było pogodnie i ciepło napływały masy powietrza polarnego morską ciepłego lub silnie przetransformowanego oraz masy powietrza zwrotnikowego.

Były to dni z największym prawdopodobieństwem wystąpienia dużych stężeń ozonu troposferycznego. Warunki takie z kolei obniżały komfort życia w Warszawie, ze względu na szkodliwość ozonu troposferycznego dla organizmu ludzkiego, zwłaszcza układu oddechowego.



Rys. 1. Średnie miesięczne oraz największe i najmniejsze stężenie ozonu w pięcioleciu 1996-2000



Rys. 2. Częstość średnich dobowych wartości stężenia ozonu (S_{24}) w pięcioleciu 1996-2000

* *Klimat Wielkiej Warszawy w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii w latach 1952-2007. Materiały Zakładu Klimatologii WGSU UW na XII Piknik Polskiego Radia BIS i Centrum Nauki Kopernik, 14.06.2008, Warszawa (Skrot).*

7.1.8. Zmiany stężenia ozonu troposferycznego w Warszawie w latach 2004-008

Autor: Izabela ŻOCHOWSKA

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Cel pracy, materiały i metody ich opracowywania

Celem pracy jest analiza zmian stężenia ozonu troposferycznego w Warszawie w latach 2004 - 2008 oraz porównanie tych zmian na obszarze pozamiejskim. W pracy również określono wpływ warunków pogodowych na zmianę imisji ozonu. W pracy wykorzystano:

- codzienne średnie dobowe stężenie oraz średnie godzinowe stężenie ozonu troposferycznego w Warszawie w latach 2004 - 2008. Dane pochodzą ze stacji z Instytutu Ochrony Środowiska przy ul. Kruczej
- dzienne średnie dobowe stężenie oraz średnie godzinowe stężenie ozonu troposferycznego z obszaru pozamiejskiego w latach 2004 - 2008. Dane pochodzą ze stacji o typie regionalnym, z miejscowości Granica w Kampinowskim Parku Narodowym
- kalendarz typów cyrkulacji według Lityńskiego

Cykliczność roczna, tygodniowa oraz dobowa charakteryzuje zmiany stężenia ozonu. W weekendy, kiedy występują najniższe stężenia tlenków azotu, można często zaobserwować najwyższe stężenia ozonu troposferycznego. Najwięcej ozonu w powietrzu notuje się w porze letniej, czyli od kwietnia do sierpnia.

Ozon w atmosferze

Ozon, który jest trójatomowym tlenem charakteryzuje się zmiennym rozmieszczeniem w atmosferze ziemskiej. Istnieją dwa główne miejsca koncentracji ozonu, tj. przy powierzchni Ziemi, czyli w troposferze i w ozonosferze.

Warstwa ozonowa, zwana ozonosferą jest częścią stratosfery i występuje na wysokości od 15-55 km, gdzie maksymalna koncentracja jest między 20 a 25 km. W tej odległości od powierzchni ziemi jest go najwięcej – stężenie sięga około 10 ppm. Wraz ze wzrostem wysokości zawartość tego gazu zaczyna maleć. Blisko powierzchni Ziemi ozonu jest niewiele, tj. od 0,01-0,04 ppm. Na rozmieszczenie ozonu w atmosferze mają wpływ różne czynniki takie jak wysokość, szerokość geograficzna, pora roku itp. O obecności tego trójatomowego tlenu decydują również liczne reakcje fotochemiczne oraz dostarczenie do atmosfery substancji pochodzenia antropogenicznego.

Dzięki warstwie ozonowej organizmy żywe chronione są przed szkodliwym działaniem promieniowania ultrafioletowego emitowanego przez Słońce.

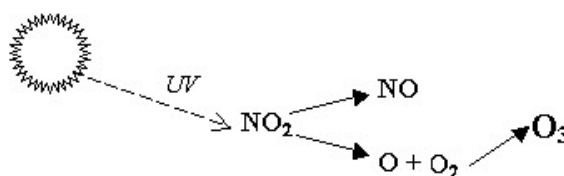
Ozon troposferyczny

Ozon troposferyczny jest produktem reakcji fotooksydacji przez promieniowanie słoneczne związków zanieczyszczeń, które występują w smogu.

Zanim człowiek zakłócił równowagę związków w atmosferze ozon troposferyczny

występował tylko naturalnie i to w niewielkich stężeniach. Za właściwe stężenie ozonu uważa się 0,03 ppm, czyli występowanie 30 części ozonu na miliard części powietrza. Według Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) wartość dopuszczalna stężenia ozonu, które nie jest szkodliwe dla zdrowia człowieka to 0,08 ppm w uśrednieniu godzinnym. Ozon należący do grupy zanieczyszczeń wtórnych, jest dużo bardziej szkodliwy dla środowiska niż związki pierwotne biorące udział w jego powstawaniu. Na produkcję ozonu ma wpływ obecność w atmosferze takich związków jak lotne węglowodory (C_xH_y) oraz tlenki azotu (NO_x).

Ozon powstaje głównie w reakcji produktów powstających w procesie rozpadu cząsteczki dwutlenku azotu, które zachodzi pod wpływem promieniowania ultrafioletowego UV-A ($< 400\text{ nm}$). Czynnikiem przyspieszającym syntezę ozonu w powietrzu jest duża i równoczesna emisja tlenków azotu i węglowodorów. Główne antropogeniczne źródła emisji tlenków azotu stanowią procesy spalania zachodzące w silnikach benzynowych, piecach przemysłowych.



Rys.1. Powstawanie ozonu troposferycznego

<http://www.alinasejud.friko.pl/dlaczegotlenmozeszkodzichtshtml>, 12.07.2010

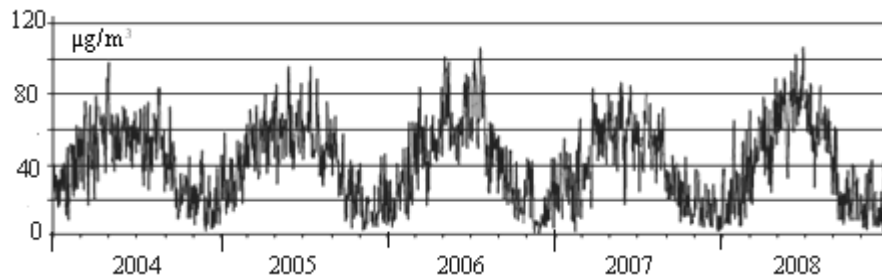
Produktem fotolizy ditlenku azotu jest tlenek azotu i tlen atomowy. Gdy tlen atomowy połączy się z tlenem cząsteczkowym powstaje ozon. Następnym procesem zachodzącym w powietrzu, w którym bierze udział cząsteczka ozonu jest reakcja ozonu z tlenkiem azotu, czego wynikiem jest tlen cząsteczkowy oraz dwutlenek azotu.

Źródłem tworzenia się ozonu troposferycznego mogą być też procesy naturalne oraz sytuacje związane z wysoką temperaturą takie jak wyładowania atmosferyczne w czasie burzy czy pożary lasów. Innym naturalnym źródłem ozonu troposferycznego jest proces transportu ze stratosfery.

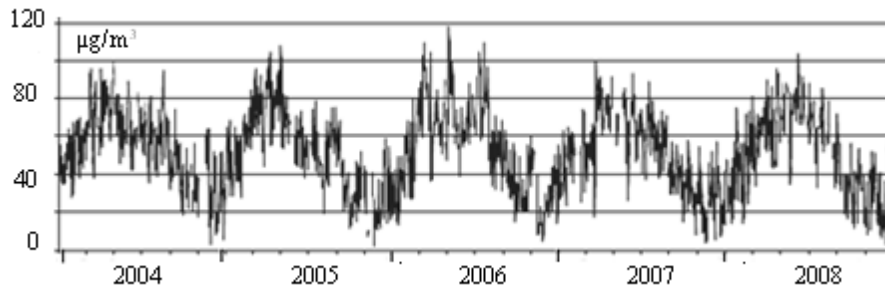
Zmiany stężenia ozonu troposferycznego (2004-2008)

Średnie miesięczne stężenia z 5 lat pokazują cykliczność zmian stężenia ozonu na stacji Warszawa- Krucza jak i stacji Granica KPN (rys. 1-4).

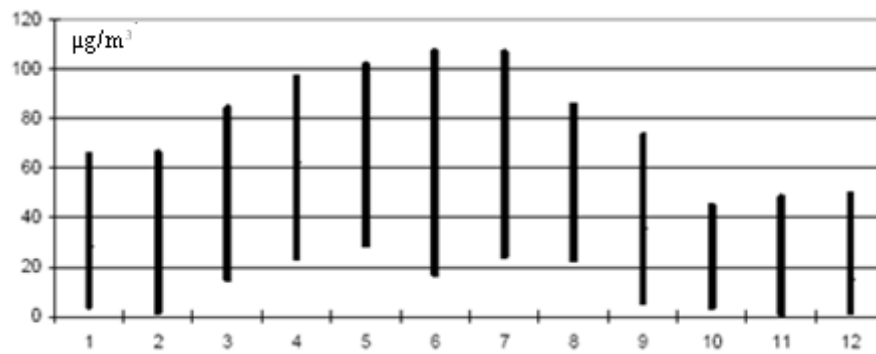
Średnie stężenie ozonu troposferycznego w Warszawie i w jej okolicach potwierdza cykliczność w przebiegu rocznym. Niskie wartości stężenia ozon troposferycznego występowały w półroczu chłodnym, głównie zimą, natomiast duże w półroczu ciepłym, głównie latem. W Warszawie najwyższą wartość stężenia miesięcznego ($78,8\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) zanotowano w czerwcu 2008r., a najniższą ($11,7\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) w grudniu 2007 r.



Rys. 2. Średnie dobowe stężenie ozonu troposferycznego ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), stacja Krucza, 2004-2008



Rys. 3. Średnie dobowe stężenie ozonu troposferycznego ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), stacja Granica, 2004-2008



Rys. 4. Zakresy średnich dobowych stężeń ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych miesiącach, stacja Krucza $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Zróznicowanie stężeń ozonu troposferycznego w przebiegu rocznym w latach 2004-2008 jest dosyć małe i dochodziło głównie do kilku $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Jeśli występuje wyższe to głównie w miesiącach letnich, np. różnica między wartością w roku 2008 a 2004 w czerwcu wynosi $21,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Śledząc zakresy, w jakich występowały średnie dobowe stężenia w poszczególnych miesiącach w pięcioleciu 2004-2008, można również zauważyć, iż najszersze zakresy występowały w miesiącach letnich, czego przykładem może być zakres w czerwcu ($17,3$

-106,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Najwyższe zakresy stężeń dobowych zanotowano na początku zimy i np. zakres w grudniu wynosi 2,3 - 48,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Najniższa różnica między wartościami maksymalnymi stężeń, która wystąpiła w tym pięcioleciu w październiku wynosiła 40,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Najwyższa różnica między maksymalnymi absolutnymi stężeniami ozonu wystąpiła w czerwcu i wyciężyła 89,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Zmiany roczne stężenia ozonu na stacjach Krucza i Granica

W pięcioleciu 2004 -2008 najniższe wartości stężenia ozonu troposferycznego przypadły na zimę, a najwyższe na późną wiosnę i lato. W przypadku obu stacji miesiącem, w którym wystąpiło najniższe średnie stężenie był grudzień z tym, że wartość średniej 5-letniej na stacji Granica jest o 11,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wyższa od wartości na stacji Krucza. Drugi w kolejności był listopad i październik. Biorąc pod uwagę najwyższe stężenia miesięczne różnice są dosyć istotne - notowane były w czerwcu na stacji Krucza i w kwietniu na stacji Granica. Miesiącem, w którym najczęściej występowały najniższe stężenia miesięczne był listopad (rok 2005, 2006, 2007) na stacji Granica a grudzień (rok 2004, 2007, 2008) na stacji Krucza. W kwietniu natomiast najczęściej występowały stężenia najwyższe (rok 2004, 2005, 2007) na stacji Granica oraz w maju na stacji Krucza (rok 2006, 2008).

Na Kruczej największa wartość stężenia miesięcznego (78,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) wystąpiła w czerwcu 2008 r, a najniższa (11,7 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) w grudniu 2007 r. W Granicy tymi miesiącami były: lipiec 2007 r. (80,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz listopad 2005 r. (22,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Różnice w przebiegu rocznym najwyższych i najniższych dobowych stężeń ozonu troposferycznego są znaczne.

Najwyższe średnie dobowe stężenie ozonu troposferycznego w pięcioleciu na Kruczej wystąpiło w czerwcu 2008 r. i wynosiło 106,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Wartość najwyższego średniego stężenie dobowego, która wystąpiła w maju 2006 r. na Granicy KPN była o 11,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wyższa, czyli wynosiła 118,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Na stacji Krucza najczęściej najwyższe wartości występowały w czerwcu i lipcu, a w Granicy – w kwietniu, maju i czerwcu.

W przypadku obu lokalizacji, w danym pięcioleciu, najniższe średnie dobowe stężenie ozonu na stacji wystąpiło w listopadzie – na Kruczej w 2006 r. (1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a w Granicy KPN w 2007 r. (2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Na stacji Granica niska wartość średniego stężenia dobowego wystąpiła też w grudniu 2008 - 3,76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Na stacji Krucza drugi niski wynik wystąpił w lutym 2007 r. – 2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Maksymalne wartości średniego rocznego stężenia w pięcioleciu 2004 - 2008 przypadły na inne lata na stacji Granica i stacji Krucza. Na stacji Krucza średnie wartości stężenia mieściły się w zakresie od 38,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w 2007 roku do 42,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w 2005 roku na stacji Granica w zakresie od 49,3 w 2008 do 54,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w 2004.

Maksymalna wartość na Kruczej była o 11,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ niższa niż maksymalna wartość na stacji Granica. Różnica pomiędzy minimalną wartością na Kruczej, a minimalną wartością na stacji Granica to 10,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Największa różnica pomiędzy średnimi wartościami stężenia w poszczególnych latach w pięcioleciu 2004 - 2008 między stacją Krucza a stacją Granica wystąpiła w 2004 r. wynosiła – 13,1 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast najmniejszą różnicę zanotowano w 2008 roku.

Poszczególne pory roku różnią się znacznie notowanymi w nich stężeniami ozonu troposferycznego. Na stacji Krucza najwyższe stężenie w pięcioleciu występowało latem

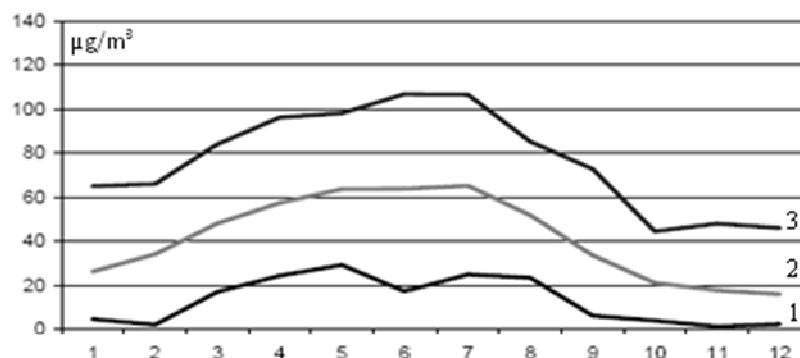
(59,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a na stacji Granica wiosną (71,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), natomiast najniższe stężenie w pięcioleciu na stacji Krucza występowało zimą (25,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a na stacji Granica jesienią (33,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabela 1. Średnie stężenie ozonu O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych porach roku (2004 -2008)

	Krucza	Granica
Zima	25,1	40,4
Wiosna	56,4	71,1
Lato	61,3	61,3
Jesień	24,2	33,2

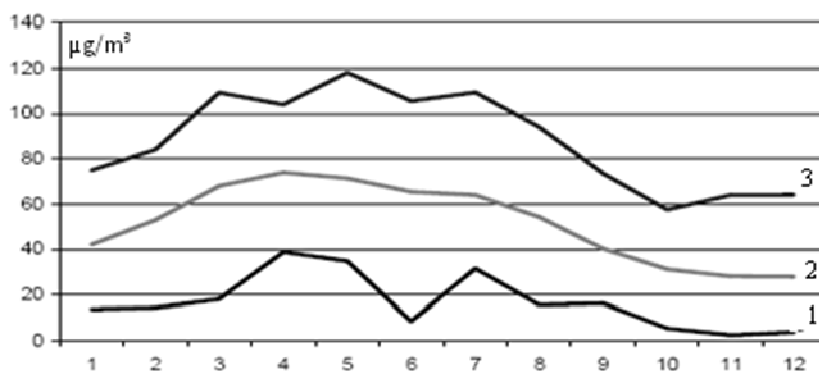
Średnie pięcioletnie, minimalne i maksymalne stężenie ozonu

W pięcioleciu 2004 - 2008 najniższe średnie miesięczne stężenia występowały od października do stycznia na stacji Krucza oraz od października do grudnia na stacji Granica. Zaś najwyższe wartości średnich występowały od kwietnia do sierpnia na stacji Krucza oraz od marca do czerwca na stacji Granica. Na obu stacjach w wiosennych miesiącach stężenie miało charakter wzrostowy, a w miesiącach jesiennych charakteryzowało się tendencją spadkową.



Rys.5. Przebieg roczny stężenia ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w latach 2004-2008 – stacja Krucza (1 – stężenie minimalne, 2 – średnie, 3 – maksymalne)

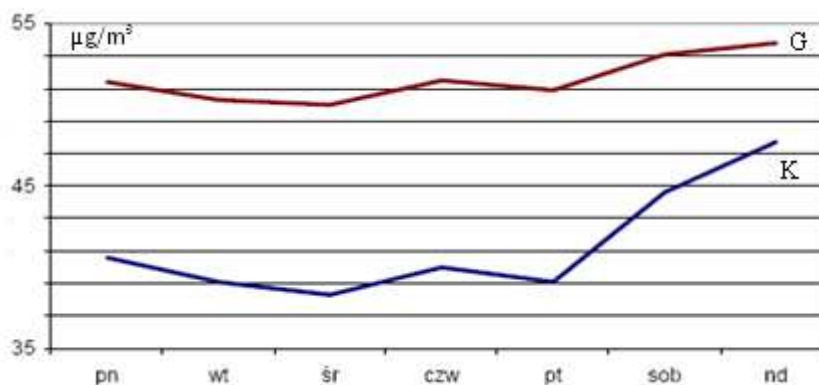
Przebieg średnich miesięcznych stężeń z pięciolecia ze stacji Kruczej jest bardzo zbliżony do przebiegu maksymalnych średnich dobowych stężeń z poszczególnych miesięcy, czego dowodem jest fakt, iż stężenia rosną i maleją w tych samych miesiącach. Na stacji Granica przebiegi są bardziej zróżnicowane. Osobliwością przebiegu maksymalnych stężeń z pięciolecia jest nagły spadek wartości na przełomie marca i kwietnia, potem wzrost na przełomie kwietnia i maja, następnie znów spadek w maju i wzrost w czerwcu. W przypadku obydwu stacji wyjątkiem są trzy ostatnie miesiące.



Rys. 6. Przebieg roczny stężenia ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w latach 2004-2008 – stacja Granica KPN (1 – stężenie minimalne, 2 – średnie, 3 – maksymalne)

Przebieg tygodniowy stężenia ozonu

Przebieg tygodniowy stężenia ozonu w poszczególnych dniach tygodnia w pięcioleciu 2004 - 2008 na obu stacjach wykazuje podobny charakter (rys. 7). Od poniedziałku stężenie ozonu maleje, od środy do czwartku nieznacznie rośnie i do piątku znowu maleje. Najwyższy wzrost stężenia notowano od piątku do niedzieli.



Rys. 7. Średnie stężenie ozonu troposferycznego ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych dniach tygodnia na stacjach: Krucza (K) i Granica (G) w latach 2004 -2008

Jedynie od piątku do niedzieli widać różnice w szybkości wzrostu stężenia oraz różnicy między średnim stężeniem występującym w piątek, a stężeniem w niedzielę (wyższe na ul. Kruczej). W przypadku obu stacji najniższe stężenie z dnia tygodnia występuje w środę – na stacji Warszawa Krucza wynosi $38,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a na stacji Granica – $50,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast najwyższe zaobserwowano w niedzielę – na stacji Kruczej wartość stężenia to $47,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a na stacji Granica to $53,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

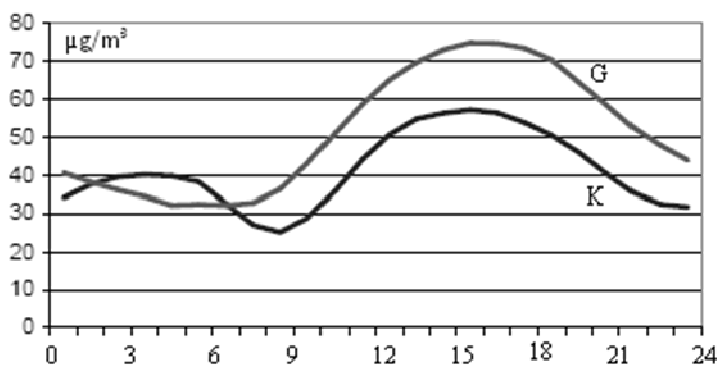
Zróżnicowanie stężeń ozonu troposferycznego w poszczególnych dniach tygodnia było niewielkie. Przebiegi średniego stężenia ozonu troposferycznego w Warszawie w pięcioleciu, w rozbiciu na poszczególne pory roku przedstawiają się podobnie.

Wspólną cechą przebiegów jest nieznaczny wzrost stężenia pod koniec tygodnia – potwierdzają to wyniki na stacji Krucza, w przypadku wszystkich por roku, oraz na stacji Granica zimą i latem. Na stacji Krucza najwyższe wartości średnich pięcioletnich stężeń ozonu troposferycznego wystąpiły w niedziele w każdej porze roku, tak samo jak jesienią i zimą na stacji Granica. Natomiast najniższe wartości średnich pięcioletnich stężeń ozonu wystąpiły w różnych dniach w poszczególnych porach roku.

Na obu stacjach poziom wartości stężenia w lato i wiosnę jest do siebie zbliżony, podobnie jak wartości stężenia jesienią i zimą (na stacji Granica przebieg bardzo podobny).

Przebieg dobowy stężenia ozonu

Przebieg dobowy stężenia ozonu troposferycznego w pięcioleciu 2004 - 2008 na stacji Warszawa Krucza oraz Granica ma charakter cykliczny (rys. 8).



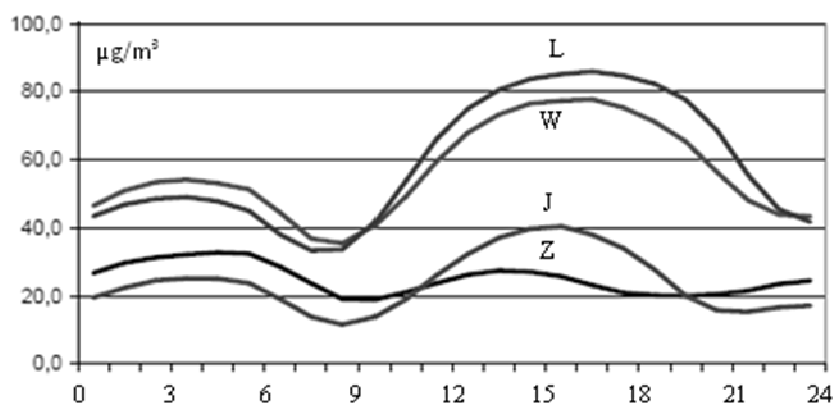
Rys. 8. Przebieg dobowy (0⁰⁰- 24⁰⁰) stężenia ozonu troposferycznego (µg/m³) w Warszawie na stacjach: Krucza (K) i Granica (G) (2004 – 2008)

W przypadku przebiegu stężenia dobowego na stacji Krucza występują dwa szczyty. Stężenie rośnie do godziny 3⁰⁰ do wartości 40,2 µg/m³, a następnie maleje i o 8⁰⁰ osiąga wartość 25,1 µg/m³, aby znowu szybciej wzrosnąć do godziny 15⁰⁰ o 32,1 µg/m³ i ponownie zmaleć. Natomiast na stacji Granica nie ma szczytu stężenia z maksymalną wartością o 3⁰⁰ jaki występuje na Kruczej – stężenie godzinowe maleje do 6⁰⁰ rano (32,2 µg/m³) następnie zaznacza się tendencja wzrostowa – stężenie ozonu rośnie o 42,6 µg/m³ do 15⁰⁰ i stężenie ponownie maleje.

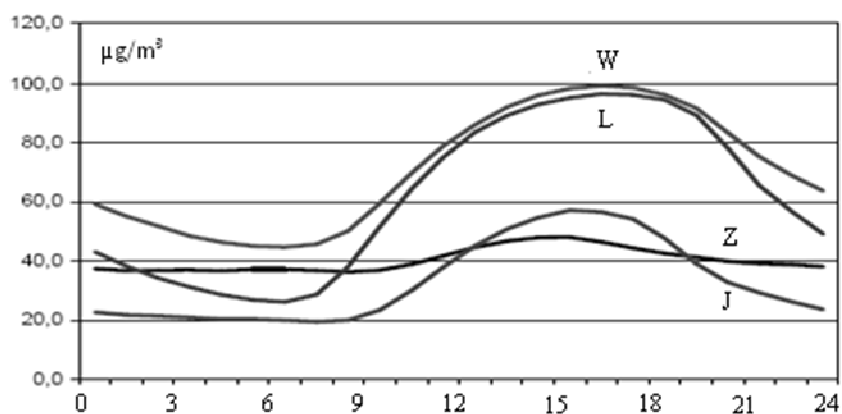
Najwyższa wartość średniego godzinowego stężenia z pięciolecia średniego na stacji Krucza wynosi 57,2 µg/m³ i jest mniejsze o 17,6 µg/m³ od najwyższego godzinowego 5-letniego stężenia na stacji Granica (74,8 µg/m³).

Analizę danych średnich stężeń godzinowych z pięciolecia przeprowadzono również w poszczególnych porach roku (rys. 9-10). Na obu stacjach przebieg stężeń ozonu w przypadku trzech por roku, jakimi są wiosna, lato i jesień jest podobny. Wyjątkiem jest przebieg wartości stężeń jesiennych na stacji Granica od godziny 0⁰⁰ do 9⁰⁰.

W przebiegu stężenia ozonu na Kruczej w lecie, na wiosnę i na jesieni występują dwa szczyty – jeden o 3⁰⁰, drugi o 15⁰⁰ lub 16⁰⁰, podobnie jak w przebiegu średnich z całego pięciolecia. Od godziny 9:00 do 20:00 na stacji Granica średnie godzinowe stężenia z 5-lecia na jesieni i latem przyjmują podobne wartości.



Rys. 9. Przebieg dobowy stężenia ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych porach roku (2004- 2008) (stacja Krucza (Z – zima, W – wiosna, L – lato, J – jesień))



Rys. 10. Przebieg dobowy stężenia ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych porach roku (2004- 2008) (stacja Granica (Z – zima, W – wiosna, L – lato, J – jesień))

.Na Kruczej wartości mieszczą się w zakresie od 33,4 do 85,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a jesienią od 11,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ do 40,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast na stacji Granica w porze letniej średnie stężenia godzinowe z pięciolecia mają wartości od 26,2 do 85,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a w porze jesiennej od 19,5 do 85,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Na stacji Krucza od godziny 0⁰⁰ do godziny 9⁰⁰ najwyższe stężenia godzinowe są wiosną, natomiast od 9⁰⁰ do 23⁰⁰ latem. Natomiast na stacji Granica najwyższe godzinowe stężenia są wiosną przez całą dobę. Wiosną na Kruczej wartości mieszczą się w granicy od 35,5 do 77,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast a stacji Granica od 44,7 do 99,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Najmniejsze różnice w wartościach stężeń godzinowych ozonu z pięciolecia występowały w przypadku zimy. Na stacji Krucza można jeszcze zauważyć w przebiegu charakterystyczne cechy tak jak dwa szczyty. To co odróżnia przebieg średnich stężeń godzi-

nowych, od przebiegów z innych por roku na stacji Krucza, to fakt, iż najwyższa wartość przypada na godzinę 4⁰⁰. Wartości średnich godzinowych stężeń z pięciolecia na Kruczej mieściły w zakresie 18,96 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -32,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Na stacji Granica w przebiegu w czasie zimy występują bardzo zbliżone wartości średnich stężeń godzinowych. Średnie godzinowe wartości z pięciolecia mieszczą się w zakresie od 26,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ do 48,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Występuje tylko jeden szczyt w przebiegu stężenia ozonu – o godzinie 16⁰⁰ stężenie wzrasta od 36,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ do 38,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Najwyższa wartość stężenia godzinowego z pięciolecia zimą wystąpiła o 4⁰⁰, o wartości 32,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Krucza oraz 48,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Granica z godziny 15⁰⁰, natomiast wiosną to 77,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Krucza oraz 99,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ z godziny 16⁰⁰. Latem najwyższa wartość stężenia godzinowego z pięciolecia, wystąpiła o 16⁰⁰ i wynosiła 85,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Krucza oraz 96,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Granica. W jesiennej porze roku najwyższe średnie godzinowe stężenie, które wystąpiło o 15⁰⁰ wynosi 40,4 na Kruczej a na Granicy – 57,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Najniższa wartość stężenia godzinowego z pięciolecia zimą to 18,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Krucza oraz 36,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Granica. W wiosennej porze roku te wartości na Kruczej to 35,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz 44,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Granica. Natomiast latem najniższe stężenie z pięciolecia na stacji Krucza wyniosło 33,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (7⁰⁰), a na stacji Granica 26,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (8⁰⁰).

Jesienią najniższa wartość godzinowa z pięciolecia to 11,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ o 8⁰⁰ na Kruczej oraz 19,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Granica o godzinie 7⁰⁰.

Charakterystyczny przebieg w ciągu doby przejawiający się niskimi stężeniami ozonu w nocy przy braku promieniowania niezbędnego do jego syntezy i dalszych reakcjach ozonu z innymi substancjami szkodliwymi (np. węglowodorami) oraz wysokimi stężeniami od godziny 12 do 16 został potwierdzony w wynikach z stacji Krucza i stacji Granica (Dziewulska-Łosiowa, 1991).

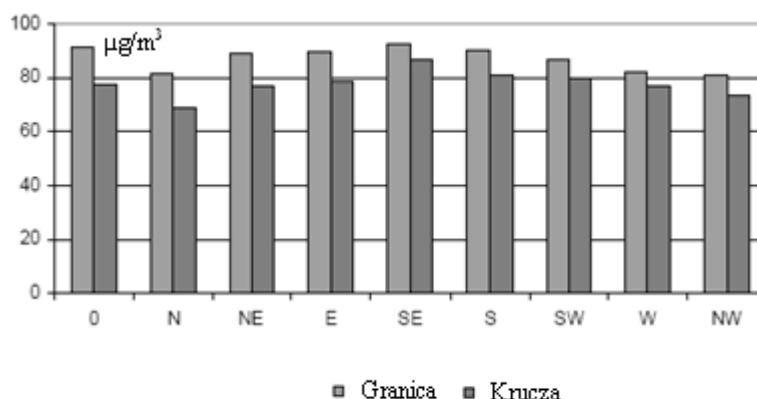
Średnie stężenie ozonu troposferycznego a kierunek wiatru

W przypadku obu stacji średnie stężenia przy danych kierunkach są wyrównane. (rys. 11). Średnie stężenie ozonu w przypadku wystąpienia wiatru z poszczególnych kierunków jest mniejsze na stacji Krucza. Jedynie w przypadku kierunku SW stężenie ozonu jest mniejsze niż w przypadku innych kierunków i wynosi 44,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Granicy i 34,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na Kruczej. Najwyższe stężenie wystąpiło w przypadku napływu mas powietrza z NE (45,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) na stacji Krucza oraz SE (57,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Granicy, czyli w obu przypadkach dominuje sektor E.

Analizując półrocza największe średnie wartości w półroczu chłodnym występowały w przypadku sektora E – na stacji Krucza z SE, a na stacji Granica z NE. W przypadku stacji Granica taki wynik mógł być spowodowany transportem zanieczyszczeń z nad Warszawy.

Najniższe stężenie w tym półroczu przypadły na południowy wschód. W półroczu ciepłym sytuacja wygląda odwrotnie – najwyższe średnie stężenie wystąpiło w przypadku kierunku SE, a najniższe z kierunku południowego (na stacji Granica

z N a na stacji Krucza z NE). Wartości minimalne stężeń ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy napływie mas powietrza z poszczególnych kierunków są dużo mniejsze na stacji Krucza od wartości minimalnych występujących na stacji Granica. Na stacji Krucza widać też małe różnicowanie wartości stężeń przy poszczególnych kierunkach wiatru.



Rys. 11. Percentyl 0,95 stężenia ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) a dany kierunek wiatru

Na stacji Granica zróżnicowanie stężeń jest mniejsze. Najmniejsza minimalna wartość stężenia wystąpiła na obu stacjach w przypadku napływu mas powietrza z W, natomiast najwyższa minimalna wartość dominowała w kierunkach z sektora E – na Kruczej z NE, a na stacji Granica z E. Natomiast najwyższe maksymalne stężenie wystąpiło na stacji Granica w sytuacjach wystąpienia wiatru z kierunku SE, a na Kruczej z W. Najniższe wartości maksymalne dominowały przy napływie mas powietrza z sektora N – na stacji Granica z N a na Kruczej z NE.

Typ cyrkulacji a wartość średniego stężenia ozonu troposferycznego

Średnie stężenia ozonu w poszczególnych typach cyrkulacji (wg Lityńskiego) wykazują duże zróżnicowanie. Wysokie stężenia występują głównie w typach związanych z sytuacją cykloniczną. Niskie natomiast występują w czasie cyrkulacji związanych z sytuacją antycyklonalną lub w przypadku braku wykształtowanego układu barycznego. Najwyższa średnia wartość stężenia ozonu występuje w czasie wystąpienia typu E_0 na Kruczej ($46,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz E_C w Granicy ($57,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Wynik dla Kruczej może być spowodowany niekorzystnymi warunkami dla rozprzestrzeniania zanieczyszczeń, które panują w czasie ciszy. Natomiast wynik dla Granicy jest dosyć zaskakujący, ponieważ sytuacja cyklonalna sprzyja kumulacji zanieczyszczeń.

Najniższa wartość ozonu występuje w przypadku wystąpienia S_0 na Kruczej ($35,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz SW_0 dla stacji Granica ($41,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

W przypadku minimalnych stężeń ozonu występujących w czasie utrzymywania się danego typu cyrkulacji wyniki również wykazują duże zróżnicowanie. Wysokie stężenia minimalne ozonu występowały w czasie utrzymywania się takich typów cyrkulacji jak SE_C , NW_C , NE_A , N_C , N_0 , E_0 , czyli dominują typy związane z cyrkulacją cykloniczną oraz kierunkiem południowym i brakiem wykształtowanego układu barycznego.

Najwyższa wartość maksymalnego stężenia występuje dla W_A ($106,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) na stacji Krucza, a dla SE_A ($118,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) na stacji Granica. Natomiast najmniejszą minimalną wartość stężenia zanotowano dla stacji Krucza w przypadku typu N_0 ($72,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a na

stacji Granica dla typu E_0 ($87,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), czyli w trakcie utrzymywania się niewykształconego układu barycznego.

Największa różnica maksymalnego stężenia dobowego między stacją Granica a stacją Krucza występuje w przypadku typu cyrkulacji SE_C .

Wartości maksymalne stężeń ozonu w poszczególnych typach cyrkulacji nie wykazują tak dużego zróżnicowania jak wartości minimalne.

Najwyższe stężenia minimalne wystąpiły dla typu NE_A w Granicy i dla W_A na obu stacjach (Krucza – $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Granica – $20,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$), czyli dominuje sytuacja antycyklonalna, co może być spowodowane kumulacją zanieczyszczeń w wyniku ruchów zstępujących. Natomiast najniższe stężenia były w przypadku cyrkulacji O_A na stacji Granica ($2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Najniższe maksymalne stężenia zanotowano dla cyrkulacji W_A na stacji Krucza ($1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Największa różnica stężeń maksymalnych między wynikiem na stacji Krucza, a wynikiem na stacji Granica zanotowana była dla typu NE_A .

Wartość percentyla 0,95 dla poszczególnych typów cyrkulacji jest słabo zróżnicowana. Największą jego wartość przypada na typ cyrkulacji S_A ($94,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla Granicy oraz SE_A ($90,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dla Kruczej, czyli w warunkach napływu masy powietrza z sektora południowego przy cyrkulacji antycyklonalnej wyniki stężeń mieściły poniżej najwyższego poziomu stężenia (ruchy osiadające, niesprzyjające transportowi zanieczyszczeń).

Natomiast najniższą wartość zanotowano dla Granicy przy typie O_C ($55,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz dla Kruczej przy typie cyrkulacji N_C ($63,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), co może być spowodowane wynoszeniem zanieczyszczeń przez wstępujące ruchy powietrza.

Stężenie ozonu troposferycznego a warunki pogodowe

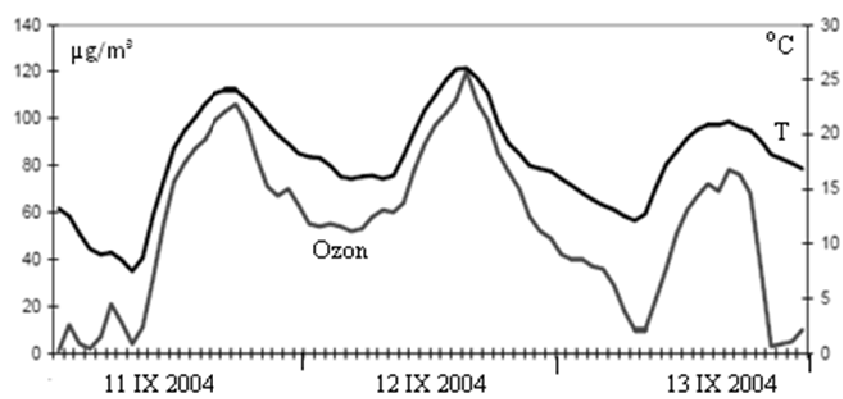
Na podstawie najwyższych i najniższych stężeń wybrano dni charakterystyczne umieszczone w tab.2.

Tabela 2. Dni o największym i najmniejszym stężeniu ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Największe		Najmniejsze	
Zima	27 I 2008	65,0	25 II.2006	2,1
wiosna	5 V 2006	101,2	27 III .2006	16,9
Lato	26 VI 2006	106,7	2 VI 2007	17,3
Jesień	12 IX 2006	72,7	27 XI .2006	1,3

Przykładowo podano trzydniowy cykl z najwyższym średnim dobowym stężeniem. Scharakteryzowano 12 IX 2004 – dzień jesienny o najwyższym średnim stężeniu ozonu $72,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cykl składa się z dnia poprzedzającego to najwyższe średnie dobowe stężenie ozonu troposferycznego oraz dzień następny.

W dniach 11 IX 2004 – 13 IX 2004 występowały typy cyrkulacji z dominacją kierunku SW najpierw typ SW_O , potem SW_C i następnie znowu SW_O . W tych dniach widać wyraźny wpływ temperatury na zwiększenie lub zmniejszenie stężenia ozonu. Podwyższeniu temperatury towarzyszy wzrost stężenia ozonu, a w przypadku obniżenia temperatury – spadek stężenia ozonu (rys. 12).



Rys. 12. Przebieg stężenia godzinowego ozonu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i temperatury ($^{\circ}\text{C}$) w dniach 11 IX 2004-13 IX 2004 – stacja Krucza

7.1.9. Wpływ warunków pogodowych na stężenie pyłu zawieszonego w powietrzu na przykładzie Warszawy

Autor: Urszula FRYDRYCHOWSKA

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Cel pracy

Celem pracy było określenie wpływu warunków pogodowych na stężenie pyłu zawieszonego w powietrzu. Zbadano jak poszczególne elementy stanu pogody działały na zmiany w stężeniu tego zanieczyszczenia w powietrzu.

Materiały źródłowe i metody pomiarów

Dane pomiarowe ze stacji usytuowanych w Centrum, na Ursynowie oraz na Targówku zostały udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska.

W pracy wykorzystano wyniki pomiarów z tych stacji automatycznych, które były w postaci średnich dobowych wartości stężenia pyłu zawieszonego PM10 wyrażonego w $\mu\text{g}/\text{m}^3$ powietrza w okresie od 1 stycznia 2004 do 31 grudnia 2008 roku. Zapylenie zostało zmierzone za pomocą analizatora MLU TEOM1400a, który wykonuje pomiar ciągły metodą mikrowagi oscylacyjnej TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) to urządzenie, którego działanie opiera się na pomiarze zmian częstotliwości drgań elementu pomiarowego pod wpływem osadzającego się pyłu.

Pomiary stężenia pyłu zawieszonego PM10 zostały zestawione z pomiarami wybranych elementów meteorologicznych na wymienionych stacjach. Zmiany zapylenia zostały zestawione ze: średnią dobową temperaturą powietrza, średnią dobową prędkością oraz kierunkiem wiatru, średnim dobowym promieniowaniem słonecznym oraz ze średnią dobową wilgotnością względną. Ponieważ na wszystkich trzech stacjach stosowane są te same przyrządy pomiarowe, dane z nich są porównywalne.

Opis stacji pomiarowych

Stacje wybrane do zbadania jakości powietrza są zlokalizowane w trzech miejscach na terenie Warszawy (rys. 1). Pierwsza stacja, Warszawa-Komunikacyjna, znajduje się przy al. Niepodległości 227/233. Jest zlokalizowana w kanionie ulicznym, dlatego też wyniki pomiarów z tej stacji są uwarunkowane głównie przez ruch uliczny w jej otoczeniu. Druga stacja, z której wyników pomiarowych korzystano, znajduje się na Targówku, przy ul. Kondratowicza 8, na terenie należącym do Wojewódzkiego Szpitala Bródnowskiego. Ostatnia stacja znajduje się na Ursynowie przy ulicy Wokalnej 1, w sąsiedztwie osiedli mieszkaniowych. Na wszystkich trzech stacjach pomiary były wykonywane tym samym sprzętem, o tych samych porach, co pozwala na porównywanie i zestawianie otrzymanych wyników.



Rys. 1. Stacje pomiarowe pyłu zawieszonego w Warszawie
(Źródło: www.zumi.pl)

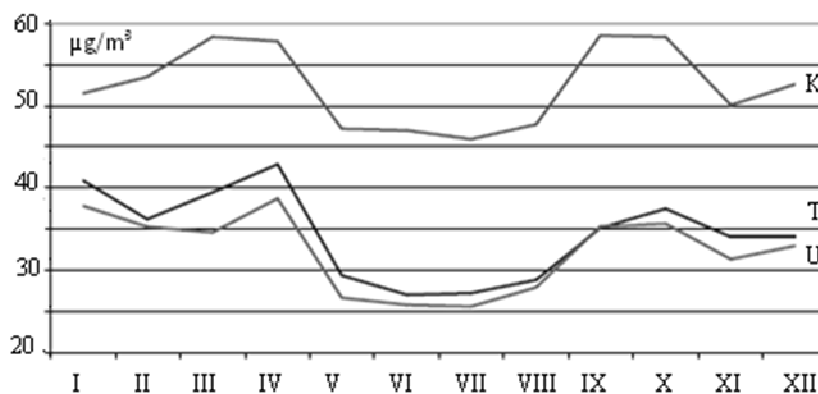
Charakterystyka pyłu i jego zmian

Ogólna charakterystyka zanieczyszczeń pyłem zawieszonym PM10 na badanych stacjach podano w tab. 1-6 i na rys. 2- 7. Po za rokiem 2005 na stacji Komunikacyjnej zaznacza się sezonowość stężenia pyłu, jest ona w półroczu ciepłym niższa niż w chłodnym. Związane jest to oczywiście z okresem grzewczym, który w Polsce przypada na czas od 1 X do 31 III. Na wykresach również zarysowuje się tendencja malejącego stężenia pyłu, szczególnie widoczne jest to na stacjach Targówek i Ursynów. Stacja Komunikacyjna nie przejawia żadnych tendencji, ponieważ można przypuszczać, że stężenia tego zanieczyszczenia zależą głównie od natężenia ruchu pojazdów.

Tabela 1. Średnie półroczne i roczne stężenia pyłu PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), w latach 2004-2008. źródło: opracowanie własne na podstawie danych WIOS

	2004	2005	2006	2007	2008
Stacja Komunikacyjna					
Średnia roczna	57,3	51,7	59,3	47,1	47,3
Półrocze ciepłe	56,0	53,1	53,3	47,0	44,7
Półrocze chłodne	58,5	52,3	65,1	47,2	50,0
Stacja Targówek					
Średnia roczna	36,8	31,9	39,3	31,7	32,1
Półrocze ciepłe	33,7	30,8	33,0	30,4	30,4
Półrocze chłodne	39,8	33,1	45,4	33,0	33,6
Stacja Ursynów					
Średnia roczna	35,5	32,8	36,7	27,4	28,0
Półrocze ciepłe	33,3	31,9	31,4	24,7	25,3
Półrocze chłodne	37,7	33,7	42,0	29,2	30,5

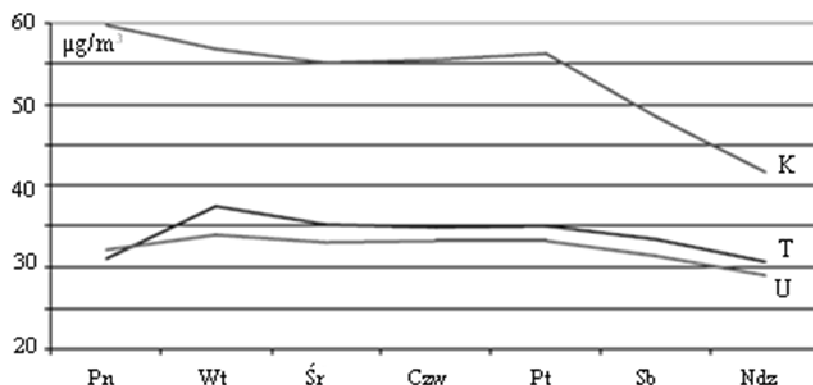
Średnie stężenie pyłu zawieszonego PM10 w Warszawie w okresie od 2004 do 2008 roku wyniosło $39,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast kolejno na badanych stacjach: Komunikacyjna $42,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Targówek $34,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Ursynów $32,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co stanowi odpowiednio: 106%, 86% i 81% średniej rocznej wartości dopuszczalnej ($D_a = 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (*Dz. U. Nr 87, poz. 798 z dn. 6 czerwca 2002 r.*). Wszystkie trzy stacje charakteryzują się podobnym przebiegiem rocznym, co pokazuje rys. 2. Jednak zaznaczają się znaczne różnice stężenia pyłu PM10 między stacją Komunikacyjną a pozostałymi dwoma o około 10 -20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Na stacji Komunikacyjnej zaznaczają się dwa okresy z maksymalnymi wartościami: w okresach: marzec- kwiecień oraz wrzesień październik.



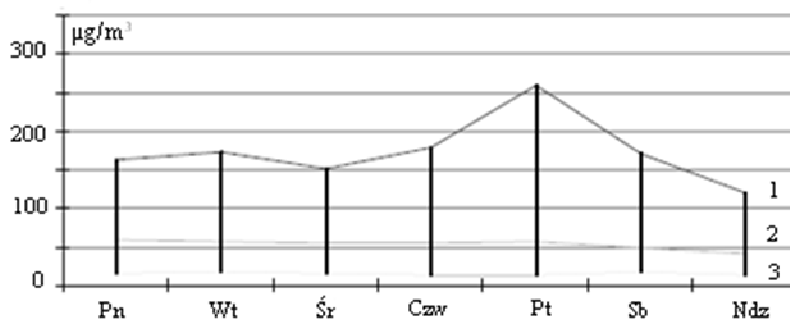
Rys. 2. Przebieg roczny stężenia pyłu zawieszonego PM10 (2004-2008)
(K- Komunikacyjna, T – Targówek, U – Ursynów)

Na stacjach Targówek i Ursynów maksymalne wartości wystąpiły w kwietniu oraz drugi raz w mniejszym stopniu w październiku. Powodów w takiej sytuacji można doszukiwać się w panujących warunkach meteorologicznych, co będzie analizowane w dalszych podrozdziałach, ale także z przyczyn związanych z działalnością człowieka.

W przebiegu tygodniowym (rys. 3-4) wartości stężenia pyłu zawieszonego mają podobny przebieg na stacjach peryferyjnych, z najwyższymi wartościami we wtorek i najniższymi w niedzielę. Stacja Komunikacyjna o znacznie większych stężeniach pyłu niż na pozostałych, dodatkowo charakteryzuje się zupełnie innym przebiegiem tygodniowym. Największe wartości wystąpiły tu w poniedziałek, następnie powoli malały, w piątek odnotowano niewielki wzrost, natomiast w weekend wartości średniego stężenia znacznie spadły w stosunku do dni roboczych.



Rys. 3. Przebieg tygodniowy stężenia pyłu zawieszonego PM10 (2004-2008)



Rys. 4. Przebieg tygodniowy wartości maksymalnych (1), średnich (2) i minimalnych (3) stężenia pyłu zawieszonego PM10 (stacja Komunikacyjna) w latach 2004-2008

Tabela 2. Normy imisji pyłu PM10, źródło: Hławiczka, 2008

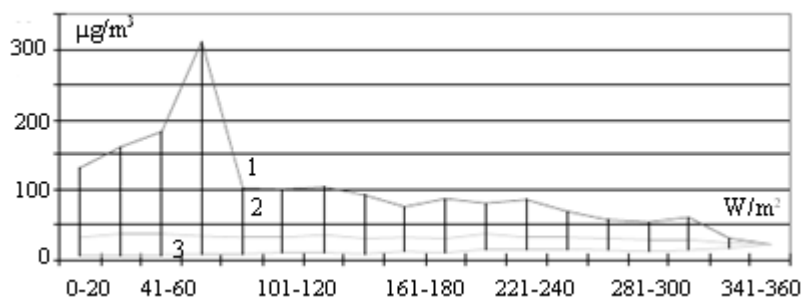
	Czas uśrednienia	Norma	Data obowiązywania
Etap 1	24 godz	50 µg/m ³ , dopuszczane 35 przekroczeń w roku	1 styczeń 2005
	Rok	40 µg/m ³	1 styczeń 2005
Etap 2	24 godz	50 µg/m ³ dopuszczane 7 przekroczeń w roku	1 styczeń 2010
	Rok	20 µg/m ³	1 styczeń 2010

Związek stężenia pyłu zawieszonego w powietrzu z warunkami pogodowymi

Na stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego wpływa szereg elementów meteorologicznych: dyfuzja atmosferyczna, pionowy gradient temperatury, prędkość i kierunek wiatru, grubość warstwy mieszania, opady atmosferyczne, przemiany zanieczyszczeń w atmosferze oraz inne czynniki meteorologiczne, ale także czynniki topograficzne. Różne warunki meteorologiczne w różny sposób wpływają na stężenia pyłu zawieszonego w powietrzu. W okresie zimy, kiedy pył (i SO_2) jest głównym zanieczyszczeniem, jego stężenie zależy od aktualnie panujących warunków pogodowych. Zanieczyszczenie to wzrasta przy sytuacji wyżowej, a mianowicie przy spadku temperatury powietrza i prędkości wiatru, przy wysokim ciśnieniu oraz bez występowania opadów. Dodatkowo w skali lokalnej do wyższego stężenia pyłu zawieszonego może przyczyniać się także: kierunek wiatru – od głównego emitora oraz długie występowanie równowagi stałej w ciągu dnia. Spadek zanieczyszczenia natomiast jest zauważany przy wzroście temperatury i prędkości wiatru oraz przy występowaniu opadów (Walczewski, 2000).

Związek promieniowania ze zmianami stężenia pyłu zawieszonego

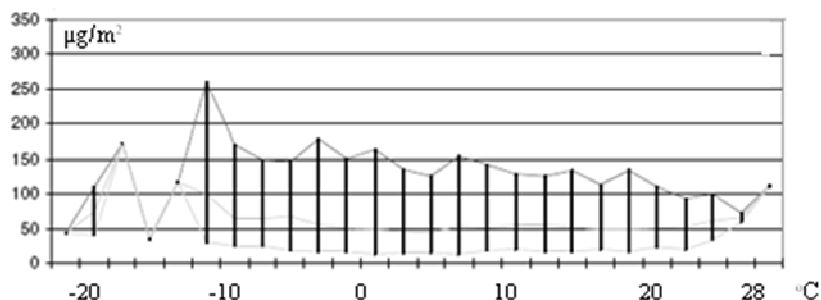
Zależność między stężeniem pyłu zawieszonego PM_{10} a promieniowaniem jest w zasadzie niewielka. Jeśli jednak doszukiwać się powiązania tych dwóch parametrów to należałoby zauważyć przeciwną zależność. Nadmierne stężenie pyłu w powietrzu może powodować obniżenie (nawet do 10%) natężenia promieniowania słonecznego, w widzialnej i nadfioletowej części widma, docierającego do powierzchni Ziemi. Samo promieniowanie słoneczne nie wpływa aż w tak znaczącym stopniu na wielkość stężenia pyłu., a pył należy uznać za przyczynę zmian w promieniowaniu. Jak widać na rysunku 5 maksymalne stężenie pyłu wystąpiło przy małym dopływie promieniowania do powierzchni Ziemi. Pył stanowił barierę dla promieni słonecznych docierających do powierzchni Ziemi. Z kolei wartości najwyższego promieniowania odznaczają się małymi wartościami zapylenia.



Rys. 5. Wartości maksymalne (1), średnie (2) i minimalne (3) stężenia pyłu zawieszonego PM_{10} w zależności od promieniowania na stacji Warszawa- Ursynów (2004-2008)

Wpływ warunków termicznych na zmiany stężenia pyłu zawieszonego

Na stacji Warszawa Komunikacyjna najwyższa wartość stężenia pyłu wystąpiła przy temperaturze z przedziału $-12,0 - -10,1$ °C i przekroczyła $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wartości maksymalnych stężeń pyłu mają trend malejący wraz ze wzrostem temperatury, przy najwyższych wartościach temperatury stężenie pyłu wynosi około $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (rys. 6).



Rys. 6. Wartości średnie, maksymalne i minimalne stężenia pyłu zawieszonego PM10 w dwustopniowych przedziałach temperatury na stacji Warszawa Komunikacyjna (2004-2008)

Na stacji Warszawa-Komunikacyjna współczynnik korelacji w ciepłym półroczu wyniósł 0,1 natomiast w półroczu chłodnym $-0,02$. Dodatnia wartość świadczy o tym, że wraz ze wzrostem temperatury powietrza zapylenia również rośnie, natomiast ujemna wartość tego współczynnika pokazuje zależność przeciwną, spadek temperatury powoduje podwyższenie zapylenia. Korelacja stężenia pyłu zawieszonego z temperaturą powietrza przedstawiona w tab. 3 pokazuje minimalny związek tych dwóch elementów.

Tabela 3. Współczynniki determinacji R^2 i korelacji R wg równań prostych regresji temperatury (y) względem stężenia pyłu P10 (x)

	Komunikacyjna		Targówek		Ursynów	
	R^2	R	R^2	R	R^2	R
Półrocze ciepłe	0,0092	0,096	0,1103	0,332	0,0236	0,154
Półrocze chłodne	0,0006	-0,024	0,0668	-0,258	0,0904	-0,301

W przypadku analizy zależności między stężeniem pyłu zawieszonego a temperaturą na stacji Warszawa Targówek przedstawia się ona podobnie jak poprzednio. Wartości maksymalne stężenia ($256,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wystąpiły przy małych wartościach temperatury ($-6,0 \div -4,1$ °C).

Współczynnik korelacji na stacji Targówek wyniósł 0,02 w ciepłej połowie roku, a w zimnej $-0,2$. Widać większą zależność między zapyleniem a temperaturą w okresie zimowym, co wynika ze zwiększonej emisji pyłów z punktowych źródeł emisji, takich jak elektrociepłownie.

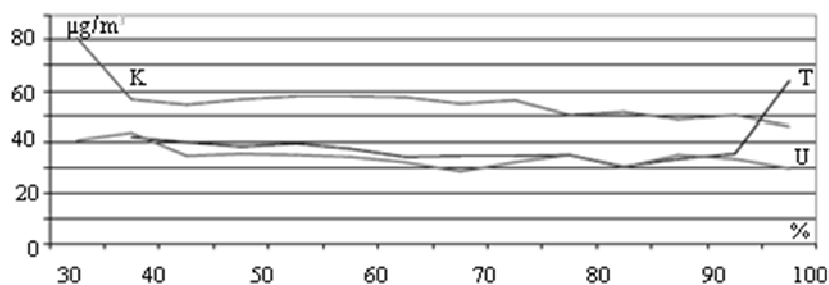
Pomiary na stacji Warszawa Ursynów również potwierdzają zależność między stężeniem pyłu zawieszonego a temperatura powietrza. Najwyższe stężenie wystąpiło przy

temperaturze $-14 \div -12,1$ °C, ale ponieważ w danym przedziale są tylko dwa pomiary stężenia pyłu (oba powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) to ryzykowne byłoby uznawanie tych wartości za wiarygodne. Dlatego, też za wartości największe należy uznać te które wystąpiły przy temperaturze z przedziałów $-8 \div -6,1$ °C oraz w kolejnym $-6 \div -4,1$ °C, gdzie wartości stężenia wyniosły odpowiednio $160,4$ i $156,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Korelacja temperatury powietrza i pyłu zawieszonego PM10 na stacji Ursynów wyniosła w ciepłej połowie roku $0,08$, natomiast w chłodnej $-0,23$. Wyraźnie widać silniejszą zależność zapylenia od wartości temperatury w miesiącach zimowych, wraz ze spadkiem wartości temperatury rośnie wartość zapylenia powietrza. Podobnie jak na dwóch poprzednich stacjach związek jest silniejszy w chłodnej połowie roku.

Wpływ warunków wilgotnościowych na zmiany stężenia pyłu zawieszonego

Zwiększenie wilgotności względnej na ogół skutkuje zmniejszeniem stężenia pyłu zawieszonego w powietrzu (rys. 7). Największe wartości stężenia pyłu wystąpiły przy wilgotności względnej powyżej 70%. Wraz ze wzrostem wilgotności względnej maleje stężenie pyłu zawieszonego. Najwyraźniej widać to na stacji Warszawa Komunikacyjna gdzie jest stały trend malejący.



Rys. 7. Wartości średnie stężenia pyłu zawieszonego PM10 w przedziałach (5 %) średniej dobowej wilgotności względnej powietrza w Warszawie w latach 2004-2008

Stacja Targówek natomiast przy największej wilgotności odznacza się również najwyższym średnim stężeniem. Jak już wcześniej wspomniano przy 100% wilgotności, następuje oczyszczanie atmosfery z zanieczyszczeń pyłowych. Przy dużej wilgotności powietrza cząsteczki pyłu mogą agregować i zwiększając swoją masę szybciej opadać na powierzchnię Ziemi. Opady deszczu pełnią rolę oczyszczającą powietrze atmosferyczne. Największe działanie oczyszczające następuje przy mżawkach i opadach o charakterze ciągłym (Olszewski, 1995).

Wpływ wiatru na zmiany stężenia pyłu zawieszonego

Analiza średnich kierunków i prędkości wiatru przeprowadzona została tylko na podstawie dwóch stacji: Warszawa-Targówek i Warszawa-Ursynów (tab. 4 i 5).

Wpływ kierunku wiatru na zapylenie łączy się głównie z rozmieszczeniem źródeł zanieczyszczeń na terenie miasta. W tabelach 4 i 5 przedstawiono rozkład średniego stężenia

nia pyłu zawieszonego PM10 w zależności od kierunku wiatru w poszczególnych latach. Stacja Targówek największe średnie stężenie odnotowała przy wietrze z południowo-wschodu – ponad $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w 2006 roku. Najmniejsze wartości stężenia pyłu występują przy wietrze z kierunku zachodniego od 24 do $31,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na stacji Ursynów największe średnie stężenie pyłu zawieszonego wystąpiło przy wietrze z kierunku północno-wschodniego i wyniosło $50,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w roku 2004. Najmniejsze natomiast wystąpiło przy wietrze z zachodu i wahało się od 22,4 do $32,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabela 4. Wartości stężeń pyłu PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od kierunku wiatru na stacji Warszawa Targówek w latach 2004-2008

	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
2004	39,1	41,9	41,9	47,5	37,9	32,2	27,9	29,8
2005	30,7	41,6	39,6	41,6	31,7	25,0	24,2	25,9
2006	37,3	35,3	39,2	48,6	42,3	33,7	31,5	36,3
2007	36,2	30,6	37,5	41,3	33,2	26,7	24,0	29,2
2008	26,6	38,1	32,6	41,1	32,8	26,1	28,1	27,4

Tabela 5. Wartości stężeń PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od kierunku wiatru na stacji Warszawa Ursynów w latach 2004-2008

	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
2004	369	50,1	39,5	39,8	29,0	33,6	25,4	35,9
2005	37,7	39,2	36,0	38,3	30,5	27,7	27,4	26,1
2006	34,2	48,8	41,8	37,3	38,9	33,7	32,3	30,4
2007	22,1	32,5	38,1	30,0	24,7	23,6	22,4	23,5
2008	24,5	29,8	30,4	31,8	27,9	25,5	23,6	24,3

Przedstawiono także częstość występowania różnych prędkości wiatru oraz odpowiednie średnie stężenie pyłu zawieszonego (tab. 6). Największe stężenia pyłu występowały przy wiatrach o prędkości od 0,2 -1,5 m/s nazwanych powiewem. Im silniejszy jest wiatr tym stężenie pyłu maleje, co jest wynikiem wynoszenia drobin pyłu poza miejsce pomiaru. Jednak na terenie miast rzadko występują dni z silnymi wiatrami, a nawet z łagodnymi. Jedynie ok. 2% wszystkich analizowanych dni odznaczało się wiatrem łagodnym o prędkości do 5,4 m/s. Widzimy, że wiatry łagodne obniżają stężenie zapylenia, przewietrzają je, wynosząc pył po za granice miasta.

Tabela . 6. Rozkład średniego stężenia pyłu zawieszonego PM10 w zależności od prędkości wiatru na stacjach Warszawa - Targówek i Warszawa -Ursynów (2004-2000)

Prędkość	Targówek		Ursynów	
	Częstość (%)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Częstość (%)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Cisza	0,0	0,0	0,0	0,0
Powiew	48,0	40,7	38,3	40,8
Słaby	49,8	21,5	60,3	27,2
Łagodny	2,2	18,0	1,4	15,6

Podsumowanie

W Polsce jednym z najczęstszych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego, którego normy są przekraczane jest pył zawieszony PM10. Skład pyłu w powietrzu jest bardzo zróżnicowany, składają się na niego wszystkie cząstki o rozmiarach poniżej 10 μm . Poza zróżnicowaniem pyłu pod względem rozmiaru, można go również podzielić ze względu na pochodzenie, czy też aktywność chemiczną i jego wpływ na zdrowie ludzkie i środowisko przyrodnicze.

Najwyższe wartości stężenia pyłu (przekraczające 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, czyli aż 400 % dopuszczalnej wartości dobowej) odnotowane zostały w chłodnej porze roku, co pokrywa się z sezonem grzewczym. Dodatkowo na stężenie pyłu wpływało nakładanie się na siebie warunków meteorologicznych oraz innych elementów wpływających na koncentracje pyłu, w tym: zróżnicowanie dobowe i tygodniowe cyklu zmienności emisji PM10 z komunikacji oraz z procesów technologicznych. Na stacji Warszawa Komunikacyjna prawie połowa analizowanych dni odznaczała się przekroczonymi wartościami dopuszczalnymi. Główną przyczyną jest lokalizacja stacji w kanionie ulicznym, przy jednej z najbardziej uczęszczanych dróg w stolicy, gdzie głównym źródłem pyłu jest zanieczyszczenie komunikacyjne. Na pozostałych dwóch stacjach zlokalizowanych na przedmieściach Warszawy sytuacje takie wystąpiły bardzo rzadko.

Wpływ temperatury powietrza na zapylenie charakteryzował się zwiększonym stężeniem zanieczyszczenia przy ujemnych wartościach. Największe wartości zanieczyszczenia (od 250 do 312 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) wystąpiły przy temperaturze od -14,0 do -10,1 $^{\circ}\text{C}$, oraz większe dysproporcje między najwyższymi a najniższymi wartościami stężenia również zanotowane zostały przy niższych wartościach temperatury powietrza.

Wiatr w zależności od kierunku i prędkości różnie wpływa na stężenie pyłu PM10. Najwyższa średnia wartość wyniosła 79,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i wystąpiła przy niewielkich prędkościach wiatru. Natomiast zależność między kierunkiem wiatru a pyłem związana jest z lokalizacją głównych źródeł zanieczyszczeń które napływają nad badany obszar.

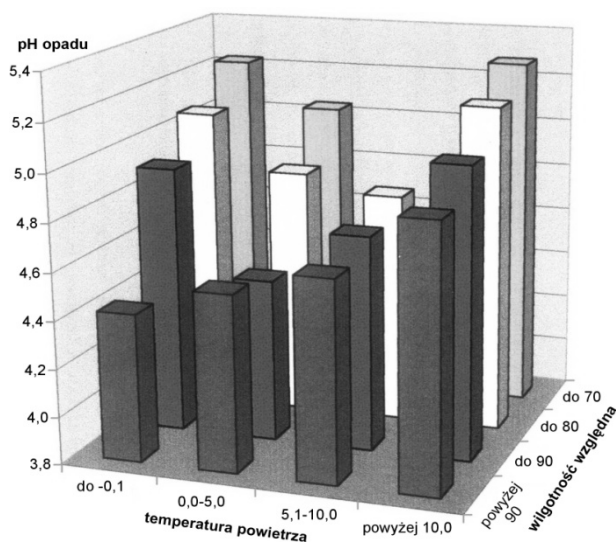
7.1.10. Warunki pogodowe a kwasowość opadu w Warszawie w latach 1993-1995

Autor: Adam CIEŚLAK

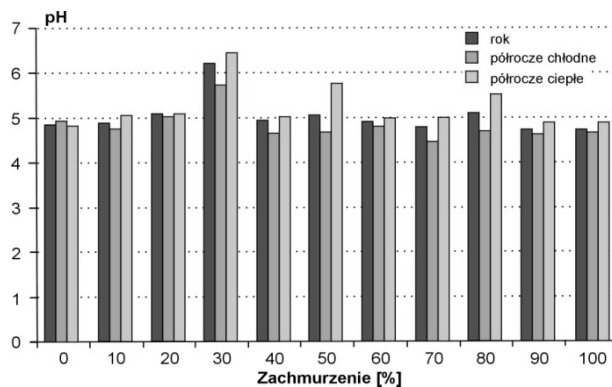
Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Badanie związków pH opadu z poszczególnymi elementami meteorologicznymi pokazało jak wiele czynników, niekoniecznie pochodzenia pogodowego, wpływa na kwasowość opadów atmosferycznych w Warszawie, jak złożony jest ten problem, wykraczający poza zakres tej pracy. Badania wykazały bardzo wyraźny wpływ sezonowej (półrocze chłodne) roli zanieczyszczeń kwasowych pochodzących ze spalania paliw kopalnych, ściśle związanej z temperaturą powietrza. Ten czynnik wyraźnie jest widoczny przy analizie wszystkich przypadków.

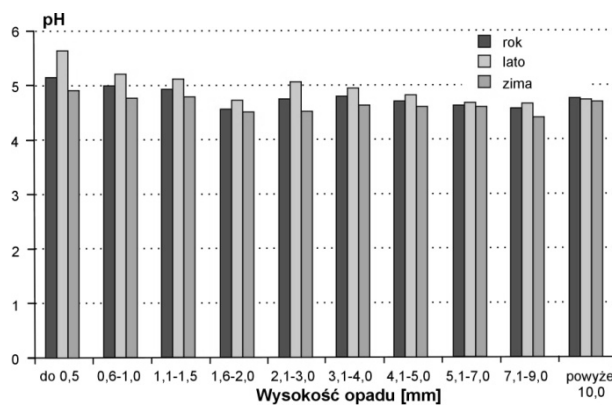
Zmiana poszczególnych elementów meteorologicznych ma niewielki wpływ na kształtowanie się kwasowości opadu, jednak jest istotna statystycznie. Oddziaływanie dwóch lub więcej czynników zwiększających kwasowość opadu dramatycznie niebezpiecznie zmniejsza pH opadu (niska temperatura i duża wilgotność lub wiatr zachodni poniżej 2 m/s) (rys. 1-4, tab. 1-2).



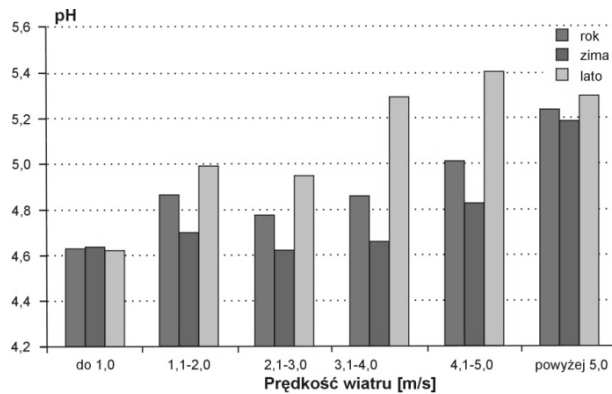
Rys. 1. Średnie wartości wskaźnika pH dla przedziałów temperatury i wilgotności powietrza w Warszawie (1993-1995)



Rys. 2. Średnie wartości pH opadów dla przedziałów wielkości zachmurzenia w Warszawie (1993-1995)



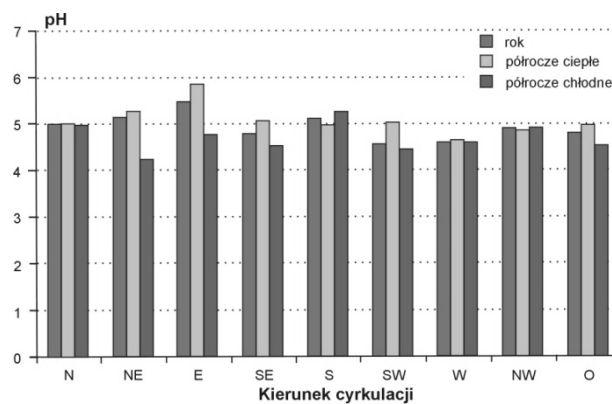
Rys. 3. Średnie wartości pH opadów dla przedziałów wysokości opadów atmosferycznych w Warszawie (1993-1995)



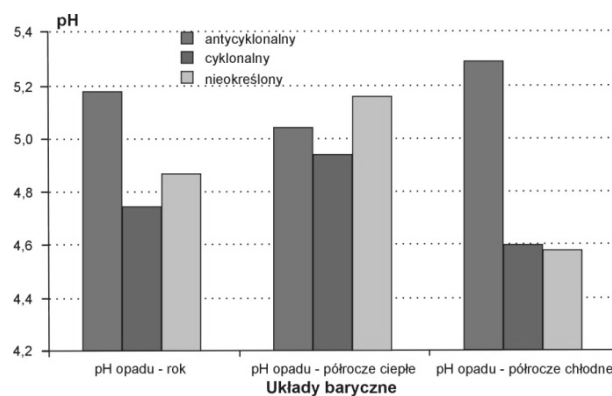
Rys. 4. Średnie wartości pH opadów dla przedziałów prędkości wiatru w Warszawie (1993-1995)

Należy pamiętać o istotnej roli opadu w wymywaniu zanieczyszczeń kwasowych z atmosfery (najintensywniejsza zmiana wskaźnika pH dla opadu do 0,5 mm).

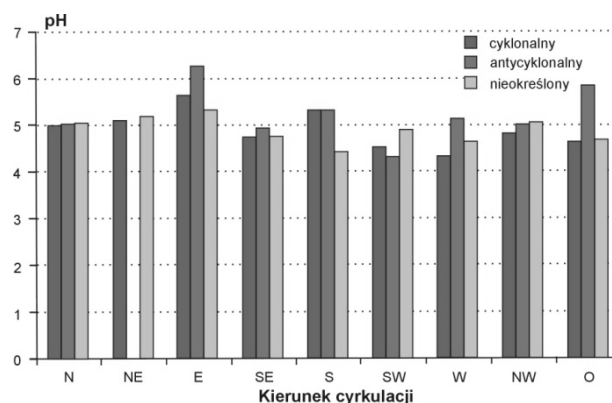
Powyższe badania potwierdziły bardzo dużą rolę cyrkulacji atmosferycznej w kształtowaniu się kwasowości opadu (rys. 5-7).



Rys. 5. Średnie wartości pH opadów dla poszczególnych kierunków cyrkulacji w Warszawie (1993-1995)



Rys. 6. Średnie wartości pH opadów dla poszczególnych układów barycznych w Warszawie (1993-1995)



Rys. 7. Średnie wartości pH opadów dla poszczególnych typów cyrkulacji atmosferycznej w Warszawie (1993-1995)

Należy się spodziewać bardziej zakwaszonego opadu przy kierunku cyrkulacji zachodnim i południowo-zachodnim.

Kierunki wschodnie i północno-wschodnie pozytywnie wpływają na pH opadu. W czasie deszczowych, niżowych układów barycznych notowano opad o dużej kwasowości, natomiast w czasie słonecznej, wyżowej pogodzie, przy układzie antycyklonalnym notowano najczęściej opad o wysokim wskaźniku pH. Typy cyrkulacji sumują rolę układów barycznych i kierunków cyrkulacji w kształtowaniu kwasowości opadu.

Analizując pH opadu dla 27 typów cyrkulacji można stwierdzić istotniejszą rolę kierunku cyrkulacji w kształtowaniu się kwasowości opadu. Rola układów barycznych wydaje się drugorzędna.

* *Klimat Wielkiej Warszawy w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii w latach 1952-2007.* Materiały Zakładu Klimatologii WGSR UW na XII Piknik Polskiego Radia BIS i Centrum Nauki Kopernik, 14.06.2008, Warszawa (Skrót).

7.1.11. Wpływ cyrkulacji atmosfery na kwasowość opadu (na przykładzie Jarczewa)

Autor: Katarzyna ZDUŃCZYK

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Cel badań i zarys treści

Kwaśne opady stają się jednym z najważniejszych problemów współczesnej ochrony środowiska, ze względu na to, iż powodują degradację środowiska również regionów odległych od źródeł emisji. Celem tej pracy jest poznanie jednej z pośrednich przyczyn zakwaszenia opadów atmosferycznych, w miejscu zlokalizowanym z dala od większych ośrodków przemysłowych. Przeprowadzone badania mają wykazać wpływ cyrkulacji atmosferycznej na kwasowość opadów, na podstawie danych z lat 1991-2000, pochodzących ze stacji Jarczew. Przy okazji realizacji tego celu została przeprowadzona analiza cyklu rocznego wysokości pH opadów atmosferycznych w okolicach Jarczewa.

Według wielu koncepcji główna substancja zakwaszająca opady są jony SO_2 , natomiast uważa się, że opad atmosferyczny powoduje wymywanie zanieczyszczeń. W związku z tym uzupełnieniem w pracy będzie sprawdzenie zależności wysokości odczynu deszczu od stężenia SO_2 w powietrzu oraz od wysokości opadu i długości jego trwania.

Materiały źródłowe i metody badań

Dane liczbowe, opracowane w niniejszej pracy pochodzą z materiałów publikowanych przez EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe, www.emep.int). Początkowo program EMEP opierał się na szacowaniu transgranicznego zanieczyszczenia obszarów substancjami kwaśnymi. W późniejszym czasie program poszerzył swą działalność o badania nad ozonem troposferycznym, a ostatnio o trwałe zanieczyszczenia organiczne, metale ciężkie i aerozole.

Program EMEP w swej strukturze realizuje trzy główne elementy, tj. zbieranie danych o emisji, pomiary jakości powietrza i opadu atmosferycznego zróżnicowane przestrzennie i czasowo. Uzyskane informacje służą do modelowania przemieszczania się zanieczyszczeń, ich przemian w atmosferze oraz depozycji do podłoża (*Strategy for EMEP 2000-2009*). Polska przystąpiła do tego europejskiego programu w 1988 roku wraz z podpisaniem protokołu do Konwencji Genewskiej w sprawie transgranicznego przenoszenia się zanieczyszczeń na dalekie odległości. Zadaniem stacji w kraju jest wykonywanie pomiarów oraz przesyłanie danych zbiorczych do Centrum Chemicznego EMEP w Oslo. To zadanie realizowane jest przez trzy stacje Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (Jarczew, Łeba, Śnieżka) i jednej stacji Instytutu Ochrony Środowiska (Diabla Góra). Wymienione cztery stacje, prowadzące monitoring tła zanieczyszczenia atmosfery według EMEP, wykonują codzienne pomiary w fazie gazowej SO_2 , NO_2 , O_3 , następnie w aerozolu: SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^- i w opadzie atmosferycznym: SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ . Badają również przewodność elektrolityczną, pH opadu atmosferycznego, a stacje Łeba oraz Diabla Góra dodatkowo metale ciężkie. Ponadto na

stacji Diabla Góra wykonywany jest ciągły pomiar CO₂, pyłu zawieszonego PM10 i metali ciężkich w pyłe oraz rtęci w opadach i w pyłe.

W celu lepszego odzwierciedlenia tła dla zanieczyszczenia atmosfery punkty pomiarowe zlokalizowane są z dala od znaczących źródeł emisji, takich jak większe ośrodki miejskie, zakłady przemysłowe i trasy komunikacyjne.

Dostarczone dane przez EMEP oraz kalendarz typów cyrkulacji atmosferycznej Lityńskiego zostały wykorzystane w pracy do określenia wpływu cyrkulacji atmosferycznej na kwasowość opadów. Metody wykorzystane w pracy opierają się głównie na obróbce statystyczno-matematycznej (wartości pH opadu i typu cyrkulacji) oraz analizie tych wyników. W zakresie analizy statystycznej znajduje się obliczanie średniej arytmetycznej zbioru danych oraz badanie związków korelacyjnych, czyli współzależności dwóch zjawisk (zbiorów matematycznych). Siłę zależności dwóch zmiennych wyrażono liczbowo za pomocą współczynnika korelacji.

Cyrkulacja atmosferyczna

Typologia cyrkulacji wykonana przez J. Lityńskiego przeprowadzana jest na podstawie map dolnych pola barycznego z godziny 12 UTC z 40-letniej serii obserwacyjnej. Klasyfikacja cyrkulacji atmosferycznej według J. Lityńskiego jest zaliczona do klasyfikacji obiektywnych, wyznaczonych na podstawie kryteriów liczbowych. Opiera się na podziale trójklasowym równo prawdopodobnym trzech parametrów, czyli ich podziale na trzy grupy o jednakowej liczebności. Wyznaczono je w strefie o współrzędnych geograficznych $\varphi = 40-65^\circ$, $\lambda = 0-35^\circ$, gdzie Polska znajduje się mniej więcej w centrum tego obszaru.

Typy cyrkulacji zostały scharakteryzowane poprzez obliczenie ogólnych wskaźników ze wzoru na uśrednioną składową wiatru geostroficznego, według definicji Rossby'ego (Lityński, 1969). Po zastosowaniu tego wzoru dla strefy obliczeniowej uzyskano trzy wskaźniki.

- Wskaźnik cyrkulacji strefowej

$$W_s = 6,1 \frac{P_{40} - P_{65}}{25}$$

gdzie: P_{40} – średnie ciśnienie na odcinku równoleżnika 40°N (strefa 0°-35°E), P_{65} – średnie ciśnienie na odcinku równoleżnika 65°N (strefa 0°-35°E).

Określony w ten sposób wskaźnik W_s ma wartości dodatnie przy cyrkulacji zachodniej, a ujemne przy cyrkulacji wschodniej. Podział trójklasowy równoprawdopodobny stworzył trzy klasy kierunków: wschodnia (E), zachodnia (W) i zerowa (0).

- Wskaźnik cyrkulacji południkowej

$$W_p = 10 \frac{P_{35} - P_0}{35}$$

gdzie: P_{35} – średnie ciśnienie na odcinku południka 35°E (strefa 40° – 65°N), P_0 – średnie ciśnienie na odcinku południka 0°E (strefa 40° – 65°N).

W_p ma wartości dodatnie przy cyrkulacji południowej, a ujemne przy północnej. Trzy grupy klasowe o jednakowej liczebności przy tym wskaźniku to: północna (N), południowa (S) oraz zerowa (O).

- Wskaźnik ciśnienia atmosferycznego w Polsce (C_p)

J. Lityński obliczył normę ciśnienia atmosferycznego w punkcie pokrywającym się z położeniem Warszawy. Stworzenie typów cyklonalnego (poniżej normy), antycyklonal-

nego (powyżej normy) i zerowego (w pobliżu normy) polegało na podziale ciśnienia na trzy równoprawdopodobne klasy.

Tak zdefiniowane wskaźniki cyrkulacji strefowej i cyrkulacji południkowej wskazują z jakiego kierunku napływają masy powietrza, a wskaźnik C_p określa charakter cyrkulacji nad danym obszarem, tj. antycyklonalny, cyklonalny i pośredni. Przedstawiona analiza spowodowała wydzielenie 27 typów cyrkulacji (tab. 1), np. NWc to typ północno-zachodni cyklonalny. Typ cyrkulacji „zerowej” (O) charakteryzuje się brakiem wyraźnej adwekcji mas powietrza, typowi Oc odpowiada zaś centrum cyklonu, Oa wskazuje na antycyklon, a Oo to obszar siodłowy. Typologia Lityńskiego odnosi się przede wszystkim do obszaru Polski, jednak w wielu przypadkach jest reprezentatywna również dla Europy Środkowej.

Tabela 1. Typy cyrkulacji atmosferycznej według J. Lityńskiego. Źródło: Stępniewska-Podraźka, 1990

Grupa typów cyrkulacji	Symbol
Północna	Nc, No, Na
Północno-wschodnia	NEc, NEo, NEa
Wschodnia	Ec, Eo, Ea
Południowo-wschodnia	SEc, SEo, SEa
Południowa	Sc, So, Sa
Południowo-zachodnia	SWc, SWo, SWa
Zachodnia	Wc, Wo, Wa
Północno-zachodnia	NWc, NWo, NWa
Zerowa	Oc, Oo, Oa

Kwasowość opadów atmosferycznych

Kwaśnymi opadami nazywa się potocznie opady atmosferyczne, które zawierają związki chemiczne, takie jak dwutlenek siarki, tlenki azotu, dwutlenek węgla oraz produkty powstałe wyniku reakcji tych związków z wodą. Powszechnie wprowadzane do atmosfery tlenki siarki i azotu po zetknięciu się z parą wodną (para, mgła, deszcz) ulegają przemianom chemicznym lub fotochemicznym, zmieniając swoje właściwości.

Reakcje przemiany tych produktów spalania w trakcie transportu atmosferycznego powodują powstanie nowych związków, między innymi tworzą silne kwasy – siarkowy i azotowy. Te substancje, wraz z parami kwasu solnego, powstającego z chlorowodoru, zakwaszają powietrze i wraz z opadem atmosferycznym spadają na Ziemię (Falkowska, Korzeniowski, 1995).

Powstawanie kwaśnych deszczy determinowane jest przez dwa procesy. Pierwszy z nich, określany mianem „rainout”, gdzie zanieczyszczenie deszczu następuje w warstwie chmur i tam ulega przemianom. Emitowane aerozole są dość łatwo wchłaniane przez chmury i spełniają rolę jader kondensacji pary wodnej w atmosferze. Zanieczyszczenia mogą być również wmywane z warstwy powietrza znajdującej się pod chmurami, wtedy ten proces nosi miano „washout”. Ważną rolę w wypłukiwaniu zanieczyszczeń z powietrza odgrywa rodzaj padającego deszczu, w szczególności wielkość kropli deszczu, pH deszczu, a także wielkość koncentracji zanieczyszczeń (Chmura, 1993). Duże krople

deszczu wykazują mniej skuteczną absorpcję i rozpuszczalność zanieczyszczeń gazowych.

Zakwaszenie opadów atmosferycznych spowodowane jest związkami siarki i przez związki azotu. Związki te w postaci utlenionej mogą przebywać w atmosferze nawet do 7 dni, co przy odpowiednich warunkach meteorologicznych, topograficznych i wysokości źródeł emisji może doprowadzić do przeniesienia zanieczyszczeń na odległość kilku tysięcy kilometrów.

Najbardziej powszechnym zanieczyszczeniem powietrza jest dwutlenek siarki (SO₂) i jest główną substancją zakwaszającą opady. Występujące w powietrzu atmosferycznym cząsteczki SO₂ odznaczają się dużą żywotnością, od kilku godzin do kilku dni, czego powodem jest ich szybkie utlenianie oraz pełnienie roli jąder kondensacji przy tworzeniu się chmur (Leśniok, 1996).

Tlenki azotu, choć występujące w atmosferze w mniejszych ilościach, spełniają również ważną rolę w zwiększeniu kwasowości opadów. Mają zdolność przebywania w atmosferze znacznie dłużej, oraz szybciej utleniają się do HNO₃ niż SO₂ do H₂SO₄. Udział tlenków azotu szczególnie uwidacznia się w pobliżu źródeł emisji tego gazu i maleje w miarę oddalania się od nich.

Na powstawanie kwasów w opadach atmosferycznych nie wpływają jedynie stężenia SO₂ czy NO_x. Te procesy zależą również od warunków klimatycznych (głównie nasłonecznienia) oraz od znajdujących się w powietrzu utleniaczy na przykład wolne rodniki (OH), ozon O₃ i nadtlenek wodoru H₂O₂ (tab. 2) (Skinder, 1998). Podstawowe kryterium kwasowości roztworu wodnego wyraża wskaźnik pH, określony wzorem, uwzględniającym stężenie jonów wodorowych (H⁺) (Juda-Rezler, 2000):

$$\text{pH} = - \log (\text{H}^+)$$

Tabela 2. Ogólny skład jonowy kwaśnych opadów (mval·dm⁻³)

Kationy		Aniony	
H ⁺	56	SO ₄ ²⁻	51
NH ⁺	10	NO ₃ ⁻	20
Ca ²⁺	7	Cl ⁻	12
Na ⁺	5		
Mg ²⁺	3		
K ⁺	2		
Razem	83		83

W opracowaniach najczęściej posługujemy się 14 stopniową skalą wartości pH. według tej klasyfikacji pH=7 dotyczy roztworów obojętnych, pH >7 opisuje roztwory zasadowe, a roztwory kwaśne mają wartości pH poniżej 7. Opady atmosferyczne mają pierwotny odczyn pH, który pod wpływem czynników naturalnych, głównie przez znajdujący się w powietrzu atmosferycznym dwutlenek węgla, jest obniżony. Odczyn naturalnego deszczu ma wartość pH 5,6.

Inne wartości przyjmuje Instytut Badawczy Ochrony Środowiska w Wiedniu, który

klasyfikuje opady jako kwaśne przy pH mniejszym, bądź równym 4,5. Natomiast według dokumentów ISO 6107 (International Organization for Standardization) kwaśne deszcze mają odczyn poniżej 5,0.

W tej pracy wykorzystano jednak wartość pH opadu 5,6, poniżej której opady są już zakwaszone. Zgadza się to z obliczeniami, wynikającymi z „naturalnej” zawartości CO₂ w atmosferze, a także ma potwierdzenie w wielu pracach (Olszewski 2000, Kasina 198).

Zakwaszenie opadu jest głównie wynikiem oddziaływania związków siarki i azotu, które w odpowiednich warunkach tworzą kwasy. Substancje te przenoszone są z powietrzem na dalekie odległości, zanim opadną na ziemię w postaci zakwaszonego opadu. Czynniki, które powodują zakwaszenie mają swoje źródła zarówno w procesach naturalnych, jak i powstają w wyniku działalności człowieka.

Czynniki naturalne

Jednym z naturalnych źródeł zanieczyszczenia powietrza są wybuchy wulkanów. Szacuje się, że wszystkie wulkany na świecie emitują do atmosfery około 1010 kg SO₂ rocznie, natomiast w przypadku źródeł antropogenicznych, dla porównania wartość ta wynosi 1011 kg (Bell, Treshow, 2004). Ponadto dwutlenku siarki dostarczają bakterie i szczątki organizmów roślinnych i zwierzęcych, który powstaje w procesie rozkładu materii organicznej. Wysoka też jest emisja dimetylu, który tworzy się w oceanach z rozkładu morskiego fitoplanktonu. Związek ten ulega w atmosferze przemianie do dwutlenku siarki (Zakrzewski, 1997).

Tlenek azotu tworzy się w takich procesach naturalnych, jak wyładowania atmosferyczne czy bakteryjne trawienie substancji organicznej. Wyładowania atmosferyczne wytwarzają około 1010 kg NO_x rocznie, jest to mniej związków azotowych niż w procesach antropogenicznych, gdzie produkcja wynosi 2 do 4 razy więcej tych gazów w procesach gnilnych z udziałem mikroorganizmów, w początkowym stadium powstaje podtlenek azotu (N₂O), który następnie zostaje utleniony do tlenku azotu (NO).

Substancje zanieczyszczające pochodzą również z atmosfery. W dużej ilości w atmosferze znajduje się azot (78% składu powietrza), który w trakcie spalania utlenia się do NO_x, czyli mieszaniny tlenku azotu (NO) i dwutlenku azotu (NO₂). Ilość powstających w ten sposób tlenków azotu jest porównywalna z ilością SO₂ wytworzonego w procesie spalania paliwa o wysokiej zawartości siarki.

Czynniki antropogeniczne

Globalne zagrożenia środowiska przyrodniczego spowodowane są działalnością człowieka, która w ostatnich latach stała się bardziej intensywna. Uważa się, iż problem kwaśnych deszczy nie istniał do lat 30. XX wieku, kiedy to nie działały duże kompleksy przemysłowe emitujące tlenki siarki i azotu.

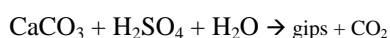
Najwięcej toksyn wprowadzają do atmosfery procesy spalania stałych paliw kopalnych, czyli węgla kamiennego i brunatnego oraz torfu. Na tych substancjach oparta jest energetyka cieplna, która produkuje gazy takie jak tlenki węgla (CO₂ i CO), azotu (NO_x) oraz siarki (SO₂). Wielkość produkcji tlenków siarki z jakiegokolwiek paliwa zależy od zawartości w nim czystej siarki. Ze spalania 1 kg siarki powstaje około 2,0 kg SO₂ lub około 3,1 kg H₂SO₄. Dwutlenek siarki stanowi około 98% ze związków wydzielanych w procesie spalania paliw zawierających siarkę. Natomiast ze spalania 1 kg azotu powsta-

je około 3,3 kg NO₂ lub około 4,5 kg HNO₃. Na przykład, elektrociepłownia o mocy 1000 MW w ciągu roku z 3,3 mln ton spalonego węgla produkuje: 580 tys. ton popiołów, 50 tys. ton SO₂, 20 tys. ton NO₂ i 10 mln ton CO₂ (Maciak, 2003).

Skutki występowania kwaśnych opadów

Zakwaszony opad ma zdolności destrukcyjne nie tylko dla świata przyrodniczego w wyniku kwaśnych opadów zakwaszone zostają zbiorniki wodne, w których spadek pH poniżej 6 może być szkodliwy dla wielu gatunków (Walker, Hopkin, Sibly, Peakall, 2002). Zanieczyszczenia wpływają na odczyn wód powierzchniowych bezpośrednio oraz pośrednio poprzez ich oddziaływanie na mikroorganizmy i rośliny.

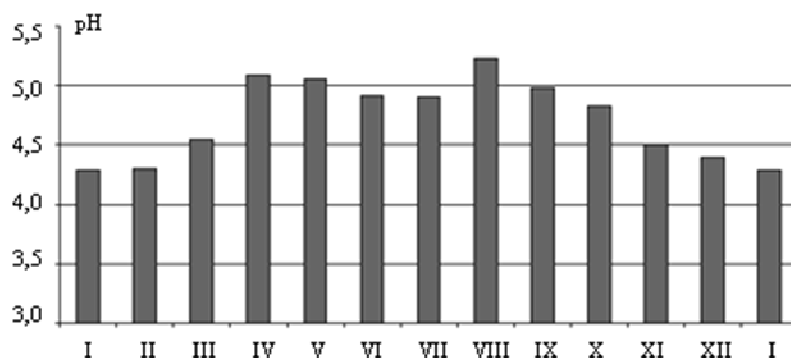
Korozja spowodowana głównie przez siarczany, które bezpośrednio oddziałują na elementy konstrukcji stalowych, wykonanych z piaskowca, wapieni, a także uszkadzają papier, skórę czy tekstylia. Osłabiają wytrzymałość wielu materiałów, w tym budowlanych. Bezpośrednią przyczyną destrukcji budynków (odpadania murów) jest powstawanie gipsu o większej objętości niż CaCO₃.



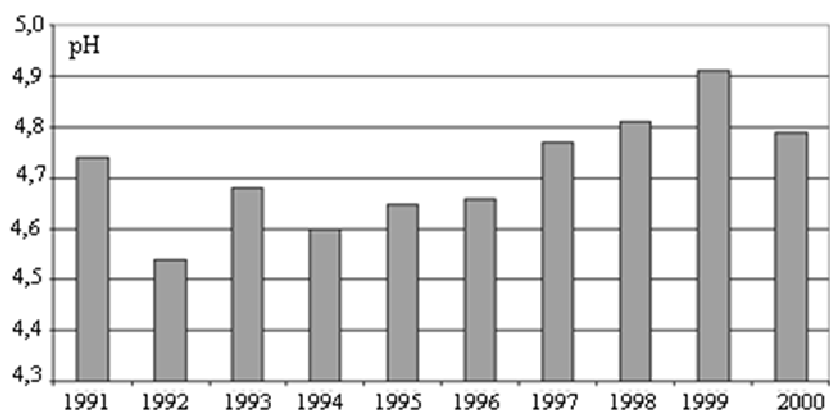
Cykl roczny pH opadów atmosferycznych na stacji Jarczew

Ilość zanieczyszczeń w atmosferze wykazuje cykliczną zmienność w ciągu roku. Na podstawie obserwacji i obliczeń wykazano, iż kwaśnych substancji gazowych jest najwięcej w czasie miesięcy zimowych, a najmniej zanieczyszczeń uwalnianie jest do atmosfery w ciepłym okresie roku. Dwutlenek siarki, jeden z najważniejszych gazów w procesie zakwaszania opadów emitowany jest w większej ilości w okresie grzewczym.

W ciągu roku kwasowość opadów wykazuje sezonową zmienność (rys. 1-4). Wyższe wartości pH, tj. większą kwasowość mają opady w miesiącach letnich. Wartościami małymi pH charakteryzują się miesiące zimowe.

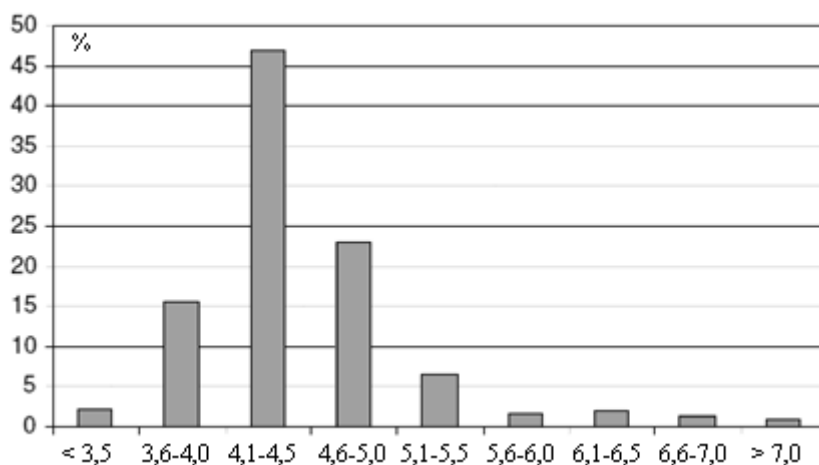


Rys. 1. Zmiany roczne wartości pH opadów atmosferycznych w Jarczewie w latach 1991-2000



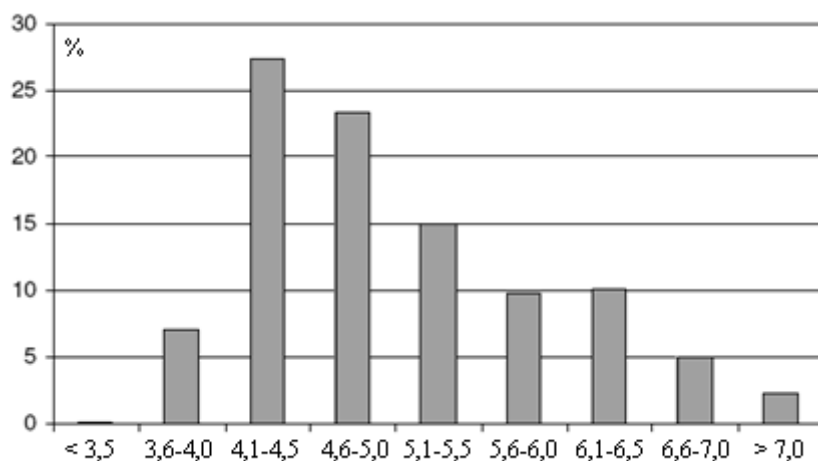
Rys. 2. Średnia roczna wartość pH w poszczególnych latach w Jarzewie

W półroczu chłodnym (rys. 3) wskaźnik kwasowości pH, ma wartości poniżej 5,6. Najczęściej w badanym dziesięcioleciu pH zawierał się w granicach 4,1-4,5, tj. aż 46,92%. Bardzo rzadko (5,92%) występował opad o pH= 5,6, tj. powyżej granicy naturalnego deszczu.



Rys. 3. Częstość (%) poszczególnych grup wartości pH w półroczu chłodnym

W półroczu ciepłym (rys. 4) w badanych latach, większa jest częstość występowania opadów o charakterze „naturalnym” lub też obojętnym. Odczyn opadów atmosferycznych powyżej 5,6 wystąpił w 27,07 % przypadków. Więcej zanotowano też wartości zbliżonych, tj. zawierających się w granicach 5,1-5,5 (prawie 15 %). Natomiast wartości poniżej 4,0, uważanych za bardzo kwaśne, stanowiły 7,25 % obserwacji



Rys. 4. Częstość (%) poszczególnych grup wartości pH w półroczu ciepłym

Na stacji Jarczew w badanym dziesięcioleciu średnia wartość pH wyniosła zaledwie 4,71, co jest poniżej pH naturalnego deszczu (tab. 3-5).

Tabela 3. Maksymalne i minimalne wartości pH w porównaniu ze stężeniem SO₂

Data	pH	Stenie SO ₂ (µg/m ³)
	minimalne	
18.12.1995	2.87	17,1
19.01.1997	3.00	20,5
19.12.1995	3.07	16,3
	maksymalne	
01.09.1996	8.08	1,0
29.08.1999	7.60	0,5
24.03.1991	7.44	7,7

Najniższa zanotowana wartość pH (2,87) wystąpiła 18 grudnia 1995 roku , natomiast najmniej zakwaszone opady, wręcz zasadowe, wystąpiły w okresie jesiennym 1 września 1996 roku (pH = 8,08).

Tabela 4. Średnie stężenie SO₂ w poszczególnych przedziałach wartości pH

pH	SO ₂ (µg/m ³)
< 4,0	6,08
4,1- 5,0	4,22
5,1-6,0	2,10
> 6,1	2,10

Tabela 5. Charakterystyka serii opadowych w Jarczewie (1991-2000)

Lp	Daty	L. dni	pH. w pierwszym	pH w ostatnim	Σ opadu	pH średnie
1	15.01.2000-27.01.2000	13	3,86	3,89	11,9	4,45
2	21.08.1998-01.09.1998	12	4,97	6,53	23,8	5,37
3	22.12.1991-02.01.1992	11	5,18	3,81	26,3	4,54
4	17.02.1993-26.02.1993	10	4,34	4,04	23,3	4,39
5	08.12.1994-17.12.1994	10	4,44	4,08	38,9	4,38
6	19.11.1999-27.11.1999	10	4,31	3,43	42,2	4,20
7	09.12.2000-17.12.2000	10	4,24	4,51	21,3	4,27
8	26.03.1993-04.04.1993	9	4,15	3,90	20,4	4,87
9	12.03.1994-20.03.1994	9	5,15	4,25	49,6	4,33
10	14.02.1996-22.02.1996	9	3,99	4,02	17,0	4,18
11	09.09.1996-17.09.1996	9	5,46	5,32	59,7	5,28
12	29.09.1997-07.10.1997	9	4,48	5,39	33,3	4,83
13	02.03.1996-10.03.1998	9	5,41	5,16	28,2	4,87
14	23.07.2000-31.07.2000	9	6,28	4,85	73,9	5,40
15	19.01.1993-26.01.1993	8	4,13	4,45	30,0	4,38
16	07.12.1993-14.12.1993	8	4,15	3,63	22,4	4,24
17	13.01.1994-20.01.1994	9	4,13	4,05	20,9	4,00
18	27.12.1994-03.01.1995	8	4,30	4,61	38,3	4,38
19	19.02.1995-26.02-1995	8	4,25	4,36	20,3	4,42
20	06.04.1995-13.04.1995	8	4,11	4,56	33,6	4,46
21	01.01.1998-08.01-1998	8	7,02	4,44	19,1	4,76
22	10.06.1998-17.06.1998	8	7,29	3,87	82,3	5,09
23	30.10.1998-06.11.1998	8	4,61	4,15	30,0	4,28
24	02.02.1999-09.02.1999	8	4,08	5,20	9,1	4,43
25	29.01.2000-05.02.2000	8	4,40	4,29	36,5	4,49
26	09.02.1991-14.02.1991	7	4,54	4,01	20,6	4,35
27	06.01.1993-12.01.1993	7	4,04	4,29	17,6	4,12
28	22.01.1994-28.01.1994	7	3,98	4,36	26,0	4,25
29	30.08.1995-05.09.1995	7	4,19	4,38	77,2	4,80
30	22.05.1996-28.05.1996	7	4,11	4,64	35,8	4,70

Zależność pH opadów od cyrkulacji atmosferycznej

Na szczególną uwagę zasługują typy cyrkulacji : NEa, NEc, Ea i Sa , których średnia wartość pH z badanego dziesięciolecia miała wartość powyżej 5,0 (tab. 6-7).

Tabela 6. Średnia wartość pH opadu w poszczególnych układach barycznych

Kierunek	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	0
a	4,64	5,04	5,36	4,87	5,09	4,48	4,36	4,46	4,84
c	4,62	5,08	4,82	4,89	4,93	4,68	4,50	4,68	4,66
o	4,77	4,87	4,83	4,61	4,99	4,77	4,34	4,52	4,23

Tabela 7. Częstość (%) wartości pH oraz wartości ekstremalne w poszczególnych typach cyrkulacji.

Typ	Przedziały pH				Ekstrema pH	
	< 4,0	4,1-5,0	5,1-6,0	> 6,0	Min	Max
Ea	4	13	8	13	3,86	8,08
Ec	6	21	9	6	3,75	6,69
Eo	2	15	7	3	3,52	6,41
Na	11	27	9	4	1,50	6,55
Nc	10	72	17	4	3,54	6,65
No	5	31	17	6	2,87	6,21
NEa	2	27	11	8	3,57	7,07
NEc	0	29	16	10	4,61	6,94
NEo	6	24	14	2	1,52	7,51
NWa	14	31	4	3	1,28	7,15
NW	12	116	21	13	1,84	7,20
NWo	16	40	10	5	1,48	6,89
Oa	8	11	4	7	1,40	7,60
Oc	9	40	11	1	1,18	7,4
Oo	7	19	2	0	1,07	5,18
Sa	2	14	1	6	3,50	7,43
Sc	8	44	16	11	3,28	7,71
So	4	17	6	7	3,80	7,02
SE	5	21	5	7	3,51	6,96
SEc	2	19	8	5	3,88	6,55
SEo	8	26	6	3	3,16	6,58
SWa	8	21	1	3	3,31	7,16
SWc	9	90	12	11	3,36	7,29
SWo	6	36	6	9	3,72	6,89
Wa	13	15	2	3	3,37	6,85
Wc	8	72	7	2	3,87	7,02
Wo	12	40	4	1	3,00	6,53
Suma	197	933	214	155		

Biorąc pod uwagę częstość występowania, obliczona we wcześniejszej części pracy (razem około 10%), okazuje się, że niewielki ich udział w tym okresie nie wpływa znacząco na roczną kwasowość. W czasie występowania typów NWa, Wa, Wo i Oo średnie pH opadów było najniższe, odpowiednio 4,46, 4,36, 4,34 i 4,23. Mają one trochę większe znaczenie, ze względu na częstość występowania (razem około 15%). Jednak nie stanowią one przeważającego udziału. Najczęściej występujące typy cyrkulacji - NWc, SWc, Nc, stanowiące prawie ¼ wszystkich typów w dniach z opadem w latach 1991-2000 odpowiadały wartościom pH zbliżonym do średniej rocznej (4,71).

Podsumowanie

Na jakość powietrza mają wpływ : wielkość emisji i imisji zanieczyszczeń, warunki lokalne – ukształtowanie terenu, pokrycie terenu oraz warunki meteorologiczne – ogólna cyrkulacja atmosfery, która pełni funkcje transportera zanieczyszczeń.

Na zakwaszenie opadów atmosferycznych wpływa również wiele innych czynników. W pracy wykazano, że sama obecność kwaśnych związków gazowych w powietrzu, na przykład dwutlenku siarki ma wpływ na pH opadów. Średnia roczna pH w badanym okresie to 4,71, zdecydowanie poniżej wartości normalnego opadu – 5,6. Potwierdza to tezę o występowaniu bardziej zakwaszonych opadów w okresach wzmożonej emisji dwutlenku siarki (chłodna pora roku - pH poniżej 4,5). Najczęściej występującym opadem był opad o pH zawierającym się w granicach 4,1-4,5 (około 38% dni), natomiast częstość ta wzrosła w porze chłodnej do 47%, a zmalała w półroczu ciepłym do 28%. Jedynie 15% dni w badanym dziesięcioleciu charakteryzowały się opadem o pH powyżej 5,1.

Punkt pomiarowy w Jarczewie jest zlokalizowany na obszarze pozamiejskim. Opady występujące tutaj charakteryzują się odczynem kwaśnym, a nawet bardzo kwaśnym - a w 13% dni pH opadu miało wartość poniżej 4,0.

Opady atmosferyczne spełniają ważną rolę dla jakości powietrza, gdyż usuwają zanieczyszczenia. Jednakże powoduje to degradacje pozostałych elementów środowiska. W pracy poddano analizie kilkudniowe serie opadowe, by sprawdzić jak czas trwania opadu wpływa na zmniejszenie jego zakwaszenia. Wyniki potwierdziły tezę, że kwasowość zmniejsza się, gdy opad atmosferyczny występuje co najmniej przez 4 dni.

Okazało się, że masy powietrza napływające z sektora zachodniego przynoszą opady o najwyższym zakwaszeniu (średnia wartość pH = 4,42), zwłaszcza w chłodnej porze roku. Taka sytuacja może być niebezpieczna dla środowiska, gdyż wartości poniżej 4,0 wystąpiły aż w 18% przypadków. Wysokie zakwaszenie występuje również przy napływie powietrza z kierunku północno-zachodniego i południowo-zachodniego. Inna jest w cieplej porze roku, gdzie dominuje sektor północny, z którego napływa powietrze niosące opady o wyższym pH (4,66), nadal jednak jest to opad kwaśny. Ważnym okazuje się kierunek wschodni cyrkulacji, mimo, iż wystąpił jedynie w 10% dni, to zakwaszenie opadu jest najmniejsze (pH=5,01).

Typ układu barycznego wpływa również na stężenie zanieczyszczeń w powietrzu. Ze względu na układ prądów powietrznych niż baryczne powinny sprzyjać wynoszeniu zanieczyszczeń, natomiast antycyklonalne oraz sytuacje „zerowe” – kumulacji. Wykazano, że pH opadu atmosferycznego w czasie pogody niżowej (cyklonalnej) oraz wyżowej (antycyklonalnej) było podobne, średnia wyniosła odpowiednio 4,73 i 4,72.

Najczęściej skrajnie niskie wartości pH opadów wystąpiły w czasie typów NWo, NWA i Wa, a bardzo rzadko w czasie typów Sa, No, Eo i NEc. Najczęściej warunki cyrkulacyjne kształtowały nad Polską typy NWc, SWc i Nc, w czasie których średnie pH miało wartość około 4,7, zbliżoną do średniej z dziesięciolecia, a najczęściej występował opad, którego pH zawierało się między 4,1-5,0.

7.1.12. Wpływ warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza w porze zimowej i wiosennej w 1969/70 roku

Autor: Witold HUCULAK

Opiekunowie naukowci:

Wincenty OKOŁOWICZ, Zofia KACZOROWSKA, Jerzy BORYCZKA

Celem pracy jest szczegółowa analiza kształtowania się wartości klimatycznego wskaźnika turbulencyjności w warstwie 1,5-21,5 m w powiązaniu z prędkościami i kierunkami wiatru, rodzajami mas powietrza, ciśnienia atmosferycznego, stopnia zachmurzenia i rodzajami chmur niskich w okresie: III. 1969- V. 1970 na podstawie materiału obserwacyjnego z Warszawy (Jelonki). Jest nim też charakterystyka rozkładów zapylenia w otoczeniu źródeł naziemnych w warunkach meteorologicznych badanego okresu. Analizę rozkładu zapylenia oparto na wyliczeniach stężeń pyłów przy powierzchni gruntu wziętych z literatury wzorów. Ze względu na szereg trudnych do uniknięcia uproszczeń metodycznych uzyskane wyniki stanowią jedynie przybliżoną charakterystykę zagadnienia.

W pracy zastosowano wzory Roberta na rozkład gęstości pyłów w otoczeniu punktowych naziemnych źródeł emisji:

$$\rho(x, y, z) = \frac{Q}{4\pi x} \left(\frac{K_y}{K_z} \right)^{-0,5} \exp \left[-\frac{u}{4x} \left(\frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right]$$

$$\rho_{\max} = \frac{Q}{4\pi x} \left(\frac{K_y}{K_z} \right)^{-0,5}$$

gdzie: Q – wydajność źródła, u – średnia prędkość wiatru, K_y , K_z – współczynniki turbulencyjnej wymiany masy poziomej i pionowej.

W warunkach miejskich, ze względu na duże nagromadzenie przeszkód dochodzi do silnego wymieszania powietrza, co powoduje, że parametry określające wymianę turbulencyjną nie podlegają zmienności z wysokością w warstwie rzędu kilkudziesięciu metrów. W tym przypadku założenia Roberta: $u(z) = \text{const}$, $K_y = \text{const}$, $K_z = \text{const}$ są w przybliżeniu spełnione, co pozwala wykorzystać powyższe wzory w analizie rozprzestrzeniania się pyłów. Korzystając z publikacji J. Boryczki i W. Okołowicza (1964) dla średnich warunków meteorologicznych w warstwie kilkudziesięciu metrów nad powierzchnią Ziemi przyjęto stosunek $\frac{K_y}{K_z} = 2,5$.

Analiza dobowego przebiegu temperatury wykazała, że amplitudy temperatury zmieniają się w zależności od wysokości zgodnie z wykładniczą zależnością:

$$\frac{a_1}{a_2} = e^{-\lambda (z_1 - z_2)}, \quad \lambda = \left(\frac{\nu}{2K_i} \right)^{0,5}, \quad \nu = \frac{2\pi}{86400}$$

gdzie: K_i – współczynnik turbulencji

Powyższe zależności pozwalają otrzymać wyrażenie na K_i w postaci podanej przez J. Boryczkę (1964, 1970):

$$K_i = 6,86 \cdot 10^{-6} (z_2 - z_1)^2 \log^{-2} \left(\frac{a_1}{a_2} \right)$$

Przybliżone rozkłady gęstości pyłu w otoczeniu źródeł naziemnych otrzymano przyjmując w przypadku średnich wartości założenie, że $K_z = K_i$.

Wyniki badań związków wskaźnika turbulencyjnego K_i z kierunkiem i prędkością wiatru, zachmurzeniem i ciśnieniem atmosferycznym i jego wpływu na rozkład stężeń pyłów przedstawiono w tabelach 1-5 i na rysunkach 1-7.

W okresie zimowym największym średnim dobowym prędkościom wiatru ($>6,0$ m/s) odpowiadały największe wartości wskaźnika turbulencyjności ($6102 \text{ cm}^2/\text{s}$). Im mniejsze prędkości, tym mniejsze są przeciętne wartości K_i tak, że w przedziale $0-2$ m/s otrzymujemy zaledwie $K_i = 1290 \text{ cm}^2/\text{s}$. W okresie wiosennym zmienność jest podobna. Dążąc do uzyskania jak najbardziej równomiernego rozkładu wartości K_i z poszczególnych dni na wszystkie przedziały klasowe prędkości, zdecydowano się na przyjęcie innych, granic tych przedziałów niż w odniesieniu do pory zimowej. Jak widać, ze wzrostem średniej dobowej prędkości wiatru następuje szybki wzrost średnich wartości wskaźnika K_i od $3908 \text{ cm}^2/\text{s}$ w przedziale $0-2,5$ m/s, do $14900 \text{ cm}^2/\text{s}$ w przedziale $\geq 5,6$ m/s.

Biorąc pod uwagę nie wartości średnie, lecz kolejne, pojedyncze dni rozpatrywanego okresu, znajdziemy wiele odchyień od tej ogólnej prawidłowości co ostatecznie znajduje swój wyraz w rezultatach wyliczeń korelacji między prędkością wiatru a wartościami współczynnika K_i . Znaczny rozrzut wartości K_i można tłumaczyć jednoczesnym nakładaniem się na siebie różnokierunkowych oddziaływań wielu czynników istotnych w kształtowaniu się mniej lub bardziej intensywnej turbulencji.

Linie regresji wartości $y = \log K_i$ względem średniej dobowej prędkości wiatru (x) określone są równaniami:

$$\text{Zima} \quad y = 0,084x + 3,236$$

$$\text{Wiosna} \quad y = 0,109x + 3,487$$

Współczynniki regresji w obu przypadkach wykazują znaczną rozbieżność a współczynnik korelacji r wyniósł w okresie zimowym zaledwie $r = 0,15$, będąc tylko nieco większym w porze wiosennej $r = 0,21$. Mimo to, można stwierdzić, że istnieje związek między wskaźnikiem K_i i prędkością wiatru. Zależność wskaźnika K_i od prędkości wiatru (polegająca na ogólnym wzroście wartości K_i wraz ze wzrostem prędkości) znaleziona przy średnich pełnej liczby danych nie daje się już stwierdzić w obliczeniach

z uwzględnieniem poszczególnych kierunków wiatru. Przekonuje nas o tym porównanie ze średnimi, „kierunkowymi” wartościami K_i w poszczególnych miesiącach. Kierunki, z którymi wiążą się znaczne wartości współczynnika K_i powinny, w myśl tego, co powiedziano wyżej, cechować się również znacznymi prędkościami wiatru. Dane przedstawione w tabeli nie potwierdzają prawidłowości ogólnej. Można przypuszczać, że niewielka liczebność, w oparciu o którą wyliczono średnie kierunkowe wartości K_i , nie pozwoliła na uchwycenie tej

zależności. Wyliczone na podstawie małej liczby danych średnie mogą, przy znacznych skokach wartości K_i w dniach o podobnych nawet warunkach meteorologicznych, kształtować się w sposób dość przypadkowy. Trzeba również liczyć się z tym, że na wartości K_i wpływają, poza prędkością wiatru, również inne czynniki.

Tak w okresie zimowym jak i wiosennym zróżnicowanie wartości K_i w zależności od kierunku wiatru jest znaczne, średnie dla całej zimy wykazują rozpiętość wartości od niespełna 1000 cm^2/s do ponad 25 000 cm^2/s .

Szczególnie dużymi wartościami wskaźnika K_i wyróżniają się kierunki: SE (25200) i S (9058 cm^2/s). W pozostałych przypadkach wartości te oscylują między 3000 a 4000 cm^2/s z wyjątkiem kierunków: NW (1791) i NE (989 cm^2/s). Dla ciszy, co jest w pełni zrozumiałe, średnia wartość K_i jest mała (1325 cm^2/s).

Wiosną zdecydowanie najwyższe średnie wartości K_i są związane również z kierunkiem wiatru SE (40.300 cm^2/s). Duże są również wartości K_i w przypadku kierunków: NE i E ($> 20000 \text{ cm}^2/\text{s}$) natomiast najmniejsze – z kierunków: W (2949 cm^2/s), NW (4622) i N (5871 cm^2/s). Podobnie jak i zimą, również i w okresie III-V z ciszami wiąże się stosunkowo niska średnia wartość $K_i = 4731 \text{ cm}^2/\text{s}$.

Podsumowując przedstawione wyniki pracy sformułować można kilka zasadniczych stwierdzeń:

1. Zarówno zimą jak i na wiosną uwidocznił się wyraźny związek między średnimi wartościami klimatycznego wskaźnika turbulencyjności a średnimi prędkościami wiatru,
2. Analiza zebranego materiału nie wykazała istnienia wyraźnego związku między wartościami K_i a ciśnieniem atmosferycznym, masami powietrza, stopniem zachmurzenia i rodzajami chmur niskich,
3. Stwierdzono znaczne zróżnicowanie wartości K_i w zależności od kierunku wiatru. Przyczyny wystąpienia tak istotnych różnic w okresie zimowym nie są jasne, natomiast wydaje się, że różnice wiosenne można tłumaczyć położeniem stacji (wyższe wartości wskaźnika przy wiatrach od strony miasta),
4. Intensywność wymiany turbulencyjnej była w okresie wiosennym większa ($K_i = 9272 \text{ cm}^2/\text{s}$) niż zimą ($K_i = 3960 \text{ cm}^2/\text{s}$). W każdej z badanych pór roku zaznaczyła się zależność średnich miesięcznych wartości K_i , od prędkości wiatru. Jednak różnic między średnimi wartościami w zimie i wiosną nie da się wytłumaczyć różnicami prędkości wiatru. Miesiącami o najintensywniejszej wymianie turbulencyjnej były marzec i maj, o najsłabszej zaś – grudzień i styczeń. Uzyskane wyniki odbiegają od rezultatów wcześniej przeprowadzonych na tej samej stacji badań, które wykazały zdecydowany wzrost wartości K_i w porze zimowej w porównaniu do okresu wiosennego. Z przedstawionych danych wynika, że średnią zimową wartość K_i można uznać za wyższą, wiosenną natomiast za niższą od wartości, jakich należałoby się spodziewać przeciętnie w okresie wieloletnim.
5. Analiza rozkładów zanieczyszczeń w otoczeniu źródeł naziemnych wykazała ogólnie większe zagrożenia w porze zimowej. Zimą najbardziej narażone na szkodliwe oddziaływanie zanieczyszczeń były tereny położone na południo-zachód, zachód, południo-wschód i wschód od założonego źródła emisji, wiosną zaś – na północno-wschód, wschód, południo-wschód i południe od źródła.

Tabela 1. Zależność średniej wartości K_i (cm^2/s) od średniej prędkości wiatru v (Warszawa-Okęcie, m/s) w okresie zimowym i wiosennym 1970

	Zima				Wiosna			
Prędkość wiatru v	0,0-2,0	2,1-4,0	4,1-6,0	$\geq 6,0$	0,0-2,5	2,6-4,0	4,1-5,5	$\geq 5,5$
Współczynnik K_i	1260	3944	4430	6102	3908	6276	13460	14900

Tabela 2. Kształtowanie się wartości wskaźnika turbulencyjnego K_i (cm^2/s) i prędkości wiatru (m/s) w zależności od ciśnienia atmosferycznego (hPa) w zimie 1969/1970 i wiosną 1970 r.

	Zima 1969/1970					Wiosna 1970		
Ciśnienie atm.	< 985	985-995	995-1005	1005-1015	≥ 1015	< 985	985-995	≥ 1005
Liczebność	3	11	17	19	5			
Wskaźnik K_i	18360	4926	2079	5576	2372	5451	10540	12700
Pręđ.wiatru	5,0	5,5	4,4	3,9	2,2	5,5	4,4	4,1
Zachmurzenie	6,7	7,1	5,9	6,0	4,8	6,1	5,0	4,3

Tabela 3. Kształtowanie się wartości wskaźnika turbulencyjnego K_i w zależności od kierunku wiatru w okresie grudzień 1969 – maj 1970

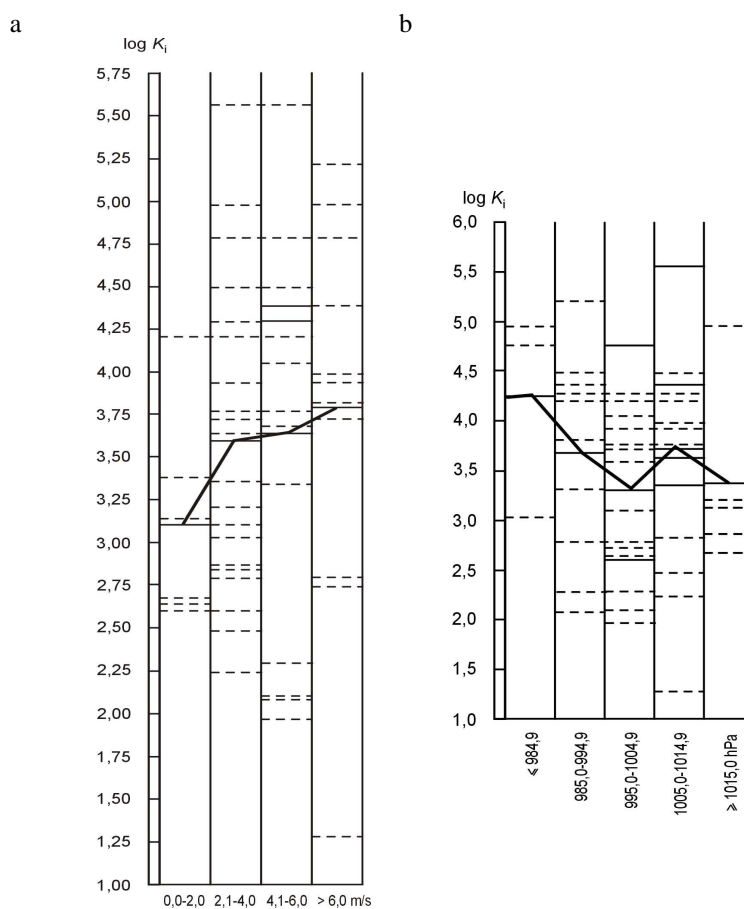
Data		N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	C
Zima 1969/1970	K_s	3627	989	3499	25200	9058	3726	3530	1791	1325
	v_{sr}	4,8	4,7	4,4	4,7	3,5	4,1	4,7	4,1	0,0
XII 1969	K_s	7201	1910	2645	33690	3326	916	1374	1805	1048
	v_{sr}	4,3	4,5	4,9	3,8	2,9	2,6	3,4	3,1	0,0
I 1970	K_s	4696	121	5957	34470	10220	4151	2789	2046	1617
	v_{sr}	4,6	5,2	3,6	3,4	3,2	5,5	5,4	5,4	0,0
II 1970	K_s	441	459	1972	19320	14790	6516	10550	1434	2507
	v_{sr}	6,2	5,0	3,7	5,7	3,9	3,8	5,9	4,2	0,0
Wiosna 1970	K_s	5871	21110	20440	40300	14440	10560	2949	4622	4731
	v_{sr}	4,1	4,3	4,6	4,4	4,5	5,5	4,8	3,6	0,0
III 1970	K_s	39770	24220	5880	37790	19700	17250	3825	4830	-
	v_{sr}	3,0	5,0	4,9	4,3	5,0	6,2	5,7	5,0	-
IV 1970	K_s	5171	11330	42880	40180	13750	7587	2288	6297	1938
	v_{sr}	3,4	3,0	3,0	4,0	4,9	5,6	4,9	3,1	0,0
V 1970	K_s	5211	21210	44160	43270	8191	8015	2831	3245	6106
	v_{sr}	4,6	4,2	4,5	4,9	2,1	3,8	3,5	3,2	0,0

Tabela 4. Zależność średniej wartości K_i od średniego dobowego stopnia zachmurzenia w okresie grudzień 1969 – maj 1970

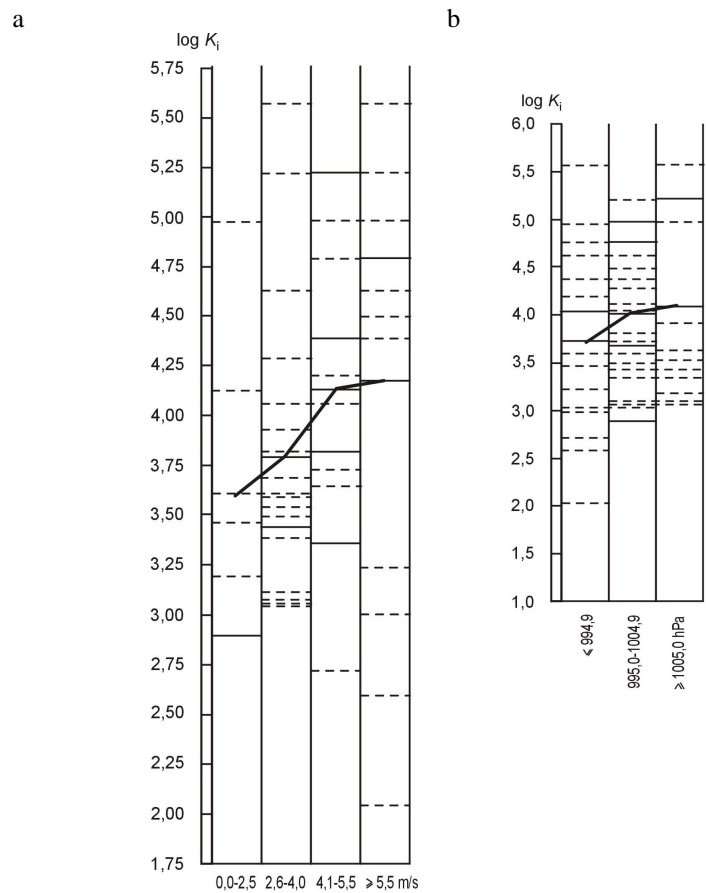
Zachmurzenie	≤ 3	3,0-4,9	5,0-6,9	7,0-8,0
Zima	4536	3032	2733	5040
Wiosna	6961	13230	8301	6988

Tabela 5. Średnie wartości wskaźnika turbulencyjnego K_i (cm^2/s), prędkości wiatru (m/s), stopnia zachmurzenia i ciśnienia atmosferycznego (hPa) w okresie grudzień 1969 – maj 1970

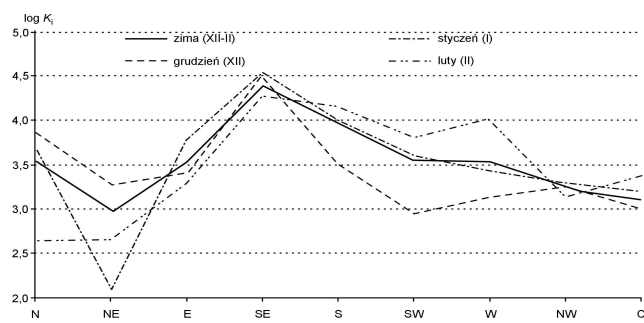
Okres	Prędkość wiatru	Zachmurzenie	Ciśnienie atm.	K_i
XII 1969	3,9	6,1	1006,2	2793
I 1970	4,2	6,4	1003,9	3980
II 1970	5,0	5,8	995,3	7216
Zima 1969/1970	4,3	6,1	1002,6	3960
III 1970	5,2	5,9	997,5	10440
IV 1970	4,4	5,5	997,6	7631
V 1970	3,8	4,3	103,4	9952
Wiosna 1970	4,4	5,2	999,8	9272



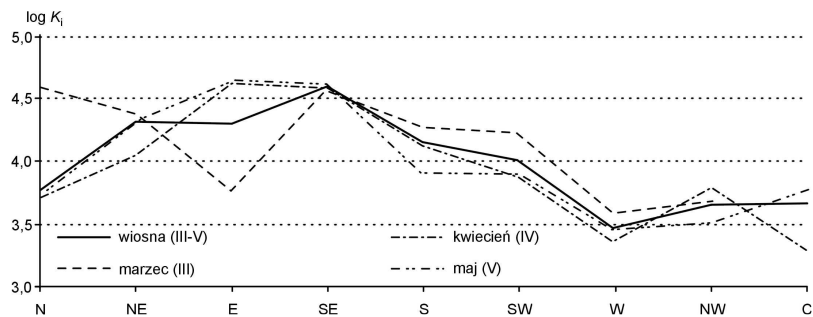
Rys. 1. Zależność wskaźnika K_i od prędkości wiatru (a) i od ciśnienia atmosferycznego (b) z ukazaniem rozrzutu wartości w poszczególnych przedziałach klasowych – Zima 1969/1970



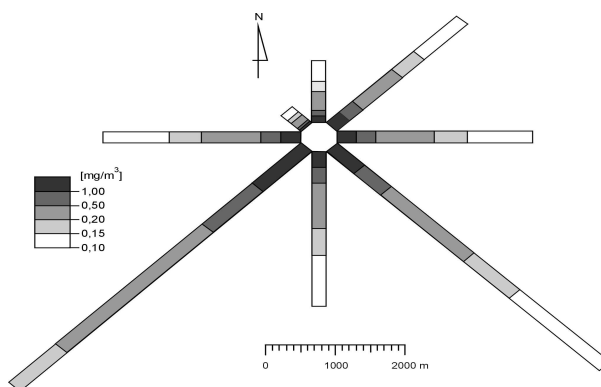
Rys. 2. Zależność wskaźnika K_t od prędkości wiatru (a) i od ciśnienia atmosferycznego (b) z ukazaniem rozrzutu wartości w poszczególnych przedziałach klasowych – Wiosna 1969/1970



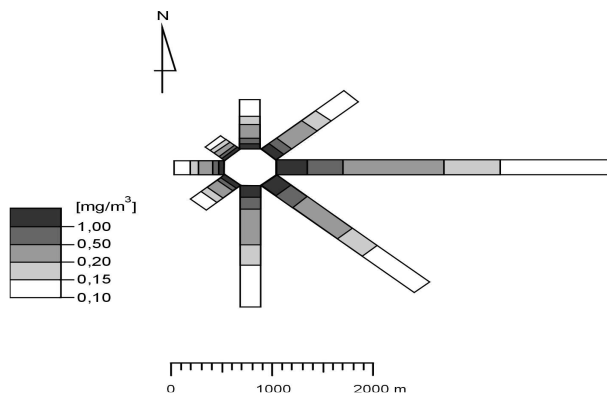
Rys. 3. Kształtowanie się wskaźnika turbulencyjnego K_t w zależności od kierunku wiatru w okresie zimowym



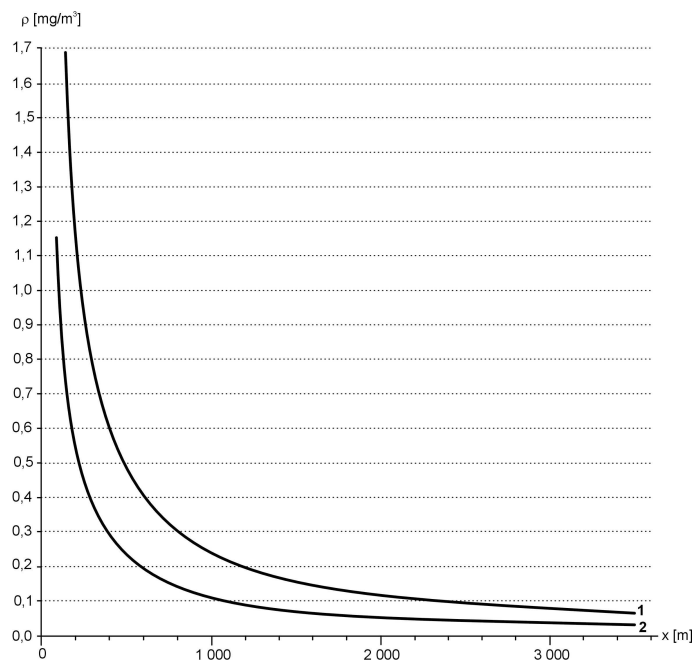
Rys. 4. Kształtowanie się wskaźnika turbulencyjnego K_t w zależności od kierunku wiatru w okresie wiosennym



Rys. 5. Rozkład gęstości pyłów przy powierzchni gruntu dla źródła naziemnego o wydajności $Q = 2\text{g/s}$ w okresie zimowym przy różnych kierunkach wiatru



Rys. 6. Rozkład gęstości pyłów przy powierzchni gruntu dla źródła naziemnego o wydajności $Q = 2\text{g/s}$ w okresie wiosennym przy różnych kierunkach wiatru



Rys. 7. Rozkład przestrzenny gęstości pyłów przy powierzchni gruntu w okresie zimowym (1) i wiosennym (2) dla źródła naziemnego o wydajności $Q=2\text{g/s}$ w przedziale prędkości wiatru (v) 2-5 m/s

* *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce, t. XXII pt. Wpływ zabudowy i zieleni osiedlowej na zróżnicowanie klimatu lokalnego w Warszawie, Wyd. UW, Warszawa, 2008 (skrót zmieniony)*

7.1.13. Wpływ warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza w porze letniej i jesiennej w 1970 roku

Autor: Barbara KLEMENTYS

Opiekunowie naukowci:

Wincenty OKOŁOWICZ, Zofia KACZOROWSKA, Jerzy BORYCZKA

Celem niniejszej pracy jest ilościowe określenie intensywności turbulencyjnego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza emitowanych ze źródeł naziemnych o różnej wydajności w miesiącach letnich i jesiennych 1970 r. w zależności od warunków atmosferycznych panujących w badanym okresie, oraz wykazanie konieczności przeprowadzania studiów klimatologicznych równoległe z badaniami nad mechanizmem turbulencyjnego rozprzestrzeniania się pyłów przy wszelkich zastosowaniach praktycznych.

Podstawą niniejszego opracowania są materiały obserwacyjne zebrane w okresie miesięcy letnich i jesiennych 1970 r. na stacji Warszawa-Jelonki. Codzienne pomiary temperatur ekstremalnych, prędkości i kierunków wiatrów oraz zjawisk atmosferycznych wykonywano na dwóch poziomach (1,5 i 21,5 m) celem ustalenia intensywności ruchów turbulencyjnych zależnych od kształtowania się amplitudy temperatury na różnych wysokościach. Punkty pomiarowe usytuowane na terenie jednostki Straży Pożarnej w odległości ok. 30 m, możliwie z dala od zabudowań, przy czym jedną z klatek meteorologicznych umieszczono na wieży o wysokości 20 m (rys. 1). Błędy pomiarowe wynikające z usytuowania punktów obserwacyjnych mogą być dosyć duże ze względu na bliskość przeszkód (budynki, drzewa) osłaniających klatkę na poziomie 1,5 m od strony północnej, wschodniej i południowej, oraz ze względu na dużą pojemność cieplną wieży (poziom 21,5 m).

Dla uzupełnienia materiału obserwacyjnego danymi dotyczącymi innych elementów meteorologicznych jak prędkość wiatru, wielkość zachmurzenia, wilgotność względna itp. wykorzystano dane ze stacji synoptycznej Warszawa-Okęcie. Celem dokonania możliwie najbardziej obiektywnych porównań uśredniono wartości badanych elementów na podstawie dwóch wybranych terminów (3^h i 12^h) odpowiadających mniej więcej momentowi występowania temperatury minimalnej i maksymalnej. Na podstawie zmian dobowych amplitud temperatury wraz z wysokością określono ilościową intensywność wymiany ciepła wyznaczając tzw. klimatyczny wskaźnik turbulencyjny K_i i zmiany jego średnich wartości w zależności od warunków atmosferycznych (tab. 1-5, rys. 2-3).

Znajomość intensywności turbulencyjnej wymiany powietrza ma znaczenie przy określaniu wielkości i kierunku transformacji pyłów. Teoretyczne metody wyznaczania rozkładu gęstości pyłów zakładają stałość średnich prędkości wiatru i współczynników turbulencyjnej wymiany powietrza. Z pewnym przybliżeniem można przyjąć te założenia w przypadku warunków miejskich, gdzie termiczny i mechaniczny wpływ zabudowań osiąga wysokość ok. 60 m. Dla powyższych założeń rozwiązanie Roberta najlepiej opisuje rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w środowisku miejskim. Przy wyznaczaniu maksymalnych stężeń dla wartości średnich i stosunkowo długiego okresu czasu przyjmuje się, że wartość współczynnika pionowej turbulencyjnej transformacji masy K_z równa jest wartości klimatycznego wskaźnika turbulencyjnego K_i obliczonego na podstawie dobowych amplitud temperatury. Wyznaczone w ten sposób rozkłady gęstości pyłów są przeważnie zawyżone w porównaniu z wynikami badań empirycznych ze względu na przy-

jęte założenia stałości kierunku i prędkości wiatru, które w rzeczywistości jako jeden z przejawów zjawiska turbulencji podlegają ciągłym pulsacjom, w wyniku czego obszar stężeń maksymalnych ustawicznie zmienia swe położenie.

W procesie wymiany turbulencyjnej wszystkie przenoszone substancje rozprzestrzeniają się w kierunku swego gradientu pionowego (rozprzestrzenianie substancji zachodzi w kierunku ich rozrzedzania, to jest przeważnie ku górze), czyli ilości substancji przenoszonych w ciągu jednostki czasu przez jednostkę powierzchni, lub inaczej: zgodnie z pionowym spadkiem ich ilości na jednostkę odległości przy uwzględnieniu współczynnika wymiany turbulencyjnej, wspólnego dla wszystkich substancji, oraz zależnego od charakteru podłoża i warunków atmosferycznych.

Znalezienie współzależności klimatycznego wskaźnika turbulencyjnego z elementami meteorologicznymi jest zadaniem trudnym ze względu na kompleksowy charakter turbulencji i niemożność wyeliminowania wpływów innych zjawisk, jak również traktowania poszczególnych elementów meteorologicznych wyrywkowo. Z tego też względu przedstawiona tu analiza ma charakter bardzo teoretyczny. Generalną próbą potraktowania wszystkich zjawisk w sposób kompleksowy niech będzie przebieg średnich wartości miesięcznych klimatycznego wskaźnika turbulencyjnego, prędkości wiatru, ciśnienia atmosferycznego, zachmurzenia, temperatury i wilgotności powietrza przedstawiony w tabelach i na rysunkach. Intensywność wymiany turbulencyjnej powietrza wzrasta w miesiącach jesiennych, osiągając wartości maksymalne w listopadzie.

W porze letniej maksimum wartości klimatycznego wskaźnika turbulencyjnego przypada na miesiąc czerwiec, co wiąże się z najwyższą w tej porze roku średnią prędkością wiatru i najniższą średnią temperaturą miesięczną, natomiast współczynnik ten osiąga swoje minimum w sierpniu, przy najmniejszej prędkości wiatru,

Jesienią maksimum wartości współczynnika K_i występuje w listopadzie, przy największej średniej prędkości wiatru i minimalnej średniej temperaturze miesięcznej, oraz maksymalnej wartości wilgotności względnej, natomiast najniższą, wartość osiąga ten współczynnik we wrześniu przy małej średniej prędkości wiatru, najwyższej w tej porze roku średniej wartości temperatury, oraz przy minimalnej wilgotności względnej powietrza. Wzrostowi średnich wartości: prędkości wiatru, zachmurzenia, wilgotności względnej, oraz spadkowi średniej temperatury powietrza i ciśnienia atmosferycznego towarzyszy wzrost wartości klimatycznego wskaźnika wymiany turbulencyjnej.

Zmiany wartości prędkości wiatru i temperatury powietrza, (elementów bezpośrednio związanych z procesami turbulencyjnymi) najwyraźniej kształtują przebieg klimatycznego wskaźnika turbulencyjnego. Istnieje współzależność wskaźnika K_i z kierunkiem wiatru. Wzrost intensywności wymiany turbulencyjnej powietrza obserwuje się przeważnie przy kierunkach zachodnich i południowych (latem przy kierunku zachodnim, jesienią przy południowo-wschodnim), spadek przy wschodnich i północnych.

Przy przeważających w badanym okresie układach cyklonalnych i odpowiadającym im niskim ciśnieniu, obserwuje się wzrost wartości wskaźnika wymiany turbulencyjnej.

Spadkowi wartości różnic temperatur maksymalnych i minimalnych odpowiada wzrost wartości wymiany turbulencyjnej, co najwyraźniej występuje w porze jesieni.

Intensywność wymiany turbulencyjnej powietrza wzrasta przy większym zachmurzeniu, osiągając wielkości maksymalne podczas dni pochmurnych, a minimalne przy pogodnych.

Tabela 1. Średnie miesięczne wartości wskaźnika wymiany turbulencyjnej K_i (cm^2/s), prędkości wiatru v (m/s) i ciśnienia atmosferycznego p (hPa)

Okres	K_i	v	p
VI	12 090	4,4	1016
VII	7 371	3,7	1012
VIII	4 702	3,3	1015
Lato (VI-VIII)	7 483	3,8	1014
IX	5 796	3,9	1018
X	7 345	3,6	1019
XI	65 670	5,1	1011
Jesień (IX-XI)	14 090	4,2	1016
Półrocze ciepłe (IV-IX)	10 266	4,0	1015

Tabela 2. Średnie miesięczne wartości wskaźnika wymiany turbulencyjnej K_i (cm^2/s) i prędkości wiatru v (m/s) w dni o zachmurzeniu N : pogodne – 0-2), chmurne – 2-8, pochmurne – 8-10 i wszystkie dni – 0-10

	0-2		2-8		8-10		0-10	
	K_i	v	K_i	v	K_i	v	K_i	v
VI	5 370	4,2	15 850	4,4	57 540	5,8	12 090	4,4
VII	5 012	2,6	7 761	3,7	9 333	5,5	7 371	3,7
VIII	4 571	3,1	4 786	3,4	12 882	3,5	4 702	3,3
Lato (VI-VIII)	4 973	3,3	8 381	3,8	19 055	4,9	7 483	3,8
IX	4 786	2,8	6 025	4,5	177 830	3,5	5 796	3,9
X	11 750	2,0	21 875	3,4	23 985	5,2	7 343	3,6
XI	33 115	4,0	69 180	4,2	75 860	5,7	65 670	5,1
Jesień (IX-XI)	12 302	2,9	20 890	4,0	68 630	4,8	14 090	4,2
Półrocze ciepłe (IV-IX)	7 823	3,1	13 230	3,9	36 175	4,8	10 266	-

Tabela 3. Średnie miesięczne wartości wskaźnika wymiany turbulencyjnej K_i (cm^2/s) w przedziałach prędkości wiatru v (m/s)

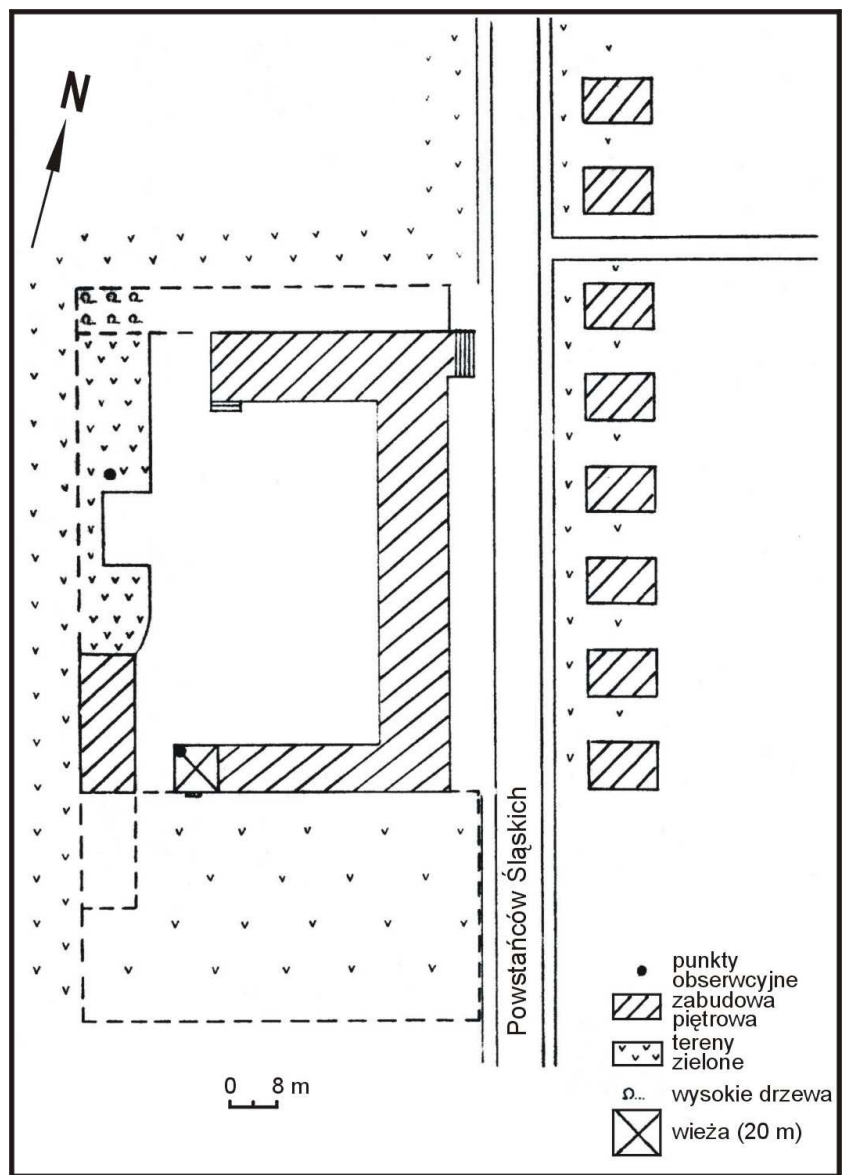
v	$\geq 0 - 4$	4-10
VI	12 285	22 170
VII	5 766	13 500
VIII	7 141	3 060
Lato (VI-VIII)	7 969	9 712
IX	7 500	11 790
X	3 844	163 600
XI	325 000	10 730
Jesień (IX-XI)	21 085	27 450
Półrocze ciepłe (IV-IX)	12 960	16 330

Tabela 4. Średnie miesięczne wartości wskaźnika turbulencyjnej wymiany ciepła K_i (cm^2/s) i temperatury powietrza T ($^{\circ}\text{C}$) (wszystkie dni, N w przedziale 0-10)

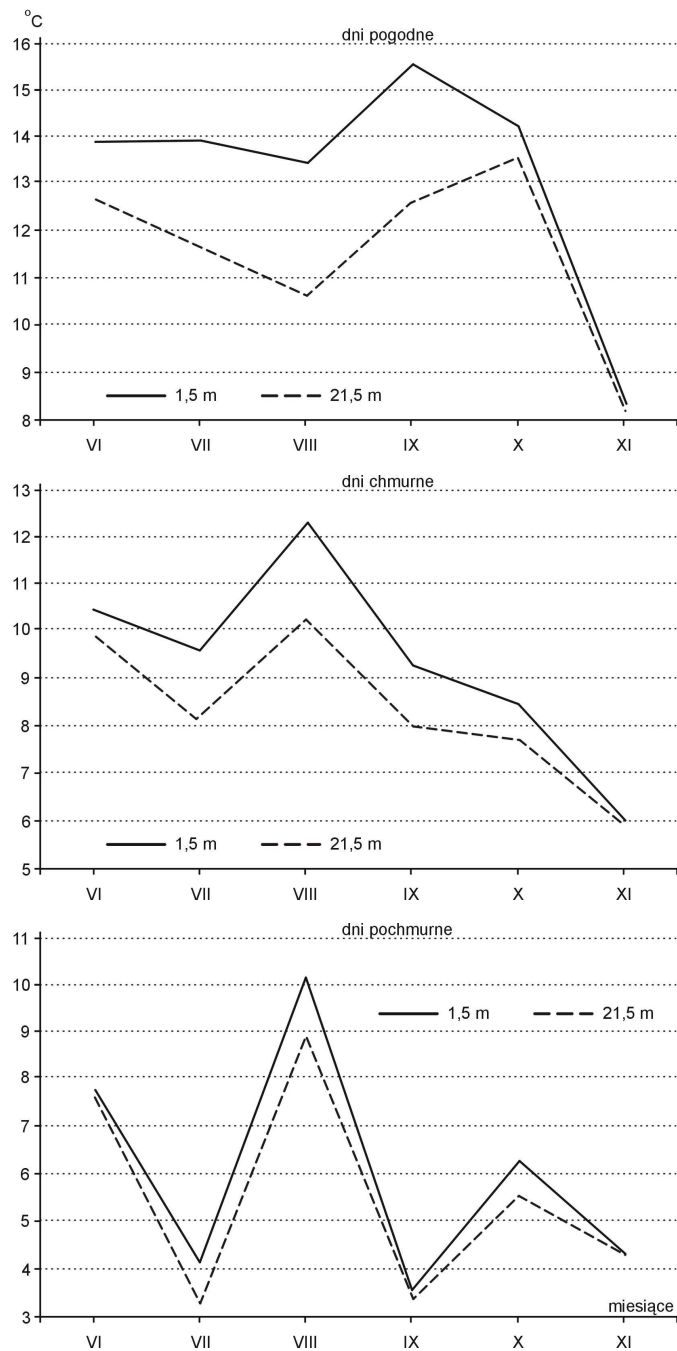
Okres	K_i	T
VI	12 090	13,5
VII	7 371	14,8
VIII	4 702	14,4
Lato (VI-VIII)	7 483	14,2
IX	5 796	9,3
X	7 346	6,2
XI	65 670	4,0
Jesień (IX-XI)	14 090	6,5
Półrocze ciepłe (IV-IX)	10 266	10,4

Tabela 5. Przebieg średnich wartości miesięcznych klimatycznego wskaźnika turbulencyjnego K_i (cm^2/s), prędkości wiatru v (m/s), ciśnienia atmosferycznego p (hPa), temperatury T ($^{\circ}\text{C}$) i wilgotności względnej f (%)

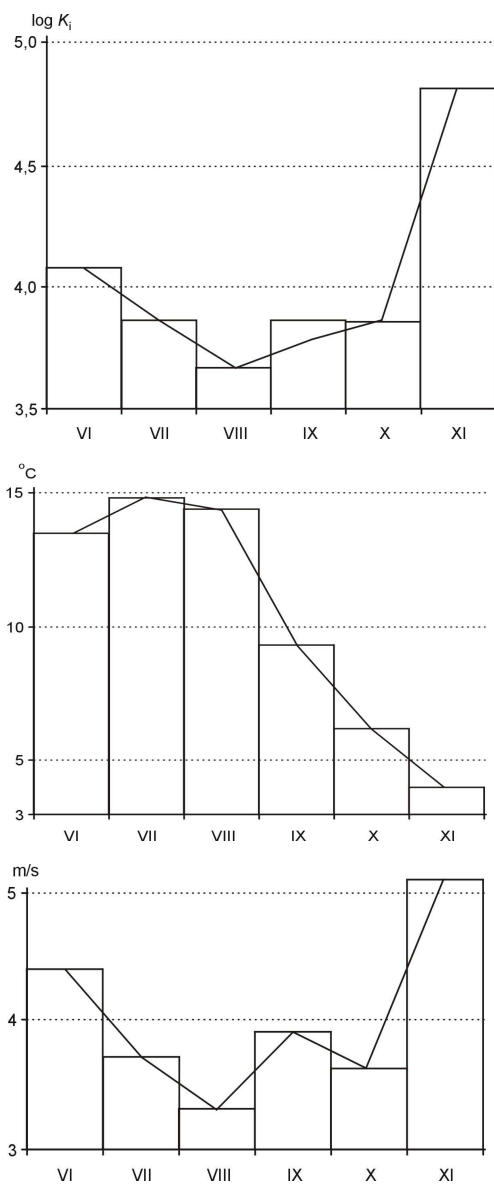
	K_i	v	p	N	T	f
VI	12090	4,4	1016	4	13,5	70
VII	7371	3,7	1012	5	14,8	74
VIII	4702	3,3	1015	4	14,4	72
Lato (VI-VIII)	7483	3,8	1014	4	14,2	72
IX	5796	3,9	1018	4	9,3	73
X	7343	3,6	1019	6	6,2	81
XI	65670	5,1	1011	6	4,0	84
Jesień (IX-XI)	14090	4,2	1016	5	6,5	79
Półrocze ciepłe (IV-IX)	10266	4,0	1015	4	10,4	76



Rys. 1. Plan stacji pomiarowej Warszawa-Jelonki



Rys. 2. Przebieg średnich miesięcznych wartości dobowych amplitud temperatury powietrza w zależności od wysokości i wielkości zachmurzenia



Rys. 3. Średnie miesięczne wartości wskaźnika K_1 ,

* *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce, t. XXII pt. Wpływ zabudowy i zieleni osiedlowej na zróżnicowanie klimatu lokalnego w Warszawie*, Wyd. UW, Warszawa, 2008 (skrót zmieniony)

7.1.14. Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenie powietrza w Płocku

Autor: Jacek ŻÓŁTKOWSKI

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Cel pracy

Celem pracy jest zbadanie wpływu warunków cyrkulacyjnych na zanieczyszczenie powietrza w Płocku. Wzięto pod uwagę dwa z podstawowych zanieczyszczeń: dwutlenek azotu i dwutlenek siarki. Praca dotyczy 1993-1997.

Wśród zanieczyszczeń powietrza istotną rolę odgrywają tlenki azotu i dwutlenek siarki. Obecność tych związków w powietrzu negatywnie wpływa na zdrowie ludzi, powoduje uszkodzenia roślin, zakwaszenie wód, gleb oraz korozję obiektów technicznych. Dynamika atmosfery sprawia, że zanieczyszczenia te są przenoszone z masami powietrza, przyczyniając się do degradacji środowiska, nawet w dużej odległości od źródeł emisji.

Duże wartości stężenia dwutlenku azotu i dwutlenku siarki wyróżniają szczególnie południową część kraju, gdzie duże ośrodki miejsko-przemysłowe emitują do atmosfery znaczne ilości zanieczyszczeń. Regiony środkowej Europy są także silnie uprzemysłowione. Ponadto nad Polskę napływają wraz z masami powietrza duże ilości zanieczyszczeń ze źródeł pochodzących z innych krajów. Z tych względów warto badać wpływ, jaki na zanieczyszczenie powietrza różnych regionów Polski wywiera cyrkulacja atmosferyczna. Rozpoznanie tego związku pozwoli lepiej rozumieć zmiany zanieczyszczenia powietrza dokonujące się w różnych regionach, a nawet w pewnym stopniu przeciwdziałać określonemu pogarszaniu się warunków aerosanitarnych.

Najwięcej polskich publikacji omawiających wpływ cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenie powietrza dotyczy południowej części kraju. W znacznie mniejszej liczbie opracowań za obiekt badań przyjmuje się miasta środkowej i północnej części Polski.

Materiały wykorzystane w pracy

W pracy wykorzystano szeregi chronologiczne średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu i dwutlenku siarki z lat 1993-1997, ze stacji pomiarowej zlokalizowanej we wschodniej części Płocka, na osiedlu Międzytorze, przy ul. Piasta 5. Dane te zostały udostępnione przez Instytut Ochrony Środowiska w Warszawie.

Stacja pomiarowa jest usytuowana w tzw. luźnej zabudowie, w sąsiedztwie bloków wielkopłytowych. Pracuje ona nieprzerwanie od 1987 roku w sieci monitoringu podstawowego Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska (aktualnie Główny Inspektor Ochrony Środowiska). Jest to stacja manualna, m.in. ze stanowiskami do pomiaru SO₂ i NO₂. Określenie średniego dobowego stężenia zanieczyszczeń odbywa się na podstawie ciągłych pomiarów 24-godzinnych – jeden pomiar trwa od 8.00-8.15 danego dnia do 8.00-8.15 następnego dnia. W celu oznaczenia w próbkach zawartości dwutlenku siarki i dwutlenku azotu stosowano metodę kolorymetryczną.

Pomiar stężenia SO_2 odbywa się z zastosowaniem chlorowodoru para rozaniliny i formaldehydu, zgodnie z biuletynem Służby Sanitarno-Epidemiologicznej woj. katowickiego z 1976 roku. Najmniejsze stężenie dwutlenku siarki, jakie można wykryć tą metodą w próbkach 24-godzinnych wynosi $1-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W okresie 1993-1997 liczba pomiarów dla średniego dobowego stężenia wyniosła: NO_2 – 1625, SO_2 – 1644. Do określenia zależności stężenia omawianych zanieczyszczeń od cyrkulacji atmosferycznej wykorzystano oprócz wyników pomiarów stężenia również dane dotyczące typu cyrkulacji atmosferycznej w kolejnych dniach rozpatrywanego okresu (J. Pawłowska, A. Jankowska, T. Pindor, 2000). Typy te określone były według klasyfikacji J. Lityńskiego, opracowanej w odniesieniu do Polski.

Typ cyrkulacji określają dwa wskaźniki liczbowe cyrkulacji: strefowej (W_s) i południkowej (W_p) oraz wskaźnik ciśnienia atmosferycznego w Polsce (C_p). Dwa pierwsze wskaźniki (W_s , W_p) informują o kierunku, z którego napływają masy powietrza i są obliczane w odniesieniu do obszaru o współrzędnych geograficznych: szerokość $40-65^\circ \text{N}$, długość $0-35^\circ \text{E}$. Za wskaźnik ciśnienia (C_p), mającego ukazywać charakter cyrkulacji, przyjęto wartość ciśnienia w punkcie pokrywającym się z położeniem Warszawy; jest on podawany w indeksie, np. S_a – oznacza cyrkulację południową antycyklonalną.

W klasyfikacji typów cyrkulacji atmosferycznej J. Lityńskiego wyróżnia się 27 typów. W niniejszej pracy, z powodu zbyt małej powtarzalności niektórych warunków cyrkulacyjnych w pięcioleciu 1993-1997, zrezygnowano z pełnej klasyfikacji i połączono w pary sytuacje pokrewne, co pozwoliło na uzyskanie 13 typów cyrkulacji (podział zastosowany tylko w rozdziale o typach cyrkulacji atmosferycznej):

- 4 grupy sytuacji antycyklonalnych: $Ea-SEa$, $Sa-SWa$, $Wa-NWa$, $Na-NEa$,
- 4 grupy sytuacji cyklonalnych: $Ec-SEc$, $Sc-SWc$, $Wc-NWc$, $Nc-NEc$,
- 4 grupy sytuacji zerowych: $E0-SE0$, $S0-SW0$, $W0-NW0$, $N0-NE0$,

oraz grupę sytuacji z brakiem określonego kierunku adwekcji: siodła baryczne, centrum cyklonu lub antycyklonu: $0_0-0_a-0_c$.

Metody opracowania

Podstawowy materiał badawczy w niniejszej pracy stanowiły serie pomiarów średniego dobowego stężenia dwóch podstawowych zanieczyszczeń powietrza: dwutlenku azotu i dwutlenku siarki z lat 1993-1997. Charakteryzując na podstawie tych danych zmiany stężenia NO_2 i SO_2 w Płocku, obliczono średnie wartości stężenia w poszczególnych latach, a także w półroczach (chłodnym i ciepłym), miesiącach oraz dniach tygodnia. Obliczono również częstość występowania poszczególnych wartości stężenia.

Przebieg roczny stężenia dwutlenku azotu i dwutlenku siarki w Płocku

Głównymi źródłami emisji dwutlenku siarki w Płocku są emitery punktowe o dużej emisyjności i stałym przebiegu (Polski Koncern Naftowy S.A. oraz niewielkie, rozproszone źródła, uaktywniane przeważnie w półroczu chłodnym (domowe piece, kotłownie osiedlowe). Największym punktowym emitorem SO_2 w Płocku jest elektrociepłownia PKN ORLEN S.A., która średnio w roku (1993-1997) wyrzuca $41,5 \text{ Gg}$ tego gazu do atmosfery. Jednak jest bardzo prawdopodobne, że emisja tych zanieczyszczeń następuje

poza granicami miasta, ze względu na bardzo wysoki (ponad 200 m) komin i wysoką temperaturę gazów wylotowych, co podnosi jeszcze bardziej wysokość, od której zanieczyszczenia zaczynają rozprzestrzeniać się.

Na stan powietrza w mieście większy wpływ zdają się mieć niskie emitory domów jednorodzinnych czy budynków komunalnych. Dzieje się tak, ponieważ wyrzucane do atmosfery zanieczyszczenia o wiele szybciej opadają, zwiększając poziom stężenia dwutlenku siarki w mieście, szczególnie podczas niekorzystnych warunków meteorologicznych, np. w czasie panowania stałej równowagi termiczno-dynamicznej lub przy słabym wietrze.

PKN wprowadza do atmosfery również znaczne ilości dwutlenku azotu w ciągu roku około 7,2 Gg (1993-1997). Na wielkość stężenia tego gazu w powietrzu ma wpływ również indywidualny i zorganizowany, tranzytowy i lokalny transport samochodowy. Natężenie ruchu samochodowego jest znaczne, nowych ulic ani dróg przelotowych nie przybywa a zatory uliczne powodują wzrost emisji NO₂ do powietrza.

Aby przeprowadzić analizę czasowych zmian stężenia dwutlenku azotu i dwutlenku siarki w Płocku, obliczono średnie wielkości stężenia tych zanieczyszczeń w całym rozpatrywanym okresie, półroczach, miesiącach i dniach tygodnia.

Obydwa półrocza mało różniły się wartościami średniego dobowego stężenia NO₂ (tab. 1). Średnie dobowe stężenie w półroczu chłodnym wynosiło 24,8 µg/m³, a w półroczu ciepłym 21,7 µg/m³.

Półrocza: chłodne i ciepłe bardzo się różniły pod względem średniej wartości stężenia SO₂ (tab. 2). W półroczu ciepłym średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki wyniosło 4,6 µg/m³, a w półroczu chłodnym 17,0 µg/m³. Miało to istotny związek z aktywnością kółtowni osiedlowych i przydomowych pieców kaflowych. W półroczu ciepłym aktywne pozostają już tylko źródła emisji SO₂ związane z energetyką zawodową, co odzwierciedlają zdecydowanie niższe wartości stężenia tego gazu w powietrzu.

Przebieg tygodniowy stężenia dwutlenku azotu i dwutlenku siarki w Płocku

Zmiany czasu pracy źródeł emisji dwutlenku azotu i dwutlenku siarki związane z rytmem procesów produkcyjnych, godzinami pracy, natężeniem ruchu samochodowego powodują zmiany stężenia tych gazów w powietrzu w rytmie tygodniowym.

Stężenie dwutlenku azotu jest w znacznym stopniu zależne od natężenia ruchu samochodowego – mówi się, że jest to zanieczyszczenie komunikacyjne. Dlatego zróżnicowanie stężenia tego gazu w przebiegu tygodniowym jest bardziej widoczne niż w przypadku dwutlenku siarki, pochodzącego w głównej mierze ze źródeł energetycznych.

W okresie 1993-1997 w Płocku średnie dobowe stężenie NO₂ wyniosło 23,2 µg/m³. Analizując średnie stężenie w poszczególnych dniach tygodnia można zauważyć prawidłowość polegającą na zauważalnym wzroście stężenia we środę, czwartek i piątek, co wiąże się ze zmianami emisji NO₂. Przeciętna wartość stężenia była w Płocku przekroczona: nieznacznie we wtorek (średnie stężenie równe 23,8 µg/m³), środę (24,5 µg/m³), czwartek (24,6 µg/m³), wyraźniej w piątek (25,5 µg/m³) (tab. 1).

Tabela 1. Średnie stężenie dwutlenku azotu (NO_2 , $\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Płocku w latach 1993-1997 (rok, półrocza, miesiące, dni tygodnia)

	Poniedziałek	Wtorek	Środa	Czwartek	Piątek	Sobota	Niedziela	1993-1997
I	21,1	22,9	22,0	24,5	28,2	22,9	20,2	23,3
II	22,3	29,5	28,0	26,0	27,9	22,3	18,6	25,3
III	19,1	23,5	22,4	26,3	24,6	20,9	19,8	22,6
IV	14,8	21,0	21,2	23,0	25,2	18,7	16,8	20,4
V	19,7	21,0	18,6	21,1	18,6	20,2	16,8	19,5
VI	21,6	21,1	21,9	22,1	20,1	19,9	20,7	21,1
VII	16,5	19,9	27,0	25,1	29,0	22,4	20,5	23,3
VIII	18,7	28,0	27,3	26,1	21,5	21,3	19,8	23,7
IX	22,5	22,4	23,9	23,7	24,1	20,6	17,2	22,2
X	18,4	23,4	25,4	24,5	25,3	22,9	20,9	23,2
XI	21,3	26,9	27,4	26,4	32,2	22,9	25,4	26,3
XII	25,1	26,7	29,4	26,4	30,8	30,8	26,9	28,0
Rok	20,1	23,8	24,5	24,6	25,5	22,2	20,4	23,2
P. chł.	21,2	25,4	25,8	25,7	28,1	23,8	22,0	24,8
P. ciepł.	19,0	22,2	23,3	23,5	23,0	20,5	18,6	21,7

Nieco wyraźniej tygodniowy rytm zmian stężenia NO_2 zaznaczył się w półroczu chłodnym. Wartości stężenia były wówczas podwyższone w stosunku do średniej ($24,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) od wtorku ($25,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) do piątku ($28,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), który charakteryzował się najwyższą średnią w tym okresie.

W półroczu ciepłym średnie stężenie powyżej przeciętnego ($21,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) także wyróżniało dni od wtorku ($22,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) do piątku ($23,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$), jednak największy poziom zanieczyszczenia przypadł na czwartek ($23,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Najmniejsze średnie wartości stężenia charakteryzowały początek i koniec tygodnia: (poniedziałek – $20,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, niedziela – $20,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Ta prawidłowość była bardzo wyraźna w obu półroczach.

Warto zauważyć, że wartości powyżej $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1/3 wartości dopuszczalnej według polskich norm prawnych), które w badanym okresie wystąpiły tylko w 3,1% przypadków (50 dni), najczęściej występowały w środy lub piątki. Może to świadczyć o szczególnie dużej emisji dwutlenku azotu w te dni i zwiększaniu się jego koncentracji w przygruntowej warstwie powietrza.

W okresie badań średnie dobowe stężenie SO_2 wyniosło $10,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tab. 2). Podobnie jak w przypadku dwutlenku azotu dały się zauważyć zmiany poziomu zanieczyszczenia powietrza tym gazem w ciągu tygodnia, z maksimum w piątek i minimum w poniedziałek, nie jest to jednak tendencja tak wyraźna jak w przypadku NO_2 .

Wartości średnie dobowe są wyraźnie niższe w poniedziałek ($8,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$), później następuje ich wzrost aż do piątku ($12,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i spadek w ostatnich dniach tygodnia, do $10,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w niedzielę.

W obydwu półroczach różnice między średnim stężeniem dwutlenku siarki w kolejnych dniach tygodnia były niewielkie. W półroczu chłodnym średnie stężenie większe od przeciętnego ($17,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wystąpiło we czwartek ($17,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i piątek ($18,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W półroczu ciepłym (średnie stężenie $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) podwyższone średnie wartości charak-

teryzowały środę (5,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), czwartek (5,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) i piątek (5,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Najmniejsze średnie stężenie występowało w poniedziałek: w półroczu chłodnym wynosiło ono 14,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a w półroczu ciepłym 2,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Stężenie SO_2 przekraczające 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1/4 wartości dopuszczalnej) stanowiły tylko 2,1% przypadków (35 dni), najczęściej występowały we wtorki, a także we czwartki i soboty.

Tabela 2. Średnie stężenie dwutlenku siarki (SO_2 , $\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Płocku w latach 1993-1997 (rok, półrocza, miesiące, dni tygodnia)

	Poniedziałek	Wtorek	Środa	Czwartek	Piątek	Sobota	Niedziela	1993-1997
I	22,6	24,5	23,4	25,9	24,8	24,1	25,4	24,4
II	18,9	26,0	22,6	24,3	24,0	18,6	24,4	22,8
III	9,1	17,1	21,6	18,0	21,2	15,6	11,4	16,6
IV	4,7	5,3	8,3	11,8	12,8	6,2	7,2	8,2
V	2,5	7,2	7,8	10,6	8,4	4,1	3,4	6,5
VI	2,7	7,2	8,6	7,2	6,4	5,4	1,2	5,7
VII	1,8	2,0	1,4	1,9	3,1	1,8	1,9	2,0
VIII	1,0	1,1	1,3	1,5	2,0	1,2	0,8	1,3
IX	4,9	4,8	2,7	2,2	3,2	3,6	2,6	3,4
X	5,4	5,7	8,3	9,0	7,6	6,5	7,0	7,2
XI	8,9	10,7	10,3	12,5	14,0	9,8	11,2	11,1
XII	24,4	16,8	15,5	18,2	20,9	25,8	23,7	20,4
Rok	8,9	10,7	11,0	11,8	12,3	10,4	10,0	10,8
P. chl.	14,7	16,7	16,8	17,9	18,7	17,0	16,9	17,0
P. ciepł.	2,9	4,6	5,0	5,8	3,8	3,8	2,9	4,6

Interesujące jest to, że najwięcej przypadków średniego dobowego stężenia NO_2 mieściło się w przedziale relatywnie małego stężenia, tj. do 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, podczas gdy dopuszczalne średnie dobowe stężenie wynosiło 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Poziom zanieczyszczenia przekraczający 1/3 wartości stwierdzono zaledwie w przypadku 3,1% wszystkich pomiarów. W latach 1993-1997 nie odnotowano przekroczeń dopuszczalnych wartości stężenia średniego dobowego dwutlenku azotu.

W przypadku SO_2 aż 93,4% wartości średniego dobowego stężenia zawierało się w przedziale do 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (dopuszczalne stężenie średnie dobowe wynosiło 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Jedynie 2,1% pomiarów wykazało stężenie większe niż 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

W pięcioleciu nie odnotowano przekroczenia dopuszczalnych przez prawo wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki.

Wpływ kierunku napływu mas powietrza na stężenie dwutlenku azotu i dwutlenku siarki

W latach 1993-1997 średnie dobowe stężenie dwutlenku azotu w Płocku wyniosło 23,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Mimo stosunkowo niedużych różnic średniej wielkości stężenia w dniach z poszczególnymi kierunkami adwekcji mas powietrza (do 5,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), bez trudu można

wskazać oddziaływanie kierunku napływu mas powietrza na zmiany poziomu zanieczyszczenia powietrza tym gazem (tab. 3).

Na warunki aerosanitarne w mieście niekorzystnie wpływał napływ mas powietrza z południo-zachodu. Stężenie większe od przeciętnego występowało również przy napływie mas powietrza z południa – 24,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (adwekcja w 5,7% dni w roku) oraz przy nieokreślonym kierunku adwekcji – 25,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (tab. 3). Szczególnie niepokojąca jest ta druga sytuacja, ze względu na duży jej udział w kształtowaniu pogody w mieście – 17,1% dni (w grupie sytuacji z brakiem wyraźnego kierunku adwekcji znajdują się dni z różnymi warunkami wiatrowymi, można przypuszczać, że najgorsze warunki aerosanitarne panują przy ciszy). Z kolei adwekcja mas powietrza z sektora wschodniego, zwłaszcza z kierunków północno-wschodniego i południowo-wschodniego, najbardziej sprzyjała małemu stężeniu NO_2 w powietrzu. Średnie dobowe stężenie w dniach z napływem mas powietrza z tych kierunków było mniejsze od przeciętnego w badanym okresie o 2,0-2,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Warto przy tym dodać, że adwekcja z południo-wschodu (występująca w 11,3% dni) miała znacznie większy udział w kształtowaniu pogody w Płocku niż adwekcja z północo-wschodu (występująca w 6,8%).

W ciągu roku kierunki napływu mas powietrza i powiązane z nimi warunki aerosanitarne ulegały pewnemu zróżnicowaniu.

W obydwu półroczach najsilniej negatywnie na stężenie NO_2 w powietrzu wpływał napływ mas powietrza z kierunku południowo-zachodniego.

W półroczu chłodnym przy tej sytuacji, średnie dobowe stężenie NO_2 wynosiło 25,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Tak samo duże było średnie dobowe stężenie NO_2 przy adwekcji z południa, jednak napływ mas powietrza z południo-zachodu był znacznie częstszy, zaznaczył się aż w 17,6% dni.

Tabela 3. Średnie, najwyższe i najniższe wartości stężenia NO_2 i SO_2 przy poszczególnych kierunkach adwekcji mas powietrza w Płocku w latach 1993-1997

			N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	C	Śr
NO_2	Rok	Najw.	69,0	66,0	81,0	67,0	58,0	74,0	70,0	68,0	83,0	23,2
		Śr	22,1	21,2	21,4	21,0	24,4	26,2	22,6	22,7	25,0	
		Najn.	2,0	6,0	1,0	4,0	2,0	3,0	4,0	1,0	4,0	
	P. Chł.	Najw.	65,0	6,0	1,0	4,0	2,0	3,0	4,0	1,0	4,0	24,8
		śr	24,0	50,0	81,0	67,0	58,0	67,0	70,0	68,0	75,0	
		Najn.	3,0	25,3	21,2	22,8	25,8	25,8	23,9	23,7	28,0	
	P. Ciep.	Najw.	69,0	10,0	10,0	5,0	11,0	7,0	4,0	1,0	7,0	21,7
		Śr	20,9	20,7	21,5	18,8	21,3	27,3	20,3	21,6	22,5	
		Najn.	2,0	6,0	1,0	4,0	2,0	3,0	4,0	4,0	4,0	
SO_2	Rok	Najw.	69,0	62,0	83,0	55,0	91,0	67,0	100,0	59,0	121,0	10,8
		Śr	10,2	5,6	11,5	11,9	15,6	11,7	12,7	8,7	11,0	
		Najn.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	P. Chł.	Najw.	62,0	24,0	83,0	55,0	91,0	67,0	100,0	59,0	121,0	17,0
		Śr	17,4	9,8	20,6	18,7	20,4	15,4	17,4	12,9	19,9	
		Najn.	3,0	2,0	0,0	1,0	6,0	2,0	0,0	0,0	0,0	
	P. Ciep.	Najw.	69,0	62,0	56,0	45,0	34,0	21,0	56,0	43,0	48,0	4,6
		Śr	5,7	5,0	6,5	4,3	4,1	3,6	4,1	4,0	3,7	
		Najn.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

Najniższe wartości stężenia w półroczu chłodnym występowały przy adwekcji ze wschodu – sytuacja taka nie była częsta (5,9% dni). Średnim stężeniem mniejszym o $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ od przeciętnego wyróżniły się ponadto dni z napływem mas powietrza z południo-wschodu – taki kierunek adwekcji występował w 12,1%.

Półrocze ciepłe charakteryzowało się ogólnie niższym poziomem stężenia NO_2 – przeciętne jego stężenie na stacji przy ul. Piasta 5 wynosiło wtedy $21,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W półroczu ciepłym częstość adwekcji z południo-zachodu (8,3% dni) była ponad 2 razy mniejsza niż w półroczu chłodnym, a średnie stężenie NO_2 w takich dniach wynosiło $27,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, czyli było większe od przeciętnego o $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Również brak wyraźnej adwekcji mas powietrza (występujący w 18,8% dni) powodował wzrost średniego stężenia powyżej przeciętnego o $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najmniejsze stężenie charakteryzowało dni z adwekcją powietrza z południo-wschodu ($18,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz zachodu ($20,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Udział takich dni wyniósł odpowiednio 10,5 i 7,4%.

W okresie badań średnie stężenie SO_2 równało się $10,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Różnice między średnimi wartościami stężenia w dniach z napływem mas powietrza z poszczególnych kierunków wynosiły do $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, czyli były znacznie większe niż w przypadku NO_2 .

Niekorzystnym wpływem na stężenie dwutlenku siarki w powietrzu najmocniej zaznaczył się napływ mas powietrza z południa. W tym przypadku średnie stężenie wynosiło $15,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i było większe od przeciętnego o $4,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Udział tego kierunku adwekcji w kształtowaniu pogody w Płocku był jednak niewielki – 5,7% dni w roku. Również przy adwekcji z zachodu średnie stężenie ($12,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) było większe od przeciętnego, o $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co było bardzo ważne, ponieważ częstość dni z tym kierunkiem adwekcji (10,5%) znacznie przewyższała częstość adwekcji z kierunku południowego.

Zmniejszenie stężenia SO_2 w Płocku powodowała adwekcja mas powietrza z północno-wschodu. Średnie stężenie wyniosło wówczas $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Częstość takiej sytuacji wynosiła 6,8% dni w roku. Średnie stężenie poniżej przeciętnego ($10,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) charakteryzowało także dni z adwekcją mas powietrza z kierunku północno-zachodniego – $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Częstość takich dni była znaczna (16%).

W przebiegu rocznym zarysowuje się wyraźna zmiana średniego stężenia SO_2 w półroczu chłodnym $17,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a w półroczu ciepłym $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Zmianę tę należy tłumaczyć przede wszystkim zmianami wielkości emisji tego gazu w obu półroczach.

Kierunkami adwekcji mas powietrza, przy których średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki osiągało w półroczu chłodnym największe wartości, były: wschodni – $20,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (przy częstości 5,9%) oraz południowy – $20,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (8,0%).

Najmniejsze średnie wartości stężenia w tym półroczu ($9,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) charakteryzowały dni z adwekcją z północno-wschodu – stężenie było wówczas mniejsze aż o $7,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ od przeciętnego w tym okresie. Nie miało to jednak znaczącego wpływu na poziom zanieczyszczenia powietrza w mieście, ze względu na bardzo małą częstość takich sytuacji 2,0% dni.

W półroczu ciepłym średnie stężenie ($4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) było mniejsze aż o $12,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ od średniego stężenia w półroczu chłodnym ($17,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Podobnie jak w chłodnej połowie roku najmniej korzystne warunki aerosanitarne panowały przy napływie mas powietrza ze wschodu – średnie stężenie SO_2 wynosiło wówczas $6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (udział takich dni to 10,5%). Najmniejsze stężenie występowało przy adwekcji z południo-zachodu – $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ten kierunek napływu mas powietrza zaznaczał się w 8,3% dni).

Wpływ układu barycznego na stężenie dwutlenku azotu i dwutlenku siarki

W całym okresie badawczym można stwierdzić, że najmniej czystości powietrza sprzyja pogoda kształtowana przez układy antycyklonalne (prawidłowość ta odnosi się do obydwu omawianych zanieczyszczeń (tab. 4).

W latach 1993-1997 średnie dobowe stężenie dwutlenku azotu w Płocku w czasie panowania układów antycyklonalnych wyniosło 24,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Była to najwyższa wartość średniego stężenia spośród wartości obliczonych w odniesieniu do poszczególnych układów barycznych. Niewiele mniej wyniosło średnie stężenie w układach zerowych (23,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), było to jednak już stężenie mniejsze od przeciętnego w całym okresie o 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Najniższą wartością średniego dobowego stężenia wyróżniły się dni z układem cyklonalnym – 21,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Był to zatem układ baryczny najsilniej wpływający na obniżenie poziomu zanieczyszczenia powietrza w mieście.

Układy cyklonalne w obu półroczach wyróżniły się jako te, przy których średnie dobowe stężenie dwutlenku azotu było najmniejsze. W półroczu chłodnym średnie stężenie przy występowaniu układu cyklonalnego wyniosło 22,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (średnie w tym okresie – 24,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a w półroczu ciepłym 20,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (średnie w tym okresie – 21,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabela 4 Wartości średnie, najwyższe i najniższe stężenia dwutlenku azotu i dwutlenku siarki w dniach z poszczególnymi układami barycznymi (0, a, c) w Płocku w latach 1993-1997 (rok, półrocza)

		NO ₂				SO ₂			
		0	a	c	Śr.	0	a	c	Śr.
Rok	najwyższe	83,0	81,0	67,0	23,2	74,0	100,0	121,0	10,8
	średnie	23,5	24,4	21,5		11,4	12,4	8,3	
	najniższe	3,0	3,0	1,0		0,0	0,0	0,0	
Półrocze chłodne	najwyższe	75,0	81,0	67,0	24,8	74,0	100,0	121,0	17,0
	średnie	26,2	25,3	22,8		19,4	19,5	11,9	
	najniższe	4,0	5,0	1,0		0,0	0,0	0,0	
Półrocze ciepłe	najwyższe	83,0	81,0	62,0	21,7	69,0	62,0	56,0	4,6
	średnie	21,4	23,3	20,1		4,9	4,3	4,4	
	najniższe	3,0	3,0	1,0		0,0	0,0	0,0	

W półroczu chłodnym najwyższą średnią wartością stężenia NO₂ wyróżniły się dni z zerowym układem ciśnienia – 26,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Niewiele mniejsze (o 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) średnie stężenie NO₂ występowało w czasie panowania układów wyżowych – 25,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W półroczu ciepłym relacje wielkości średniego stężenia w układach barycznych antycyklonalnych i zerowych są inne. Najbardziej niekorzystne jest utrzymywanie się układu wyżowego – średnie stężenie NO₂ wynosiło wówczas 23,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Przy panowaniu układów zerowych średnie stężenie NO₂ równało się 21,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

W półroczu chłodnym najwyższą średnią wartością stężenia NO₂ wyróżniły się dni z zerowym układem ciśnienia – 26,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Niewiele mniejsze (o 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) średnie stężenie NO₂ występowało w czasie panowania układów wyżowych – 25,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

W półroczu ciepłym relacje wielkości średniego stężenia w układach barycznych antycyklonalnych i zerowych są inne. Najbardziej niekorzystne jest utrzymywanie się układu wyżowego – średnie stężenie NO_2 wynosiło wówczas $23,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Przy panowaniu układów zerowych średnie stężenie NO_2 równało się $21,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki w całym okresie badań wyniosło $10,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tab. 4). W układach antycyklonalnych średnie stężenie było równe $12,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nieco mniejsze w dniach z układami zerowymi – $11,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a najmniejsze w dniach z układami cyklonalnymi – $8,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W półroczu chłodnym wyjątkowo niekorzystnie na warunki aerosanitarne wpływało utrzymywanie się układów antycyklonalnych i zerowych. Średnie stężenie SO_2 w dniach z tymi układami wynosiło odpowiednio $19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $19,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W przypadku sytuacji cyklonalnych poziom stężenia SO_2 był znacznie niższy, wyniósł $11,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Półrocze ciepłe charakteryzowało się nie tylko znacznym spadkiem poziomu zanieczyszczenia powietrza SO_2 , ale także wyraźnym zrównaniem średniego stężenia w dniach z różnymi układami barycznymi – różnice wynosiły zaledwie dziesiąte części $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W układach wysokiego ciśnienia średnie stężenie dwutlenku siarki były najmniejsze – $4,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Przy panowaniu układów cyklonalnych średnie stężenie wynosiło $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, największe było w układach zerowych – średnio $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Wyjątkowo duża różnica między średnim stężeniem dwutlenku siarki w dniach z układem antycyklonalnym między półroczem chłodnym i półroczem ciepłym wynika z odmiennych warunków termiczno-dynamicznych typowych w czasie wyżów barycznych w tych dwóch półroczach. Najniższy poziom stężenia dwutlenku siarki w półroczu ciepłym w dniach z układami wysokiego ciśnienia można uzasadnić tym, że sprzyjają one powstawaniu w dzień równowagi chwiejnej, przy której prądy wstępujące wnoszą zanieczyszczenia w wyższe partie atmosfery. W półroczu chłodnym w czasie występowania wyżów barycznych częste są niekorzystne dla rozprzestrzeniania zanieczyszczeń w atmosferze warunki meteorologiczne (równowaga stała lub wybitnie stała).

W półroczu ciepłym największe stężenie SO_2 odnotowano 26 maja 1993 roku – $69,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Miało to miejsce w czasie panowania układu zerowego.

Wpływ typu cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenie powietrza w Płocku dwutlenkiem azotu i dwutlenkiem siarki

Wyniki badań wskazują, że w latach 1993-1997 najgorsze warunki aerosanitarne w Płocku (najwyższe średnie wartości stężenia zarówno dwutlenku azotu, jak i dwutlenku siarki) panowały w dniach z typami cyrkulacji S-SW₀ i S-SW_a. Średnie stężenie NO_2 przy panowaniu typów cyrkulacji S-SW₀ i S-SW_a wynosiło odpowiednio $27,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $26,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najmniejsze było w dniach z typem cyrkulacji W-NW_c – $18,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tab. 5-8).

W przypadku dwutlenku siarki niekorzystne było w Płocku nie tylko utrzymywanie się typów cyrkulacji S-SW₀ i S-SW_a (średnie stężenie SO_2 odpowiednio $14,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $15,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ale także typu cyrkulacji E-SE_a (średnie stężenie SO_2 $14,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Najkorzystniejsze warunki, przy których zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki było najmniejsze, panowały w dniach z typem cyrkulacji E-SE_c ($6,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabela 5. Średnie stężenie dwutlenku azotu i dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z poszczególnymi typami cyrkulacji atmosferycznej w Płocku w latach 1993-1997 (rok, półrocza)

	NO ₂			SO ₂		
	1993-1997	P. chodne	P. ciepłe	1993-1997	P. chłodne	P. ciepłe
00+0a+0c	25,0	28,0	22,5	11,0	19,9	3,7
E0+SE0	21,0	24,2	19,0	11,2	22,1	4,6
Ea+SEa	20,7	25,4	18,5	6,4	10,8	4,4
Ec+SEc	21,6	20,6	22,9	14,6	20,3	7,0
S0+SW0	27,7	26,9	29,0	14,6	20,1	5,4
Sa+SWa	26,1	25,2	28,2	15,7	21,2	2,3
Sc+SWc	24,4	25,6	21,5	9,8	12,3	3,4
W0+NW0	23,7	25,1	21,8	11,4	16,1	5,0
Wa+NWa	25,6	28,2	22,7	12,0	20,0	3,2
Wc+NWc	18,9	18,9	18,9	7,1	9,1	3,9
N0+NE0	21,5	28,9	19,0	10,6	24,5	6,0
Na+NEa	21,9	24,0	21,2	6,7	14,1	4,0
Nc+NEc	21,8	21,6	21,9	8,2	12,4	6,1
1993-1997	23,2	24,8	21,7	10,8	17,0	4,6

Tabela 6. Percentyle 0,95 wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu i dwutlenku siarki w Płocku w latach 1993-1997

Typ	NO ₂		SO ₂		NO ₂ > 44,8		SO ₂ > 38,8	
	l.p.	%	l.p.	%	l.p.	%	l.p.	%
0 ₀ -0 _a -0 _c	313	17,1	313	17,1	20	24,4	16	19,3
E ₀ -SE ₀	115	6,3	115	6,3	2	2,4	7	8,4
E _c -SE _c	83	4,5	83	4,5	2	2,4	2	2,4
E _a -SE _a	159	8,7	159	8,7	9	11,0	7	8,4
S ₀ -SW ₀	81	4,4	81	4,4	4	4,9	8	9,6
S _a -SW _a	109	6,0	109	6,0	4	4,9	10	12,0
S _c -SW _c	150	8,2	150	8,2	6	7,3	2	2,4
W ₀ -NW ₀	174	9,5	174	9,5	7	8,5	8	9,6
W _a -NW _a	150	8,2	150	8,2	12	14,6	10	12,0
W _c -NW _c	171	9,4	171	9,4	1	1,2	5	6,0
N ₀ -NE ₀	96	5,3	96	5,3	3	3,7	4	4,8
N _a -NE _a	105	5,8	105	5,8	5	6,1	2	2,4
N _c -NE _c	120	6,6	120	6,6	7	8,5	2	2,4
Suma	1826,0	100,0	1826	100,0	82	100,0	83	100,0

Percentyl 0,95 stężenia dwutlenku azotu w Płocku w latach 1993-1997 wyniósł $44,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Stężenie NO₂ większe od tej wartości wystąpiło w 82 dniach. Sprawdzenie częstości typów cyrkulacji w tych dniach i porównanie jej z ogólną częstością ich występowania pozwoliło wskazać typy wyjątkowo sprzyjające dużemu stężeniu dwutlenku azotu w Płocku oraz te, przy których tak niekorzystne warunki aerosanitarne są bardzo rzadkie.

Percentyl 0,95 stężenia dwutlenku siarki w Płocku w latach 1993-1997 wyniósł 38,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Stężenie większe od tej wartości wystąpiło w 83 dniach. Niemal wszystkie (z wyjątkiem jednego) dni ze stężeniem dwutlenku siarki przekraczającym 38,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ należały do półrocza chłodnego.

Tabela 7. Częstość wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Płocku w latach 1993-1997 (rok, półrocza)

	0-10	10-20	20-35	35-55	55-80	>80
1993-1997	10,6	35,9	40,4	11,3	1,6	0,2
Półrocze chłodne	3,9	15,3	23,1	6,8	0,8	0,1
Półrocze ciepłe	20,7	13,7	10,0	4,4	0,9	0,3

Tabela 8. Częstość wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Płocku w latach 1993-1997 (rok, półrocza)

	0-10	10-20	20-35	35-55	55-80	>80
1993-1997	65,8	15,8	11,8	5,2	1,1	0,3
Półrocze chłodne	20,7	13,7	10,0	4,4	0,9	0,3
Półrocze ciepłe	45,1	2,1	1,8	0,8	0,2	0,0

Podsumowanie

W pracy określono wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku azotu i dwutlenku siarki w Płocku w latach 1993-1997. Wykorzystano codzienne dane dotyczące stężenia obydwu tych gazów oraz kalendarz typów cyrkulacji atmosferycznej sporządzony według tych gazów oraz kalendarz typów cyrkulacji atmosferycznej sporządzony według klasyfikacji liczbowej równoprawdopodobnej J. Lityńskiego.

Duże zmiany emisji dwutlenku siarki w ciągu roku oraz zmiany warunków pogodowych powodują, że średnie stężenie tego gazu w Płocku ulega w rytmie rocznym znaczącym wahaniom. Przeciętne stężenie w półroczu chłodnym wyniosło 17,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a w półroczu ciepłym 4,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Największą średnią miesięczną wartością stężenia SO_2 wyróżnił się styczeń (24,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), najmniejszą zaś sierpień (1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Zmiany średniego stężenia SO_2 w przebiegu tygodniowym są słabiej zaznaczone niż w przypadku NO_2 . Największe średnie wartości stężenia SO_2 przypadły na środę (11,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), czwartek (11,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) i piątek (12,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a najmniejsza na poniedziałek (8,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Największe średnie stężenie dwutlenku azotu występowało w dniach z napływem nad Płock mas powietrza z południo-zachodu (w półroczu chłodnym 25,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,

w półroczu ciepłym 27,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Z kolei średnie stężenie dwutlenku siarki było większe od przeciętnego głównie przy adwekcji mas powietrza z kierunków południowego i wschodniego. Szczególnie dużymi wartościami stężenia SO_2 wyróżniały się dni z napływem mas powietrza z tych kierunków w półroczu chłodnym (E – 20,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, S – 20,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Przymuszczać należy za zwiększoną koncentrację SO_2 przy napływie mas powietrza z tych kierunków odpowiadają niskie, punktowe emitory osiedli jednorodzinnych położonych w południowej i wschodniej części miasta.

W półroczu chłodnym średnie stężenie dwutlenku azotu w dniach z układami antycyklonalnymi i zerowymi niewiele się różniło (odpowiednio 25,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 26,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

W półroczu ciepłym różnica ta była większa – najwyższą wartością średniego stężenia NO_2 wyróżniały się dni z układami antycyklonalnymi ($23,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), w dniach z układami zerowymi średnie stężenie NO_2 wynosiło $21,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Średnie stężenie NO_2 w dniach z układami cyklonalnymi wyniosło w półroczu chłodnym $22,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, zaś w półroczu ciepłym $20,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W półroczu chłodnym średnie stężenie dwutlenku siarki w dniach z układami antycyklonalnymi równało się $19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a podczas układów zerowych wyniosło $19,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W półroczu ciepłym średnie stężenie SO_2 było najwyższe w dniach z układami zerowymi ($4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W dniach z wysokim ciśnieniem wartość średniego stężenia wyniosła $4,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Średnie stężenie SO_2 w dniach z układami cyklonalnymi wyniosło w półroczu chłodnym $11,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, zaś w półroczu ciepłym $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Wnioski, które zawarto w powyższej pracy można wykorzystać w systemie monitoringu zanieczyszczeń powietrza, przy prowadzeniu dalszych badań i ostrzeganiu o przewidywanych zagrożeniach w określonych sytuacjach meteorologicznych.

7.2. Zanieczyszczenia powietrza miast w południowej Polsce ze szczególnym uwzględnieniem Krakowa

7.2.1. Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w południowej Polsce

Autor: Anna SKUPIŃSKA

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

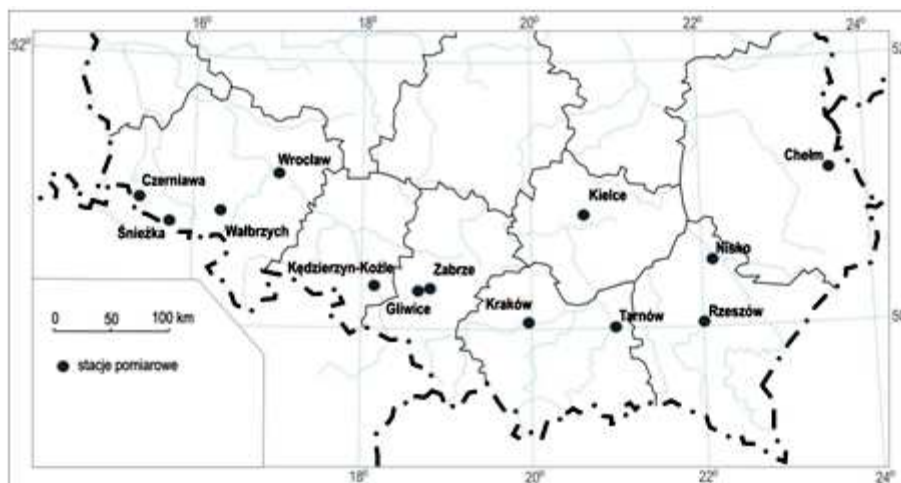
Cel pracy

Badania zanieczyszczenia powietrza nie powinny ograniczać się tylko do obszarów źródłowych, ale także powinny im podlegać obszary sąsiednie. Jednym z najważniejszych zanieczyszczeń powietrza, jakie powinny być analizowane w takich badaniach jest dwutlenek siarki.

Celem pracy jest charakterystyka przestrzennego zróżnicowania zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w południowej Polsce w latach 1993-1999 oraz jego zmian w czasie, zarówno w ciągu roku, jak i z roku na rok. Zbadana zostanie także zależność stężenia SO_2 w powietrzu od cyrkulacji atmosferycznej, w celu prześledzenia głównych „tras” przemieszczania się zanieczyszczeń powietrza.

Dane źródłowe

W pracy wykorzystano dane pomiarowe średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki z 13 stacji pomiarowych zlokalizowanych w południowej Polsce (rys. 1).



Rys. 1. Lokalizacja stacji pomiarowych zanieczyszczenia powietrza w południowej Polsce

Są to: Czarniawa, Śnieżka, Wrocław, Wałbrzych, Kędzierzyn-Koźle, Gliwice, Zabrze, Kraków, Tarnów, Rzeszów, Kielce, Nisko oraz Chełm. Dane pochodzą z lat 1993-1999, z wyjątkiem Wrocławia, Gliwic, Zabrze (1994-1999) i Tarnowa (1993-1998).

Największą kompletnością danych charakteryzują się stacje pomiarowe w Kędzierzynie-Koźlu (98,7% dni z pomiarami stężenia SO₂ ze wszystkich 2556 dni w siedmiomiesięciu), na Śnieżce i w Nisku (odpowiednio 98,6% i 97,1% dni siedmiolecia) oraz w Gliwicach (98,1% dni ze wszystkich 2191 dni sześciolecia), Zabrze i Tarnowie (odpowiednio 94,2% i 90,3% dni). Na pozostałych stacjach udział dni z pomiarami w ogólnej liczbie dni nie przekracza 90%.

Metody opracowania

Na podstawie wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki w odniesieniu do każdej stacji pomiarowej obliczono średnie miesięczne stężenie tego gazu oraz średnie stężenie SO₂ w każdym roku osobno. Obliczono także średnie stężenie dwutlenku siarki w dniach z danym rodzajem warunków cyrkulacyjnych – układem barycznym i kierunkiem adwekcji mas powietrza, a także makrotypem cyrkulacji (aby określić, jaka cyrkulacja wpływa korzystnie, a jaka niekorzystnie na jakość powietrza).

Następnie wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki podzielono na siedem przedziałów: 0-5, 5-10, 10-20, 20-50, 50-100, 100-150 oraz powyżej 150 µg/m³. Pozwoliło to przeanalizować, jakie wartości średniego dobowego stężenia SO₂ występowały najczęściej na poszczególnych stacjach pomiarowych oraz kiedy najczęściej i najrzadziej występowały bardzo małe i bardzo duże wartości tego stężenia. Ponadto przeanalizowano częstość występowania poszczególnych wartości stężenia dwutlenku siarki w dniach z różnymi warunkami cyrkulacyjnymi.

Zbadano także, w których miesiącach i latach występowały najmniejsze, a w jakich największe maksima i minima średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki oraz jak zmieniały się wartości percentyla 0,95 średniego stężenia SO₂. Przeanalizowano także maksymalne wartości stężenia SO₂ w dniach z poszczególnymi rodzajami układu barycznego oraz kierunkami adwekcji mas powietrza i makrotypami cyrkulacji.

Ostatnim etapem badań była analiza występowania szczególnie dużych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki. Za szczególnie duże wartości tego stężenia uznano przekraczające 125 µg/m³, ponieważ wartość ta stanowi obecnie granicę dopuszczalnego średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki (tab.1).

Tabela 1. Dopuszczalne wartości stężenia dwutlenku siarki w powietrzu (µg/m³)

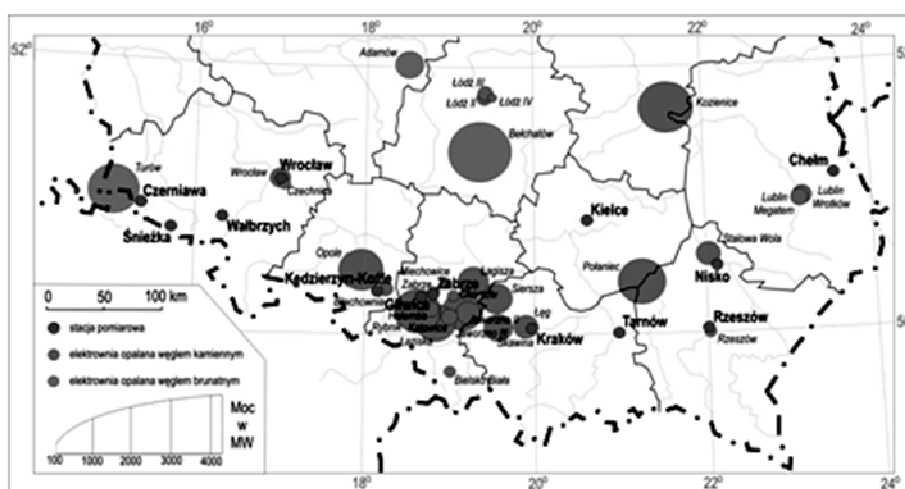
Rodzaje obszaru	30 min. ¹	24 godz. ²	Rok ³
Obszary chronione	500	150 125 od 2010 r.	40 30 od 2005 r.)
Obszary parków narodowych	150	75	15
Obszary leśnych kompleksów promocyjnych	200	100	29
Obszary ochrony uzdrowiskowej	350	125	30
Obszary z pomnikami historii, wpisane na "Listę dziedzictwa światowego"	-	-	35 30 od 2005 r.

Podano normy według Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 28 kwietnia 1998 r. w sprawie dopuszczalnych wartości stężenia substancji zanieczyszczających w powietrzu (Dz. U. Nr 55, poz. 355

gdzie:

1. jako 99,8 percentyl obliczony ze stężeń odniesionych do 30 minut, występujących w roku kalendarzowym,
2. jako 98 percentyl obliczony ze stężeń odniesionych do 24 godzin, występujących w roku kalendarzowym,
3. jako stężenie średnie w roku kalendarzowym

Określono, w których miesiącach i latach występowało najwięcej dni ze szczególnie dużym stężeniem dwutlenku siarki oraz wyznaczono okresy, w których tak duże wartości tego stężenia wystąpiły najczęściej. W jednym z takich okresów porównano zmiany z dnia na dzień średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki oraz temperatury powietrza. Przeanalizowano także zmiany cyrkulacji atmosferycznej (układu barycznego i kierunku cyrkulacji) w tym okresie. W interpretacji wyników pomiarów wzięto pod uwagę źródła emisji w południowej Polsce (rys. 2).



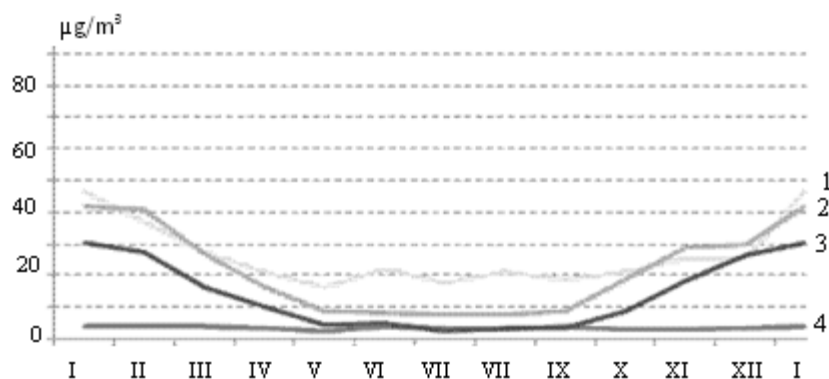
Rys. 2. Lokalizacja głównych zakładów energetycznych w południowej Polsce

Czasowe zmiany stężenia dwutlenku siarki w powietrzu w południowej Polsce w latach 1993-1999

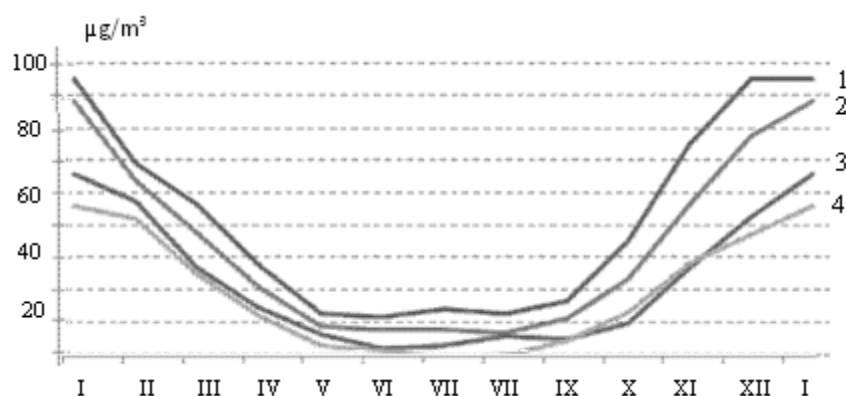
Przebieg roczny

Średnie stężenie dwutlenku siarki w południowej Polsce w latach 1993-1999 wykazywało bardzo duże zróżnicowanie przestrzenne (rys. 3-5). Wartości te wahały się od $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe średnie roczne wartości stężenia SO_2 występowały na stacjach środkowej części południowej Polski: $49,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrze, $40,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Gliwicach. Duże stężenie tego gazu występowało także na dwóch stacjach po-

miarowych w południowo-zachodniej Polsce: 25,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Czerniawie i 20,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Wałbrzychu. Z kolei bardzo małe średnie stężenie dwutlenku siarki (i dodatkowo zmniejszające się w kierunku wschodnim) występowało w latach 1993-1999 w południowo-wschodniej Polsce, gdzie wynosiło: 16,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Tarnowie, 12,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Kielcach, 11,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Rzeszowie, 9,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Chełmie oraz 6,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Nisku. Podobną wartością tego stężenia cechowała się także stacja pomiarowa we Wrocławiu (13,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a najmniejszym spośród stacji pomiarowych w południowej Polsce średnim stężeniem dwutlenku siarki w latach 1993-1999. Wyróżniała się Śnieżka (3,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Stężenie dwutlenku siarki charakteryzuje się także zmianami w ciągu roku, osiągając większe wartości w półroczu chłodnym, a mniejsze – w półroczu ciepłym.



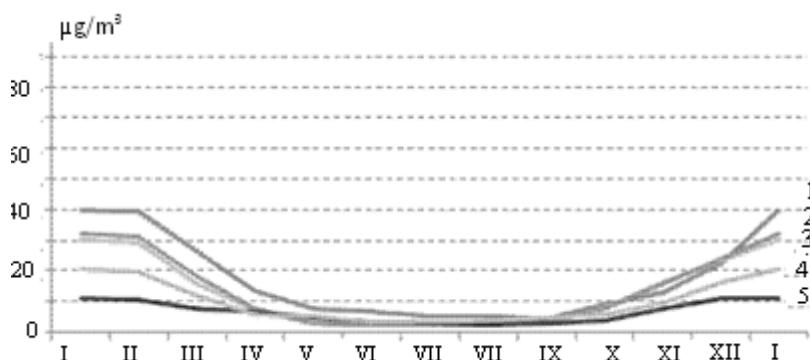
Rys. 3. Przebieg roczny stężenia dwutlenku siarki w południowej Polsce w latach 1993-1999 (1. Czerniawa, 2. Wałbrzych, 3. Wrocław, 4. Śnieżka)



Rys. 4. Przebieg roczny stężenia dwutlenku siarki w południowej Polsce w latach 1993-1999 (1. Zabrze, 2. Gliwice, 3. Kętrzyn-Koźle, 4. Kraków)

Ogólne prawidłowości czasowo-przestrzennego zróżnicowania zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki zostaną przedstawione na podstawie analizy średnich mie-

sięczych wartości stężenia SO₂, częstości występowania poszczególnych wartości, minimalnego i maksymalnego stężenia tego gazu, a także wartości percentyla 0,95 średniego stężenia SO₂.



Rys. 5. Przebieg roczny stężenia dwutlenku siarki południowej Polsce w latach 1993-1999 (1. Tarnów, 2. Kielce, 3. Rzeszów, 4. Chełm, 5. Nisko)

Największe maksymalne wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki występują głównie w miesiącach zimowych – przede wszystkim w lutym i styczniu, a także w grudniu (Zabrze) i październiku (Śnieżka; drugie maksimum wystąpiło w lutym) (tab. 2-3

Tabela 2. Maksymalne wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki (µg/m³) na stacjach pomiarowych południowej Polski w poszczególnych miesiącach w latach 1993-1999

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Czerniawa	419	198	144	126	77	125	104	162	97	138	175	180
Śnieżka	18,0	23,0	21,0	11,0	12,4	20,4	16,0	18,0	15,0	23,0	21,0	13,2
Wałbrzych	157	294	111	69	42	31	48	35	77	89	161	97
Wrocław	129	116	54	56	26	23	13	20	19	55	100	94
Kędz.-Kozłe	344	252	237	158	101	61	58	98	89	92	201	329
Gliwice	326	189	118	64	39	39	40	47	59	95	229	297
Zabrze	269	156	135	85	64	58	116	99	79	116	242	304
Kraków	179	212	160	61	44	46	31	29	40	92	149	178
Tarnów	150	251	191	72	85	43	102	66	28	38	51	121
Rzeszów	108	199	83	33	23	14	14	38	19	40	71	101
Kielce	155	230	86	42	21	21	18	27	23	51	82	107
Nisko	27	66	33	41	19	12	15	14	11	17	38	44
Chełm	94	124	116	57	63	26	26	52	69	33	57	80

Największe maksymalne średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki wystąpiło w Czerniawie – 419,0 µg/m³. Bardzo duże stężenie SO₂ występowało w niektórych dniach w środkowej części południowej Polski: w Kędzierzynie-Koźlu (344,0 µg/m³), w Gliwicach (326 µg/m³) i Zabrzu (304 µg/m³). Co ważne, wszystkie te maksymalne

wartości wystąpiły w podobnym czasie – na przełomie 1996 i 1997 roku. Z kolei w południowo-wschodniej Polsce największe maksymalne stężenie SO₂ wystąpiło od 1 do 3 lutego 1993 r. i wynosiło od 251 µg/m³ w Tarnowie do 66 µg/m³ w Nisku. Maksymalne stężenie dwutlenku siarki na Śnieżce wyniosło zaledwie 23,0 µg/m³.

Tabela 3. Percentyl 0,95 średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki (µg/m³) na stacjach pomiarowych południowej Polski w poszczególnych miesiącach w latach 1993-1999

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Czern.	164,5	100,0	69,4	67,6	43,7	59,7	58,5	62,6	51,0	68,0	74,9	62,6
Śnieżka	9,3	13,7	10,1	7,0	7,0	12,0	8,4	8,0	9,0	7,0	8,0	7,5
Wałbrz.	97,4	101,4	62,3	37,8	22,0	23,2	22,1	22,0	29,0	52,9	76,5	71,4
Wrocł.	76,0	60,7	37,4	28,0	16,6	14,0	8,0	12,0	10,0	28,0	42,2	68,8
K.-Kozłe	163,3	161,3	111,9	73,2	54,2	31,0	38,4	37,0	40,9	53,6	115,0	192,8
Gliwice	188,0	136,8	92,2	48,0	33,8	30,0	34,0	34,0	45,2	64,0	116,1	160,8
Zabrze	190,4	125,9	106,9	67,0	43,5	44,0	77,0	50,4	52,6	87,2	154,3	200,1
Kraków	131,6	118,6	77,6	44,0	25,8	27,0	17,2	17,0	28,0	48,0	85,0	104,2
Tarnów	88,5	97,2	80,2	37,7	24,3	26,0	19,0	23,0	12,1	27,4	37,3	57,4
Rzeszów	68,9	63,8	38,5	19,2	9,0	7,0	7,0	9,7	11,0	26,6	42,1	57,0
Kielce	76,6	65,0	50,3	19,0	9,0	10,9	12,5	11,0	11,4	20,0	47,1	63,6
Nisko	23,0	28,0	17,0	16,0	13,4	9,0	7,0	7,0	8,6	10,2	15,6	25,4
Chełm	55,7	71,8	42,5	25,4	19,0	18,0	15,5	13,8	16,6	21,6	36,5	43,0

Najmniejsze maksymalne wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki występują w miesiącach półrocza ciepłego (od kwietnia do września), najczęściej w czerwcu i lipcu. W półroczu ciepłym największe wartości tego stężenia wystąpiły w Czerniawie (77,0 µg/m³), a także w Kędzierzynie-Koźlu i Zabrzu (po 58,0 µg/m³). Największe maksymalne wartości percentyla 0,95 stężenia SO₂ wyróżniły Zabrze (200,1 µg/m³), Kędzierzyn-Koźle (192,8 µg/m³), Gliwice (188,0 µg/m³) oraz w Czerniawę (164,5 µg/m³).

Znacznie mniejsze maksymalne wartości percentyla 0,95 średniego miesięcznego stężenia SO₂ (około 70,0 µg/m³) cechowały stacje w południowo-wschodniej Polsce (Kielce, Chełm, Rzeszów) oraz Wrocław, a najmniejsze – Nisko (28,0 µg/m³) oraz Śnieżkę (13,7 µg/m³). Natomiast minimalne wartości percentyla 0,95 średniego miesięcznego stężenia dwutlenku siarki występowały w miesiącach półrocza ciepłego, głównie od maja do sierpnia. Największe minimalne wartości percentyla 0,95 stężenia SO₂ charakteryzowały Czerniawę (43,7 µg/m³) i Zabrze (43,5 µg/m³) oraz Kędzierzyn-Koźle (31,0 µg/m³) i Gliwice (30,0 µg/m³). Nieco mniejsze wartości tego stężenia występowały w Wałbrzychu (22,0 µg/m³) i Krakowie (17,0 µg/m³). Na pozostałych stacjach pomiarowych minimalne wartości percentyla 0,95 średniego miesięcznego stężenia SO₂ wynosiły około 10,0 µg/m³, z minimum na Śnieżce, w Rzeszowie i Nisku (7,0 µg/m³).

Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w południowej Polsce

Stężenie dwutlenku siarki zmienia się pod wpływem cyrkulacji atmosferycznej (wpływa na nie zarówno układ baryczny, jak i kierunek napływu powietrza). Wpływ ten zostanie oceniony za pomocą analizy średniego stężenia SO_2 w dniach z poszczególnymi typami cyrkulacji, częstości występowania poszczególnych wartości oraz maksymalnego stężenia tego gazu i zmian średniego dobowego stężenia SO_2 z dnia na dzień w okresie największego zanieczyszczenia powietrza tym gazem w południowej Polsce (grudzień 1996 – styczeń 1997 r.).

W pracy wzięto pod uwagę klasyfikację typów cyrkulacji według Lityńskiego. Uwzględnia się w niej kierunek cyrkulacji oraz układ baryczny, które razem tworzą typ dobowy. Wyróżnianych jest 8 kierunków napływu mas powietrza oraz sytuacja zerowa (0) – kiedy nie można jednoznacznie zaklasyfikować kierunku wiatru lub nie występuje napływ mas powietrza. W każdym z tych dziewięciu przypadków wyróżniono 3 typy układu barycznego: antycyklonalny (a), cyklonalny (c) oraz neutralny (0). Na tej podstawie w klasyfikacji Lityńskiego wyróżnionych jest 27 typów cyrkulacji (tab. 4).

Tabela 4. Typy cyrkulacji wg klasyfikacji Lityńskiego

Makrotyp	Symbol
Północny-północno-wschodni antycyklonalny	Na+NEa
Wschodni-południowo-wschodni antycyklonalny	Ea+SEa
Południowy-południowo-wschodni antycyklonalny	Sa+SWa
Zachodni-północno-zachodni antycyklonalny	Wa+NWa
Zerowy antycyklonalny	0a
Północny-północno-wschodni cyklonalny	Nc+NEc
Wschodni-południowo-wschodni cyklonalny	Ec+SEc
Południowy-południowo-wschodni cyklonalny	Sc+SWc
Zachodni-północno-zachodni cyklonalny	Wc+NWc
Zerowy cyklonalny	0c
Północny-północno-wschodni neutralny	N0+NE0
Wschodni-południowo-wschodni neutralny	E0+SE0
Południowy-południowo-wschodni neutralny	S0+SW0
Zachodni-północno-zachodni neutralny	W0+NW0
Zerowy neutralny	00

Aby móc porównać, który typ cyrkulacji jest korzystny, a który niekorzystny, na poszczególnych stacjach pomiarowych, obliczono średnie i podano maksymalne stężenia dwutlenku siarki na danej stacji pomiarowej w dniach z danym typem cyrkulacji (tab. 5-9).

W południowej Polsce w latach 1993-1999 niekorzystnie na stężenia dwutlenku siarki w powietrzu wpływał antycyklonalny układ baryczny (9 z 13 stacji), przede wszystkim w środkowej części południowej Polski, a w największym stopniu Kędzierzyna-Koźła, gdzie średnie stężenie dwutlenku siarki w dniach z antycyklonalnym

układem barycznym stanowiło 124,4% średniego ogólnego stężenie SO₂ na tej stacji pomiarowej.

Cyrkulacja atmosferyczna o charakterze antycyklonalnym wpływa niekorzystnie na zanieczyszczenie powietrza, ponieważ w takich dniach często jest hamowane wynoszenie zanieczyszczeń z przygruntowej warstwy powietrza ku górze. Dlatego układ antycyklonalny jest szczególnie niekorzystny na obszarach o dużej emisji zanieczyszczeń. Natomiast niewielkie zmniejszenie się stężenia dwutlenku siarki w dniach z cyrkulacją antycyklonalną na stacji pomiarowej na Śnieżce może być spowodowane tym, że stacja ta położona jest na znacznej wysokości nad poziomem morza i przy cyrkulacji antycyklonalnej zanieczyszczenia powietrza docierają tam w mniejszym stopniu.

Tabela 5. Średnie stężenie dwutlenku siarki (µg/m³) na stacjach pomiarowych południowej Polski w latach 1993-1999 w dniach z poszczególnymi rodzajami układu barycznego

Stacje pomiarowe	antycyklonalny	cyklonalny	neutralny	Średnia
Czarniawa	28,3	20,2	27,2	25,4
Śnieżka	3,4	3,8	3,7	3,6
Wałbrzych	24,6	13,5	20,6	20,1
Wrocław	14,2	10,1	14,8	13,0
Kędzierzyn-Koźle	37,8	21,2	30,1	30,4
Gliwice	49,9	29,7	41,1	40,9
Zabrze	57,7	38,4	50,9	49,7
Kraków	32,5	20,7	30,2	28,0
Tarnów	18,3	12,4	18,0	16,3
Rzeszów	13,7	8,6	12,8	11,8
Kielce	13,0	11,7	13,1	12,6
Nisko	13,0	11,7	13,1	6,3
Chełm	13,0	11,7	13,1	9,2

Tabela 6. Maksymalne wartości średniego stężenia dobowego dwutlenku siarki (µg/m³) i daty na stacjach pomiarowych południowej Polski w latach 1993-1999 w dniach z poszczególnymi rodzajami układu barycznego

Stacje pomiarowe	antycyklonalny		cyklonalny		neutralny	
	wartość	data	wartość	data	wartość	data
Czarniawa	419	02.01.97	131	24.02.94	346	20.01.97
Śnieżka	23,0	09.10.94	23,0	07.02.95	19,0	09.03.95
Wałbrzych	294	02.02.93	91	22.02.96	110	23.02.96
Wrocław	100	25.11.98	109	03.02.96	129	08.01.97
Kędzierzyn-Koźle	344	07.01.97	207	24.02.94	296	08.01.97
Gliwice	326	07.01.97	169	04.12.98	270	08.01.97
Zabrze	279	28.12.96	166	04.12.98	304	29.12.96
Kraków	189	03.02.93	212	04.02.96	167	05.02.96
Tarnów	251	03.02.93	106	24.02.95	154	25.02.94
Rzeszów	199	03.02.93	98	23.02.94	97	20.01.97
Kielce	230	01.02.93	88	03.02.94	91	19.01.94
Nisko	66	02.02.93	41	08.04.93	38	08.11.95
Chełm	124	03.02.93	71	16.02.95	89	04.01.96

Drugą składową cyrkulacji atmosferycznej jest kierunek napływu mas powietrza. W półroczu chłodnym najbardziej niekorzystna była cyrkulacja południowo-wschodnia – dotyczyło to Wałbrzycha, Kędzierzyna-Koźla, Zabrze, Krakowa, Rze-

szowa oraz Niska (tab. 8). Na pozostałych stacjach pomiarowych niekorzystna była cyrkulacja wschodnia (Czerniawa, Gliwice, Chełm) lub północno-zachodnia (Śnieżka, Tarnów, Kielce

Tabela 7. Średnie stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z poszczególnymi kierunkami adwekcji mas powietrza na stacjach pomiarowych południowej Polski w latach 1993-1999

Stacje pomiarowe	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	0	Śr
Czerniawa	30,8	19,9	26,4	26,1	23,5	16,6	26,3	29,4	28,7	25,4
Śnieżka	3,8	3,2	3,2	3,4	3,3	3,4	3,7	4,5	3,2	3,6
Wałbrzych	18,3	12,8	16,9	24,9	23,3	21,1	20,6	20,6	20,2	20,1
Wrocław	14,4	9,2	12,7	13,9	14,5	10,6	12,7	13,5	16,3	13,0
Kędzierzyn-Koźle	25,3	20,6	40,3	45,3	33,2	25,9	24,4	26,1	32,8	30,4
Gliwice	33,1	29,4	48,6	51,8	51,1	43,9	36,7	30,3	45,7	40,9
Zabrze	37,8	30,7	52,8	64,3	60,9	58,6	49,4	40,2	51,8	49,7
Kraków	26,6	22,9	24,2	33,2	31,9	28,3	28,2	26,8	29,0	28,0
Tarnów	15,6	11,5	15,1	15,7	14,8	16,2	18,9	21,1	15,8	16,3
Rzeszów	10,6	7,6	10,8	14,4	12,7	12,1	12,2	13,1	11,1	11,8
Kielce	12,2	6,5	9,4	9,5	11,2	15,8	17,3	17,4	11,3	12,6
Nisko	6,1	5,2	6,1	7,0	6,4	6,3	6,2	6,8	6,1	6,3
Chełm	8,3	6,4	12,0	10,3	9,9	8,9	8,4	9,3	9,0	9,2

Tabela 8. Średnie stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z poszczególnymi makrotypami cyrkulacji atmosferycznej na stacjach pomiarowych południowej Polski w latach 1993-1999

Stacje pom.	Na+ NEa	Ea+ SEa	Sa+ SWa	Wa+ NWA	0a	Nc+ NEc	Ec+ SEc	Sc+ SWc	Wc+ NWC	0c
Czerniawa	25,5	28,9	23,2	38,1	23,4	25,3	19,0	16,8	19,7	20,9
Śnieżka	3,4	3,2	3,3	3,9	2,7	3,8	3,6	3,4	4,3	3,7
Wałbrzych	16,8	24,4	27,5	32,1	20,0	13,8	14,4	15,7	11,1	13,3
Wrocław	10,3	14,1	16,1	15,8	15,6	12,2	8,3	8,7	10,7	9,9
Kędz.-Koźle	10,3	14,1	16,1	15,8	15,6	12,2	8,3	8,7	10,7	9,9
Gliwice	36,6	57,6	62,2	40,3	49,7	27,2	30,5	33,9	26,3	33,4
Zabrze	38,9	66,3	71,0	51,7	57,2	31,6	37,7	45,7	37,2	37,6
Kraków	24,7	31,2	37,5	38,3	29,6	23,4	21,4	20,4	18,8	20,4
Tarnów	13,9	16,9	16,6	27,2	15,2	12,3	7,9	13,3	14,4	11,1
Rzeszów	9,1	14,5	14,6	18,1	10,3	8,9	7,4	9,3	8,8	6,0
Kielce	9,4	9,6	13,2	22,3	9,6	9,6	7,6	13,3	14,3	9,3
Nisko	5,4	7,3	6,4	7,6	6,0	5,6	4,7	5,9	6,2	5,2
Chełm	7,8	11,3	12,0	11,4	7,3	5,8	7,0	6,9	7,1	7,0

Tabela 9. Średnie stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z poszczególnymi makrotypami cyrkulacji atmosferycznej na stacjach pomiarowych południowej Polski w latach 1993-1999

Stacje pomiarowe	NO+NE0	EO+SE0	SO+SWO	WO+NWO	00	Śr
Czarniawa	27,6	26,0	19,9	28,4	48,5	25,4
Śnieżka	3,3	3,5	3,3	4,2	3,3	3,6
Wałbrzych	15,7	20,9	22,8	19,3	29,0	20,1
Wrocław	14,1	15,5	12,6	13,5	25,4	13,0
Kędz.-Kozle	22,8	43,0	28,8	23,1	40,1	30,4
Gliwice	27,7	51,6	45,5	34,5	52,6	40,9
Zabrze	29,9	60,7	62,0	45,5	57,5	49,7
Kraków	27,1	31,5	32,0	26,6	39,0	28,0
Tarnów	15,1	18,7	17,0	19,6	21,3	16,3
Rzeszów	9,7	13,4	13,5	12,0	18,4	11,8
Kielce	9,5	10,9	14,1	15,1	17,3	12,6
Nisko	6,1	6,9	6,9	5,8	7,5	6,3
Chełm	8,8	13,8	9,2	8,1	15,1	9,2

Podsumowanie

W pracy wykazano bardzo duże zróżnicowanie przestrzenne zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w południowej Polsce w latach 1993-1999, a także jego zmiany w ciągu roku oraz w kolejnych latach badanego okresu. Wykazano dużą zależność dwutlenku siarki od cyrkulacji atmosferycznej. Jednak w celu lepszego określenia wpływu cyrkulacji atmosferycznej trzeba wziąć pod uwagę lokalną zmianę kierunku wiatru i położenie stacji pomiarowej względem miasta i występujących w nim emitorów.

Średnie stężenie SO_2 w tym czasie było największe na Górnym Śląsku – $49,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrzu, $40,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Gliwicach, a najmniejsze w południowo-wschodniej Polsce ($6,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Chełmie) oraz na Śnieżce – $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe stężenie dwutlenku siarki występuje w miesiącach zimowych, a najmniejsze w letnich. Największe średnie miesięczne stężenie dwutlenku siarki wystąpiło w Zabrzu ($95,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w styczniu), a najmniejsze w Rzeszowie ($1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w lipcu).

Największą sezonową zmiennością stężenia dwutlenku siarki cechowały się stacje pomiarowe zlokalizowane w Zabrzu i Gliwicach (ponad $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a najmniejszą – w Nisku ($8,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz na Śnieżce ($1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Układ baryczny o charakterze antycyklonalnym wpływał niekorzystnie na stężenie dwutlenku siarki na większości stacji pomiarowych.

W półroczu chłodnym najbardziej niekorzystna była cyrkulacja południowo-wschodnia – dotyczyło to Wałbrzycha, Kędzierzyna-Koźla, Zabrza, Krakowa, Rzeszowa oraz Niska.

7.2.2. Wpływ warunków meteorologicznych na stężenie zanieczyszczeń powietrza na przykładzie Krakowa i Warszawy

Autor: Agata KIELMER

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Celem pracy jest określenie wpływu warunków meteorologicznych na stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Krakowie i Warszawie. Najważniejsze wyniki obliczeń przedstawiono w tabelach 1-15 i na rys. 1-5.

Stężenie dwutlenku siarki w latach 1993-1997 było większe w Krakowie niż w Warszawie. Średnie stężenie SO_2 w całym pięcioleciu w Krakowie wyniosło $43,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a w Warszawie $28,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W obu miastach porą roku o najmniejszym stężeniu SO_2 było lato, a porą roku o największym stężeniu SO_2 była zima. Najmniejsze różnice w średnim stężeniu SO_2 między Krakowem a Warszawą były latem, a największe zimą. Stężenie SO_2 charakteryzowało się podobną, dużą zmiennością roczną i niewielką zmiennością tygodniową.

Średnie stężenie dwutlenku azotu w latach 1993-1997 w Krakowie ($36,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i w Warszawie ($37,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) było zbliżone. Porą roku o najmniejszym stężeniu NO_2 w obu miastach było lato, porą roku o największym stężeniu NO_2 w Krakowie była zima, a w Warszawie jesień. Stężenie NO_2 charakteryzowało się niewielką zmiennością roczną, natomiast dużą zmiennością tygodniową.

Stężenie SO_2 w Krakowie i w Warszawie w latach 1993-1997 charakteryzowało się niewielką tendencją malejącą. Stężenie NO_2 w badanym pięcioleciu w Krakowie nie wykazywało żadnej tendencji, w Warszawie wykazywało niewielką tendencję rosnącą.

Mimo oddalenia miast od siebie i różnego stężenia zanieczyszczeń zauważono korelację między stężeniami SO_2 i NO_2 w miastach i między miastami. Wpływ warunków meteorologicznych (poza kierunkiem wiatru) na stężenie zanieczyszczeń był również podobny.

Nie udało się wykazać, że rozkłady zanieczyszczeń mają rozkład normalny. Analiza logarytmów naturalnych stężeń zanieczyszczeń też nie dała dobrych wyników. W przypadku SO_2 w Krakowie jedynie jesienią, w Warszawie wiosną, latem i jesienią logarytm stężenia ma rozkład normalny. W przypadku NO_2 w Krakowie wiosną i latem, w Warszawie zimą i latem logarytm stężenia ma rozkład normalny.

Analiza w poszczególnych porach roku okazała się właściwa. Wykazano, że w poszczególnych porach roku wpływ warunków meteorologicznych na stężenie zanieczyszczeń jest różny.

Wpływ kierunku wiatru na stężenie SO_2 i NO_2 określono przez liczbę dni ze stężeniem do $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – w przypadku SO_2 i do $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – w przypadku NO_2 .

Największy udział liczby dni ze stężeniem SO_2 do $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie występuje przy wietrze północno-zachodnim, z wyjątkiem jesieni kiedy największy udział występuje przy wietrze południowo-wschodnim. W Warszawie największy udział liczby dni ze stężeniem SO_2 do $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ występuje przy wietrze północnym, północno-wschodnim i wschodnim. W Krakowie największy udział liczby dni ze stężeniem SO_2 powyżej $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, występuje przy wietrze północno-wschodnim i wschodnim. W Warszawie największy udział liczby dni ze stężeniem SO_2 powyżej $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ występuje przy różnych kierunkach wiatru w zależności od pory roku.

Największy udział liczby dni ze stężeniem NO₂ do 50 µg/m³ w Krakowie był przy wietrze północno-wschodnim i zachodnim. W Warszawie największy udział liczby dni ze stężeniem NO₂ do 50 µg/m³ występuje przy różnych kierunkach wiatru w zależności od pory roku. W Krakowie i w Warszawie największy udział liczby dni ze stężeniem NO₂ powyżej 50 µg/m³ występuje przeważnie przy wietrze południowo-wschodnim, południowym i południowo-zachodnim.

Wpływ warunków meteorologicznych na stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu określają współczynniki determinacji (R^2).

Na stężenie SO₂ w Krakowie i w Warszawie w całym pięcioleciu największy wpływ ma wilgotność względna, w Krakowie również duży wpływ ma opad atmosferyczny. Zimą największy wpływ ma prędkość wiatru, latem wilgotność względna. Wiosną w Krakowie największy wpływ ma opad atmosferyczny i wielkość opadu, w Warszawie największy wpływ ma prędkość wiatru, natomiast opad atmosferyczny nie wpływa istotnie. Jesienią w Krakowie największy wpływ ma prędkość wiatru oraz opad atmosferyczny, przede wszystkim to czy opad wystąpił, w Warszawie największy wpływ ma opad atmosferyczny.

Na stężenie NO₂ w Krakowie i w Warszawie największy wpływ ma prędkość wiatru. Wilgotność względna wpływ ma latem. W Krakowie latem i jesienią wielkość opadu nie ma wpływu, jedynie to czy opad wystąpił. W Warszawie zimą i latem opad atmosferyczny nie wpływa istotnie, wiosną i jesienią wpływ ma to czy opad wystąpił.

Dobre wyniki uzyskano w modelach liniowych i modelach sieci neuronowych. Zaletami modelu liniowego jest szybkość otrzymywania wyników oraz równanie liniowe regresji, dzięki któremu można wnioskować o wpływie poszczególnych zmiennych meteorologicznych na stężenie zanieczyszczeń. Model sieci neuronowych daje lepsze dopasowanie wartości obliczonych do wartości zmierzonych, jednak to dopasowanie jest tylko nieco lepsze niż w modelu liniowym. Zastosowany model sieci neuronowych jest bardzo prosty, zmiana struktury sieci lub algorytmu liczenia może poprawić wyniki, ale też wydłużyć czas liczenia. W zależności od tego co jest potrzebne, czy model, który można łatwo przedstawić, czy model, który daje lepsze wyniki, można stosować jeden albo drugi model.

Tabela 1. Równania prostych regresji i współczynniki R^2 (%) stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu względem czasu w Krakowie i w Warszawie w latach 1993-1997

Kraków		Warszawa		
$y = A t + B$	R^2	$y = A t + B$	R^2	
SO ₂ = -0,0255 t + 68,654	10,74	SO ₂ = -0,0019 t + 30,369	0,17	
NO ₂ = 0,0003 t + 36,181	0	NO ₂ = 0,0027 t + 34,626	0,95	

Tabela 2. Stężenie dwutlenku siarki (µg/m³) w zależności od prędkości wiatru (m/s) w Krakowie i Warszawie w latach 1993-1997

m/s	Kraków				Warszawa			
	0-0,1	0,2-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	0-0,1	0,2-2	2,1-5	5,1-10
Średnia	68,4	48,1	38,6	35,9	36,7	30,6	27,2	24,5
Odch. standard.	49,8	48,1	31,4	22,6	27,1	26,0	22,7	20,4

Tabela 3. Średnie stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od prędkości wiatru (m/s) w poszczególnych porach roku w latach 1993-1997

m/s	Kraków				Warszawa			
	0-0,1	0,2-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	0-0,1	0,2-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0
Zima	108,7	103,4	71,2	47,3	65,1	57,6	46,2	43,5
Wiosna	35,9	46,1	37,1	35,6	34,3	26,6	21,7	19,4
Lato	19,4	16,3	14,7	11,8	18,1	11,8	10,8	5,0
Jesień	75,8	42,7	32,6	26,4	29,9	30,9	24,4	12,5

Tabela 4. Równania prostych regresji stężeń dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) względem prędkości wiatru v (m/s) w Krakowie i Warszawie w latach 1993-1997

	Kraków		Warszawa	
	$y = A v + B$	R^2	$y = A v + B$	R^2
Zima	$\text{SO}_2 = -10,456 v + 111,006$	18,9	$\text{SO}_2 = -5,855 v + 64,638$	5,9
Wiosna	$\text{SO}_2 = -2,308 v + 46,967$	2,3	$\text{SO}_2 = -2,592 v + 29,832$	2,2
Lato	$\text{SO}_2 = -0,937 v + 17,641$	2,1	$\text{SO}_2 = -1,470 v + 14,508$	6,8
Jesień	$\text{SO}_2 = -6,256 v + 55,906$	11,3	$\text{SO}_2 = -3,433 v + 34,594$	1,0
Rok	$\text{SO}_2 = -3,830 v + 53,711$	3,1	$\text{SO}_2 = -2,238 v + 33,816$	1,0

Tabela 5. Stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od prędkości wiatru v (m/s) w latach 1993-1997

m/s	Kraków				Warszawa				
	0-0,1	0,2-2,0	2,1-5	5,1-10	0-0,1	0,2-2,0	2,1-5	5,1-10	0-0,1
Średnia	52,9	40,2	33,0	28,9	46,5	40,0	35,0	25,0	46,5
Odch. Stand.	23,6	17,1	13,8	11,5	13,6	12,2	11,3	7,4	13,6

Tabela 6. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od prędkości wiatru (m/s) w poszczególnych porach roku w latach 1993-1997

m/s	Kraków				Warszawa			
	0-0,1	0,2-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	0-0,1	0,2-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0
Zima	57,9	55,5	42,9	32,6	42,3	38,8	35,0	35,0
Wiosna	47,5	45,4	36,6	29,6	46,0	43,9	35,6	21,0
Lato	42,4	31,0	24,3	18,4	45,9	36,2	31,2	23,0
Jesień	55,1	34,6	28,6	26,0	50,2	42,5	36,6	29,5

Tabela 7. Równania prostych regresji stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) względem prędkości wiatru v (m/s) w latach 1993-1997

	Kraków		Warszawa	
	$y = A v + B$	R^2	$y = A v + B$	R^2
Zima	$\text{NO}_2 = -4,428 v + 59,355$	25,0	$\text{NO}_2 = -2,146 v + 41,634$	5,2
Wiosna	$\text{NO}_2 = -3,085 v + 48,290$	19,9	$\text{NO}_2 = -4,658 v + 49,781$	17,5
Lato	$\text{NO}_2 = -3,455 v + 35,670$	24,6	$\text{NO}_2 = -4,087 v + 42,479$	14,0
Jesień	$\text{NO}_2 = -3,871 v + 42,910$	14,6	$\text{NO}_2 = -3,994 v + 48,206$	10,7
Rok	$\text{NO}_2 = -2,997 v + 44,311$	11,1	$\text{NO}_2 = -3,469 v + 45,097$	10,1

Tabela 8. Równania prostych regresji stężenie dwutlenku siarki względem wilgotności względnej powietrza (f) w latach 1993-1997

	Kraków		Warszawa	
	$y = Af + B$	R^2	$y = Af + B$	R^2
Zima	$SO_2 = 0,034f + 77,425$	0	$SO_2 = 0,339f + 21,405$	1,1
Wiosna	$SO_2 = 0,175f + 27,051$	0,4	$SO_2 = 0,213f + 7,652$	2,1
Lato	$SO_2 = -0,308f + 38,483$	11,4	$SO_2 = -0,135f + 21,513$	7,2
Jesień	$SO_2 = -0,809f - 27,253$	2,9	$SO_2 = -0,117f + 37,022$	0,3
Rok	$SO_2 = 0,837f - 22,690$	4,4	$SO_2 = 0,468f - 8,947$	5,0

Tabela 9. Równania prostych regresji stężenia dwutlenku azotu względem wilgotności względnej powietrza (f) w latach 1993-1997

	Kraków		Warszawa	
	$y = Af + B$	R^2	$y = Af + B$	R^2
Zima	$NO_2 = 0,290f + 21,994$	1,5	$NO_2 = 0,039f + 33,137$	0,1
Wiosna	$NO_2 = -0,051f + 42,785$	0,2	$NO_2 = -0,108f + 45,989$	1,1
Lato	$NO_2 = -0,224f + 44,771$	4,8	$NO_2 = -0,131f + 44,311$	1,6
Jesień	$NO_2 = 0,314f + 7,391$	1,6	$NO_2 = -0,004f + 39,616$	0
Rok	$NO_2 = 0,147f + 24,837$	0,8	$NO_2 = -0,006f + 37,734$	0

Tabela 10. Stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od dobowych sum opadów (mm) w latach 1993-1997

	0	0,1-1,0	1,1-5,0	5,1-10,0	10,1-20,0	>20,0
Kraków						
Średnia	48,5	48,3	38,2	30,0	17,9	12,3
Odch. standardowe	45,5	37,2	30,2	25,2	12,2	10,9
Warszawa	0	0,1-1,0	1,1-5,0	5,1-10,0	10,1-20,0	>20,0
Średnia	30,0	30,5	27,1	21,7	14,4	13,1
Odch. standardowe	25,7	25,2	19,7	19,1	10,8	8,1

Tabela 11. Średnie stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych porach roku w zależności od dobowych sum opadów (mm) w latach 1993-1997

	0	0,1-1,0	1,1-5,0	5,1-10,0	10,1-20,0	>20,0
Kraków						
Zima	93,3	74,3	63,0	63,4	32,0	
Wiosna	42,0	44,3	40,1	29,7	19,8	20,8
Lato	17,2	15,4	14,1	12,9	12,6	8,5
Jesień	49,6	38,8	30,5	28,2	25,3	9,8
Warszawa	0	0,1-1,0	1,1-5,0	5,1-10,0	10,1-20,0	>20,0
Zima	54,0	49,1	42,8	49,4	34,3	
Wiosna	24,5	24,7	23,0	19,0	13,1	20,7
Lato	12,1	9,9	11,2	8,3	9,9	11,1
Jesień	29,6	25,1	25,1	17,8	12,2	11,4

Tabela 12. Równania prostych regresji stężenia dwutlenku siarki względem opadów atmosferycznych (P) w latach 1993-1997

	Kraków		Warszawa	
	$y = A P + B$	R^2	$y = A P + B$	R^2
Zima	$SO_2 = -5,191 P + 85,514$	4,5	$SO_2 = -1,611 P + 51,833$	1,2
Wiosna	$SO_2 = -1,093 P + 42,254$	3,2	$SO_2 = -0,482 P + 22,403$	0,8
Lato	$SO_2 = -0,305 P + 16,429$	5,3	$SO_2 = -0,106 P + 11,623$	0,7
Jesień	$SO_2 = -1,502 P + 43,857$	3,7	$SO_2 = -0,812 P + 28,273$	3,8
Rok	$SO_2 = -1,630 P + 46,821$	3,7	$SO_2 = -0,860 P + 29,928$	1,8

Tabela 13. Średnie stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w poszczególnych porach roku w zależności od dobowych sum opadów (mm) w latach 1993-1997

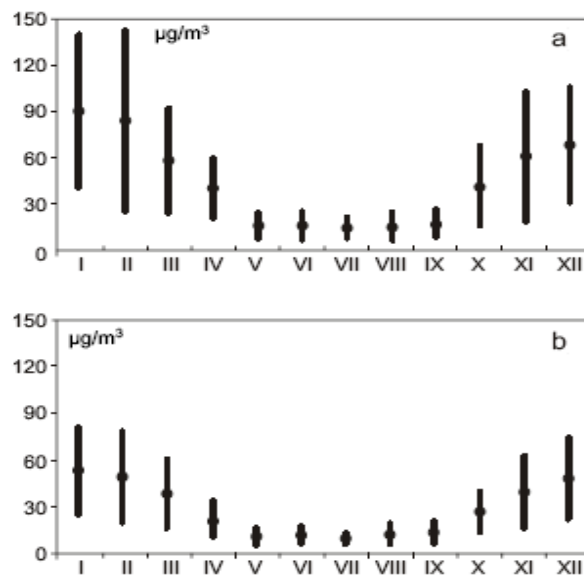
Kraków						
mm	0	0,1-1,0	1,1-5,0	5,1-10,0	10,1-20,0	>20
Zima	50,4	44,6	40,9	39,5	39,5	
Wiosna	41,2	38,7	38,1	31,6	31,6	31,6
Lato	30,0	25,0	24,9	26,7	26,7	26,9
Jesień	36,4	33,4	29,5	29,5	32,8	24,5
Warszawa						
mm	0	0,1-1,0	1,1-5,0	5,1-10,0	10,1-20,0	>20
Zima	37,0	36,4	35,7	37,0	28,0	
Wiosna	40,4	36,2	34,6	34,8	40,5	34,5
Lato	35,0	33,5	34,0	31,1	37,4	34,5
Jesień	42,3	35,0	34,7	37,7	31,1	29,0

Tabela 14. Stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w zależności od dobowych sum opadów (mm) w latach 1993-1997

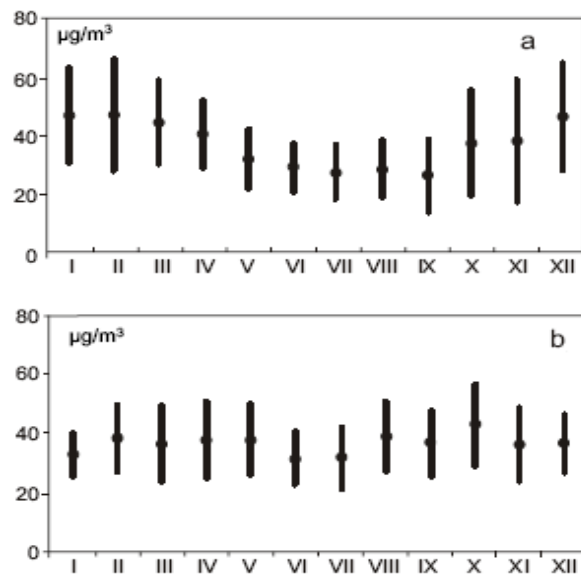
Kraków	0	0,1-1,0	1,1-5,0	5,1-10,0	10,1-20,0	>20,0
Średnia	38,9	36,8	33,6	31,7	28,3	27,8
Odch. standardowe	17,3	16,7	15,8	11,7	9,1	10,8
Warszawa	0	0,1-1,0	1,1-5,0	5,1-10	10,1-20,0	>20,0
Średnia	39,0	35,5	34,8	35,3	34,9	32,4
Odch. standardowe	12,8	11,4	10,4	10,7	12,7	11,8

Tabela 15. Równania prostych regresji stężenia dwutlenku azotu względem opadów atmosferycznych (P) w latach 1993-1997

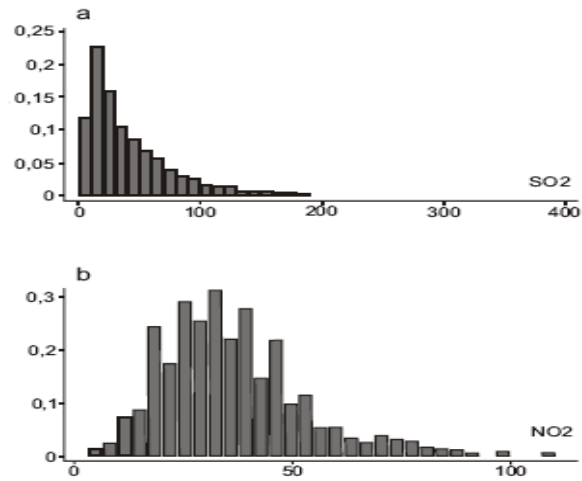
	Kraków		Warszawa	
	$y = A P + B$	R^2	$y = A P + B$	R^2
Zima	$NO_2 = -1,688 P + 48,000$	3,6	$NO_2 = -0,307 P + 36,800$	0,3
Wiosna	$NO_2 = -0,497 P + 39,964$	2,7	$NO_2 = -0,241 P + 38,259$	0,4
Lato	$NO_2 = -0,117 P + 28,365$	0,6	$NO_2 = -0,028 P + 34,575$	0
Jesień	$NO_2 = -0,349 P + 34,777$	0,7	$NO_2 = -0,513 P + 40,195$	3,7
Rok	$NO_2 = -0,512 P + 37,470$	2,1	$NO_2 = -0,302 P + 37,709$	1,0



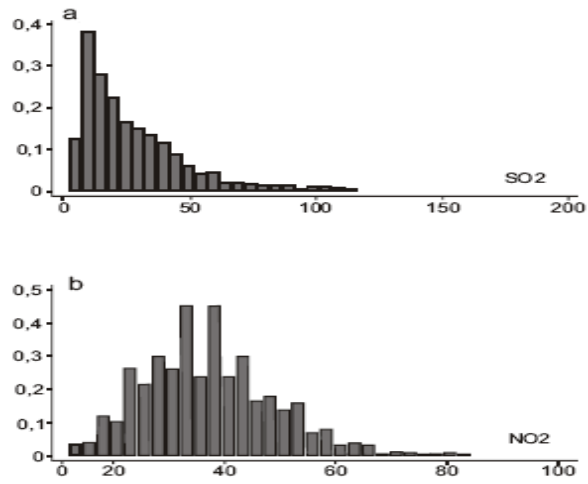
Rys. 1. Przebieg roczny średniego stężenia i odchylenia standardowego dwutlenku siarki w latach 1993-1997 a) w Krakowie, b) w Warszawie



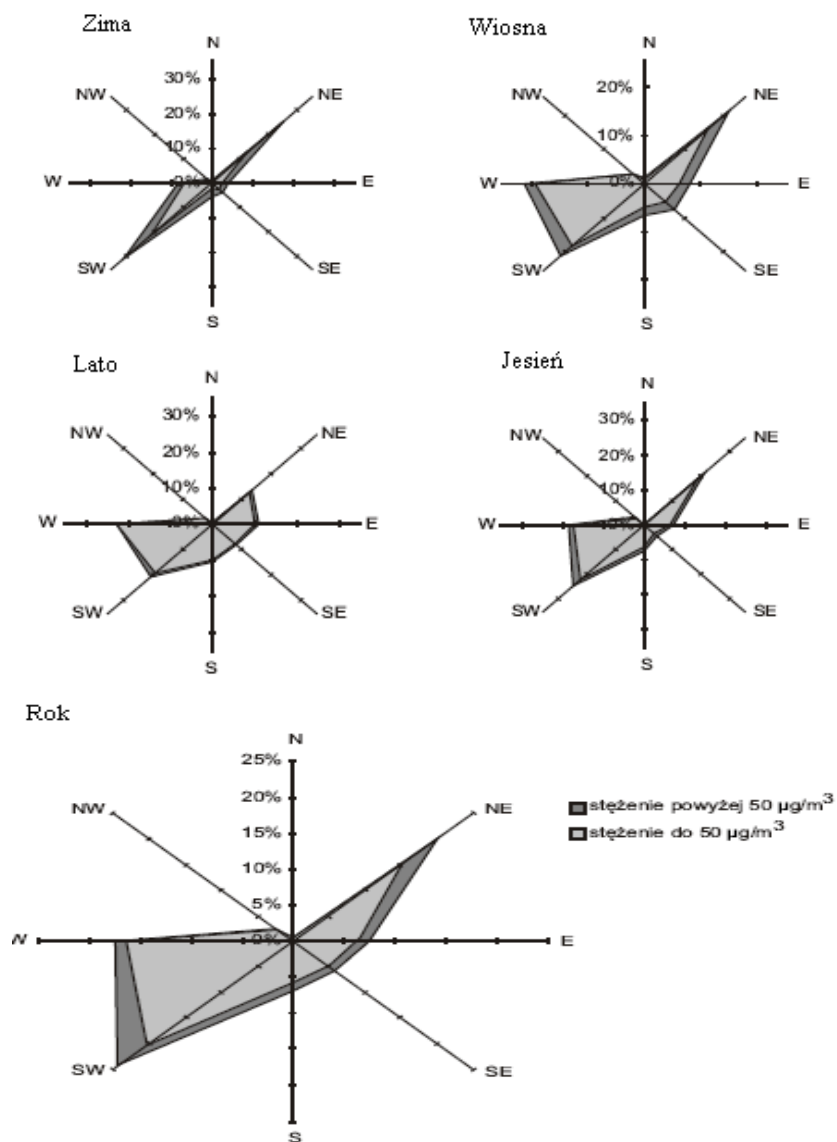
Rys. 2. Przebieg roczny średniego stężenia i odchylenia standardowego dwutlenku azotu w latach 1993-1997 a) w Krakowie, b) w Warszawie



Rys. 3. Histogramy stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Krakowie w latach 1993-1997



Rys. 4. Histogramy stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Warszawie w latach 1993-1997



Rys.5. Częstość stężenia dwutlenku azotu do 50 µg/m³ i powyżej 50 µg/m³ przy różnych kierunkach wiatru w Krakowie w latach 1993-1997

* *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce*, t. XXIII pt. *Klimat Warszawy i innych miast Polski, Studia porównawcze*, Wyd. UW, Warszawa, 2009 (skrót pracy)

7.2.3. Zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie i Krakowie w latach 1994-1998

Autor: Izabela GOŁĘBCZYK

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Celem pracy jest określenie zmian zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w dwóch polskich miastach – Warszawie i Krakowie – w latach 1994-1998. Miasta te ze względu na dużą liczbę mieszkańców i lokalizację wielu zakładów przemysłowych są miejscami zwiększonej koncentracji zanieczyszczeń powietrza, w tym dwutlenku azotu. W pracy zbadano przebieg roczny i tygodniowy oraz zajęto się przypadkami dużych wartości stężenia dwutlenkiem azotu w rozpatrywanych miastach (tab.1-3, rys.1-10).

Tlenki azotu i ich źródła

Azot (nitrogenium) to pierwiastek chemiczny o liczbie atomowej 7 i masie atomowej 14, należący do V grupy układu okresowego – azotowców. Azot jest gazem bezbarwnym i bezwonny, który bardzo słabo rozpuszcza się w wodzie. Pierwiastek ten w temperaturze pokojowej jest mało aktywny chemicznie, w temperaturze podwyższonej reaguje natomiast z tlenem tworząc tlenki.

Podtlenek azotu (N_2O) jest dość trwałym bezbarwnym, który ma działanie oszałamiające i znieczulające. Jego głównym antropogenicznym źródłem jest stosowanie nawozów sztucznych. Co roku kolejne tereny leśne przekształcane są w rolnicze, w związku z czym rośnie zużycie nawozów azotowych i zwiększa się ilość N_2O w powietrzu. Bezbarwny i bezwonny NO oraz brunatny, o ostrym i gryzącym zapachu NO_2 są oznaczane często łącznie jako NO_x – tlenki azotu. Wynika to z łatwości przechodzenia jednego tlenku w drugi. Naturalnym źródłem ich emisji są przemiany biochemiczne. Jednak w miejscu koncentracji dużej liczby ludności i zakładów przemysłowych o wiele bardziej znaczące są źródła antropogeniczne. Tlenki azotu powstają przede wszystkim w procesach spalania paliw kopalnych w wysokiej temperaturze, a więc w elektrociepłowniach, elektrowniach czy silnikach samochodowych. Większość emitowanych tlenków azotu występuje w postaci NO. Im wyższa temperatura, w której zachodzi reakcja, tym większa jest koncentracja NO, jak i szybkość jego powstawania.

Stacjonarne i mobilne źródła emisji tlenków azotu mają duże znaczenie zarówno regionalne, jak i globalne. Badania nad stężeniem NO_x wykazały także zwiększający się udział NO_x ze źródeł mobilnych w porównaniu z emisją ze stałych źródeł, takich jak huty czy elektrownie.

Charakterystyka punktów pomiarowych

W pracy wykorzystano wyniki pomiarów stężenia dwutlenku azotu z pięciu punktów: dwóch zlokalizowanych w Warszawie i trzech w Krakowie. Lokalizacja i otoczenie punktów pomiarowych są następujące:

- Przy ul. Kruczej 5/11 w Warszawie – zlokalizowany w centrum miasta w pobliżu dużych arterii komunikacyjnych tj. Al. Jerozolimskich i ul. Marszałkowskiej, w otoczeniu zwartej zabudowy (nasilony ruch samochodowy). Pobór próbek odbywa się na wysokości około 15 m nad powierzchnią gruntu

- Przy ul. Puszczy Solskiej 5, na osiedlu Jelonki w Warszawie. Jest zlokalizowany w otoczeniu wysokiej zabudowy wielorodzinnej. W bliskiej odległości znajdują się dwie duże arterie komunikacyjne: ulica Człuchowska i ulica Powstańców Śląskich oraz elektrociepłownia Wola (około 1 km). Pobór próbek odbywa się na wysokości około 2 m nad powierzchnią gruntu
- Punkt pomiarowy w Wieży Ratuszowej na Rynku Głównym w Krakowie. Jest zlokalizowany w otoczeniu zwartej zabudowy. Rynek wyłączony jest z ruchu samochodowego. W odległości ok. 400 m w kierunku południowo-zachodnim znajdują się działające sezonowo kotłownie.. Pobór próbek powietrza odbywa się na wysokości 14 m nad powierzchnią gruntu
- Punkt pomiarowy przy ul. Kurczaba 25 w dzielnicy Prokocim Nowy znajduje się wewnątrz osiedla mieszkaniowego. W niewielkiej odległości jest duży ruch samochodowy. Pobór próbek powietrza odbywa się na wysokości 11,5 m nad powierzchnią gruntu
- Punkt pomiarowy w Instytucie Zootechnicznym przy ul. Balickiej 106 w Krakowie znajduje się w północno-zachodniej części miasta, na obszarze o luźnej zabudowie, w otoczeniu terenów rolniczych i rekreacyjnych., w pobliżu trasy komunikacyjnej. Pobór próbek powietrza odbywa się na wysokości około 4 m nad powierzchnią gruntu

Aby wskazać prawidłowości w przebiegu rocznym i tygodniowym zanieczyszczenia powietrza NO₂ obliczono średnie arytmetyczne wartości stężenia dwutlenku azotu w każdym z punktów pomiarowych w całym rozpatrywanym okresie oraz w półroczu chłodnym (miesiące: X-III) i półroczu ciepłym (miesiące: IV-IX).

W pracy zajęto się tendencją zmian stężenia dwutlenku azotu z roku na rok w każdym z rozpatrywanych punktów pomiarowych. Obliczono współczynniki korelacji (R) i równania regresji liniowej

$$y = ax + b$$

gdzie: a – współczynnik regresji, b – wyraz wolny.

W celu sprawdzenia istotności statystycznej obliczonych współczynników zastosowano test t-Studenta, wyznaczając statystykę t_{obl} zgodnie ze wzorem:

$$t_{obl} = \frac{|R|}{\sqrt{1 - R^2}} \sqrt{n - 2}$$

gdzie: R – współczynnik korelacji, n – liczba pomiarów. Przyjęto poziom istotności $\alpha = 0,05$, o wartości krytycznej $t_k = 1,96$.

Wyznaczono też częstość występowania określonych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu. Przyjęto następujące progi wartości: ≤ 20 , 21-30, 31-40, 41-60, 61-100, 101-150, $>150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Za wartość progową ostatniego przedziału przyjęto wartość stężenia NO₂ dopuszczalną według norm prawnych.

Szczególnym zagrożeniem dla człowieka jest duże stężenie dwutlenku azotu, dlatego wyszukano największe wartości stężenia NO₂ stwierdzone w każdym punkcie pomiarowym. Samo wskazanie największych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu uznano za niewystarczające, gdyż wartości te mogły wystąpić bardzo rzadko. Dlatego też obliczono także percentyl 0,95, który pozwala na wskazanie jaką wartość śred-

niego dobowego stężenia dwutlenku azotu przekracza 5% najwyższych wartości stężenia NO_2 zmierzonych w danym miejscu.

Aby określić, jakie zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem azotu jest typowe w poszczególnych miejscach obliczono częstość różnych wartości średniego dobowego stężenia NO_2 . Uzyskane wyniki wskazują, iż w obu miastach zanieczyszczenie to może być bardzo różne, od wartości poniżej $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do ponad $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jednak za typowe, zarówno w Krakowie jak i Warszawie, można uznać stężenie w granicach $20\text{-}60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Policzenie częstości uwidocznilo przestrzenne zróżnicowanie zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Krakowie, gdzie w miarę oddalania się od centrum miasta coraz częstsze były mniejsze wartości stężenia dwutlenku azotu. W Warszawie natomiast punkt pomiarowy Jelonki usytuowany w peryferyjnej części miasta ma podobny udział dużych wartości stężenia dwutlenku azotu co punkt pomiarowy w samym centrum miasta.

Przebieg roczny stężenia dwutlenku azotu

Ważną częścią pracy jest zbadanie przebiegu rocznego stężenia dwutlenku azotu. W Krakowie we wszystkich badanych miejscach doskonale widać sezonowe zmiany stężenia NO_2 . Mniejsze zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem azotu charakteryzowało półrocze ciepłe, a wzrost stężenia obserwowany był w półroczu chłodnym. W Warszawie nie zauważono analogicznej sytuacji, gdyż w całym roku stężenie NO_2 było na podobnym poziomie. Zróżnicowanie wartości średniego rocznego stężenia dwutlenku azotu w punktach pomiarowych położonych w Warszawie i Krakowie jest odmienne. W Warszawie przyjmuje ono wartości: $36,5\text{-}36,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast w Krakowie średnie roczne stężenie NO_2 na poszczególnych stacjach mieści się w przedziale $19,5\text{-}39,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Widać zatem, iż większym zanieczyszczeniem charakteryzuje się Warszawa. Do emisji tlenków azotu prowadzi proces spalania paliw w wysokiej temperaturze, głównymi źródłami tej emisji są zatem środki transportu, przemysł, kotłownie i paleniska indywidualne. Ze względu na duży udział źródeł energetycznych w emisji NO_x zrozumiałe jest, iż w miesiącach chłodnych, a zatem w sezonie grzewczym, stężenie dwutlenku azotu jest większe. Wpływ na to komunikacja – bardzo ważne źródło emisji dwutlenku azotu w miastach. W całym roku natężenie ruchu samochodowego utrzymuje się na podobnym poziomie, zmniejszając w ten sposób zróżnicowanie stężenia NO_2 w półroczu chłodnym i ciepłym.

Pośród rozpatrywanych miast przebiegiem rocznym stężenia dwutlenku azotu wyróżnia się Kraków, gdzie na wszystkich stacjach pomiarowych najwyższe średnie miesięczne wartości przypadają na półrocze chłodne, z maksimum w styczniu (Rynek Główny – $52,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Prokocim Nowy – $40,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ul. Balicka – $27,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), najniższe natomiast na półrocze ciepłe, z minimalnymi wartościami w różnych miesiącach na poszczególnych punktach pomiarowych: Rynek Główny – lipiec $28,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Prokocim Nowy – wrzesień $21,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ul. Balicka – lipiec $10,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Należy jednak zwrócić uwagę na to, iż zmiany średnich wartości stężenia dwutlenku azotu z miesiąca na miesiąc nie zawsze nawiązują do ogólnej tendencji zmniejszania się zanieczyszczenia powietrza tym gazem w półroczu ciepłym i zwiększania się go w półroczu chłodnym.

Inaczej jest na stacjach warszawskich, gdzie zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem azotu na obu rozpatrywanych stacjach jest podobne w kolejnych miesiącach i nie wykazuje tendencji spadkowej w półroczu ciepłym, a rosnącej w półroczu chłodnym, tak jak to widać w Krakowie. Skrajne wartości średniego miesięcznego stężenia NO_2 na obydwu stacjach warszawskich przypadają na inne miesiące: na Jelonkach – największa średnia

miesięczna wartość stężenia dwutlenku azotu przypada na sierpień ($43,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a najmniejsza na luty ($34,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Natomiast w Centrum najwyższa średnia miesięczna występuje w październiku ($42,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a najniższa w lipcu ($31,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Latem zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem azotu jest większe w Warszawie, a zimą zazwyczaj w Krakowie. Na uwagę zasługuje zwłaszcza stacja pomiarowa przy Rynku Głównym w Krakowie, która wyróżnia się zdecydowanie większym zanieczyszczeniem powietrza w miesiącach zimowych – w styczniu i lutym średnie wartości stężenia dwutlenku azotu są tu o 1/3 wyższe niż na stacjach warszawskich. Tak duże zanieczyszczenie powietrza w tej części Krakowa może wynikać z dużego udziału starego typu ogrzewania w wielu domach zlokalizowanych w centrum miasta – ogrzewanie to jest aktywne szczególnie zimą. W Krakowie łatwo zauważyć duże różnice średniego stężenia dwutlenku azotu pomiędzy poszczególnymi punktami pomiarowymi. Największe wartości występują w centrum miasta, a więc przy Rynku Głównym, gdzie średnie roczne stężenie dwutlenku azotu wynosi $39,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mniejsze na osiedlu mieszkaniowym Prokocim Nowy (średnia roczna $31,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a najmniejszym zanieczyszczeniem powietrza charakteryzuje się stacja pomiarowa zlokalizowana na peryferiach – ul. Balicka (średnia roczna $19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Im dalej od centrum, tym zanieczyszczenie powietrza jest mniejsze. Nie można tego powiedzieć o stacjach warszawskich. Oba punkty pomiarowe zlokalizowane w Warszawie charakteryzują się podobną średnią roczną wartością zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu. Podobne wartości zanieczyszczenia w tych dwóch miejscach, mimo zupełnie innych warunków lokalizacyjnych, mogą wynikać z innej wysokości umieszczenia urządzeń do poboru próbek powietrza. Na stacji pomiarowej Centrum urządzenie to zamontowane jest na wysokości kilku pięter nad powierzchnią gruntu, co może powodować zmniejszenie zanieczyszczenia powietrza, na stacji Jelonki pojemnik ten jest natomiast umieszczony ok. 2 metry nad powierzchnią gruntu, więc zanieczyszczenie może być większe.

Ze wszystkich rozpatrywanych stacji pomiarowych wyróżnia się stacja przy ulicy Balickiej w Krakowie. Ma ona wyraźny charakter podmiejski. Stacja ta znajduje się na obrzeżach miasta, w otoczeniu terenów rekreacyjnych i rolniczych, gdzie brak jest w pobliżu stacjonarnych źródeł emisji tlenków azotu. Dlatego występuje tam najmniejsze zanieczyszczenie powietrza. Średnie roczne stężenie NO_x przy ul. Balickiej jest o 1/3 niższe niż na stacji Prokocim Nowy i dwukrotnie niższe w porównaniu ze stacją zlokalizowaną w centrum miasta (Rynek Główny).

Przebieg tygodniowy stężenia dwutlenku azotu

W kształtowaniu zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w ciągu tygodnia największą rolę odgrywa zmiana emisji tlenków azotu z głównych jej źródeł. Tygodniowy przebieg wartości zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu stanowi odzwierciedlenie tygodniowego rytmu pracy części zakładów przemysłowych i natężenia ruchu samochodowego. W dni robocze, kiedy pracują zakłady przemysłowe i natężenie ruchu samochodowego jest duże, większe jest także stężenie dwutlenku azotu w powietrzu, z kolei w weekend większość zakładów nie pracuje a ruch samochodowy maleje, dlatego również zanieczyszczenie powietrza się zmniejsza. Na wszystkich stacjach pomiarowych wartości stężenia NO_2 w dni robocze są większe, a mniejsze w dni wolne od pracy: sobotę i niedzielę.

Na większości stacji pomiarowych średnie wartości stężenia dwutlenku azotu w weekend są o około ¼ mniejsze w porównaniu ze średnimi w dniach roboczych, a w centrum Warszawy są mniejsze nawet niemal dwukrotnie.

W każdym z rozpatrywanych przypadków zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem azotu nie wykazuje dużego zróżnicowania w czasie dni roboczych, jednak zauważalny jest stopniowy wzrost wartości stężenia NO₂ od początku tygodnia aż do piątku. Wzrost ten nie jest duży i średnio wynosi około 2 µg/m³. W piątek na większości stacji średnia wartość stężenia dwutlenku azotu jest największa. Sytuacja ta może mieć związek z nałożeniem się w tym dniu zwykłego ruchu samochodowego (do szkoły, pracy, na zakupy, ruchu tranzytowego) z wyjazdami weekendowymi, zaczynającymi się zwykle w piątek

Ważną częścią pracy okazało się zbadanie przebiegu tygodniowego stężenia NO₂ stanowiącego odzwierciedlenie tygodniowego rytmu pracy większości zakładów przemysłowych oraz natężenia ruchu samochodowego. W obu miastach stężenie NO₂ było większe w dni robocze, a mniejsze w dni wolne od pracy

Przedstawienie częstości występowania średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu w określonych przedziałach wartości pozwala na dokładniejszą analizę zanieczyszczenia powietrza tym gazem. Opracowanie częstości pozwala wskazać, jakich wartości można spodziewać się w poszczególnych dniach, czego za pomocą samych średnich miesięcznych wartości niestety nie można przedstawić.

Zarówno w Warszawie, jak i Krakowie zanieczyszczenie to może być bardzo różne w poszczególnych dniach – od wartości poniżej 20 µg/m³ do ponad 100 µg/m³.

W obydwu rozpatrywanych miastach za typowe można uznać dni ze stężeniem NO₂ w granicach 20-60 µg/m³. Jedyne wyjątkiem od tego stanowi punkt pomiarowy przy ulicy Balickiej w Krakowie, gdzie najczęściej występuje stężenie poniżej 20 µg/m³, a stężenie powyżej 60 µg/m³ jest rzadkością, co stanowi kolejny dowód potwierdzający podmiejski charakter tej stacji.

W centralnej części Krakowa i Warszawy częstsze są większe wartości stężenia NO₂ niż w innych dzielnicach. Na tych obszarach najbardziej typowymi wartościami stężenia dwutlenku azotu są wartości z przedziału 30-60 µg/m³. Duże stężenie badanego gazu szczególnie częste jest w centrum Warszawy, gdzie 65% wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu mieści się w przedziale 30-60 µg/m³, a dni z zanieczyszczeniem poniżej 20 µg/m³ stanowią zaledwie 7%. Na stacji pomiarowej Prokocim Nowy średnie dobowe stężenie NO₂ wynosi najczęściej 20-30 µg/m³, a na stacji przy ulicy Balickiej zazwyczaj jest one niższe niż 20 µg/m³. Od wskazanej zasady odbiega osiedle Jelonki w Warszawie, gdzie mimo peryferyjnej lokalizacji, występują duże wartości stężenia dwutlenku azotu, a udział dni ze stężeniem badanego gazu w granicach 20-60 µg/m³ wynosi 70%.

Analizując tygodniowy przebieg stężenia dwutlenku azotu w badanych miastach w obu półroczach) można zauważyć wyraźną prawidłowość: w półroczu ciepłym większym zanieczyszczeniem powietrza dwutlenkiem azotu charakteryzują się dwie stacje warszawskie, w półroczu chłodnym największe wartości stężenia występują natomiast w Krakowie przy Rynku Głównym.

Prawdopodobieństwo występowania dni z dużym zanieczyszczeniem powietrza dwutlenkiem azotu

Duże stężenie dwutlenku azotu prowadzi do wielu problemów zdrowotnych, dlatego ważne jest określenie największych wartości NO_2 , jakie mogą wystąpić w danym miejscu. Dobrą metodą, która można wykorzystać w tym celu jest obliczenie percentyla 0,95. Pozwala to na wskazanie, jaką wartość średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu przekracza 5% największych wartości zmierzonych w rozpatrywanym okresie na danej stacji. Metoda ta lepiej obrazuje przypadki największych wartości zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu niż samo wskazanie maksymalnej wartości stężenia, która mogła wystąpić tylko przypadkowo.

W Warszawie większą wartością percentyla 0,95 wyróżnia się seria pomiarowa peryferyjnie zlokalizowanej stacji pomiarowej Jelonki. Tutaj percentyl 0,95 wynosi $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$, podczas gdy na stacji Centrum $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Inaczej jest w Krakowie, gdzie najwyższą wartość percentyla 0,95 uzyskano w odniesieniu do serii danych ze stacji w samym centrum miasta (Rynek Główny) – $74 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kolejne dwie krakowskie stacje charakteryzują się mniejszym zanieczyszczeniem powietrza dwutlenkiem azotu, gdyż 5% najwyższych wartości stężenia NO_2 przekracza $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w punkcie pomiarowym w dzielnicy Prokocim Nowy i $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ przy ul. Balickiej.

Na większości stacji pomiarowych brak jest skokowych zmian wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu z dnia na dzień. Największa różnica pomiędzy średnim stężeniem NO_2 w kolejnych dniach wynosi $7,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (poniedziałek- wtorek) – wyróżnia ona punkt pomiarowy w warszawskiej dzielnicy Jelonki.

Zakres wartości średniego stężenia dwutlenku azotu w poszczególnych dniach jest bardzo różny w rozpatrywanych dzielnicach krakowskich. Wartości te mieszczą się w granicach ($\mu\text{g}/\text{m}^3$):

Rynek Główny	34,4 - 42,0
Prokocim Nowy	27,1- 33,8
ul. Balicka	16,5- 20,9

Inaczej jest w Warszawie, gdzie na obu stacjach pomiarowych zakresy wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu w ciągu tygodnia są do siebie bardziej zbliżone i wynoszą ($\mu\text{g}/\text{m}^3$):

Jelonki	31,9-40,2
Centrum	28,1-40,5

Porównanie średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu we wszystkich rozpatrywanych punktach pomiarowych potwierdza podmiejski charakter stacji przy ulicy Balickiej w Krakowie, gdzie występują zdecydowanie najmniejsze wartości zanieczyszczenia i najslabiej zarysowany jest przebieg tygodniowy.

Tabela 1. Zmiany średniego stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Warszawie i Krakowie w latach 1994-1998

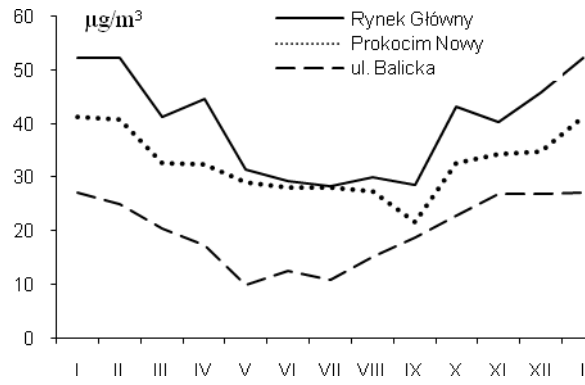
	Śródmieście	Jelonki	Rynek Gł.	Prokocim N.	ul. Balicka
1994	38,2	28,9	40,9	37,3	23,2
1995	34,7	34,4	43,6	28,7	26,2
1996	35,7	43,6	36,8	30,9	24,1
1997	41,5	40,0	33,5	32,2	24,2
1998	35,3	35,5	50,7	32,6	25,1
1994-1998	36,9	36,5	39,7	31,8	19,5

Tabela 2. Średnie miesięczne i roczne wartości stężenia dwutlenku azotu w Warszawie i Krakowie (1994-1998)

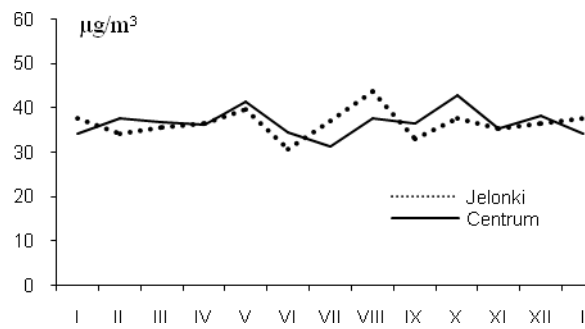
	Śródmieście	Jelonki	Rynek Gł.	Prokocim N.	ul. Balicka
Styczeń	34,2	37,7	52,4	41,4	27,1
Luty	37,6	34,3	52,4	40,9	25,0
Marzec	36,8	35,6	41,4	32,8	20,4
Kwiecień	36,2	36,4	44,7	32,3	17,3
Maj	41,4	39,6	31,4	29,0	10,0
Czerwiec	34,4	30,6	29,3	28,1	12,5
Lipiec	31,4	37,1	28,3	28,2	10,9
Sierpień	37,7	43,8	30,1	27,3	15,1
Wrzesień	36,4	33,1	28,6	21,6	18,9
Październik	42,9	37,5	43,2	32,7	22,8
Listopad	35,4	35,2	40,4	34,4	26,7
Grudzień	38,2	36,5	46,0	34,9	26,9
Rok	36,9	36,5	39,7	31,8	19,5

Tabela 3. Wartości percentyla 0,95 w seriach pomiarowych stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Warszawie i Krakowie w latach 1994-1998

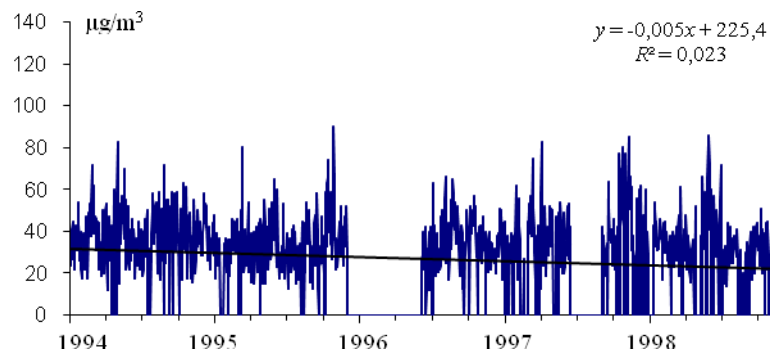
	Rok	Półrocze ciepłe	Półrocze chłodne
Centrum	58	58	60
Jelonki	72	71	72
Rynek Główny	74	55	80
Prokocim Nowy	56	46	65
ul. Balicka	51	33	56



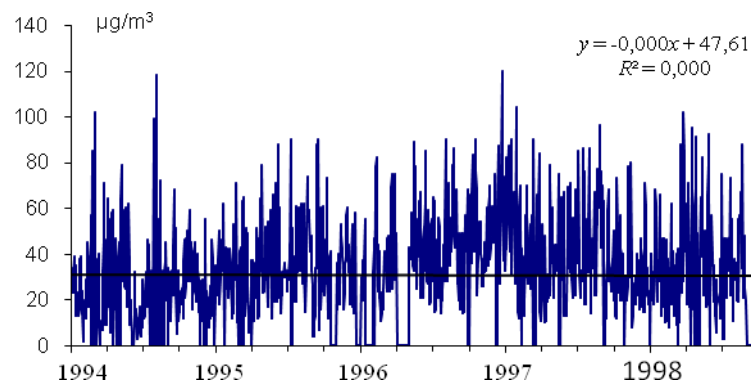
Rys. 1. Przebieg roczny stężenia dwutlenku azotu w Krakowie (1994-1998)



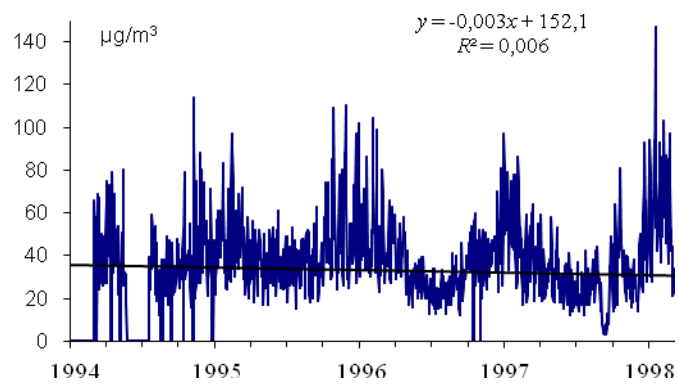
Rys. 2. Przebieg roczny stężenia dwutlenku azotu w Warszawie (1994-1998)



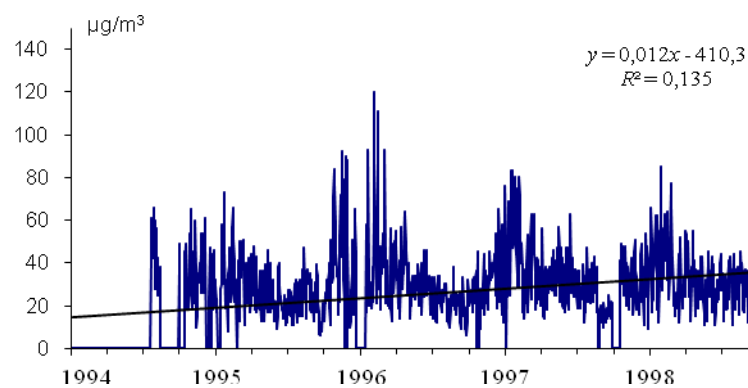
Rys. 3. Zmiany stężenia dwutlenku azotu w Warszawie w latach 1994-1998, Jelonki



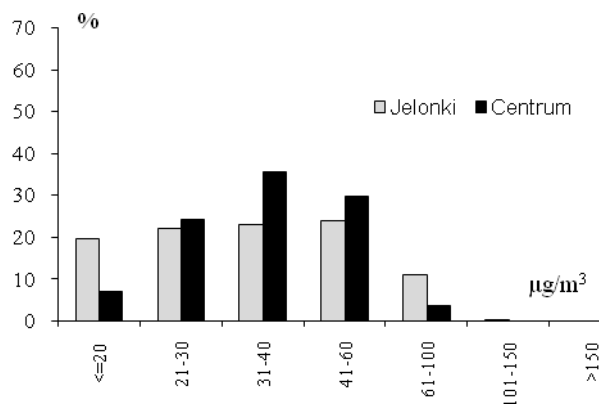
Rys. 4. Zmiany stężenia dwutlenku azotu w Warszawie w latach 1994-1998, Centrum



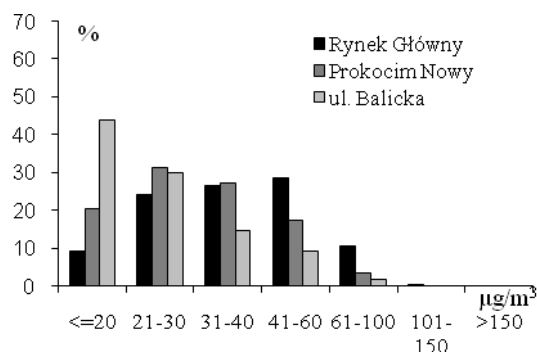
Rys. 5. Zmiany stężenia dwutlenku azotu w Krakowie w latach 1994-1998, Rynek Główny



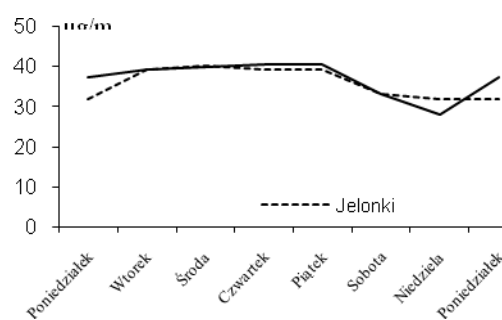
Rys. 6. Zmiany stężenia dwutlenku azotu w Krakowie w latach 1994-1998, Prokocim Nowy



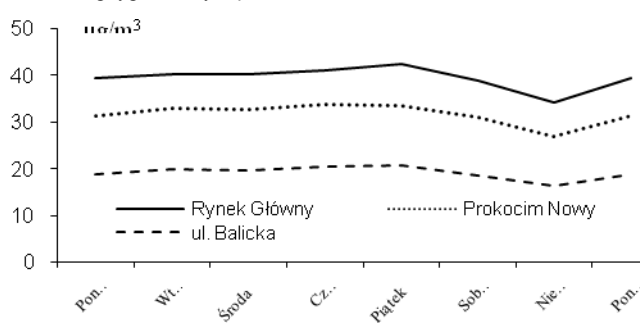
Rys.7. Częstość poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu w Warszawie w latach 1994-1998



Rys. 8. Częstość poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu w Krakowie w latach 1994-1998



Rys. 9. Przebieg tygodniowy stężenia dwutlenku azotu w Warszawie (1994-1998)



Rys. 10. Przebieg tygodniowy stężenia dwutlenku azotu w Krakowie (1994-1998)

* *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce*, t. XXIII pt. *Klimat Warszawy i innych miast Polski, Studia porównawcze*, Wyd. UW, Warszawa, 2009 (skrót pracy)

7.2.4. Tendencje zmian zanieczyszczeń powietrza w Polsce na przykładzie wybranych miast (Gorzów Wielkopolski, Warszawa, Kraków)

Autor: Żaneta WICHER vel WICHROWSKA

Opiekun naukowy: Jerzy BORYCZKA

Spośród trzech rozpatrywanych miast największe zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki występuje w Krakowie, a najmniejsze w Gorzowie Wielkopolskim (tab. 1-14, rys. 1-4). Średnie roczne stężenie dwutlenku siarki w Krakowie jest 4,5 razy większe od średniego rocznego stężenia SO_2 w Gorzowie w 1993 roku. W następnych latach ta różnica się zwiększa, a w 1997 roku średnie roczne stężenie dwutlenku siarki w Krakowie jest 13,9 razy większe niż w Gorzowie. Średnie roczne stężenia SO_2 w Krakowie i Warszawie mają bardziej zbliżone wartości. Największa różnica wystąpiła w 1995 roku, średnie roczne stężenie dwutlenku siarki w Krakowie było wtedy 1,8 razy większe niż w Warszawie.

We wszystkich trzech miastach w pięcioleciu 1993-1997 występuje tendencja malejąca średnich stężeń dwutlenku siarki. Stężenie tego zanieczyszczenia w powietrzu najbardziej maleje w Krakowie – $9,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na rok, w Gorzowie Wielkopolskim – $3,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na rok, a w Warszawie jedynie $0,70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na rok.

Średnie stężenia dwutlenku siarki w powietrzu charakteryzują się dużą zmiennością sezonową. W półroczu chłodnym są one 2-3 razy większe niż w półroczu ciepłym. Mniejsze zróżnicowanie średnich stężeń SO_2 między półroczami występuje w Gorzowie Wielkopolskim. We wszystkich trzech miastach porą roku o najmniejszym średnim stężeniu dwutlenku siarki w powietrzu jest lato, natomiast zimą średnie stężenie tego gazu jest największe. Średnie stężenie zimowe jest 5,2 razy większe od letniego w Krakowie, 4,4 razy w Warszawie i 2,6 razy większe w Gorzowie. Średnie stężenia dwutlenku siarki wiosną i jesienią mają zbliżone wartości, i są niemal dwukrotnie mniejsze od średnich stężeń zimowych.

Porównując stężenia dwutlenku azotu w Gorzowie Wielkopolskim, Warszawie i Krakowie, można stwierdzić, że najmniejsze zanieczyszczenie powietrza tym gazem występuje w Gorzowie Wielkopolskim (średnie pięcioletnie stężenie NO_2 wynosi $15,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Warszawa i Kraków mniej różnią się pod tym względem, jednak w Warszawie średnie pięcioletnie stężenie NO_2 ($37,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) jest większe niż w Krakowie ($32,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

W pięcioleciu 1993-1997 w Warszawie i Krakowie średnie stężenia dwutlenku azotu wykazują tendencję rosnącą. W Warszawie wzrost stężenia NO_2 w powietrzu wynosi $0,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na rok, i jest większy niż w Krakowie – $0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na rok. W Gorzowie Wielkopolskim w badanym okresie stężenie dwutlenku azotu wykazuje tendencję malejącą. Spadek stężenia tego gazu wynosi $2,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na rok.

We wszystkich trzech miastach średnie stężenie dwutlenku azotu w półroczu chłodnym jest większe niż w ciepłym o $6,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Gorzowie Wielkopolskim, $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Warszawie i o $12,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Krakowie. Najmniejsze średnie stężenie tego gazu we

wszystkich trzech miastach obserwuje się latem, a największe zimą w Gorzowie i Krakowie, oraz jesienią w Warszawie.

W Gorzowie Wielkopolskim i w Warszawie średnie roczne stężenia dwutlenku azotu są większe niż średnie roczne stężenia dwutlenku siarki, w Krakowie stan taki występuje tylko w latach 1996-1997.

Średnie stężenia dwutlenku azotu charakteryzuje mniejsze zróżnicowanie w ciągu roku, niż w przypadku średnich stężeń dwutlenku siarki. Jest to prawdopodobnie spowodowane tym, że źródłem około 40% emisji dwutlenku azotu jest ruch samochodowy, który jest mało zmienny w ciągu roku. Emisja dwutlenku siarki natomiast jest największa w chłodnej porze roku, co związane jest z ogrzewaniem mieszkań (energetyka zawodowa i przemysłowa odpowiedzialna jest za około 70% emisji tego gazu).

W Gorzowie Wielkopolskim największe średnie stężenie dwutlenku siarki w powietrzu w pięcioleciu 1993-1997 przypada na wiatry ze wschodu, w poszczególnych sezonach także na wiatry z północnego zachodu i południa. Stężenia minimalne przypadają na wiatry z północy (występujące z częstością ok. 1%). Nie są dostrzegalne powiązania stężeń SO_2 z dużymi emitorami. Maksymalne średnie stężenia dwutlenku azotu występują przy wiatrach z południowego zachodu, zachodu, oraz wschodu i północnego wschodu (zimą i w półroczu chłodnym). Wiatr napływający z zachodu i południowego zachodu przynosi zanieczyszczenia powietrza znanego z miasta. Minimalne średnie stężenia dwutlenku azotu występują na ogół przy wiatrach z północnego wschodu i północy, czyli spoza miasta. Wyjątkiem jest jesień, kiedy najmniejsze średnie stężenie NO_2 przypada na wiatry zachodnie, napływające znanego z miasta.

W latach 1993-1997 w Warszawie największe średnie stężenia dwutlenku siarki przypadają na wiatry z zachodu. Podobnie jest zimą i w półroczu chłodnym. Może to wynikać z wpływu zlokalizowanych w tej części miasta zakładów Ursus, elektrociepłowni Wola i Zakładów Mechanicznych Wola. Wiosną, latem i jesienią maksymalne średnie stężenia dwutlenku siarki są uwarunkowane wiatrami z sektora południowego (wpływ elektrociepłowni Siekierki). Minimalne średnie stężenia tego gazu przypadają na ogół na wiatry z sektora północnego, z wyjątkiem wiosny i zimy kiedy najmniejsze średnie stężenia przypadają na wiatry z południowego wschodu i południowego zachodu. Może to wynikać, z wpływu doliny Wisły, którą napływa mniej zanieczyszczone powietrze z północy i południowego wschodu, oraz obecności dużych kompleksów leśnych. Na południowym zachodzie znajdują się lotnisko Okęcie i ogródki działkowe, co może sprzyjać mniejszemu zanieczyszczeniu powietrza. Maksymalne średnie stężenia dwutlenku azotu w badanych latach w Warszawie występują przy wiatrach z sektora południowego, zimą – przy wiatrach północnych. W tych częściach miasta znajdują się dzielnice o dużym natężeniu ruchu samochodowego. Najmniejsze średnie stężenia dwutlenku azotu przypadają z reguły na wiatry północno-zachodnie i północno-wschodnie (wiatry NE mają małą częstość występowania).

W Krakowie największe średnie stężenia dwutlenku siarki występują w badanym pięcioleciu przy wiatrach z północnego wschodu i północy, jedynie latem przy wietrze zachodnim i zimą północno-zachodnim. Duże średnie stężenia dwutlenku siarki przy wiatrach z zachodu i północnego zachodu mogą być związane z lokalizacją dużych emitorów w Trzebini-Sierszy i GOP. Jednak przy wiatrach z północnego zachodu i zachodu najczęściej występują najmniejsze stężenia SO_2 . Tylko jesienią najmniejsze średnie stężenie tego gazu przypada na wiatry południowo-wschodnie. Może to wynikać z bardzo

małej częstości tych kierunków wiatru. Największym średnim stężeniem dwutlenku azotu w Krakowie cechują się wiatry z północy, północnego wschodu, także wiatry południowo-wschodnie (wiosną), południowo-zachodnie (jesienią) i południowe (w półroczu chłodnym). Wiatry te mogą przynieść zanieczyszczenia z miasta. Minimalne średnie stężenia dwutlenku azotu we wszystkich rozpatrywanych przedziałach czasu występują przy wiatrach z północnego zachodu i zachodu, czyli z kierunku Lasu Wolskiego, i obszaru o mniej rozbudowanej sieci ulic. W przypadku Krakowa stacja meteorologiczna określająca kierunki wiatru znajduje się na terenie lotniska, a stężenia zanieczyszczeń mierzone w centrum miasta. Ze względu na zmiany kierunków wiatru wywołane przez zabudowę miejską przestrzenne rozkłady stężeń zanieczyszczeń powietrza względem kierunków wiatru mogą być zniekształcone.

Korelacja pięcioletnich dobowych stężeń dwutlenku siarki i prędkości wiatru w Gorzowie Wielkopolskim w latach 1993-1997 jest dodatnia. Ze wzrostem prędkości wiatru wzrasta stężenie dwutlenku siarki w powietrzu. Podobnie jest latem i w półroczu ciepłym, które cechują się większą zależnością niż w całym pięcioleciu (wartości współczynników korelacji są większe w tych sezonach). Może to wynikać z położenia stacji pomiarowej stężeń zanieczyszczeń powietrza poza miastem. Wiatr o większej prędkości może wywoływać napływ zanieczyszczeń z obszaru miasta. W Warszawie i Krakowie we wszystkich rozpatrywanych przedziałach czasu wzrost prędkości wiatru powoduje zmniejszenie stężenia dwutlenku siarki w powietrzu. Z wyjątkiem lata i półrocza ciepłego współczynniki korelacji stężeń SO_2 i prędkości wiatru w Krakowie mają większe wartości bezwzględne, co świadczy o większej sile tego związku. W Warszawie i Krakowie współczynniki korelacji mają większe wartości bezwzględne w półroczu chłodnym niż ciepłym.

Korelacja stężenia dwutlenku azotu i prędkości wiatru w Gorzowie Wielkopolskim w pięcioleciu 1993-1997 jest ujemna, czyli wzrost prędkości wiatru zmniejsza stężenie NO_2 w powietrzu. Jednak wiosną i latem obserwuje się przeciwną zależność – większą latem niż wiosną. W Warszawie i Krakowie wzrost prędkości wiatru we wszystkich przypadkach powoduje zmniejszenie stężenia dwutlenku azotu w powietrzu. We wszystkich przedziałach czasu współczynniki korelacji NO_2 i prędkości wiatru w Krakowie mają większe wartości bezwzględne niż w Warszawie. Zarówno w Gorzowie jak też w Warszawie i Krakowie współczynniki korelacji w półroczu chłodnym mają większe wartości bezwzględne od współczynników w półroczu ciepłym. Ponadto, współczynniki korelacji w Warszawie i Krakowie mają większe wartości bezwzględne w przypadku zależności stężeń NO_2 od prędkości wiatru niż stężeń SO_2 , w Gorzowie jest przeciwnie.

Korelacja pięcioletnich dobowych stężeń dwutlenku siarki i wilgotności względnej powietrza w latach 1993-1997 we wszystkich trzech miastach jest dodatnia. Wzrostowi wilgotności względnej powietrza odpowiada wzrost stężenia dwutlenku siarki. W poszczególnych porach roku zależności stężeń SO_2 od wilgotności względnej są odmienne. Z wyjątkiem jesieni w Warszawie i Krakowie zawsze występują podobne korelacje. We wszystkich trzech miastach wzrost wilgotności względnej powoduje zmniejszenie stężenia dwutlenku siarki w powietrzu latem i w półroczu ciepłym.

Korelacja pięcioletnich stężeń dwutlenku azotu i wilgotności względnej w latach 1993-1997 jest dodatnia w Gorzowie Wielkopolskim i Krakowie a ujemna w Warszawie.

We wszystkich trzech miastach zimą i w półroczu chłodnym wzrostowi wilgotności względnej powietrza odpowiada wzrost stężenia dwutlenku azotu w powietrzu, natomiast w półroczu ciepłym – spadek stężenia NO_2 .

Wpływ opadów atmosferycznych na stężenie dwutlenku siarki w powietrzu jest taki sam we wszystkich trzech miastach i we wszystkich rozpatrywanych przedziałach czasu. Wzrost sumy opadów powoduje zmniejszenie stężenia SO_2 w powietrzu. Związki korelacyjne są najsilniejsze w Krakowie a najsłabsze w Gorzowie Wielkopolskim. Zależność stężeń SO_2 od opadów atmosferycznych jest większa w półroczu chłodnym niż w ciepłym.

Korelacja stężenia dwutlenku azotu w powietrzu i sumy opadów atmosferycznych jest również ujemna, w Warszawie i Krakowie we wszystkich rozpatrywanych przedziałach czasu (w Gorzowie z wyjątkiem zimy i półroczu chłodnego).

Na ogół wzrost sumy opadów atmosferycznych powoduje mniejsze stężenia dwutlenku azotu w powietrzu. Współczynniki korelacji stężeń NO_2 i opadów atmosferycznych w Warszawie i Krakowie w półroczu chłodnym mają większe wartości bezwzględne niż w półroczu ciepłym.

Łączny wpływ prędkości wiatru (v), wilgotności względnej powietrza (f) i opadów atmosferycznych (P) na SO_2 i NO_2 określają równania hiperpłaszczyzn regresji i współczynniki determinacji R^2 :

Miasto	Równanie	R^2
Gorzów Wielkopolski	$\text{SO}_2 = -0,03439v + 0,146792f + 3,358859P - 13,4993$	0,170
Warszawa	$\text{SO}_2 = -0,28126v + 1,451584f + 5,97766P - 89,1593$	0,512
Kraków	$\text{SO}_2 = -0,32856v + 1,899944f + 5,066625P - 101,91$	0,434
Gorzów Wielkopolski	$\text{NO}_2 = -0,01424v + 0,288408f + 1,196398P - 10,5882$	0,169
Warszawa	$\text{NO}_2 = -0,00089v + 0,213691f - 1,98327P + 24,54555$	0,088
Kraków	$\text{NO}_2 = -0,08103v + 0,575884f + 1,276421P - 9,07899$	0,235

Na ogół współczynniki regresji wielokrotnej stężeń SO_2 i NO_2 względem prędkości wiatru są ujemne a względem wilgotności względnej powietrza i opadów atmosferycznych – dodatnie.

Równania hiperpłaszczyzn regresji wyjaśniają 17% wariacji stężeń dwutlenku siarki w Gorzowie Wielkopolskim, 51% – w Warszawie i 43% – w Krakowie, oraz 16,9% wariacji stężeń dwutlenku azotu w Gorzowie Wielkopolskim, 8,8% – w Warszawie i 23,5% – w Krakowie.

Tabela 1. Średnie roczne stężenia dwutlenku siarki w latach 1993-1997 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

ok	Gorzów Wielkopolski	Warszawa	Kraków
1993	17,4	30,5	55,1
1994	6,8	28,3	30,6
1995	4,4	27,4	42,8
1996	5,2	27,7	34,9
1997	2,3	29,9	32,0

Tabela 2. Średnie stężenie dwutlenku siarki w wyodrębnionych przedziałach czasu pięciolecia 1993-1997 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

1993-1997	Gorzów Wielkopolski	Warszawa	Kraków
Wiosna	8,2	23,7	40,1
Lato	4,2	11,4	15,6
Jesień	5,3	27,0	41,2
Zima	11,2	50,3	80,3
P. chłodne	9,6	42,7	66,1
P. ciepłe	4,8	13,7	20,6

Tabela 3. Średnie roczne stężenia dwutlenku azotu w latach 1993-1997 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), * braki w danych pomiarowych

rok	Gorzów Wielkopolski	Warszawa	Kraków
1993	17,8	35,9*	22,5
1994	21,9	38,2	25,4
1995	15,7	34,7	42,6
1996	11,0	35,7*	36,8
1997	10,9	41,5*	33,5

Tabela 4. Średnie stężenie dwutlenku azotu w wyodrębnionych przedziałach czasu pięciolecia 1993-1997 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

1993-1997	Gorzów Wielkopolski	Warszawa	Kraków
Wiosna	13,0	37,9	39,0
Lato	12,5	4,5	28,0
Jesień	18,0	39,3	33,8
Zima	18,6	36,5	46,3
P. chłodne	18,5	38,2	42,8
P. ciepłe	12,5	36,2	30,4

Tabela 5. Średnie stężenia dwutlenku siarki w Warszawie w latach 1993-1997 w poszczególnych przedziałach prędkości wiatru ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

m/s	pięciolecie	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	P. chłodne	P. ciepłe
0-0,1	36,7	34,3	18,1	29,9	65,1	49,6	20,1
0,2-2,0	30,6	36,6	11,8	30,9	57,6	48,1	14,5
2,1-5,0	27,2	21,7	10,8	24,4	46,2	39,5	12,9
5,1-10,0	24,5	19,4	5,0	12,5	43,5	33,9	8,9

Tabela 6. Współczynniki korelacji między średnimi dobowymi stężeniami dwutlenku siarki w Warszawie i prędkością wiatru w latach 1993-1997

Pięciolecie	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	P. chłodne	P. ciepłe
-0,10172	-0,15404	-0,26596	-0,19000	-0,24799	-0,20614	-0,16218

Tabela 7. Średnie stężenia dwutlenku siarki w Krakowie w latach 1993-1997 w poszczególnych przedziałach prędkości wiatru ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), * dwa pomiary

m/s	Pięćolecie	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	P. chłodne	P. ciepłe
0-0,1	68,4	35,9	19,4	75,8	108,7	89,1	24,6
0,2-2,0	48,1	46,1	16,3	42,8	103,4	81,5	21,5
2,1-5,0	36,6	37,2	14,7	32,6	71,2	57,8	19,7
5,1-10,0	35,9	35,6	11,5	26,4	47,3	42,7	17,8
>10	21,5*	21,5	-	-	-	-	21,5*

Tabela 8. Współczynniki korelacji między średnimi dobowymi stężeniami dwutlenku siarki w Krakowie i prędkością wiatru w latach 1993-1997

Pięćolecie	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	P. chłodne	P. ciepłe
-0,17760	-0,15921	-0,15333	-0,33878	-0,43667	-0,36035	-0,08737

Tabela 9. Średnie stężenia dwutlenku azotu w Warszawie w latach 1993-1997 w poszczególnych przedziałach prędkości wiatru ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), * jeden lub dwa pomiary

m/s	Pięćolecie	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	P. chłodne	P. ciepłe
0-0,1	46,5	46,0	45,9	50,2	42,3	47,3	45,6
0,2-2,0	40,0	43,9	36,2	42,5	38,8	41,6	38,7
2,1-5,0	35,0	35,6	31,2	36,6	35,0	35,8	34,0
5,1-10,0	25,0	21,0	23,0*	29,5	35,0*	29,4	19,8

Tabela 10. Współczynniki korelacji między średnimi dobowymi stężeniami dwutlenku azotu w Warszawie i prędkością wiatru w latach 1993-1997

Pięćolecie	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	P. chłodne	P. ciepłe
-0,31962	-0,42025	-0,37803	-0,33260	-0,23638	-0,33455	-0,31799

Tabela 11. Średnie stężenia dwutlenku azotu w Krakowie w latach 1993-1997 w poszczególnych przedziałach prędkości wiatru ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), * dwa pomiary

m/s	Pięćolecie	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	P. chłodne	P. ciepłe
0-0,1	52,9	47,5	42,4	55,1	57,9	58,8	40,4
0,2-2,0	40,2	45,4	31,0	34,6	55,6	48,9	33,6
2,1-5,0	33,0	36,6	24,3	28,6	42,9	39,2	27,2
5,1-10,0	28,9	39,6	18,4	26,0	32,6	31,0	23,5
>10	19,5*	19,5*	-	-	-	-	19,5*

Tabela 12. Współczynniki korelacji między średnimi dobowymi stężeniami dwutlenku azotu w Krakowie i prędkością wiatru w latach 1993-1997

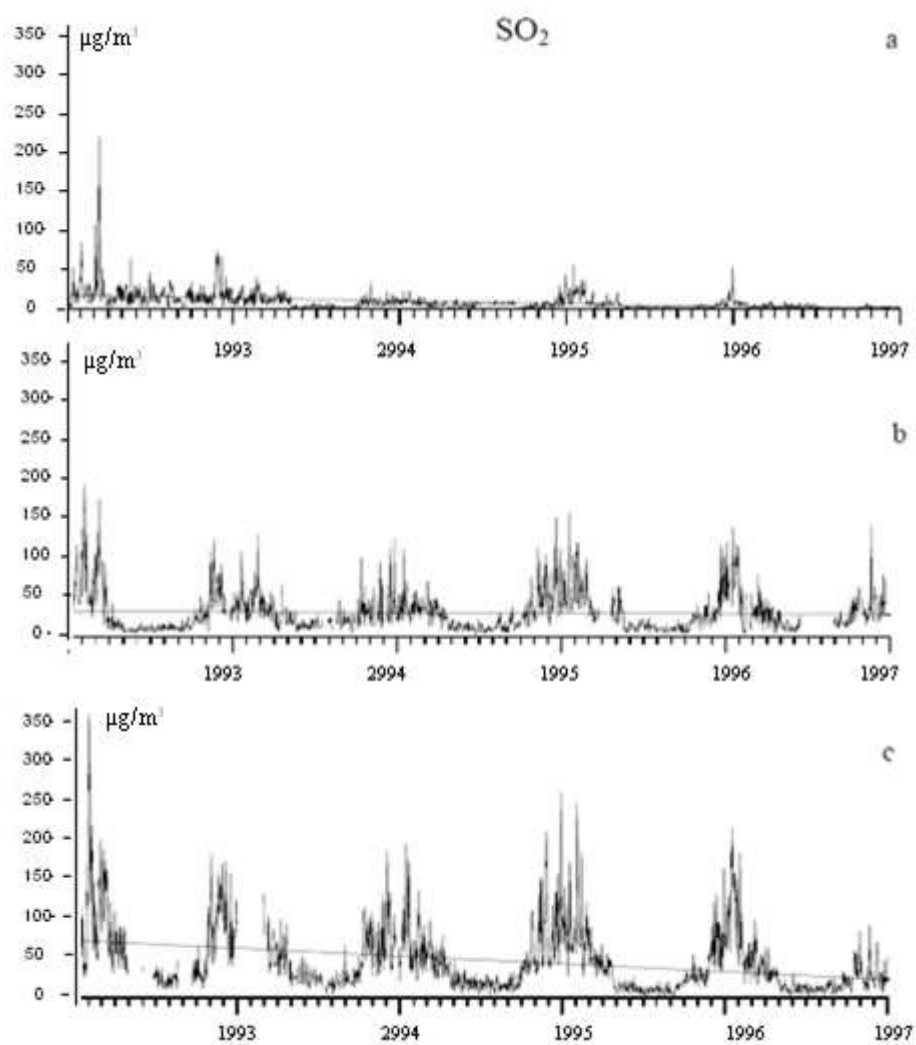
Pięćolecie	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	P. chłodne	P. ciepłe
-0,33319	-0,44844	-0,49822	-0,38698	-0,50157	-0,42713	-0,36552

Tabela 13. Współczynniki korelacji między średnimi dobowymi stężeniami SO₂ i dobowymi sumami opadów w latach 1993-1997

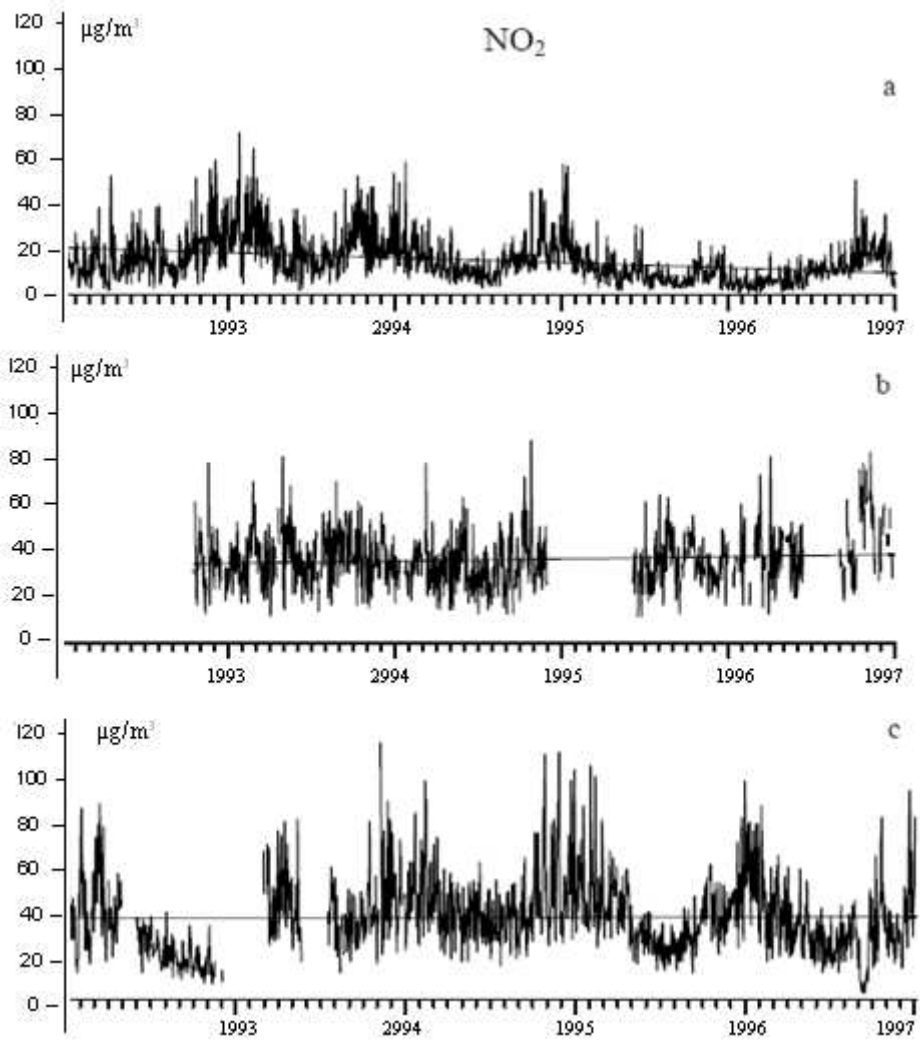
.	Gorzów Wielkopolski	Warszawa	Kraków
Pięciolecie	-0,06771	-0,13297	-0,19149
Wiosna	-0,06647	-0,08766	-0,17942
Lato	-0,03918	-0,08635	-0,23001
Jesień	-0,05097	-0,19621	-0,19210
Zima	-0,10097	-0,11089	-0,21217
P. chłodne	-0,06900	-0,12976	-0,20450
P. ciepłe	-0,05718	-0,10410	-0,18057

Tabela 14. Współczynniki korelacji między średnimi dobowymi stężeniami NO₂ i dobowymi sumami opadów w latach 1993-1997

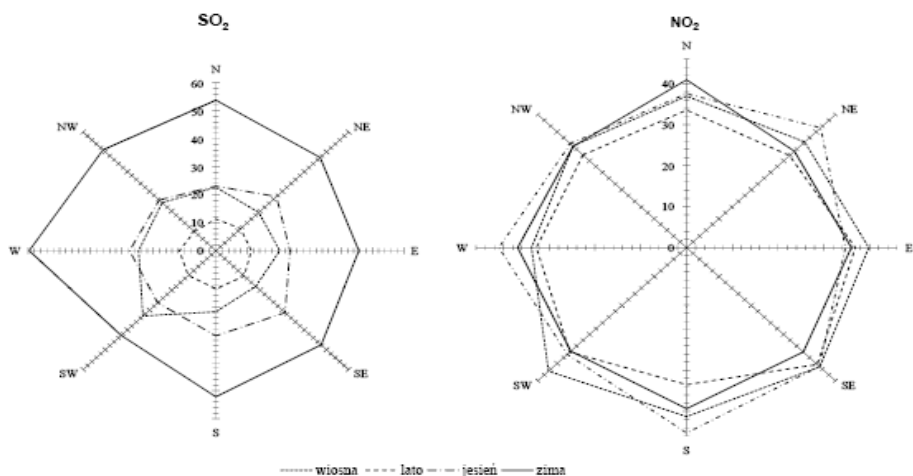
.	Gorzów Wielkopolski	Warszawa	Kraków
Pięciolecie	-0,04364	-0,10087	-0,14487
Wiosna	-0,05926	-0,06030	-0,16477
Lato	-0,00815	-0,01121	-0,07827
Jesień	-0,04394	-0,19289	-0,08414
Zima	+0,00322	-0,05858	-0,19075
P. chłodne	+0,01491	-0,14445	-0,17944
P. ciepłe	-0,04008	-0,07136	-0,07832



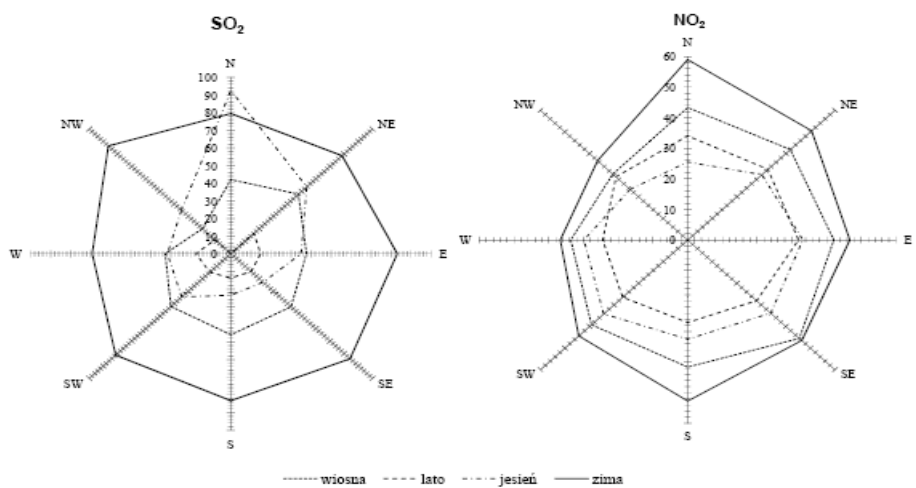
Rys. 1. Zmiany czasowe stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w latach 1993: w Gorzowie Wielkopolskim (a), Warszawie (b), Krakowie (c)



Rys. 2. Zmiany czasowe stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w latach 1993-1997: w Gorzowie Wielkopolskim (a), Warszawie (b), Krakowie (c)



Rys. 3. Średnie stężenia ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Warszawie w latach 1993-1997 w zależności od kierunku wiatru



Rys. 4. Średnie stężenia ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Krakowie w latach 1993-1997 w zależności od kierunku wiatru

* *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce*, t. XXIII pt. *Klimat Warszawy i innych miast Polski, Studia porównawcze*, Wyd. UW, Warszawa, 2009 (skrót pracy)

7.2.5. Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Krakowie w latach 1995-1997

Autor: Marek HENZEL

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Celem pracy jest próba określenia zależności zmian stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu mierzonego w Krakowie od typów cyrkulacji atmosferycznej (wg klasyfikacji T. Niedźwiedzia) w okresie 1993-1997.

Materiały źródłowe

W pracy wykorzystano chronologiczne szeregi średnich dobowych wartości stężenia dwutlenku siarki (SO₂) i dwutlenku azotu (NO₂) z lat 1993-1997, uzyskane z przetworzenia ciągłych pomiarów tych związków w trzech punktach w Krakowie: ul. Balicka, Rynek Główny, Prokocim Nowy. Stężenie SO₂ i NO₂ wyrażono w µg/m³.

Kalendarz typów cyrkulacji atmosferycznej wg klasyfikacji T. Niedźwiedzia (1988) wyróżnia 21 sytuacji określonych w odniesieniu do każdej doby na podstawie analizy dolnych map synoptycznych na obszarze obejmującym dorzecze górnej Wisły (φ : 49-51° N, λ : 18-24° E) (tab. 1):

Tabela 1. Typy cyrkulacji wg klasyfikacji T. Niedźwiedzia (1988)

	Adwekcja mas powietrza z kierunków:
Na, Nc	północ
NEa, NEc	północo-wschód
Ea, Ec	wschód
SEa, SEc	południo-wschód
Sa, Sc	południe
SWa, SWc	południo-zachód
W, Wc	zachód
NWa, NWc	północo-zachód
	Brak adwekcji, bardzo zmienne kierunki napływu powietrza
Ca	Sytuacja centralna antycyklonalna (centrum wyżu nad południową Polską lub Słowacją)
Ka	Klin antycyklonalny, czasem kilka niewyraźnych ośrodków, rozmyty obszar podwyższonego ciśnienia, o wału wysokiego ciśnienia
Cc	Sytuacja cyklonalna (centrum niżu nad południową Polską, lub Słowacją)
Bc	Bruzda cyklonalna, rozmyty obszar niskiego ciśnienia lub oś bruzdy niżowej z różnymi kierunkami adwekcji i systemem frontów
	X - sytuacje nie dające się zakwalifikować i siodła baryczne

Charakterystyka obiektu i okresu badań

W badaniach korzystano z wyników pomiarów zawartości dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w powietrzu z lat 1993-1997 w trzech punktach w Krakowie. Zlokalizowane są one (rys. 1, tab. 2) w przybliżeniu na profilu NW-SE przechodzącym z centrum miasta (Rynek Główny), na podobnej wysokości n.p.m. (210-228 m).



Rys. 1. Lokalizacja punktów pomiarowych stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu

Tabela 2. Charakterystyka punktów pomiarowych

	Wsp. geogr	Cechy lokalizacji	Pobór próbek
ul. Balicka 102 Instytut Zootechniczny	$\varphi = 52^{\circ} 4' 40''$ $\lambda = 19^{\circ} 52' 05''$ $h = 213,0$ m n.p.m.	Poza zwartą zabudową, teren płaski, w otoczeniu: tereny rolnicze i rekreacyjno-sportowe. brak dużych źródeł emisji (500 m na E kotłownia)	Kontener– 4,15 m n. p. g. (nad dachem 1,65 m)
Rynek Główny; Wieża Ratuszowa	$\varphi = 0^{\circ} 3' 40''$ $\lambda = 9^{\circ} 56' 20''$ $h = 210,5$ m n. p. m.	Centrum miasta – zwała stara zabudowa wokół rynku i dalej z licznymi paleniskami i lokalnymi kotłowniami.	Wieża Ratuszowa – wys. 40 m, 14 m n. p. g., odległość od ściany 0,7 m, ekspozycja w kierunku SW
Prokocim Nowy ul. Kurczaba 25	$\varphi = 50^{\circ} 0' 45''$ $\lambda = 20^{\circ} 0' 40''$ $h = 227,9$ m n.p.m	Osiedle mieszkaniowe o luźnej zabudowie. W promieniu do 500 m, brak źródeł emisji, brak palenisk indywidualnych,	Budynek biurowca o wys. 10 m, 11,5 m n. p. g. (nad dachem 1.5 m), swobodny przepływ powietrza w obrębie 360°

Odległość między skrajnymi punktami profilu wynosi ok. 9 km. Najważniejsze cechy lokalizacji, informacje porządkowe oraz dotyczące miejsca poboru próbek powietrza i metod pomiarowych zestawiono w tab.1 (źródło: Instytut Ochrony Środowiska, który prowadzi bazę danych podsystemu “monitoring zanieczyszczenia powietrza” *System Państwowy Monitoringu Środowisk* oraz Wojewódzka Inspekcja Ochrony Środowiska w Krakowie – strona internetowa, informacje ustne).

Punkt wysunięty na północo-zachód (dalej w pracy pod nazwą ul. Balicka) reprezentuje tereny miejskie znajdujące się poza zabudową zwartą, o charakterze rolniczym i rekreacyjno-sportowym. W otoczeniu nie znajdują się znaczące źródła emisji.

Centralny punkt profilu to Wieża Ratuszowa (nazwa: Rynek Główny), która usytuowana jest w południowo-zachodnim rogu Rynku Głównego. Wylot sondy do poboru

próbek powietrza umiejscowiono na wysokości 14 m nad poziomem gruntu od południowo-zachodniej strony wieży.

Metody opracowania

Opracowanie rozpoczęto od przeglądu i porównania pięcioletnich ciągów średnich dobowych wartości stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu z trzech punktów pomiarowych w Krakowie oraz analizy liczebności wydzielanych zbiorów. Analizując zmienność stężenia w czasie (bez uwzględnienia podziału na grupy danych obserwowanych przy różnych typach cyrkulacji atmosferycznej) wyeliminowano niektóre okresy. Przyjęto, że będą to dni tygodnia, miesiące, półrocza, lata, w których udział dni z wartościami stężeń był mniejszy niż 75% dni o danym okresie. W przypadku pięcioletnich charakterystyk statystycznych za wartość graniczną przyjęto 50%. Dalsze przygotowanie danych polegało na skojarzeniu par danych występujących synchronicznie (doba o danej dacie w okresie 1993-1997) – wartość średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki lub dwutlenku azotu obliczona z pomiarów ciągłych wykonanych w danym punkcie pomiarowym.

Sytuacja synoptyczna – wg klasyfikacji T. Niedźwiedzia: kierunki napływu mas powietrza, rodzaj układu barycznego i typ cyrkulacji atmosferycznej. W każdym wyodrębnionym w ten sposób zbiorze danych (wartość stężenia – sytuacja synoptyczna (typ lub układ baryczny lub kierunek adwekcji)) wyznaczono charakterystyki statystyczne.

Zastosowano podstawowe miary statystyczne:

- Liczebność zbioru (n), częstość zbioru wydzielonego wg przyjętego kryterium (np.: dni z cyrkulacją, cyklonalną, dni z adwekcją z kierunku SE, itd.) wyrażona jako procentowy udział w całym zbiorze ($n\%$).
- Przy założonych progach wartości dopuszczalnego średniego dobowego stężenia: SO_2 i NO_2 przyjęto następujące przedziały: ≤ 25 , 26-50, 51-75, 76-150, 151-200, $> 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Średnia arytmetyczna (C) – zdefiniowana jest jako iloraz algebraicznej sumy wyrazów danego szeregu przez ich liczbę:

$$C = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i$$

gdzie: n jest liczbą danych, C_i – wartość średniego dobowego stężenia

- Odchylenie standardowe (δ) od średniej arytmetycznej (przy założeniu, że wartości zbioru są próbką populacji) jest jedną z głównych i najczęściej stosowanych miar rozproszenia wartości danego zbioru (np. średniego dobowego stężenia SO_2 w okresie pięcioletnim z danego punktu pomiarowego) wokół wartości średniej arytmetycznej.

$$\delta = \left(\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n C_i^2 - C^2 \right)^{0.5}$$

- Mediana (wartość środkowa, centralna) – jest to miara położenia, której wartość dzieli uporządkowany zbiór danych (rosnących lub malejących) na dwie równe części, wartość wraz ze średnią, arytmetyczną, służąca porównaniu cech różnych zbio-

rów wydzielonych ze zbioru podstawowego tj. np. wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki.

- Wartości największa i najmniejsza określają zakres wahań danych w danym zbiorze.
- W celu zobrazowania niektórych zagadnień wyznaczono ponadto: wartość modalną (dominantę) – wartość najczęściej występującą, w danej serii wyników (np. średniego dobowego stężenia NO₂ w soboty okresu pięcioletniego) – zastosowano ją jako trzecią, z kolei miarę położenia w celu ujawnienia różnic w tygodniowym przebiegu stężenia dwutlenku siarki oraz dwutlenku azotu.
- Średnia ważona (C_w) obliczana jest w przypadkach gdy wartości danej zmiennej występują z różną liczebnością (np. szereg wartości stężenia, z których każda jest wartością średnią, arytmetyczną, przy kierunkach adwekcji mas powietrza):

$$C_w = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n n_i C_i$$

gdzie: $n = \sum_{i=1}^n n_i$, C_i – kolejny wyraz zbioru, n_i – liczebność i-tego wyrazu szeregu

- Percentyle: 0,02, 0,05, 0,10, 0,20, 0,30, 0,40, 0,50, 0,60, 0,70, 0,80, 0,90, 0,95 i 0,98 – w celu wykreślenia dystrybuant służących porównaniu wydzielonych zbiorów (np. rozkładów skumulowanej częstości wystąpienia wartości średniego dobowego stężenia NO₂ zmierzonego w pięcioleciu przy kierunkach E w danym punkcie pomiarowym) i wykorzystania innych możliwości jakie daje dystrybuanta (percentyl 0,10 jest to wartość wskazująca, że w danej zbiorowości wartości mniejsze od niej wystąpiły w 10% przypadków itd.).
- Proste regresji liniowej (y względem x) zastosowano do porównania synchronicznych zbiorów wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu z trzech punktów pomiarowych: $y = mx + b$, gdzie: m – współczynnik regresji.

Ważniejsze wyniki

Przedmiotem pracy była charakterystyka pięcioletnich (1993-1997) serii wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu, w trzech punktach pomiarowych w Krakowie. Określono wpływ, jaki na stężenie tych zanieczyszczeń wywarła cyrkulacja atmosferyczna. Skorzystano z klasyfikacji typów cyrkulacji atmosferycznej T. Niedźwiedzia (1988) sytuacji synoptycznych występujących w dorzeczu górnej Wisły, w którym znajduje się aglomeracja krakowska. Dysponowano zbiorami niekompletnymi. Udział dni z wynikami pomiarów wyniósł: dwutlenek siarki: 83-91%, dwutlenek azotu: 69-88%. Wyniki obliczeń charakterystyk stężenia zanieczyszczenia powietrza w badanym pięcioleciu przedstawiono w tabelach 3-11.

Tabela 3. Charakterystyka zanieczyszczenia powietrza w Krakowie w latach 1993-1997

	SO ₂ (µg/m ³)		NO ₂ (µg/m ³)	
	Średnia 1993-1997	26,0	43,7	24,1
	Prokocim N.	Rynek Główny.	ul.Balicka	Rynek Główny.
Zakres śr. rocznych	16,3	71,8	24,1	78,6
	Prokocim N. 1995	Rynek Główny. 1993	ul.Balicka, 1996)	Rynek Główny. 1993

Uzyskane wyniki wskazują, że w Krakowie w latach 1993-1997 nastąpiło zmniejszenie zanieczyszczenia dwutlenkiem siarki i dwutlenkiem azotu w centrum miasta, zwiększenie stężenia dwutlenku azotu w części miasta reprezentowanej przez stację *Prokocim Nowy a* w dzielnicy północno-zachodniej zmiany były niewielkie. Największe zróżnicowanie w przebiegu rocznym wykazywało stężenie dwutlenku siarki tak np. wartości średniego dobowego stężenia powyżej $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w półroczach chłodnych (X-III) wystąpiły w ok. 80% dni a w półroczach ciepłych (IV-IX) ok. 10% (Rynek Główny) do 50% dni (Prokocim Nowy). Roczny przebieg dwutlenku azotu nie był tak wyraźny. Specyfika wynikająca z położenia punktów pomiarowych w tak rozbudowanej i zróżnicowanej infrastrukturze miejskiej i przemysłowej jaką, jest aglomeracja krakowska niewątpliwie kształtowała obraz zróżnicowania przestrzennego. Zaznaczyło się ono już w wartościach średnich z całego pięćdziesięciolecia wskazując na największe zanieczyszczenie w centrum miasta (Rynek Główny), z największymi różnicami między centrum a peryferiami w półroczu chłodnym, szczególnie w miesiącach zimowych (najmniejsze w lecie).

Uzyskano dane liczbowe, na podstawie których można było potwierdzić, udokumentowany w wielu pracach, wpływ rodzaju cyrkulacji atmosferycznej na stężenie zanieczyszczenia powietrza w Krakowie: antycyklonalnego, warunkującego wzrost koncentracji – średnio w roku wartości wahały się: układ antycyklonalny (udział: 56,6% dni): SO_2 – 29,7-50,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, NO_2 – 52,5-53,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; układ cyklonalny (udział: 41,8% dni): SO_2 – 21,1-34,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, NO_2 – 14,1-19,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

W świetle wyników pomiarów jakimi dysponowano, zasada ta nie sprawdziła się w sytuacjach adwekcji mas powietrza z kierunków E i NE. Uwagę zwracają duże różnice stężenia zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu między układami barycznymi przy praktycznie braku zróżnicowania przestrzennego podczas dni z układem wyżowym.

Za ważny wynik pracy uznać można ujawnienie szczególnej roli w kształtowaniu stężenia zanieczyszczenia powietrza w Krakowie, jaką, odgrywa adwekcja:

– z **sektorów SW, S i SE** powodująca zwiększanie na całym obszarze wartości stężenia zarówno dwutlenku siarki i dwutlenku azotu, z negatywnym wpływem na warunki areosanitarne na północnych peryferiach miasta, głównie poprzez zwiększenie stężenia dwutlenku azotu w sezonie letnim.

– z **sektora północnego**, przy której napływało znacznie mniej zanieczyszczone powietrze do północnego i centralnego rejonu miasta. W dzielnicy południowej (Prokocim Nowy) przy adwekcji z tego sektora następowało pogarszanie warunków areosanitarnych – przede wszystkim zwiększanie wartości stężenia dwutlenku azotu (wpływ miasta) do stężenia obserwowanego na stacji śródmiejskiej Rynek Główny.

– z **kierunku E**, w sytuacjach zarówno cyklonalnych jak i antycyklonalnych, w rejonie śródmiejskim i północno-zachodnim bardzo wyraźnie zaznaczyło się zwiększenie wartości stężenia dwutlenku siarki (oddziaływanie wschodniej dzielnicy przemysłowej). Uzyskane wyniki potwierdzają, wiele prawidłowości oraz rezultatów innych badań, w których za podstawę przyjęto dane pomiarowe uzyskane w Krakowie. Jednocześnie porównanie wyników niniejszej pracy z rezultatami wcześniejszych opracowań stwarza możliwość określenia zmian, jakim ulegały warunki areosanitarne w Krakowie w ostatnich dziesięcioleciach.

Tabela 4. Charakterystyka średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w okresie 1993-1997

	Jedn.	Dwutlenek siarki			Dwutlenek azotu		
		ul. Balicka	Rynek Gł.	Prokocim	ul. Balicka	Rynek Gł.	Prokocim
<i>n</i>		1518	1633	1662	1279	1605	1272
<i>n</i>	%	83,1	89,4	91,0	70,0	87,9	68,6
Śr.	μg/m ³	31,1	43,7	26,0	24,1	36,5	29,9
Mediana		22	30	20	22	34	27
Percentyl 0,98		127,0	157,0	110,1	58,0	80,0	67,0
Max		212	338	206	85	114	120
Min		0	1	0	3	3	5
<25		57,2	42,6	66,4	63,2	26,3	44,5
26-50		27,0	26,9	24,2	32,1	57,1	47,5
51-75		7,8	13,9	4,8	4,2	13,5	6,6
76-150		7,2	14,0	3,7	0,5	3,1	1,4
151-200		0,7	2,0	0,8			
>200	0,1	0,6	0,1				

Tabela 5. Przebieg roczny stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu (μg/m³) w Krakowie (1993-1997)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
	ul. Balicka												
L. przyp	148	116	148	150	123	104	115	124	110	122	126	132	1518
Średnia	60,8	58,9	40,0	24,7	13,3	12,6	9,0	11,5	15,4	26,7	39,9	49,1	31,1
O. stand.	38,5	39,1	24,7	11,2	7,6	7,8	4,9	9,0	7,7	15,1	27,1	30,6	29,1
	Rynek główny												
L. przyp	124	113	146	148	117	127	144	4,9	128	150	146	149	1633
Średnia	903	84,6	58,7	40,6	16,3	16,8	14,5	14,4	17,7	41,5	61,5	68,7	43,7
O. stand.	48,3	57,5	31,9	18,4	8,7	8,8	7,3	14,5	8,9	25,5	42,6	37,9	40,1
	Prokocim Nowy												
L. przyp	131	138	154	150	124	150	150	130	132	115	140	147	1662
Średnia	52,7	41,5	29,4	21,8	14,7	15,7	15,7	13,4	14,4	15,7	21,3	27,4	26,0
O. stand.	43,4	32,1	17,9	9,0	6,8	9,3	9,3	9,4	9,4	8,0	13,6	21,0	24,5

Tabela 6. Średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki (μg/m³) w dniach o określonych kierunkach adwekcji mas powietrza i w porównaniu do innych sytuacji synoptycznych w Krakowie w latach 1993-19970 (rok)

	ul. Balicka				Rynek Główny				Prokocim Nowy			
	<i>n</i>		μg/m ³		<i>n</i>		μg/m ³		<i>n</i>		μg/m ³	
	L.p	%	Śr.	Med.	L.p	%	Śr.	Med.	L.p	%	Śr.	Med.
N	92	6,1	23,7	16,5	99	6,1	30,7	21	93	5,6	21,5	17,3
NE	98	6,4	15,7	9	94	5,8	21,6	12,5	99	6,0	17,8	15
E	100	6,6	33,2	28	111	6,8	46,0	40	111	6,7	27,8	19
SE	134	8,8	41,7	34	145	8,9	48,2	39	144	8,7	30,6	21,5
S	63	4,1	38,4	27	75	4,5	46,1	30	75	4,4	24,1	20
SW	168	11,1	33,5	25	181	11,1	55,2	39	190	11,4	25,7	20,5
W	235	15,5	31,7	23	243	14,9	48,0	37	253	15,2	28,5	22
NW	167	11,0	26,1	21	182	11,1	32,5	26	184	11,1	23,8	20
Razem	1057	69,6	30,7*	22	1130	69,2	42,6*	31	1149	69,1	25,7*	20
Cc+Bc	179	11,8	22,1	16	190	11,6	32,3	22	207	12,5	21,2	18
Ca+Ka	256	16,9	38,7	25	286	17,5	55,2	37	277	16,7	30,9	24
b. podz.	1518	100	31,1	22	1633	100	43,7	30	1662	100	26,0	20

Tabela 7. Średnie dobowe stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach o określonych kierunkach adwekcji mas powietrza i w porównaniu do innych sytuacji synoptycznych w Krakowie w latach 1993-1997 (rok),
* śr. aryt. ważona

	ul. Balicka				Rynek Główny				Prokocim Nowy			
	n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	L.p	%	Śr.	Med.	L.p	%	Śr.	Med.	L.p	%	Śr.	Med.
N	87	68	15,8	13	96	6,0	29,1	28	80	6,4	25,3	23,5
NE	60	4,7	15,9	15	94	5,8	29,6	28	86	6,9	25,9	26
E	84	6,6	22,5	20	110	6,9	35,9	34	90	7,2	22,7	20,5
SE	110	8,6	27,5	25	136	8,5	38,4	38	115	9,2	23,6	21
S	63	4,9	34,7	33	76	4,7	41,6	38	54	4,3	32,8	30,5
SW	140	10,9	31,0	28	177	11,0	46,2	45	133	10,6	35,9	22
W	197	13,4	20,6	18	239	14,9	34,1	33	168	13,4	29,4	26,5
NW	153	12,0	17,3	16	181	11,3	21,3	27	138	11,0	27,5	27
Razem	894	69,9	22,9*	21	1109	69,1	35,5*	33	864	69,0	28,1*	25
Cc+Bc	222	11,0	21,4	20	188	11,7	33,5	31,5	143	11,4	30,8	30
Ca+Ka	141	17,4	30,6	27,5	282	17,6	42,1	40	223	17,8	36,3	35
b. podz.	1279	100	24,1	22	1605	100	36,5	34	1252	100	29,9	27

Tabela 8. Średnie dobowe stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z cyrkulacją mas powietrza antycykonalną i cyklonalną w Krakowie w latach 1993-1970 (rok), * śr. aryt. ważona

	ul. Balicka				Rynek Główny				Prokocim Nowy			
	n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	L.p	%	Śr.	Med	L.p	%	Śr.	Med	L.p	%	Śr.	Med
Antycykl	734	57,4	26,6	24	914	57,0	38,8	36	739	73,9	31,5	30
Cyklonal	523	40,9	20,6	19	665	41,4	33,2	31	491	39,2	27,4	26
X	22	1,7	23,6	23	26	1,6	39,6	40,5	22	1,8	33,9	30,5
Bez podz.	1279	100	24,1	22	1605	100	36,5	34	739	73,9	31,5	30

Tabela 9. Średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z cyrkulacją mas powietrza antycykonalną i cyklonalną w Krakowie w latach 1993-1970 (rok)

	ul. Balicka				Rynek Główny				Prokocim Nowy			
	n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	L.p	%	Śr.	Med	L.p	%	Śr.	Med	L.p	%	Śr.	Med
Antycykl.	867	57,1	36,4	27	936	57,3	0,4	3	942	56,7	29,7	22
Cyklonal.	625	41,2	23,6	11	670	41,0	34,3	24	691	41,6	21,1	18
X	26	1,7	31,8	22	27	1,7	45,4	31	29	1,7	23,5	22
Bez podz.	151*	100	31,1	22	1633	100	43,7	30	1662	100	26,0	20

Tabela 10 Średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z poszczególnymi typami cyrkulacji atmosferycznej (wg T. Niedźwiedzia 1988) w Krakowie (rok)

	ul. Balicka				Rynek Główny				Prokocim Nowy			
	n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	L.p	%	Śr.	Med	L.p	%	Śr.	Med	L.p	%	Śr.	Med
Na	52	3,4	26,0	17,5	56	3,4	36,7	29	51	3,1	23,3	18
Nc	40	2,6	20,7	14,5	43	2,6	22,9	17	42	2,5	1,4	14
NEa	65	4,3	13,1	8	63	3,9	18,4	12	64	3,8	17,0	14
NEc	33	2,2	20,7	12	32	2,0	27,8	14	35	2,1	19,4	18
Ea	77	5,1	33,4	28	83	5,1	46,0	42	84	5,1	25,5	17,5
Ec	23	1,5	32,2	24	28	1,7	46,0	28	27	1,6	34,9	20
SEa	98	6,4	47,9	42	105	6,4	55,7	50	109	6,6	34,3	26
SEc	36	2,4	24,8	21	40	2,4	28,6	20	35	2,1	18,9	12
Sa	34	2,2	43,6	43,5	40	2,4	59,0	53,5	41	2,5	24,3	20
Sc	29	1,9	32,4	27	35	2,1	31,4	22	34	2,0	23,8	19,5
SWa	79	5,2	41,0	32	86	5,3	65,4	56,5	86	5,2	31,9	24
SWc	89	5,9	26,7	19	95	5,8	45,9	32	104	6,3	20,6	16,5
Wa	117	7,7	42,5	35	118	7,2	59,9	47	128	7,7	36,4	27
Wc	118	7,8	21,1	18	125	7,8	36,8	28	125	7,5	20,4	19
NWa	5,9	28,3	22	39	99	6,1	34,5	26	102	6,1	27,6	22
NWc	78	5,1	23,5	20	82	5,0	30,2	26	82	4,9	19,0	18
Ca	42	2,8	56,1	44,5	48	2,9	88,8	68,5	45	2,7	41,8	32
Cc,	12	0,8	19,4	12,5	13	0,8	28,5	14	13	0,8	22,1	20
Ka	214	14,1	35,3	22	238	14,6	48,5	32,5	232	14,0	28,8	22,5
Bc	167	11,0	22,3	17	177	10,8	32,5	23	194	11,7	21,2	15
X	26	1,7	31,8	22	27	1,7	45,4	31	29	1,7	23,5	22
Cc, Bc,	179	11,8	22,1	16	190	11,6	32,3	22	207	12,5	21,2	18
Ca, Ka	256	16,9	38,7	25	286	17,5	55,2	37	277	16,7	30,9	24
Bez X	1492	98,3	31,1	22	1606	98,3	43,7	30	1633	13	26,0	24
Razem	1518	100	31,1	22	1633	100	43,7	30	1662	100	26,0	20

Tabela 11. Średnie dobowe stężenie dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z poszczególnymi typami cyrkulacji atmosferycznej (wg T. Niedźwiedzia, 1988) w Krakowie w latach 1993-1970 (rok)

	ul. Balicka				Rynek Główny				Prokocim Nowy			
	n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		n		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	L.p	%	Śr.	Med.	L.p	%	Śr.	Med.	L.p	%	Śr.	Med.
Na	48	3,8	16,6	15	54	3,4	29,4	54	44	3,5	25,3	26
Nc	39	3,0	14,7	12	42	2,6	28,1	42	36	2,9	25,3	22
NEa	35	2,7	15,2	15	60	3,7	29,9	60	55	4,4	26,2	24
NEc	25	2,0	16,8	16	34	2,1	29,2	34	31	2,5	25,3	26
Ea	63	4,9	22,7	21	83	5,2	35,5	83	71	5,7	21,4	20
Ec	21	1,6	22,0	19	27	1,7	36,9	27	19	1,5	27,5	24
SEa	82	6,4	28,4	27	97	6,0	40,0	97	86	6,9	24,8	21
SEc	28	2,2	25,1	24	39	2,4	34,2	39	29	2,3	20,1	20
Sa	32	2,5	36,6	34	39	2,4	42,7	39	30	2,4	33,4	31,5
Sc	31	2,4	32,8	30	37	2,3	40,4	37	24	1,9	32,0	27
SWa	66	5,2	36,0	32	81	5,0	52,8	81	65	5,2	41,0	39
SWc	74	5,8	26,5	25	96	6,0	40,7	96	68	5,4	31,1	29
Wa	103	8,1	24,9	23	119	7,4	38,4	119	89	7,1	33,7	34
We	94	7,3	16,0	15	120	7,6	29,7	120	79	6,3	24,6	22
NWa	83	6,5	18,7	16	99	6,2	28,7	99	76	6,1	31,1	29,5
NWc	70	5,5	15,7	15	82	5,1	27,8	82	62	5,0	23,2	23
Ca	38	3,0	36,8	35	46	2,9	48,0	46	39	3,1	37,2	34
Cc,	8	0,6	18,6	20	11	0,7	31,1	11	11	0,9	24,1	23
Ka	184	14,4	29,3	26	236	14,7	40,9	236	18,4	14,7	36,0	35
Bc	133	10,4	21,5	20	177	11,0	33,6	177	13,2	10,5	31,3	30
X	22	1,7	23,6	23	54	3,4	29,4	54	22	1,7	31,9	30,5
Cc, Bc,	141	11,0	21,4	22	42	2,6	28,1	42	143	11,4	30,8	30
Ca, Ka	222	17,4	30,6	27,5	60	3,7	29,9	60	223	17,8	36,2	35
Bez X	1257	98,3	24,1	22	34	2,1	29,2	34	1230	98,3	29,9	27
Razem	1279	100	24,1	22	83	5,2	35,5	83	1252	100	29,9	27

7.2.6. Zanieczyszczenie powietrza pyłem PM10 na terenie Warszawy i Krakowa w latach 2005-2009

Autor: Anna FAFLAK

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Cel pracy

Zanieczyszczenie pyłem PM10 (cząstki stałe, których średnica nie przekracza $10\ \mu\text{m}$) staje się coraz poważniejszym problemem, ponieważ stanowi zagrożenie dla środowiska oraz egzystencji człowieka. Pyły zajmują istotne miejsce w zestawieniu szkodliwych substancji w środowisku. Problematyka ta nie jest jeszcze obszernie opisana, jest jedynie elementem ogólnych ocen stanu środowiska. Dotychczas powstało niewiele wnikliwych prac i analiz stanowiących istotne źródło oceny stanu zanieczyszczenia terenów zurbanizowanych.

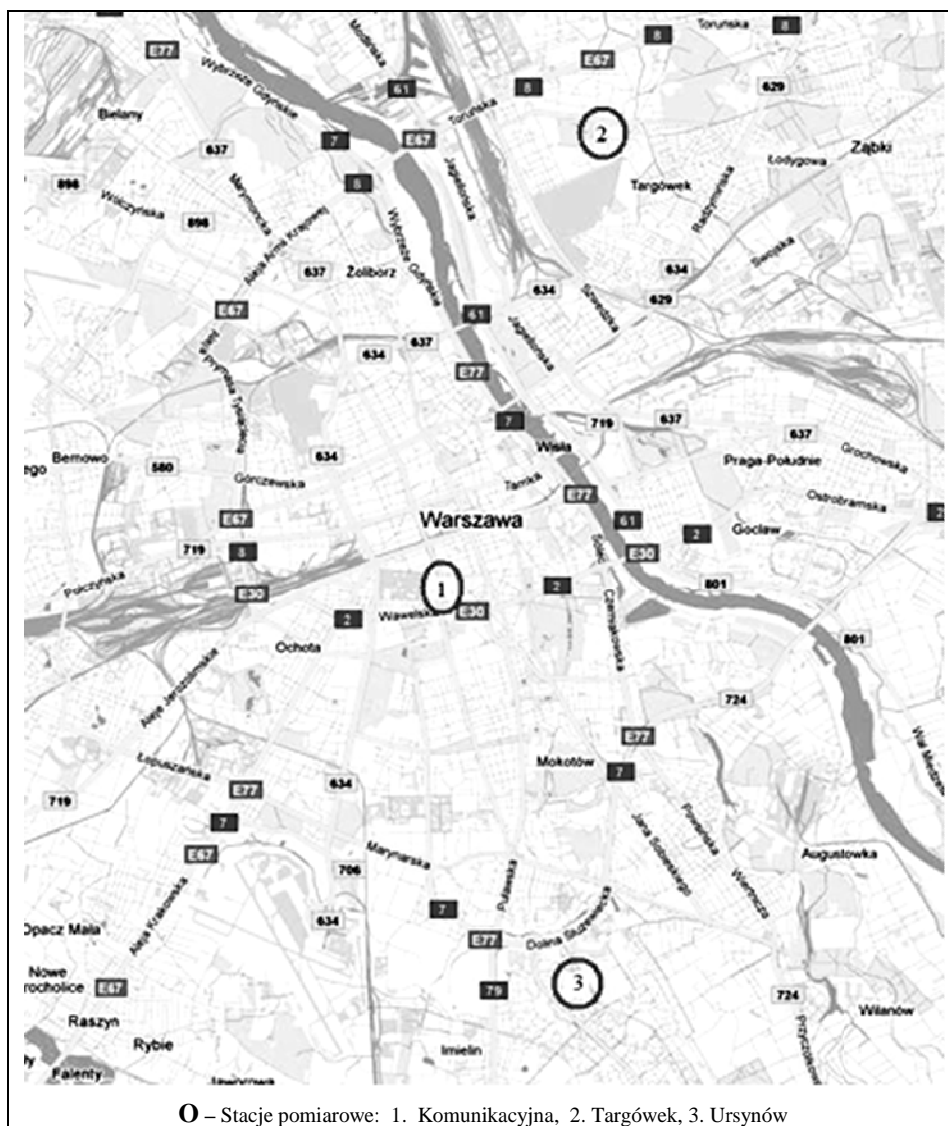
Celem pracy jest analiza zmian stężenia pyłu PM10 na terenie Warszawy i Krakowa w pięcioleciu 2005-2009. Zmiany stężenia pyłem PM10 zostały określone na podstawie pięciu stacji pomiarowych zlokalizowanych w Warszawie i Krakowie. Wybór miast był motywowany faktem, iż są to największe miasta w Polsce, które posiadają rozbudowaną strukturę miejską. Ponadto prowadzono tu odpowiednie pomiary, których efektem jest baza danych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska.

Materiały źródłowe, metody ich opracowywania i charakterystyka stacji pomiarowych

Podstawowy materiał badawczy do analizy czasowo-przestrzennych zmian stężenia pyłu PM10 w powietrzu na terenie Warszawy i Krakowa w latach 2005-2009 stanowiły dane codzienne z automatycznych stacji pomiarowych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Wybrane stacje monitoringowe rejestrują parametry w sposób ciągły, automatyczny, ponadto zbierane są dane dotyczące elementów meteorologicznych, w tym temperatury powietrza, prędkości i kierunku wiatru oraz ciśnienia atmosferycznego. Wybrane stacje usytuowane są na terenie miast, stacje komunikacyjne znajdują się w centrum aglomeracji warszawskiej i krakowskiej, natomiast pozostałe na obszarach peryferyjnych (rys. 1, 2).

Podczas opracowania danych z automatycznych stacji pomiarowych wykorzystano średnie roczne wartości stężenia, średnie wartości stężenia w półroczu chłodnym i ciepłym. Ukazując przebieg tygodniowy obliczono średnie w poszczególnych dniach tygodnia oraz wartości różnych percentyli. Ponadto korzystano z maksymalnych i minimalnych wartości stężenia zanieczyszczenia. Analizowano zakres wartości stężenia pyłu PM10, a także wykorzystano do interpretacji zarejestrowanych zmian mapy synoptyczne.

Stacja pomiarowa **Warszawa-Komunikacyjna** znajduje się w centrum miasta, gdzie ruch uliczny jest stały i bardzo nasilony. Stację otacza zwarta zabudowa, która tworzy kanion uliczny, jednocześnie ograniczając przewietrzanie. Ponadto sąsiedztwo głównych dróg wpływa na poziom stężenia zanieczyszczeń powietrza.



○ – Stacje pomiarowe: 1. Komunikacyjna, 2. Targówek, 3. Ursynów

Rys. 1. Lokalizacja stacji pomiarowych na terenie Warszawy (źródło podkładu: Google Earth, 2007)

Warszawa-Ursynów znajduje się w zewnętrznej dzielnicy Warszawy, usytuowana jest na wniesieniu wewnątrz zabudowy mieszkalnej. Osiedle wysokich bloków oraz roślinność mogą stanowić barierę dla szkodliwych czynników zewnętrznych, jednak jednocześnie mogą ograniczać swobodną wymianę powietrza.

Warszawa-Targówek usytuowana jest w bliskim sąsiedztwie szpitala, wśród osiedli mieszkaniowych z zabudową luźną. W pobliżu przebiega sieć dróg ulicznych, w tym Trasa Toruńska o znacznym obciążeniu ruchem pojazdów, w tym ruchem tranzytowym.

Stacja zlokalizowana na terenie Parku Bródnowskiego, gdzie bogata roślinność może zmniejszać zanieczyszczenie powietrza czynników zewnętrznych, jednak jednocześnie mogą ograniczać swobodną wymianę powietrza.

Stacja pomiarowa Kraków-Komunikacyjna znajduje się w centrum miasta, zbliżona jest też struktura sieci ulic i zabudowy miejskiej, a w ciągu dnia obciążenie ruchem pojazdów jest duże. U wylotu ulicy, przy której znajduje się stacja, na południe od niej, płynie Wisła. Sąsiedztwo doliny może wpływać na większe przewietrzanie kanionu ulicznego niż w przypadku Warszawy.



Rys. 2. Lokalizacja stacji pomiarowych na terenie Krakowa (źródło podkładu: Google Earth, 2007)

Kraków-Krowodrza – stacja monitoringu położona jest w dzielnicy peryferyjnej, wśród zabudowy osiedli mieszkalnych, otoczonych terenami zielonymi. Obiekt zlokalizowany jest na terenie szpitala, od strony drogi barierą ochroną przed zanieczyszczeniami stanowi roślinność. W bliskim sąsiedztwie znajduje się trasa kolejowa.

Kraków-Nowa Huta położona jest w bliskim sąsiedztwie Nowohuckiego Obszaru Gospodarczego, na terenie, gdzie silnie oddziałuje emisja przemysłowa. Redukcji negatywnych skutków takiego usytuowania może służyć pobliski park ze zbiornikiem wodnym i zielenią, jak również zwarty kompleks osiedli mieszkalnych.

Dopuszczalne normy pyłu PM10 w powietrzu i dopuszczalne częstości przekraczania tych poziomów zostały wprowadzone w życie z dniem 1 stycznia 2005 roku (tab. 1).

Tabela 1. Dopuszczalne normy imisyjne pyłu zawieszonego PM10 w powietrzu (od 1 stycznia 2005), źródło: Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 3 marca 2008 r., Dz. U. Nr 47, poz. 281

Stężenie 24-godzinne	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Stężenie średnioroczne	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Dopuszczalna ilość przekroczeń stężenia 24-godzinnego w ciągu roku	35 razy
Poziom alarmujący stężenia 24-godzinnego przez 3 kolejne doby	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Standardy imisyjne zostały zastrzone z dniem 1 stycznia 2010 roku (tab. 2)

Tabela 2. Dopuszczalne normy imisyjne pyłu zawieszonego PM10 w powietrzu (1 stycznia 2010), źródło: WIOŚ

Stężenie 24-godzinne	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Stężenie średnioroczne	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Dopuszczalna ilość przekroczeń stężenia 24-godzinnego w ciągu roku	7 razy

Ważniejsze wyniki badań przedstawiono w tab. 3 i na rys. 3-8.

Przebieg roczny

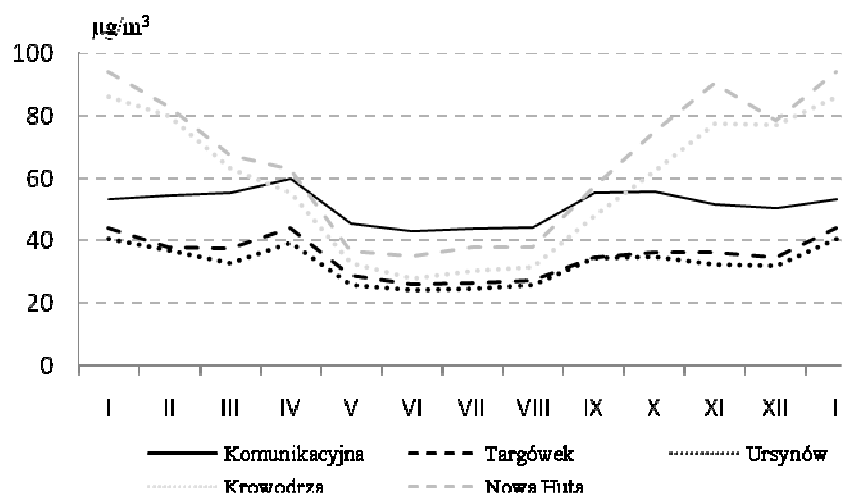
Na poszczególnych stacjach pomiarowych w Warszawie i Krakowie średnie wartości stężenia pyłu PM10 w kolejnych latach 2005-2009 są do siebie zbliżone. Największe wartości średniego stężenia wystąpiły w roku 2006, w pozostałych latach sytuacja kształtuje się na podobnym poziomie, nie podlegając zasadniczym zmianom. Można przypuszczać, że spowodowane jest to zdecydowanie niższą temperaturą w tym roku oraz zapotrzebowaniem na zwiększone użytkowanie systemów grzewczych. Jedynie w roku 2007 można zaobserwować na stacji Kraków-Krowodrza poziom stężenia bez tendencji spadkowej typowej na pozostałych rozpatrywanych stacjach pomiarowych. Przypuszczać można, iż zaistniały stan spowodowany był modernizacją infrastruktury drogowej na obszarze dzielnicy (Miejskie Przedsiębiorstwo Komunikacyjne w Krakowie S.A.).

Najwyższa wartość stężenia na wszystkich stacjach przypada na kwiecień. Kolejne wysokie wartości widoczne są w styczniu, październiku oraz listopadzie. Najniższa wartość stężenia w przypadku stacji pomiarowych na terenie Warszawy miała miejsce w czerwcu. Cecha ta charakterystyczna jest także dla stacji pomiarowych w Krakowie, gdzie minimalne wartości stężenia przypadają również na czerwiec. Na stacjach w Krakowie maksymalne wartości wystąpiły w listopadzie, grudniu i styczniu.

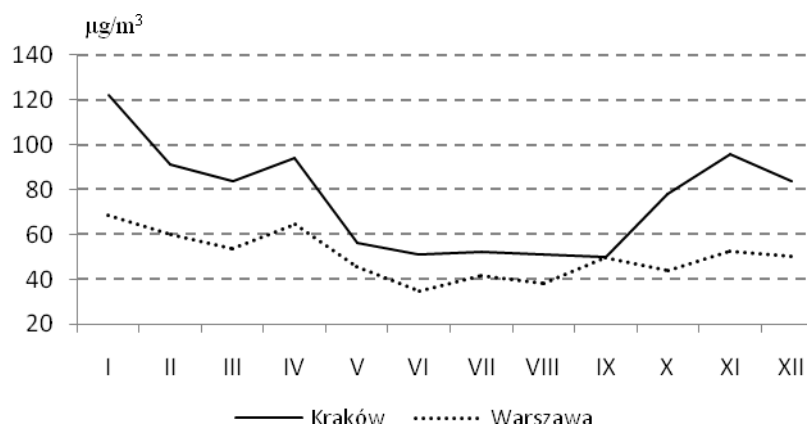
Najwyższe średnie wartości w półroczu chłodnym w badanych pięcioleciu wystąpiły na stacjach krakowskich. Na wszystkich stacjach można zauważyć wyraźny wzrost stężenia w roku 2006. Na ten zwiększony poziom zanieczyszczenia wpływ może mieć sezon grzewczy i panujące warunki meteorologiczne. Natomiast w roku 2008 średnie wartości były najniższe, zaobserwować to można na wszystkich badanych stacjach.

Tabela 3. Maksymalne wartości stężenia odnotowane na stacjach pomiarowych w latach 2005-2009

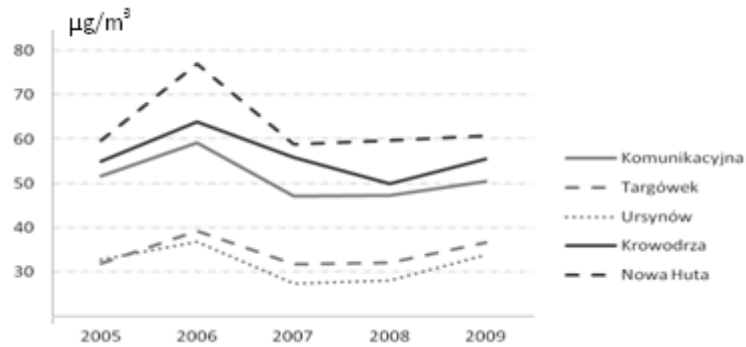
	W. Komunikacyjna	W. Targówek	W. Ursynów	K. Krowodrza	K. Nowa Huta
2005	155	131	103	354	349
2006	260	296	312	311	592
2007	129	131	91	266	248
2008	151	257	123	294	306
2009	196	247	158	250	224



Rys. 3. Przebieg roczny stężenia pyłu PM10 na badanych stacjach pomiarowych w latach 2005-2009



Rys. 4. Przebieg roczny stężenia pyłu PM10 w roku 2009 na stacjach pomiarowych Warszawa-Komunikacyjna i Kraków-Krasińskiego



Rys. 5. Średnie stężenie pyłu PM10 na badanych stacjach pomiarowych w kolejnych latach 2005-2009

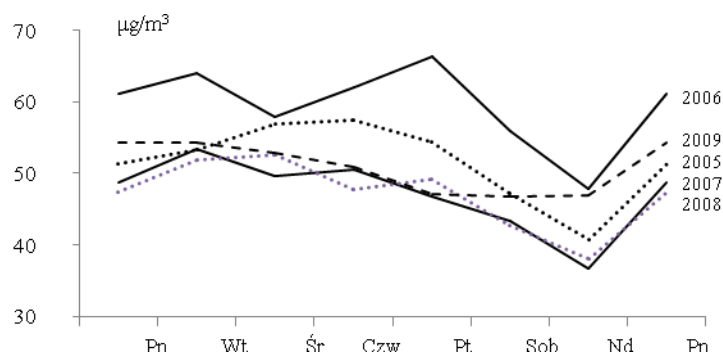
Przebieg tygodniowy

Średnie stężenie pyłu PM10 w latach 2005-2009 w Warszawie i Krakowie cechuje się wyraźnym przebiegiem tygodniowym. Na badanych stacjach automatycznego monitoringu środowiska widać wzrost koncentracji zanieczyszczenia w ciągu dni roboczych, natomiast obniżone wartości stężenia mają miejsce w czasie weekendu. Spowodowane jest to zapewne rolą transportu i komunikacji na terenie analizowanych miast. Najwyższe średnie wartości stężenia w czasie całego tygodnia przypadają na wszystkich stacjach pomiarowych na rok 2006. Najniższe wartości stężenia we wszystkich dniach tygodnia na terenie obu miast występują w roku 2007 i 2008. W przypadku obydwu miast na wszystkich stacjach pomiarowych w roku 2009 widać wzrost poziomu stężenia w niedzielę.

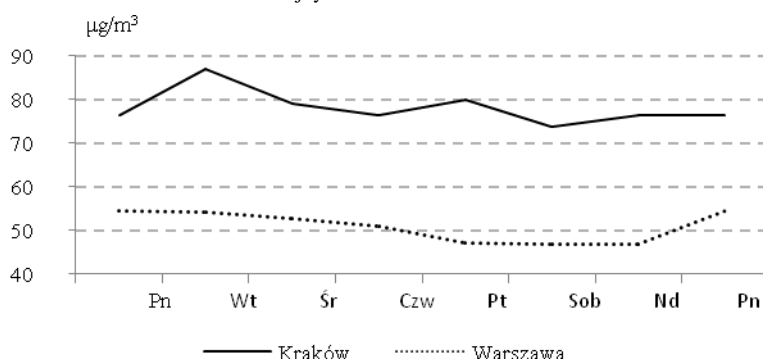
Na stacji Warszawa Komunikacyjna najwyższe średnie wartości mają miejsce w poniedziałek, wtorek i piątek. W okresie tygodnia poziom zanieczyszczenia nie ma charakteru jednostajnego, wartości w ciągu dni roboczych podlegają znacznym wahaniom. Sobota i niedziela to dni, w których na terenie miasta ruch komunikacyjny jest mniejszy, z tego powodu rejestrowane są niższe wartości stężenia pyłu PM10. Sytuacja wygląda podobnie na pozostałych stacjach w Warszawie (Targówek, Ursynów), gdzie również najwyższe wartości występują w poniedziałek, wtorek i piątek, natomiast w weekend zaznacza się tendencja spadkowa (rys. 6-8).

W Krakowie sytuacja kształtuje się w sposób zbliżony, widać mniejszy poziom stężenia zanieczyszczenia w czasie weekendu, jak również zdecydowany wzrost poziomu wartości w poniedziałek, wtorek i piątek (rys. 6-7). Dni robocze w tygodniu cechują się stałym, nasilonym natężeniem ruchu drogowego, kiedy nie obserwuje się zasadniczych zmian.

Najwyższe średnie wartości stężenia w przebiegu tygodniowym na terenie Warszawy miały miejsce na stacji Warszawa-Komunikacyjna w piątek w roku 2006 ($66 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a na terenie Krakowa maksimum przypada również na rok 2006, z tą różnicą, że wystąpiło we wtorek osiągając $88 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



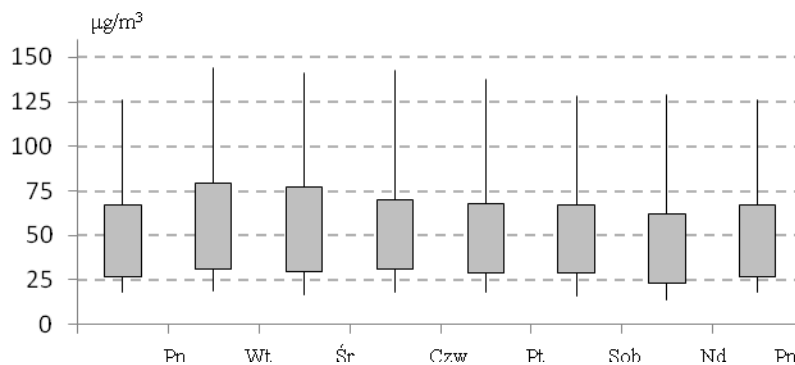
Rys. 6. Przebieg tygodniowy stężenia pyłu PM10 na stacji Warszawa-Komunikacyjna w kolejnych latach okresu 2005-2009



Rys. 7. Przebieg roczny stężenia pyłu PM10 w roku 2009 na stacjach pomiarowych Warszawa-Komunikacyjna i Kraków-Kraśnickiego

Minimalna wartość średniego stężenia w Warszawie miała miejsce w roku 2008 w niedzielę, wyniosła $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Warszawa-Ursynów. Dla porównania minimum w Krakowie przypada w sobotę i niedzielę na stacji Kraków-Krowodrza z wartością średniego stężenia $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ również w roku 2008. Można stwierdzić blisko dwukrotnie większe wartości koncentracji pyłu PM10 w Krakowie.

Porównanie zakresu wartości średniego stężenia w przebiegu tygodniowym w obu miastach wykazuje zdecydowanie wyższy poziom zanieczyszczenia na stacjach pomiarowych położonych w Krakowie. Na terenie Warszawy stacja o charakterze komunikacyjnym w porównaniu ze stacjami zewnętrznymi – Targówek, Ursynów cechuje się wyższymi średnimi wartościami stężenia pyłu PM10, przekraczającymi $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W odniesieniu do stacji krakowskich, gdzie wartości średniego stężenia utrzymują się w większości przypadków powyżej $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ widać wyraźnie zmniejszony poziom zanieczyszczenia pyłem PM10 w Warszawie.



Rys. 8. Przebieg tygodniowy stężenia pyłu PM10 wyrażony w percentylach 0,05, 0,25, 0,75, 0,95 na stacji Kraków-Krowodrza w latach 2005-2009

Zakresy wartości stężenia w Krakowie są zdecydowanie szersze, niż na terenie Warszawy. Zakres średnich wartości waha się od ok. 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ osiągając wartości powyżej 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na stacji Nowa Huta. Na stacji pomiarowej Nowa Huta zarejestrowano zdecydowanie większe zakresy wartości stężenia pyłu niż na stacji Krowodrza.

W przypadku Warszawy najszersze zakresy miała stacja Komunikacyjna, gdzie 5% wyników mieści się w zakresie do ok. 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast połowa wyników waha się w przedziale stężenia od ok. 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ do ponad 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sytuacja na stacjach zewnętrznych Warszawy – Ursynów i Targówek kształtuje się tak, iż 5% wyników jest zdecydowanie poniżej 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a połowa osiągniętych wartości oscyluje w zakresie stężenia od ok. 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ do niewiele powyżej 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pyłu PM10.

Podsumowanie

Zmiany wartości stężenia pyłu PM10 ulegają cyklicznym wahaniom, zmienność ta charakteryzuje się wyraźnym cyklem rocznym oraz tygodniowym.

W latach 2005-2009 najwyższe wartości stężenia pyłu PM10 zarejestrowano na stacjach położonych w Krakowie. Szczególnie duże wartości wystąpiły na stacji Kraków – Nowa Huta, która położona jest w bliskim sąsiedztwie ośrodka przemysłowego. Na terenie Warszawy największe stężenie zanieczyszczenia miało miejsce na stacji Warszawa-Komunikacyjna, usytuowanej w kanionie ulicznym, w ścisłym centrum miasta z bardzo dużym natężeniem ruchu komunikacyjnego. Najniższe wartości stężenia pyłu PM10 wystąpiły na stacjach peryferyjnych Warszawy (Ursynów, Targówek).

Przebieg roczny na wszystkich stacjach kształtuje się podobnie. Najwyższe wartości wystąpiły w roku 2006, w pozostałych latach poziom zanieczyszczenia nie podlegał zasadniczym zmianom. Duże stężenie zanieczyszczeń pyłowych w 2006 roku spowodowane było mroźną zimą. W przypadku stacji warszawskich najwyższe wartości notowane były w kwietniu, ponadto w styczniu, październiku i listopadzie, natomiast w Krakowie w listopadzie, grudniu i styczniu.

Średnie wartości stężenia zanieczyszczeń pyłowych wykazują przebieg tygodniowy, cykl ten z pewnością powiązany ze zmianami ruchu drogowego na terenie badanych

miast. Cechą charakterystyczną jest okres zwiększonych wartości stężenia w trakcie dni roboczych, z weekendowym spadkiem koncentracji. Na stacjach krakowskich stwierdzono blisko dwukrotnie większe wartości stężenia zanieczyszczeń pyłowych w porównaniu ze stacjami w Warszawie.

Dokonując porównania zmian stężenia w roku 2009 na stacjach o charakterze komunikacyjnym w Warszawie i Krakowie, które mają zbliżoną lokalizację w obrębie miasta, zaobserwowano tendencję ponad dwukrotnego wzrostu stężenia w okresie jesienno-zimowym na stacji krakowskiej. Największe wartości stężenia w przypadku obu stacji zarejestrowano w styczniu. Przebieg tygodniowy na analizowanych stacjach jest odmienny, w przypadku Warszawy widoczny jest trend spadkowy od piątku do niedzieli, wtedy następuje radykalne ograniczenie ruchu komunikacyjnego w mieście. Natomiast w przypadku Krakowa najniższe wartości zarejestrowana w poniedziałek, środę oraz sobotę, niewidoczny jest spadek stężenia w trakcie weekendu. Przyczyną może być tranzytowy charakter miasta, gdzie następuje wzrost natężenia ruchu komunikacyjnego w weekend.

W latach 2005-2009 dopuszczalna norma przekroczenia 24-godzinnego stężenia ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wynosiła 35 razy w ciągu roku. W badanych pięcioleciu na stacjach w Krakowie norma ta nie została zachowana w żadnym roku. Natomiast w przypadku Warszawy jedynie na stacjach peryferyjnych dopuszczalne normy zostały zachowane, w roku 2007 na stacji Warszawa-Ursynów i w roku 2008 na stacji Warszawa-Ursynów oraz Warszawa-Targówek.

W analizowanym pięcioleciu stężenie $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zostało najwięcej razy przekroczone na stacjach położonych w Krakowie. Wpływ na zaistniałą sytuację ma zapewne topografia miasta. Największa liczba dni z niezachowaną normą miała miejsce na stacji Kraków-Nowa Huta, położonej w sąsiedztwie Nowohuckiego Obszaru Gospodarczego.

W analizowanym pięcioleciu stężenie $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zostało najwięcej razy przekroczone na stacjach położonych w Krakowie. Wpływ na zaistniałą sytuację ma zapewne topografia miasta. Największa liczba dni z niezachowaną normą miała miejsce na stacji Kraków-Nowa Huta, położonej w sąsiedztwie Nowohuckiego Obszaru Gospodarczego. Natomiast poziom alarmujący trwający trzy kolejne doby ze stężeniem 24-godzinnym ponad $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ miał miejsce jedynie na stacjach w Krakowie w czasie okresu zimowego 2006 roku. Najdłuższy poziom alarmujący miał miejsce w roku 2006 na stacji Kraków – Nowa Huta i trwał sześć dni. W Warszawie wystąpiły wtedy jedynie pojedyncze dni z przekroczoną normą $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$

7.2.7. Zmiany zanieczyszczenia powietrza w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 90. XX wieku

Autor: Aldona GIETKA

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Cel pracy

Celem pracy jest przedstawienie najważniejszych prawidłowości zmian stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym pod koniec XX wieku. Główny akcent położono na omówienie zmian sezonowych, wynikających z cyklicznych wahań emisji oraz zmieniających się w rytmie rocznym warunków pogodowych (skupiono się głównie na warunkach cyrkulacyjnych).

Do naturalnych źródeł zanieczyszczeń atmosfery należą m.in. emisje gazów i pyłów związane z erupcjami wulkanów, porywanie pyłów pustynnych i cząsteczek soli z kropel wody morskiej.

Źródłem zanieczyszczeń atmosfery jest również gospodarcza działalność człowieka. Do zanieczyszczeń gazowych mających szkodliwy wpływ na środowisko należą m.in. dwutlenek siarki i dwutlenek azotu. Wzrost ich stężenia prowadzi do zakwaszenia gleb i wód, uszkodzeń szaty roślinnej, korozji urządzeń i budynków. Gazy te wpływają także na pogorszenie jakości powietrza w miastach, ujemnie oddziałując na komfort życia i zdrowie ich mieszkańców. Zanieczyszczenia emitowane na terenie danego kraju są przenoszone z masami powietrza nad obszar innych państw, niekiedy znacznie oddalonych. W Polsce zanieczyszczenie powietrza w tym dwutlenkiem siarki i dwutlenkiem azotu jest dość duże, zwłaszcza w południowej części kraju. Wynika to nie tylko z dużej emisji własnej, ale także z napływu zanieczyszczonych mas powietrza z innych, uprzemysłowionych państw europejskich.

Jednym z terenów najbardziej narażonych na niekorzystne oddziaływanie kwaśnych zanieczyszczeń powietrza jest obszar Górnego Śląska. Miasta utworzyły największą w Polsce aglomerację miejsko-przemysłową obejmującą 21 miast. Teren ten charakteryzuje się dużą emisją zanieczyszczeń, stanowiącą ok. 21% emisji w skali kraju. Dodatkowo, duży jest napływ nad ten teren zanieczyszczeń z innych położonych w niewielkiej odległości okręgów przemysłowych.

Materiały źródłowe

W pracy wykorzystano średnie dobowe wartości stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu pochodzące z czterech stacji podstawowej sieci monitoringu zanieczyszczeń powietrza z lat 1994-1999. O objęciu badaniami tego okresu zdecydowała dostępność danych pomiarowych stężenia SO_2 i NO_2 .

Sieć podstawowa, działająca od 1992 roku, jest elementem programu Państwowego Monitoringu Środowiska realizowanego pod nadzorem Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska (obecnie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska). Utworzenie sieci miało na celu stworzenie jednolitego, opartego na wspólnych zasadach, systemu pomiarowego, dostarczającego informacji o stężeniu wybranych zanieczyszczeń powietrza i tendencjach jego zmian obserwowanych w długim okresie.

Merytoryczny nadzór nad pracą systemu prowadzi Instytut Ochrony Środowiska w Warszawie. Trzy spośród stacji, które są zlokalizowane na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (Bytom, Gliwice i Zabrze) podlegają Ośrodkowi Badań i Kontroli Środowiska (OBiKŚ), jedna stacja (Katowice) jest w gestii Instytutu Ekologii Terenów Uprzemysłowionych (IETU). Wszystkie położone są na terenach miejskich, na obszarach chronionych.

Pomiary prowadzone były w ciągu całego roku. Na wszystkich stacjach wykonywane były automatycznie. Średnie stężenie zarówno dwutlenku siarki, jak i dwutlenku azotu w danym dniu jest wynikiem pomiaru trwającego ok. 24 godzin, rozpoczętego i zakończonego w przedziale czasowym 8-8.15.

Zbiory danych dotyczących stężenia dwutlenku azotu z poszczególnych stacji liczyły 1892-2112 dni. Największe luki w seriach pomiarowych występują w Bytomiu w latach 1996 i 1997. Serie pomiarowe dwutlenku siarki są bardziej kompletne. W Bytomiu, Katowicach i Gliwicach wynoszą odpowiednio 2121, 2130 i 2149 dni. W Zabrzu seria pomiarów liczy 2063 dni.

Metody badawcze

Przeanalizowano średnie stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu na poszczególnych stacjach w półroczach, porach roku oraz miesiącach. Obliczono częstość występowania określonych wartości stężenia obydwu zanieczyszczeń w półroczu chłodnym i ciepłym. Rozpatrzono także średnie wartości stężenia zanieczyszczeń w poszczególnych dniach tygodnia. Wyznaczono również liczby przypadków wystąpienia stężenia przekraczającego dopuszczalne normy.

Do roku 1997 średnie roczne stężenie SC >2 na obszarach chronionych nie powinno przekraczać $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a NC >250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (wg Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa Dz. U. Nr 15, poz. 92 z 1990 r.). Od 1998 stężenie każdego z tych związków nie powinno przekraczać $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (wg Rozporządzenie MOŚZNiL Dz. U. Nr 55, poz. 355 z 1998 r.). Obowiązujące w latach 1994-1997 dopuszczalne wartości średniego dobowego stężenia na obszarach chronionych wynosiły: dwutlenku siarki do $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dwutlenku azotu - $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W latach 1998 i 1999 w stosunku do obydwu tych zanieczyszczeń dopuszczalna norma wynosiła $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W celu określenia wpływu kierunków adwekcji mas powietrza, układów barycznych i typów cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki i dwutlenkiem azotu wyznaczono percentyl 0,98 oraz zestawiono najwyższe zanotowane wartości stężenia rozpatrywanych tlenków przy poszczególnych sytuacjach pogodowych.

Wykorzystano kalendarz typów sytuacji synoptycznej w dorzeczu górnej Wisły, opracowany przez T. Niedźwiedzia (Kalendarz typów cyrkulacji w Polsce Południowej w okresie 1.09.1873 - 31.12.2000 – zbiór komputerowy). Przy określaniu typów cyrkulacji brano pod uwagę obszar zawarty między równoleżnikami 49 i 51° N i między południkami 18 i 24° E. Wykorzystano dolne mapy synoptyczne Europy z godzin: 00, 06, 12 i 18 UTC, wykonywane przez Biuro Prognoz Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Krakowie oraz czeskie i słowackie mapy synoptyczne z godziny 06 UTC. Wymienione materiały źródłowe posłużyły do sporządzenia kalendarza typów sytuacji synoptycznej określającego stosunki cyrkulacyjne każdej doby. T. Niedźwiedź wydzielił 20 typów sytuacji synoptycznej. Aby zapewnić czytelność, wprowadził powszechnie stoso-

wane oznaczenia literowe kierunku adwekcji, z indeksem a w odniesieniu do układów antycyklonalnych i c – do cyklonalnych, tj. sytuacji:

N_a, N_c	– adwekcja powietrza z północy
NE_a, NE_c	– adwekcja powietrza z północo-wschodu
E_a, E_c	– adwekcja powietrza ze wschodu
S_a, S_c	– adwekcja powietrza z południa
SW_a, SW_c	– adwekcja powietrza z południo-zachodu
W_a, W_c	– adwekcja powietrza z zachodu
NW_a, NW_c	– adwekcja powietrza z północo-zachodu

Powyższe sytuacje charakteryzuje wyraźny kierunek adwekcji mas powietrza. Następne sytuacje cechuje bądź brak adwekcji, bądź bardzo zmienne kierunki napływu powietrza nad dorzecze górnej Wisły:

C_a – sytuacja centralna antycyklonalna, brak adwekcji, centrum wyżu nad Polską Południową lub Słowacją,

K_a – klin antycyklonalny, czasem kilka niewyraźnych ośrodków lub rozmyty obszar podwyższonego ciśnienia, oś wału wysokiego ciśnienia,

C_c – sytuacja centralna cyklonalna, centrum niżu nad Polską południową lub Słowacją,

B_c – bruzda cyklonalna, rozmyty obszar niskiego ciśnienia lub oś bruzdy niżowej z różnymi kierunkami adwekcji i systemem frontów oddzielających różne masy powietrza.

Sytuacje nie dające się zaklasyfikować do żadnego z wymienionych 20 typów oraz siodła baryczne, oznaczone zostały symbolem X.

Ze względu na zbyt małą powtarzalność niektórych sytuacji synoptycznych w rozpatrywanym 6-letnim okresie pomiarów, w niniejszej pracy zaistniała konieczność korzystania z wersji klasyfikacji T. Niedźwiedzia zredukowanej do 11 grup typów.

Z tego względu wykorzystano zgeneralizowaną wersję klasyfikacji T. Niedźwiedzia w której po połączeniu ze sobą sytuacje pokrewnych powstało pięć grup sytuacji synoptycznej antycyklonalnej:

$$N+NE_a, E+SE_a, S+SW_a, W+NW_a, C_a+K_a$$

i pięć cyklonalnej:

$$N+NE_c, E+SE_c, S+SW_c, W+NW_c, C_c+B_c$$

oraz sytuacje nie dające się zakwalifikować do żadnej z grup i siodła baryczne oznaczone są symbolem X.

Grupy te odzwierciedlają warunki adwekcji powietrza z czterech kwadrantów horyzontu i sytuacje z brakiem wyraźnej adwekcji. Przydatność tej klasyfikacji do synoptycznej charakterystyki klimatu dorzecza górnej Wisły została już sprawdzona przez autora (Niedźwiedź, 1981).

Najważniejsze wyniki pracy

Najważniejsze wyniki pracy zilustrowano na rys. 1-4 i zestawiono w tab. 1-16.

Przedstawiono zmiany, jakim pod koniec XX wieku ulegało zanieczyszczenie powietrza (dwutlenkiem siarki i dwutlenkiem azotu) w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym. Ze względu na dostępność danych zbadano przede wszystkim sezonowe zmiany stężenia tych zanieczyszczeń i powiązano je ze zmianami emisji oraz ze zmianami warunków pogodowych, głównie cyrkulacyjnych.

W pracy wykorzystano codzienne wartości stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu z czterech stacji: Bytomia, Gliwic, Katowic i Zabrze z lat 1994-1999 oraz kalendarz typów cyrkulacji atmosferycznej opracowany przez T. Niedźwiedzia, sporządzony w odniesieniu do dorzecza górnej Wisły.

Analizę rozpoczęto od prześledzenia czasowej i przestrzennej zmienności stężenia badanych tlenków w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w rozpatrywanym okresie. Stwierdzono, że stężenie obydwu związków charakteryzuje się rytmem rocznym z dużymi wartościami stężenia w miesiącach zimowych i małymi wartościami w letnich. Zaobserwowany rytm jest wynikiem sezonowych zmian wielkości emisji i warunków pogodowych.

Większe zróżnicowanie w przebiegu rocznym wykazało stężenie dwutlenku siarki. Wartości średniego stężenia SO_2 w półroczu chłodnym sięgają od $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Katowice) do $92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bytom). Znacznie mniejsze wartości występują w półroczu ciepłym. Na trzech stacjach: w Gliwicach, Katowicach i Zabrzu są one w granicach $16\text{-}26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, w Bytomiu zaś średnie stężenie SO_2 sięga $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Roczny przebieg stężenia dwutlenku azotu nie był już tak wyraźny. W półroczu chłodnym średnie wartości stężenia NO_2 wahały się w granicach od $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bytom) do $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Katowice). W półroczu ciepłym wartości średniego stężenia dwutlenku azotu wynosiły natomiast od $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Bytomiu do $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Katowicach.

Rytm sezonowy analizowanych tlenków potwierdza przeprowadzona analiza częstości poszczególnych wartości stężenia SO_2 i NO_2 . W półroczu chłodnym znacznie częściej średnie roczne stężenie SO_2 i NO_2 osiągało wysokie wartości, przekraczające odpowiednio 32 i $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Na wszystkich analizowanych stacjach wystąpiły przekroczenia dopuszczalnych wartości średniego rocznego stężenia dwutlenku siarki w całym okresie badawczym, jednakże od roku 1997 obserwowane jest sukcesywne zmniejszanie się wartości stężenia omawianego tlenku. Przykładem może być tu Bytom, gdzie w latach 1994-1996 średnie stężenie SO_2 przekraczało ponad dwukrotnie obowiązującą normę, natomiast od roku 1997 wartości stężenia znacznie zmalały (1999 rok – $32,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

W przypadku dwutlenku azotu przekroczenia dopuszczalnej średniej rocznej wartości stężenia wystąpiły jedynie w Katowicach w 1994 i 1995 roku.

Wyniki głównej części analizy prowadzonej w mniejszej pracy pozwalają twierdzić, że na warunki aerosanitarne w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w dużej mierze wpływa cyrkulacja atmosferyczna. Można to zauważyć rozpatrując zarówno oddziaływanie kierunku adwekcji mas powietrza, jak i rodzaju układu barycznego.

Silniejszą zależnością stężenia omawianych tlenków od kierunku napływu mas powietrza odznacza się półrocze chłodne. Związane jest to ze zwiększoną emisją zanieczyszczeń w tym okresie oraz mniejszą szybkością transformacji poszczególnych substancji. W półroczu chłodnym nie ma sprzyjających warunków do konwersji zanieczyszczeń i cząsteczki gazów mogą pokonać dłuższą drogę nim ulegną przemianom chemicznym.

Najbardziej niekorzystna, zarówno w przypadku zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki, jak i dwutlenkiem azotu, okazuje się adwekcja mas powietrza z sektorów: E+SE oraz S+SW. Przy napływie mas powietrza z tych sektorów na wszystkich stacjach średnie stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu przekraczało przeciętne stężenie na danej stacji. Spowodowane jest to napływem zanieczyszczonych

mas powietrza z nad dużych centrów przemysłowych, zlokalizowanych w południowej części Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego oraz dalej – głównie w południowej Polsce oraz północnych Czechach. Odczuwa się m.in. negatywny wpływ Krakowa – miasta o ogromnej emisji własnej.

W półroczu chłodnym największe wartości stężenia SO_2 wystąpiły przy adwekcji z sektora E+SE. Szczególnie zaznacza się to w Bytomiu, gdzie średnia wartość stężenia tego tlenku przekracza wówczas $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Niekorzystną sytuację można stwierdzić również przy napływie mas powietrza z południa i południo-zachodu (średnie wartości stężenia sięgają od $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Katowicach do $101 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Bytomiu). W półroczu ciepłym nadal niekorzystnymi sektorami pozostają E+SE oraz S+SW, jednak średnie wartości stężenia są znacznie mniejsze - od $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Katowicach do $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Bytomiu.

W przypadku dwutlenku azotu sezonowe zmiany stężenia są znacznie mniejsze. Przy adwekcji z sektorów E+SE i S+SW w półroczu chłodnym wartości stężenia sięgają $27-44 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast w ciepłym $20-39 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast adwekcja mas z sektora N+NE poprawia sytuację aerosanitarną na wszystkich stacjach.

W celu określenia najwyższych wartości stężenia SO_2 i NO_2 przy poszczególnych sektorach napływu mas powietrza obliczono percentyl 0,98 w zbiorach poszczególnych wartości oraz przeanalizowano największe zanotowane wartości obydwu tlenków.

W półroczu chłodnym wyjątkowo duże wartości stężenia dwutlenku siarki występują przy napływie mas powietrza z sektora E+SE. Najwyższa wartość percentyla 0,98 przy tej sytuacji wystąpiła w Bytomiu - aż $345,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Również najwyższa zanotowana wartość stężenia dwutlenku siarki w GOP w latach 1994-1999 wystąpiła przy adwekcji z tego sektora - w Bytomiu osiągnęła wartość aż $510 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W przypadku dwutlenku azotu najwyższe wartości percentyla 0,98 dotyczą adwekcji z sektora S+SW ($122,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Katowicach). Najwyższe zanotowane wartości stężenia NO_2 na stacji w Bytomiu i Gliwicach wystąpiły przy adwekcji z S+SW, w Zabrzu przy napływie mas powietrza z sektora E+SE. W Katowicach natomiast najwyższa zanotowana wartość stężenia NO_2 wystąpiła przy adwekcji z W+NW.

W poboczu ciepłym rejestrowane wartości stężenia są znacznie mniejsze niż w półroczu chłodnym i nawet w przypadku dwutlenku siarki nie przekraczają $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Obserwowana jest ta sama prawidłowość co w półroczu chłodnym: największe wartości percentyla 0,98 oraz największe zanotowane wartości stężenia dotyczą dni z adwekcją z sektora E+SE oraz S+SW.

Równie istotny okazał się wpływ układu barycznego na stężenie omawianych tlenków. W układach cyklonalnych stężenie zanieczyszczeń jest z reguły mniejsze niż w antycyklonalnych. Wynika to z występujących w nich prądów wstępujących, które powodują wynoszenie zanieczyszczeń. Układy antycyklonalne charakteryzują się natomiast prądami zstępującymi, sprzyjającymi koncentracji zanieczyszczeń przy powierzchni gruntu.

Szczególnie duże wartości stężenia SO_2 przypadają na sytuacje antycyklonalne w półroczu chłodnym. Największa średnia wartość stężenia dwutlenku siarki w takich warunkach wystąpiła w Bytomiu – $104,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i była większa o $32,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niż w czasie trwania sytuacji cyklonalnych. W Katowicach - stacji o najmniejszym stopniu zanieczyszczenia powietrza tym gazem - średnie stężenie dwutlenku siarki

w układzie antycyklonalnym wyniosło $65,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i było większe o $23,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niż w układzie cyklonalnym.

W półroczu ciepłym sytuacja przedstawia się podobnie. Na wszystkich stacjach największe średnie wartości stężenia występują w układach wyżowych. Różnice stężenia między układami były jednak znacznie mniejsze - rzędu $0-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Analiza średniego stężenia dwutlenku azotu wykazała podobne prawidłowości jak w przypadku dwutlenku siarki - największe wartości stężenia wystąpiły w czasie sytuacji wyżowych (od $27,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Bytomiu do $43,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Katowicach). W układach cyklonalnych wartości stężenia były o $4,3-7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mniejsze niż w antycyklonalnych.

W półroczu ciepłym różnice średnich wartości stężenia dwutlenku azotu między poszczególnymi układami były jeszcze mniejsze. Wahwały się one od $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $3,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (większe wartości w układzie antycyklonalnym).

W celu określenia najwyższych wartości stężenia SO_2 i NO_2 przy poszczególnych układach barycznych obliczono odpowiednie wartości percentyla 0,98 oraz zestawiono najwyższe zanotowane wartości omawianych tlenków.

W przypadku dwutlenku siarki w półroczu chłodnym na wszystkich stacjach znacznie większe wartości percentyla 0,98 stwierdzono przy układzie antycyklonalnym. Najwyższe wartości percentyla 0,98 przy tym układzie wystąpiły w Bytomiu – $320 \mu\text{g}/\text{m}^3$, przy układzie niżowym wartość percentyla była mniejsza o ponad $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na tej stacji zanotowano również największą wartość stężenia SO_2 $510 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (przy układzie antycyklonalnym).

W półroczu ciepłym wartości percentyla 0,98 przy poszczególnych układach barycznych nie były już tak zróżnicowane. Różnica między wartością percentyla 0,98 przy układach antycyklonalnych i cyklonalnych w Bytomiu wynosi $5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe zanotowane wartości SO_2 w tym półroczu wystąpiły także przy układach wyżowych (od $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Gliwicach do $155 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w Bytomiu).

Podobnie jak w przypadku dwutlenku siarki, największe wartości percentyla 0,98 stężenia dwutlenku azotu w półroczu chłodnym wystąpiły w zbiorach pomiarów dokonanych w czasie panowania układów wyżowych. Największe zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem azotu przy tej sytuacji wystąpiło w Katowicach - wartość percentyla 0,98 wyniosła $113,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w sytuacji cyklonalnej wartość percentyla 0,98 była tu równa $106,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Maksima stężenia NO_2 w rozpatrywanym okresie na każdej stacji zanotowano także podczas występowania sytuacji wyżowej.

W półroczu ciepłym zróżnicowanie wartości percentyla 0,98 oraz najwyższych zanotowanych wartości stężenia było znacznie mniejsze niż w półroczu chłodnym. Podobnie jednak wyższe wartości percentyla 0,98 oraz zanotowanego największego stężenia związane były z układem antycyklonalnym.

Ogólnie, w skali rocznej większe wartości stężenia obydwu zanieczyszczeń występują przy sytuacjach wyżowych, najgorsze warunki aerosanitarne panują w czasie występowania typu C_a+K_a – średnie stężenie obydwu tlenków przy tym typie cyrkulacji jest większe od przeciętnego na danej stacji (np. w Bytomiu w półroczu chłodnym stężenie SO_2 wynosi $130,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ przy przeciętnej w tym półroczu $91,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Wybitnie niekorzystny jest też układ antycyklonalny z adwekcją powietrza ze wschodu i południowo-wschodu. Bardzo niekorzystne okazały się także sytuacje wyżowe z adwekcją z południa i południo-zachodu. Najkorzystniejsze warunki aerosanitarne panują natomiast w czasie adwekcji z północy i północo-wschodu, zarówno w czasie sytuacji cyklonalnej jak

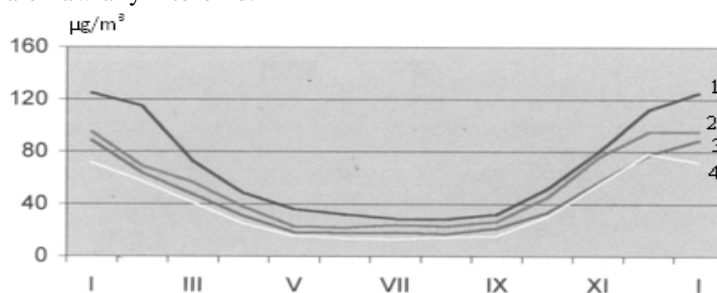
i antycyklonalnej (np. w Bytomiu wartości stężenia SO_2 w półroczu chłodnym wyniosły odpowiednio $53,0$ i $52,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

W półroczu chłodnym ogromny wpływ na warunki aerosanitarne ma zarówno kierunek adwekcji mas powietrza, jak i rodzaj układu barycznego. W półroczu ciepłym wyraźnie większe znaczenie ma kierunek adwekcji.

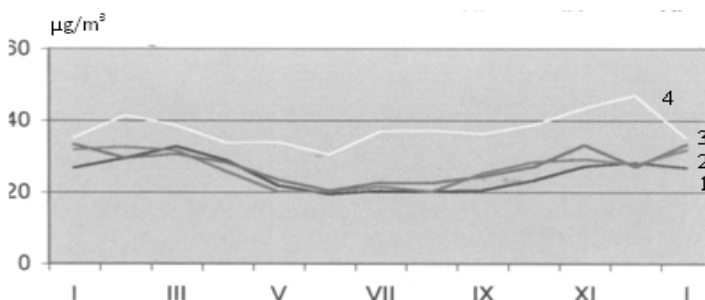
W półroczu chłodnym najwyższe wartości percentyla 0,98 zarówno stężenia SO_2 , jak i stężenia NO_2 dotyczą typu C_a+K_a . Wartości percentyla 0,98 dwutlenku siarki zawierają się w zakresie $205,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Katowice) – $373,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bytom), natomiast dwutlenku azotu $62,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bytom) – $118,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Katowice). W półroczu ciepłym wartości percentyla 0,98 są znacznie niższe – stężenia SO_2 nawet czterokrotnie.

Najniższe wartości percentyla 0,98 stężenia obydwu tlenków występują w dniach z adwekcją mas powietrza z północy i północo-wschodu (zarówno przy cyklonalnym jak i antycyklonalnym układzie barycznym).

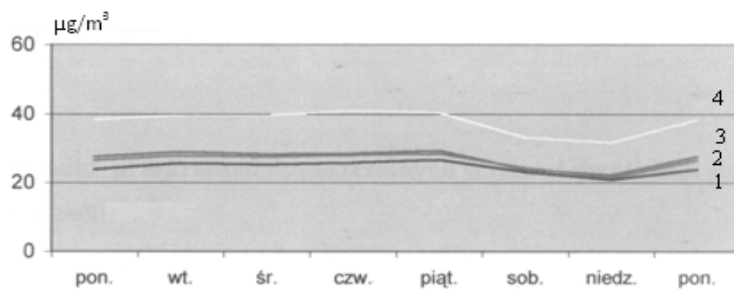
Wnioski zawarte w niniejszej pracy pozwalają także przewidzieć w czasie jakiej sytuacji synoptycznej można spodziewać się wystąpienia zwiększonego stężenia zanieczyszczeń na omawianym terenie.



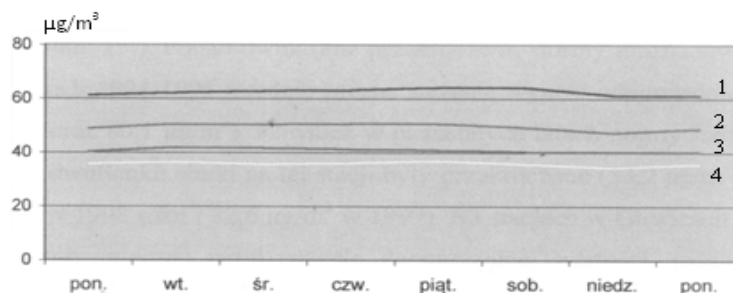
Rys. 1. Przebieg roczny stężenia dwutlenku siarki w Górnos Śląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999 (1 – Bytom, 2 – Zabrze, 3 – Gliwice, 4 – Katowice)



Rys. 2. Przebieg roczny stężenia dwutlenku azotu w Górnos Śląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999 (1 – Bytom, 2 – Zabrze, 3 – Gliwice, 4 – Katowice)



Rys. 3. Przebieg tygodniowy stężenia dwutlenku azotu w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999 (1 – Bytom, 2 – Zabrze, 3 – Gliwice, 4 – Katowice)



Rys. 4. Przebieg tygodniowy stężenia dwutlenku siarki w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999 (1 – Bytom, 2 – Zabrze, 3 – Gliwice, 4 – Katowice)

Tabela. 1. Średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w poszczególnych porach roku i półroczach w latach 1994-1999

	Dwutlenek siarki							Dwutlenek azotu						
	Śr	W	L	J	Z	P. chł.	P.ciep.	Śr	W	L	J	Z	P. chł.	P.ciep.
Bytom	62,7	52,4	29,5	54,0	116,9	91,8	33,9	24,5	27,2	20,0	23,6	28,1	27,7	21,7
Gliwice	40,9	32,3	17,4	37,0	76,8	61,0	20,5	26,9	27,4	21,9	28,2	30,0	30,1	23,6
Katowice	35,8	27,2	13,5	44,9	69,6	55,6	16,0	37,7	35,5	34,8	39,5	41,1	40,7	34,7
Zabrze	49,7	39,4	22,7	49,3	87,3	72,7	25,8	26,3	25,8	21,3	27,6	30,6	30,1	22,5

Tabela. 2. Częstość (%) wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w przedziałach ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	Dwutlenku siarki							Dwutlenku azotu							
	0-15	15-30	30-50	50-75	75-150	150-300	>300	0-5	5-15	15-30	30-50	50-75	75-100	>100	
Bytom	4,3	27,3	26,3	16,4	18,3	6,6	0,8	11,8	10,7	50,0	23,2	4,0	0,3	•	
Gliwice	20,2	31,4	22,4	13,2	10,6	2,1	0,1	3,3	14,9	49,1	26,5	5,3	0,8	0,1	
Katowice	31,2	27,0	19,8	11,2	9,3	1,5	•	0,6	15,0	35,5	23,8	16,4	5,8	2,9	
Zabrze	15,9	27,0	20,8	15,5	17,9	2,8	0,1	9,5	11,5	41,3	33,8	3,7	0,2	•	

Tabela 3. Częstość wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w półroczu ciepłym i półroczu chłodnym w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

Stacje	Półrocze ciepłe							Półrocze chłodne						
	0-15	15-30	30-50	50-75 ³	75-150	150-300	>300	0-15	15-30	30-50	50-75 ³	75-150	150-300	>300
Bytom	8,0	46,4	30,8	11,0	3,7	0,1	•	0,6	8,1	21,7	21,9	33,0	13,1	1,6
Gliwice	37,8	45,6	15,4	1,2	•	•	•	3,0	17,4	29,3	24,9	21,1	4,2	0,1
Katowice	56,8	32,4	9,7	1,0	0,1	•	•	5,4	21,7	29,9	21,3*	18,7	3,0	•
Zabrze	29,3	41,4	22,1	5,1	2,1	•	•	3,0	13,2	19,6	25,4	33,3	5,4	0,1

Tabela 4. Częstość wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w półroczu ciepłym i półroczu chłodnym w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

Stacja	Półrocze ciepłe							Półrocze chłodne						
	0-5	5-15	15-30	30-50	50-75	75-100	>100	0-5	5-15	15-30	30-50	50-75	75-100	>100
Bytom	13,7	10,3	58,9	16,3	0,8	•	•	9,7	11,2	40,2	30,8	7,5	0,6	•
Gliwice	4,6	14,9	56,8	22,6	1,0	0,1	•	2,0	15,0	41,5	30,3	9,4	1,6	0,2
Katowice	0,4	16,3	40,9	20,8	15,3	4,3	2,0	0,9	13,7	30,1	26,9	17,3	7,3	3,8
Zabrze	14,5	11,7	48,9	24,4	0,4	0,1	•	4,7	11,4	33,6	43,0	6,9	0,4	•

Tabela 5. Najwyższe średnie dobowe wartości stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	Dwutlenek siarki		Dwutlenek azotu	
	stężenie	data	stężenie	data
Bytom	554	25.12.94	81	20.01.95
Gliwice	326	07.01.97	134	13.11.98
Katowice	270	29.12.96	176	09.03.94
Zabrze	304	29.12.96	94	29.12.98

Tabela 6. Średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy różnych sektorach adwekcji mas powietrza w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	Dwutlenek siarki						Dwutlenek azotu					
	Śr.	N+NE	E+SE	S+SW	W+NW	X	Śr.	N+NE	E+SE	S+SW	W+NW	X
Bytom	62,7	33,3	83,0	74,3	53,3	60,8	24,5	18,9	26,1	27,5	22,1	27,9
Gliwice	40,9	24,7	65,9	46,2	31,7	36,1	26,9	21,4	31,6	31,4	21,8	25,4
Katowice	35,8	21,9	56,2	36,1	30,4	31,1	37,7	31,0	41,4	37,6	33,1	43,0
Zabrze	49,7	24,6	70,6	62,5	42,0	34,5	26,3	18,1	30,2	29,3	23,6	27,6

Tabela 7. Percentyl 0,98 stężenia dwutlenku siarki przy napływie mas powietrza z poszczególnych sektorów w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	N+NE		E+SE		S+SW		W+NW		X	
	P. chl.	P. ciepłe	P. chl.	P. ciepłe	P. chl.	P. ciepłe	P. chl.	P. ciepłe	P. chl.	P. ciepłe
Bytom	123,8	55,5	345,9	97,6	262,7	72,9	180,0	73,3	246,9	70,4
Gliwice	99,2	37,3	193,4	56,8	167,7	43,0	112,7	37,3	138,9	44,7
Katowice	92,9	32,2	199,0	57,0	126,8	37,0	112,0	39,9	93,4	34,1
Zabrze	88,1	39,7	211,0	101,6	176,0	53,2	132,9	65,0	90,2	70,2

Tabela 8. Najwyższe zanotowane wartości stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy napływie mas powietrza z poszczególnych sektorów w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	N+NE		E+SE		S+SW		W+NW		X	
	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe
Bytom	133	86	510	141	316	125	292	91	255	75
Gliwice	106	55	270	64	214	45	160	43	149	46
Katowice	99	39	226	71	223	84	185	66	96	35
Zabrze	148	77	279	116	243	65	174	69	91	79

Tabela 9. Percentyl 0,98 stężenia dwutlenku azotu przy napływie mas powietrza z poszczególnych sektorów w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	N+NE		E+SE		S+SW		W+NW		X	
	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe
Bytom	37,7	36,6	70,4	45,5	63,0	35,2	52,0	37,0	73,8	38,8
Gliwice	43,1	38,4	68,9	43,4	80,9	49,4	48,8	42,5	45,2	45,9
Katowice	76,2	89,5	103,8	117,3	112,9	94,4	94,2	80,2	105,6	84,8
Zabrze	36,0	33,5	66,9	47,3	61,0	40,0	51,9	40,0	73,9	49,6

Tabela 10. Najwyższe zanotowane wartości stężenia dwutlenku azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy napływie mas powietrza z poszczególnych sektorów w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	N+NE		E+SE		S+SW		W+NW		X	
	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe	P. chł.	P. ciepłe
Bytom	42	43	79	53	81	46	66	46	76	43
Gliwice	46	57	92	49	100	55	63	57	46	48
Katowice	82	125	129	126	146	126	176	105	108	87
Zabrze	37	41	73	50	66	46	63	46	76	50

Tabela 11. Najwyższe zanotowane wartości stężenia dwutlenku siarki przy poszczególnych układach barycznych w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

Stacja	Antycyklonalny				Cyklonalny			
	P. chł.	Data	P. ciep.	Data	P. chł.	Data	P. ciep.	Data
Bytom	554	25.12.94	155	08.04.94	326	24.02.94	125	01.04.94
Gliwice	326	07.01.97	64	23.04.98	195	30.12.96	56	22.04.97
Katowice	270	29.12.96	71	03.09.98	219	04.12.98	84	09.08.99
Zabrze	304	29.12.96	116	13.07.94	187	30.12.96	99	28.08.96
	X							
	P. chł.	Data	P. ciep.	Data				
Bytom	255	22.02.94	75	26.09.94				
Gliwice	149	22.04.94	46	03.04.97				
Katowice	96	01.03.94	35	03.04.97				
Zabrze	91	08.03.95	79	10.04.98				

Tabela 12. Percentyl 0,98 stężenia dwutlenku siarki przy poszczególnych układach barycznych w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	antycyklonalny		cyklonalny		X	
	P. chłodne	P. ciepłe	P. chłodne	P. ciepłe	P. chłodne	P. ciepłe
Bytom	320,1	90,2	209,6	84,9	246,9	70,4
Gliwice	189,1	48,5	113,8	43,0	138,9	44,7
Katowice	179,1	46,0	102,0	42,0	93,4	34,1
Zabrze	211,7	78,8	139,4	58,8	90,2	70,2

Tabela 13. Najwyższe zanotowane wartości stężenia dwutlenku siarki w półroczu chłodnym przy poszczególnych typach cyrkulacji w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	C _a +K _a	C _c +B _c	E+SE _a	E+SE _c	N+NE _a	N+NE _c	S+SW _a	S+SW _c	W+NW _a	W+NW _c	X
Bytom	554	326	510	221	133	113	316	259	292	182	255
Gliwice	326	116	270	195	96	106	214	169	160	106	149
Katowice	270	136	226	150	99	98	223	219	185	99	96
Zabrze	304	154	279	187	71	148	243	166	174	123	91

Tabela 14. Najwyższe zanotowane wartości stężenia dwutlenku siarki w półroczu ciepłym przy poszczególnych typach cyrkulacji w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	C _a +K _a	C _c +B _c	E+SE _a	E+SE _c	N+NE _a	N+NE _c	S+SW _a	S+SW _c	W+NW _a	W+NW _c	X
Bytom	155	113	141	94	65	86	77	125	91	88	75
Gliwice	61	46	64	56	49	55	45	43	42	43	46
Katowice	67	55	71	63	37	39	37	84	41	66	35
Zabrze	85	84	116	99	77	42	55	65	69	67	79

Tabela 15. Najwyższe zanotowane wartości stężenia dwutlenku azotu w półroczu chłodnym przy poszczególnych typach cyrkulacji w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	C _a +K _a	C _c +B _c	E+SE _a	E+SE _c	N+NE _a	N+NE _c	S+SW _a	S+SW _c	W+NW _a	W+NW _c	X
Bytom	66	74	79	46	37	42	81	80	66	63	76
Gliwice	134	58	92	69	46	40	100	71	63	46	46
Katowice	139	122	129	123	78	82	146	139	176	126	108
Zabrze	94	79	73	63	37	36	66	65	60	63	76

Tabela 16. Najwyższe zanotowane wartości stężenia dwutlenku azotu w półroczu ciepłym przy poszczególnych typach cyrkulacji w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 1994-1999

	C _a +K _a	C _c +B _c	E+SE _a	E+SE _c	N+NE _a	N+NE _c	S+SW _a	S+SW _c	W+NW _a	W+NW _c	X
Bytom	75	51	53	47	43	38	33	46	38	46	43
Gliwice	86	53	49	45	57	35	55	45	57	47	48
Katowice	154	106	126	126	125	97	70	126	105	103	87
Zabrze	80	52	50	50	41	31	40	46	46	42	50

7.2.8. Ocena stopnia zanieczyszczenia powietrza na terenie Parku Narodowego Gór Stołowych

Autor: Łukasz PILARCZYK

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Cele pracy

Głównym celem pracy jest próba oceny stanu szkodliwych czynników, oddziałujących na ekosystem Parku Narodowego Gór Stołowych. Kluczowe zagadnienie poruszane jest związane z zanieczyszczeniem powietrza atmosferycznego.

Ważne jest ustalenie czy niekorzystne zjawiska, wywołane znaczną imisją zanieczyszczeń powietrza w Zachodnich Sudetach mogą także zagrozić Górom Stołowym, oddalonego w linii prostej o niespełna 100 km od obszaru kłęski ekologicznej Karkonoszy i Gór Izerskich.

Konieczna jest ochrona Gór Stołowych. Powołany do tego celu Park Narodowy powinien spełniać tę funkcję w wystarczającym stopniu. W tym celu opracowany został Plan Ochrony Parku, który określa zasady, funkcje i metodologię gospodarowania, zgodnie z przesłankami ekorozwoju, poszczególnymi składnikami ekosystemu chronionego obszaru. Zanieczyszczenie powietrza, jako czynnik o wielkoobszarowym charakterze oddziaływania, dużej zmienności przestrzennej i znacznym wskaźniku szkodliwości oraz ze względu na złożoność problematyki związanej z monitoringiem powietrza, jest szczególnie trudnym do kontrolowania zjawiskiem.

Metodyka pracy

Informacje o Parku pochodziły z opracowań i raportów opublikowanych przez Zarząd Parku Gór Stołowych, Urząd Wojewódzki w Wałbrzychu i inne instytucje związane z funkcjonowaniem Parku Narodowego Gór Stołowych. Część danych, opublikowanych w tej pracy pochodzi także z niedawno zakończonego Planu Ochrony PNGS, który został wykonany przez Fundację Ochrony Środowiska w Warszawie.

Ocenę stanu aerosanitarnego Gór Stołowych realizowano przez dokonanie inwentaryzacji lokalnych i odległych źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza. Dane udostępnione zostały przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Wałbrzychu. W przypadku emisji lokalnych informacje były także zbierane na podstawie indywidualnego wywiadu z mieszkańcami zasiedlającymi obszar Gór Stołowych i ankiet. Zgromadzono dane dotyczące szacunkowej wielkości zużycia materiałów opałowych, rodzaju opału, okresu w jakim występuje ich największe zużycie, a także postępowania z popiołami i posiadaniem ewentualnej instalacji oczyszczania spalin.

W dalszej części przedstawiono zagrożenie wynikające z ruchu samochodowego na terenie PNGS, wszelkie pomiary zostały przeprowadzone na wniosek Fundacji Ochrony Środowiska i stanowią integralną część Planu Ochrony Parku. Badania polegały na pomiarze natężenia ruchu pojazdów w określonej jednostce czasu. Następnie na podstawie wskaźników emisji zanieczyszczeń przez poszczególne typy pojazdów oszacowano poziom emisji.

Część pracy poświęcono bezpośrednim badaniom imisji zanieczyszczeń powietrza. W okresie zimowym pomiary takie zostały przeprowadzone w oparciu o badania chemizmu wód śniegowych (zawartość metali ciężkich, odczyn itp.). Poddano analizie laboratoryjnej kilkudziesięciu próbek śniegu z całego obszaru Parku, pobranych tzw. rurą śniegową. Na podstawie tych badań określono m.in. poziom pH śniegu w różnych obszarach Parku i oznaczono zawartość niektórych metali ciężkich. Przedstawiono także wyniki badań pomiaru imisji w sezonie letnim. Badania zostały przeprowadzone przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Wałbrzychu, dokonywane były technikami instrumentalnymi, aparatura pomiarowa znajdowała się na ambulansie pomiarowym *HORIBA*. Pomiar odbywał się w sposób ciągły (24-godzinny) z wykorzystaniem analizatorów tlenu węgla, dwutlenku siarki, tlenków azotu, ozonu troposferycznego i pyłu zawieszzonego. Ze względu na trudności techniczne zadany cykl pomiarowy nie został przeprowadzony, udało się jednak uzyskać dane z czterodniowego okresu pomiarowego.

Niezależnie od metod i technik instrumentalnych dokonano także próby oceny stanu zanieczyszczenia powietrza w Górach Stołowych z zastosowaniem metod bioindykacyjnych. Posłużono się porostami jako bardzo dobrymi wskaźnikami stosowanymi w bioindykacji zanieczyszczeń powietrza (rys. 1).

Wykorzystano tu własność porostów, polegającą na występowaniu na danym terenie określonych form morfologicznych w zależności od poziomu zanieczyszczeń. Na obszarze Gór Stołowych zebrano informacje o występowaniu określonych grup porostów w oparciu o metodę gatunków wskaźnikowych oraz analizy form morfologicznych. Na podstawie tych danych, z wykorzystaniem skali porostowej, oszacowano stan zanieczyszczenia atmosfery w Parku Narodowym Gór Stołowych.

Zanieczyszczenia atmosfery

Jednym z pierwiastków chemicznych znajdujących się w atmosferze Ziemi jest ozon (tab.1). Ozon powstaje w wyniku działania promieniowania krótkofalowego na dwuatomowe cząsteczki tlenu (O_2), powodując ich rozpad na pojedyncze atomy. Te zaś łącząc się z cząsteczkami O_2 tworzą trójatomowe cząsteczki ozonu (O_3). Jednocześnie w wyniku działania promieniowania ultrafioletowego następuje rozpad O_3 . Obecność tego gazu w atmosferze jest nie do przecenienia, ma on ogromne znaczenie dla życia na Ziemi. W procesie powstawania i rozpadu tego gazu pochłaniana jest część promieniowania ultrafioletowego (długość fali około 280 - 320 nm), która jest zabójcza dla organizmów żywych.

Przy powierzchni Ziemi stężenie ozonu jest niewielkie, największa koncentracja występuje w warstwie 20 - 30 km. Zróżnicowany jest też rozkład geograficzny. Zależy on od pory roku i strefy geograficznej. Największe stężenie ozonu obserwuje się w szerokościach polarnych na wiosnę, zmniejsza się ono ku równikowi, gdzie osiąga na jesieni wartości prawie dwukrotnie niższe. Ilość ozonu określa się w jednostkach Dobsona (jD). Oznaczają one hipotetyczną grubość warstwy, wyrażoną w setnych częściach milimetra, jaką utworzyłby ozon zawarty w atmosferze, gdyby został skupiony przy powierzchni Ziemi (np. 300 jD oznacza warstwę o grubości 3 mm).

Tabela I. Skład powietrza atmosferycznego (Olszewski ,1995)

Składnik	Symbol	Udział objętościowy (%)	Czas wymiany
Składniki o niewielkim współczynniku wymiany			
Azot	N ₂	78,08	od 5 · 10 ³ do 10 ⁶ lat
Tlen	O ₂	20,95	
Argon	Ar	0,93	
Neon	Ne	0,0018	
Hel	He	0,00052	
Krypton	Kr	0,00011	10 ⁷ lat
Ksenon	Xe	0,000087	
Składniki o średnim współczynniku wymiany			
Dwutlenek węgla	CO ₂	0,03	5-6 lat
Metan	CH ₄	0,00014	4-7 lat
Wodór	H ₂	0,00005	6-8 lat
Ozon	O ₃	0,00005	25 lat
Tlenek azotu	N ₂ O	0,00002	25 lat
Składniki o dużym współczynniku wymiany			
Woda / para wodna	H ₂ O	0,02 - 4	10 dni
Tlenek węgla	CO	< 0,00002	0,5 roku
Dwutlenek siarki	SO ₂	< 0,000003	2 dni
Amoniak	NH ₃	<0,000001	5 dni
Dwutlenek azotu	NO ₂	< 0,0000005	8-10 dni
Siarkowodór	H ₂ S	< 0,00000006	0,5 dni

Analiza wyników pomiarów zanieczyszczeń atmosfery

Pomiar poszczególnych zanieczyszczeń atmosfery odbywał się w sposób ciągły, co pozwalało na obserwację dobowej zmienności ich stężeń. Ze względu na trudności związane z funkcjonowaniem aparatury pomiarowej, średnie wartości 30 minutowe pochodzą z dni 19-22 czerwca 1997 roku. Na ich podstawie dokonano szacunkowej analizy poziomu imisji na badanym terenie.

W tabelach 2-5 zamieszczono dobowe przebiegi zmienności stężeń badanych zanieczyszczeń atmosfery: ozon, dwutlenek siarki, tlenek węgla, tlenki azotu i pył zawieszony. Stężenia oznaczone jako NO_x reprezentowane są przez sumę tlenków azotu w przeliczeniu na dwutlenek azotu NC >2. Są to średnie wartości 30 minutowe, obejmujące 24-godzinny okres pomiarowy. Jednorazowe przerwy w ciągłości dobowego pomiaru zanieczyszczeń wywołane były koniecznością przeprowadzenia automatycznej kalibracji aparatury pomiarowej.

Niespełna czterodniowy okres pomiarowy jest zbyt krótki, aby uzyskane dane mogły być interpretowane jako ogólny obraz poziomu imisji na obszarze Gór Stołowych. Jakikolwiek analizy przeprowadzone w oparciu o te dane miałyby więc charakter spekulacji, a ich użyteczność - ograniczona.

Pomimo tego stanu można prześledzić pewien dobowy przebieg zmienności stężeń badanych zanieczyszczeń i na tej podstawie określić stan aerosanitarny mas powietrza, napływających na obszar Gór Stołowych w sezonie letnim.

Przyczyny podwyższonego stężenia ozonu troposferycznego mogą być bardzo różne. Za pojawienie się około 50% Os w przyziemnej warstwie atmosfery odpowiadają przede wszystkim procesy fotochemiczne, którym podlegają tlenki azotu i węglowodory wg następujących reakcji:

1. $\text{NO}_2 + h\nu \rightarrow \text{NO} + \text{O}$
2. $\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{O}_3$
3. $\text{O}_3 + \text{NO} \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$

Stężenie $\text{O}_3 = k \cdot \text{stężenie NO}_2 / \text{stężenie NO}$, gdzie współczynnik $k = \text{const}$

W przypadku tych badań przyczyną musiał być zapewne inny czynnik, ponieważ w okresie poprzedzającym pomiary jak też i w czasie samych pomiarów temperatura powietrza nie przekraczała 18°C, przy zmiennym zachmurzeniu. Ponadto, stężenie tlenków azotu utrzymywało się na bardzo niskim poziomie (średnia wartość z czterodniowego okresu pomiarowego wyniosła 13,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), co eliminuje ten czynnik jako przyczynę podwyższonego stężenia ozonu. Część ozonu troposferycznego, nie powstająca w wyniku reakcji fotochemicznych pochodzi z wymiany mas powietrza z wyższymi warstwami atmosfery, co też miało prawdopodobnie miejsce w czasie pomiarów. W czterodniowym cyklu pomiarowym maksima stężenia dobowego ozonu przypadają na godziny wieczorne i nocne, wartości minimalne rejestrowane są rano i przed południem. Fluktuacje te wywołane są zapewne zaburzeniami w równowadze termiczno-dynamicznej atmosfery. Ustalenie przebiegu typów równowagi, jakie miały miejsce w czasie badań nie jest możliwe, ponieważ obserwacje w tym kierunku nie były prowadzone. Krótki cykl badań pozwala jednak na wyciągnięcie wniosku, że koncentracja ozonu troposferycznego nie jest wielkością stałą i wykazuje wyraźną zmienność lokalną, dzienną, a nawet godzinową. Komplikuje to znacznie pomiary stężenia tego gazu, utrudnia monitoring i precyzyjną ocenę wpływu na środowisko przyrodnicze.

Koncentracje ozonu są tym większe im wyższe jest stężenie prekursorów (tlenków azotu oraz węglowodorów) i silniejsze oddziaływanie promieniowania słonecznego.

Tabela 2. Średnie dobowe stężenia zanieczyszczeń w $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Nazwa substancji	Dni pomiaru				Średnia
	19.06.97	20.06.97	21.06.97	21.06.97	
Ozon (O_3)	111,3	86,1	96,7	95,1	97,3
Tlenki azotu (NO_x)	17,6	14,8	12,4	9,2	13,5
Dwutlenek siarki (SO_2)	7,5	14,2	15,0	13,3	12,5
Tlenek węgla (CO)	231	282	291	253	264
Pył zawieszony	23	20	14	14	17

Podstawowym kryterium oceny stanu czystości powietrza atmosferycznego stanowią dopuszczalne stężenia substancji zanieczyszczających powietrze, których wykaz przedstawiony jest w załączniku do rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 12 lutego 1990 r. (Dz. U. Nr 15, poz. 92 z dnia 14 marca 1990 r.).

Dopuszczalne stężenia mierzonych zanieczyszczeń są wyznaczone dla obszarów o określonym systemie ochrony. Dla obszarów szczególnie chronionych, do jakich zaliczają się parki narodowe, poziom dopuszczalnych stężeń przedstawia tabela 6.

Tabela 3. 30-minutowe (D₃₀) stężenia ozonu (O₃) i stężenia SO₂ (µg/m³) (K. – kalibracja)

Godz.	Ozon				SO ₂			
	19.06.97	20.06.97	21.06.97	22.06.97	19.06.97	20.06.97	21.06.97	22.06.97
0 ⁰⁰	85,1	93,0	100,5	116,0	5,6	15,2	18,7	10,4
0 ³⁰	85,5	92,7	94,8	122,2	6,7	17,8	17,3	13,1
1 ⁰⁰	73,2	84,2	91,9	112,6	7,6	18,0	18,5	11,0
1 ³⁰	112,2	77,4	94,5	111,8	13,2	16,0	22,4	10,7
2 ⁰⁰	107,9	78,2	87,3	96,1	17,2	16,8	18,0	10,1
2 ³⁰	100,9	82,1	88,2	109,9	14,4	17,2	16,6	10,5
3 ⁰⁰	96,9	77,5	82,4	116,6	8,3	16,4	15,3	12,2
3 ³⁰	89,3	76,2	82,6	111,1	6,2	15,1	17,6	11,9
4 ⁰⁰	83,1	69,5	76,1	104,3	6,4	14,0	16,7	9,6
4 ³⁰	66,4	76,4	76,1	96,8	0,8	13,1	13,2	9,5
5 ⁰⁰	74,2	79,5	83,8	96,8	0,0	11,7	14,3	10,0
5 ³⁰	71,4	96,3	83,7	81,0	0,0	10,2	16,3	10,9
6 ⁰⁰	66,0	97,0	79,9	82,1	0,0	8,6	19,1	12,6
6 ³⁰	64,3	94,1	74,6	53,9	0,0	6,6	28,7	16,0
7 ⁰⁰	76,7	94,3	75,0	61,9	3,6	8,1	39,5	13,1
7 ³⁰	84,0	95,6	77,9	64,6	5,4	8,9	43,8	9,0
8 ⁰⁰	89,8	98,2	80,2	68,5	8,4	7,1	32,8	7,2
8 ³⁰	99,4	93,9	80,6	70,5	9,4	7,6	22,8	8,1
9 ⁰⁰	99,9	85,8	84,5	74,8	4,4	7,0	22,1	9,5
9 ³⁰	102,4	83,1	85,4	76,1	1,0	6,7	21,4	11,0
10 ⁰⁰	102,8	81,1	93,2	75,1	2,9	5,9	19,7	16,7
10 ³⁰	109,9	81,9	95,4	82,8	0,0	7,4	14,2	28,6
11 ⁰⁰	108,5	80,9	105,6	95,8	9,2	7,6	10,2	28,1
11 ³⁰	K	K	108,1	102,7	11,0	K	9,3	37,0
12 ⁰⁰	97,8	77,9	109,5	100,2	K	7,2	20,4	33,3
12 ³⁰	102,6	74,5	107,8	93,6	9,3	6,6	19,8	20,5
13 ⁰⁰	105,4	73,2	111,3	101,3	9,2	6,3	19,7	16,4
13 ³⁰	112,5	72,6	113,2	98,9	10,7	6,5	13,4	11,7
14 ⁰⁰	117,7	68,8	115,5	103,9	8,8	7,2	14,4	11,1
14 ³⁰	114,9	66,3	117,1	104,5	9,4	7,5	9,8	9,0
15 ⁰⁰	117,4	61,0	113,8	101,8	8,1	7,8	8,0	11,3
15 ³⁰	116,1	69,2	115,5	100,1	6,2	7,3	1,4	10,9
16 ⁰⁰	115,2	69,9	115,2	99,0	4,9	6,6	1,0	12,1
16 ³⁰	116,2	70,9	112,6	100,0	2,3	6,4	0,0	12,1
17 ⁰⁰	118,4	83,8	114,5	105,1	3,9	7,9	0,0	11,6
17 ³⁰	120,5	88,4	111,5	102,3	0,0	11,0	0,5	9,6
18 ⁰⁰	128,2	77,7	K	101,5	6,3	15,0	K	10,0
18 ³⁰	128,3	84,7	109,0	100,7	9,8	34,0	20,3	10,0
19 ⁰⁰	131,0	88,6	101,5	102,7	12,5	38,3	9,2	8,7
19 ³⁰	131,2	96,7	97,9	105,2	11,2	35,4	10,2	7,9
20 ⁰⁰	127,4	98,8	100,4	b.d	12,1	31,2	10,6	b.d
20 ³⁰	99,2	102,3	100,4	b.d	12,7	30,3	7,9	b.d
21 ⁰⁰	95,8	105,1	87,4	b.d	12,7	24,5	7,8	b.d
21 ³⁰	100,0	108,5	100,4	b.d	13,5	21,0	7,2	b.d
22 ⁰⁰	96,8	110,5	103,7	b.d	11,8	22,3	7,9	b.d
22 ³⁰	95,5	108,0	106,4	b.d	11,4	20,3	9,4	b.d
23 ⁰⁰	89,2	105,7	96,2	b.d	10,3	21,6	8,4	b.d
23 ³⁰	93,3	103,3	99,9	b.d	12,4	19,9	8,6	b.d
Śr.	111,3	86,1	96,7	95,1	7,5	14,2	15,0	13,3

Tabela 4. ...30-minutowe (D₃₀) stężenia CO i stężenia NO_x w µg/m³ (K. – kalibracja)

Godz.	CO				NO _x			
	19.06.97	20.06.97	21.06.97	22.06.97	19.06.97	20.06.97	21.06.97	22.06.97
0 ⁰⁰	322	177	331	239	29,7	11,1	14,2	8,2
0 ³⁰	311	187	333	247	29,2	11,6	14,1	9,0
1 ⁰⁰	311	201	331	253	28,4	11,5	15,5	8,6
1 ³⁰	303	207	312	251	26,7	9,3	14,8	8,1
2 ⁰⁰	303	208	329	258	28,0	10,1	15,6	8,2
2 ³⁰	313	222	328	251	28,2	11,4	14,0	8,0
3 ⁰⁰	311	227	323	261	28,3	11,2	14,5	9,1
3 ³⁰	314	218	317	263	28,7	11,6	14,7	7,8
4 ⁰⁰	324	209	314	264	28,4	12,0	13,4	8,5
4 ³⁰	326	225	315	259	30,5	11,9	14,3	8,4
5 ⁰⁰	309	222	314	255	26,9	10,7	13,6	8,9
5 ³⁰	311	226	303	258	25,7	9,7	13,4	9,5
6 ⁰⁰	310	222	304	266	26,3	8,6	13,4	10,8
6 ³⁰	303	232	312	257	26,3	9,4	15,6	13,7
7 ⁰⁰	311	216	303	244	26,9	8,8	17,9	11,7
7 ³⁰	306	215	300	242	26,8	8,6	18,9	9,6
8 ⁰⁰	34	208	287	223	26,9	8,6	15,8	9,2
8 ³⁰	300	218	285	218	25,4	9,0	14,4	8,8
9 ⁰⁰	305	210	289	226	24,9	9,2	13,9	8,6
9 ³⁰	300	224	279	241	24,6	9,5	13,3	7,7
10 ⁰⁰	323	231	283	228	26,3	10,7	12,4	11,6
10 ³⁰	215	233	275	225	26,1	10,5	11,5	12,3
11 ⁰⁰	300	311	280	236	25,1	11,4	10,5	10,6
11 ³⁰	318	K.	295	246	27,1	K.	11,5	11,7
12 ⁰⁰	K.	322	307	250	K.	17,1	11,3	10,6
12 ³⁰	141	357	317	242	5,9	18,5	12,3	9,2
13 ⁰⁰	140	364	323	257	5,9	17,8	11,7	8,1
13 ³⁰	134	375	331	251	6,3	20,5	11,0	7,7
14 ⁰⁰	164	386	327	303	6,0	21,7	12,2	8,2
14 ³⁰	153	392	244	299	5,4	23,0	10,3	8,4
15 ⁰⁰	150	371	285	323	5,8	22,9	11,2	10,4
15 ³⁰	163	356	294	286	5,7	21,1	10,7	9,5
16 ⁰⁰	154	354	292	260	6,7	19,6	11,3	10,2
16 ³⁰	168	306	278	252	6,2	18,7	11,0	10,0
17 ⁰⁰	171	355	252	253	6,2	15,2	11,5	7,8
17 ³⁰	168	343	255	256	7,2	15,7	10,6	7,7
18 ⁰⁰	139	354	K.	256	5,9	20,5	K.	7,8
18 ³⁰	159	316	402	247	5,3	24,8	13,1	8,3
19 ⁰⁰	139	324	263	244	5,4	25,1	9,2	7,6
19 ³⁰	146	332	247	243	5,3	23,4	7,7	7,6
20 ⁰⁰	133	326	247	b.d	5,9	21,3	7,4	b.d
20 ³⁰	264	322	241	b.d	16,7	21,0	8,7	b.d
21 ⁰⁰	188	318	225	b.d	14,7	18,8	13,5	b.d
21 ³⁰	225	311	230	b.d	11,8	16,7	10,0	b.d
22 ⁰⁰	181	322	229	b.d	10,4	15,0	8,9	b.d
22 ³⁰	176	328	245	b.d	7,6	13,8	9,2	b.d
23 ⁰⁰	159	325	269	b.d	7,5	14,9	10,1	b.d
23 ³⁰	165	326	238	b.d	10,7	14,2	7,9	b.d
Śr.	231	282	291	253	17,6	14,8	12,4	9,2

Tabela 5 30-minutowe (D_{30}) stężenia pyłu zawieszonego ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	19.06.97	20.06.97	21.06.97	22.06.97		19.06.97	20.06.97	21.06.97	22.06.97
0 ⁰⁰	29	45	10	17					
0 ³⁰	14	46	19	16	12 ³⁰	21	16	18	12
1 ⁰⁰	10	48	8	20	13 ⁰⁰	29	20	28	13
1 ³⁰	33	43	16	24	13 ³⁰	26	11	23	12
2 ⁰⁰	20	47	11	19	14 ⁰⁰	24	9	15	11
2 ³⁰	26	41	13	23	14 ³⁰	32	15	4	15
3 ⁰⁰	18	47	10	14	15 ⁰⁰	31	13	23	20
3 ³⁰	21	38	11	29	15 ³⁰	27	2	14	13
4 ⁰⁰	22	34	7	16	16 ⁰⁰	28	8	5	0
4 ³⁰	60	32	11	21	16 ³⁰	24	6	17	7
5 ⁰⁰	4	22	5	26	17 ⁰⁰	29	7	22	3
5 ³⁰	10	25	10	22	17 ³⁰	29	5	9	7
6 ⁰⁰	8	13	3	19	18 ⁰⁰	12	11	5	2
6 ³⁰	12	13	12	23	18 ³⁰	24	12	13	4
7 ⁰⁰	18	22	7	31	19 ⁰⁰	24	11	8	11
7 ³⁰	18	10	18	22	19 ³⁰	29	20	14	2
8 ⁰⁰	18	9	14	13	20 ⁰⁰	27	26	46	b.d
8 ³⁰	16	K	15	6	20 ³⁰	27	26	6	b.d
9 ⁰⁰	16	9	12	6	21 ⁰⁰	33	25	11	b.d
9 ³⁰	18	4	12	1	21 ³⁰	31	24	19	b.d
10 ⁰⁰	14	12	15	11	22 ⁰⁰	28	20	8	b.d
10 ³⁰	20	9	15	11	22 ³⁰	36	27	13	b.d
11 ⁰⁰	19	10	13	11	23 ⁰⁰	24	21	9	b.d
11 ³⁰	19	7	20	12	23 ³⁰	23	12	12	b.d
12 ⁰⁰	29	8	19	10	Śr.	23	20	14	14

Tabela 6. Dopuszczalne stężenia zanieczyszczeń dla obszarów specjalnie chronionych

Nazwa substancji	Dopuszczalne stężenie w $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	30 min (D_{30})	24h (D_{24})
Ozon (O_3)	50,0	20,0
Dwutlenek azotu (NO_2)	150,0	50,0
Dwutlenek siarki (SO_2)	250,0	75,0
Tlenek węgla (CO)	3000,0	500,0
Pył zawieszony	brak	60,0

Tabela 7. Częstość i krotność przekroczeń dopuszczalnych stężeń ozonu

Data pomiaru	Częstość przekraczania D_{30}	Przekroczenia D_{30}		Przekroczenia D_{24}
		od	do	
19.06.97	100%	0,43	1,62	4,02
20.06.97	100%	0,22	1,21	3,29
21.06.97	100 %	0,49	1,34	3,84

Na podstawie danych zgromadzonych w okresie nieprzerwanych, 24-godzinnych badań stwierdzono, że poziom stężeń ozonu przekraczał wartości normatywne, zarówno w przypadku stężeń 30-minutowych (D_{30}) jak i 24-godzinnych (D_{24}) (tab. 7). Stężenia pozostałych badanych zanieczyszczeń utrzymywały się na poziomie znacznie niższym od wartości D_{30} i D_{24} , zawierały się poniżej wartości dopuszczalnych dla obszarów specjalnie chronionych

Wyznaczenie trendów, z jakimi zmieniały się stężenia NO_x , SO_2 i pyłu zawieszonego w ciągu dnia, nie jest możliwe na podstawie uzyskanych danych. Wynika to z dwóch powodów: po pierwsze zmierzone stężenia są bardzo niskie i wykazują przypadkową zmienność w ciągu doby, po drugie okres pomiaru był zbyt krótki, aby było możliwe zarejestrowanie powtarzalnych serii pomiarowych, które z reguły ujawniają się po dłuższym okresie czasu.

Jeżeli rozpatrywać uzyskane wyniki, jako dane reprezentujące poziom emisji charakterystyczny dla miesięcy letnich, można je z bardzo dużym przybliżeniem zaakceptować jako dość prawdopodobne. W okresie tym zdecydowana większość lokalnych źródeł emisji nie funkcjonuje, a poziom zanieczyszczeń transgranicznych również maleje.

Dane te jednak nie pozwalają na oszacowanie ogólnego poziomu emisji, występującego na obszarze Gór Stołowych w okresie całorocznym. Planowane podobne pomiary miały się odbyć w sezonie zimowym, czyli kiedy emisja zanieczyszczeń jest największa; niestety ze względów bliżej nie określonych (należy się tylko domyślać, że powodem mogły być wysokie koszty takich badań) nie zostały one przeprowadzone. Wydaje się, że mimo tych trudności, dokończenie cyklu badań byłoby bardzo wskazane, pozwoliłoby to określić ogólny poziom zanieczyszczeń z uwzględnieniem emisji w sezonie letnim i zimowym.

Występowanie porostów i ich wrażliwość na zanieczyszczenia

W strefie umiarkowanej porosty występują na czterech zasadniczych typach podłoża:

- kora drzew i krzewów (porosty epifityczne - epifity);
- drewno i powalone pnie (porosty epiksyliczne - epiksyle);
- ziemia (porosty naziemne - epigeiczne);
- skały i kamienie (porosty naskalne - epility).

Porosty epifityczne występują na wszystkich gatunkach drzew. W warunkach względnie naturalnych pojawiają się już na drzewach kilku- kilkunastoletnich. Z reguły inne gatunki rosną na drzewach młodych, a inne na starszych; zwykle sukcesję na pniach rozpoczynają gatunki skorupiate, które często w miarę wzrostu drzewa są wypierane przez większe i szybciej rosnące, a przez to silniejsze konkurencyjnie porosty o plechach listkowatych i krzaczkowatych. Poza wiekiem drzewa, na występowanie epifitów wpływ mają także właściwości podłoża jak: odczyn kory, jej urzeźbienie, wysokość od podstawy pnia, ekspozycja i in.

Do drzew o korze kwaśnej i ubogiej (oligotroficznej), na której osiedla się stosunkowo mało gatunków porostów, należą m.in. drzewa iglaste (sosny, świerki, modrzewie, jodły).

Drzewami, których kora jest najbogatsza w substancje odżywcze m.in. w związku azotu (eutroficzna), są przykładowo topole i wierzby. Kora innych częściej spotykanych drzew, np. buków, dębów, grabów, olsz i jarzębin jest umiarkowanie kwaśna i średnio żyzna.

Na pniach o korze silnie urzeźbionej (spękania, bruzdy, szczeliny) wykształca się bardzo dużo różnych mikrosiedlisk, dlatego istnieją tutaj znacznie większe możliwości dla osiedlania się wielu gatunków porostów niż w przypadku drzew o korze gładkiej.

Warunki ekologiczne na korze zmieniają się od podstawy pni do koron drzew. U nasady szczeliny kory wypełnione są zwykle humusem, na którym rosną m.in. naziemne chrobotki (*Cladonid*). U drzew rosnących przy drogach i przy ulicach nasady pni są zwykle bardzo silnie zapylone; w tych warunkach można spotkać na korze nawet gatunki naskalne np. misecznicę pospolitą (*Lecanora dispersa*) i obrost modry (*Physica caesia*).

Porosty znaleźć można w większości zbiorowisk roślinnych i siedlisk; nie występują tylko na ziemi w żyznych i wilgotnych zbiorowiskach nieleśnych i leśnych oraz na polach uprawnych, a także w miejscach o zbyt dużym stężeniu zanieczyszczeń. Mało jest także gatunków rosnących w wodzie. Są to wyłącznie porosty naskalne, które osiedlają się na głazach kamieniach całkowicie lub częściowo zanurzonych w nurcie czystych i szybko płynących potoków i niewielkich rzek; mają one duży walor bioindykacyjny przy monitoringu wód.

Epifity rosną wszędzie tam, gdzie występują drzewa i nie ma dużego zanieczyszczenia. Porosty naziemne licznie spotyka się przede wszystkim na podłożach ubogich, piaszczystych i kwaśnych (głównie w napiaskowych murawach, wrzosowiskach i suchych borach sosnowych). Porosty naskalne, poza naturalnymi skałami w górach i na wyżynach oraz poza głazami i kamieniami na niżu, masowo rosną na betonie, tynkach, dachówkach i niektórych sztucznych podłożach, wytworzonych przez człowieka.

Wrażliwość porostów na zanieczyszczenia wynika m.in. z powodu:

- braku tkanki okrywającej, co stwarza możliwość bezpośredniej infiltracji gazów, pyłów i roztworów do wnętrza plech,
- małej zdolności przystosowania do zmieniających się warunków środowiska,
- niskiej tolerancji glonowego komponentu plechy na zanieczyszczenia,
- bardzo małej zawartości chlorofilu na jednostkę suchej masy, co sprawia, że rozkład chlorofilu pod wpływem toksyn daje efekty wielokrotnie silniejsze niż u roślin,
- pobierania wody bezpośrednio z opadów atmosferycznych, podczas gdy rośliny korzystają z wody częściowo przefiltrowanej przez glebę.

Stopień reakcji porostów na substancje toksyczne jest uzależniony od wielu czynników. Żaden z nich nie oddziałuje samodzielnie; reakcja plechy jest odpowiedzią na cały kompleks tych czynników. Poszczególne komponenty środowiskowe oraz morfologia i właściwości biologiczne porostów w zróżnicowany sposób wpływają na stopień tolerancji zanieczyszczeń.

Wymiana gazowa u porostów zachodzi całą powierzchnią plechy, dlatego największą wrażliwość na zanieczyszczenia wykazują gatunki o plechach najsilniej rozbudowanych i odstających od podłoża. Stopień wrażliwości podstawowych form morfologicznych przedstawia się następująco: skorupiaste > łuseczkowate > listkowate > krzaczkowate.

Pyły emitowane w dużych ilościach niszczą plechy w sposób mechaniczny, okrywając je grubą warstwą uniemożliwiającą wymianę gazową i ograniczającą dostęp światła do komórek glonów. Ponadto toksyny zawarte w pyłach rozpuszczają się w wodzie i w roztworach przenikają do wnętrza plech porostów.

Pośrednie oddziaływanie szkodliwych związków przejawia się w postaci zmiany warunków siedliskowych np. zakwaszenie podłoża na którym rosną porosty. Stwierdzono istnienie wyraźnej korelacji pomiędzy stężeniem $SC > 2$ w powietrzu a odczynem kory drzew. W warunkach miejskich odczyn kory często obniża się o 2- 3 jednostki, co eliminuje wszystkie lub większość porostów. Zakwaszenie kory powoduje, że na pniach drzew o korze z natury obojętnej lub nawet nieco zasadowej, takich jak osiki czy inne topole, pojawiają się porosty kwasolubne (acidofilne), które w naturalnych warunkach nigdy na tych drzewach nie występują.

Dobrym przykładem takiego zjawiska jest coraz częstsze pojawianie się w Polsce na osikach granicznika płucnika (*Lobaria pulmonarid*) – gatunku, który nigdy wcześniej nie był notowany na tych drzewach. Stwierdzenie takiego faktu podczas monitoringu jest dowodem na zły stan czystości powietrza.

Wobec dominujących zanieczyszczeń o charakterze kwaśnym, na znaczeniu zyskują porosty acidofilne, które najczęściej występują na obszarach skażonych. Przykładem takich porostów, najbardziej odpornych na zanieczyszczenia są: bardzo zmienni morfologicznie misecznica proszkowata (*Lecanora conizaeoides*), liszajec (*Lepraria sp.*) - porost tworzący biało-szare lub szaro-zielonkawe proszkowate naloty w szczelinach spękanej kory oraz łusieczkowaty paznokietnik ostrzygowy (*Hypocenomyce scalaris*).

Skala porostowa

W oparciu o przyjęty podział porostów ze względu na morfologię plechy i związaną z tym wrażliwość na zanieczyszczenia przyjęto stosować tzw. skalę porostową, która jest powszechnie stosowanym wskaźnikiem w bioindykacji. Skala porostowa stworzona została w wyniku wyodrębnienia 7 stref, w których występują charakterystyczne gatunki i grupy porostów, które cechuje określona odporność na zanieczyszczenia atmosferyczne. Opracowana skala pozwala na bardzo dokładny monitoring, używając porostów jako bio wskaźników, łatwo można na jej podstawie określić z jaką strefą mamy do czynienia, a więc jakiego poziomu zanieczyszczeń można się spodziewać.

Strefa I – o szczególnie silnie zanieczyszczonym powietrzu (określa się ją mianem bezwzględnej pustyni porostowej), charakteryzuje się całkowitym brakiem porostów nadrzecznych, kora pozbawiona jest epifitów lub występują na niej jednokomórkowe zielenice, które przy masowym pojawieniu się nadają pniom zieloną barwę.

Strefa II – o bardzo silnie zanieczyszczonym powietrzu (względna pustynia porostowa), w której występują tylko najbardziej odporne na zanieczyszczenia porosty o plechach skorupia- stych: *Lecanora conizaeoides*, *Lepraria sp.*

Strefa III – charakteryzuje się silnym zanieczyszczeniem powietrza (wewnętrzna strefa osłabionej roślinności), w której poza gatunkami skorupia- stymi, rosną również porosty o plechach łusieczkowatych, gatunkami wskaźnikowymi dla tej strefy są: brudziec krop- kowaty (*Amandinea punctatd*), paznokietnik ostrzygowy (*Hypocenomyce scalaris*) i zło- torost postrzępiony (*Xanthoria candelarid*).

Strefa IV – o średnio zanieczyszczonym powietrzu (środkowa strefa osłabionej roślinności), w której występują już porosty o plechach listkowatych; strefę tę wyróżniają: pustułka pęche- rzykowata (*Hypogymnia physodes*) i tarczownica brudzkowana (*Parmelia candelarid*).

Strefa V – o względnie mało zanieczyszczonym powietrzu (zewewnętrzna strefa osłabionej roślinności), którą charakteryzuje obecność mniej wrażliwych na zanieczyszczenia porostów krzaczkowatych. Są to: makia tamiowa (*Evermia prunastri*), maklik otrębiasty (*Pseudevermia furfuraced*) i gatunki z rodzaju odnóżyca (*Ramalina*). Porosty te występują nielicznie, a ich plechy są zwykle małe i zdeformowane.

Strefa VI – o nieznacznie zanieczyszczonym powietrzu (wewnętrzna strefa normalnej roślinności); na obszarze tym gatunki wyróżniające strefę V są typowo wykształcone, a ponadto rosną tu porosty listkowate i krzaczkowate wrażliwe na zanieczyszczenia, takie jak włostka brązowa (*Bryoria fuscescenes*), brodaczka kępkowa (*Usnea hirtid*) i płucnik modry (*Platismati- ca glaucd*).

Strefa VII – o powietrzu czystym lub znikomą zawartością zanieczyszczeń (typowa strefa normalnej wegetacji), w której jedynym czynnikiem ograniczającym są naturalne warunki siedliskowe, w strefie tej występują bardzo wrażliwe na zanieczyszczenia gatunki z rodzajów: włośotka (*Bryoria*), granicznik (*Lobaria*), brodaczką (*Usnea*) i in.

Monitoring czystości powietrza w Parku Narodowym Gór Stołowych z wykorzystaniem porostów

Przy monitoringu czystości powietrza z udziałem porostów stosuje się kilka metod badawczych. Każda z nich charakteryzuje się pewnymi swoistymi właściwościami, polegającymi na dokładności oznaczeń oraz samym sposobie prowadzenia badań.

Metoda florystyczna polega na wyszukaniu i oznaczeniu możliwie wszystkich porostów na jak największej liczbie stanowisk i zebraniu materiału z każdego rodzaju podłoża. Następnie analizuje się rozmieszczenie znalezionych gatunków, ocenia się ponadto ilość i zdrowotność plech w połączeniu z danymi na temat wymagań siedliskowych poszczególnych taksonów. Na podstawie tych analiz dokonuje się oceny stanu czystości powietrza atmosferycznego. Metoda ta wymaga jednak dużej i profesjonalnej wiedzy na temat porostów, znajomości gatunków, dlatego w zakresie tych badań nie była zastosowana.

Stosunkowo często stosowaną metodą jest metoda gatunków wskaźnikowych, która polega na określaniu rozmieszczenia na badanym terenie tylko wybranych gatunków wskaźnikowych, które wyróżniają strefy o odmiennym stopniu zanieczyszczenia. Liczba gatunków wskaźnikowych ograniczona jest do kilku- kilkunastu, a możliwość ich rozpoznania przez niespecjalistę jest duża.

Najpopularniejszą metodą stosowaną w biomonitoringu środowiska z udziałem porostów jest metoda analizy udziału form morfologicznych. Opiera się ona na wspomnianym wcześniej założeniu, że największą wrażliwość na zanieczyszczenia wykazują gatunki o plechach silnie rozbudowanych i odstających od podłoża; dotyczy to więc porostów krzaczkowatych i listkowatych. Założenie takie jest oczywiście pewnym uproszczeniem, ale metoda ta (wielokrotnie sprawdzona w różnych badaniach terenowych) daje zupełnie dobre wyniki, niewiele odbiegające od rezultatów uzyskanych na innej drodze. Badania polegają na ocenie, na wszystkich stanowiskach, pokrycia gatunków reprezentujących poszczególne formy ekologiczne.

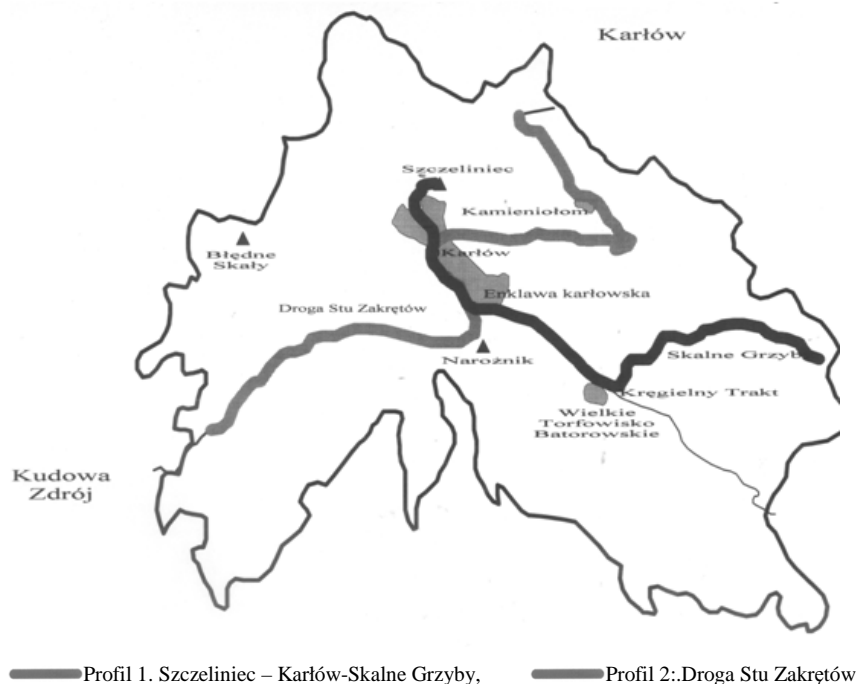
We wstępnych badaniach, jakie przeprowadzono w czerwcu 1998 roku, zastosowano kompilację obydwu wymienionych powyżej metod.

Przeprowadzenie badań porostów i analiza uzyskanych wyników

Badania odbyły się w sezonie letnim, warunki pogodowe sprawiły, że plechy porostów znajdowały się w stanie przesuszonym z racji braku opadów i słonecznej, cieplej pogody przez dłuższy czas. Taka sytuacja spowodowała znaczne utrudnienie w pozyskiwaniu i rozpoznawaniu badanych gatunków porostów, dlatego materiał, jaki udało się zgromadzić jest bardzo słabej jakości.

Przy doborze punktów pomiarowych kierowano się oceną własności i parametrów siedlisk, odległością od potencjalnych źródeł zanieczyszczeń, takich jak np. Droga Stu Zakrętów. Większości przypadków obserwacje i badania porostów w terenie czynione były w sposób marszrutowy, co pozwoliło prześledzić liniową zmienność w występowaniu określonych grup porostów na danym obszarze.

Obserwacji dokonano w dwóch, zasadniczych profilach (rys.1), przecinających Park w kierunkach z zachodu na wschód oraz z północy na południe, czyli wzdłuż Drogi Stu Zakrętów.



Rys. 1. Profile badawcze porostów na terenie Parku Narodowego Gór Stołowych

Wyniki badań porostów w profilach pierwszym i drugim

Pierwszy profil przebiegał w kierunku wschodnim od leśniczówki w Karłowie, dalej drogą w kierunku Batorowa, następnie żółtym szlakiem dochodził do Skalnych Grzybów. W kierunku zachodnim poddany analizie był obszar leżący wzdłuż czerwonego szlaku, wiodącego z Karłowa w kierunku rezerwatu Błędnych Skał.

Punktem centralnym profilu pierwszego była Leśniczówka Świt, położona przy Drodze Stu Zakrętów 1,5 km za Karłowem, w kierunku Kudowy Zdrój. Część wschodnia profilu przebiegała drogą do Batorowa (tzw. Kręgielny Trakt), na wysokości rezerwatu Wielkie Torfowisko Batorowskie odbijała żółtym szlakiem w kierunku Skalnych Grzybów. Na całej trasie dokonano obserwacji wszelkich napotkanych form porostów w 8 stanowiskach, różniących się rodzajem podłoża, ekspozycji i ukształtowania powierzchni. W części zachodniej badany profil przechodził szlakiem wiodącym od centrum Karłowa na szczyt rezerwatu Szczelińca Wielkiego. Trasa prowadziła żółtym szlakiem do podstawy rezerwatu, a następnie wiodła na szczyt. Na szczycie funkcjonuje obecnie tylko punkt gastronomiczny, dawniej działało tam schronisko, które obecnie jest zamknięte. Na całej trasie zlokalizowano 6 stanowisk pomiarowych, z których 4 rozlokowane były na odcinku prowadzącym z Karłowa na szczyt, natomiast stanowiska 5 i 6 reprezentowane są przez grupy porostów, występujących w obrębie rezerwatu skalnego Szczelińca.

Drugi profil prowadził wzdłuż Drogi Stu Zakrętów, gdzie analizowano zależność występowania porostów od bezpośredniego wpływu ruchu pojazdów. Ponadto badano grupy porostów występujących na trasie żółtego szlaku, prowadzącego przez Lisią Przełęcz, skały Narożnika, Białe Skały, Skalną Furtę aż do Wielkiego Torfowiska Batorowskiego.

Drugi profil przebiegał wzdłuż Drogi Stu Zakrętów, która przecina Park w kierunku północ-południe. Taki układ pozwala na oszacowanie przestrzennej zmienności w występowaniu określonych form porostów wraz z uwzględnieniem stopnia szkodliwości bezpośredniego kontaktu z ruchem pojazdów w porównaniu do stref położonych z dala od drogi. Na odcinku Drogi Stu Zakrętów, przebiegającym przez obszar Parku Narodowego Gór Stołowych, zlokalizowano 8 punktów pomiarowych, rozlokowanych równomiernie na całej trasie. Oceniano, tak jak w pierwszym profilu, te same parametry, ponadto oszacowano względną odległość od zewnętrznej krawędzi drogi. W większości przypadków analizowano porosty występujące na przydrożnych drzewach, a więc w bezpośrednim sąsiedztwie z ruchem samochodowym. Obserwowano również porosty zasiedlające skalne ściany, dochodzące do drogi. Nie analizowano porostów występujących w większej odległości od drogi, badania takie, choć konieczne, nie zostały przeprowadzone z uwagi na ograniczony charakter niniejszych badań.

Wnioski wynikające z przeprowadzonych badań porostów

Jedynym wsparciem, z jakiego można było korzystać w czasie tych badań, było opracowanie Z.Tobolewskiego (1955), który dokonał szczegółowego przeglądu gatunków porostów występujących na obszarze Gór Stołowych z wydzieleniem siedlisk i charakterystycznych zbiorowisk. W wyniku tych badań stwierdzono obecność 214 gatunków, wśród których kilka jest zupełnie nowych dla Śląska, trzy są notowane w Polsce po raz pierwszy, a jeden gatunek został odkryty. Usystematyzowano wszystkie gatunki porostów występujących w Górach Stołowych. W tej pracy wykazano zależność między występowaniem określonych porostów a stanem zanieczyszczenia atmosfery. Zależność ta pozwala na stosowanie porostów jako bioindykatorów.

Powszechność występowania gatunków o skorupiastych formach morfologicznych wynika z ich odporności na zanieczyszczenia. Również stosunkowo w dużych ilościach występowały formy listkowate, szczególnie te, reprezentatywne dla VI i VII strefy skały porostowej. Zarejestrowanie gatunków najbardziej rozwiniętych o krzaczkowatej formie plechy, a więc najbardziej wrażliwych, sugeruje, że poziom zanieczyszczeń powietrza jest na tyle niski, że umożliwia im normalną vegetację. Szczególnie interesującym przypadkiem jest napotkanie krzaczkowatej brodaczkki (*Usnea glauka* - prawdopodobnie) w pobliżu Drogi Stu Zakrętów, napotkany okaz był co prawda w dość kiepskim stanie, mimo to pozwala pozytywnie sądzić, że wpływ zanieczyszczeń komunikacyjnych nie jest tak znaczny i nie wpływa na ogólne pogorszenie warunków środowiskowych.

Na obszarach położonych w głębi Parku, z dala od szlaków komunikacyjnych proste formy krzaczkowate i dobrze rozwinięte listkowate są dość często notowane choć ich rozmieszczenie przestrzenne jest bardzo nierównomierne. Ich obecność wynika raczej z warunków siedliskowych, tj. ekspozycji, wilgotności i zasobności podłoża w substancje mineralne, a nie bezpośrednio od zanieczyszczeń powietrza. Na potwierdzenie tych spostrzeżeń można przytoczyć wynik badań Tobolewskiego, który stwierdził, że w żyznych siedliskach buczyn (takich jakie znajdują się na południowych stokach Gór Stołowych) czynnikiem wpływającym na rozwój vegetacji porostów epifitycznych jest wiek drzewostanu, zwarcie i wilgotność. W Górach Stołowych przeważają drzewostany średniowiekowe dość zwarte,

cieniste i wilgotne. Warunki takie nie sprzyjają występowaniu porostów i pnie w takich lasach często są ich pozbawione lub skupiają nieliczne gatunki.

W przypadku porostów naskalnych (epilitów) pospolite są formy skorupiaste, szczególnie obficie występuje wzorzec geograficzny (*Rhizocarpon geographicum*) oraz kilka gatunków misecznicy (*Lecanora sp.*). Na uwagę zasługują formy o wyższym poziomie organizacji plechy, szczególnie interesujący jest tutaj endemiczny gatunek szarzynki (*Parmelia incurva*) występujący tylko w Górach Stołowych, a także inne gatunki z tej rodziny. Porosty te o rozbudowanej listkowatej formie plechy dość często występują na skalnych ścianach Szczelińca i Skalnych Grzybów. Dość często spotykana była pustułka pęcherzykowata (*Hypogymnia physodes*; lub inne gatunki charakterystyczne tylko dla środowiska górskiego), kształtna, rozbudowana listkowata plecha tej rodziny porostów występowała w wielu odsłoniętych miejscach na ścianach skalnych. Porosty z rodziny *Hypogymniae* notowane były również w pracy Tobolewskiego, na podobnych stanowiskach, na jakich obecność stwierdzona została w czasie tych badań.

Z oceny stany zanieczyszczenia powietrza w Górach Stołowych na podstawie występowania określonych form porostów wynika, że wg skali porostowej ekosystem tych gór można zaliczyć do VI a nawet V strefy. Oznacza to, że stan aerosanitarny powietrza Gór Stołowych nie budzi zastrzeżeń i odpowiada wymaganiom jakie stawiane są dla obszarów szczególnie chronionych. Wnioski te są wstępne i należy przeprowadzić dalsze badania, oparte o profesjonalną analizę występowania poszczególnych gatunków. Ponadto przydatne byłyby oznaczenia laboratoryjne na zawartość metali ciężkich w plechach porostów; takie pomiary z uwagi na ograniczony charakter i możliwości techniczne nie zostały przeprowadzone.

Podsumowanie i wnioski końcowe

Od chwili powołania Parku na terenie Gór Stołowych regularnie prowadzone są badania i obserwacje różnorodnych komponentów środowiska i procesów w nim zachodzących. Problematyka dotycząca zanieczyszczenia powietrza jak dotąd nie doczekała się jeszcze pełnego opracowania. Praca niniejsza próbuje przybliżyć zagadnienia związane z ochroną powietrza w Górach Stołowych, a także udzielić odpowiedzi na postawione we wstępie pytanie, na ile realne jest zagrożenie ekosystemu gór ze strony zanieczyszczeń powietrza, które doprowadziły do klęski ekologicznej w Karkonoszach.

W świetle przeprowadzonych badań oraz literatury, poświęconej zanieczyszczeniu powietrza w Górach Stołowych, możliwe jest wyciągnięcie kilku wniosków:

1. Stan środowiska, w szczególności atmosfery, reprezentuje poziom zanieczyszczeń, mieszczący się w granicach tolerancji, określony dla obszarów o specjalnym rodzaju ochrony.
2. Największe zagrożenia dla trwałości obecnego stanu upatrywać można w niekontrolowanym rozwoju turystyki, wzrostem natężenia ruchu pojazdów i eksploatacji zasobów przyrodniczych przez rozwijającą się bazę turystyczną.
3. Zagrożenie ze strony dalekich źródeł emisji zanieczyszczeń jest obecnie niewielkie, ze względu na brak w bezpośrednim sąsiedztwie uciążliwych zakładów przemysłowych. Ponadto likwidacja przemysłu wydobywczego i koksowniczego w Wałbrzychu eliminuje potencjalne źródła zanieczyszczeń
4. Celowe byłyby inwestycje związane z minimalizacją szkodliwości emisji lokalnych z obszaru Gór Stołowych w drodze wyeliminowania w budynkach kotłowni i pieców opalanych węglem lub koksem i zastąpienie, ich ekologicznymi systemami grzew-

czymi (piece na gaz propan-butan lub olej opałowy - z systemem oczyszczania spalin).

Przeprowadzone badania poziomu emisji w czerwcu 1997 roku mogą być reprezentatywne co najwyżej dla półrocza letniego, brak takich pomiarów w sezonie zimowym ogranicza możliwość interpretacji pozyskanych danych dla uzyskania całościowego obrazu sytuacji aerosanitarnej w Górach Stołowych. Wyniki badań wód pośniegowych wykazują ponadto znaczne zakwaszenie i dużą zawartość pyłów w opadach śniegu, występujących na tym terenie. Zakwaszenie wywołane jest dostawą siarki w postaci jonów SO_4^{2-} zawartych w opadach. Obecnie nie jest możliwe do ustalenia, z jakich obszarów zanieczyszczenia te były transportowane. Na podstawie analizy pH próbek pobranych z obszaru Parku stwierdzono, że śnieg o podwyższonej kwasowości występuje wewschodniej i północno-wschodniej części Parku. Wywołane jest to wpływem bariery orograficznej i może wskazywać na transport zanieczyszczeń z dalszych rejonów, położonych na południowo-zachód od masywu gór.

Nie należy jednak zapominać, że zanieczyszczenia zawarte w opadach nie przekładają się w bezpośredni sposób na poziom emisji, ich dekompozycja zachodzi przede wszystkim w środowisku glebowym, a także w czasie roztopów mogą przenikać do wód powierzchniowych. Pomimo tych zastrzeżeń wyniki badań próbek śniegu dają pewien wgląd na poziom emisji zanieczyszczeń powietrza w Górach Stołowych..

W metodzie bioindykacyjnej, celem określenia poziomu zanieczyszczenia powietrza wykorzystano porosty. Na terenie Gór Stołowych tego typu badania nie były jeszcze przeprowadzane. Zastosowana w czasie badań metodyka, polegająca na ustaleniu występowania form morfologicznych porostów, pozwoliła na zgromadzenie informacji, na podstawie których możliwe jest określenie poziomu zanieczyszczenia powietrza w Górach Stołowych. Z danych tych wynika, że ruch samochodowy nie jest największym zagrożeniem dla czystości powietrza, choć w bezpośrednim sąsiedztwie Drogi Stu Zakrętów stwierdzono tylko jeden okaz porostu o krzaczkowatej formie plechy. Świadczy to, że poziom emisji spalin nie powoduje znacznego pogorszenia warunków środowiskowych. Brak form krzaczkowatych wzdłuż drogi w części południowo-zachodniej Parku wywołany jest nie tyle emisją spalin, co niekorzystnymi warunkami siedliskowymi. W obszarach położonych z dala od szlaków komunikacyjnych porosty krzaczkowate, najbardziej wrażliwe na zanieczyszczenia, występują dość często i tylko sucha pora, w jakiej przeprowadzono badania, spowodowała, że zgromadzony materiał jest słabej jakości. Porosty, jako organizmy wieloletnie, stanowią doskonały materiał do badania zmian warunków aerosanitarnych, zachodzących w dłuższym okresie czasu.

Podsumowując całokształt badań i obserwacji, jakie dotychczas zostały przeprowadzone na terenie Parku Narodowego Gór Stołowych, poświęconych zagadnieniom ochrony środowiska, a w szczególności zanieczyszczeniu atmosfery, świadomość o konieczności przeprowadzania podobnych badań staje się coraz większa.

7.3. Zanieczyszczenia powietrza miast w północnej Polsce

7.3.1. Zanieczyszczenie powietrza tlenkami azotu w północno-zachodniej Polsce

Autor: Agata WAWRZYSZCZUK

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Cel pracy

Celem pracy jest przedstawienie zmian przestrzenno-czasowych stężenia tlenków azotu w północno-zachodniej Polsce w latach 1995-1999, jak również próba wykazania zależności stężenia tych substancji od prędkości i kierunku wiatru.

W latach 90. XX wieku w Polsce, w następstwie szybkiego rozwoju gospodarki i wzbogacenia się jej mieszkańców, znacznie wzrosła liczba samochodów oraz ciągów komunikacyjnych. Ze względu na duży udział zanieczyszczeń komunikacyjnych zanieczyszczenie powietrza tlenkami azotu stale utrzymuje się na wysokim poziomie, a jego zwalczanie napotyka wiele trudności. Związki te mają działanie toksyczne zarówno na rośliny, zwierzęta, jak i na ludzi. Charakteryzuje je także łatwość transportu na duże odległości. Z tych względów zmiany ich stężenia powinny podlegać ciągłej obserwacji.

Publikacji dotyczących stężenia tlenków azotu w powietrzu jest niewiele. Najczęściej stanowią one część większych opracowań kompleksowo traktujących problem zanieczyszczenia powietrza. Wśród publikacji bezpośrednio poruszających temat tlenków azotu przeważają dotyczące jedynie dużych miast, takich jak Warszawa lub Kraków.

Charakterystyka danych i metody ich opracowania

Do charakterystyki zanieczyszczenia powietrza tlenkami azotu wykorzystano dane pomiarowe z siedmiu stacji: w Szczecinie, Koszalinie, Słupsku, Łebie, Gorzowie Wielkopolskim, Pile i Bydgoszczy (rys. 1).

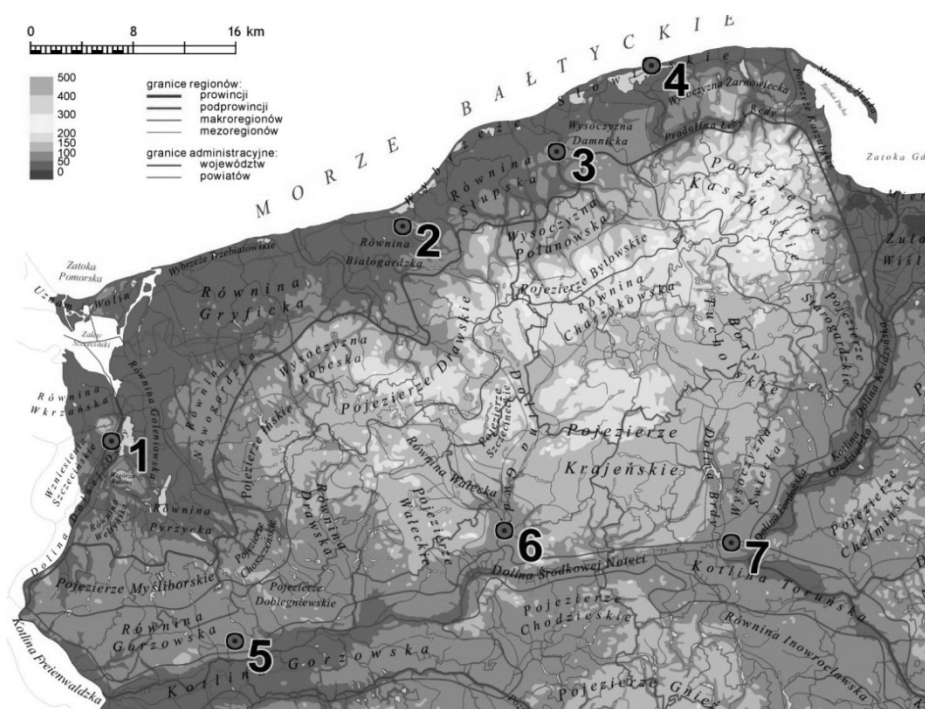
Stacje pomiarowe znajdują się na obszarach o charakterze miejskim, jednak nie w zwartej zabudowie śródmiejskiej. Wyjątek stanowi Łeba, w której stacja pomiarowa znajduje się poza miastem, na granicy Słowińskiego Parku Narodowego. Stacje pomiarowe w Koszalinie, Słupsku, Gorzowie Wielkopolskim, Pile i Bydgoszczy położone są w bliskim sąsiedztwie dużych arterii komunikacyjnych. Stacja w Szczecinie znajduje się w obrębie osiedla, w pewnej odległości od dużej arterii miejskiej.

Okres pomiarów na wszystkich stacjach to lata 1995-1999. Pomiary dokonywane były codziennie, o godzinie 8.00 UTC, a ich wyniki notowane z dokładnością do $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Do określenia wpływu kierunku i prędkości wiatru na zanieczyszczenie powietrza wykorzystano dane z dwóch stacji: w Szczecinie i Łebie. Pomiary na tych stacjach dokonywane były cztery razy w ciągu doby: o godzinie 0^{00} , 6^{00} , 12^{00} i 18^{00} UTC.

W celu wykluczenia temperatury powietrza jako jedynego czynnika determinującego trend zmian wielkości zanieczyszczenia w badanym pięcioleciu posłużono się średnimi

rocznymi wartościami temperatury ze stacji w Szczecinie, Koszalinie, Łebie i Gorzowie Wielkopolskim przedstawionymi w *Rocznikach Statystycznych Rzeczypospolitej Polskiej* (GUS, 1996-2000).



Rys. 1. Rozmieszczenie stacji pomiarowych (1 – Szczecin, 2 – Koszalin, 3 – Słupsk, 4 – Łeba, 5 – Gorzów Wielkopolski, 6 – Piła, 7 – Bydgoszcz) (źródło podkładu: Wieczorek M. (red.), 2004)

W danych dotyczących stężenia tlenków azotu jest niewiele braków (tab. 1). Dane z każdej ze stacji były kompletne w więcej niż 90%. Dane dotyczące prędkości i kierunku wiatru były całkowicie kompletne.

Tabela 1. Kompletność danych (%) stężenia NO_x na poszczególnych stacjach pomiarowych

Stacja	Szczecin	Koszalin	Słupsk	Łeba	Gorzów Wielk.	Piła	Bydgoszcz
Dane	90,25	99,62	96,44	98,47	100,00	95,95	97,65

Analizę danych prowadzono kilkutorowo. W przypadku analizy zmian przestrzenno-czasowych stężenia tlenków azotu dokonywano przede wszystkim obliczeń wartości średnich arytmetycznych z danych dobowych. Uzyskano w ten sposób średnie wartości stężenia w poszczególnych dniach tygodnia oraz miesiącach w celu określenia przebiegów: tygodniowego i rocznego. Obliczenie średnich wartości rocznych pozwoliło na określenie trendu zmian stężenia w rozpatrywanym pięcioleciu. Wykonano również analizę przebiegu tygodniowego stężenia tlenków azotu w półroczu ciepłym i chłodnym na

wszystkich stacjach i jej wyniki przedstawiono na podstawie dwóch punktów pomiarowych – w Łebie i Bydgoszczy.

W analizie wykorzystano także średnie dobowe wartości prędkości i kierunku wiatru. Wyznaczono je na podstawie czterech wartości z każdej doby.

Wyznaczając przeważający kierunek wiatru w danej dobie wyniki podzielono na grupy. Oznaczenie przeważających kierunków wiatru pozwoliło na określenie częstości występowania poszczególnych kierunków, jak również porównanie wielkości zanieczyszczenia powietrza z kierunkiem jego napływu.

W przypadku prędkości wiatru obliczono średnią arytmetyczną z czterech wartości z danej doby. W części analizy dotyczącej tego parametru posłużono się klasyfikacją Bartnickiego (1930):

Prędkość [m/s]	Wiatr
0	cisza
1-2	bardzo słaby
3-5	słaby
6-10	umiarkowany
11-15	silny
powyżej 15	bardzo silny

W pracy rozpatrywano jak zmienia się stężenie zanieczyszczenia w zależności od kierunku i prędkości wiatru. Wykonano także analizę warunków wiatrowych przypadków wyjątkowo małego oraz epizodów wyjątkowo dużego stężenia tlenków azotu. W tym celu posłużono się wartościami percentyli 0,05 i 0,9.

Okresowe zmiany stężenia tlenków azotu

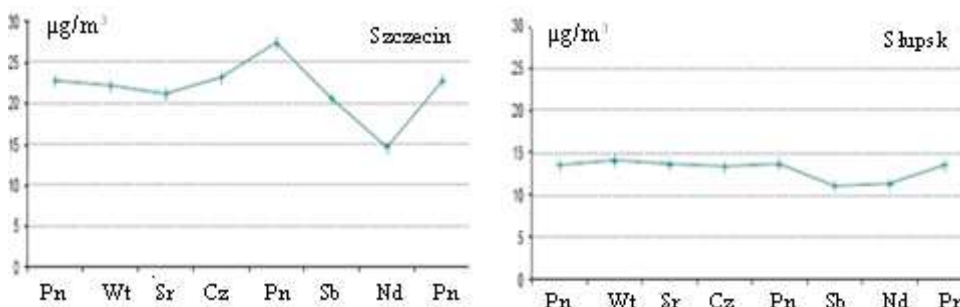
Stężenie tlenków azotu w powietrzu nie jest stałe w czasie i przestrzeni. Zmiany ich stężenia zależą od wielu czynników. Niektóre z nich występują cyklicznie, przyczyniając się do okresowości tych zmian. W przypadku tlenków azotu wyraźnie zaznaczają się przebiegi dobowy, tygodniowy i roczny.

Przebieg tygodniowy

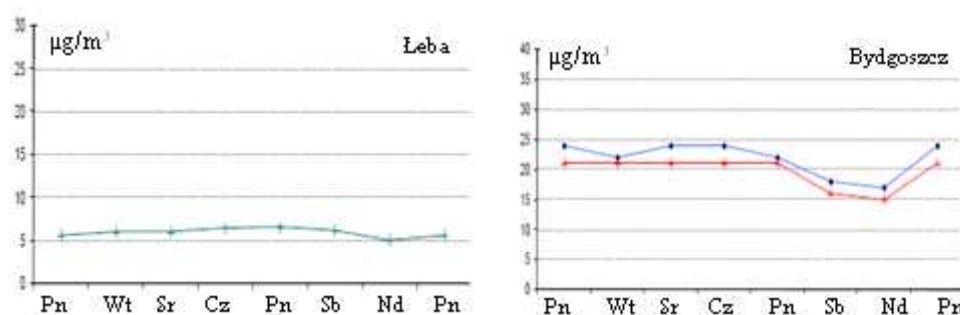
Zmiany stężenia tlenków azotu w ciągu tygodnia na stacjach pomiarowych są znacznie zróżnicowane (rys. 2-3). Szczecin charakteryzuje się najwyższymi wartościami i największą ich amplitudą – 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast Łeba wręcz przeciwnie – amplituda wynosi zaledwie 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Różnice te, zarówno w wielkości średniego stężenia, jak wielkości amplitudy zanieczyszczenia wynikają prawdopodobnie z raczej charakteru obydwu stacji – położenia punktów pomiarowych w dużym bądź mniejszym mieście, a nie regionalnego zróżnicowania przestrzennego wielkości zanieczyszczenia.

Na większości stacji spadek stężenia zanieczyszczenia następuje pod koniec tygodnia, można zatem przypuszczać, iż jego przyczyną jest zmniejszony ruch samochodowy w tych dniach. Okres zmniejszonego stężenia tlenków azotu w powietrzu nie rozpoczyna się w te same dni na wszystkich stacjach. Najczęściej, bo na czterech spośród siedmiu stacji (w Szczecinie, Słupsku, Gorzowie Wielkopolskim i Bydgoszczy), spadek stężenia zanieczyszczenia przypada na sobotę i niedzielę. W Pile rozpoczyna się on już w piątek i trwa do niedzieli, natomiast w Łebie nieznacznie zarysowuje się w ostatnim dniu tygodnia. Dość zaskakująca sytuacja ma miejsce w Koszalinie, ponieważ obniżenie wartości stężenia

nia występuje w niedzielę, jednak wartości osiągają minimum w poniedziałek. Trudno wnioskować co do przyczyny takiego nietypowego przebiegu tygodniowego.



Rys. 2. Przebieg tygodniowy stężenia tlenków azotu w Szczecinie i Słupsku



Rys. 3. Przebieg tygodniowy stężenia tlenków azotu w Łebie i Bydgoszczy

Podczas gdy odnalezienie minimalnych wartości średniego stężenia tlenków azotu w przebiegu tygodniowym nie przysparza problemów, na większości stacji nie występuje wyraźne maksimum. Wyjątek stanowi Szczecin, w którym znaczne zwiększenie średniego stężenia zanieczyszczenia o $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obserwuje się w piątek. Analogiczna sytuacja często ma miejsce w dużych miastach, między innymi w Warszawie, gdzie obserwuje się wzmożony ruch samochodowy w piątki i inne dni poprzedzające dni wolne od pracy. Natężenie ruchu jest wtedy większe, jak również okres największej koncentracji ruchu na drogach rozpoczyna się wcześniej niż w inne dni, jednocześnie trwając dłużej. Dość prawdopodobne wydaje się także, iż lokalizacja stacji w Szczecinie w pobliżu dworca kolejowego, a więc także zwiększony ruch samochodowy w tej okolicy przed wolnymi dniami, może powodować zwiększone stężenie tlenków azotu w piątki.

Przebieg tygodniowy nie jest stały w ciągu roku na wszystkich stacjach. Specyficzne, nadmorskie położenie stacji może mieć wpływ na jego zmiany. We wszystkich rozpatrywanych punktach pomiarowych wyższe wartości stężenia NO_x notowano w półroczu chłodnym. Temat ten został szerzej omówiony w rozdziale poświęconym rocznym zmianom zanieczyszczenia powietrza tlenkami azotu

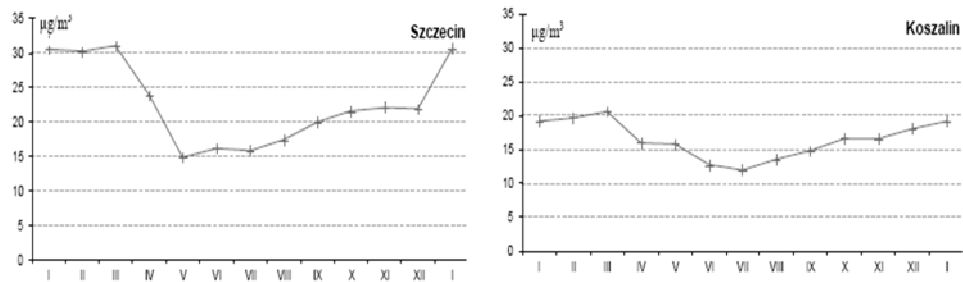
Tabla 2. Minimalne (Mn) i maksymalne (Mx) wartości stężenia tlenków azotu w powietrzu w poszczególnych dniach tygodnia na poszczególnych stacjach

Stacje	Poniedziałek		Wtorek		Środa		Czwartek		Piątek		Sobota		Niedziela	
	Mn	Mx	Mn	Mx	Mn	Mx	Mn	Mx	Mn	Mx	Mn	Mx	Mn	Mx
Szczecin	0	140	0	182	0	92	0	83	0	120	0	114	0	83
Koszalin	2	36	2	46	4	48	3	52	3	51	4	43	3	42
Słupsk	1	36	1	65	1	43	1	41	1	82	1	65	0	82
Łeba	1	36	0	36	1	34	1	50	1	37	0	32	0	22
Gorzów W.	1	59	2	47	1	42	1	58	2	50	2	45	1	57
Piła	7	49	8	55	6	54	5	46	8	44	8	54	9	57
Bydgoszcz	2	75	3	71	1	75	3	81	2	64	2	84	3	84

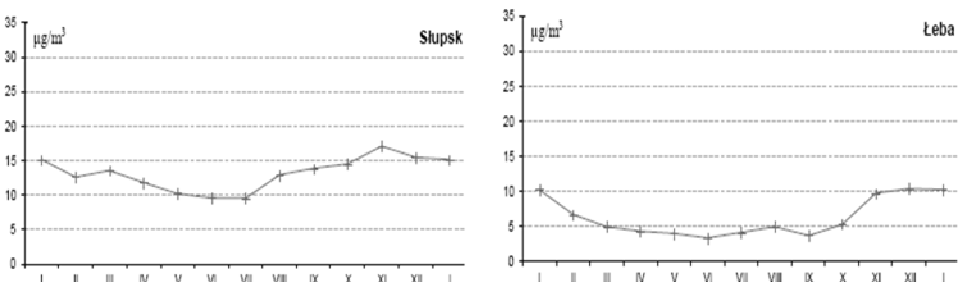
Równie ciekawym przypadkiem jest Szczecin, w którym występuje zdecydowanie największe średnie dobowe stężenie tlenków azotu w powietrzu. Można było zatem przypuszczać, że zanieczyszczenie stale utrzymuje się na wysokim poziomie. Hipoteza ta okazała się błędna. W Szczecinie występują zarówno najniższe, jak i najwyższe wartości spośród omawianych stacji. Charakteryzuje się on zatem największą zmiennością stężenia tlenków azotu w powietrzu. Prawdopodobnie przyczyną takiej sytuacji jest nadmorskie położenie stacji, a więc duża zależność wielkości zanieczyszczenia powietrza od kierunku wiatru. Zaskakującym wydaje się również fakt, iż maksymalne i minimalne notowane wartości zanieczyszczenia w Łebie, Koszalinie i Gorzowie Wielkopolskim są bardzo zbliżone wielkością, mimo iż w Łebie występuje niemal trzykrotnie niższe jego średnie stężenie. Przyczyną może być – podobnie jak w Szczecinie – nadmorskie położenie miasta, a więc prawdopodobny wpływ kierunku wiatru na wielkość zanieczyszczenia.

Przebieg roczny

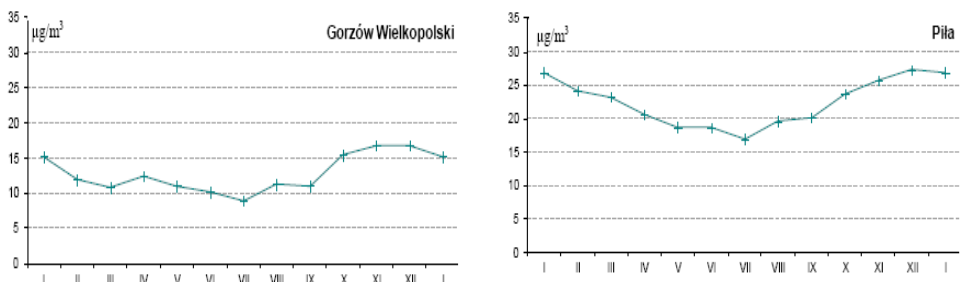
Zmiany stężenia tlenków azotu w powietrzu w cyklu rocznym są dość duże we wszystkich stacjach (rys. 4-7). Maksymalne wartości w Słupsku, Gorzowie Wielkopolskim i Pile wystąpiły w listopadzie lub grudniu, natomiast w Szczecinie i Koszalinie w marcu. Na pięciu spośród wyżej wymienionych stacji, wartości minimalne występują w lipcu, z wyjątkiem stacji w Szczecinie, w której minimum przypada na maj. Charakterystyczne dla wszystkich stacji jest to, że stężenie w chłodnej połowie roku jest większe niż w ciepłej. Jest to związane ze zwiększonym zużyciem paliw do celów energetycznych, jak również ze zmniejszoną powierzchnią roślinności zdolnej do wykorzystywania związków azotu (Nowel (red.), 2005). Na dwóch stacjach – w Łebie i Bydgoszczy – przebieg roczny jest raczej wyrównany, bez wyraźnie zaznaczonego minimum i maksimum.



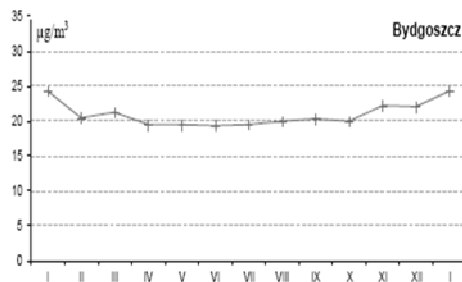
Rys. 4. Przebieg roczny stężenia tlenków azotu w Szczecinie i Koszalinie



Rys. 5. Przebieg roczny stężenia tlenków azotu w Słupsku i Łebie



Rys. 6. Przebieg roczny stężenia tlenków azotu w Gorzowie Wielkopolskim i Pile



Rys. 7. Przebieg roczny stężenia tlenków azotu w Bydgoszczy

W przypadku Łeby można przypuszczać, że wyrównanie wartości zanieczyszczenia w ciągu roku ma związek z podwyższeniem stężenia w miesiącach letnich, a więc zwiększonym ruchem wynikającym z sezonu turystycznego. Wyraźnie widać, że w lipcu i sierpniu wartości stężenia są wyższe niż w czerwcu i wrześniu.

Na pozostałych pięciu stacjach przebieg roczny jest wyraźniej zarysowany, choć nie jest on identyczny w każdym przypadku, zarówno pod względem czasu wystąpienia wartości maksymalnych i minimalnych, jak również różnicy między tymi wartościami. Dużą amplitudą roczną stężenia tlenków azotu w powietrzu zdecydowanie najbardziej wyróżnia się Szczecin. Wynosi ona 15 µg/m³ i, co ciekawe, różnica ta jest osiągnięta w ciągu dwóch miesięcy – od marca do maja. Wyraźny wzrost wartości stężenia obserwuje się także od grudnia do stycznia.

Maksymalne wartości w Słupsku, Gorzowie Wielkopolskim i Pile wystąpiły w listopadzie lub grudniu, natomiast w Szczecinie i Koszalinie – w marcu. Na pięciu spośród wyżej wymienionych stacji, wartości minimalne występują w lipcu, z wyjątkiem stacji w Szczecinie, w której minimum przypada na maj.

Na pozostałych pięciu stacjach przebieg roczny jest wyraźniej zarysowany, choć nie jest on identyczny w każdym przypadku, zarówno pod względem czasu wystąpienia wartości maksymalnych i minimalnych, jak również różnicy między tymi wartościami. Dużą amplitudą roczną stężenia tlenków azotu w powietrzu zdecydowanie najbardziej wyróżnia się Szczecin. Wynosi ona 15 µg/m³ i, co ciekawe, różnica ta jest osiągnięta w ciągu dwóch miesięcy – od marca do maja. Wyraźny wzrost wartości stężenia obserwuje się także od grudnia do stycznia.

Charakterystyczne dla wszystkich stacji jest to, że stężenie w chłodnej połowie roku jest większe niż w cieplej. Jest to związane ze zwiększonym zużyciem paliw do celów energetycznych, jak również ze zmniejszoną powierzchnią roślinności zdolnej do wykorzystywania związków azotu (Nowel (red.), 2005). Na dwóch stacjach – w Łebie i Bydgoszczy – przebieg roczny jest raczej wyrównany, bez wyraźnie zaznaczonego minimum i maksimum. W przypadku Łeby można przypuszczać, że wyrównanie wartości zanieczyszczenia w ciągu roku ma związek z podwyższeniem stężenia w miesiącach letnich,

Zależność stężenia tlenków azotu w powietrzu od kierunku wiatru

Zarówno w Łebie, jak i w Szczecinie obserwuje się zmiany stężenia tlenków azotu w zależności od kierunku wiatru.

W Łebie nie stwierdzono znacznych zmian zależności zanieczyszczenia powietrza tlenkami azotu od kierunku wiatru w ciągu roku. Wartości wyższe od średnich obserwuje

się w półroczu ciepłym w dniach z wiatrem z kierunku północno-wschodniego, wschodniego i południowo-wschodniego, w półroczu chłodnym z kierunków wschodniego, południowo-wschodniego i południowego. W artykule *Dependence of air quality conditions in cities in north-western Poland on the direction of air inflow* (Kicińska, 2006) przedstawiono taką prawidłowość zanieczyszczenia powietrza tlenkami azotu w całym omawianym regionie, zatem prawdopodobną przyczyną jest regionalne, a nie lokalne źródło takiego stanu. Można jednak przypuszczać, iż dodatkowym czynnikiem może być lokalizacja punktu pomiarowego, a więc położenie na zachód od miasta oraz drogi dojazdowej – potencjalnych źródeł emisji.

W Szczecinie obserwuje się wyraźne sezonowe zmiany zależności stężenia tlenków azotu od kierunku wiatru. Przy wietrze z kierunków północnego i północno-zachodniego w półroczu ciepłym obserwuje się najniższe wartości stężenia, natomiast w półroczu chłodnym – najwyższe. W przypadku kierunku wschodniego występuje odwrotna prawidłowość. Średnie stężenie tlenków azotu w dniach z wiatrem z kierunków południowego, południowo-zachodniego i zachodniego nie odbiega od średniej w ciągu roku.

Zaobserwowano także różnicę między stacjami w wielkości zanieczyszczenia podczas ciszy i wiatru zmiennego w porównaniu ze średnim zanieczyszczeniem. W Łebie średnie stężenie tlenków azotu podczas ciszy i wiatru zmiennego jest bliskie średniej, natomiast w Szczecinie znacznie wyższe. Można na tej podstawie przypuszczać, iż zanieczyszczenie powietrza w Łebie pochodzi z innego obszaru i jest transportowane z wiatrem z dużej odległości, natomiast w Szczecinie jego znaczna część jest emitowana w pobliżu stacji pomiarowej, być może w obrębie miasta. Zależność wielkości stężenia od prędkości wiatru została szczegółowo omówiona w następnym rozdziale.

Tabela 3. Udział poszczególnych klas prędkości wiatru w Szczecinie i Łebie w roku i półroczach

	Szczecin			Łeba		
	Rok	P. ciepłe	P. chłodne	Rok	P. ciepłe	P. chłodne
Cisza	0,8	0,8	0,8	0,1	0,1	0,1
1-2	29,2	36,5	21,8	17,5	17,0	18,0
3-5	57,2	56,8	57,9	53,2	59,2	47,1
6-10	12,7	5,9	19,4	25,4	22,0	28,9
11-15	0,1	0,0	0,1	3,7	1,7	5,7
>15	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,2

Zależność stężenia tlenków azotu od prędkości wiatru

Wielkość stężenia tlenków azotu w powietrzu jest zależna także od prędkości wiatru. Na ogół, im większa prędkość wiatru, tym mniejsze zanieczyszczenie powietrza (tab. 4). Zdarzają się przypadki odstąpienia od tej reguły, jednak są one jedynie sporadyczne. Wartości stężenia tlenków azotu w powietrzu w dniach z ciszą podane poniżej mogą się różnić od przedstawionych w rozdziale 4.2. ze względu na różnice w metodyce opracowania danych.

Tabela 4. Zależność stężenia tlenków azotu od prędkości wiatru w Szczecinie i Łebie w roku i półroczach

	Szczecin			Łeba		
	Rok	P. ciepłe	P. chłodne	Rok	P. ciepłe	P. chłodne
cisza	29	27	31	10	3	17
1-2	23	20	27	7	5	8
3-5	21	17	26	6	4	9
6-10	22	16	23	5	3	6
11-15	15		15	4	2	5
>15				5		5

Zarówno w Szczecinie, jak i Łebie w półroczu chłodnym obserwuje się zdecydowanie podwyższone wartości stężenia tlenków azotu podczas ciszy. Szczególnie widoczne jest to w przypadku drugiej stacji, gdzie średnie stężenie rozpatrywanego zanieczyszczenia w dniach z ciszą jest dwukrotnie wyższe od stężenia w dniach z wiatrem bardzo słabym. Co ciekawe, w Łebie nie obserwuje się takiej zależności w półroczu ciepłym. Stężenie to jest niższe od stężenia w dniach z wiatrem bardzo słabym. Należy jednak pamiętać, że udział dni z ciszą jest niewielki.

Podjęto próbę sprawdzenia, czy i w jaki sposób zmienia się zależność zanieczyszczenia powietrza od prędkości wiatru w przypadku poszczególnych kierunków wiatru w Szczecinie i w Łebie (tab.5-7).

Tabela 5. Średnie stężenie tlenków azotu w powietrzu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z określonym kierunkiem i prędkością wiatru w Szczecinie

	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
	Rok							
1-2	22,5	19,4	24,6	22,9	31,5	25,3	23,4	18,8
3-5	15,6	20,8	22,3	24,7	21,2	21,9	18,9	21,7
6-10	11,4	16,0	16,9	23,3	20,1	22,5	28,5	22,5
11-15					15,0			
>15								
	Półrocze ciepłe							
1-2	18,6	18,8	22,1	29,4	30,8	22,0	21,1	16,1
3-5	14,3	16,0	22,7	15,8	16,9	16,9	15,0	14,5
6-10	9,6	16,0	14,3	23,3	8,7	13,2	26,2	0,0
11-15								
> 15								
1-2								
	Półrocze chłodne							
1-2	51,3	21,1	26,6	19,2	32,2	29,4	30,6	23,3
3-5	21,5	25,5	22,0	27,9	25,6	26,2	24,0	31,2
6-10	24,0		19,5	23,2	21,9	23,6	30,1	45,0
11-15						15		
> 15								

W Szczecinie nie wykazano zmiany zależności zanieczyszczenia powietrza od prędkości wiatru w przypadku występowania jego poszczególnych kierunków. Jedynie w dniach z wiatrem południowym we wszystkich przedziałach prędkości, zarówno

w roku, jak i półroczach, obserwuje się spadek zanieczyszczenia wraz ze wzrostem prędkości wiatru. Może być to wynikiem dużej liczebności przypadków we wszystkich przedziałach prędkości wiatru, a zatem mniejszym niebezpieczeństwem wystąpienia błędu niż w większości pozostałych przypadków.

W Łebie można zaobserwować częstsze występowanie podwyższonych wartości stężenia tlenków azotu przy wiatrach słabych z sektora południowego w półroczu chłodnym. Za przyczynę takiego zjawiska można uznać napływ zwiększonej, w związku z panującym sezonem grzewczym w tym półroczu, ilości zanieczyszczeń z głębi kraju.

Tabela 6. Średnie stężenie tlenków azotu w powietrzu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z określonym kierunkiem i prędkością wiatru w Łebie

	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
Rok								
1-2	4,8	6,3	8,1	7,4	8,4	6,9	4,9	4,2
3-5	3,7	4,6	7,0	7,5	9,3	7,9	4,5	3,6
6-10	2,7	3,5	5,0	9,0	7,1	5,9	4,0	3,2
11-15		4,0			4,0	4,8	3,8	
>15							5,0	
Półrocze ciepłe								
1-2	4,3	6,0	5,0	5,1	5,6	5,3	4,0	3,8
3-5	3,2	4,6	4,6	4,4	3,7	3,9	4,0	2,6
6-10	3,0	3,1	6,3	4,8	4,6	3,2	2,9	3,0
11-15						3,0	1,6	
> 15								
Półrocze chłodne								
1-2	5,3	6,9	9,6	8,8	9,6	7,7	6,3	6,0
3-5	4,4	4,6	8,9	10,9	11,3	10,4	6,0	4,4
6-10	2,4	5,3	4,2	13,3	7,7	7,1	5,5	3,2
11-15		4,0			4,0	5,3	4,6	
> 15							5,0	

Analizę warunków wiatrowych, podczas których wystąpiły wyjątkowo duże lub wyjątkowo małe wartości stężenia tlenków azotu w powietrzu wykonano na podstawie danych z dwóch stacji pomiarowych – w Szczecinie i Łebie. Wykorzystano przy tym wartości percentyli 0,05 i 0,95.

Tabela 7. Wartość percentyla 0,05 i 0,95 średniego dobowego stężenia tlenków azotu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Szczecinie i Łebie

	Percentyle	
	0,05	0,95
Szczecin	0	55
Łeba	1	15

Wartość percentyla 0,05 w Szczecinie i w Łebie jest podobna (tab. 8). Wynosi $0\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Szczecinie i $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Łebie. Wartość percentyla 0,95 w Szczecinie ($55\mu\text{g}/\text{m}^3$) jest dużo wyższa od percentyla 0,95 w Łebie ($15\mu\text{g}/\text{m}^3$). Świadczy to o większych czaso-

wych zmianach zanieczyszczenia powietrza tlenkami azotu w Szczecinie w porównaniu z Łebą.

Wykonano analizę warunków wiatrowych w dniach, w których wartości stężenia tlenków azotu były mniejsze bądź równe wartości percentyla 0,05 i większe od wartości percentyla 0,95.

Najważniejsze wnioski

Celem pracy było przedstawienie zmian przestrzenno-czasowych stężenia tlenków azotu w północno-zachodniej Polsce, jak również próba wykazania zależności wartości stężenia tlenków azotu od prędkości i kierunku wiatru. Wykorzystano dane z siedmiu stacji pomiarowych (w Szczecinie, Koszalinie, Słupsku, Łebie, Gorzowie Wielkopolskim, Pile i Bydgoszczy), z lat 1995-1999.

Stwierdzono, że stężenie tlenków azotu w powietrzu nie jest stałe w czasie ani przestrzeni. Jego zmiany mają charakter zarówno okresowy, jak i nieokresowy. Do okresowych zmian zanieczyszczenia w powietrzu należy przebieg tygodniowy. Jest on wyraźnie zarysowany na wszystkich stacjach. Zazwyczaj od poniedziałku do piątku średnie stężenie tlenków azotu w powietrzu zmienia się nieznacznie, bądź wcale (największą taką zmianę zaobserwowano w Szczecinie – od środy do piątku o $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Na wszystkich stacjach obserwuje się spadek pod koniec tygodnia. Na większości z nich spadek przypada na sobotę i niedzielę, co wynika ze zmniejszonego ruchu samochodowego w tych dniach. Najwyraźniej zarysowany przebieg tygodniowy występuje w Szczecinie (od piątku do niedzieli średnie zanieczyszczenie spada o $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a najslabiej w Łebie (w sobotę średnie zanieczyszczenie jest mniejsze niż w piątek zaledwie o $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Zmiany średniego stężenia tlenków azotu w tygodniu nie przebiegają jednakowo w ciągu roku. Łeba, odwiedzana w lecie przez wielu turystów, ma całkowicie wyrównany bądź mniej wyraźnie zarysowany przebieg tygodniowy. Niezmienny przebieg tygodniowy w ciągu roku mają natomiast miasta związane z ruchem tranzytowym, takie jak Bydgoszcz.

Do okresowych zmian stężenia tlenków azotu w powietrzu należy także przebieg roczny. Podobnie jak przebieg tygodniowy, jest on wyraźnie zarysowany na wszystkich stacjach. Niższe wartości stężenia obserwuje się w miesiącach ciepłych, natomiast wyższe – w chłodnych. Jest to związane ze zwiększoną w tym okresie emisją tlenków azotu z zakładów sektora energetycznego, jak również zmniejszeniem powierzchni roślinności zdolnej do pochłaniania zanieczyszczenia. Nie na wszystkich stacjach przebieg roczny jest taki sam. Różny jest między innymi okres wystąpienia minimalnych lub maksymalnych wartości zanieczyszczenia, jak również wielkość różnicy między nimi. W Łebie i Bydgoszczy przebieg roczny jest najbardziej wyrównany. Amplituda zmian średniego stężenia tlenków azotu w powietrzu na obu tych stacjach wynosi zaledwie $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Szczecin natomiast charakteryzuje się różnicą wynoszącą aż $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Stężenie tlenków azotu w powietrzu podlega także zmianom nieokresowym. Należy do nich zmiana wielkości zanieczyszczenia powietrza tymi związkami z roku na rok. W sześciu spośród siedmiu rozpatrywanych punktów pomiarowych zaobserwowano niewielką tendencję spadkową. Wyjątek stanowiła Bydgoszcz, gdzie zanieczyszczenie nieznacznie wzrosło. Stacja ta stanowi również wyjątek pod względem różnic między poszczególnymi latami, ponieważ jako jedyna charakteryzowała się zanieczyszczeniem powietrza tlenkami azotu stale zmieniającym się w jednym kierunku. W pozostałych punktach wystąpiły lata, które zdecydowanie odbiegały od pozostałych pod względem

wielkości zanieczyszczenia. Wykluczono wpływ temperatury na trend zmian wielkości zanieczyszczenia tlenkami azotu w powietrzu jako główny czynnik determinujący kierunek tych zmian.

W pracy wykazano także wpływ prędkości i kierunku wiatru na wielkość zanieczyszczenia powietrza tlenkami azotu w Szczecinie i w Łebie. W Łebie najwyższe wartości średniego stężenia tlenków azotu występują podczas dni z wiatrem z sektora wschodniego – prawidłowość ta występuje w ciągu całego roku. Jest to prawidłowość charakterystyczna dla całego regionu, prawdopodobnie związana z transportem zanieczyszczeń z dużych odległości. W Szczecinie wielkość stężenia w zależności od kierunku wiatru zmienia się w ciągu roku w znacznym stopniu. W półroczu ciepłym przy wietrze z kierunków północnego i północno-zachodniego obserwuje się najwyższe wartości stężenia tlenków azotu w powietrzu, w półroczu chłodnym – najniższe. Odwrotna zależność występuje podczas wiatru z kierunku wschodniego. W pracy nie znaleziono przyczyny takiego stanu.

W przypadku prędkości wiatru potwierdzono regułę mówiącą, iż im większa prędkość wiatru, tym mniejsze stężenie zanieczyszczenia w powietrzu. W Łebie występują odstępstwa od tej zasady w przypadku wiatrów słabych z sektora południowego w półroczu chłodnym, co jest związane prawdopodobnie z lokalizacją stacji względem miasta i panującym w tym okresie sezonem grzewczym.

Wykazano także, że największy udział epizodów wyjątkowo dużego stężenia tlenków azotu przypada na dni z wiatrem z kierunku południowego i południowo-zachodniego, natomiast przypadki wystąpienia wyjątkowo małego stężenia są częstsze w dniach z wiatrem północnym i północno-zachodnim. Prawidłowość ta jest widoczna na obu stacjach, jednak w Łebie różnice te są dużo większe. W Szczecinie przypadki zarówno wyjątkowo małego, jak i wyjątkowo dużego stężenia występują najczęściej w dniach z wiatrem z kierunku południowo-zachodniego.

Nie wykazano także wyraźnej zależności przypadków wyjątkowo małego i epizodów wyjątkowo dużego stężenia tlenków azotu od prędkości wiatru. W Szczecinie wyjątkowo małe bądź wyjątkowo duże stężenie tlenków azotu w powietrzu występuje równie często w dniach z wiatrem z poszczególnych klas prędkości.

Mimo, iż wartości stężenia tlenków azotu w powietrzu w północno-zachodniej Polsce nie należą do najwyższych w kraju, a jak wykazała analiza ich wartość z roku na rok się zmniejsza, stężenie tych związków w powietrzu, powinno pozostawać pod stałym nadzorem ze względu na ich szkodliwość dla środowiska i ludzi.

7.3.2. Zależność stężenia dwutlenku siarki w atmosferze od warunków pogodowych na obszarze Północnej Polski w latach 1994-1997

Autor pracy: Izabella PRZYCZKA

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Cel pracy

Celem niniejszej pracy jest charakterystyka stężeń dwutlenku siarki nad Północną Polską oraz zbadanie wpływu poszczególnych elementów pogody na rozmieszczenie i charakterystykę zanieczyszczeń SO_2 . Poznanie powyższych zależności oraz własności samej siarki i jej związków umożliwi skuteczniejsze działanie w celu poprawy czystości powietrza oraz przewidywania i zapobiegania ewentualnym katastrofom ekologicznym.

Zanieczyszczenia atmosfery

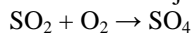
Ponieważ ilość zanieczyszczeń powietrza wzrasta, ważne jest poznanie ich charakterystyk i właściwości oraz mechanizmów rozprzestrzeniania się. Istnieje wiele opracowań na ten temat.

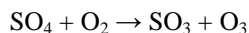
Do głównych, naturalnych składników powietrza należą: azot (78% całej objętości atmosfery), tlen (21%), argon (1%), dwutlenek węgla (0,03%), para wodna (0,02-4%). Jest to naturalny skład czystego powietrza. Wszystkie substancje w stanie stałym, ciekłym lub gazowym, których udział przekracza ich średnią zawartość w powietrzu są zanieczyszczeniami. Zmiany ilościowe związków w atmosferze można zauważyć na podstawie badań ilości tlenu, dwutlenku węgla, tlenków siarki i azotu oraz takich gazów jak: chlor, siarkowodor, ozon. Wzrost tych zanieczyszczeń w atmosferze może spowodować zmianę klimatu oraz zagrożenie życia na Ziemi.

W atmosferze siarka występuje przeważnie w postaci dwutlenku siarki, siarkowodoru oraz jonów siarczanowych. Ilość siarki w atmosferze jest uzależniona przede wszystkim od wielkości emisji, a także od warunków meteorologicznych: temperatury powietrza, opadu, kierunku i prędkości wiatru oraz innych elementów pogody. Na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ma również wpływ cyrkulacja atmosferyczna.

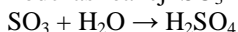
Pas Północnej Bałtyku w Polsce jest regionem o niskiej notowanej wartości stężenia dwutlenku siarki w atmosferze. W dużych miastach, jak Szczecin lub Gdańsk, odnotowywane wartości są zwykle wyższe, niż na przykład w Łebie - miejscowości letniskowej. Nie jest to region uprzemysłowiony, dlatego większość zanieczyszczeń napływa wraz z powietrzem z innych obszarów.

Jednymi z najpowszechniej emitowanych do atmosfery substancji są związki siarki. Dwutlenek siarki jest jednym z najgroźniejszych rodzajów zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego. Dwutlenek siarki powstaje przede wszystkim przy spalaniu ropy naftowej i węgla. Rozprzestrzenia się powoli i utlenia w powietrzu do trójtlenku siarki. Inicjatorem reakcji jest promieniowanie ultrafioletowe w zakresie długości fali 180-300 nm. Cząsteczka SO_2 pochłaniając kwant energii ulega aktywacji i może reagować z inną cząsteczką. W powietrzu najczęściej dochodzi do reakcji z tlenem.

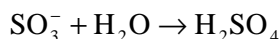
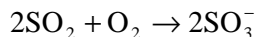




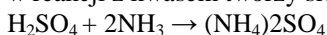
Podczas reakcji SO_3 z parą wodną powstaje kwas siarkowy:



Inny rodzaj przemiany zachodzi podczas kondensacji pary wodnej lub przy dużej wilgotności powietrza :



Obecność kwasu hamuje ten proces. Jeśli w powietrzu jest amoniak, to w reakcji z kwasem tworzy się siarczan amonowy:



W Polsce udział poszczególnych gałęzi gospodarki w emisji SO_2 (%) w 1994/ 1996 r. przedstawiał się następująco (GUS, 1998):

- 1,27 / 1,20 mln ton – elektrownie i ciepłownie;
- 0,58 / 0,61 mln ton – przemysł;
- 0,71 / 0,52 mln ton – gospodarstwa domowe i drobni producenci;
- 0,05 / 0,046 mln ton – transport.

Polska jest na trzecim miejscu w Europie pod względem emisji SO_2 (ok. 67,4 kg SO_x na 1 mieszkańca w 1995 roku). Według polskiego prawa obowiązującego w analizowanym okresie badań (1994 - 1997) na obszarach chronionych maksymalna chwilowa wartość stężenia może wynosić 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, na specjalnie chronionych – 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast dopuszczalne średnie roczne stężenie na obszarach chronionych wynosi 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a na specjalnie chronionych – 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Dz. U. 90.15). Obecnie dopuszczalne wartości stężenia SO_2 w powietrzu wynoszą 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (na 24h) oraz 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (na rok) (Dz. U. 98.55.355).

Materiały źródłowe, metodyka opracowania

Średnie dobowe wartości stężenia SO_2 w atmosferze oraz kierunku i rodzaju cyrkulacji w Szczecinie, Koszalinie i Łebie z okresu 1994-1997 otrzymano z materiałów pracy doktorskiej B. Kicińskiej (1999). Wykorzystano również dane zamieszczone na stronie internetowej NOAA – www.noaa.gov (National Oceanic and Atmospheric Administration). Były to średnie dobowe wartości temperatury powietrza, temperatury punktu rosy oraz prędkości wiatru. Na podstawie danych temperatury powietrza i temperatury punktu rosy z tablic psychrometrycznych odczytano wartości wilgotności względnej powietrza. Uzyskano również, z Instytutu Ochrony Środowiska, dane dobowych sum opadów ze Szczecina i Łeby z analizowanego okresu.

Do analizy temperatury z danych dobowych obliczono średnią miesięczną oraz roczną amplitudę temperatury powietrza. Dane dotyczące dobowych sum opadów zsumowano, aby otrzymać miesięczne i roczne ilości opadów. Do zanalizowania opadów stworzono następujący podział na pory roku: wiosna – marzec, kwiecień i maj; lato – czerwiec, lipiec i sierpień; jesień – wrzesień, październik i listopad; zima – styczeń, luty i grudzień. Do omówienia cyrkulacji atmosferycznej analizowany okres czasu podzielono na ciepły i chłodny. Ciepły okres liczony jest od 1 kwietnia do 30 września każdego roku, chłodny natomiast okres od 1 października do 31 marca. Cały okres ciepły w latach 1994 - 1997 liczy 732 dni, natomiast okres chłodny – 729 dni.

Do statystycznego opracowania danych wykorzystano średnią arytmetyczną, medianę, odchylenie standardowe, współczynnik korelacji oraz stosunek korelacyjny. Mediana jest to liczba w środku zbioru tzn., że połowa liczb ma wartości większe niż mediana i połowa ma wartości mniejsze. Odchylenie standardowe jest miarą tego jak szeroko wartości są rozproszone od wartości średniej. Współczynnik korelacji jest wykorzystywany do wyznaczania siły związku pomiędzy dwoma własnościami. Może przyjmować wartości od -1 do 1. Ujemne wartości współczynnika oznaczają istnienie odwrotnej zależności, co oznacza że małym wartościom jednej cechy odpowiadają wysokie wartości drugiej cechy. Dodatnie wartości współczynnika korelacji oznaczają istnienie prostej zależności między analizowanymi cechami. Im bliższe są wartości współczynnika wartościom skrajnym (-1 lub 1) tym silniejszy jest związek analizowanych cech. Współczynnik korelacji zmiennych jest wyrażony wzorem:

$$\rho_{X,Y} = \frac{\text{cov}(x, y)}{\sigma_X \sigma_Y}$$

gdzie: $\text{cov}(x,y)$ – kowariancja, σ_X , σ_Y – odchylenie standardowe zmiennych x i y .

Wskaźnik (stosunek) korelacyjny, wykorzystywany również w statystycznych opracowaniach niniejszej pracy, informuje o sile zależności jednej cechy od innej. Przyjmuje wartości od 0 do 1. Stosunek korelacyjny zmiennej zależnej X od zmiennej Y jest zdefiniowany w sposób;

$$e_{XY}^2 = \frac{\sum_{j=1}^l n_j (x_{sj} - x_{sr})^2}{\sum_{i=1}^k n_i (x_i - x_{sr})^2}$$

gdzie: $\sum_{j=1}^l n_j (x_{sj} - x_{sr})^2$ – wariancja ze średnich warunkowych zmiennej zależnej x

$\sum_{i=1}^k n_i (x_i - x_{sr})^2$ – wariancja ogólna zmiennej zależnej x

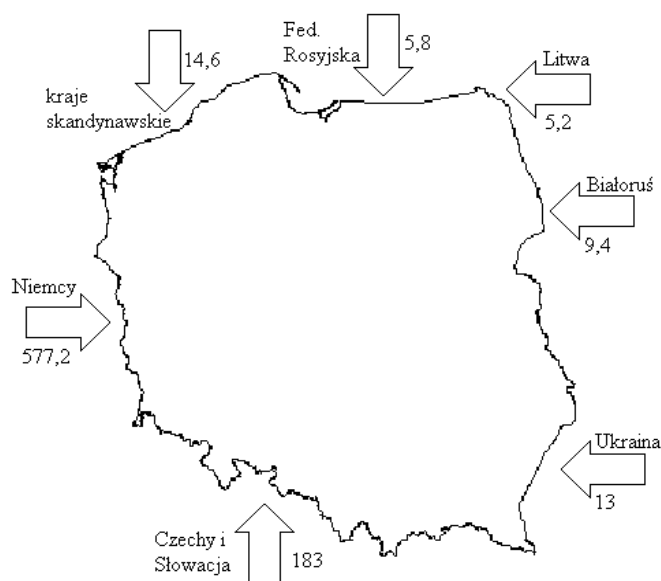
Charakterystyka zanieczyszczeń dwutlenku siarki na tle warunków pogodowych w latach 1994-1997

Nierówności podłoża wpływają zakłócająco na pole wiatru – modyfikują jego kierunek i prędkość. Znajomość wpływu na pole wiatru rodzaju podłoża i jego orografii jest istotna przy decydowaniu o lokalizacji zakładów przemysłowych, ośrodków wypoczynkowych itd.

Niebezpieczne dla zanieczyszczeń są cisze i wiatry bardzo słabe, ponieważ może dojść do kumulacji zanieczyszczeń utrzymującej się nawet kilka dni. Długie okresy z wiatrem o dużej prędkości stwarzają korzystne warunki do samooczyszczenia atmosfery. Najkorzystniejszymi są wiatry wiejące z prędkością > 5 m/s. Jednak należy pamiętać, że wzrost prędkości wiatru prowadzi do rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń na większe odległości, chociaż maleje ich stężenie.

Dwutlenek siarki powstaje podczas spalania siarki lub substancji zawierającej siarkę. Do atmosfery ziemskiej SO_2 dostaje się ze źródeł naturalnych (wybuchy wulkanów, pożary lasów) oraz w wyniku działalności człowieka. Na świecie ze źródeł naturalnych emitowane jest rocznie ok. 2 mln ton SO_2 , natomiast w wyniku działalności człowieka aż 130 mln ton. Ponieważ SO_2 jest ponad 2 razy cięższy od powietrza, gaz ten emitowany przez transport i paleniska domowe pozostaje w przeważającej części przy powierzchni ziemi. Wydobywający się z wysokich kominów dwutlenek siarki jest unoszony naturalnymi prądami powietrza na odległości wielu tysięcy kilometrów.

Drogą powietrzną napłynęło do Polski z nad obszaru Niemiec w 1992 r. ok. 577,2 tys. ton SO_2 , z Czech i Słowacji – 183 tys. ton, z pozostałych krajów sąsiadujących – ok. 33,4 tys. ton. Znad krajów skandynawskich w 1992 r. napłynęło ok. 14,6 tys. ton SO_2 . W sumie do Polski ok. 808,2 tys. ton SO_2 (rys.1).



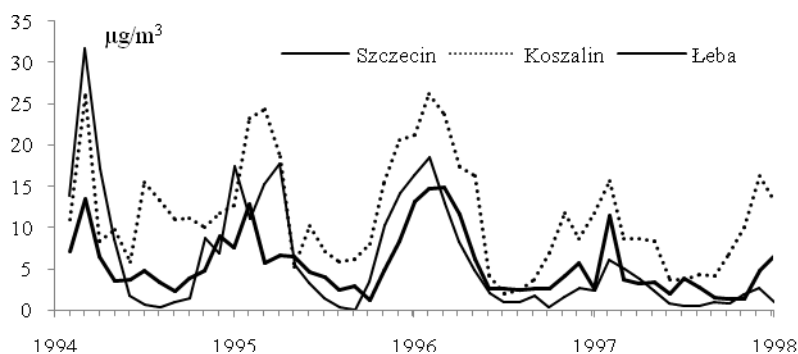
Rys. 1. Kierunki i ilości (tys. ton) napływu dwutlenku siarki nad obszar Polski (Mały Rocznik

Na obszarze Pobrzeża Polski najwyższe dobowe stężenia występowały zimą 1994/1995 roku (rys. 2). Najwyższe wartości z tego okresu wynoszą $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (zannotowane 9 stycznia 1995 r.), $69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (zannotowane 24 grudnia 1994 r.) oraz $67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (zannotowane 17 marca 1995 r.). Dla 1461 dni od 1 stycznia 1994 r. do 31 grudnia 1997 r. wartości równe lub niższe od $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stanowią 50,3%. Wartości powyżej $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stanowią 16,4%, w tym powyżej $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – 2,2%.

Wysokie stężenia mierzone były zwykle w okresie zimowym każdego roku. Widać jednak, że Koszalin z trzech omawianych miast jest najbardziej obciążony zanieczyszczeniami SO_2 . Choć jest mniej uprzemysłowionym i mniejszym miastem od Szczecina różnice w miesięcznych wartościach są znaczne i prawie zawsze w Koszalinie wartości są

wyższe. W Łebie notowano zimą niższe niż w pozostałych miastach wartości stężenia, jednak w letnim okresie wartości nie spadały do zera i były wyższe niż w tym samym okresie w Szczecinie.

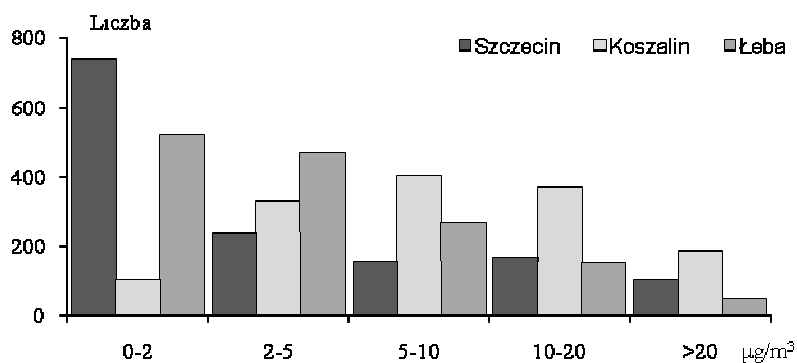
Największą różnicę w miesięcznych wartościach zanotowano w 1994 roku w Szczecinie (aż $31,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ różnicy między lutym a lipcem). Również najmniejszą różnicę odnotowano w Szczecinie – w 1997 roku (tylko $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ między styczniem a lipcem). W Koszalinie, a także w Łebie, różnice między najwyższymi i najniższymi miesięcznymi wartościami stężeń są do siebie zbliżone co roku, jednak w Koszalinie są one 2-krotnie większe.



Rys. 2. Średnie miesięczne wartości stężenia SO_2 w Szczecinie, Koszalinie i Łebie (1994-1997)

Rozpatrując zanieczyszczenia przy wydzieleniu 5 przedziałów stężeń SO_2 (rys. 3) zauważono, że najwięcej niskich wartości ($0-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) było w Szczecinie – aż 735 dni ($\sim 53\%$ wszystkich zmierzonych wartości). Najmniej niskich wartości zanotowano w Koszalinie – tylko 103 dni ($\sim 7\%$ wszystkich). W Szczecinie i w Łebie ilość wartości w poszczególnych przedziałach stężenia wykazuje tendencję spadkową. Natomiast w Koszalinie najpierw rośnie ilość dni, z najwyższą wartością 403 dla stężenia w granicach $5-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, potem spada. Niestety, więcej było dni ze stężeniem $>20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (13%), niż ze stężeniem $0-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (7%).

Ponieważ w Koszalinie brakuje danych z 63 dni pierwszych 3 miesięcy 1994 roku, istnieje przypuszczenie, że ilość wartości wysokich mogła być w analizowanym okresie wyższa. Z powyższych danych wynika, że najbardziej obciążony zanieczyszczeniami SO_2 jest Koszalin. Jest to miasto mniej uprzemysłowione niż Szczecin, dlatego przypuszczalnie wynika to z napływu mas powietrza z innych obszarów. Najczystsze powietrze znajduje się nad Szczecinem, choć najmniej wysokich stężeń odnotowano w Łebie.



Rys. 3. Rozkład zanieczyszczeń w poszczególnych miastach (1994-1997)

W opracowywaniu zanieczyszczeń SO₂ w atmosferze ważna jest również dokładniejsza ich analiza statystyczna. Najważniejsze parametry statystyczne: średnia (\bar{S}), Mediana, odchylenie standardowe (s) oraz stężenia powyżej 11 i 32 µg/m³ zamieszczono w tab. 2.

Tabela 2. Charakterystyka stężenia SO₂ (µg/m³)(1994 – 1997).

		Śr	Mediana	s	Max	> 11	> 32
Łeba	1994/1997	5,44	3	5,99	58	180	12
	1997	3,85	3	4,34	39	18	2
	1996	6,02	3	7,12	58	62	7
	1995	5,29	4	6,46	50	53	3
	1994	5,75	4	5,36	31	47	0
Koszalin	1994/1997	11,29	9	9,54	73	490	61
	1997	8,6	6	6,3	41	103	3
	1996	11,22	9	10,94	66	127	20
	1995	13,85	9	11,43	73	156	32
	1994	11,54	10	7,36	51	104	6
Szczecin	1994/1997	5,93	2	9,29	85	239	32
	1997	2,2	1	3,1	20	6	0
	1996	4,73	2	7,59	46	45	5
	1995	7,93	4	10,75	85	89	10
	1994	9,31	5	11,86	69	99	17

Średnie roczne wartości stężenia są najwyższe w Koszalinie i w latach 1994-1996 przekraczają dopuszczalną roczną wartość stężenia na obszarach specjalnie chronionych. Wartość dobową stężenia najczęściej przekracza wartość roczną dopuszczalną również w Koszalinie. Także tutaj są najwyższe wartości mediany, co wskazuje na dużą ilość odnotowanych wysokich stężeń, wyższych niż w pozostałych miastach .

Najwyższą dobową wartość stężenia zanotowano w Szczecinie. Ale również najniższą średnią roczną wartość stężenia – tylko 2,20 µg/m³ w 1997 roku. Najniższą wartość ma

również mediana z całego okresu obserwacji, zatem w Szczecinie odnotowano najwięcej niskich stężeń w odniesieniu do pozostałych miast.

Jednak to w Łebie zmierzono najmniejszą średnią wartość stężenia za okres 1994-1997. Choć mediana była niewiele wyższa od wartości zmierzonej w Szczecinie, to wartość odchylenia standardowego w całym okresie była znacznie mniejsza niż w Koszalinie i Szczecinie. W Łebie także najmniej wystąpiło przekroczeń dopuszczalnych rocznych wartości stężenia w porównaniu do obu miast.

W Koszalinie najwyższe wartości stężenia odnotowane zostały zimą 1994/1995 roku – $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz zimą 1995/1996 roku – $66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dla 1461 dni okresu 1994-1997 wartości co najwyżej równe $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stanowią zaledwie 7%. Wartości powyżej $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – aż 33,5%, w tym powyżej $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – 4,2%. W Łebie najwyższe wartości stężenia odnotowane zostały 12 lutego 1996 r. – $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz 20 stycznia 1995 r. – $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dla wszystkich dni okresu 1994-1997 wartości co najwyżej równe $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stanowią 35,6%. Wartości powyżej $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stanowią 12,3%, w tym powyżej $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – 0,8%. Średnie miesięczne wartości stężenia mieszczą się w przedziale $0\text{-}35 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

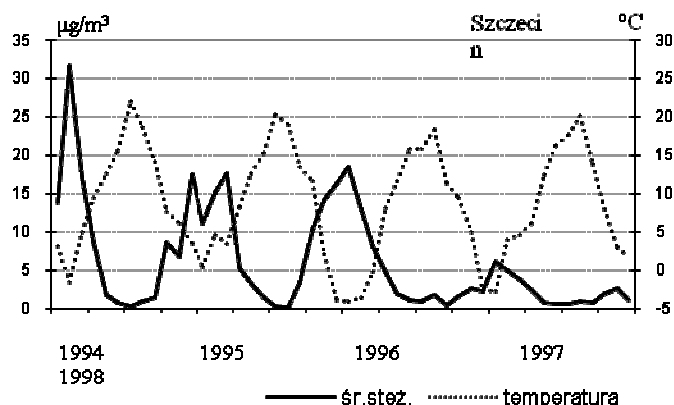
Dla rozprzestrzeniania zanieczyszczeń, poza prędkością, istotne są przeważające kierunki wiatrów. Emitory zanieczyszczeń nie powinny być lokalizowane z dowietrznych stron miast lub obszarów chronionych, gdyż przeważające kierunki wiatrów powodowałyby napływ zanieczyszczeń nad te tereny.

Charakterystyka stężenia SO_2 na tle warunków termicznych

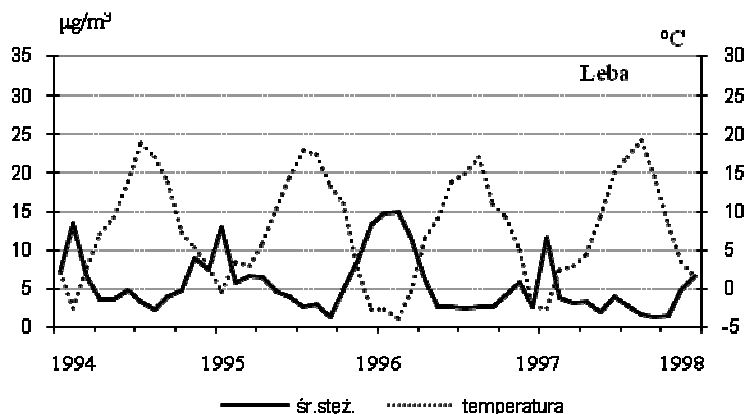
Rozpatrując średnie miesięczne stężenia SO_2 można zauważyć, że przy wysokich wartościach temperatury powietrza notowane są niskie wartości stężenia SO_2 . Tę zależność można zaobserwować w miesiącach letnich każdego roku. Przy niskich wartościach temperatury notowane wówczas wartości stężenia SO_2 są duże. Powyższe wykresy obrazują średnie miesięczne wartości stężenia SO_2 i temperatury w każdym z analizowanych miast.

Współczynnik korelacji średnich dobowych wartości temperatury powietrza i stężenia SO_2 w atmosferze dla Szczecina wyniósł $-0,456$, dla Koszalina $-0,414$ oraz dla Łeby $-0,467$. Wartości wskazują na istnienie odwrotnej zależności między tymi parametrami. Zatem im wyższe wartości temperatury, tym niższe wartości stężenia.

Również im niższe wartości temperatury, tym wyższe wartości stężenia. Obrazowo widać tę zależność temperatury i stężenia na zamieszczonych wykresach (rys. 4-5). Współczynnik korelacji obliczony ze średnich miesięcznych wartości temperatury dla każdego miasta wyszedł o ponad 0,2 niższy (ok. $-0,6$) co jeszcze mocniej wskazuje na odwrotną zależność wartości stężenia i temperatury powietrza. Jest to także związane z faktem, że przy niskich wartościach temperatury następuje wyższa emisja do atmosfery dwutlenku siarki z powodu spalania większych ilości paliw kopalnych na potrzeby ciepłownictwa.



Rys. 4. Średnie miesięczne wartości stężenia SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i temperatury powietrza ($^{\circ}\text{C}$) w Szczecinie (1994 – 1997)



Rys. 5 Średnie miesięczne wartości stężenia SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i temperatury powietrza ($^{\circ}\text{C}$) w Łebie (1994 – 1997)

Charakterystyka stężenia SO_2 na tle warunków wilgotnościowych

Analizując wpływ opadów na ilość dwutlenku siarki w atmosferze można zauważyć, że gdy w okresie zimowym opady deszczu były niewielkie mierzono niskie temperatury i wysokie stężenie SO_2 . Natomiast w okresie letnim, gdy są duże miesięczne sumy opadów, niskie są stężenia i wysoka temperatura. Aby jednak spróbować ujednolicić dane do analizy wykorzystano wszystkie ciągi opadowe co najmniej 7 dniowe. Dzięki temu uzyskano próbkę zawierającą dane z różnych miesięcy każdego roku.

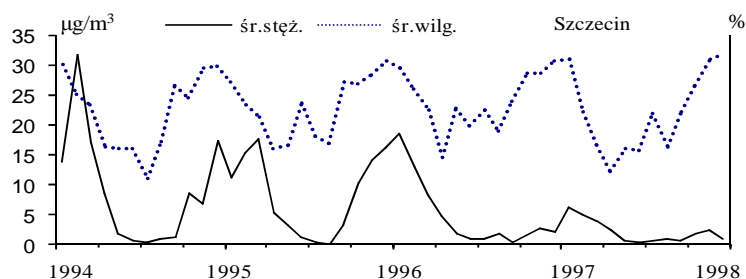
Współczynnik korelacji obliczony na podstawie danych miesięcznych opadu i stężenia SO₂ w Szczecinie wyniósł -0,312, a w Łebie -0,361. Wartości te pozwalają przypuszczać, że istnieje odwrotna zależność tych dwóch elementów. Aby jednak pełniej określić zależność obliczono współczynniki korelacji każdego przynajmniej 7 dniowego ciągu opadowego i dla jednakowo długich ciągów opadowych wartości współczynnika uśredniono. Zestawienie tabelaryczne zamieszczone poniżej przedstawia rezultaty tego działania.

Przy niewielkiej ilości ciągów opadowych wartości współczynnika są zwykle niższe niż przy większej, jednak wszystkie wskazują na istnienie współzależności. Zestawienie utwierdza w przekonaniu o istnieniu odwrotnej zależności pomiędzy wartością stężenia dwutlenku siarki i wielkością opadów w każdym z analizowanych miast. Największe wartości współczynnika notowane są przy ciągach 8-12-dniowych w Szczecinie i 12 i 13 dniowych w Łebie (tab. 3). Prawdopodobnie może to być związane z szybkością wyflukiwania zanieczyszczeń. Przy krótkich ciągach opadowych nie wszystkie zanieczyszczenia są wyflukane z atmosfery, natomiast przy długich ciągach zanieczyszczenia są wyflukane i dalsze opady nie mają z czego oczyszczać atmosfery.

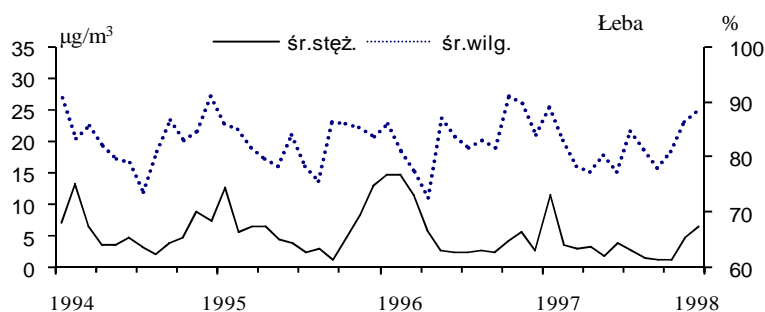
Tabela 1. Współczynnik korelacji (ρ_{xy}) stężenia SO₂ i dobowych sum opadów (1994 – 1997)

długość ciągu	Szczecin		Łeba	
	liczba	ρ_{xy}	liczba	ρ_{xy}
7-dniowe	4	-0,176	9	-0,180
8-dniowe	7	-0,115	4	-0,085
9-dniowe	1	-0,380	7	-0,123
10-dniowe	2	-0,355	5	-0,163
12-dniowe	2	-0,344	1	-0,402
13-dniowe	2	-0,060	4	-0,337
14-dniowe	3	-0,316	4	-0,165
15-dniowe	1	-0,171	3	-0,146
16- i 18-dniowe	1	-0,379	2	-0,078

Duże wartości stężenia notowane są w okresie chłodnym każdego roku. Zwykle wysokie są wtedy również wartości wilgotności względnej powietrza (rys. 6-7).



Rys. 6. Średnie miesięczne wartości stężenia SO₂ (μg/m³) i wilgotności względnej powietrza (%) w Szczecinie (1994-1997)



Rys. 7. Średnie miesięczne wartości stężenia SO₂ (μg/m³) i wilgotności względnej powietrza (%) w Łebie (1994-1997)

Wartość wilgotności względnej zimą często przekracza wartość 70%, co oznacza, że przy wysokiej zawartości SO₂ w powietrzu szybko zachodzą przemiany SO₂ w aniony kwasowe SO₃⁻ i SO₄²⁻. Takie warunki, choć sprzyjają zmniejszeniu stężenia SO₂ w powietrzu, prowadzą do powstania „kwaśnych deszczów”, a wyflukane z powietrza zanieczyszczenia obciążają glebę.

Podsumowanie

.Na podstawie danych meteorologicznych oraz wartości stężenia dwutlenku siarki w atmosferze podjęto próbę zbadania wpływu warunków pogodowych na zanieczyszczenia SO₂ w atmosferze na Półwyspie Pomorskim w okresie 1994-1997. Przedstawiono panujące wówczas warunki pogodowe i określono ich wpływ na zanieczyszczenia.

Analizując przebieg temperatury powietrza i jej wpływ na zanieczyszczenia zauważono, że przy wysokich wartościach temperatury notowano niskie wartości stężenia SO₂, a przy niskich wartościach temperatury powietrza – wysokie stężenia SO₂. Wartości współczynników korelacji obliczone dla Szczecina (-0,456), Koszalina (-0,414) i Łeby (-0,467) potwierdzają istnienie odwrotnej zależności. Należy jednak pamiętać, że wpływ temperatury na zanieczyszczenia może być zależnością pozorną. Wynika to z faktu, że wysokie stężenia w zimowym okresie nie są spowodowane bezpośrednio niską temperaturą, a zwiększoną emisją zanieczyszczeń w okresie grzewczym przez kotłownie i ciepłownie.

Wpływ opadów na stężenie SO₂ w atmosferze analizowano rozpatrując ciągi opadowe co najmniej 7-dniowe oraz miesięczne sumy opadów w latach 1994-1997. Niestety dostępne dane były jedynie dla Szczecina i Łeby, co zmniejszyło możliwości pełniejszej analizy wpływu opadów na zanieczyszczenia. Podczas analizowania ciągów opadowych zauważono, że najwyższe wartości współczynnika korelacji są w ciągach 10 i 12-dniowych.

Współczynnik korelacji obliczony na podstawie danych miesięcznych stężenia SO₂ i opadu w Szczecinie wyniósł -0,312, w Łebie -0,361. Aby jednak pełniej określić zależność obliczono współczynniki korelacji każdego przynajmniej 7 dniowego ciągu opadowego i dla jednakowo długich ciągów opadowych wartości współczynnika uśredniono.

Zestawienie utwierdza w przekonaniu o istnieniu odwrotnej zależności pomiędzy wartością stężenia dwutlenku siarki i wielkością opadów w każdym z analizowanych miast. Największe wartości współczynnika są przy ciągach 8-12-dniowych w Szczecinie i 12-13-dniowych w Łebie. Prawdopodobnie może to być związane z szybkością wyfłukiwania zanieczyszczeń. Przy krótkich ciągach opadowych nie wszystkie zanieczyszczenia są wyfłukane z atmosfery, natomiast przy długich ciągach zanieczyszczenia są wyfłukane i dalsze opady nie mają z czego oczyszczać atmosfery.

Duże wartości stężenia notowane są w okresie chłodnym każdego roku. Zwykle wysokie są wtedy również wartości wilgotności względnej powietrza. Wartość wilgotności względnej zimą często przekracza wartość 70%, co oznacza, że przy wysokiej zawartości SO_2 w powietrzu szybko zachodzą przemiany SO_2 w aniony kwasowe SO_3^- i SO_4^{2-} . Takie warunki, choć sprzyjają zmniejszeniu stężenia SO_2 w powietrzu, prowadzą do powstania „kwaśnych deszczów”, a wyfłukane z powietrza zanieczyszczenia obciążają glebę.

7.3.3. Wpływ warunków atmosferycznych na stężenie dwutlenku siarki w Łebie w latach 1994-1999

Autor: Małgorzata SZYMAŃSKA

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Cel pracy

Celem pracy jest określenie zależności stężenia dwutlenku siarki w Łebie w latach 1994-1999 od warunków meteorologicznych. Rozpatrywano wpływ, jaki na stężenie dwutlenku siarki wywierają: temperatura powietrza, opady atmosferyczne, kierunek i prędkość wiatru.

Za zanieczyszczenia powietrza uważa się składniki naturalne, których udział w powietrzu jest większy od zawartości określonej składem wzorcowym lub inne składniki, które nie występują zwykle w powietrzu.

Stężenie wielu specyficznych gazów, których domieszki są bardzo małe, może lokalnie ulegać znacznym odchyleniom od ich przeciętnej zawartości. Decyduje o tym emisja gazów pochodzących ze źródeł naturalnych, a także powstałych w wyniku działalności człowieka.

Do podstawowych zanieczyszczeń powietrza zalicza się dwutlenek siarki. Jego antropogeniczna emisja jest znaczna. Stanowi to duże niebezpieczeństwo dla zdrowia człowieka oraz wytworów jego działalności (korozja budowli i konstrukcji, niszczenie elewacji budynków), a także dla środowiska przyrodniczego (degradacja szaty roślinnej, zakwaszanie gleb i wód). Z powodu powszechnego występowania dwutlenek siarki jest jednym z najczęściej stosowanych wskaźników zanieczyszczenia powietrza.

Materiały źródłowe

Podstawą do opracowania zagadnień rozpatrywanych w niniejszej pracy był zbiór danych z okresu 1994-1999 ze stacji hydrologiczno-meteorologicznej w Łebie.

W pracy wykorzystano:

- średnie dobowe wartości stężenia dwutlenku siarki,
- średnie dobowe wartości temperatury powietrza,
- sumy dobowe opadów,
- kierunek wiatru (wyznaczony w odniesieniu do doby liczonej od 06 UTC do 06 UTC) stężenia,
- średnią dobową prędkość wiatru (w ciągu doby kalendarzowej).

Średnie dobowe wartości stężenia dwutlenku siarki zostały udostępnione przez Instytut Ochrony Środowiska w Warszawie, a dane meteorologiczne pochodzą z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej. W przypadku przeważającego kierunku wiatru wykorzystano dane pochodzące z pracy B. Kicińskiej (2002).

Stacja w Łebie podlega Instytutowi Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Położona jest na terenie pozamiejskim, na obszarze chronionym (rys. 1). Jest ona jedną ze stacji określających naturalne tło zanieczyszczenia atmosfery nad obszarem Polski. Stacja ta działa w ramach europejskiego systemu EMEP, tj. *Wspólnego programu monitoringu i oceny przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na duże odległości w Europie*, realizowanego

i rozwijanego w ramach Konwencji Genewskiej z 1979 r. Wyniki pomiarów są również przekazywane do systemu międzynarodowego WMO/GAW/WDCGG (Program Światowej Organizacji Meteorologicznej; Global Atmosphere Watch – światowe centrum danych o gazach cieplarnianych) i krajowego.

Dane dotyczące średnich dobowych wartości stężenia dwutlenku siarki charakteryzują się niewielkimi lukami. Serie obserwacyjne z roku 1996 są kompletne.



Rys. 1. Lokalizacja stacji pomiarowej w Łebie (na terenie Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – IMGW)

Ogólna charakterystyka zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w Łebie w latach 1994-1999

We wszystkich badanych latach największymi wartościami stężenia dwutlenku siarki charakteryzowała się zima (tab. 1). W rozpatrywanym okresie średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki zimą wynosiło $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, podczas gdy w lecie tylko $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wiosną i jesienią średnie stężenie dwutlenku siarki było podobne i wynosiło odpowiednio $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabela 1. Średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w porach roku i półroczach w Łebie w kolejnych latach okresu 1994-1999

	Zima	Wiosna	Lato	Jesień	P. chł.	P. ciep.	Rok
1994	-	4,6	3,4	5,8	-	3,6	6,0
1995	8,8	5,9	3,1	4,8	7,7	3,6	6,1
1996	14,3	6,8	2,5	4,1	11,3	3,2	6,0
1997	6,0	2,8	2,8	2,5	5,2	2,5	3,8
1998	4,5	3,3	1,6	3,7	3,9	2,0	3,1
1999	4,1	2,8	2,8	2,5	4,4	2,5	2,9
1994-1999	7,6	4,4	2,7	3,9	6,8	2,9	4,6

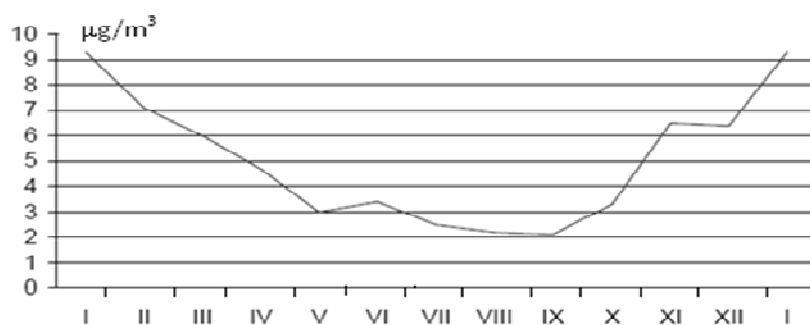
Średnie stężenie dwutlenku siarki w półroczu chłodnym było większe niż w półroczu ciepłym.

Średnie roczne stężenie dwutlenku siarki w latach 1994-1999 w Łebie wyniosło $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe średnie stężenie dwutlenku siarki ($6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) przypadło na rok

1995, a najmniejsze ($2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) na rok 1999. W półroczu ciepłym największe średnie stężenie dwutlenku siarki wystąpiło w 1994 i 1995 roku ($3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), natomiast najmniejsze w 1998 roku ($2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W półroczu chłodnym najmniejsze średnie stężenie dwutlenku siarki ($3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) było w 1997/1998 roku, zaś największe ($11,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) w 1995/1996 roku.

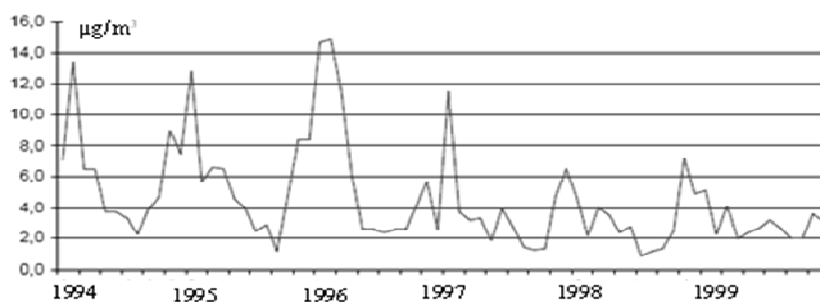
Różnice między średnimi wartościami stężenia dwutlenku siarki w poszczególnych półroczach chłodnych były znaczne, zaś w półroczach ciepłych – niewielkie.

W celu głębszego przeanalizowania zmian stężenia dwutlenku siarki prześlędzono jego średnie miesięczne wartości (rys. 2). Niskie wartości stężenia dwutlenku siarki wystąpiły w okresie od lipca do września, przy czym wrzesień to miesiąc, w którym średnia wartość stężenia była najmniejsza ($2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Najwyższą średnią wartością stężenia charakteryzował się styczeń ($9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



Rys. 2. Przebieg roczny stężenia dwutlenku siarki w Lebie w latach 1994-1999

Podobne wnioski wyciągnięto na podstawie wartości stężenia dwutlenku siarki w kolejnych miesiącach badanego okresu (rys. 3).



Rys. 3. Średnie stężenie dwutlenku siarki w Lebie w kolejnych miesiącach w latach 1994-1999

W każdym roku największe wartości stężenia dwutlenku siarki przypadły na miesiące zimowe, a najmniejsze na porę letnią. Największe średnie miesięczne stężenie dwutlenku siarki w tych latach wahało się od $12,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (styczeń 1995 roku) do $14,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (luty 1996 roku).

Zależność stężenia dwutlenku siarki od temperatury powietrza w Łebie w latach 1994-1999

Najwyższe średnie stężenia dwutlenku siarki przypadły na okres zimy, w którym obserwuje się wzmożone spalanie paliw kopalnych w celach grzewczych. Styczeń, który był najchłodniejszym miesiącem w roku, charakteryzował się najwyższym średnim wartością stężeniem dwutlenku siarki. Średnia temperatura w tym miesiącu wyniosła 0,0°C, zaś średnie stężenie SO₂ osiągnęło 9,3 µg/m³. W okresie letnim średnia temperatura w czerwcu wyniosła 14,5 a w lipcu i sierpniu utrzymywała się na najwyższym poziomie w ciągu całego roku – 17,1 °C.

Wartość średniego stężenia dwutlenku siarki w tym okresie wykazywała tendencję malejącą, osiągając w czerwcu 3,3 µg/m³, w lipcu 2,5 µg/m³, a w sierpniu 2,2 µg/m³. Wysoka średnia temperatura powietrza sprzyjała niskim wartościom stężenia dwutlenku siarki w Łebie nie tylko latem, ale jeszcze na początku jesieni. Najniższe średnie miesięczne stężenie dwutlenku siarki wystąpiło we wrześniu (2,1 µg/m³), w którym średnia temperatura powietrza była dość wysoka (13,6 °C).

Częstość wartości stężenia dwutlenku siarki w porach roku i w dniach z dodatnią temperaturą powietrza w różnych przedziałach podano w tab. 2-3.

Tabela 2. Częstość poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki w porach roku, półroczach i w roku w Łebie w latach 1994-1999

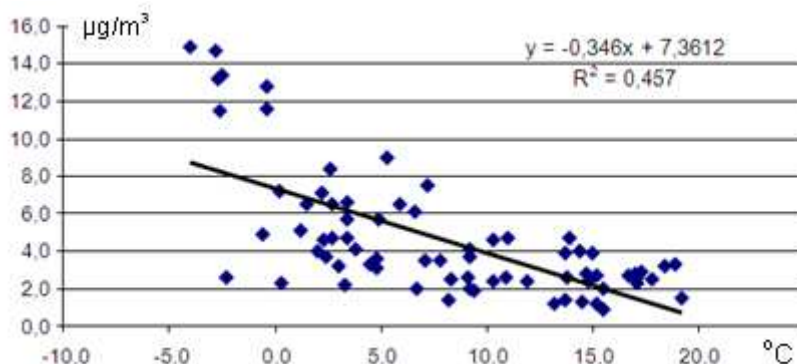
°C	Wiosna	Lato	Jesień	Zima	P. chłodne	P. ciepłe	Rok
0-2	35,4	51,0	49,6	29,3	32,0	51,2	41,6
2-5	38,5	40,4	27,0	25,0	28,2	37,6	32,9
5-10	18,7	8,4	13,8	21,4	21,3	10,0	15,6
10-20	7,2	0,2	8,7	17,0	14,4	1,2	7,8
>20	0,2	-	0,9	7,3	4,1	-	2,1

Tabela 3. Częstość poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki (µg/m³) w dniach z średnią dobową temperaturą powietrza (°C) w Łebie w latach 1994-1999

µg/m ³	-5-0	0-5	5-10	10-15	15-20	>20 °C
0-2	19,1	34,5	43,0	56,4	51,8	31,5
2-5	20,0	33,3	38,1	31,4	39,6	42,1
5-10	24,0	22,5	13,9	10,2	7,3	24,6
10-20	27,8	8,2	4,5	01,8	1,3	1,8
>20	9,1	1,5	0,5	0,2	0,0	0,0

Najwięcej wartości stężenia było w przedziale 0-2 µg/m³ (od 34,5 do 56,4% dni), natomiast stężenia przekraczające 20 µg/m³ występowało sporadycznie i już przy średniej dobowej temperaturze powietrza powyżej 15 °C nie zanotowano żadnego przypadku tak dużego stężenia dwutlenku siarki.

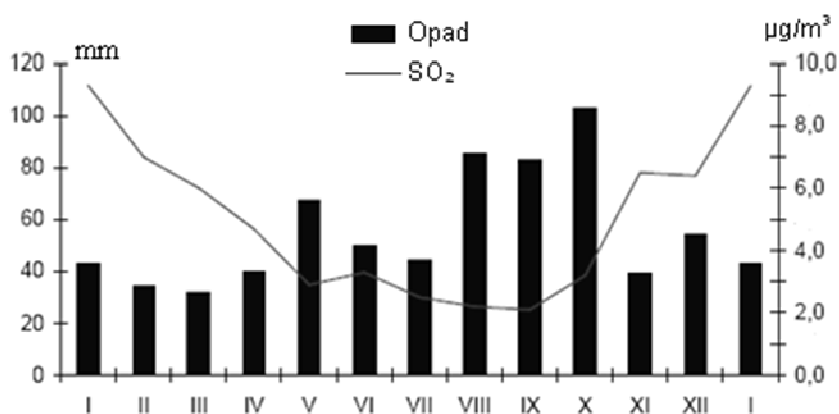
Aby wykazać zależność stężenia dwutlenku siarki w Łebie od temperatury powietrza wyznaczono równanie prostej regresji (rys. 4). Wyznaczony współczynnik korelacji będący miarą omawianej zależności, wyniósł $r = -0,676$. Test t-Studenta wykazał istotność statystyczną tego współczynnika na poziomie istotności 0,05.



Rys. 4. Korelacja średnich miesięcznych wartości stężenia dwutlenku siarki z temperaturą powietrza w Łebie w latach 1994-1999 (R^2 – współczynnik determinacji)

Wpływ opadów atmosferycznych na stężenie dwutlenku siarki w Łebie w latach 1994-1999

Przebieg roczny sum opadów w Łebie (charakterystyczny także w innych częściach Polski) był niekorzystny w zestawieniu ze zmianami emisji SO_2 w ciągu roku. Miesiące letnie charakteryzowały się wysokimi sumami opadów atmosferycznych. W tym czasie emisja dwutlenku siarki była niewielka. Średnie stężenie dwutlenku siarki ($2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) we wrześniu (rys. 5) było najmniejsze nie tylko ze względu na małą emisję tego gazu, ale również ze względu na dość wysoką średnią sumę opadu w tym miesiącu (82,7 mm). W półroczu chłodnym, zwłaszcza w okresie zimy, miała miejsce sytuacja odwrotna. Niskie miesięczne sumy opadów przypadały na okres wzmożonej emisji dwutlenku siarki.



Rys. 5. Przebieg roczny średniego stężenia dwutlenku siarki i sum opadów atmosferycznych w Łebie w latach 1994-1999

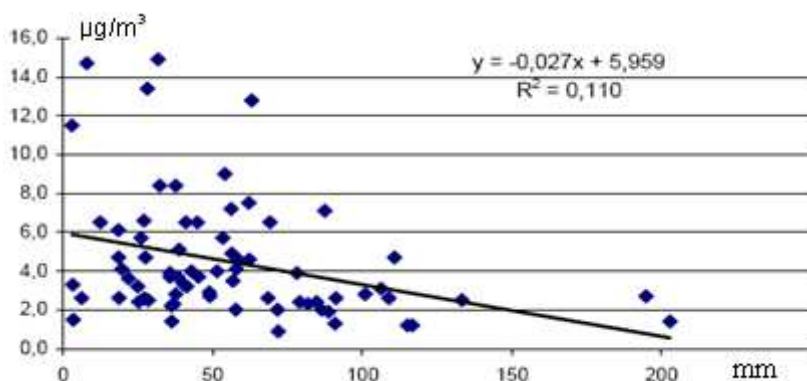
Tabela 4. Częstość poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki w dniach z opadem i bez opadu

µg/m ³	Dni bez opadu	Dni z opadem
0-2	36,5	44,8
2-5	33,8	32,3
5-10	15,5	15,7
10-20	11,3	5,6
>20	2,9	1,6

Tabela 5. Częstość poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki w dniach z różnymi sumami dobowymi opadów atmosferycznych w Łebie w latach 1994-1999

µg/m ³	0,1-1,0	1,0-10,0	>10,0 mm
0-2	39,3	49,0	66,0
2-5	33,7	33,8	24,5
5-10	18,7	13,9	7,4
10-20	6,5	2,7	2,1
>20	1,8	0,6	0,0

Wyznaczenie równania prostej regresji pozwoliło wykazać jak kształtowało się stężenie dwutlenku siarki w Łebie w zależności od wielkości opadu atmosferycznego (rys. 6). Obliczony współczynnik korelacji liniowej wyniósł -0,332. Test istotności t-Studenta wykazał istotność statystyczną współczynnika na poziomie istotności 0,02.

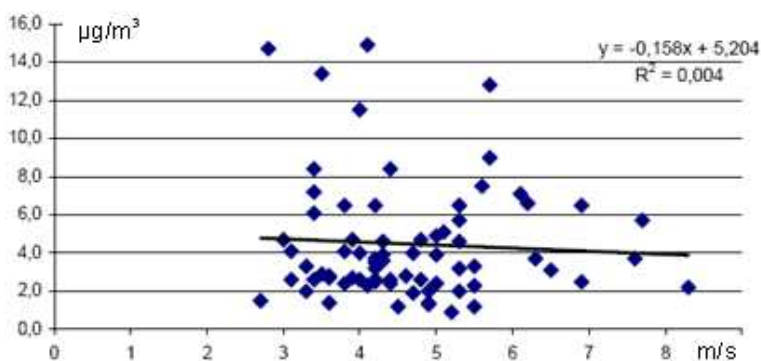


Rys. 6. Korelacja średniego stężenia dwutlenku siarki z sumami opadów atmosferycznych w Łebie w latach 1994-1999

Zależność stężenia dwutlenku siarki od prędkości wiatru w Łebie w latach 1994-1999

W celu wykazania zależności stężenia dwutlenku siarki w Łebie od prędkości wiatru wyznaczono równanie prostej regresji (rys. 7). Wyznaczony współczynnik korelacji, będący miarą omawianej zależności, wyniósł $-0,06$. Wartość ta jest bliska zero, co oznacza, że zależność stężenia dwutlenku siarki od prędkości wiatru była znikoma.

Przebieg roczny średniej prędkości wiatru w Łebie był analogiczny do typowego w pozostałych częściach Polski. W miesiącach zimowych występował wyraźny wzrost średniej dobowej prędkości wiatru, w porze letniej następował natomiast jej spadek. W badanym okresie największą średnią miesięczną prędkością wiatru wyróżnił się luty ($6,1$ m/s), zaś najniższą sierpień ($3,8$ m/s). W porównaniu z innymi obszarami Polski, ze względu na nadmorskie położenie Łeby, udział cisz był niewielki, a liczba dni z silnym i bardzo silnym wiatrem duża.



Rys. 7. Korelacja średnich miesięcznych wartości stężenia dwutlenku siarki ze średnią miesięczną prędkością wiatru w Łebie w latach 1994-1999

Tabela 6. Częstość (%) występowania poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w dniach z daną prędkością wiatru w Łebie w latach 1994-1999

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,1–2,0	2,1–5,0	5,1–10,0	>10,0 m/s
0–2	36,1	39,1	47,1	51,0
2–5	29,7	32,5	34,0	38,2
5–10	19,3	17,1	12,3	9,8
10–20	11,7	8,8	5,5	1,0
>20	3,2	2,5	1,1	0,0

Zależność stężenia dwutlenku siarki od kierunku napływu mas powietrza

O stężeniu zanieczyszczeń powietrza na danym terenie decyduje w dużej mierze geograficzne rozmieszczenie źródeł emisji oraz kierunek wiatru, który determinuje napływ zanieczyszczeń z innych obszarów. W Łebie w całym 6-leciu najczęstszy był wiatr z kierunków: południowo-zachodniego (20,8%) i zachodniego (18,4%). Najrzadziej pojawiał się wiatr północno-zachodni (3,3%). Udział ciszy wynosił 3,0%.

W półroczu chłodnym przeważał wiatr z kierunków południowo-zachodniego i południowego (odpowiednio 26,4% i 20,9%). W półroczu ciepłym najczęstszy był natomiast wiatr zachodni (21,8%) i północno-wschodni (19,4%). W obydwu półroczach najrzadziej występującym był wiatr północno-zachodni. Częściej występował on w półroczu chłodnym (3,6%). Z kolei więcej ciszy zanotowano w półroczu ciepłym (3,2%).

W celu przedstawienia wpływu kierunków adwekcji mas powietrza na stężenia dwutlenku siarki przeanalizowano średnie wartości stężenia SO_2 przy poszczególnych kierunkach napływu mas powietrza zarówno w całym badanym okresie, jak i w półroczach: chłodnym i ciepłym.

W badanym okresie najbardziej niekorzystnym okazał się wiatr wschodni i południowo-wschodni. Przy adwekcji z tych kierunków średnie stężenia dwutlenku siarki było większe niż przeciętne. W przypadku wiatru wschodniego średnie stężenie dwutlenku siarki było blisko dwukrotnie większe od przeciętne. Przyczynę takiej sytuacji należy upatrywać w specyficznej sytuacji pogodowej oraz w napływie zanieczyszczeń z innych obszarów Polski.

Tabela 7. Częstość występowania poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki przy różnych kierunkach wiatru w Łebie w latach 1994-1999 (X – wiatr zmienny, C – cisza)

	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	X	C
0–2	69,1	37,5	13,4	20,0	28,5	46,3	57,0	72,6	46,1	27,7
2–5	24,5	44,0	33,3	37,3	23,9	35,7	31,7	19,2	31,2	43,0
5–10	3,2	13,9	25,3	21,4	25,6	12,3	9,8	8,2	17,5	20,0
10–20	3,2	4,2	21,5	17,3	16,5	4,6	1,5	0,0	3,9	6,2
>20	0,0	0,4	6,5	4,0	5,5	1,1	0,0	0,0	1,3	3,1

Wnioski

Praca stanowi próbę analizy wpływu warunków pogodowych na stężenie dwutlenku siarki w Łebie w latach 1994-1999. Wzięto pod uwagę: temperaturę powietrza, opady atmosferyczne, kierunek i prędkość wiatru. W latach 1994-1999 stężenie dwutlenku siarki charakteryzowało się rytmem rocznym, wynikającym z sezonowego wzrostu emisji tego gazu. Największe średnie stężenie dwutlenku siarki przypadło na miesiące zimowe.

Stwierdzono, że latem ponad 90% zmierzonych wartości stężenia mieściło się w przedziale $0-5\mu\text{g}/\text{m}^3$. Największą częstością stężenia SO_2 przekraczającego $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ wyróżnił się natomiast okres zimy (45,7% dni). W głównej części analizy osobno rozpatrzono wpływ temperatury powietrza, opadów atmosferycznych oraz kierunku i prędkości wiatru na stężenie dwutlenku siarki. Najmniejsze średnie stężenie dwutlenku siarki wystąpiło przy najwyższej średniej temperaturze powietrza, zaś największe średnie stężenie dwutlenku siarki przypadło na okres o najniższej średniej temperaturze powietrza. Tę zależność potwierdziła również wartość współczynnika korelacji $-0,676$. Duże stężenie dwutlenku siarki w półroczu chłodnym było następstwem przede wszystkim wzmożonej emisji dwutlenku siarki (warunki termiczne powodowały wówczas także słabszą konwersję tego zanieczyszczenia). Częstość poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki w dniach z różną średnią dobową temperaturą powietrza również potwierdziła zależność stężenia dwutlenku siarki od warunków termicznych. Na jej podstawie stwierdzono, że częstość występowania największego stężenia dwutlenku siarki, tj. powyżej $20\mu\text{g}/\text{m}^3$, była największa w dniach z ujemną średnią temperaturą powietrza. Natomiast temperatura dodatnia sprzyjała występowaniu małego stężenia dwutlenku siarki, rzędu $0-2\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Przy tych warunkach termicznych średnie stężenie SO_2 powyżej $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ występowało sporadycznie. Wpływ opadów atmosferycznych na średnie dobowe stężenie dwutlenku siarki analizowano w podobny sposób. Niskie sumy opadów zazwyczaj przypadają na miesiące zimowe, kiedy to emisja dwutlenku siarki, ze względu na spalanie paliw na cele grzewcze, była duża. Wysokie sumy opadów występowały natomiast w porze letniej, gdy emisja dwutlenku siarki była mała. Wartość współczynnika korelacji $-0,332$ potwierdziła zależność stężenia dwutlenku siarki od wysokości opadu.

Na podstawie częstości poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki w dniach z opadem i bez opadu stwierdzono, że opad znacznie przyczynił się do obniżenia stężenia dwutlenku siarki w Łebie. W dniach, w których opad wystąpił, najczęściej notowano stężenia $0-2\mu\text{g}/\text{m}^3$ (prawie 45% takich dni). Stwierdzono, że największa częstość występowania średniego stężenia dwutlenku siarki powyżej $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ była w dniach z małą sumą opadów. Żaden przypadek tak dużego średniego stężenia dwutlenku siarki nie wystąpił w dniach z sumą opadu powyżej $10,0\text{mm}$.

Przebieg roczny prędkości wiatru był korzystny dla warunków aerosanitarnych. Większa średnia prędkość wiatru była w miesiące zimowe, tj. miesiące o wzmożonej emisji dwutlenku siarki. Natomiast miesiące ciepłe charakteryzowały się spadkiem średniej prędkości wiatru, jednak emisja dwutlenku siarki w tych miesiącach była mała. Zależność stężenia dwutlenku siarki od prędkości wiatru była niewielka.

Na podstawie częstości występowania poszczególnych wartości średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki w dniach z określoną prędkością wiatru (tj. $0,1-2,0\text{m/s}$,

2,1–5,0 m/s, 5,1–10,0 m/s i >10,0 m/s) stwierdzono największy udział stężenia dwutlenku siarki rzędu 0-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w dniach z wiatrem o największej prędkości (tj. powyżej 10 m/s). Znacznie mniej, bo 36,1% przypadków takiego zanotowano przy wietrze bardzo słabym. Częstość występowania średniego dobowego stężenia dwutlenku siarki przekraczającego 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ była największa przy bardzo słabym wietrze.

O warunkach aerosanitarnych w Łebie w badanym okresie decydował również kierunek adwekcji mas powietrza. Stwierdzono, że w ciągu całego roku najbardziej niekorzystna okazywała się adwekcja mas powietrza z kierunku wschodniego i południowo-wschodniego. Udział dni z takim wiatrem był jednak niewielki – wynosił odpowiednio 8,5% i 6,8%. Przy adwekcji z tych kierunków średnie zależności stężenia dwutlenku siarki było znacznie większe niż przeciętne (średnie stężenie dwutlenku siarki przywietrze z kierunku wschodniego wyniosło 8,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, z kierunku południowo-wschodniego – 7,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast przeciętne średnie stężenie SO_2 w roku wyniosło 4,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Taka sytuacja uwarunkowana była napływem zanieczyszczeń zarówno z pobliskich emitorów (np. z Lęborka), jak i tych położonych w środkowej Polsce. Również średnie stężenie dwutlenku siarki przy ciszy było nieco większe od przeciętne. Wyniosło ono 5,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W badanym okresie najbardziej korzystnym dla warunków aerosanitarnych panujących w Łebie był wiatr z kierunków: północno-zachodniego i północnego. W obu przypadkach średnie stężenie dwutlenku siarki było prawie dwukrotnie mniejsze od przeciętne. Spowodowane było to napływem czystego powietrza z nad Morza Bałtyckiego.

7.3.4. Zależność dobowego stężenia jonów siarczanowych w atmosferze od typów cyrkulacji (na przykładzie Suwałk)

Autor: Jan SUCHOCKI

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Wprowadzenie

Celem pracy jest próba określenia związku między zmianami stężenia SO_2 i występującymi typami cyrkulacji w przebiegu rocznym i wieloletnim w Suwałkach w latach 1981-1990.

Źródła zanieczyszczeń powietrza można podzielić na naturalne – np. wybuchy wulkanów, pożary lasów i stepów, rozkład substancji organicznych oraz sztuczne (antropogeniczne) – przemysł, transport, paleniska domowe.

Jednym z bardziej rozpowszechnionych gazów wprowadzanych do atmosfery jest dwutlenek siarki (SO_2). Wtórny zanieczyszczeniem z emisji SO_2 są siarczany, powstające z utleniania SO_2 , a występujące w postaci aerozoli. Podczas spalania paliw zawierających siarkę tylko niewielka jej część jest emitowana w postaci siarczanów (5-7 %). W zależności od warunków meteorologicznych oraz zawartości w powietrzu innych substancji mogą one występować w atmosferze w postaci kwasu siarkowego lub soli – siarczanów. Wszechobecny jest siarczan amonowy, powstający w wyniku reakcji kwasu siarkowego z amoniakiem, emitowanym do atmosfery ze źródeł naturalnych i sztucznych.

Związki siarki działają toksycznie na ludzi, zwierzęta, roślinność oraz korozyjnie na przedmioty metalowe i materiały budowlane. Cząsteczki kwasu siarkowego i siarczanów mogą rozpraszać i pochłaniać w atmosferze promieniowanie słoneczne.

W rejonach o niewielkiej emisji lokalnej, takich jak np. Suwalszczyzna dużą rolę mogą odgrywać zanieczyszczenia napływające z innych obszarów. Na stężenie zanieczyszczeń na danym terenie wpływają w dużej mierze panujące tam warunki atmosferyczne.

Wielu klimatologów poszukiwało zależności zmian stężenia zanieczyszczeń od warunków termicznych lub opadowych. Niewielu natomiast starało się określić rolę cyrkulacji w kształtowaniu się wielkości zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego.

Materiały źródłowe i metody opracowania

W pracy wykorzystano materiały - dobowe wartości stężenia siarki - udostępnione przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie. Pochodzą one ze stacji meteorologicznej Suwałki z lat 1981-1990.

Stacja w Suwałkach jest usytuowana na północ od miasta, w odległości około 2 km (rys. 1). Pomiarów stężenia SO_4^{-2} dokonywano specjalnie skonstruowanym przyrządem Zasysane z zewnątrz powietrze (około 4-5 m^3 na dobę) przepływało przez specjalne filtry (2 sztuki), na których osadzały się różne związki zawarte w powietrzu (pierwszy filtr zatrzymywał aerozole – m. in. siarczany, azotany, chlorki i jony amonowe, drugi filtr – SO_2). Odczyt licznika i wymiana filtrów odbywa się raz na dobę o godzinie 7. Analiza filtrów odbywa się w laboratorium w Warszawie, gdzie oznacza się ilość siarki w SO_4^{-2} określanej w $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



■ Stacja meteorologiczna, kotłownie: ZEC nr 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, Browar nr 8, Białostockie Fabryki Mebli nr 11

Rys. 1. Lokalizacja stacji meteorologicznej oraz rozmieszczenie głównych źródeł energetycznych zanieczyszczenia atmosfery w Suwałkach

Typy cyrkulacji uzyskano z Kalendarza Typów Cyrkulacji Atmosferycznej, sporządzonego przez Stępniewską-Podrażkę (1991). Kalendarz ten został opracowany na podstawie liczbowej klasyfikacji typów cyrkulacji atmosferycznej Lityńskiego (1969). Zawiera on oprócz dobowego zestawienia także uśrednione typy cyrkulacji dla Europy Środkowej w okresie 40 lat (1951-1990).

Celem tej pracy jest zbadanie zmian stężenia siarki w SO_4^{-2} w Suwałkach w zależności od typu cyrkulacji atmosferycznej występującej nad Polską w latach 1981-1990.

W pracy stosowano pojęcie „stężenie siarki w jonach siarczanowych” lub w skrócie – stężenie S- SO_4^{-2} . We wszystkich analizach posłużono się średnią geometryczną stężenia.

Badając zmiany stężenia SO_4^{-2} przeanalizowano jego zmiany z miesiąca na miesiąc w przebiegu rocznym i wieloletnim (przy wykorzystaniu wartości średnich miesięcznych i rocznych stężenia). Wzięto także pod uwagę wartości absolutne (maksymalne i minimalne) zanotowane w poszczególnych miesiącach i latach. Obliczono również trend zmian stężenia SO_4^{-2} w całym okresie. W celu bardziej wnikliwego przebadania zmian zawartości siarki w jonach siarczanowych przeprowadzono analizę średnich miesięcznych wartości temperatury i sum opadu atmosferycznego.

Aby określić wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie siarki w SO_4^{-2} obliczono

Częstość występowania poszczególnych kierunków i układów barycznych oraz kształtujące się w nich średnie stężenie SO_4^{-2} przy określeniu zależności między typem cyrkulacji a wielkością stężenia siarki w jonach siarczanowych posłużono się także wyżej wymienionymi metodami. Rozpatrzono również zmiany stężenia SO_4^{-2} z dnia na dzień podczas utrzymywania się określonego typu cyrkulacji przez kilka kolejnych dni.

Wszystkie zanieczyszczenia atmosfery czy to gazowe czy pyłowe, a wśród nich także i SO_4^{-2} mają jedną wspólną cechę – charakteryzują się dużą zmiennością stężenia zarówno w czasie jak i w przestrzeni. Wpływają na to różne czynniki: atmosferyczne, topograficzne, antropogeniczne i in. W przestrzeni największe stężenia zanieczyszczeń obserwuje się w pobliżu źródeł emisji. W Polsce w 1987 roku największą emisją SO_2 charakteryzowały się obszary zurbanizowane i silnie uprzemysłowione: Górny Śląsk, Dolny Śląsk, Warszawa, Łódź. Suwałki na tym tle charakteryzują się stosunkowo małą emisją: 1000-5000 t/rok, jest to około dziesięciokrotnie mniej niż na Śląsku. Na tle Europy Polska w 1985 roku należała do krajów o największych średnich rocznych stężeniach SO. Największe stężenie występowało w rejonie południowo-zachodniej części Polski – 25 suwalskim były już one znacznie niższe – $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Przedstawiony obraz nie jest statyczny, ulega on ciągłym zmianom, które są uwarunkowane głównie czynnikami atmosferycznymi. Spadek temperatury spowoduje wzrost zużycia opału, co pociągnie za sobą zwiększoną emisję zanieczyszczeń do atmosfery. Z kolei cyrkulacja atmosferyczna zadecyduje o tym gdzie dane zanieczyszczenia zostaną zaniesione i jak będzie się tam kształtował ich stężenie. Ponieważ związki siarki mogą pozostawać w atmosferze od 2 do 4 dni, to przy sprzyjających wiatrach mogą być przenoszone na odległości wynoszące 1000 kilometrów i więcej (J.Stasiak, K.Stasiak, 1983). Dlatego ciągła zmiana warunków atmosferycznych będzie powodować ciągłe zmiany emisji i imisji.

Wahania średnich rocznych stężeń SO_4^{-2} w latach 1981-1990

W celu ukazania zmian stężenia SO_4^{-2} w przebiegu rocznym i wieloletnim obliczono średnie wartości miesięczne i roczne w poszczególnych latach i w całym dziesięcioleciu. Przedstawiono także wartości absolutne, czyli najwyższe i najniższe stężenia jakie wystąpiły w poszczególnych miesiącach badanego okresu (tab.1-3, rys. 2-3).

Suwalszczyzna należy w Polsce do obszarów o najmniejszym średnim rocznym stężeniu związków siarki w powietrzu atmosferycznym. Wartości te nie są stałe i ulegają pewnym wahaniom z roku na rok w omawianym okresie średnie roczne wartości stężenia SO_4^{-2} wykazywały istotne zmiany. Największymi wartościami stężenia charakteryzowały się lata 1985, 1987, 1988, wynosiły one odpowiednio 3,22, 3,27 i 3,11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Najmniejszymi stężeniami charakteryzowały się lata 1981-1,76, 1983-1,81, 1989 – 1,57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Zakres wahań średniego stężenia rocznego wynosi więc około 1,70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Analizując przebieg roczny stężenia SO_4^{-2} potwierdza się znany rytm roczny, charakteryzujący się wysokimi stężeniami w chłodnej porze roku i niskimi w cieplej. Największą wartością średnią wieloletnią charakteryzował się luty – 3,24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W następnych miesiącach - marzec, kwiecień, maj – następował stopniowy spadek wartości, aż do czerwca, w którym wartość średniego stężenia osiągnęła minimum roczne 1,73 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W lipcu nieznacznie wzrosło stężenie do 2,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ po czym nastąpił ponowny spadek do 1,80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabela.1. Średnie miesięczne (1) oraz ekstrema absolutne (2 – max, 3 – min) stężenia SO_4^{-2} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Suwałkach w kolejnych latach 1981, ...,1990

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	R
1	2,47	1,68	2,06	1,06	1,97	1,31	2,14	1,60	1,00	2,87	2,01	1,66	1,76
2	5,52	3,84	3,85	3,63	3,81	2,81	4,94	5,45	3,63	4,79	9,07	2,90	9,07
3	1,06	0,54	0,55	0,23	0,30	0,53	0,15	0,20	0,23	1,41	1,06	1,10	0,15
1	1,53	4,01	2,30	3,84	1,21	1,06	3,32	1,31	1,26	2,21	2,47	2,79	2,05
2	5,49	9,74	4,21	16,46	3,84	3,49	6,00	4,22	8,98	4,37	4,85	8,11	16,46
3	0,28	2,26	1,02	0,19	0,14	0,20	1,23	0,17	0,10	0,24	0,70	0,98	0,10
1	2,18	3,68	1,76	2,18	3,31	2,21	0,74	1,01	1,30	1,85	1,30	2,57	1,81
2	5,60	14,76	6,29	4,03	7,52	10,27	5,11	5,04	4,41	3,52	4,44	10,65	14,76
3	0,32	0,38	0,38	0,85	1,52	0,14	0,14	0,32	0,10	0,27	0,17	0,34	0,10
1	2,76	1,75	3,91	2,09	2,26	0,95	1,05	2,15	2,75	1,40	4,50	5,33	2,26
2	7,92	8,66	14,60	4,01	6,17	3,78	4,61	5,10	5,21	3,79	15,20	11,28	15,20
3	0,59	0,68	1,79	0,21	0,13	0,13	0,20	0,78	1,42	0,32	1,95	2,00	0,13
1	6,40	6,11	3,38	5,90	3,31	2,03	2,52	2,21	2,14	2,17	1,81	5,26	3,23
2	30,20	13,75	10,56	18,89	6,99	9,84	4,08	6,22	5,03	6,73	19,31	10,40	30,20
3	3,57	3,04	0,27	0,74	1,36	0,94	0,85	0,22	0,84	0,71	0,17	1,86	0,17
1	3,78	6,12	4,07	1,62	1,48	3,15	2,22	1,17	1,35	2,75	2,96	3,60	2,53
2	10,50	11,00	13,20	4,92	6,38	6,64	13,36	5,86	6,49	6,52	6,61	10,43	13,36
3	1,56	2,77	1,55	0,43	0,24	1,11	0,21	0,31	0,48	0,67	0,34	0,15	0,15
1	3,81	5,56	6,21	5,75	3,38	2,36	3,07	2,58	2,12	3,37	1,69	2,31	3,28
2	11,32	13,66	12,87	30,32	17,82	4,83	7,56	5,45	9,16	13,35	3,96	6,61	30,32
3	1,34	1,95	2,39	1,60	0,80	0,37	0,80	0,46	0,96	0,85	0,73	0,59	0,37
1	2,69	3,04	2,92	2,92	4,86	3,82	3,08	5,03	3,27	3,77	1,35	2,38	3,12
2	6,25	5,77	5,37	5,68	13,55	7,47	8,79	16,23	13,78	13,10	14,07	5,90	16,23
3	0,84	1,49	1,06	0,44	1,88	1,70	0,69	1,56	0,61	1,51	0,10	1,10	0,10
1	1,43	2,22	3,06	4,31	0,70	1,80	1,91	0,94	1,67	0,95	1,65	1,64	1,58
2	6,13	11,80	18,93	13,41	2,31	6,02	7,11	3,74	4,16	3,65	4,22	15,74	18,93
3	0,18	0,53	0,25	1,29	0,01	0,43	0,54	0,30	0,50	0,22	0,60	0,19	0,01
1	2,06	2,14	2,28	1,44	1,54	0,95	2,15	2,41	2,71	1,18	2,09	2,87	1,89
2	4,94	5,68	8,63	4,70	5,04	3,01	4,32	5,71	7,29	4,40	8,71	7,48	8,71
3	0,12	0,96	0,58	0,18	0,38	0,18	0,77	1,01	1,06	0,26	0,25	0,92	0,12
S	2,66	3,23	2,99	2,61	2,09	1,73	2,03	1,80	1,82	2,06	2,04	2,82	

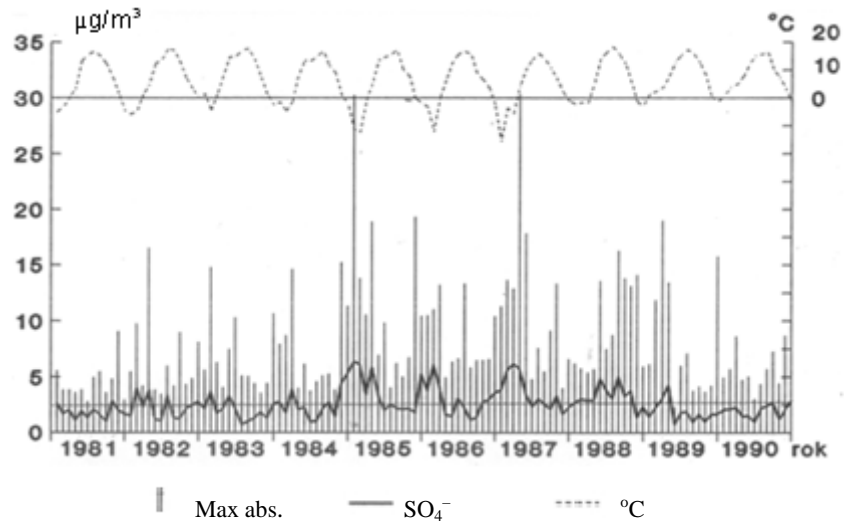
Tabela 2. Średnie miesięczne i wieloletnie wartości temperatury powietrza (°C) (Suwałki, 1981-1990)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1981	-5,0	-3,4	0,2	3,2	13,2	15,4	16,6	15,1	12,0	7,4	1,6	-4,6
1982	-5,9	-4,7	1,1	4,6	12,4	13,6	17,5	17,0	12,7	6,9	3,3	0,0
1983	1,4	-4,5	1,2	7,9	14,6	14,7	17,2	17,4	13,4	7,2	1,0	-2,6
1984	-1,6	-4,7	-1,4	7,8	13,2	13,1	14,8	16,7	11,5	8,9	0,6	-2,1
1985	-11,3	-12,4	-1,2	5,0	13,6	14,4	15,4	17,1	10,0	7,7	-0,4	-1,9
1986	-3,3	-12,1	-0,1	6,2	12,9	15,6	16,6	15,7	8,7	6,3	3,6	-2,3
1987	-15,4	-3,7	-5,6	4,3	10,7	13,9	15,8	13,9	10,5	6,6	2,1	-1,1
1988	-2,2	-1,7	-1,7	5,1	14,0	16,4	18,2	15,7	12,4	5,7	-1,7	-2,6
1989	1,5	2,2	3,5	7,5	12,8	15,3	17,2	15,8	12,6	8,2	0,3	-1,4
1990	0,7	3,6	4,7	7,6	12,0	15,1	15,5	16,3	9,9	7,1	3,3	-1,7
średnie	-4,1	-4,1	0,1	5,9	12,9	14,8	16,5	16,1	11,4	7,2	1,4	-2,0

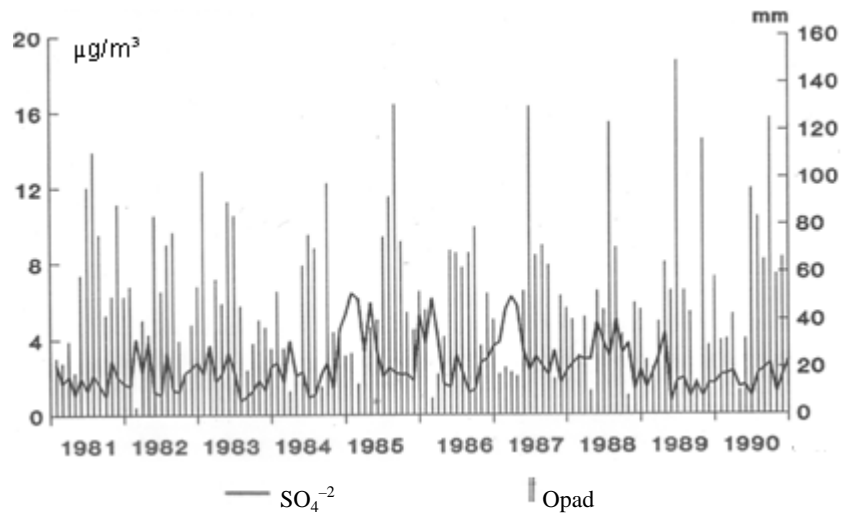
Tabela 3. Miesięczne oraz średnie wieloletnie sumy opadu (mm) (Suwałki, 1981-1990)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1981	24	22	31	18	59	96	111	76	42	50	89	50
1982	54	3	40	34	84	52	72	77	31	17	38	54
1983	103	27	57	47	90	84	46	19	30	40	37	28
1984	52	28	10	18	63	76	70	12	98	35	34	25
1985	26	13	30	37	40	75	92	131	73	43	36	52
1986	44	7	17	33	69	68	62	68	79	29	51	40
1987	17	20	18	16	52	130	67	71	63	15	50	45
1988	40	25	41	10	52	44	123	70	34	8	47	44
1989	23	20	39	64	52	149	52	43	14	116	29	58
1990	31	32	42	10	32	95	83	65	125	59	66	23
Suma	41	20	33	29	59	87	78	63	59	41	48	42

W ciągu roku również opad atmosferyczny wpływa modyfikująco na kształtowanie się stężenia SO_4^{-2} . Powoduje on wymywanie zanieczyszczeń, przez co zmniejsza się ich ilość w atmosferze, w przebiegu rocznym średnich wieloletnich stężeń SO_4^{-2} i miesięcznych sum opadów obserwuje się zależność odwrotną (tab. 3). W miesiącu o największym średnim stężeniu SO_4^{-2} (luty – $3,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$) średnia suma opadu była najmniejsza – 20 mm, natomiast w miesiącu o najmniejszym stężeniu (czerwiec – $1,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$) opad był największy – 87 mm.



Rys. 2. Przebieg średnich miesięcznych i maksimów absolutnych wartości stężenia SO_4^{-2} oraz średniej miesięcznej temperatury powietrza (Suwałki, 1981-1990)



Rys. 3. Przebieg średnich miesięcznych wartości stężenia SO_4^{-2} oraz miesięcznych sum opadów (Suwałki, 1981-1990)

Zależność stężenia SO_4^{-2} od kierunku cyrkulacji atmosferycznej

W przebiegu rocznym średnich miesięcznych stężeń SO_4^{-2} , przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji, wystąpiło podwyższenie wartości stężenia zimą i obniżenie latem (tab. 4-5, rys. 4).

Tabela 4. Częstość (%) kierunków cyrkulacji (Suwałki, 1981-1990)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	ROK
N	11,0	7,1	7,5	12,2	10,7	18,0	18,2	17,5	14,1	12,3	17,7	13,4	13,3
NE	7,1	12,8	3,9	13,2	11,0	19,7	13,0	10,4	8,7	2,6	9,0	4,6	9,7
E	9,4	16,3	10,4	8,4	8,8	7,7	6,2	7,5	5,4	4,8	4,3	3,9	7,8
SE	7,1	13,1	10,7	9,4	8,8	4,2	3,0	3,6	2,4	8,4	10,3	5,9	7,2
S	10,7	7,1	10,7	12,9	14,9	6,0	9,1	7,8	13,5	17,4	10,0	10,8	10,9
SW	13,3	14,9	19,9	9,4	19,2	9,9	13,6	15,3	17,4	18,7	16,3	15,1	15,3
W	14,6	6,7	13,1	10,1	7,8	12,0	9,7	12,9	12,4	15,6	10,7	16,1	11,8
NW	19,7	12,8	12,7	13,2	6,5	10,5	13,6	9,7	14,4	13,2	15,3	20,0	13,5
0	7,1	9,2	11,1	11,2	12,3	12,0	13,6	15,3	11,7	6,8	6,4	10,2	10,6

Charakterystyczny przebieg roczny SO_4^{-2} z lekkim podwyższeniem stężenia w lipcu wystąpił tylko przy cyrkulacji z południo-wschodu, południa i południo-zachodu. Można też dostrzec pewne różnice w przebiegu stężenia w kierunkach z sektora zachodniego i wschodniego. Pierwszy z nich charakteryzuje się dużymi zmianami stężenia z miesiąca na miesiąc. Najwyższe stężenia SO_4^{-2} były notowane w okresie od stycznia do marca. Na podobnym poziomie stężenie było notowane w maju i lipcu. Sektor zachodni charakteryzuje się bardziej wyrównanym przebiegiem w ciągu roku. Najwyższe wartości były notowane od października do kwietnia i kształtowały się na podobnym poziomie.

Duże fluktuacje, występujące przy kierunku wschodnim, mogą być związane z lokalnymi źródłami emisji, które są usytuowane na południe od stacji meteorologicznej oraz z przewagą cyrkulacji południowo-zachodniej i zachodniej. Wyraźny jest silny wzrost stężenia SO_4^{-2} w lutym przy kierunku północnym i w maju przy wschodnim. Mogą one być wynikiem zanieczyszczeń napływowych docierających do Suwałk z tych kierunków. Wspomniane wcześniej podwyższenie stężenia SO_4^{-2} w lipcu i sierpniu jest charakterystyczne dla sektora południowego, co najprawdopodobniej jest odzwierciedleniem wpływu miasta i lokalnych źródeł emitujących zanieczyszczenia przez cały rok, jak np. Białostocka Fabryka Mebli.

Najwyższe średnie miesięczne wartości stężenia SO_4^{-2} były notowane przy cyrkulacji południowo-wschodniej (lipiec– $3,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$, styczeń– $3,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$), południowej (grudzień– $3,94 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i wschodniej (styczeń – $3,86 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Najniższe zaś przy północno-wschodniej (październik – $1,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i północnej (listopad – $1,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Maksymalne zanotowano przy cyrkulacji północno-zachodniej (kwiecień $30,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i zachodniej (styczeń $30,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (tab. 5).

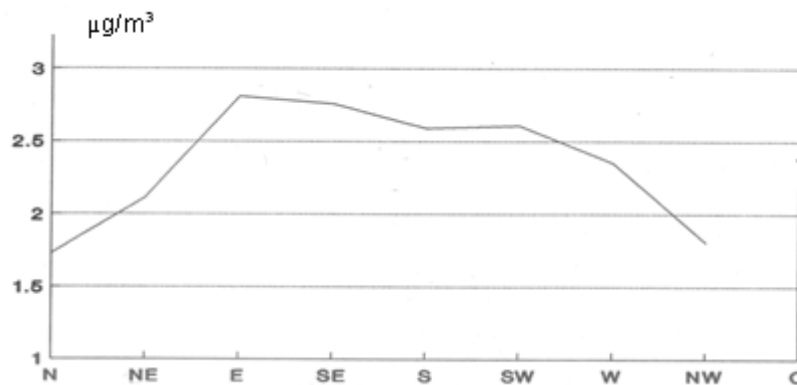
W całym badanym okresie najwyższym średnim stężeniem charakteryzowała się cyrkulacja wschodnia – $2,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Niewiele mniejszymi stężeniami odznaczał się kierunek południowo-wschodni – $2,76 \mu\text{g}/\text{m}^3$, południowy – $2,59 \mu\text{g}/\text{m}^3$, południowo-zachodni $2,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najmniejsze stężenia wystąpiły przy napływie mas powietrza z północny – $1,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i północno-zachodu – $1,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabela 5. Średnie miesięczne (1) oraz ekstrema absolutne (2 – max, 3 – min) stężenia SO_4^{-2} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji (Suwałki, 1981-1990)

		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	ROK
N	1	2,57	3,86	2,37	2,09	1,39	1,78	1,70	1,65	1,73	1,18	1,18	1,97	1,73
	2	11,32	13,28	5,57	16,46	6,00	7,47	6,95	7,85	9,16	5,83	6,03	8,35	16,46
	3	0,62	0,38	0,56	0,21	0,01	0,29	0,20	0,20	0,10	0,29	0,10	0,26	0,01
NE	1	3,20	3,59	3,51	1,96	2,79	1,97	1,86	1,36	1,84	1,11	1,35	2,60	2,11
	2	9,91	10,52	8,81	18,89	17,82	6,64	7,11	7,10	5,42	13,10	3,40	7,17	18,89
	3	0,45	0,79	1,75	0,19	0,90	0,18	0,35	0,24	0,58	0,27	0,17	0,15	0,15
E	1	3,86	3,77	3,24	3,14	3,72	2,01	1,77	1,64	1,84	2,61	2,22	3,25	2,81
	2	9,96	11,00	12,87	10,34	15,74	5,91	5,52	8,59	7,27	6,42	19,31	11,28	19,31
	3	0,40	0,68	0,27	0,60	1,42	0,23	0,29	0,18	0,54	0,57	0,18	1,17	0,18
SE	1	3,95	3,31	3,75	2,11	2,30	1,37	3,98	2,67	1,48	2,63	2,74	2,50	2,76
	2	10,50	13,75	10,56	12,34	6,40	6,59	7,56	6,22	2,69	6,74	9,07	8,08	13,75
	3	0,36	0,50	0,91	0,30	0,49	0,13	2,63	0,97	0,39	0,24	0,52	1,19	0,13
S	1	3,19	3,50	3,22	2,89	2,60	1,27	2,51	1,83	1,97	2,48	2,35	3,94	2,59
	2	7,20	13,66	12,43	9,01	6,95	6,02	7,72	5,86	8,30	13,35	6,51	9,30	13,66
	3	0,28	1,33	0,57	0,43	0,33	0,14	0,46	0,30	0,22	0,44	0,62	1,17	0,14
SW	1	2,99	2,26	3,28	3,31	1,85	2,18	2,18	2,71	2,28	2,90	3,01	2,90	2,61
	2	7,92	7,50	18,93	9,92	12,10	6,12	9,36	16,23	13,62	6,73	14,07	10,40	18,93
	3	0,73	0,79	0,25	0,84	0,16	0,55	0,19	0,24	0,50	0,71	0,34	0,55	0,16
W	1	2,78	3,23	3,29	2,69	1,87	1,58	2,11	1,96	1,82	2,08	2,45	2,99	2,35
	2	30,20	11,80	14,60	14,20	13,55	6,01	13,36	5,55	7,29	5,46	15,20	10,10	30,20
	3	0,12	0,53	0,43	0,18	0,16	0,17	0,15	0,17	0,17	0,26	1,00	0,27	0,12
NW	1	1,57	2,33	1,80	3,18	1,67	1,50	1,56	1,36	1,22	1,57	1,85	2,58	1,81
	2	12,36	13,98	5,03	30,32	5,93	10,27	9,60	7,14	10,96	5,82	5,47	10,65	30,32
	3	0,18	1,01	0,38	0,41	0,23	0,20	0,14	0,32	0,10	0,22	0,10	0,19	0,10
0	1	2,85	4,66	3,06	2,74	1,64	1,57	2,64	1,68	2,14	1,84	2,63	3,47	2,38
	2	10,04	14,76	7,69	13,41	7,52	9,84	5,81	5,55	13,78	5,57	8,71	15,74	15,74
	3	0,32	1,62	1,52	0,21	0,13	0,20	0,50	0,23	0,30	0,30	0,96	0,70	0,13

Jeżeli chodzi o duże stężenia przy kierunkach z sektora południowego, należy tu brać pod uwagę lokalne źródła emisji zgrupowane właśnie w tym sektorze, jak również zanieczyszczenia docierające do Suwałk z rejonów o dużej emisji, nie tylko z Polski ale i z Europy. Szczególnie silnie zanieczyszczone są masy powietrza napływające ze wschodu, o czym świadczy najwyższa średnia wieloletnia. Ich negatywne oddziaływanie na środowisko nie jest zbyt duże, ponieważ pojawiają się one stosunkowo rzadko.

Reasumując można stwierdzić, że najwyższe stężenia SO_4^{-2} , czy to w przebiegu rocznym czy wieloletnim, są notowane przy napływie mas powietrza z sektora wschodniego i południowego. Kierunki te odpowiadają lokalizacji lokalnych źródeł emisji bądź napływowi zanieczyszczeń tranzytowych.



Rys. 4. Średnie stężenie SO_4^{-2} przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji (Suwałki, 1981-1990)

Kształtowanie się stężenia SO_4^{-2} w poszczególnych układach barycznych

W przebiegu rocznym stężenia SO_4^{-2} w poszczególnych układach barycznych (C – cyklonalny, O – nieokreślony, A – antycyklonalny) zaznacza się rytm roczny – podwyższenie wartości stężenia w półroczu chłodnym i obniżenie – w półroczu ciepłym (tab. 6-8). Najwyższe stężenie w układzie cyklonalnym wystąpiło w kwietniu – $3,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a najniższe w sierpniu – $1,67 > \mu\text{g}/\text{m}^3$. W układzie antycyklonalnym odpowiednio w lutym – $3,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i we wrześniu – $1,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Od listopada do marca wyższe stężenie SO_4^{-2} było w układach antycyklonalnych. W pozostałych miesiącach sytuacja uległa odwróceniu. Wartości średniego miesięcznego stężenia SO_4^{-2} w poszczególnych układach barycznych kształtowały się na zbliżonym poziomie. Dlatego też trudno jest określić wpływ układu barycznego na stężenie SO_4^{-2} . Nie zaobserwowano także związku między częstością występowania danego układu a stężeniem. Przykładem może być lipiec, w którym w ciągu 53,3 % dni występowały wyżej, a niżej tylko w 19,1 %. Natomiast było wyższe w układach cyklonalnych.

Powyższe wnioski mogą sugerować, że związek między układem barycznym i jego częstością pojawiania a stężeniem SO_4^{-2} nie występuje. Wydaje się jednak, że mogło wystąpić pewne zafałszowanie wyników przez zastosowanie klasyfikacji typów cyrkulacji wg Lityńskiego (1969), która była podstawą opracowania. Układy baryczne występujące w kalendarzu (Stępniewska-Podraszka, 1991) były określane na podstawie ciśnienia w Warszawie.

Przy utrzymujących się układach cyklonalnych znaczny wzrost stężenia z dnia na dzień wystąpił tylko przy kierunku północno-wschodnim napływu mas powietrza (1. dzień – $2,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2. dzień – $2,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 3. dzień – $3,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Przy kierunku wschodnim i południowo-zachodnim wyraźny wzrost nastąpił drugiego dnia, podczas gdy w trzecim dniu stężenie zmalało. Przy pozostałych kierunkach stężenie jest najwyższe pierwszego dnia po czym następuje jego spadek.

Tabela 6. Częstość (X) występowania układów barycznych (Suwałki, 1981-1990)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	H	X	XI	XII	ROK
C	39,4	26,9	34,2	28,9	34,4	35,9	19,1	25,0	30,2	28,4	29,6	36,1	30,7
0	21,4	26,6	25,4	30,0	27,3	28,9	27,3	33,1	38,9	23,9	28,7	27,8	28,3
A	39,2	46,5	40,4	41,1	38,3	35,2	53,6	41,9	30,9	47,7	41,7	36,1	41,1

Tabela 7. Średnie miesięczne stężenie SO_4^{-2} w układach barycznych (Suwałki, 1981-1990)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
C	2,7	2,82	2,67	3,45	2,58	1,83	2,43	1,67	2,33	2,14	1,8	2,46
0	2,58	3,20	2,9	2,57	2,30	1,58	1,93	1,82	1,77	2,10	2,09	3,07
A	2,67	3,53	3,35	2,17	1,63	1,76	1,95	1,87	1,48	2,01	2,18	3,02

Tabela 8. Średnie miesięczne stężenie SO_4^{-2} ($\mu g/m^3$) w typach cyrkulacji (Suwałki, 1981-1990)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Nc	2,48	2,58	1,99	3,39	2,75	2,02	1,74	1,11	2,27	0,84	1,20	1,80	1,83
No	2,08	2,52	2,66	1,74	2,19	1,44	1,74	2,22	1,69	1,62	1,03	2,07	1,76
Na	2,03	6,40	2,55	1,85	0,78	1,89	1,68	1,92	1,41	1,17	1,30	2,01	1,65
NEc	2,99	2,40	2,74	3,84	3,28	2,60	1,00	0,06	1,81	0,00	1,47	1,76	2,22
NEo	4,04	5,27	3,53	1,93	2,86	2,07	2,32	0,30	1,61	0,70	1,81	0,00	2,27
NEa	2,34	3,62	3,85	1,69	2,46	1,75	1,77	0,50	2,16	1,19	1,13	3,83	1,99
Ec	2,75	3,99	0,96	2,03	4,11	2,47	1,49	0,17	1,88	1,84	2,33	1,21	2,33
Eo	5,15	4,25	2,94	3,85	2,92	3,14	3,57	0,25	1,96	3,14	2,19	5,60	2,99
Ea	4,55	3,30	4,15	3,42	4,61	1,06	1,65	2,03	1,49	3,79	2,10	4,37	2,97
SEc	3,75	5,84	3,18	2,65	3,33	1,00	4,57	3,13	1,96	1,73	2,52	1,47	2,59
SEo	4,60	4,18	3,55	2,65	2,60	1,28	3,16	2,60	1,64	2,98	3,40	3,85	3,13
SEa	3,47	2,85	3,99	1,11	1,89	2,13	4,03	2,37	0,39	2,80	2,60	3,16	2,66
Sc	4,40	4,00	3,42	3,39	2,78	1,35	3,89	1,72	2,33	2,54	2,09	3,75	2,93
So	1,81	2,61	2,88	2,60	2,59	0,81	2,00	1,05	2,22	2,51	2,48	3,66	2,28
Sq	2,99	3,42	3,33	2,65	2,40	1,83	1,95	2,51	0,90	2,40	2,41	4,39	2,57
SWc	2,70	2,05	3,25	4,17	2,56	2,03	3,38	2,51	2,57	2,80	2,08	2,12	2,59
SWo	2,70	2,25	3,17	3,03	1,22	1,65	2,65	2,61	2,22	2,96	2,65	4,14	2,51
SWa	3,52	2,68	3,48	2,84	1,56	3,31	1,72	3,26	1,98	2,96	3,80	3,30	2,71
Wc	3,52	2,45	2,84	3,34	2,45	0,78	4,67	2,31	2,73	2,12	2,70	2,38	2,65
Wa	1,98	2,71	3,60	2,91	2,15	0,42	1,49	2,60	1,67	1,90	2,46	3,77	2,32
Wa	2,80	4,34	3,72	1,96	1,22	0,57	1,84	1,51	1,24	2,14	2,27	3,29	2,14
NWc	1,69	2,29	2,02	4,05	1,98	0,68	1,81	0,87	1,54	1,61	1,40	2,95	1,96
NWo	1,23	1,68	1,61	3,37	2,08	0,13	1,23	1,61	1,25	1,26	2,18	2,51	1,68
NWa	1,65	2,78	1,67	2,40	1,30	0,54	2,04	1,33	1,11	1,88	2,24	2,31	1,78
Oc	2,34	3,87	3,02	3,75	1,61	1,48	1,66	1,76	2,90	2,45	2,68	4,95	2,43
Oo	3,05	3,89	2,92	2,49	2,86	1,60	2,88	1,46	1,13	1,58	2,75	3,25	2,24
Da	2,86	6,09	3,27	2,34	1,09	1,66	2,84	1,83	2,31	1,65	2,54	2,83	2,41

Podczas zalegania układu antycyklonalnego wzrost stężenia siarki w SO_4^{-2} wystąpił przy kierunku cyrkulacji południowym (od 2,23 do 3,34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) i zachodnim (od 3,15 do 4,21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Przy czym przy zachodnim kierunku wzrost następował stopniowo, a przy południowym trzeciego dnia nastąpił gwałtowny skok. Przy pozostałych kierunkach stężenie pozostawało bez większych zmian i wahało się na jednakowym poziomie.

Podsumowując można powiedzieć, że utrzymywanie się określonego typu cyrkulacji przez dłuższy czas nie wpływa znacząco na podwyższenie wartości stężenia SO_4^{-2} z wyjątkiem nielicznych przypadków. Ponadto układy cyklonalne charakteryzują się większą fluktuacją stężenia z dnia na dzień niż układy antycyklonalne, co można wytłumaczyć większą zdolnością usuwania przez opady zanieczyszczeń z atmosfery w niżach. W układach tych występują także różne ruchy powietrza (w niżu - prądy wstępujące, w wyżu - prądy zstępujące), które w istotny sposób mogą wpływać na kształtowanie się stężenia

Uwagi końcowe

Celem opracowania było zbadanie zmian stężenia SO_4^{-2} w Suwałkach w zależności od typu cyrkulacji atmosferycznej występującej nad Polską w latach 1981-1990. Oprócz tego rozpatrzono zmiany SO_4^{-2} w przebiegu rocznym i wieloletnim w powiązaniu z dwoma najbardziej istotnymi elementami meteorologicznymi: temperaturą powietrza i sumą opadu atmosferycznego.

Stężenie SO_4^{-2} w atmosferze jest wypadkową wzajemnie nakładających się: emisji lokalnej i napływowej, procesów transformacji SO_2 w SO_4^{-2} oraz warunków atmosferycznych.

Stężenia siarki w SO_4^{-2} charakteryzuje się dużą zmiennością w czasie. Jego przebieg roczny cechuje się dużymi stężeniami w miesiącach zimowych i małymi - w miesiącach letnich. Główną przyczyną tych wahań są zmiany temperatury powietrza i związane z nimi wahania ilości zużywanego opału na ogrzewanie pomieszczeń, co pociąga za sobą zróżnicowaną emisję SO_4^{-2} do atmosfery. Z tego też względu najwyższe stężenia, dochodzące do 6,40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, były notowane w miesiącach zimowych, najniższe zaś w miesiącach letnich, około 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Rytm roczny stężenia SO_4^{-2} wynika także ze zmiennych warunków termiczno-dynamicznych między półroczem chłodnym (przewaga równowagi stałej, sprzyjającej koncentracji zanieczyszczeń przy powierzchni ziemi) i ciepłym (przewaga równowagi chwiejnej, zwiększającej rozpraszanie zanieczyszczeń). Określone warunki termiczno-dynamiczne przyczyniają się do powstawania warstwy mieszania o różnej grubości. W półroczu chłodnym jest ona prawie dwukrotnie cieńsza niż w półroczu ciepłym, co dodatkowo zwiększa wielkość mierzonych wtedy stężeń.

Przy zanieczyszczeniach wtórnych, takich jak SO_4^{-2} , dużą rolę odgrywa proces transformacji dwutlenku siarki w jony siarczanowe, a zwłaszcza jego tempo, które jest wyższe w miesiącach ciepłych.

Do zmniejszenia stężenia SO_4^{-2} w atmosferze przyczynią się opad atmosferyczny. Jednak efektywność tego procesu zależy od bardzo wielu czynników m. in. od rodzaju, intensywności, czasu trwania i odstępu między opadami. Prawdopodobnie dlatego zaobserwowany związek między stężeniami SO_4^{-2} i miesięczną sumą opadu nie jest tak wyraźny i jednoznaczny jak w przypadku temperatury.

Nie bez znaczenia na kształtowanie się stężenia SO_4^{-2} pozostają masy powietrza docierające nad obszar Polski z rejonów o różnej emisji zanieczyszczeń i charakteryzujące

się różnymi właściwościami fizycznymi. W celu określenia ich wpływu na wielkość stężenia SO_4^{-2} rozpatrzono rolę typów cyrkulacji atmosferycznej.

W latach 1981-1990 dominowała nad Polską cyrkulacja z sektora zachodniego z przewagą kierunku SW – 15,1 %. Jest to zgodne z ogólną cyrkulacją atmosferyczną w umiarkowanych szerokościach geograficznych. Często (13,3% przypadków) pojawiała się również cyrkulacja z kierunku N. Przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji występuje podwyższenie wartości stężenia SO_4^{-2} zimą i obniżenie latem.

Charakterystyczne dla przebiegu rocznego siarki w SO_4^{-2} lekkie podwyższenie wartości w lipcu, wystąpiło przy cyrkulacji z sektora południowego. Najprawdopodobniej jest to wywołane wpływem miasta. W całym badanym okresie najwyższe stężenie SO_4^{-2} było mierzone przy cyrkulacji wschodniej – $2,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nieco mniejszymi stężeniami około $2,65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ odznaczała się cyrkulacja z sektora południowego. Odpowiada to lokalizacji lokalnych źródeł emisji lub kierunkom napływu zanieczyszczeń tranzytowych.

W omawianym dziesięcioleciu dominowały nad Polską antycyklonalne układy baryczne – 41,1% wszystkich przypadków. W przebiegu rocznym stężenia SO_4^{-2} , w poszczególnych układach barycznych, zaznacza się omawiany wcześniej rytm roczny. Wartości średniego miesięcznego stężenia SO_4^{-2} w wyżach i niżach kształtowały się na podobnym poziomie. Dlatego też trudno jest określić wpływ układu barycznego na stężenie SO_4^{-2} . Zatarcie się różnic między układami może być spowodowane tym, że typ układu barycznego określany był na podstawie ciśnienia atmosferycznego w Warszawie, a więc w dość odległym rejonie.

Pośród 27 typów cyrkulacji wyróżnionych przez Lityńskiego w całym badanym okresie najczęściej pojawiał się typ SWc – 5,9 % i Na – 5,7 %. Najrzadziej natomiast występowały typy NEc i SEc – 1,9 % dni. W przebiegu rocznym cyrkulacji, przy cyklonalnym układzie barycznym, od stycznia do maja oraz we wrześniu i październiku wyraźnie dominowały kierunki S i SW, a w okresie lata przeważały kierunki NW i N. Inaczej kształtowała się częstość kierunku cyrkulacji przy antycyklonalnym układzie barycznym, ponieważ tylko w dwóch miesiącach (maj i listopad) przeważał kierunek SW, a w pozostałych dominowały kierunki z sektora północnego (NW, N, NE). Przy nieokreślonym układzie barycznym najczęściej występował napływ mas powietrza z sektora północnego. We wszystkich typach cyrkulacji zaznacza się duża zmienność stężenia z miesiąca na miesiąc. Najwyższe wartości wystąpiły przy typach Na – $6,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Sec – $5,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W całym badanym okresie prawie przy wszystkich kierunkach najwyższe stężenia były notowane w cyklonalnych układach barycznych. Nie wpływa też znacząco na zróżnicowanie koncentracji SO_4^{-2} w powietrzu utrzymywanie się przez dłuższy czas określonego układu barycznego. Potwierdza się więc jeszcze raz, że układ baryczny określony w klasyfikacji Lityńskiego nie jest odpowiednim wskaźnikiem procesów zachodzących w atmosferze w skali lokalnej. Większe znaczenie ma natomiast kierunek napływu mas powietrza, ponieważ we wszystkich układach barycznych najwyższe stężenia SO_4^{-2} były notowane z tych samych kierunków (E, SE, S, SW).

7.3.5. Zależność dobowego stężenia dwutlenku siarki w atmosferze od typów cyrkulacji atmosferycznej (na przykładzie Suwałk)

Autor: Joanna DOWGIAŁŁO

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Wprowadzenie

Celem pracy jest próba określenia związku między zmianami stężenia SO_2 i typami cyrkulacji atmosferycznej występującymi nad obszarem Polski w przebiegu rocznym i wieloletnim w Suwałkach w latach 1981-1990.

Źródła zanieczyszczeń atmosfery można podzielić na: naturalne i antropogeniczne. Do pierwszej grupy zalicza się zjawiska przyrodnicze lub procesy, które wpływają na stopień zanieczyszczenia powietrza. Ze źródeł antropogenicznych pochodzą popioły, sadze oraz różne związki gazowe. Zarówno ciekłe, stałe jak i gazowe zanieczyszczenia atmosfery powodują duże straty. Szkodliwy jest wpływ na zdrowie ludzkie i wegetację roślinności jednego z najbardziej rozpowszechnionych gazów wprowadzanych do atmosfery przez człowieka – dwutlenku siarki. W ostatnich dziesięcioleciach w atmosferze stwierdza się obecność coraz to większych jego ilości. SO_2 dostaje się do atmosfery w skutek spalania surowców energetycznych: węgla, produktów naftowych i gazu (zawierają one bowiem około 1,5% siarki). Ze względu na obecność dwutlenku siarki w produktach spalania i w innych zanieczyszczeniach, stężenie tego związku przyjmuje się za wyznacznik gazowego zanieczyszczenia atmosfery.

Rejon Polski Północno-Wschodniej jest obszarem o stosunkowo niewielkiej, w porównaniu z resztą kraju, lokalnej emisji zanieczyszczeń powietrza. Pomiarów, wykonywanych na stacji meteorologicznej w Suwałkach, wykazują wzrosty i spadki stężenia SO_2 w atmosferze, które spowodowane są przede wszystkim zróżnicowaniem emisji tego związku. Na zmiany koncentracji zanieczyszczeń w powietrzu mają wpływ warunki meteorologiczne.

Materiały źródłowe i metody opracowania

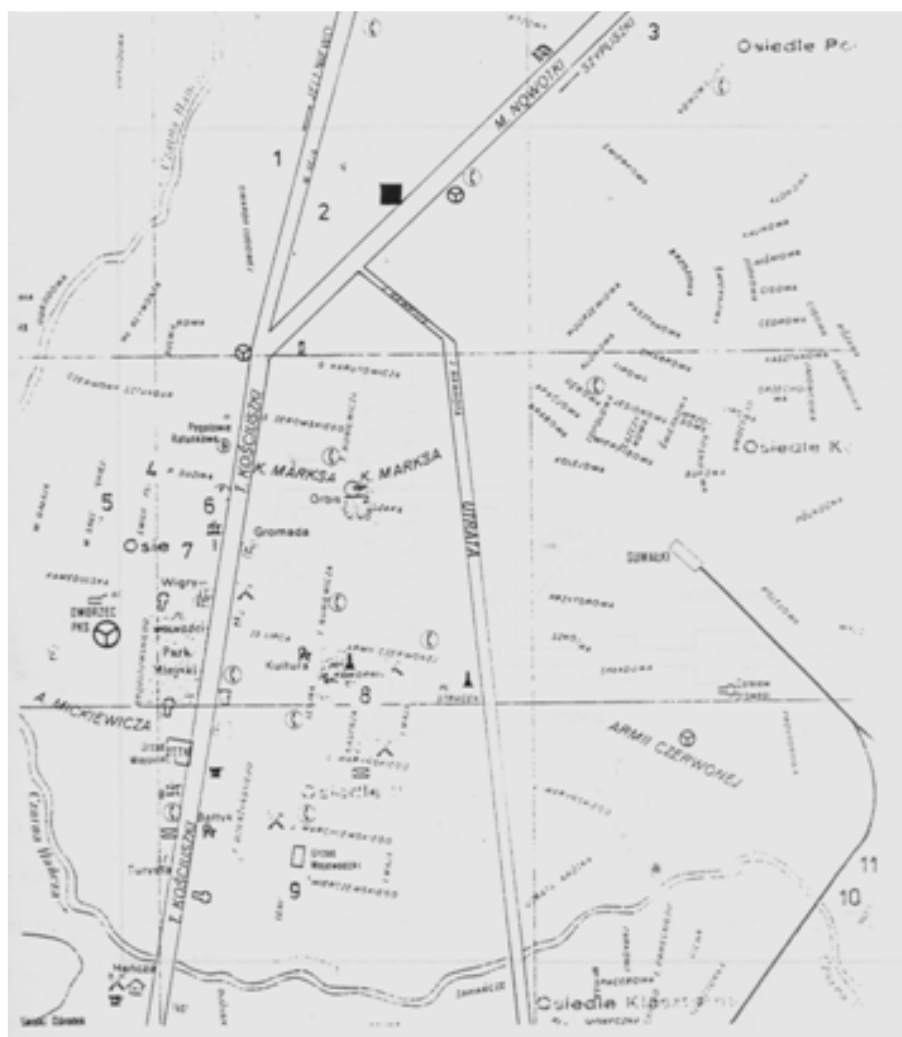
W pracy posłużono się typami cyrkulacji, wydzielonymi dla Europy Środkowej (ze szczególnym uwzględnieniem Polski) na podstawie klasyfikacji liczbowej, równoprawdopodobnej Lityńskiego (1969).

Podstawę do badania zmian cyrkulacji atmosferycznej w latach 1981-1990 stanowiło dobowe zestawienie typów cyrkulacji, zamieszczone w Kalendarzu Typów Cyrkulacji Atmosferycznej, sporządzonym przez Stępniewską-Podrażkę (Warszawa, 1991). Kalendarz ten zawiera dobowe oraz uśrednione typy cyrkulacji dla Europy Środkowej z 40 lat (1951-1990).

Przy interpretacji wyników należy brać pod uwagę, że kierunki napływu mas i układy baryczne określone w tej klasyfikacji dla całego kraju mogą nieco różnić się od obserwowanych w Suwałkach. Znaczne zróżnicowanie ukształtowania i pokrycia podłoża na omawianym terenie może istotnie zmieniać charakter ruchu i wymianę turbulencyjną napływającego powietrza, prowadzić do powstawania cyrkulacji lokalnej, zastoisk itp., w konsekwencji powodując zmiany warunków rozprzestrzeniania zanieczyszczeń.

Dane dotyczące dobowych stężeń SO₂ wykorzystane w pracy, udostępnione zostały przez IMGW w Warszawie.

Materiały z lat 1981-1990 pochodzą ze stacji meteorologicznej w Suwałkach, zlokalizowanej około 2 km na północ od miasta (rys. 1).



■ Stacja meteorologiczna, kotłownie: ZEC nr 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, Browar nr 8, Białostockie Fabryki Mebli nr 11

Rys. 1. Lokalizacja stacji meteorologicznej oraz rozmieszczenie głównych źródeł energetycznych zanieczyszczenia atmosfery w Suwałkach

Próbki powietrza pobierano raz na dobę (około 4-5 m³ powietrza) specjalnie skonstruowanym przyrządem. Zasysane z zewnątrz powietrze przepływa przez filtry, osadza-

jąc na nich wszelkiego rodzaju substancje znajdujące się w powietrzu. Odczytu licznika gazomierza oraz wymiany specjalnie chemicznie przygotowanych filtrów dokonuje się codziennie o godzinie 7. Oznaczenie stężenia SO_2 odbywa się w laboratorium w Warszawie.

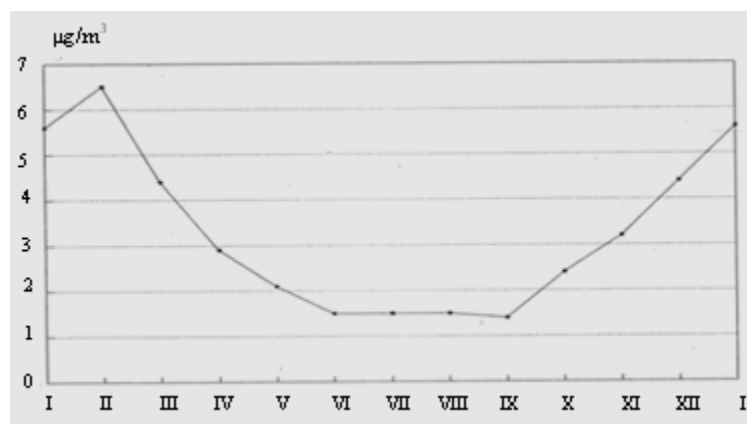
Udostępnione przez IMGW materiały dotyczą ilości siarki zawartej w SO_2 i określane są w $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dla uproszczenia, w tej pracy, stosowane jest pojęcie "stężenie siarki w dwutlenku siarki" (oznaczone symbolem S- SO_2).

We wszystkich analizach posługiwano się wartością średnią geometryczną stężenia. Przy badaniu fluktuacji stężenia SO_2 przeanalizowano jego zmiany roczne. Obok średnich miesięcznych wartości SO_2 wzięto pod uwagę wartości skrajne, zmierzone w każdym miesiącu i rozpatrzono ich wartości średnie 10-letnie oraz absolutne. Określono także trend zmian stężenia w całym tym okresie. Dla zbadania zmian stężenia SO_2 przeprowadzona także analizę średnich miesięcznych wartości najistotniejszych elementów meteorologicznych: temperatury i opadu.

Dane z okresu 1981-1990 pochodzą ze stacji w Suwałkach. W celu zbadania istotności wpływu cyrkulacji atmosferycznej na kształtowanie się odpowiedniej koncentracji dwutlenku siarki w powietrzu obliczono, zarówno w przypadku kierunków cyrkulacji jak i układów barycznych częstość ich występowania oraz towarzyszące im stężenie SO_2 . Także przy określaniu zależności pomiędzy typem cyrkulacji a stężeniem SO_2 posłużono się tymi metodami. Oprócz tego rozpatrzono wybrane przykłady zmian stężenia z dnia na dzień, średnie miesięczne wartości stężenia siarki w SO_2 oraz zastosowano test Studenta.

Zmiany stężenia siarki w SO_2 w przebiegu rocznym i wieloletnim

W celu ukazania przebiegu rocznego stężenia siarki w SO_2 obliczono średnie wartości miesięczne w poszczególnych latach i w całym okresie dziesięcioletnim. Przedstawiono także wartości absolutne, czyli najwyższe i najniższe stężenia jakie wystąpiły w poszczególnych miesiącach badanego okresu (rys. 2, tab. 1) .



Rys. 2. Przebieg roczny średnich miesięcznych wartości stężenia SO_2 (Suwałki, 1981-1990)

W przebiegu średniego miesięcznego stężenia siarki w SO₂ (rys. 2, tab.1) w kolejnych latach wyraźnie zaznacza się zmienność sezonowa – maksymalne stężenia obserwuje się w miesiącach zimowych, a minimalne w letnich. Wartości te wahają się od 0,5 µg/m³ w lipcu 1981 r. do 15,7 µg/m³ styczniu 1987 r., natomiast maksima absolutne od 1,6 µg/m³ w czerwcu 1982 r. do 40,5 µg/m³ w lutym 1985 r.

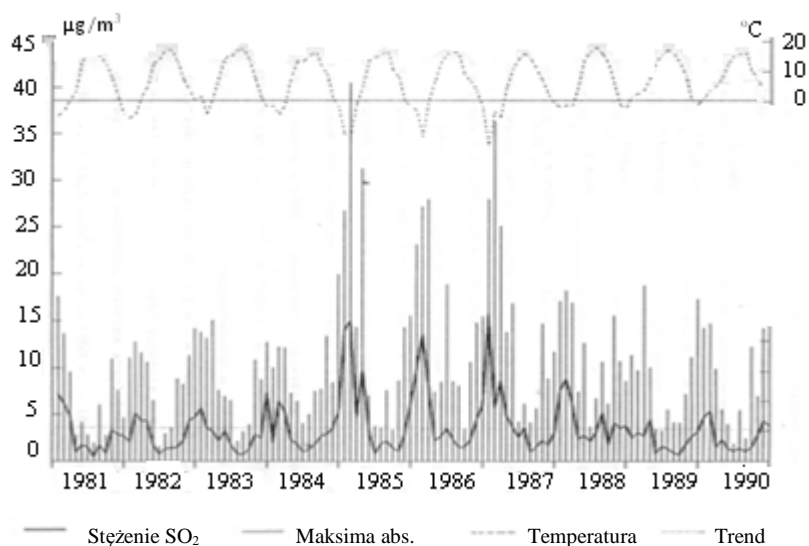
We wszystkich latach badanego dziesięciolecia wysokie wartości stężenia SO₂ występowały w lutym, Nie zawsze były to najwyższe wartości roczne, jednak średnio w całym rozpatrywanym dziesięcioleciu, było to stężenie najwyższe – 6,5 µg/m³.

Tabela. 1. Średnie miesięczne (1) oraz ekstrema absolutne (2 – max, 3 – min) stężenia SO₂ (µg/m³) w Suwałkach w kolejnych latach od 1981 (1, 2, 3) do 1990 (1, 2, 3)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
1	7,17	6,18	4,82	0,98	1,70	1,50	0,46	1,75	0,87	3,35	2,84	2,71	2,14
2	11,60	13,70	9,60	2,60	4,20	2,60	2,00	6,10	2,60	11,00	1,70	4,70	17,60
3	0,90	2,80	2,80	0,30	0,60	0,70	0,10	0,30	0,20	1,40	1,10	1,00	0,10
1	2,07	5,20	4,29	4,37	1,72	0,74	1,31	1,40	1,46	2,20	4,35	4,72	2,36
2	11,10	12,80	11,70	10,70	6,50	1,60	3,00	3,60	8,90	8,30	11,40	14,20	14,20
3	0,40	0,90	0,50	2,00	0,20	0,10	0,10	0,20	0,10	0,70	0,70	0,90	0,10
1	5,72	3,57	3,20	2,17	3,29	1,82	0,79	0,71	1,27	2,84	2,00	7,38	2,37
2	13,90	13,20	15,10	7,70	7,00	6,60	2,20	3,20	4,00	10,90	8,80	12,80	15,10
3	2,20	1,10	0,40	0,20	1,20	0,10	0,10	0,20	0,20	0,20	1,20	1,00	0,10
1	2,00	6,46	5,32	2,28	1,89	1,01	1,22	1,78	2,70	2,68	3,52	5,32	2,59
2	10,10	12,30	12,20	7,40	6,50	4,10	5,10	7,60	7,80	13,40	8,50	20,00	20,00
3	0,20	1,40	1,30	0,30	0,50	0,14	0,40	0,20	0,70	0,60	0,30	0,10	0,10
1	13,95	14,00	4,71	9,81	2,10	0,83	0,87	2,13	1,40	1,10	2,96	6,19	3,44
2	26,80	40,50	14,40	31,30	7,10	3,20	3,60	7,70	3,40	8,70	14,40	15,60	40,50
3	8,40	4,70	0,60	2,50	10,00	0,30	0,50	0,50	0,30	0,10	0,70	0,70	0,10
1	9,95	13,59	7,89	2,19	2,65	3,54	2,37	1,52	3,50	2,31	4,45	6,28	3,73
2	23,20	27,20	28,00	7,50	8,60	18,90	8,60	8,20	3,50	10,70	14,80	15,50	28,00
3	1,10	7,10	1,30	0,10	0,80	0,70	0,20	0,20	0,10	0,40	0,40	0,40	0,10
1	15,67	5,73	8,70	4,26	3,65	2,57	3,57	1,01	1,55	2,23	1,73	3,23	3,44
2	28,00	36,40	25,10	13,90	16,90	4,30	6,20	4,30	5,70	14,70	8,90	11,80	36,40
3	8,40	1,11	3,00	1,50	0,50	1,10	0,20	0,10	0,30	0,30	0,20	0,60	0,10
1	7,62	8,23	6,02	2,39	2,77	2,14	3,15	5,20	1,77	4,12	3,55	3,80	3,81
2	17,10	18,30	17,00	7,50	12,70	3,80	6,80	10,70	6,20	15,60	10,20	8,70	18,30
3	3,20	1,90	1,10	0,50	0,90	0,40	1,00	2,00	0,40	1,00	0,30	1,20	0,30
1	2,47	3,05	2,71	4,43	0,88	1,55	1,38	0,90	0,70	1,80	2,50	3,11	1,79
2	11,40	9,80	18,80	10,10	3,40	3,30	5,60	4,20	4,10	7,20	11,20	17,30	18,80
3	0,30	0,70	0,40	0,30	0,10	0,80	0,20	0,30	0,10	0,40	0,90	0,50	0,10
1	4,67	5,36	1,49	3,36	1,40	1,98	1,36	1,84	1,44	28,00	4,30	3,83	2,18
2	14,30	14,70	10,00	5,40	4,00	1,90	5,50	2,50	12,30	7,00	14,20	15,20	15,20
3	1,00	1,20	0,40	1,20	0,00	0,40	10,40	0,20	0,50	0,70	1,00	1,00	0,20
Śr	5,63	6,46	4,41	2,94	2,12	1,45	1,49	1,48	1,38	2,42	3,16	4,39	

Przyczyny zmian stężenia SO₂ w powietrzu atmosferycznym

Jak powiedziano na wstępie, zmiany sezonowe stężenia SO₂ we wszystkich latach charakteryzują się najwyższymi wartościami w zimie, a najniższymi latem. Jedną z przyczyn tego zjawiska jest zmienna grubość warstwy mieszania, w której rozprzestrzeniane są emitowane zanieczyszczenia (mniejsza w zimie). Wysoka temperatura i większe natężenie promieniowania słonecznego w lecie powodują szybsze przemiany SO₂ w aerozol, dlatego w okresie letnim zmniejsza się stężenie SO₂ w powietrzu. Istotną rolę odgrywa emisja SO₂ związana z okresem grzewczym, który również zależy od temperatury powietrza (rys. 3).

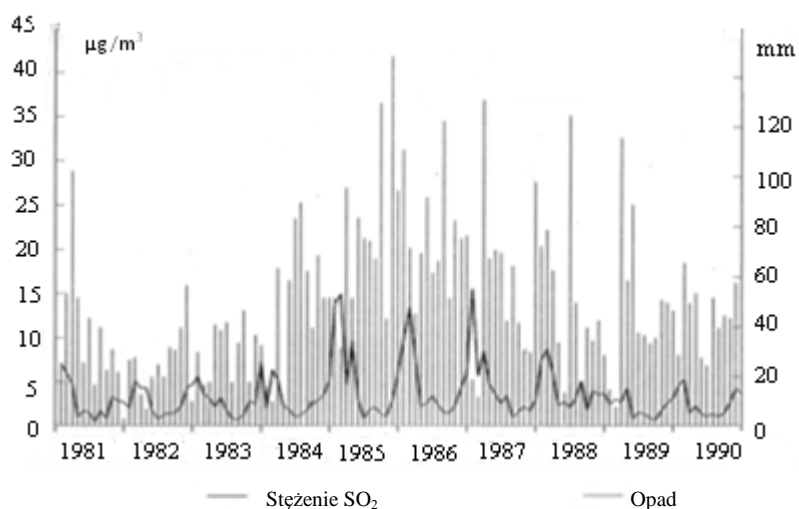


Rys. 3. Przebieg średnich miesięcznych i maksimów absolutnych wartości stężenia SO₂ oraz średniej miesięcznej temperatury powietrza (Suwałki, 1981-1990)

Można przypuszczać, że nagły wzrost średnich wartości miesięcznych stężenia SO₂ zimą w okresie 1985-1987 wynika z dużego spadku temperatury i intensywniejszego ogrzewania pomieszczeń w tym czasie. W okresie grzewczym zużycie materiałów opałowych powoduje wzrost ilości zanieczyszczeń gazowych, w tym również SO₂.

Charakter zmienności stężenia SO₂ w badanym dziesięcioleciu przedstawia prosta regresji, która w całym okresie 1981-1990 przebiega na zbliżonym poziomie. Może to świadczyć o tym, że mimo wyraźnych wahań w wielkości stężenia SO₂ w poszczególnych miesiącach i latach, ilość tego związku pozostająca w powietrzu jest w przybliżeniu stała.

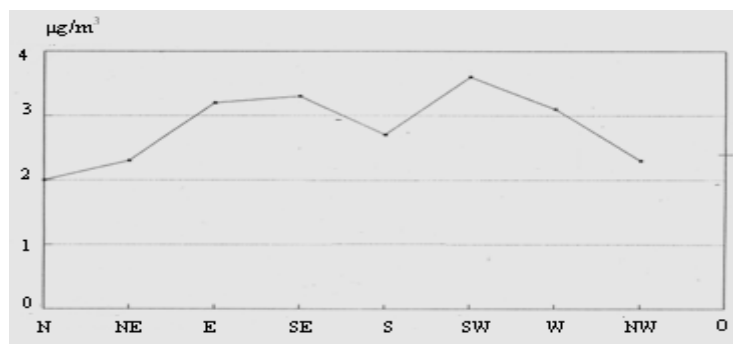
Opad atmosferyczny powoduje usuwanie zanieczyszczeń znajdujących się w powietrzu. Cząstki opadu wchodząc w reakcje chemiczne z bezwodnikiem kwasu siarkawego, przyczyniają się do powstania innych związków i zmniejszania stężenia SO₂ w atmosferze. Z reguły w okresie letnim ilość i częstość opadów wysokich jest większa niż w zimie. Przebieg średnich miesięcznych sum opadów w całym dziesięcioleciu wskazuje, że minima przeważnie występowały w półroczach chłodnych, a maksima – w letnich (rys. 4).



Rys. 4. Przebieg średnich miesięcznych i maksimów absolutnych wartości stężenia SO_2

Zmiany roczne stężenia siarki w SO_2 przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji atmosferycznej

Jedną z przyczyn wahań stężenia SO_2 może być również pojawienie się nad danym obszarem określonego typu cyrkulacji atmosferycznej, z którą masy powietrza napływają z rejonów o dużej emisji zanieczyszczeń (rys. 5, tab.2).



Rys. 5. Średnie stężenie siarki w SO_2 przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji (Suwałki, 1981-1990)

Podjęto próbę określenia roli jaką odgrywają kierunek cyrkulacji i rodzaj układu barycznego w kształtowaniu zmian stężenia SO_2 .

Przy każdym kierunku najwyższe wartości wystąpiły w miesiącach zimowych, najniższe zaś w letnich, co jest zgodne z ogólną tendencją zmian stężenia tego gazu.

Tabela 2. Średnie miesięczne (1) oraz ekstrema absolutne stężenia siarki w SO₂ (2 – max, 3 – min) przy poszczególnych kierunkach cyrkulacji (Suwałki, 1981-1990)

		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	R
N	1	6,8	7,4	3,6	2,6	1,5	1,2	1,1	1,8	1,3	1,2	2,8	2,9	2,0
	2	28,0	40,5	17,0	24,3	6,6	3,9	6,2	7,5	6,9	7,0	11,2	14,1	40,5
	3	0,4	1,1	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,3	0,5	0,1
NE	1	7,8	6,9	4,6	2,1	3,0	1,7	1,6	1,1	0,8	2,1	2,1	3,2	2,3
	2	27,4	23,2	13,5	15,7	13,1	3,8	8,6	4,2	3,2	7,0	5,3	12	27,4
	3	0,5	1,2	1,1	0,3	0,6	0,2	0,4	0,1	0,1	1,0	0,6	0,7	0,1
E	1	8,9	8,6	5,2	2,4	3,0	1,6	1,2	1,5	0,9	1,8	3,3	3,1	3,2
	2	23,2	21,6	15,8	8,3	16,9	5,9	4,6	5,8	7,3	6,0	8,0	20,0	23,2
	3	0,4	2,5	0,5	0,3	1,3	0,5	0,2	0,1	0,2	0,4	0,3	1,0	0,1
SE	1	6,4	8,0	5,1	2,8	1,9	1,4	2,1	1,7	1,2	2,3	2,4	4,5	3,3
	2	20,4	27,2	14,4	30,5	7,1	3,8	5,7	8,2	3,1	6,6	5,3	13,5	30,5
	3	1,2	1,7	1,2	0,4	0,4	0,6	1,3	0,3	0,7	0,7	0,2	1,7	0,2
S	1	0,4	6,2	3,9	2,5	2,3	1,7	1,3	1,4	1,4	2,5	3,1	4,8	2,7
	2	25,3	36,8	20,2	1,7	6,5	4,4	4,2	7,7	6,6	14,7	6,7	16,7	36,8
	3	0,6	1,1	0,5	0,1	0,5	0,4	0,4	0,2	0,1	0,2	0,5	0,1	0,1
SW	1	6,8	6,8	6,4	4,4	2,1	1,7	1,3	1,8	1,8	3,9	5,6	7,2	3,6
	2	21,0	18,3	28	13,4	7,3	5,4	6,3	10,7	8,9	11,5	14,8	17,3	28,0
	3	0,9	1,7	0,6	1,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,2	0,6	1,1	0,9	0,2
W	1	5,3	5,7	5,1	4,6	2,7	1,4	1,4	1,7	2,0	2,7	2,3	6,1	3,1
	2	26,8	36,4	17,6	31,3	12,7	5,8	4,5	6,7	12,3	13,4	11,0	15,5	36,4
	3	0,2	1,0	1,0	1,0	0,3	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2	0,4	0,9	0,1
NW	1	3,1	3,6	1,9	3,1	1,7	1,2	1,8	1,1	1,4	2,3	2,8	3,5	2,3
	2	23,0	13,4	18,8	20,8	7,2	3,8	5,1	5,2	6,3	15,4	10,7	12,8	23,0
	3	0,3	0,7	0,4	0,4	0,3	0,2	0,4	0,2	0,2	0,4	0,4	0,5	0,2
0	1	5,1	5,5	4,7	3,3	1,6	1,5	1,4	1,3	1,3	2,9	4,6	4,0	2,4
	2	16,1	19,3	20,8	2,5	6,2	5,5	6,2	7,2	5,5	15,6	14,4	15,2	20,8
	3	0,5	0,9	0,4	0,8	0,4	0,4	0,1	0,2	0,2	1,1	1,6	0,7	0,1

Zmiany roczne stężenia siarki w SO₂ przy poszczególnych układach barycznych

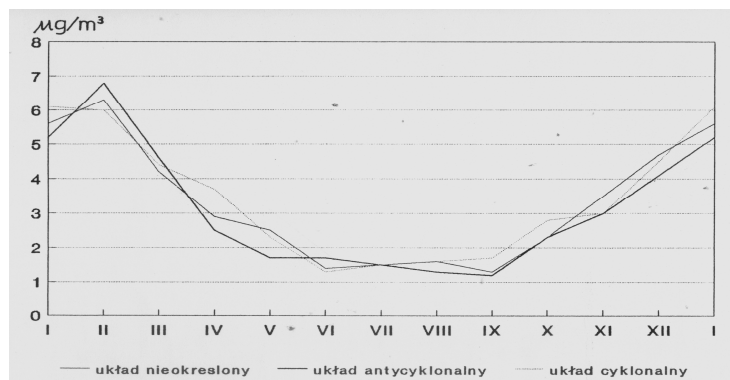
W latach 1981-1990 pojawiające się nad Polską antycyklony stanowiły 41%, cyklony 31%, a nieokreślone układy baryczne 28%. W przebiegu rocznym wyraźnie zaznaczał się większy udział układów wysokiego ciśnienia, tylko w styczniu oraz w czerwcu nieznacznie przeważały nize (tab. 3, rys. 6-7).

Duża częstość występowania układów antycyklonalnych jest cechą charakterystyczną dla obszarów podlegających wpływom Wyżu Azorskiego oraz Wschodnioeuropejskiego i Azjatyckiego w różnych porach roku.

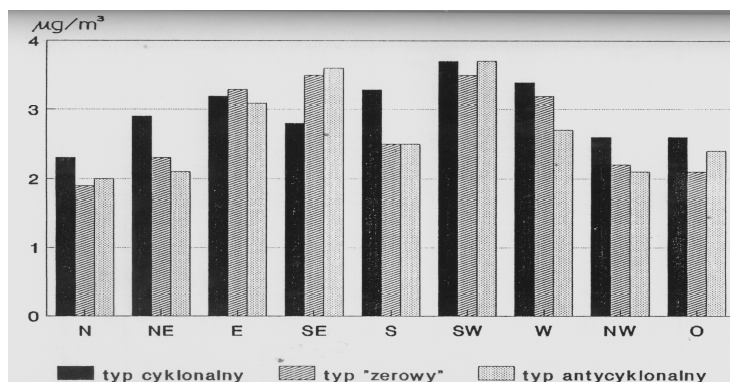
W celu przedstawienia rocznego przebiegu stężenia SO₂ w poszczególnych sytuacjach barycznych, obliczono średnie miesięczne wartości stężenia dla całego dziesięciolecia w każdym z trzech układów. Z zestawienia wynika, że jedynie w dwóch miesiącach - lutym i czerwcu sekwencja układów barycznych według stężenia SO₂ może świadczyć o wpływie ciśnienia atmosferycznego na wielkość koncentracji zanieczyszczeń gazowych przy powierzchni Ziemi. W miesiącach tych, zgodnie z oczekiwaniami, najwyższe stężenia obserwowane były w wyżach, najniższe – w niżach barycznych.

Tabela 3. Częstość (%) występujących układów barycznych (Suwałki, 1981-1990)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	ROK
C	40	27	35	29	34	36	20	25	30	28	30	36	31
0	21	27	25	30	28	29	26	33	39	24	28	28	28
A	39	46	40	41	38	35	54	42	31	48	42	36	41



Rys. 6. Przebieg roczny średnich miesięcznych wartości stężenia siarki w SO₂ przy układach barycznych (Suwałki, 1981-1990)



Rys. 7. Średnie roczne stężenie siarki w SO₂ przy poszczególnych typach cyrkulacji (Suwałki, 1981-1990)

Związek między stężeniem siarki w SO₂ i typami cyrkulacji atmosferycznej

W rozdziałach poprzednich analizowano zależności między częstością występowania kierunków cyrkulacji oraz towarzyszących im układów barycznych i wielkością stężenia SO₂. W tej części pracy omówione zostaną relacje pomiędzy wartościami SO₂ zmierzonymi w Suwałkach i typami cyrkulacji, które pojawiły się nad Polską w okresie 1981-1990. (tab. 4).

We wszystkich typach cyrkulacji zaznaczają się wyraźne zmiany sezonowe ale charakter przebiegu rocznego stężenia SO₂ w każdym z nich jest różny. I tak np. w układzie cyklonalnym w typie Nc przejście od najwyższej wartości stężenia w styczniu do najniższej w lipcu następowało łagodnie podczas gdy w przypadku typu Ec zmiany te następowały dość gwałtownie – po minimum rocznym w lipcu 0,3 µg/m³ w sierpniu stężenie nagle wzrosło do około 6 µg/m³, po czym we wrześniu znowu spadło do około 1 µg/m³. Sytuacji zaistniałej przy typie Nc odpowiadała sytuacja przy cyrkulacji z północy w wyżu, a odpowiednikiem Ec, w przebiegu rocznym w antycyklonalnych układach barycznych był typ Eo, co wskazywałaby na zróżnicowanie charakteru przebiegu stężenia SO₂ głównie w zależności od kierunku cyrkulacji. W układzie "zerowym" specyfika zmienności stężenia tego gazu w ciągu roku również związana jest przede wszystkim z kierunkiem napływu mas powietrza nad Polską.

Tabela 4. Średnie miesięczne stężenie SO₂ (µg/m³) przy poszczególnych typach cyrkulacji (Suwałki, 1981-1990)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Nc	6,7	6,1	4,7	2,5	1,8	1,0	0,7	1,3	1,7	1,5	3,4	3,9	2,3
No	4,6	4,5	3,0	2,5	2,5	1,1	0,9	2,3	1,1	1,7	2,3	2,5	1,9
Na	10,3	11,5	3,2	2,7	1,2	1,4	1,3	1,9	1,3	1,0	2,7	2,7	2,0
NEc	8,8	7,2	2,2	3,0	4,0	1,7	1,1	0,7	1,1	0,0	2,2	3,8	2,9
NEo	1,3	7,8	3,4	2,3	3,3	1,6	1,6	1,2	0,7	2,0	3,6	0,0	2,3
NEa	3,8	6,5	5,3	1,8	2,2	1,8	1,7	1,2	1,0	2,1	1,6	2,6	2,1
Ec	8,7	5,2	4,9	4,0	3,2	1,7	0,8	5,8	1,1	1,4	4,2	2,8	3,2
Eo	6,0	10,3	4,0	2,7	2,9	1,7	2,4	1,8	0,8	2,3	2,9	1,5	3,3
Ea	11,0	9,0	5,7	1,9	2,9	1,3	1,1	1,2	0,8	2,0	2,6	3,5	3,1
SEc	8,8	8,4	3,0	3,2	2,1	1,2	3,8	2,4	1,2	1,8	1,6	3,0	2,8
SEo	7,1	10,2	4,5	2,7	1,9	1,0	2,8	1,6	1,2	1,8	3,6	7,2	3,5
SEa	4,2	7,6	6,1	2,6	1,9	2,0	1,9	1,4	1,4	2,7	2,5	4,6	3,6
Sc	9,2	5,0	5,2	3,4	2,6	1,5	2,2	1,5	1,9	2,4	3,4	6,9	3,3
So	4,6	9,7	3,7	2,1	3,1	1,7	2,2	1,3	1,1	2,6	3,0	6,0	2,5
Są	5,3	6,5	3,5	2,2	1,6	2,1	1,4	1,5	1,3	2,5	3,0	2,9	2,5
SWc	6,1	8,0	6,8	5,9	2,1	1,3	1,5	1,6	1,8	3,9	4,4	6,2	3,7
SWo	7,7	6,1	6,4	4,2	2,2	1,8	1,8	2,0	1,8	3,9	6,1	8,3	3,5
SWa	7,5	5,6	5,8	3,6	2,0	2,6	2,0	1,6	1,6	3,9	5,9	7,9	3,7
Mc	5,3	4,3	4,7	5,3	3,1	1,1	1,9	2,5	2,4	3,4	2,2	5,3	3,4
Wo	6,4	4,7	4,6	5,4	3,3	1,1	1,4	2,2	2,0	1,9	3,7	6,7	3,2
Ma	4,7	7,8	6,3	3,3	2,0	1,8	1,3	1,1	1,6	2,8	2,8	6,7	2,7
NWc	3,3	4,6	2,3	3,5	1,9	1,3	2,2	0,9	1,5	3,8	2,6	3,1	2,6
NWo	3,4	3,0	1,9	2,9	1,8	1,6	1,5	1,2	1,4	1,7	3,3	3,8	2,2
NWa	2,7	3,3	1,5	3,0	1,4	0,8	1,6	1,1	1,3	2,1	2,6	3,5	2,1
Oc	6,0	4,6	4,2	3,5	1,8	1,4	0,5	2,1	1,7	3,3	5,6	4,3	2,6
Do	2,5	3,8	5,7	3,9	1,4	1,3	1,9	1,1	1,5	1,8	4,0	4,3	2,1
Da	5,5	7,6	5,4	3,0	1,4	1,9	1,5	1,1	1,0	3,1	4,5	3,7	2,4

Podsumowanie

W pracy podjęto próbę ustalenia zależności między zmianami stężenia siarki w dwutlenku siarki w Suwałkach i typami cyrkulacji atmosferycznej, występującymi nad Polską w latach 1981-1990. Przeprowadzono także analizy przebiegu rocznego stężenia SO₂ oraz dwóch wybranych elementów meteorologicznych: temperatury powietrza i opadu atmosferycznego.

Stężenie SO₂ w powietrzu atmosferycznym zależy głównie od emisji zanieczyszczeń, ale niektóre elementy i procesy meteorologiczne dodatkowo wpływają na jego wzrost lub spadek. Podstawową rolę w kształtowaniu się przebiegu rocznego stężenia SO₂ odgrywa temperatura powietrza. Zimą jej obniżenie powoduje przede wszystkim większe zużycie materiałów opałowych i tym samym zwiększenie emisji SO₂ do atmosfery. Rejon Polski północno-wschodniej należy do najchłodniejszych z terenów nizinnych i okres zimowy trwa tu znacznie dłużej. Maksymalne stężenie występowało w miesiącach zimowych (do 15,7 µg/m³), natomiast minimalne – w letnich.

Jednym z powodów zróżnicowania stężenia SO₂ nad danym obszarem może być napływ mas powietrza, które charakteryzują się różnymi właściwościami fizycznymi i pochodzą z rejonów o różnej emisji zanieczyszczeń. Stężenie SO₂ przy każdym z kierunków wykazywało w ciągu roku wyraźne różnice sezonowe (maksimum stężenia występowało w miesiącach zimowych, a minimum w letnich).

W całym dziesięcioleciu maksymalna wartość stężenia SO₂ wystąpiła przy kierunku z południa-zachodnim (3,6 µg/m³), choć wysokie wartości stężenia siarki w SO₂ obserwowano również przy napływie mas powietrza z sektora wschodniego (3,2 µg/m³).

Istotne są kierunki napływu mas powietrza nad Polskę, które powodują wzrosty lub spadki wartości stężenia SO₂. Prawie przy wszystkich kierunkach największa koncentracja związku występowała w towarzystwie układu cyklonalnego.

7.4. Zanieczyszczenia powietrza miast w innych krajach

7.4.1. Wpływ topografii terenu na stężenie SO₂ w powietrzu na obszarze Sudetów Zachodnich i Pogórza zachodniosudeckiego

Autor: Urszula RUDZIŃSKA
Opiekun naukowy: Danuta DOBAK

Cel pracy

Celem pracy jest próba określenia roli jaką odgrywa topografia terenu oraz wywołane nią specyficzne warunki mikroklimatyczne w kształtowaniu procesów transportu, konwersji i depozycji dwutlenku siarki, a także wyznaczenie obszarów szczególnie zagrożonych dużą koncentracją SO₂ w obrębie Sudetów Zachodnich i Pogórza Zachodniosudeckiego.

Zanieczyszczeniem powietrza nazywane są substancje naturalnie występujące w atmosferze, których udział większy jest jednak niż w składzie wzorcowym, a także substancje całkowicie jej obce. Ze względu na rodzaj źródła emisji, zanieczyszczenia dzielą się na naturalne – powstające w procesach takich, jak pożary lasów, erupcje wulkanów czy wyładowania atmosferyczne oraz antropogeniczne – będące często niezamierzonym skutkiem działalności człowieka.

Gwałtowny rozwój przemysłu, transportu i energetyki oraz intensyfikacja rolnictwa, postępujące niezmiennie od kilkadziesiąt lat, powodują wprowadzenie do atmosfery ogromnych ilości różnorodnych zanieczyszczeń w formie pyłów, par i gazów. Do grupy związków szczególnie niebezpiecznych zarówno dla środowiska naturalnego, jak i zdrowia ludzi należą zanieczyszczenia określane mianem kwaśnych, do których zalicza się m.in. dwutlenek siarki. Związki te są toksyczne dla organizmów żywych, ponadto ulegając w atmosferze przemianom, powodują one szczególnie niekorzystne dla środowiska zakwaszenie opadów i osadów atmosferycznych. Głównym antropogenicznym źródłem emisji dwutlenku siarki na świecie jest spalanie zasiarzonych paliw kopalnych na potrzeby produkcji energii elektrycznej i ciepłej.

Wprowadzane do powietrza zanieczyszczenia, takie jak SO₂, pod wpływem złożonych procesów zachodzących w atmosferze rzadko pozostają w pobliżu miejsca emisji. Najczęściej wraz z masami powietrza przemieszczają się one na znaczne odległości, oddziałując negatywnie na środowisko nawet setki kilometrów od obszaru emisji. Z tego względu, duży problem międzynarodowy stanowi transgraniczny przepływ zanieczyszczeń.

Na przestrzenny rozkład koncentracji dwutlenku siarki w powietrzu decydujący wpływ wywiera rozmieszczenie i parametry techniczne emitorów oraz panujące warunki meteorologiczne (rys. 1-3). Elementy, takie jak temperatura i wilgotność powietrza, prędkość i kierunek wiatru czy intensywność opadów decydują jednocześnie o warunkach transportu zanieczyszczeń, prędkości ich przemian fizykochemicznych oraz procesach usuwania z atmosfery. Ich znajomość wydaje się być więc niezbędna w analizie i prognozowaniu stanu aerosanitarnego atmosfery.



Rys. 1. Region „Czarnego trójkąta”



Rys. 2. Polska część systemu „Czarny trójkąt”, Raport WIOS 2001



Rys. 3. Rozmieszczenie głównych emitorów w regionie „Czarnego trójkąta” oraz dominujący kierunek adwekcji mas powietrza (stacja Zgorzelec), źródło Jaśkiewicz 1999

Jednym z obszarów w Polsce szczególnie zagrożonych pod względem ponadnormalnej koncentracji zanieczyszczeń kwaśnych w powietrzu są Sudety Zachodnie oraz Pogórze Zachodniosudeckie. Duże źródła emisji zlokalizowane w bliskim sąsiedztwie tych terenów (na pograniczu polsko-czesko-niemieckim) oraz niekorzystne warunki meteorologiczne sprawiają, iż średnie stężenie SO_2 na tym obszarze jest na ogół większe niż w innych regionach kraju a opady i osady atmosferyczne charakteryzują się dużym zakwaszeniem.

W Sudetach Zachodnich i na Pogórzu, podobnie jak w innych obszarach górskich, warunki meteorologiczne w znacznym stopniu modyfikowane są przez urozmaiconą rzeźbę i wykazują dużą zmienność w obrębie niewielkich nawet terenów. Bogata mozaika mikroklimatów charakteryzująca obszar zachodniosudecki powoduje, iż stopień koncentracji dwutlenku siarki w powietrzu na tym terenie wykazuje znaczne zróżnicowanie przestrzenne.

Uzyskane wyniki dają możliwość sprawnej kontroli jakości powietrza, efektywnego prognozowania sytuacji aerosanitarnej oraz zapobiegania ewentualnym zagrożeniom na obszarach o urozmaiconej rzeźbie. Uzyskane wyniki badań mogą być również ważnym argumentem do podjęcia działań w zakresie ograniczenia emisji dwutlenku siarki.

Materiały źródłowe

Podstawowymi materiałami wykorzystanymi w niniejszej pracy były dane dotyczące stężenia dwutlenku siarki w powietrzu oraz dane meteorologiczne z obszaru Sudetów Zachodnich i Pogórza Zachodniosudeckiego.

Opisane powyżej materiały udostępnione zostały przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska we Wrocławiu, Wydział Współpracy Międzynarodowej. Uzyskane dane pochodzą ze stacji monitoringu jakości powietrza systemu „Czarny Trójkąt”.

System ten został stworzony w 1991 roku dzięki współpracy Polski, Czech i Niemiec oraz wsparciu finansowemu Unii Europejskiej. Region Czarnego Trójkąta obejmuje południową Saksonię w Niemczech, północną Bohemię w Republice Czeskiej i południowo-zachodnią część Dolnego Śląska w Polsce, czyli obszary szczególnie narażone na degradację środowiska ze względu na silne zanieczyszczenie atmosfery.

Najważniejszymi celami programu jest zbieranie aktualnych informacji o stanie środowiska, wyznaczanie obszarów najbardziej skażonych i narażonych na dalszą degradację oraz wspieranie działań skierowanych na ograniczenie najbardziej negatywnego oddziaływania na środowisko, przede wszystkim w zakresie redukcji emisji zanieczyszczeń. Powstały system monitoringu jakości powietrza składa się z trzech niezależnych części, znajdujących się w gestii poszczególnych państw. Podstawową sieć pomiarową „Czarny Trójkąt” tworzą 42 stacje stacjonarne. Polska część systemu składa się z 10 stacji o charakterze stacjonarnym, eksploatowana jest również jedna stacja mobilna, za pomocą której prowadzone są pomiary uzupełniające (ryc.2).

System funkcjonuje od czerwca 1996 roku. Każda stacja wyposażona jest w mierniki stężenia zanieczyszczeń oraz czujniki meteorologiczne.

Pomiary stężenia dwutlenku siarki w powietrzu prowadzone są w sposób ciągły za pomocą automatycznych mierników firmy Environment (typ AF 21 M). Do oznaczenia zawartości SO₂ w powietrzu we wszystkich stacjach stosowana jest metoda fluorescencji pulsacyjnej. Wyjściowe wartości stężenia podawane są w µg/m³, z dokładnością do 1 µg/m³.

Parametry meteorologiczne mierzone są czujnikami produkcji holenderskiej firmy OBSERMET. Prowadzone są pomiary temperatury i wilgotności względnej

W pracy wykorzystano wartości stężenia dwutlenku siarki w powietrzu oraz dane meteorologiczne o jednodobowym okresie uśredniania, pochodzące z sześciu stacji zlokalizowanych na obszarze polskich Sudetów Zachodnich oraz Pogórza Zachodniosudeckiego (tab. 3, * kategorie wg norm MOSZNiL)

Tabela 1. Lokalizacja i podstawowa charakterystyka punktów pomiarowych

Makroregion	Mezoregion	Nazwa stacji	n. p. m. [m]	Status terenu*
Pogórze Zachodniosudeckie	Pogórze Izerskie	Działoszyn	362	obszar
		Jeleniów	244	obszar
		Wleń	303	obszar
Sudety Zachodnie	Góry Izerskie	Czarniawa	645	o. ochrony uzdrowiskowej
		Rozdroże Izerskie	767	o. ochrony uzdrowiskowej
	Karkonosze	Śnieżne Kotły	1490	o. Parku Narodowego

Dane wykorzystane w pracy pochodzą z pomiarów dokonywanych w wyżej wymienionych stacjach od stycznia 1998 roku do grudnia 2000 roku. O przyjęciu takiego okresu badań zadecydowała przede wszystkim dostępność danych. Poszczególne stacje znacznie różnią się pod względem kompletności danych. Pomiarzy zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki, we wszystkich punktach prowadzone były systematycznie w trakcie całego rozpatrywanego trzylecia. Jedynie sporadycznie zdarzały się przerwy w obserwacjach, trwające dłużej niż kilka dni. Mniej korzystnie przedstawia się sytuacja dotycząca pomiarów elementów meteorologicznych. Ze względu na wspomnianą już wcześniej awaryjność czujników, materiał źródłowy dotyczący badanego okresu nie jest w pełni kompletny.

Metody opracowania

Głównym celem niniejszego opracowania jest określenie wpływu lokalnych warunków meteorologicznych, determinowanych topografią terenu, na stężenie SO_2 w powietrzu na obszarze o urozmaiconej rzeźbie.

Na podstawie trzyletniej serii pomiarowej elementów meteorologicznych, w pracy dokonano przybliżonej charakterystyki warunków klimatycznych panujących w poszczególnych punktach pomiarowych, reprezentujących różne typy ukształtowania terenu. W opracowaniu uwzględnionych zostało sześć parametrów meteorologicznych: natężenie promieniowania słonecznego, temperatura i wilgotność względna powietrza, ciśnienie atmosferyczne, a także prędkość i kierunek wiatru. Na podstawie danych pomiarowych dokonano porównania stacji analizując kolejno poszczególne elementy meteorologiczne. Scharakteryzowano również warunki klimatyczne panujące w poszczególnych punktach, uwzględniając wszystkie parametry jednocześnie. Z powodu istotnych braków w danych pomiarowych, w przypadku niektórych stacji zrezygnowano z analizy wybranych parametrów.

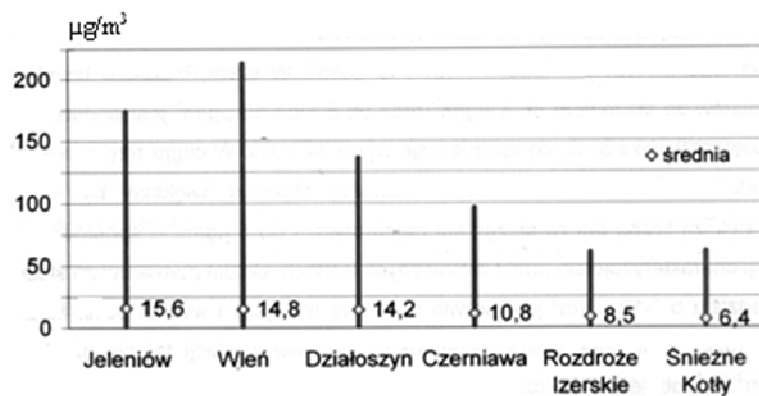
Dokonując analizy natężenia promieniowania słonecznego, temperatury i wilgotności względnej powietrza, ciśnienia atmosferycznego, a także prędkości wiatru - na podstawie danych liczbowych z całego okresu badawczego – obliczono wartości średnie roczne oraz miesięczne. Uzyskane wartości średnie miesięczne posłużyły do wykreślenia przebiegu rocznego każdego elementu meteorologicznego w poszczególnych punktach pomiarowych.

Synchroniczność zmian wartości parametrów meteorologicznych w granicach badanego obszaru określono wyznaczając współczynniki korelacji między tymi wartościami w poszczególnych punktach pomiarowych. Obliczeń tych dokonano na podstawie danych z całego okresu badawczego a także w podziale na półrocza: chłodne (od X do III) i ciepłe (od IV do IX).

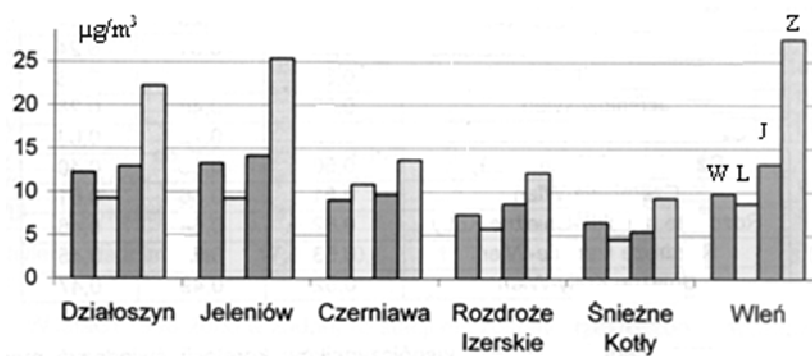
Współczynnik korelacji wyznaczono z wzoru:

$$r_{x,y} = \frac{\text{COV}(x, y)}{s_x s_y}$$

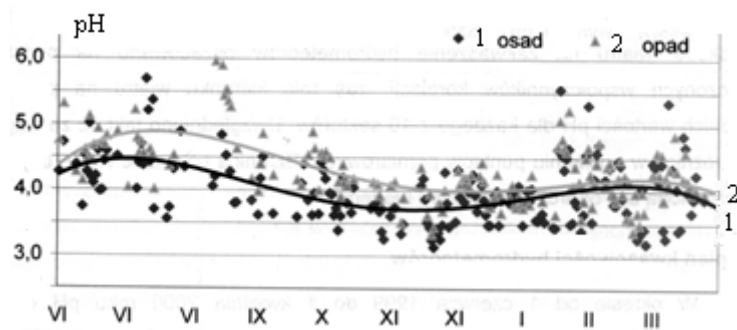
gdzie: $\text{COV}(x, y)$ – kowariancja cech x i y , s_x , s_y – odchylenia standardowe cech x , y .



Rys. 4. Średnie i maksymalne stężenie SO₂ w stacjach pomiarowych (1998-2000)



Rys. 5. Średnie stężenie SO₂ w porach roku (1998-2000) (W – wiosna, L – lato, J – jesień, Z – zima)



Rys. 6. Wartości pH hydrometeorów na Szrenicy w okresie od 1 VI 1999 do 1 IV 2000

Tabela 2. Liczba dni ze stężeniem SO₂ w klasach wartości (1998-2000)

	µg/m ³	Jeleniów	Wleń	Działoszyn	Czerniawa	Rozdr. Izerskie	Śnieżne. Kotły
1	< 5	184	273	211	213	360	610
2	5,1-10	333	304	319	473	374	322
3	10,1-20	322	234	338	271	200	103
4	20,1-30	92	88	92	59	48	19
5	30,1-50	60	55	53	28	22	11
6	50,1-100	35	26	34	9	2	2
7	100-150	7	10	2	0	0	0
8	>150	3	4	0	0	0	0
Od. stand		17,4	20,1	13,7	8,9	7,8	6,0

Tabela 3. Współczynniki korelacji między stężeniem SO₂ w stacjach pomiarowych (1998-2000)

	Cały okres	P. chłodne	P. ciepłe
Działoszyn-Jeleniów	0,64	0,63	0,53
Działoszyn-Czerniawa	0,43	0,48	0,27
Działoszyn-Rozdroże Izerskie	0,49	0,48	0,34
Działoszyn-Śnieżne Kotły	0,44	0,45	0,25
Działoszyn-Wleń	0,68	0,72	0,39
Jeleniów-Czerniawa	0,22	0,23	0,14
Jeleniów-Rozdroże Izerskie	0,35	0,31	0,24
Jeleniów-Śnieżne Kotły	0,30	0,26	0,16
Jeleniów-Wleń	0,50	0,46	0,28
Czerniawa-Rozdroże Izerskie	0,69	0,72	0,63
Czerniawa-Śnieżne Kotły	0,50	0,56	0,40
Czerniawa-Wleń	0,51	0,56	0,51
Rozdroże Izerskie-Śnieżne Kotły	0,62	0,64	0,46
Rozdroże Izerskie-Wleń	0,53	0,52	0,45
Śnieżne Kotły-Wleń	0,52	0,49	0,47

Tabela 4. Udział (%) dni ze stężeniem SO₂ w latach 1998-2000 w przedziałach od 5 do 150 µg/m³ (od 1 do 8, patrz. tab. 2)

	Półrocza	1	2	3	4	5	6	7	8	o. st..
Jeleniów	Chłodne	10,1	23,5	35,5	13,4	9,5	6,1	1,3	0,6	21,8
	Ciepłe	25,6	41,0	26,6	4,3	2,0	0,6	·	·	8,3
Wleń	Chłodne	14,9	27,8	26,7	13,3	9,2	5,3	2,0	0,8	26,2
	Ciepłe	39,7	33,3	20,4	4,6	2,0	·	·	·	6,9
Działoszyn	Chłodne	10,8	25,1	38,4	12,7	6,9	5,8	0,4	·	16,4
	Ciepłe	29,4	35,6	26,1	4,9	3,2	0,8	·	·	8,9
Czerniawa	Chłodne	18,4	44,9	25,5	6,5	3,6	1,1	·	·	10,2
	Ciepłe	22,0	45,0	26,0	4,7	1,7	0,6	·	·	7,3
Rozdroże Izerskie	Chłodne	30,7	33,1	23,9	8,2	3,5	0,6	·	·	8,9
	Ciepłe	56,1	28,0	13,4	1,8	0,6	·	·	·	5,5
Śnieżne Kotły	chłodne	50,6	30,1	13,5	3,4	2,1	0,4	·	·	7,7
	Ciepłe	63,7	30,3	5,8	0,2	·	·	·	·	3,0

Tabela 5. Współczynniki korelacji między temperaturą powietrza a stężeniem SO₂, w okresie od 1998 do 2000 roku

	Jeleniów	Wleń	Działoszyn	Czerniawa	Rozdroże Izerskie	Śnieżne Kotły
1998-2000	-0,29	-0,47	-0,33	-0,21	-0,29	-0,14

Tabela 6. Współczynniki korelacji między elementami meteorologicznymi a stężeniem SO₂ w półroczu chłodnym i ciepłym

	półrocze	Prom.	Temp.	Wilg. wzgl.	Ciś. atm.	Pręđ. wiatru
Jeleniów	chłodne	0,01	-0,09	-0,26	0,14	0,13
	ciepłe	0,11	0,05	-0,26	-0,14	0,1
Wleń	chłodne	-0,1	-0,49	0,12	0,22	-0,11
	ciepłe	0,09	-0,03	-0,08	-0,09	-0,2
Działoszyn	chłodne	-0,06	-0,31	-0,21	0,13	0,06
	ciepłe	0,15	0,08	-0,24	-0,16	0,08
Czerniawa	chłodne	-0,05	-0,25	0,14	0,18	-0,03
	ciepłe	0,17	0,15	-0,31	-0,06	0,12
Rozdroże Izerskie	chłodne	-0,02	-0,1	-0,06	0,22	-0,01
	ciepłe	0,05	-0,03	-0,08	-0,07	-0,06
Śnieżne Kotły	chłodne	-0,02	-0,3	-	-	-0,1
	ciepłe	0,19	0,07	-	-	-0,09

Podsumowanie

Na podstawie analizy średnich dobowych wartości stężenia SO₂ stwierdzono, iż w latach 1998-2000 zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki w Sudetach Zachodnich i na Pogórzu było stosunkowo niewielkie. W żadnej ze stacji nie zostały przekroczone dopuszczalne średnie roczne wartości stężenia, normy dotyczące koncentracji SO₂ w odniesieniu do okresu doby przekroczone zostały jedynie 7 razy.

Ustalono również, iż w badanym trzyleciu nastąpił znaczny spadek koncentracji SO₂ w powietrzu. Porównanie średnich miesięcznych wartości stężenia z kolejnych lat wykazało, że główną tego przyczyną była modernizacja Elektrowni Turów, a także ograniczenie emisji niskiej.

Na podstawie przeprowadzonych analiz stwierdzono, iż poziom koncentracji SO₂ wykazuje duże zróżnicowanie przestrzenne w granicach badanego obszaru. Najmniejsze stężenie SO₂ (średnie i maksymalne) charakteryzuje tereny górskie, największe zaś obszary położone na niewielkiej wysokości. Zauważono, że w stacjach „nizinnych” (Wleń, Jeleniów) duże wartości średniego stężenia SO₂ są wynikiem rzadkiego występowania epizodów bardzo dużej koncentracji dwutlenku siarki. Stwierdzono ponadto, iż synchroniczność zmian stężenia SO₂ w granicach badanego obszaru jest relatywnie nieduża; nieco większa w chłodnej połowie roku, mniejsza w półroczu ciepłym. Ustalono, iż mały stopień synchronizacji zmian stężenia SO₂ (wyraźnie zaznaczający się w przypadku stacji znacznie różniących się wysokością położenia) jest wynikiem oddziaływania miejscowych źródeł emisji i lokalnych warunków klimatycznych.

Wykazano, iż poziom koncentracji dwutlenku siarki charakteryzuje się wahaniami rocznymi. We wszystkich stacjach pomiarowych średnie wartości stężenia SO₂ w zimie

były znacznie większe niż w pozostałych porach roku. Największy zimowy wzrost stężenia obserwowany był w stacjach położonych na niewielkiej wysokości, w bliskim sąsiedztwie zabudowy miejskiej. W stacjach górskich różnice między średnimi wartościami stężenia w poszczególnych porach roku zaznaczały się zdecydowanie słabiej. Stwierdzono, iż przebieg roczny stężenia jest łącznym wynikiem sezonowych wahań wielkości emisji niskiej oraz zmian warunków meteorologicznych. Na terenach położonych na niewielkiej wysokości, w półroczu ciepłym, kiedy emisja jest niewielka, warunki meteorologiczne sprzyjają dodatkowo procesom oczyszczania atmosfery. W chłodnej połowie roku znacznej emisji SO₂ towarzyszą zaś niekorzystne warunki przemieszczania się i zaniku zanieczyszczeń. W efekcie, amplitudy roczne koncentracji SO₂ są na tych terenach bardzo duże. Na obszarach górskich natomiast, wpływ warunków meteorologicznych w poszczególnych półroczach nie jest tak jednoznaczny jak na terenach położonych niżej, w wyniku czego zmienność sezonowa stężenia zaznacza się tu zdecydowanie słabiej.

W pracy dokonano oszacowania roli wybranych elementów meteorologicznych w kształtowaniu poziomu koncentracji SO₂ w powietrzu. Stwierdzono, iż istotność poszczególnych elementów zmienia się w zależności od położenia stacji (warunków topograficznych) oraz pory roku. W półroczu chłodnym w większości punktów pomiarowych największe znaczenie w kształtowaniu poziomu koncentracji dwutlenku siarki w powietrzu miała temperatura powietrza, decydująca o wielkości emisji z lokalnych systemów grzewczych oraz kierunek wiatru. Stosunkowo dużą rolę odgrywało również ciśnienie atmosferyczne, wpływające m.in. na miąższość warstwy mieszania oraz wilgotność względna powietrza, decydująca o intensywności procesów: konwersji i (pośrednio) pionowego transportu zanieczyszczeń. W większości stacji pomiarowych w półroczu chłodnym znaczenie natężenia promieniowania słonecznego oraz prędkości wiatru było niewielkie. W półroczu ciepłym natomiast, decydującą rolę w kształtowaniu koncentracji SO₂ odgrywały na ogół wilgotność względna powietrza, natężenie promieniowania słonecznego oraz prędkość i kierunek wiatru. Znaczenie temperatury powietrza i ciśnienia atmosferycznego w większości stacji było marginalne.

Wykazano, iż poszczególne sytuacje meteorologiczne, wpływać mogą w różny sposób na poziom koncentracji SO₂ w powietrzu, w zależności od topografii terenu. Określono warunki pogodowe szczególnie przyczyniające się do wzrostu stężenia dwutlenku siarki w powietrzu w poszczególnych punktach badanego terenu. Poprawność uzyskanych wyników zweryfikowano, dokonując analizy wybranych epizodów podwyższonej koncentracji SO₂.

Ustalono, iż północno-zachodnia część badanego obszaru (reprezentowana przez stację Jeleniów), położona na niewielkiej wysokości i charakteryzująca się małymi deniwelacjami terenu, w chłodnej połowie roku znajduje się pod dominującym wpływem zanieczyszczeń emitowanych w dużych, znacznie oddalonych od stacji miastach (tj. Zgorzelec/Gorlitz, Bolesławiec). Niekorzystny wpływ na stężenie SO₂ na tym obszarze ma wpływ zimnych i suchych mas powietrza polarno-kontynentalnego, powodujący zwiększenie emisji oraz wzrost prędkości wiatru (zwłaszcza z kierunków odpowiadających położeniu głównych miast). W półroczu ciepłym, kiedy dominującym źródłem emisji jest elektrownia, wzrost koncentracji SO₂ występuje na ogół w dniach pogodnych i suchych (podczas których pionowe ruchy powietrza są ułatwione), z wiatrem południowo-południowo-zachodnim (SSW).

Stwierdzono, iż północno-wschodnia część omawianego terenu (reprezentowana przez stację Wleń), położona na niewielkiej wysokości i charakteryzująca się urozmaiconą, pagórkowatą rzeźbą, w półroczu chłodnym znajduje się pod wpływem zanieczyszczeń emitowanych z systemów grzewczych w niewielkich skupiskach ludności. Na stan aerosanitarny niekorzystnie wpływa spadek temperatury powietrza oraz czynniki ograniczające pionowy i poziomy transport zanieczyszczeń. Należą do nich przede wszystkim: wzrost wilgotności względnej, spadek natężenia promieniowania słonecznego oraz wzrost ciśnienia atmosferycznego. Szczególne zagrożenie stanowią sytuacje bezwietrzne (występujące tu często ze względu na pagórkowatość terenu) oraz słabe wiatry z kierunku odpowiadającego położeniu najbliższych miast/wsi). W ciepłej połowie roku omawiany teren znajduje się głównie pod wpływem emisji z Elektrowni Turów. Z tego względu wzrost stężenia SO_2 występuje na ogół w dniach z warunkami meteorologicznymi sprzyjającymi pionowej wymianie powietrza: dużym natężeniem promieniowania, niskim ciśnieniem atmosferycznym oraz małą wilgotnością względną powietrza. Na stan aerosanitarny niekorzystnie wpływają również wiatry z kierunku zachodniego (W-WSW).

Południowo-zachodni fragment badanego obszaru, obejmujący pagórkowate tereny kotliny Turosszowskiej (reprezentowany przez stację w Działoszynie), w chłodnej części roku znajduje się pod wpływem zanieczyszczeń emitowanych przez położoną w sąsiedztwie elektrownię oraz systemy grzewcze w okolicznych miastach.

Wzrost koncentracji dwutlenku siarki występuje na ogół podczas adwekcji zimnych i suchych mas powietrza polarno-kontynentalnego w sytuacji antycyklonalnej, kiedy wzrasta poziom emisji niskiej. Stan aerosanitarny zależy w dużej mierze również od kierunku napływu powietrza, niekorzystne są zarówno wiatry odpowiadające położeniu elektrowni, jak i lokalizacji miast. W ciepłej połowie roku, kiedy wpływ emisji niskiej jest nieznaczny, wzrost koncentracji SO_2 występuje na ogół w dniach ciepłych, solarnych i suchych. Zanieczyszczenia emitowane przez elektrownię, dzięki pionowym ruchom powietrza, transportowane są wówczas do obszarów niżej położonych. Niekorzystne warunki aerosanitarnie występują najczęściej w sytuacjach bezwietrznych lub z wiatrem o kierunku odpowiadającym położeniu elektrowni.

Dolne partie północnych stoków Gór Izerskich (reprezentowane przez stację Czerniawa) w chłodnej połowie roku znajdują się pod wpływem zanieczyszczeń emitowanych z systemów grzewczych miast takich jak Świeradów Zdr. czy Czerniawa. Niekorzystne zmiany koncentracji SO_2 występują na ogół podczas napływu zimnych i wilgotnych mas powietrza, powodujących wzrost emisji oraz ograniczenie procesu wynoszenia zanieczyszczeń do wyższych warstw atmosfery. Szczególne zagrożenie stanowią sytuacje bezwietrzne oraz wiatry o kierunku zgodnym z osią dolin, w obrębie których usytuowane są miasta. W ciepłej połowie roku, gdy głównym źródłem dwutlenku siarki jest Elektrownia Turów, zwiększonej koncentracji SO_2 sprzyja słoneczna, ciepła i sucha pogoda, podczas której ułatwione są pionowe ruchy powietrza. Wzrost stężenia występuje na ogół w dniach z silnym wiatrem zachodnim (W-WSW).

W przypadku stacji Rozdroże Izerskie, reprezentującej wyżej położone fragmenty Gór Izerskich, stwierdzono bardzo niewielki związek między panującymi warunkami meteorologicznymi a stężeniem SO_2 w powietrzu. Ustalono, iż w miesiącach chłodnej połowy roku wzrost koncentracji dwutlenku siarki występuje w dniach z niską temperaturą powietrza, wysokim ciśnieniem atmosferycznym oraz wiatrem z kierunków odpowiadających położeniu miast takich jak Świeradów Zdr. i Czerniawa oraz Jelenia Góra. W ciepłej

połowie roku o wielkości stężenia SO_2 decyduje jedynie wilgotność względna powietrza oraz kierunek wiatru. Stwierdzono, iż wzrostowi koncentracji dwutlenku siarki sprzyja spadek zawartości pary wodnej w powietrzu. Fakt ten wynikać może z obserwowanej wówczas intensyfikacji pionowych ruchów powietrza, a także ze spadku prędkości konwersji SO_2 do SO_4^{2-} . Największe wartości stężenia występują w dniach z wiatrem zachodnim (W), transportującym zanieczyszczenia emitowane w elektrowni.

Grzbietowe partie gór, reprezentowane przez stację w Śnieżnych Kotłach, w chłodnej połowie roku jedynie sporadycznie narażone są na negatywne oddziaływanie dwutlenku siarki emitowanego w elektrowni oraz dolinach i kotlinach śródgórskich. Utrzymujący się często w tym okresie stan równowagi stałej atmosfery sprawia, iż wyższe partie gór chronione są przed zanieczyszczeniami pochodzącymi z niżej położonych obszarów. Wzrost stężenia SO_2 występuje na ogół podczas napływu suchych i mroźnych mas powietrza. Emitowany wówczas w znacznych ilościach dwutlenek siarki wynoszony jest termicznie do wyższych warstw atmosfery, natomiast proces konwersji SO_2 do SO_4^{2-} przebiega wolniej ze względu na niewielką zawartość pary wodnej w powietrzu. Podwyższone wartości koncentracji SO_2 obserwowane są przy wietrze z kierunku zachodniego - odpowiadającego położeniu elektrowni oraz kierunków odpowiadających lokalizacji największych miast (Jelenia Góra, Szklarska Poręba, Karpacz). W ciepłej połowie roku, kiedy dominuje stan równowagi chwiejnej, grzbiety gór znacznie bardziej niż w sezonie chłodnym narażone są na oddziaływanie zanieczyszczeń emitowanych w dolinach. Jedynym istotnym źródłem emisji jest wówczas Elektrownia Turów. Wzrost stężenia SO_2 podobnie jak w półroczu chłodnym występuje w dniach słonecznych i suchych, przy słabym wietrze.

Z analizy wartości pH hydrometeorów wynika, iż zakwaszenie opadów i osadów atmosferycznych w partiach grzbietowych gór jest bardzo duże, czego przyczyną jest znaczna emisja SO_2 oraz specyficzne warunki meteorologiczne. Ustalono również, że osady mgielne i sadz cechują się większą kwasowością niż opady deszczu czy śniegu. Przeprowadzona analiza wykazała, iż zakwaszenie hydrometeorów cechuje się wyraźną zmiennością sezonową - wzrasta w okresie jesienno-zimowym (kiedy emisja zanieczyszczeń kwaśnych jest największa, a procesy ich konwersji najintensywniejsze), spada natomiast w lecie. Dowiedziono ponadto, iż spadek pH hydrometeorów występuje na ogół

w dniach z podwyższonym stężeniem SO_2 w powietrzu. Przyczyną tego może być wzrost emisji w bliskim sąsiedztwie punktów pomiarowych, bądź adwekcja powietrza z kierunku odpowiadającego położeniu zarówno oddalonych, jak i blisko zlokalizowanych emitorów. Wykazano, iż największe znaczenie w kształtowaniu pH hydrometeorów ma natężenie promieniowania słonecznego oraz kierunek adwekcji. Temperatura powietrza

i prędkość wiatru odgrywają nieco mniejszą rolę. Stwierdzono, iż wzrost zakwaszenia hydrometeorów w punkcie pomiarowym występuje w dniach z niewielkim dopływem promieniowania, niską temperaturą powietrza oraz słabym wiatrem z kierunku południowo-wschodniego (SE) i zachodniego (W-WSW).

Uzyskane w pracy wyniki, mimo stosunkowo krótkiego okresu badawczego, świadczą o bardzo istotnej roli jaką odgrywa topografia terenu w kształtowaniu poziomu koncentracji 862 na obszarze Sudetów Zachodnich i Pogórza Zachodniosudeckiego. Pozwalają one na efektywne prognozowanie stężenia dwutlenku siarki oraz zapobieganie ewentualnym zagrożeniom w poszczególnych punktach omawianego terenu. Wyniki te stanowią

mogą ponadto ważny argument do podjęcia działań w zakresie ograniczenia emisji SO_2 na terenach stanowiących największe zagrożenie ze względu na ilość wytwarzanych zanieczyszczeń. Zaznaczyć należy jednak, iż uzyskane w pracy wyniki, ze względu na znaczne zróżnicowanie topografii omawianego terenu, odnieść można jedynie do stosunkowo niewielkich obszarów wokół stacji pomiarowych. W celu dokładniejszego poznania procesów transportu, konwersji i depozycji SO_2 w obrębie obszaru Sudeckiego niezbędne jest przeprowadzenie szczegółowych badań topoklimatycznych.

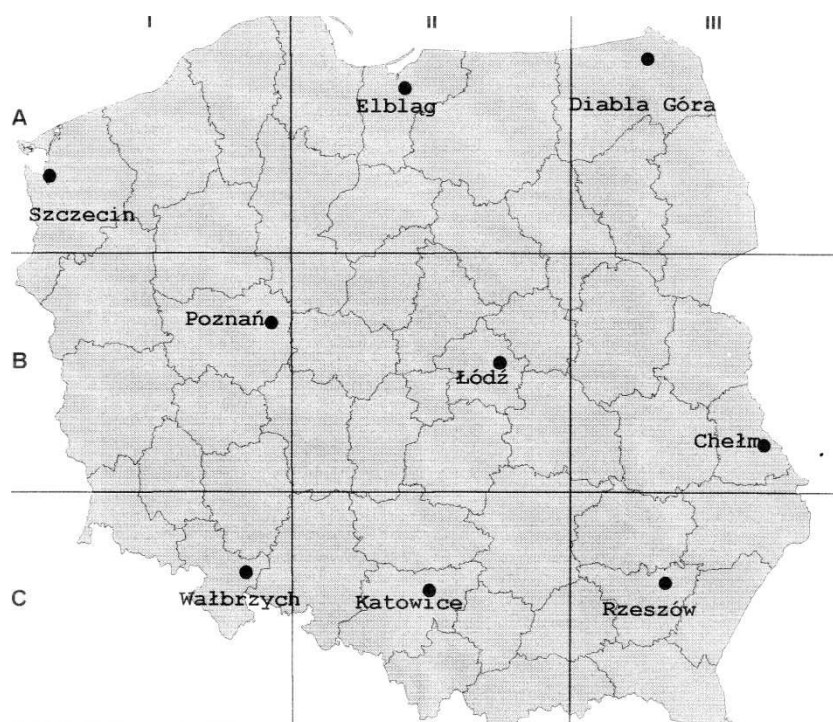
7.4.2. Zanieczyszczenia atmosfery dwutlenkiem siarki w Polsce i w Niemczech w latach 1993-1996

Autor: Krzysztof PISKORSKI

Opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI

Cel pracy

Celem jest analiza emisji dwutlenku siarki zanieczyszczenia atmosfery tym gazem w Polsce w okresie 1993-1996 (zgodnie z własnym projektem wyboru stacji pomiarowych w układzie równoleżnikowym i południkowym (rys. 1). Celem jest też ocena porównawcza zanieczyszczenia atmosfery w Polsce i Niemczech w układzie chronologicznym: miesiąc, rok, 4-lecie. Ponadto celem są badania korelacji stężeń emisji dwutlenku siarki i temperatury powietrza w Polsce i Niemczech w latach 1993-1996.



Rys. 1. Lokalizacja punktów pomiarowych w Polsce w latach 1993-1996 i ich oznaczenia: w profilach równoleżnikowych A, B, C i południkowych I, II, III: Szczecin (A, I), Elbląg (A, II), Diabla Góra (A, III), Poznań (B, I), Łódź (B, II), Chełm (B, III), Wałbrzych (C, I), Katowice (C, II), Rzeszów (C, III)

Dwutlenek siarki (SO_2) i produkty transformacji tego związku, uznawane są za jeden z podstawowych wskaźników zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, wywierają-

cych wpływ na pozostałe elementy środowiska i zdrowie człowieka. Głównym źródłem SO₂ jest aktywność antropogeniczna mająca na celu wytwarzanie energii i produkcję przemysłową.

Źródła emisji w Polsce i Niemczech są podobne (spalanie głównie węgla kamiennego i brunatnego) ze względu na naturalne zasoby surowcowe zlokalizowane na terenach sąsiadujących krajów o podobnej budowie geologicznej.

Dwutlenek siarki podlega transportowi transgranicznemu i należy do zanieczyszczeń atmosfery, które w bezpośredni sposób wpływają, na zdrowie człowieka.

Dane dotyczące emisji SO₂ w poszczególnych rejonach Polski, badane są różnymi metodami i opracowywane przez rozmaite instytucje (Instytut Ochrony Środowiska, Wojewódzkie Stacje Sanitarno-Epidemiologiczne).

Do podstawowych składników powietrza należą: azot, tlen, argon i dwutlenek węgla. Procentowy udział objętościowy podstawowych składników powietrza przedstawiony został w tab. 1.

Tabela 1. Naturalny skład powietrza atmosferycznego
(Baumbach, 1993)

Składnik	% objętości powietrza. suchego
Azot (N ₂)	78,10
Tlen (O ₂);	20,93
Argon (Ar);	0,9325
Dwutlenek węgla (CO ₂)	0,03-0,04
Wodór (H ₂)	0,01
Neon (Ne)	0,0018
Hel (He)	0,0005
Krypton (Kr)	0,0001

Należy podkreślić, że często nawet substancje znikomym udziale (%) procentowym mogą, odgrywać znaczącą rolę w funkcjonowaniu atmosfery, wpływając na jej właściwości i stabilność.

Oprócz mieszaniny gazów, zwanej powietrzem w skład atmosfery wchodzi także cząstki stałe i ciekłe o różnej koncentracji. Do naturalnych zanieczyszczeń należą: pyły i gazy pochodzące z wybuchów wulkanicznych, aerozole i gazy, których źródłem są morza i oceany, popioły emitowane podczas pożarów lasów i stepów, gazy powstające pod wpływem wyładowań atmosferycznych i spalania się meteorytów, aerozole powstałe w wyniku rozkładu materii organicznej, cząstki roślinne (zarodniki, grzyby, pyłki kwiatowe) i organizmy żywe (wirusy, bakterie, pierwotniaki). Naturalnym procesem jest emisja biogeniczna siarki w postaci siarkowodoru ($338 \cdot 10^6$ t/rok). Siarkowodor powstaje w reakcjach redukcji, w wyniku rozkładającej się materii organicznej.

Ważnym z punktu widzenia ekologicznego źródłem dwutlenku siarki są pożary lasów emitując około $1 \cdot 10^6$ t/rok. Ilość dwutlenku siarki pochodzącego ze źródeł naturalnych jest znacznie mniejsza, w stosunku do ilości SO₂ emitowanego przez źródła antropogeniczne. Podstawowymi źródłem antropogenicznym związków siarki w atmosferze są procesy spalania paliw kopalnych zawierających związki siarki. Emisje dwutlenku siarki

są zależne od paliwa, które jest spalane oraz od warunków, w których ten proces przebiega. Zawartość siarki w węglu, ropie naftowej i gazie ziemnym jest zróżnicowana (tab. 2).

Tabela. 2. Zawartość siarki w paliwie wg TA Luft i producentów gazu (Baumbach. 1993)

Paliwo	Zawartość siarki (% wagowe)
Gaz ziemny	0,0005-0,02
Benzyna	0,001-0,06
Olej grzewczy typ EL	0,30 od 1.01.79, 0,20 od 1.03.98
Olej grzewczy typ S	0,7 do >2
Drewno naturalne	Poza granicą wykrywalności
Kora drzewna	< 0,15
Węgiel kamienny	0,8-1 (w zależności od pochodzenia)
Koks	0,6-1
Węgiel brunatny	1-2 (w zależności od pochodzenia)

Metody pomiarowe SO₂ w atmosferze

W Polsce badanie imisji SO₂ jest określone procedurą: Polska Norma PN-76/Z-04104. Metoda kalorymeryczna z p-rozaliną określania zawartości SO₂ w powietrzu atmosferycznym opiera się na oznaczeniu ilości dwutlenku siarki zaabsorbowanej w roztworze pochłaniającym, zawierającym czterochlorortęcian sodowy.

W Niemczech koncentracja SO₂ w powietrzu atmosferycznym jest mierzona również przy wykorzystaniu metody kalorymerycznej. Od 1991 roku instalowane są w stacjach UBA urządzenia do pracy w trybie ciągłym np. firmy Monitor Labs Typ ML 8850, których zasada działania opiera się na fluorescencji w ultrafiolecie. Znajdujące się w powietrzu cząsteczki SO₂ podlegają wzbudzeniu pod wpływem promieniowania, a powracając do stanu podstawowego emitują promieniowanie w zakresie 340±20 nm. Ilość wyemitowanego promieniowania jest proporcjonalna do koncentracji związku w próbce.

Zastosowane metody – analiza statystyczna

Analizy statystyczno-matematycznej dokonano przy pomocy pakietu statystycznego Excel 7.0 firmy Microsoft. Wyznaczono:

- wartości średnie i odchylenia standardowe, maksymalne, minimalne, miesięczne, roczne i czteroletnie stężenia SO₂
- Histogramy częstości rozkładu występowania poszczególnych stężeń na przestrzeni wielolecia w ośrodku;
- Korelacje między imisją SO₂ w Polsce i Niemczech a wartościami temperatury powietrza w badanym 4-leciu
- Trendy określające ogólną tendencję zmian imisji SO₂ w Polsce i w Niemczech w badanym okresie czasu

Wyniki badań imisji SO₂ w latach 1993-1996 w Polsce i Niemczech

Profil równoleżnikowy północny (A) – Szczecin (I), Elbląg (II), Diabla Góra (III)

Średnie miesięczne tężenia SO₂ (µg/m³) w Polsce w latach 1993-1996 w profilu równoleżnikowym północnym (A) podano w tabeli 3a. Średnie roczne (Śr), odchylenia standardowe (O.st.), maksymalne (Max) i minimalne (Min) stężenia SO₂ w tym profilu zawiera tabela 3b

Tabela 3a. Średnie miesięczne stężenie SO₂ w Polsce w latach 1993-1996 w profilu równoleżnikowym północnym (A) – Szczecin, Elbląg, Diabla Góra

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Szczecin												
1993	24,00	24,18	15,81	9,91	5,74	0,33	0,36	1,18	0,74	8,97	27,41	27,43
1994	13,77	31,68	17,10	8,57	1,72	0,73	0,33	1,00	1,39	8,71	6,86	17,46
1995	11,10	15,20	17,66	5,36	3,26	1,37	0,35	0,13	3,40	10,33	14,13	16,30
1996	18,52	12,93	8,20	4,77	1,97	1,03	0,90	1,74	0,40	1,63	2,63	2,26
Śr	16,85	21,00	14,69	7,15	3,17	0,87	0,49	1,01	1,48	7,41	12,76	15,86
Elbląg												
1993	6,53	15,94	19,85	18,56	9,53	7,19	5,06	4,13	1,71	8,69	23,43	17,21
1994	8,50	22,86	6,87	2,57	1,38	1,92	5,39	3,39	2,73	4,27	8,88	19,97
1995	19,36	13,36	5,70	2,81	0,52	0,30	0,35	0,00	0,40	3,55	11,24	21,58
1996	25,58	27,62	11,23	4,37	0,03	0,69	0,48	0,32	0,67	2,94	6,53	22,48
Śr	14,99	19,94	10,91	7,08	2,86	2,52	2,82	1,96	1,38	4,86	12,52	20,31
Diabla Góra												
1993	6,08	6,25	4,40	5,23	0,87	1,42	3,50	4,13	2,54	5,06	11,14	8,39
1994	9,07	12,63	5,17	2,83	2,13	1,43	0,90	0,87	2,79	8,00	5,64	9,20
1995	10,13	10,20	4,07	1,43	1,03	1,79	1,84	1,81	1,36	5,63	7,10	8,06
1996	10,11	14,21	9,13	4,48	1,24	1,10	0,86	1,10	1,07	4,57	4,00	7,45
Śr	8,85	10,82	5,69	3,49	1,32	1,44	1,78	1,98	1,94	5,82	6,97	8,28

Tabela 3b. Średnie roczne (Śr), odchylenie standardowe (O. st.), maksymalne (Max) i minimalne (Min) stężenie SO₂ w Polsce w latach 1993-1996 w profilach równoleżnikowym: (A) – Szczecin, Elbląg, Diabla Góra

	Śr	O.st	Max	Min	Śr	O.st	Max	Min	Śr	O.st	Max	Min
	Szczecin				Elbląg				Diabla Góra			
93	12,17	11,08	27,43	0,33	11,49	7,14	23,43	1,71	4,92	2,88	11,14	0,87
94	9,11	9,52	31,68	0,33	7,39	7,02	22,86	1,38	5,05	3,89	12,63	0,87
95	8,22	6,61	17,66	0,13	6,60	7,84	21,58	0,00	8,06	3,54	10,20	1,03
96	4,75	5,67	18,52	0,40	8,58	10,61	27,62	0,03	7,45	4,40	14,21	0,88
Śr	8,56	7,36	21,00	0,49	8,51	7,03	20,31	1,38	4,86	3,33	10,82	1,32

Tabela 3c. Średnie miesięczne, średnie roczne (Śr), odchylenie standardowe (O. st.), maksymalne (Max) i minimalne (Min) stężenia SO₂ w Polsce w latach 1993-1996 w całym profilu równoleżnikowym północnym (A) (Szczecin, Elbląg, Diabla Góra)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
3	12,20	15,45	13,35	11,23	5,38	2,98	2,98	3,15	1,66	7,57	20,66	17,68
4	10,45	22,39	9,71	4,66	1,74	1,36	2,21	1,75	2,30	7,00	7,13	15,54
5	13,53	12,92	9,14	3,20	1,60	1,15	0,85	0,65	1,72	6,51	10,82	15,31
6	18,07	18,25	9,52	4,54	1,08	0,94	0,75	1,05	0,71	3,05	4,39	10,73
Śr	13,56	17,25	10,43	5,91	2,45	1,61	1,70	1,65	1,60	6,03	10,75	14,82

	Śr	O. st	Max	Min
1993	9,52	6,46	20,66	1,66
1994	7,19	6,51	22,39	1,36
1995	6,45	5,61	15,31	0,65
1996	6,09	6,56	18,25	0,71
Śr	7,31	5,90	17,25	1,60

W Szczecinie stężenia maksymalne wynoszące 132 µg/m³ wystąpiło dnia 30.11.93, nie przekraczając jednak dopuszczalnych wartości 24h – 200 µg/m³. Stężenie średnie w roku 1993 wyniosło 12,17 µg/m³ (±11,08), przy najwyższej wartości 27,43 µg/m³ (listopad) i minimalnej 0,33 µg/m³ (czerwiec). Średnie roczne stężenie dla całego czterolecia 1993-1996 wyniosło 8,56 µg/m³ (±7,36). Najwyższe średnie miesięczne stężenia 21,00 µg/m³ (luty), były w sezonie zimowym najniższe wartości charakterystyczne były dla sezonu letniego 0,49 µg/m³ (lipiec). Średnie miesięczne stężenia SO₂ w Szczecinie mają trend spadkowy o równaniu

$$y = -3,63821n(x)+19,224$$

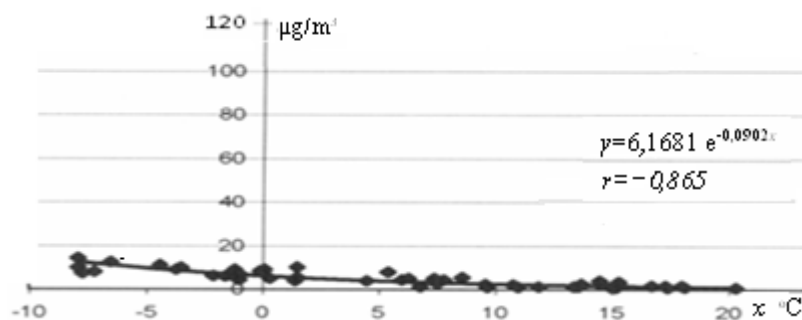
W Diabłej Górze stężenie maksymalne (34 µg/m³ w dniu 12.01.1994) było jednak wyraźnie mniejsze niż w Szczecinie i w Elblągu- Średnie stężenie w ośrodku Diabla Góra w 1993r. wyniosło 4,92 µg/m³ (±2,88). Maksymalne wartości 11,14 µg/m³ osiągnięto w listopadzie, a minimalne 0,87 µg/m³ w maju. Czterolecie 1993-1996 charakteryzowało się bardzo wyrównanym przebiegiem średniomiesięcznych stężeń emisji SO₂. Trend czasowy w czterolecie, opisany równaniem

$$y = -0,1242 \ln(x)+5,227$$

wykazuje małą tendencję spadkową. Średnia wartość stężeń osiągniętych w tej stacji w czterolecie wyniosła 4,86 µg /m³. Najwyższe stężenia średniomiesięczne osiągnięte były w sezonie zimowym (luty) 10,82 µ/m³, za najniższe w sezonie letnim (maj).

W całym profilu równoleżnikowym północnym (A) średnie stężenie w 1993 r. osiągnęło wartość 9,52 µg/m³ (±6,46). Maksymalne wartości 20,66 µg/m³ osiągnięto w listopadzie, zaś minimalne 1,66 µg /m³ we wrześniu. Przebieg stężeń imisji SO₂, w czterolecie 1993-1996, w profilu północnym (A) charakteryzował się wyraźną tendencją spadkową. Średnia roczna wartość stężeń osiągniętych w tym profilu, w badanym okresie wyniosła 7,31 µg m³ (±5,90). Najwyższe średnie stężenia miesięczne osiągnięte były w sezonie zimowym 17,25 µg/m³ (luty), zaś najniższe w sezonie letnim 1,60 µg/m³ (wrzesień).

Zależność SO₂ (y, µg/m³) od temperatury powietrza (x, °C) w punkcie Diabla Góra (1993-1996) charakteryzuje rys. 2.



Rys. 2. Związek SO_2 (y , $\mu\text{g}/\text{m}^3$) i temperatury powietrza (x , $^{\circ}\text{C}$) – Diabla Góra (1993-1996)

Profil równoleżnikowy centralny (B) – Poznań (I), Łódź (II), Chełm (III)

Średnie miesięczne tężenia SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) w Polsce w latach 1993-1996 w profilu równoleżnikowym centralnym (B) podano w tabeli 4a. Średnie roczne (\bar{S}_r), odchylenia standardowe (O.st.), maksymalne (Max) i minimalne (Min) stężenia SO_2 w tym profilu zawiera tabela 4b.

Tabela 4a. Średnie miesięczne stężenia SO_2 w latach 1993-1996 w profilu równoleżnikowym centralnym Polski (B): Poznań, Łódź, Chełm

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Poznań												
93	60,15	90,07	58,72	22,30	7,03	5,30	7,87	7,03	9,88	26,42	62,43	49,86
94	48,29	57,61	28,71	15,38	5,55	5,37	4,61	4,94	9,43	29,70	34,90	40,90
95	52,52	46,52	33,19	23,13	10,26	9,37	6,10	12,52	11,40	16,42	29,50	46,23
96	48,32	49,32	26,87	15,04	9,32	9,53	5,42	5,77	8,45	11,67	17,23	37,19
\bar{S}_r	52,32	60,88	36,87	18,96	8,04	7,39	6,00	7,56	9,79	21,05	36,02	43,55
Łódź												
93	51,25	60,0	36,71	18,31	6,20	9,33	11,71	3,76	11,76	23,14	28,24	37,54
94	29,21	32,82	29,50	13,50	7,93	8,50	3,07	3,35	4,23	16,68	27,24	40,94
95	42,29	39,48	28,19	21,60	8,56	9,27	4,81	4,96	8,63	23,26	37,07	42,96
96	35,34	41,90	17,37	11,21	8,27	5,27	4,71	2,96	4,10	10,87	12,14	28,72
\bar{S}_r	39,52	44,80	27,94	16,15	7,74	8,09	6,07	3,76	7,18	18,49	26,17	37,54
Chełm												
93	27,17	61,57	49,38	42,00	11,57	11,11	23,13	30,44	30,44	19,33	36,50	31,00
94	22,60	36,00	23,70	8,47	16,72	13,53	9,18	8,95	8,11	11,18	10,41	21,71
95	28,00	14,44	10,74	4,35	2,50	11,93	3,75	3,17	3,28	8,94	20,76	27,44
6	43,58	40,83	21,18	9,47	3,24	2,00	1,95	1,76	1,94	3,94	2,81	12,31
\bar{S}_r	30,34	38,21	26,25	16,07	8,51	9,64	9,50	11,08	10,94	10,85	17,62	23,11

Tabela 4b. Średnie roczne (Śr), odchylenia standardowe (O.st.), maksymalne (Max) i minimalne (Min) stężenia SO₂ w Polsce w latach 1993-1996 w profilach równoleżnikowym (B) – Poznań, Łódź, Chełm

	Śr	O.st	Max	Min	Śr	O.st	Max	Min	Śr	O.st	Max	Min
	Poznań				Łódź				Chełm			
93	33,92	28,98	90,07	5,30	25,25	19,17	65,00	3,76	31,14	14,80	61,57	11,11
94	23,78	18,81	57,61	4,61	18,08	13,24	40,94	3,07	15,88	8,59	36,00	8,11
95	24,76	16,50	52,52	6,10	22,59	15,16	42,96	4,81	11,61	9,33	28,00	2,50
96	20,35	16,17	49,32	5,42	15,24	13,07	41,90	2,96	12,08	15,23	43,58	1,76
Śr	25,70	19,49	60,88	6,00	20,29	14,57	44,80	3,76	17,68	9,72	38,21	8,51

Tabela 4c. Średnie miesięczne, średnie roczne (Śr), odchylenia standardowe (O. st.), Maksymalne (Max) i minimalne (Min) stężenia SO₂ w Polsce w latach 1993-1996 w całym profilu równoleżnikowym centralnym B (Poznań, Łódź, Chełm)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
3	46,19	72,21	48,27	27,53	8,27	8,58	14,2	13,75	17,36	22,97	42,39	39,47
4	33,37	42,14	27,30	12,45	10,07	9,13	5,62	5,75	7,26	19,18	24,18	34,51
5	40,94	33,48	24,04	16,36	7,10	10,19	4,89	6,88	7,77	16,21	29,11	38,87
6	42,42	44,02	21,81	11,90	6,94	5,60	4,03	3,50	4,83	8,83	10,73	26,08
Śr	40,73	47,96	30,36	17,06	8,10	8,38	7,19	7,47	9,31	16,80	26,60	34,73

	Śr	O.st	Max	Min
1993	30,10	19,73	72,21	8,27
1994	19,25	12,76	42,14	5,62
1995	19,65	13,19	40,94	4,89
1996	15,89	14,55	44,02	3,50
Śr	21,22	14,44	47,96	7,19

W **Chełmie** stężenie maksymalne zarejestrowano w dniu 03.02.93 -124 µg /m³. W 1993 roku średnie roczne stężenie wynosiło 31,14 µg/m³ (± 14,80), maksymalne stężenie 61,57 µg m³ osiągnięto w lutym, najmniejsze 11,11 µg /m³ (w czerwcu).

Średnia dla całego czterolecia wynosiła 17,68 µg /m³ (± 9,72). Maksymalne stężenia były osiągane w lutym 38,2 1 µg /m³, najniższe zaś 8,51 µg /m³ w maju. Mimo podwyższenia średnich stężeń w 1996 roku ogólny trend w przebiegu stężeń wyrażony równaniem jest wyraźnie malejący:

$$y = -9,7221n(x) + 46,17.$$

W całym profilu równoleżnikowym centralnym (B) stężenia średnie roczne w roku 1993 kształtowały się na poziomie 30,10 µg/m³ (± 19,73), przy najwyższej wartości 72,21 µg/m³ (luty) i minimalnej 8,27 µg/m³ (maj). Średnie roczne stężenie w czteroleciu 1993-1996 wynosiło 21,22 µg/m³ (± 14,44). Najwyższe średnie miesięczne stężenia osiągnano w sezonie zimowym 47,96 µg/m³ (luty). Najniższe wartości µ charakterystyczne były dla sezonu letniego 7,19 µg/m³ (lipiec).

Profil równoleżnikowy południowy (C) – (Wałbrzych (I), Katowice (II), Rzeszów (III))

Średnie miesięczne tężenia SO₂ (µg/m³) w Polsce w latach 1993-1996 w profilu równoleżnikowym południowym (C) podano w tabeli 5a. Średnie roczne (Śr), odchylenia

standardowe (O. st.), maksymalne (Max) i minimalne (Min) stężenia SO₂ w tym profilu zawiera w tab. 5b.

W Katowicach stężenie maksymalne (jedno z najwyższych) wystąpiło 29.12.1996 i wynosiło 270 µg/m³. W 1993 roku średnie roczne stężenie wynosiło 34,88 µg/m³ (± 28,99), maksymalne stężenie 90,00 µg/m³ zanotowano w grudniu, najmniejsze 8,62 µg/m³ (w czerwcu). Średnie stężenie dla całego czterolecia wyniosło 34,88 µg /m³ (±28,99). Maksymalne stężenia były osiągnięte w grudniu 90,00 µg/m³, najniższe za 8,62 µg/m³ w czerwcu. Przebieg stężeń średniomiesięcznych w ośrodku Katowice przedstawia. Mimo podwyższenia średnich stężeń w 1996 roku ogólny trend w przebiegu stężeń jest malejący:

$$y = -1,7111n(x)+39,892$$

Tabela 5a. Średnie miesięczne stężenia SO₂ w Polsce w latach 1993-1996 w profilu równoleżnikowym południowym C – Wałbrzych, Katowice, Rzeszów

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Wałbrzych												
3	44,56	80,75	40,68	26,25	9,88	10,06	15,59	20,78	2000	35,75	70,93	35,15
4	46,29	55,07	33,00	28,07	16,59	17,33	11,67	12,83	17,71	44,94	35,44	36,00
5	35,17	36,94	27,86	21,96	14,42	12,50	14,00	10,58	12,17	26,83	26,79	41,96
6	5820	60 03	38 26	18 11	1100	12,27	10 16	8,26	8,07	12,74	2117	27 50
Ś	46,06	5820	34,95	23,60	12,97	13,04	12,85	13,11	14,48	30,06	38,58	35,15
Katowice												
3	73,04	69,46	44,21	24,38	10,71	8,62	8,76	9,65	10,43	25,28	44,12	90,00
4	45,45	88,00	35,03	26,53	13,03	10,76	10,41	11,87	9,17	24,90	39,07	58,47
5	65,65	36,11	39,47	26,80	12,03	8,45	9,41	9,10	11,53	31,29	62,50	93,13
6	108,0	84,28	58,13	19,80	7,06	6,66	6,47	7,97	10,60	19,66	30,80	118,4
Ś	73,04	69,46	44,21	24,38	10,71	8,62	8,76	9,65	10,43	25,28	44,12	90,00
Rzeszów												
3	44,06	60,78	34,05	136	5,13	5,06	4,53	4,76	3,39	6,65	35,94	30,16
4	17,07	38,14	18,90	11,86	4,90	4,43	4,39	9,48	8,62	14,90	16,20	22,68
5	29,74	22,18	17,19	9,58	5,86	3,27	2,04	3,69	5,10	13,61	18,60	36,19
6	30,29	37,72	22,71	8,28	3,62	1,83	2,03	1,16	2,03	6,00	14,14	20,71
Ś	30,29	39,71	23,21	10,69	4,88	3,65	3,25	4,78	4,79	10,29	21,22	27,43

Tabela 5b. Średnie, odchylenia standardowe, Maksymalne i minimalne stężenia SO₂ w Polsce w latach 1993-1996 w profilu równoleżnikowym południowym: C – Wałbrzych, Katowice ,Rzeszów

	Śr	O.st	Max	Min	Śr	O.st	Maz	Min	Śr	O.st	Max	Min
Wałbrzych				Katowice				Rzeszów				
93	34,20	22,63	80,75	9,88	34,89	29,01	90,00	8,62	20,63	19,56	60,78	3,39
94	29,58	14,51	55,07	11,67	31,06	24,03	88,00	9,17	14,30	9,61	38,14	4,39
95	23,43	10,83	41,96	10,58	33,79	27,42	93,13	8,45	13,92	11,15	36,19	2,04
96	23,81	18,71	60,03	8,07	39,82	41,76	118,39	6,47	12,54	12,53	37,72	1,16
Ś	27,76	15,24	58,20	12,85	34,89	29,01	90,00	8,62	15,35	12,51	39,71	3,25

W całym profilu równoleżnikowym południowym C (Wałbrzych, Katowice, Rzeszów, tab. 5c) średnie stężenie w 1993r. wynosiło 29,91 µg /m³ (± 22,07). Maksymalne

wartości $70,33 \mu\text{m}^3$ były w lutym, zaś minimalne $7,91 \mu\text{m}^3$ w czerwcu. Czterolecie 1993-1996 charakteryzowało się przebiegiem stężeń imisji SO_2 z tendencją spadkową. Średnia wartość stężeń osiągniętych w tej stacji w czterolecie wyniosła $26,00 \mu\text{m}^3 \pm 18,36$.

Tabela 5c. Średnie miesięczne, średnie roczne (\bar{S}_r), odchylenia standardowe (O. st.), Maksymalne (Max) i minimalne (Min) stężenia SO_2 w Polsce w latach 1993-1996 w całym profilu równoleżnikowym południowym C – Wałbrzych, Katowice, Rzeszów)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
3	53,89	70,33	39,65	21,23	8,57	7,91	9,63	11,73	11,27	22,56	50,33	51,77
4	36,27	60,40	28,98	22,15	11,51	10,84	8,82	11,40	11,83	28,25	30,24	39,05
5	43,52	31,74	28,17	19,45	10,77	8,07	8,48	7,79	9,60	23,91	35,96	57,10
6	65,51	60,68	39,70	15,40	7,23	6,92	6,22	5,79	6,90	12,80	22,04	55,53
\bar{S}	49,80	55,79	34,12	19,56	9,52	8,44	8,29	9,18	9,90	21,88	34,64	50,86

	\bar{S}_r	O.st	Max	Min
1993	29,91	22,07	70,33	7,91
1994	24,98	15,50	60,40	8,82
1995	23,71	16,11	57,10	7,79
1996	25,39	23,36	65,51	5,79
\bar{S}	26,00	18,36	55,79	8,29

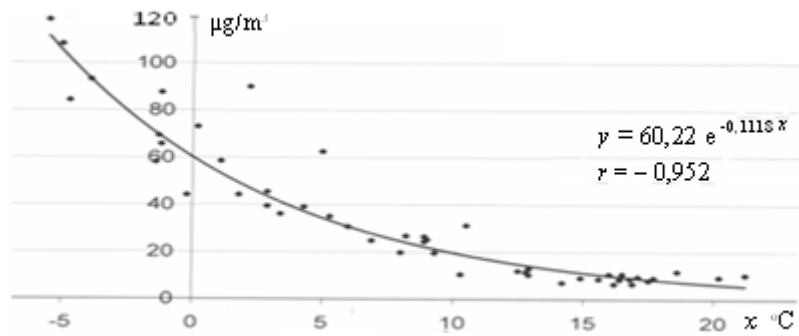
Najwyższe średnie stężenie miesięczne osiągnięte były w sezonie zimowym $55,79 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (luty), za najniższe w sezonie letnim $8,29 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (lipiec). Średnie stężenia SO_2 w całej Polsce charakteryzuje tab. 6.

Tabela 6. Średnie miesięczne stężenia SO_2 , średnie roczne (\bar{S}_r), odchylenia standardowe (O.st.), maksymalne (Max) i minimalne (Min) w Polsce w latach 1993-1996 (9 miejscowości)

~	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
3	37,43	52,67	33,76	20,00	7,41	6,49	8,95	9,54	10,10	17,70	37,79	36,30
4	26,69	41,64	22,00	13,09	7,77	7,11	5,55	6,30	7,13	18,14	20,52	29,70
5	32,66	26,05	20,45	13,00	6,49	6,47	4,74	5,11	6,36	15,54	25,30	37,09
6	42,00	40,98	23,67	10,61	5,08	4,49	3,67	3,45	4,15	8,22	12,38	30,78
\bar{S}	34,69	40,33	24,97	14,18	6,69	6,14	5,73	6,10	6,94	14,90	24,00	33,47

	\bar{S}_r	O.st	Max	Min
1993	23,18	15,66	52,67	6,49
1994	17,14	10,96	41,64	5,55
1995	16,61	11,01	37,09	4,74
1996	15,79	14,09	42,00	3,45
\bar{S}	18,18	12,82	40,33	5,73

Zależność SO_2 (y , $\mu\text{g} / \text{m}^3$) od temperatury powietrza (x , $^{\circ}\text{C}$) w Katowicach (1993-1996) charakteryzuje rys. 3.



Rys. 3. Związek SO_2 (y , $\mu\text{g}/\text{m}^3$) z temperaturą powietrza (x , $^{\circ}\text{C}$) w Katowicach (1993-1996)

W energetyce poza odsiarczaniem spalin zmniejszeniu emisji SO_2 sprzyja także modernizacja kotłów na drodze wymiany kotłów pyłowych na fluidalne. W tego typu kotłach dzięki obniżeniu temperatury spalania intensywne reakcje chemiczne umożliwiające wiązanie siarki z dodanym do węgla tlenkiem wapnia (dolomit lub mielony kamień wapienny). Powstający siarczek wapnia CaSO_3 w postaci suchej usuwany jest razem z popiołem i żużlem.

Tabela. 7. Emisja SO_2 (tys. ton) ze źródeł przemysłowych 1993-96

	1993	1994	1995	1996
Szczecin	74,0	77,7	75,5	79,9
Elbląg	9,0	9,0	7,0	7,7
Diabla Góra	4,0	4,0	3,3	3,6
Poznań	14,0	13,5	13,9	13,2
Łódź	38,0	35,9	32,2	34,0
Chełm	4,0	4,1	4,3	4,7
Wałbrzych	11,0	10,3	9,5	9,1
Katowice	334,0	311,8	320,4	305,4
Rzeszów	7,0	6,1	5,5	5,7

Najwyższe stężenia SO_2 notowane są w Polsce i w Niemczech w sezonie zimowym (XI-II), zwłaszcza w najchłodniejszych miesiącach roku (luty) (tab. 8).

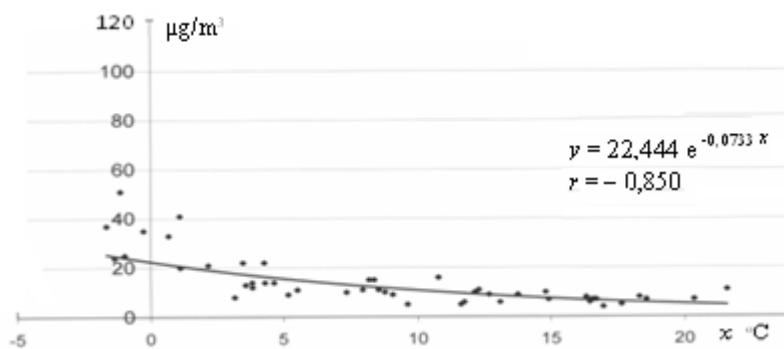
Tabela 8. Średnie miesięczne, średnie roczne (Śr), odchylenia standardowe (O.st.), maksymalne (Max) i minimalne (Min) stężenia SO₂ w Polsce i Niemczech w latach 1993-1996 (1990+ t)

Polska																
t	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Ś	O.st.	Max	Min
3	37	53	34	20	7	6	9	10	10	18	38	36	23	16	53	6
4	27	42	22	13	8	7	6	6	7	18	21	30	17	11	42	6
5	33	26	20	13	6	6	5	5	6	16	25	37	17	11	37	5
6	42	41	24	11	5	4	4	3	4	8	12	31	16	15	42	3
Ś	35	40	25	14	7	6	6	6	7	15	24	33	18	13	40	6
Niemcy																
t	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Ś	O.st.	Max	Min
3	22	35	22	16	10	8	7	7	9	15	41	14	17	11	41	7
4	12	33	10	11	8	7	11	8	9	15	11	14	12	7	33	7
5	20	11	13	10	11	7	7	7	6	10	14	25	12	6	25	6
6	37	51	21	9	6	6	4	5	5	5	9	24	15	15	51	4
Ś	23	33	17	12	9	7	7	7	7	11	19	19	14	8	33	7

W ośrodkach miejskich, w sezonie zimowym średnie stężenia SO₂ są 3-3,5 razy wyższe niż w sezonie letnim. Głównym źródłem pochodzenia obu zanieczyszczeń jest spalanie paliw (przede wszystkim węgla) do celów grzewczych. Przy niskiej temperaturze otoczenia zwiększa się zużycie paliw dla celów grzewczych. Spadkom temperatury powietrza odpowiadał wzrost emisji dwutlenku siarki (rys. 4). Powyższą zależność potwierdził współczynnik korelacji obliczony dla obydwu zmiennych. Często obserwowany wzrost koncentracji zanieczyszczenia jest powodowany oddziaływaniem dwóch czynników: zwiększenia emisji zanieczyszczeń powstających przy ogrzewaniu budynków, w warunkach dużych spadków temperatury powietrza oraz niekorzystnych warunków rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w rozważanych okresach.

Trend średniego miesięcznego stężenia SO₂ (y, µg/m³) w Polsce i Niemczech w latach 1993-1996 opisują równania (x – czas):

$$\begin{aligned} \text{Polska} & \quad y = -4,9 \ln x + 32,5 \\ \text{Niemcy} & \quad y = -4,9 \ln x + 32,5 \end{aligned}$$



Rys. 4. Związek SO₂ (y, µg/m³) z temperaturą powietrza (x, °C) w Niemczech (1993-1996)

Wnioski

- **W Polsce latach 1993-96:** Średnie roczne stężenia imisji SO₂ nie przekraczały norm dopuszczalnych WHO (50 µg/m³) i wykazywały różnice regionalne, będące największe na południu i najmniejsze w północno-wschodnim regionie kraju. W każdym badanym rejonie imisja SO₂ wykazywała trend spadkowy. Stężenia średnie miesięczne w każdym z badanych rejonów wykazywały charakterystyczną, zmienność sezonową. Średnie dobowe stężenia SO₂ przekraczały dopuszczalne normy 24-godzinne w Katowicach.
- **W Niemczech latach 1993-96:** Stężenia średnie roczne SO₂ również nie przekraczały granicy 50 µg/m³, były niższe niż w Polsce i wykazywały podobny, choć wolniejszy trend spadkowy. Stężenia średnie miesięczne cechowała także zmienność sezonowa.
- **W Polsce i w Niemczech** w okresie 1993-1996 stwierdzono, że wzrost stężenia SO₂ towarzyszy spadkom temperatury powietrza. Znamienną korelację ujemną, stwierdzono między nimi zarówno w rejonach dużej jak i małej imisji ($r = -0,952$ dla Katowic, $r = -0,865$ dla Diablej Góry). Wyżej wymieniona korelacja w Niemczech kształtowała się podobnie, jak w Polsce, w rejonie niskiej imisji, wynosząc $r = -0,850$.

7.4.3. Warunki tworzenia się smogu fotochemicznego na przykładzie Meksyku

Autor: Maria CUEVAS-KOSESKA

Opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA

Wprowadzenie i cel pracy

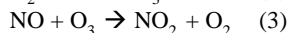
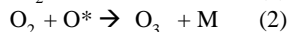
Celem pracy jest zaprezentowanie i opisanie zależności zmian stężenia zanieczyszczeń charakterystycznych dla smogu fotochemicznego – ozonu i tlenków azotu – od warunków pogodowych i rytmu życia w Meksyku w latach 1993-2007. Opracowanie ma również na celu pokazanie różnych czynników, które należy wziąć pod uwagę by móc trafnie przewidzieć sytuacje nadzwyczajnego zagrożenia środowiskowego i zapobiegać im.

W roku 1992 Organizacja Narodów Zjednoczonych uznała powietrze nad Meksykiem za najbardziej zanieczyszczone na planecie. Sześć lat później Meksyk został uznany za najniebezpieczniejsze miasto dla dzieci. Jednak dzięki systematycznemu monitoringowi oraz odpowiednim przepisom udało się opanować te sytuację. W roku 1990 wprowadzony został Zintegrowany Program Zwalczania Zanieczyszczeń Powietrza (PICCA).

Od roku 1996 wdrażany jest Program Poprawy Jakości Powietrza (PROAIRE), stawiający za podstawowe cele: redukcję emisji zanieczyszczeń pochodzących z przemysłu i usług, redukcję emisji zanieczyszczeń komunikacyjnych, ograniczenie intensywności ruchu drogowego, odnowę ekologiczną i zwalczanie erozji podłoża.

Smog fotochemiczny

W czystym powietrzu stężenie ozonu i tlenków azotu jest regulowane w sposób naturalny w cyklu fotolitycznym. Przebiega on następująco:



Do rozbicia cząsteczki dwutlenku azotu niezbędna jest fala krótsza niż 398 nm – we wzorze oznaczona jest jako $h\nu$. W wyniku fotolizy powstaje tlenek azotu oraz bardzo reaktywny tlen atomowy (1).

- Kolejny etap to reakcja tlenu atomowego z cząsteczkowym. Nadmiar energii odbierany jest przez cząsteczkę N_2 , O_2 , Ar , CO_2 , oznaczoną powyżej jako M. Produktem tej reakcji jest cząsteczka ozonu (2).
- Ostatnim etapem cyklu jest reakcja ozonu z tlenkiem azotu, w wyniku czego powstaje tlen cząsteczkowy oraz dwutlenek azotu, który następnie włącza się ponownie w cykl fotolityczny (3).

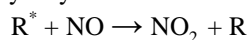
W sytuacji dużego dopływu promieniowania słonecznego oraz przy dużym stężeniu lotnych węglowodorów organicznych dochodzi do zaburzeń w cyklu fotolitycznym. Może to prowadzić do powstania zanieczyszczenia fotochemicznego, zwanego również smogiem fotochemicznym.

Dodatkowymi czynnikami, które zwiększają ryzyko wystąpienia w danym miejscu smogu fotochemicznego są mała prędkość wiatru, położenie w obniżeniu terenu oraz częste występowanie inwersji termicznych. Typowymi przykładami miejsc, w których warunki sprzyjają powstawaniu smogu, są Los Angeles i Meksyk.

Smog fotochemiczny jest to mieszanina utleniająca, często tworząca się w wyniku włączenia się węglowodorów do cyklu fotolitycznego. Powstają wówczas bardzo reaktywne rodniki, ulegające przemianom chemicznym, w których tworzą toksyczne związki. Składnikami tego rodzaju smogu są: ozon, tlenek węgla, azotan nadtlenu acetylu (PAN), aldehydy oraz inne toksyczne związki organiczne. Powstaje szkodliwa mieszanina aerozoli i gazów, nadających powietrzu szarobrazową barwę.

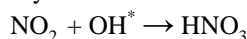
Łańcuch reakcji generujących smog fotochemiczny rozpoczyna się od utlenienia węglowodorów ozonem. Produktami tych reakcji są aldehydy oraz wolne rodniki organiczne.

W drugim etapie rodniki organiczne (R^*) będące produktami wspomnianych powyżej reakcji zajmują miejsce ozonu w kolejnych reakcjach i łączą się z tlenkiem azotu NO w reakcji zamykającej cykl fotolityczny. Zaś w obecności rodników organicznych:



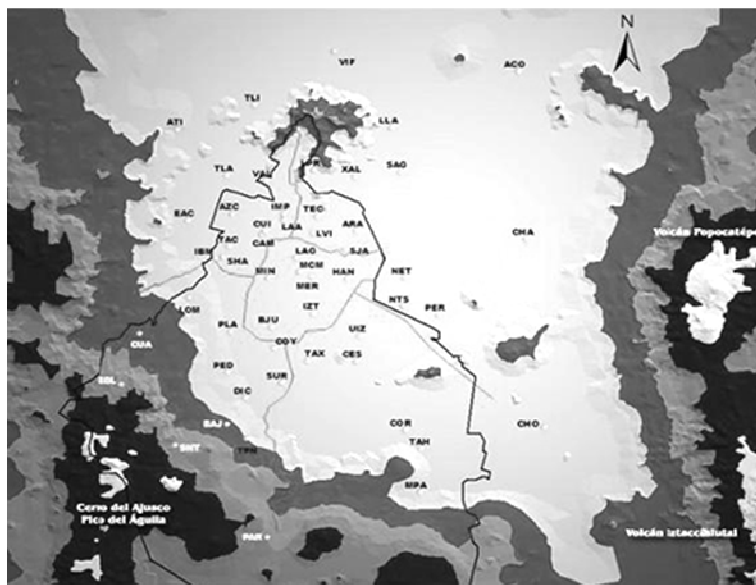
Usunięcie tlenku azotu NO prowadzi do zwiększenia stężenia ozonu O_3 , a powstały dwutlenek azotu NO_2 jest dodatkowym źródłem tlenu atomowego.

Inne powstałe rodniki organiczne mogą stać się substratami w reakcjach, w wyniku których tworzą się nowe toksyczne substancje tj. dwutlenek azotu NO_2 , azotan nadtlenu acetylu (PAN), aldehydy oraz inne związki organiczne. Są to zanieczyszczenia wtórne. Koniec łańcucha reakcji następuje w momencie napotkania przez cząsteczkę tlenku azotu NO rodnika hydroksylowego, ozonu lub kwasu azotawego. Jednym z produktów tych reakcji może być jest kwas azotowy (V), który następnie jest wypłukiwany z powietrza wraz opadami atmosferycznymi:

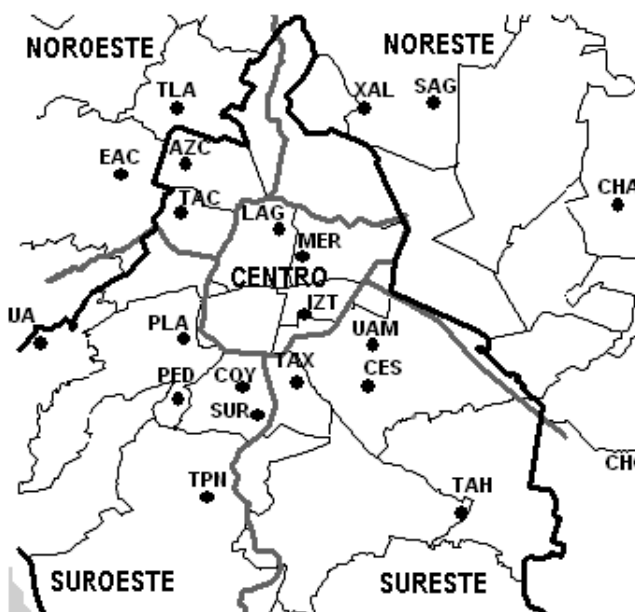


Materiały źródłowe i metody opracowania

W pracy wykorzystano dane z lat 1993-2007, pochodzące z pomiarów na pięciu stacjach automatycznych Monitoringu Atmosferycznego Miasta Meksyk (*Sistema de Monitoreo Atmosferico de la Ciudad de Mexico*). Zostały one wybrane spośród 34 stacji rozłożonych na terenie całego miasta ze względu na ich położenie – w pięciu odległych od siebie częściach miasta (rys. 1 i 2) – oraz kompletność danych pomiarowych w badanych okresie czasu. Są to: w centrum – stacja Merced (MER), na południo-wschodzie – stacja Cerro de la Estrella (CER), na południo-zachodzie – stacja Pedregal (PED), na północo-wschodzie – Stacja Xalostoc (XAL), na północo-zachodzie – stacja Tlalnepantla (TLA).



Rys. 1. Rozmieszczenie stacji Monitoringu Atmosferycznego Miasta Meksyk.
 Źródło: <http://www.sma.df.gob.mx/simat2/>



Rys. 2. Rozmieszczenie stacji Monitoringu Atmosferycznego Miasta Meksyk

Na każdej ze stacji są dokonywane automatyczne pomiary stężenia wybranych zanieczyszczeń, z czasem uśredniania równym 1 godzinie. Stacje są również wyposażone w przyrządy pomiarowe parametrów meteorologicznych – temperatury i wilgotności względnej powietrza, kierunku i prędkości wiatru. Dzięki temu możliwa jest dokładna obserwacja zmian stężenia szkodliwych substancji oraz warunków meteorologicznych. Dodatkowym źródłem informacji wykorzystanych w niniejszym opracowaniu były materiały pochodzące z biura Monitoringu Atmosferycznego Miasta Meksyk. Opisują one realia i charakterystykę miasta, znaną tylko jego mieszkańcom. Progowe wartości przedziałów stężenia zanieczyszczeń, służące do określenia klas jakości powietrza, zostały przyjęte na podstawie skali używanej w Meksyku, zwanej IMECA. Wyróżnia się w niej pięć klas jakości powietrza w zależności od stężenia danego zanieczyszczenia w ciągu godziny – dobrą, dopuszczalną, złą, bardzo złą i ekstremalnie złą (tab. 1).

Tabela 1. Klasy jakości powietrza w Meksyku, Źródło: *Gaceta Oficial del Distrito Federal*, no.141, 29.11.2009

IMECA	O ₃ ppm (15)	NO ₂ ppm (20)	SO ₂ ppm (19)	CO ppm (21)	PM µg/m ³ (22)	PM µg/m ³ (22, 23)
0-50	0000-0,055	0,000-0,105	0,000-006	0,00-5,50	0-60	0-15,4
51-100	0,036-0,110	0106-0210	0,066-0130	5,51-11,00	61-120	15,5-40,4
101-150	0,111-0,165	0,211-0,315	0,131-0,195	11,01-1650	121-2,20	405-654
151-200	0,166-0,220	0,316-0420	0,196-0,260	16,51-22,00	221-320	655-1504
>200	>0220	>0420	>0260	>22,00	320	>1504

W pracy wykorzystano następujące dane:

- Średnie godzinne wartości stężenia ozonu oraz tlenków azotu z lat 1993-2007 ze stacji
- Tlalnepantla, Xalostoc, Merced, Pedregal, Cerro de la Estrella w Meksyku,
- Średnie godzinne wartości temperatury i wilgotności względnej powietrza, prędkości i kierunku wiatru z lat 1993-2007 z tych samych stacji.

Na podstawie powyższych danych obliczono średnie stężenie w poszczególnych godzinach doby, co pokazało rytm dobowy zmian stężenia rozpatrywanych zanieczyszczeń. Obliczając średnie wartości stężenia zanieczyszczeń w poszczególnych miesiącach, pokazano jak zmienia się koncentracja zanieczyszczeń w zależności od zmieniających się w ciągu roku typowych warunków pogodowych. Pozwoliło to na wyróżnienie miesięcy o dużych wartościach stężenia zanieczyszczeń, stwarzających zwiększone zagrożenie dla zdrowia ludzi.

Obliczone zostały również wartości średniego rocznego stężenia ozonu i tlenków azotu w poszczególnych latach w okresie od 1993 do 2007 roku, co pozwoliło na ocenę zmian. Przedstawiona została także częstość występowania alarmowych wartości stężenia poszczególnych zanieczyszczeń. Przedziały stężenia zostały przyjęte na podstawie meksykańskich norm jakości powietrza, wyrażanych za pomocą wyżej wspomnianego wskaźnika IMECA, wyróżniającego 5 klas jakości powietrza. Częstość występowania poszczególnych klas została w pracy policzona w odniesieniu do godzin w ciągu doby oraz miesięcy w ciągu roku. Dodatkowo, uzyskane wyniki potwierdzono wyko-

rzystując wartości percentyla 0,50,0,75, 0,90 oraz 0,95 stężenia omawianych zanieczyszczeń przebiegu dobowym i rocznym.

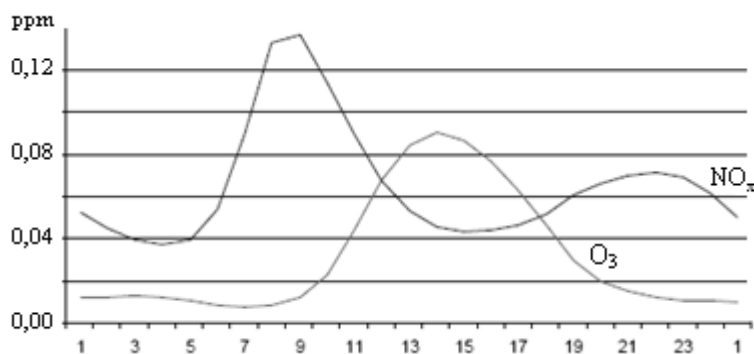
W celu zaprezentowania wpływu warunków pogodowych na stężenie ozonu przeanalizowano zmiany dobowe temperatury i wilgotności względnej powietrza w wybranych miesiącach pory deszczowej oraz pory suchej zimnej i ciepłej. Zostały one zestawione z przebiegiem dobowym i rocznym stężenia ozonu. Pokazało to różnice w zmianach stężenia ozonu w zależności od odmiennych warunków meteorologicznych panujących w poszczególnych porach roku.

Dane dotyczące prędkości i kierunku wiatru zostały wykorzystane w części opracowania dotyczącej rozkładu przestrzennego stężenia ozonu w Meksyku. Wykazano, że przeważający kierunek wiatru pozwala wskazać części miasta zagrożone nadmiernym stężeniem ozonu. Natomiast wartość prędkości wiatru pozwala ocenić możliwości przemieszczania się zanieczyszczeń poza obszar miasta.

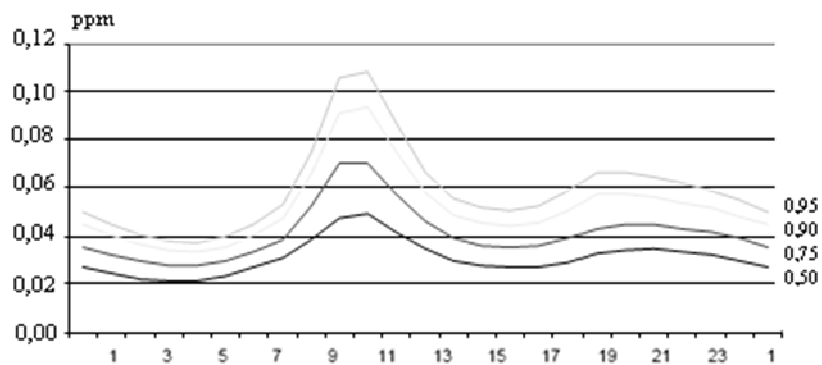
Przebieg dobowy tlenków azotu i ozonu

Zmiany stężenia zanieczyszczeń charakteryzujących smog fotochemiczny w Meksyku w latach 1993-2007 wykazują wyraźny rytm dobowy (rys. 3-4). Na jego podstawie można wyciągnąć wnioski na temat zależności pomiędzy poszczególnymi substancjami biorącymi udział w tworzeniu się smogu NO_x , O_3 .

Zmiany dobowe opisywanych zanieczyszczeń zależą przede wszystkim od natężenia promieniowania słonecznego oraz natężenia ruchu samochodowego. Głównym źródłem tlenków azotu w powietrzu jest spalanie paliw w silnikach samochodowych, tak więc zmiany stężenia tych związków są silnie powiązane ze zmianami intensywności ruchu ulicznego. Ozon jest natomiast zanieczyszczeniem wtórnym, a do jego wytworzenia jest potrzebna fala świetlna o długości mniejszej niż 420 nm. W związku z tym jego stężenie w powietrzu zależy od natężenia promieniowania słonecznego.

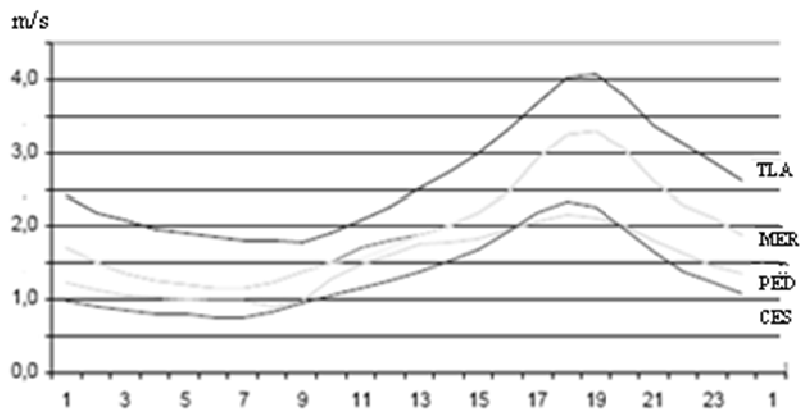


Rys. 3. Przebieg dobowy stężenia tlenków azotu (NO_x) i ozonu (O_3) w Meksyku w latach 1993-2007



Rys. 4. Percentyle: 0,50, 0,75, 0,90, 0,95 stężenia dwutlenku azotu w przebiegu dobowym w latach 1993-2007 w Meksyku

Jednym z najważniejszych czynników mających wpływ na zróżnicowanie przestrzenne stężenia ozonu w Meksyku jest kierunek i prędkość wiatru (rys. 5).

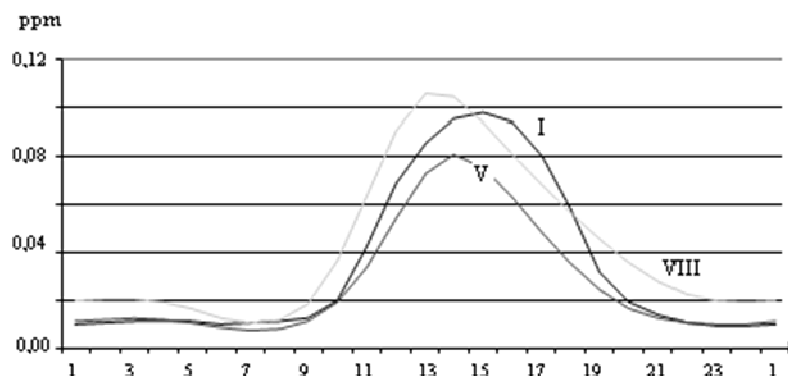


Rys. 5. Przebieg dobowy prędkości wiatru w Meksyku w latach 1993-2007 Tlalnepantla (TLA), Merced (MER), Pedregal (PED), Cerro de la Estrella (CES)

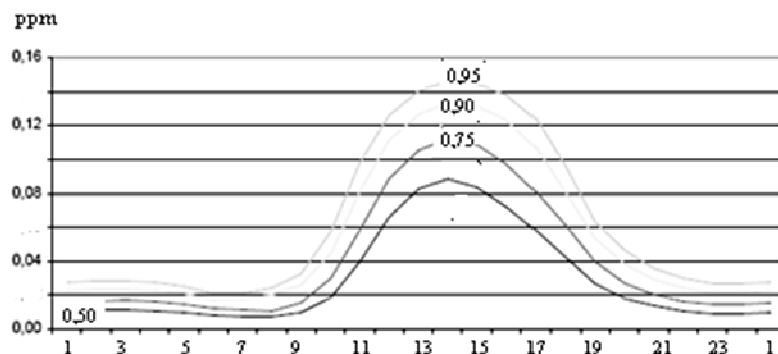
Zmiany dobowe stężenia tlenków azotu w powietrzu na podstawie danych z Meksyku z opisywanego 15-lecia wykazują charakterystyczne prawidłowości (rys. 6-8). Od godziny 1 do 6 nad ranem stężenie to kształtuje się na poziomie ok. 0,05-0,04 ppm. Po godzinie 6 wzrasta natężenie ruchu samochodowego. Wtedy też następuje gwałtowny wzrost stężenia tlenków azotu, aż do osiągnięcia maksimum między godziną 8 i 9 rano. O tej porze natężenie promieniowania słonecznego jest już dostatecznie duże, by nastąpiła fotoliza dwutlenku azotu. Kolejne reakcje zachodzące w powietrzu miejskim prowadzą do spadku stężenia tlenków azotu, a tendencja spadkowa trwa aż do godziny 16, kiedy to natężenie promieniowanie słonecznego słabnie. Następnie zauważalny jest kolejny wzrost stężenia tlenków azotu, związany ze wzrostem ruchu samochodowego. Ok. godziny 22 osiągnięte zostaje drugie, drugorzędne maksimum dobowe – 0,07 ppm. Minimalne stężenie tlenków azotu przypada na godz. 4 rano i wynosi ok. 0,04 ppm.

Nie zachodzą wtedy reakcje fotochemiczne, a ruch samochodowy jest mały. Średnie dobowe stężenie tlenków azotu w Meksyku to 0,07 ppm.

Na podstawie danych z Meksyku z lat 1993-2007 można zaobserwować, że najniższe wartości stężenia ozonu występują pomiędzy godziną 22 i 9 rano – średnio 0,01 ppm.

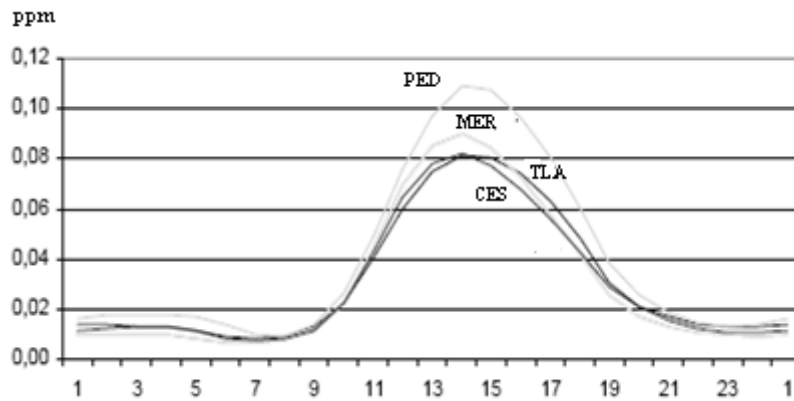


Rys. 6. Przebieg dobowy stężenia ozonu podczas wybranych miesięcy w Meksyku w latach 1993-2007 (I – styczeń, V – maj, VIII – sierpień)



Rys. 7. Percentyle: 0,50; 0,75; 0,90; 0,95 stężenia ozonu w przebiegu dobowym w latach 1993-2007 w Meksyku

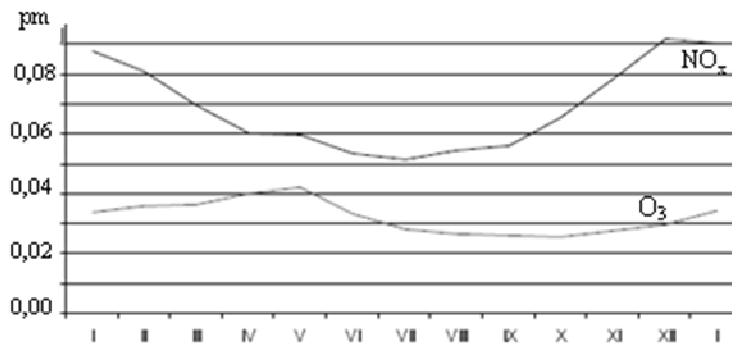
Po godzinie 8 następuje wyraźny wzrost jego stężenia, aż do osiągnięcia maksimum – 0,09 ppm ok. godziny 14-15. Jest to wynik działania w godzinach okołopołudniowych silnego promieniowania słonecznego na dwutlenek azotu pochodzący ze spalin, który wchodząc z reakcją z kolejnymi związkami chemicznymi, powoduje rozpoczęcie łańcucha reakcji fotochemicznych. Po godzinie 15 stężenie ozonu gwałtownie spada, co jest konsekwencją końcowych reakcji cyklu fotolitycznego, w których następuje rozbicie cząsteczek ozonu w reakcji z tlenkami azotu. Ok. godziny 22 poziom stężenia ozonu stabilizuje się na poziomie 0,01 ppm i pozostaje taki do rana. Średnie stężenie ozonu w ciągu doby w Meksyku to 0,03 ppm.



Rys. 8. Przebieg dobowy stężenia ozonu na wybranych stacjach Monitoringu Atmosferycznego Miasta Meksyk w latach 1993-2007 – Tlalnepantla (TLA), Merced (MER), Pedregal (PED), Cerro de la Estrella (CES)

Przebieg roczny tlenków azotu i ozonu

Przebieg roczny stężenia tlenków azotu oraz ozonu jest zależny m.in. od natężenia promieniowania słonecznego, opadów, aktywności ludzkiej oraz obecności innych związków chemicznych w atmosferze. Przedstawiono prawidłowości przebiegu rocznego obydwu tych związków (rys. 9). Dotyczą one 15-lecia 1993-2007, a dane zostały uśrednione z 5 stacji opisanych w rozdziale wstępnym jakości powietrza w mieście.



Rys. 9. Przebieg roczny stężenia tlenków azotu (NO_x) i ozonu (O_3) w Meksyku w latach 1993-2007

W ciągu opisywanego 15-lecia średnie miesięczne stężenie tlenków azotu zamykało się w przedziale między 0,05 ppm i 0,09 ppm.

Najniższe wartości stężenia tlenków azotu przypadają na okres od czerwca do lipca czyli pierwszą część pory deszczowej – średnie miesięczne stężenie wynosi wówczas ok. 0,05 ppm. Jest to związane z napływem wilgotnych i ciepłych mas powietrza niesionych przez pasaty. Wówczas nad Meksykiem przeważają ruchy wznoszące powietrza i często panuje chwiejna równowaga termiczno-dynamiczna. Sprzyja to wynoszeniu ku górze

zanieczyszczeń i ich rozpraszaniu. Dodatkowo tworzą się chmury rodzaju *Cumulus*, dając popołudniowe deszcze, które wymywają zanieczyszczenia z atmosfery.

Podczas pory suchej zimnej – od listopada do lutego – obserwuje się największe stężenie tlenków azotu – do 0,09 ppm. Słabnie wtedy wpływ pasatów, a nad Meksykiem zaczynają przeważać układy wyżowe, przy których nad miasto napływa powietrze polarne kontynentalne z północy, co daje w efekcie równowagę stałą.

Wzrostowa tendencja stężenia jest wyraźna od sierpnia do stycznia – w wartościach średnich od 0,05 do 0,09 ppm, jednak od sierpnia do września wzrost jest niewielki – mniej niż 0,01 ppm. Natomiast tendencję spadkową obserwuje się od stycznia do lipca – od 0,09 do 0,05 ppm. W kwietniu i maju stężenie tlenków azotu stabilizuje się na średnim poziomie 0,06 ppm, następnie spada do 0,05 ppm w lipcu. Spadek od stycznia do kwietnia jest bardziej gwałtowny (ok. 0,03 ppm na 3 miesiące) niż ten od maja do lipca (0,01 ppm na 3 miesiące).

Zmiany wartości stężenia ozonu w ciągu roku są mniejsze niż analogiczne zmiany tlenków azotu. Najmniejsze stężenie w ciągu roku przypada na październik – średnio 0,025 ppm. Natomiast największe średnie miesięczne stężenie ozonu przypada na maj i wynosi 0,043 ppm. Od listopada zaznacza się wzrost średniego miesięcznego stężenia ozonu. Maj i kwiecień są miesiącami o największym średnim stężeniu ozonu w powietrzu. Związane jest to z dopływem promieniowania słonecznego, który w tych miesiącach jest w Meksyku największy. Od czerwca do października następuje wyraźny spadek średniego miesięcznego stężenia ozonu – od 0,033 ppm w czerwcu do 0,025 ppm w październiku. Najbardziej wyraziste zmiany średniego miesięcznego stężenia tego zanieczyszczenia występują w pierwszych miesiącach pory deszczowej (czerwiec i lipiec). Natomiast później (od lipca do października) zmiany średniego stężenia są nieduże – mniej niż 0,003 ppm na miesiąc. Przyczyną takiego przebiegu stężenia ozonu jest rozpoczęcie pory deszczowej, przypadające na koniec maja. W wyniku dużego zachmurzenia dopływ energii słonecznej, niezbędnej do wytworzenia ozonu, jest ograniczony. Dodatkowo codzienne deszcze oczyszczają atmosferę z nagromadzonych zanieczyszczeń.

Zmiany stężenia tlenków azotu w Meksyku w 15-leciu 1993-2007 wykazały małą tendencję spadkową (mało istotną statystycznie). Natomiast zmiany stężenia ozonu w tym 15-leciu mają znaczną tendencję malejącą – o dużym stopniu istotności statystycznej. Świadczą o tym zestawione niżej równania prostych regresji i współczynniki determinacji R^2 :

$$\begin{array}{ll} \text{Tlenki azotu} & y = -0,0003x + 0,0696 \quad R^2 = 0,0555 \\ \text{Ozon} & y = -0,0018x + 0,0464 \quad R^2 = 0,800 \end{array}$$

Powstawanie smogu oraz stężenie jego składników jest silnie uzależnione od warunków meteorologicznych. Właśnie w maju, miesiącu o najintensywniejszym promieniowaniu słonecznym, występuje największe średnie miesięczne stężenie ozonu. Także w tym miesiącu panują najgorsze warunki arosanitarne – najmniejsza w roku liczba dni z wyłącznie dobrą jakością powietrza oraz najwięcej dni z pojawiającą się bardzo złą jakością powietrza. Z kolei w sierpniu, miesiącu o największym zachmurzeniu, stężenie ozonu jest najmniejsze w roku.

W przypadku smogu fotochemicznego trzeba również wziąć pod uwagę częstość występowania inwersji termicznych.

Podsumowanie

Niekorzystne warunki naturalne w połączeniu z licznymi źródłami zanieczyszczeń doprowadziły do tego, że w Meksyku aktualnie są duże problemy z ochroną powietrza.

Ze względu na położenie w strefie zwrotnikowej do Meksyku praktycznie przez cały rok dociera duża ilość promieniowania słonecznego. Jest to przyczyna powstawania zanieczyszczenia fotochemicznego, zwanego również smogiem fotochemicznym. Jego głównymi składnikami są tlenki azotu, ozon, tlenek węgla, PAN, aldehydy i węglowodory aromatyczne. Zanieczyszczenia są zatrzymywane na terenie miasta, które z powodu otoczenia łańcuchami górskimi, staje się dla nich „pułapką”. Prędkość wiatru nie jest zwykle wystarczająco duża, żeby zanieczyszczenia pokonały otaczające Meksyk wznieśnienia, tak więc są one jedynie przenoszone z jednej części miasta do drugiej.

W pracy przedstawiono zmiany stężenia zanieczyszczeń charakterystycznych dla smogu fotochemicznego oraz opisano zależności tych zmian od warunków pogodowych w Meksyku. Materiałem wyjściowym były dane z 5 stacji Monitoringu Atmosferycznego Miasta Meksyk z lat 1993-2007.

W 15-leciu 1993-2007 w przebiegu dobowym stężenia tlenków azotu wyraźnie zaznacza się maksimum przypadające na godzinę 9 – ok. 0,14 ppm oraz drugie, niższe, ok. godziny 22– ok. 0,07 ppm. Tlenki azotu są zanieczyszczeniami komunikacyjnymi, co wyraźnie zaznacza się w jego przebiegu dobowym. Maksima pokrywają się z godzinami szczytu na ulicach miasta.

Przebieg dobowy ozonu wykazuje natomiast tylko jedno maksimum – ok. godz. 15 (ok. 0,09 ppm). W przypadku tej substancji decydującym czynnikiem jest natężenie promieniowania słonecznego. Tak więc najwyższe wartości stężenia ozonu podczas doby występują niedługo po okresie największego dopływu energii słonecznej. Właśnie w maju, miesiącu o najintensywniejszym promieniowaniu słonecznym, występuje największe średnie miesięczne stężenie ozonu. Także w tym miesiącu panują najgorsze warunki arosanitarne – najmniejsza w roku liczba dni z wyłącznie dobrą jakością powietrza oraz najwięcej dni z pojawiającą się bardzo złą jakością powietrza. Z kolei w sierpniu, miesiącu o największym zachmurzeniu, stężenie ozonu jest najmniejsze w roku. W 15-leciu 1993-2007 występuje tendencja spadkowa stężenia tego gazu. W roku 1993 średnie roczne stężenie ozonu wynosiło ok. 0,05 ppm, natomiast w roku 2007 ok. 0,02 ppm.

W przypadku smogu fotochemicznego trzeba również wziąć pod uwagę częstość występowania inwersji termicznych. W Meksyku są one typowe przede wszystkim od stycznia do marca. W tych miesiącach bardzo częste są przypadki wystąpienia bardzo złej jakości powietrza, kiedy to uruchamiane są procedury planu działania w stanie nadzwyczajnego zagrożenia.

VIII. STAN BADAŃ WSPÓŁCZESNYCH ZMIAN KLIMATU Z UWZGLĘDNIENIEM PROGNOZ

Współczesne zmiany klimatu są jednym z ważniejszych problemów nauk przyrodniczych i społeczno-ekonomicznych. Klimat jest najważniejszym elementem środowiska przyrodniczego, który determinuje życie na Ziemi.

Antropogeniczne zmiany klimatu

W ostatnich latach autorzy publikacji dotyczących zmian klimatu zwracają szczególną uwagę na negatywne skutki działalności człowieka. Zagrożeniem dla życia na naszej planecie może być zbyt duża emisja do atmosfery: dwutlenku węgla (CO_2), podtlenku azotu (N_2O), freonów (CCl_2F_2 , CCl_3F) i innych gazów – tzw. szklarniowych, wywołujących efekt cieplarniany. W konsekwencji może to doprowadzić do nadmiernego ocieplenia klimatu Ziemi. Te alarmujące opinie wynikają z postępującego ocieplenia klimatu półkuli północnej w ostatnich dwóch stuleciach, któremu przypisuje się wymienione czynniki antropogeniczne. Na przykład w Warszawie w latach 1779-1990 zimy są coraz cieplejsze – o $1^\circ\text{C}/100$ lat, a w Genewie w latach 1768-1980 – o $0,5^\circ\text{C}/100$ lat. Ocenia się, że po podwojeniu koncentracji CO_2 w atmosferze pod koniec przyszłego stulecia (w odniesieniu do stanu początkowego 280 ppm) nastąpi ogrzanie dolnej warstwy atmosfery o 0,1 do 4°C w zależności od szerokości geograficznej. Niektórzy autorzy (Flohn 1985) nie w pełni uznają te hipotezy, gdyż zawartość CO_2 w atmosferze ziemskiej jest regulowana pochłanianiem tego gazu przez wody oceanów. Wody chłodne wchłaniają więcej CO_2 niż ciepłe. W równikowej strefie Pacyfiku stężenie CO_2 wzrasta o 2,12 ppm/rok – podczas ciepłej fazy El Niño i o 0,76 ppm/rok – podczas chłodnej (Flohn 1989). Oczywiście przyrosty te ulegają zmianom z roku na rok (WMO, w 1984 r. odpowiednio 2,2 i 1,4 ppm/rok).

Globalne ocieplenie i zjawiska regionalne – niekorzystne dla mieszkańców Ziemi – są przeważnie przypisywane działalności człowieka. Przypisywane są one przede wszystkim antropogenicznej części efektu cieplarnianego atmosfery – wzrostowi zawartości dwutlenku węgla (CO_2) w atmosferze, pochodzącemu ze spalania węgla i innych paliw.

Raport IPCC (1990), prognozujący wzrost temperatury powietrza na Ziemi w roku 2030 o $1,5-4,5^\circ\text{C}$, był zbyt pesymistyczny. Pojawiły się później katastrofalne prognozy o stopieniu lodów Antarktydy i Arktyki, a także lodowców wysokogórskich i zatopieniu części kontynentów przez wody oceanów. Historia klimatu Ziemi i proste obliczenia (Boryczka, 1998) wskazują, że taki proces trwałby co najmniej kilkanaście tysięcy lat.

Analogicznie, ochłodzenie klimatu w latach czterdziestych przyczyniło się do podjęcia badań nad wpływem pyłów wulkanicznych na klimat. Pojawiły się wówczas katastrofalne prognozy o całkowitym zlodowaceniu Ziemi. Prognozowano, że spadek globalnego promieniowania całkowitego o 1,5-1,6% prowadzi do nieodwracalnego zlodowacenia, postępującego od biegunów ku równikowi.

Raport IPCC (1995) jest bardziej optymistyczny, prognozowane są przyrosty antropogeniczne temperatury powietrza o $1-3,5^\circ\text{C}$ w roku 2100 (o połowę mniejsze), po uwzględnieniu rozproszenia promieniowania słonecznego przez areozole siarczanowe, pochodzące z emisji do atmosfery SO_2 .

Modele cyrkulacji – scenariusze $2\times\text{CO}_2$ (po podwojeniu przedindustrialnej koncentracji dwutlenku węgla w atmosferze – 280 ppm) mają obecnie raczej znaczenie metodyczne.

Rozwiązania numeryczne równań ruchu atmosfery, z uwzględnieniem ważniejszych sił działających na obracającej się Ziemi, stanów fizycznego i chemicznego powietrza aż do stratosfery, są znaczącym postępem w rozwoju fizyki atmosfery.

Kolejny raport IPCC (2001) dotyczy głównie ekstremalnych (rzadko występujących) zjawisk pogodowych. Wskazuje na istotne statystycznie zmiany warunków termicznych i opadowych oraz wzrost liczby rejestrowanych katastrof naturalnych. Obecnie nie można jednak statystycznie uzasadnić schematu tzw. efektu „cieplej pogody”, ze względu na krótkie przedziały czasu danych empirycznych. Nie wiadomo, czy wraz ze wzrostem średniej globalnej temperatury powietrza występuje także istotna statystycznie tendencja rosnąca jej wariancji.

W publikacji Klein Tang A. MG. i in., 2002. Euroean Climate Assessment (ECA) objęto analizą serie dobowych (z lat 1901-2000) wartości temperatury powietrza: maksymalnej, minimalnej i średniej z 144 stacji w Europie oraz dobowych sum opadów atmosferycznych – z 152. Z badań tych wynika także wzrost temperatury, liczby dni ciepłych, czasu trwania okresu wegetacyjnego, a spadek dni chłodnych.

Według raportu IPCC (2007) w najbliższych latach będzie postępować ocieplenie klimatu oraz wzrost częstości ekstremalnych zjawisk pogodowych, także fal upałów. Ten wzrost liczby ekstremalnych zjawisk wynika prawdopodobnie z tendencji rosnącej temperatury powietrza na Ziemi.

Przypisywanie jednak postępującego ocieplenia tylko antropogenicznej części efektu cieplarnianego jest niepewnym, słabo uzasadnionym założeniem. Nie wiadomo bowiem, jaka część tendencji rosnącej temperatury powietrza przypada na czynniki naturalne, a jaka na antropogeniczne. Mało znane są tendencje koncentracji w atmosferze naturalnych gazów śladowych (pary wodnej, naturalnego CO₂), które powodują zasadniczą część naturalną efektu cieplarnianego – w latach przedindustrialnych +33°C (różnica między temperaturą ówczesną a planetarną).

Innym naturalnym regulatorem zawartości CO₂ w atmosferze ziemskiej jest asymilacja przez roślinność – głównie przez lasy, których jest coraz mniej (np. zmniejsza się powierzchnia równikowych lasów Amazonii).

Do negatywnych skutków działalności człowieka, oprócz wzrostu efektu cieplarnianego, należą zanieczyszczenia atmosfery. Stanowią one bezpośrednie zagrożenie dla życia na Ziemi. Na przykład dwutlenek siarki SO₂, który łącząc się z kropelkami wody (mgły) tworzy kwas siarkawy H₂SO₃, a w tkankach roślin – kwas siarkowy H₂SO₄ (kwaśne deszcze). Ponadto niektóre gazy (freony) unosząc się do atmosfery niszczą ochronną warstwę ozonową absorbującą promieniowanie ultrafioletowe, które w nadmiernej dawce jest szkodliwe dla organizmów żywych.

Wraz z rozwojem przemysłu obserwuje się tendencję rosnącą zawartości zanieczyszczeń powietrza. Pyły emitowane do atmosfery przez kominy fabryczne spełniają też pozytywną rolę, łagodząc efekt cieplarniany, wywołany przez CO₂. Absorbują one duże ilości energii słonecznej, ograniczając dopływ do powierzchni Ziemi. Zmieniają one w sposób istotny bilans promieniowania słonecznego, prowadząc z kolei do obniżenia temperatury powietrza – przeciwdziałają jej tendencji rosnącej.

Zarówno CO₂, jak też pyły przemysłowe są czynnikami antropogenicznymi, które kształtują klimat na skali globalnej, jak też regionalnej i lokalnej. Efekt cieplarniany jest lokalnie potęgowany przez tzw. miejską wyspę ciepła.

Wiadomo (Stopa-Boryczka, Boryczka i inni 1995), że np. w Warszawie różnica temperatury powietrza między miastem i otoczeniem może sięgać ponad 10°C. Wynika to z małego albedo i akumulacji ciepła przez zabudowę.

Efekt cieplarniany systemu Ziemia – atmosfera jest znany od dawna. Na przykład para wodna, której zawartość w atmosferze ulega wahaniom, przepuszcza krótkofalowe promieniowanie Słońca, a pochłania długofalowe promieniowanie Ziemi. Natomiast ingerencja człowieka powoduje nasilenie tego zjawiska. Jeżeli w troposferze bilans cieplny systemu Ziemia – atmosfera jest stały, to prawdopodobnie ocieplenie w przyziemnej warstwie atmosfery jest kompensowane ochłodzeniem stratosfery.

Istnieją ujemne i dodatnie sprzężenia zwrotne wywołane wzrostem zawartości CO₂ w atmosferze (efektem cieplarnianym). Ze wzrostem temperatury powietrza wzrasta parowanie wód oceanów, powodując większe zachmurzenie nieba. Zachmurzenie ogranicza dopływ promieniowania słonecznego (bezpośredniego) do powierzchni Ziemi. Chmury, odbijając i rozpraszając promienie słoneczne, sterują dopływem energii cieplnej do powierzchni Ziemi. Jest to zatem główne (ujemne) sprzężenie zwrotne – przeciwdziałające efektowi cieplarnianemu).

Składnik dodatni tego sprzężenia – absorpcja promieniowania długofalowego Ziemi odgrywa drugorzędną rolę. Jest to element samoregulacji termicznej systemu Ziemia – atmosfera.

Dodatnim sprzężeniem zwrotnym jest topnienie śniegów i lodów pod wpływem wyższej temperatury – prowadzące do mniejszego albedo powierzchni Ziemi, tj. większego dopływu energii słonecznej.

Pod wpływem wyższej temperatury zmianie ulega także cyrkulacja atmosferyczna – dystrybucja energii słonecznej w atmosferze. Większe kontrasty temperatury powietrza między strefą międzyzwrotnikową i polarną intensyfikują cyrkulację strefową (równoleżnikową), a także południków.

Większa chwiejność atmosfery sprzyja intensywnej pionowej turbulencji. Cyrkulacja atmosferyczna ulega samoregulacji – zgodnie z zasadą zachowania pędu obracającego się (wokół osi ziemskiej) systemu Ziemia – atmosfera. Prędkości i kierunki wiatru są warunkowane powrotem systemu do stanu równowagi dynamicznej. Cyrkulacja atmosferyczna ma cechy ujemnego i dodatniego sprzężenia zwrotnego efektu cieplarnianego. Większe prędkości wiatru sprzyjają intensywnemu parowaniu z oceanów, wzrostowi zachmurzenia i spadkowi temperatury powietrza. Natomiast większy transport ciepła ku biegunom może prowadzić do topnienia śniegów i lodów – do zmniejszenia albedo w dużych szerokościach geograficznych.

Naturalne zmiany klimatu

Klimat Ziemi ulegał i ulega nadal wahaniom (ochłodzeniom i ociepleniom) – od wielu milionów lat. Milankovič (1938) cztery zlodowacenia Ziemi wyjaśnia zmianami cyklicznymi parametrów orbity Ziemi: kąta nachylenia osi ziemskiej do płaszczyzny ekliptyki – 40 tys. lat, ekscentryczności orbity – 90 tys. lat i ruchu punktu Barana (równonocy wiosennej) – 21 tys. lat. Krzywa zmienności promieniowania słonecznego padającego na Ziemię (wypadkowa tych trzech cykli) ma 4 główne minima, odpowiadające czterem zlodowaceniom Ziemi sprzed 1 miliona lat. Hipotezę tę potwierdzają wyniki badające zawartości izotopów tlenu ¹⁶O, ¹⁸O w rdzeniach lodów Grenlandii. Stosunek

$^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$ ulega analogicznej cykliczności: 40, 100, 22 tys. lat (parowanie ciężkiego tlenu ^{18}O jest większe przy wyższej temperaturze wody) – jak parametry orbity Ziemi.

Zmiany klimatu, uwarunkowane zmiennością parametrów orbity Ziemi, są bardzo powolne – znikome w kilkunastowiecznym przedziale czasu i można je pominąć w prognozach klimatu na najbliższe stulecia. Istotniejsze w prognozach są wahania klimatu sprzed 10 tysięcy lat (w holocenie), stwierdzone na podstawie akumulacji substancji organicznych w osadach Jez. Wisconsin (Ameryka Pn) i w Europie (takie w Polsce – jeziora Wikaryjskie, Gościąg, Święte). Zawartość substancji organicznych w osadach jeziornych jest dodatnio skorelowana z temperaturą powietrza. W prognozach na najbliższe stulecia istotne jest, czy tendencja naturalnych, wiekowych zmian temperatury powietrza jest rosnąca, czy też malejąca. Te wahania klimatu (akumulacji substancji organicznych w osadach jezior) o okresach kilkudziesięciu, kilkuset i kilku tysięcy lat są prawdopodobnie wywołane zmiennością wypadkowych sił grawitacyjnego oddziaływania planet na Słońce i Ziemię (Boryczka, Wicik 1994).

Planetarne siły pływowe na Słońcu i Ziemi oraz zmiany przyspieszenia Słońca względem środka masy Układu Słonecznego kształtują prawdopodobnie aktywność Słońca i aktywność wulkaniczną na Ziemi. Są to główne czynniki naturalnych wahań klimatu.

Zmiany zachodzące na Słońcu są przenoszone na Ziemię poprzez jonosferę – cyrkulację atmosferyczną. Podczas maksymalnej aktywności Słońca (zwiększonego promieniowania krótkofalowego o długości fali 10,7 cm) obserwuje się wzrost zawartości ozonu w atmosferze, determinującego temperaturę górnych warstw powietrza. Ostatnio obserwuje się wzrost ozonu w atmosferze (Groves i inni 1978, Kożuchowski, Przybylak 1995). Prowadzi to do ogrzania warstw atmosfery w strefie międzyzwrotnikowej wzmocnienia cyrkulacji południkowej górnych warstw atmosfery (Haurwitz 1946). Cykle krótkookresowe aktywności Słońca (stanu jonosfery) warunkują zmienność ciśnienia atmosferycznego – rozwój cyklonów i antycyklonów – ich ruch w fazie załazkowej (Rakipowa 1960). Świadczą o tym też okresowe zmiany cyrkulacji atmosferycznej, skorelowane z cyklami aktywności Słońca. Początkowo uważano, że podczas maksimum plam słonecznych (powierzchni o znacznie niższej temperaturze) stała słoneczna jest mniejsza i temperatura powietrza – niższa.

Ciągi chronologiczne liczb Wolfa i temperatury powietrza wskazują, że podczas maksimum aktywności Słońca jest cieplej niż w czasie minimów (większe są również przyrosty drewna w lasach – grubsze słoje drzew). Jest to wynikiem zależności dystrybucji ciepła na powierzchni Ziemi od aktywności Słońca.

Cyrkulacja atmosferyczna warunkuje transport magazynowanej, głównie w strefie międzyzwrotnikowej, energii słonecznej w stronę biegunów. Oczywiście stała słoneczna zależy od aktywności Słońca. Zmienia się ona w ciągu roku ze względu na różną odległość Ziemi od Słońca: styczeń (147 mln km) – 2,01 cal/cm²min, lipiec (152 mln km) – 1,94 cal/cm min. Maksymalna wartość stałej słonecznej przypada na przedział liczb Wolfa 80-100 (Kondratiev 1965). Tendencja rosnąca aktywności Słońca od 1700 roku może powodować postępujące ocieplenie klimatu Ziemi – poprzez cyrkulację i stałą słoneczną.

Okazało się (Boryczka 1989, 1990), że istnieje istotna korelacja między liczbami Wolfa (1779-1979) i parametrami Układu Słonecznego. Największy wpływ na nie mają: wypadkowa siła grawitacji 9 planet (G) i moment bezwładności planet względem środka masy B (dyspersja masy w Układzie Słonecznym). Współczynniki korelacji r (Pearsona) równe 0,41 i -0,20 są istotne statystycznie na poziomie istotności 0,01.

Zależność liczb Wolfa (W) i temperatury powietrza (T) w Warszawie (1779-1984) od parametrów Układu Słonecznego opisują równania hiperpłaszczyzn regresji:

$$W = 102,7 + 2,835G - 8,942B - 2,842s - 1,557Z$$

$$T = 7,992 + 0,014G - 0,073B - 0,050s - 0,336Z$$

gdzie: s – odległość środka masy Układu Słonecznego od Słońca, Z – odległość środka geometrycznego US od płaszczyzny ekliptyki.

Minimum absolutne trendu czasowego temperatury powietrza w Warszawie w ostatnich dwóch stuleciach (1779-1990) przypada na minimum absolutne aktywności Słońca (od 1700 roku) i na maksimum aktywności wulkanicznej od 1680 roku), przypada ono na najślabszy cykl 13-letni (1811-1823) liczb Wolfa – lata najbardziej spokojnego Słońca. Na początku XIX wieku wystąpiły wybuchy wulkanów o największym wskaźniku zapylenia atmosfery DVI (Dust Veil Index, zdefiniowanym przez H.H. Lamba, 1974): Tambora – o 3000 DVI w 1815 r., Coseguina – o 4000 DVI w 1835 r.

Istotnymi dowodami (Boryczka 1993, 1995), uzasadniającymi naturalne przyczyny globalnego ocieplenia klimatu w ostatnich dwóch stuleciach, jest podobieństwo gęstych widm oscylacji (rzeczywistych cykli) zmiennych klimatologicznych (skutków) i zmiennych astronomicznych (przyczyn). W gęstych widmach oscylacji: cyrkulacji atmosferycznej, temperatury powietrza, opadów atmosferycznych, odpływów rzek, poziomu Morza Bałtyckiego są obecne tej samej długości cykle, które występują w widmach oscylacji: aktywności Słońca i erupcji wulkanicznych. Są one zbliżone do cykli parametrów Układu Słonecznego. We wszystkich widmach oscylacji dominują okresy obiegu dookoła Słońca czterech największych planet (Jowisza – 11,86 lat, Saturna – 29,46 lat, Urana – 84,02 lat, Neptuna – 164,79 lat) i okresy ich wzajemnego położenia (12,78, 13,81, 19,86, 45,36, 171,40 lat).

Siły grawitacyjnego oddziaływania planet na Słońce i Ziemię prawdopodobnie kształtują zmienność aktywności Słońca i erupcji wulkanów na Ziemi.

Spadek natężenia promieniowania słonecznego i temperatury powietrza po erupcjach wulkanów zauważono już dawniej (Wexler 1953, Sawinow za Budyką 1971, Kimball 1980). Po wybuchu wulkanu Katmai (Alaska) promieniowanie słoneczne zmniejszyło się na stacjach aktynometrycznych o 10-20%.

M. I. Budyko (1971) interpretował dwa maksima wiekowe temperatury powietrza na półkuli północnej (1881-1960) jako wynik dwóch maksimów natężenia promieniowania słonecznego, skorelowanych z długimi odstępami czasu między erupcjami wulkanów –

Oczyszczania się atmosfery z pyłów wulkanicznych.

Prognoza zmian klimatu

Z modeli fizycznych (Öpik 1953, Budyko 1967, Sellers 1969) wynika, że spadek promieniowania całkowitego o 1,5-2% prowadzi do pełnego zlodowacenia Ziemi.

Na długookresowe wahania klimatu ma większy wpływ drobny pył wulkaniczny, unoszący się w górnych warstwach atmosfery przez wiele lat. Pył ten, oprócz aktywności Słońca, kształtuje zmiany stałej słonecznej. Tendencja spadkowa aktywności wulkanicznej (wydłużanie się odstępów czasu między erupcjami wulkanicznymi) może prowadzić również do wzrostu stałej słonecznej – powodować postępujące ocieplenie klimatu.

Stwierdzono też w ostatnich latach stałą tendencję spadków natężenia promieniowania słonecznego, wynikające ze wzrostu koncentracji pyłów przemysłowych w dużych miastach.

Odmienne są katastroficzne prognozy klimatu wynikające z modeli fizycznych, uwzględniających efekt cieplarniany atmosfery, wywołany tendencją wzrostową koncentracji CO₂. Na tej podstawie S. Manabe i R. T. Wetherald (1975) przewidują wzrost temperatury powietrza o 0,5°C w latach 1970-2000. Według Budyki (1971) wzrost produkcji energii cieplnej o 6%/rok spowoduje w połowie przyszłego stulecia wzrost temperatury powietrza o 3°C w umiarkowanych szerokościach geograficznych, a za 80-100 lat stopienie lodów Arktyki.

Przewiduje się, że podwojenie zawartości CO₂ w atmosferze do 600 ppm nastąpi około 2053 r. – wg wzoru empirycznego H. Oeschgera i U. Siegenthalera (1987). Naturalne zmiany klimatu częściowo uwzględnia model statystyczny M.K. Milesa i P.B. Gildersleevesa (1977) anomalii temperatury powietrza na półkuli północnej (1870-1970):

$$T = 0,0073 CO_2 - 0,0021 DVI + 0,0080$$

gdzie: CO₂ – koncentracja dwutlenku węgla (ppm), DVI – wskaźnik Dust Veil Index.

Z modelu wyeliminowano aktywność Słońca, jako nieistotną statystycznie, natomiast dominują w nim dwie zmienne: CO₂ (rosnąca – nie ulegająca periodyczności wielo okresowej) i wskaźnik zapylenia wulkanicznego DVI (o bardzo dużym zakresie zmienności od paru do paru tysięcy).

Interesujący jest eksperyment numeryczny Ch.D. Schönwiese (1987) wiekowych zmian temperatury powietrza na Ziemi (T) – w zależności od zmiennych: solarnej (S), wulkanicznej (V) i antropogenicznej (gazów szklarniowych, C):

$$T_i = a_0 + a_1S + a_2V + a_3C + \epsilon_i$$

Wykresem równania regresji (ϵ_i – i-ta reszta) jest krzywa dobrze opisująca główne minima i maksima wiekowe globalnych zmian temperatury powietrza, a także jej tendencje rosnącą w latach 1851-1980. Jest to dowód (wg Schönwiese), że tendencja rosnąca temperatury powietrza wynika z efektu cieplarnianego atmosfery (C).

Jest to mało przekonujące. Włączenie do równania, oprócz aktywności Słońca i erupcji wulkanicznej, dowolnej zmiennej rosnącej (nie ulegającej periodyczności wielookresowej) prowadzi do podobnych rezultatów.

W ten sam sposób można wykazać, że główne minima i maksima temperatury powietrza (np. w Warszawie w latach 1779-1980, Boryczka 1993), a także tendencja rosnąca zależy od parametrów Układu Słonecznego. Oto równanie hiperpłaszczyzny regresji:

$$T = 8,026 - 0,05173G - 0,03411\gamma - 0,3623Z - 0,3455z$$

gdzie: G – wypadkowa siła grawitacji planet, γ – cosinus kąta między promieniami wodzącymi środków masy i geometrycznego Układu Słonecznego.

Równanie to cechuje się współczynnikiem korelacji wiekowej $R = 0,382$, istotnym na poziomie ufności 99% (charakterystyka Fishera-Snedecora $F_{obl} = 8.34$).

Niektórzy autorzy (Laris) pomijają zupełnie czynniki naturalne, przypisując zmienność temperatury powietrza tylko efektowi cieplarnianemu – gazom szklarniowym.

W równaniu A. Larisa występuje tylko koncentracja w atmosferze: metanu (CH_4 , podtlenku azotu (N_2O), freonów (CCl_2F_3 i CCl_3F), tlenu (O_2) i dwutlenku węgla (CO_2).

Interesujące są późniejsze modele fizyczne (1992): GFDL (Geophysical Fluid Dynamic Laboratory) – cyrkulacji atmosferycznej, GCM (General Circulation Model) i GISS (Goddard Institute for Space Studies). Na uwagę zasługują tzw. scenariusze temperatury powietrza i opadów atmosferycznych: zerowe $1 \times \text{CO}_2$ i po podwojeniu koncentracji dwutlenku węgla $2 \times \text{CO}_2$. Są to modele globalne (ogólne) dwuwymiarowe $T = f(p, \dots)$ w sensie klimatologicznym, otrzymane z bilansu cieplnego układu Ziemia – atmosfera, przy pewnych założeniach – średniego albedo, zachmurzenia itp. Bardzo ważna jest weryfikacja modeli zerowych $1 \times \text{CO}_2$ na konkretnych obszarach Ziemi, np. w Polsce – ich rozbieżności z polami rzeczywistymi temperatury powietrza czy też opadów atmosferycznych.

W zastosowaniach scenariuszy $2 \times \text{CO}_2$ zmian klimatu – po podwojeniu koncentracji CO_2 w atmosferze, które nastąpi dopiero po upływie kilkudziesięciu lat, konieczne jest uwzględnienie składnika naturalnego trendu wiekowego temperatury powietrza czy też opadów atmosferycznych. W tak długim przedziale czasowym wahania składnika naturalnego są rzędu paru $^\circ\text{C}$ (w Warszawie $1,2^\circ\text{C}$). Najmniej wiarygodne są więc prognozy temperatury powietrza i opadów atmosferycznych wg scenariuszy $2 \times \text{CO}_2$ podane w postaci izarytm (izoterm i izohiet), gdzie abstrahuje się od głównego składnika naturalnych zmian klimatu i ich naturalnych przyczyn (zmian aktywności Słońca, erupcji wulkanów).

Izarytmy są korelowane w zasadzie na podstawie modeli $T = f(\varphi, \lambda)$, gdzie φ – szerokość geograficzna, λ – długość geograficzna – na obszarach takich jak Polska, o zróżnicowanej wysokości n.p.m.

Najdłuższe ciągi chronologiczne temperatury powietrza na Ziemi nie wykazują tak dużych antropogenicznych przyrostów, np. w górach (Lorenc 1994). W dużych zaś nielicznych miastach wzrost temperatury powietrza w ostatnich stuleciach jest wywołany przez czynniki naturalne i antropogeniczne – głównie przyrostem zabudowy (akumulującej energię słoneczną) – tzw. miejską wyspą ciepła (Boryczka, Stopa-Boryczka i inni, 1992).

Prognozowany antropogeniczny przyrost temperatury w Warszawie będzie w pierwszym 10-leciu XXI wieku bardziej zróżnicowany od obecnego. W półroczu chłodnym przyrosty temperatury w mieście będą większe (do 1°C w roku 2100), co oznacza, że miasto będzie coraz cieplejsze w zimie, a coraz chłodniejsze w lecie w stosunku do stanu wyjściowego z początku XIX wieku.

Znaczącą rolę w kształtowaniu klimatu Ziemi będą nadal odgrywały (także w XXI wieku) eksplozywne erupcje wulkanów, powodujące powstanie warstwy wulkanicznych aerozoli siarczanowych w stratosferze. Wskazują na to długie serie wyników pomiarów promieniowania całkowitego i temperatury powietrza, skorelowane ze wskaźnikami koncentracji pyłów wulkanicznych w atmosferze. Dopływ energii słonecznej do powierzchni Ziemi zależy przede wszystkim od stałej słonecznej, której zmienność warunkować będzie wahania klimatu w przyszłym stuleciu.

Ten problemowy przegląd literatury stanowi ogólne tło dalszych badań naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu Europy (i Polski) – w **X i XI tomie** *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce*.

Celem **X tomu** *Atlasu* jest określenie cykliczności tendencji klimatu Europy i ich naturalnych przyczyn – wpływu aktywności Słońca i erupcji wulkanicznych. Z kolei **XI**

tom jest znacznym rozszerzeniem badań podjętych w VII tomie, dotyczącym wiekowej tendencji klimatu Warszawy (Boryczka, Stopa-Boryczka i in. 1992). Rozwinięto w nim problemy „Naturalnych i antropogenicznych zmian klimatu miast w Europie w XVII-XXI wieku”, zawarte w IX tomie Atlasu (1995). Przedstawiono też więcej dowodów dotyczących naturalnych przyczyn globalnego ocieplenia klimatu niż w książce pt. „Naturalne i antropogeniczne zmiany klimatu Ziemi w XVII-XIX wieku” (Boryczka 1993).

Istotne znaczenie poznawcze mają wyniki badań w zakresie cykliczności i tendencji zmian klimatu Europy, przedstawione w 6 kolejnych tomach *Atlasu współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce*, opublikowanych w latach 2002-2010, z wyodrębnionymi tytułami:

- Tom XVI – *Prognozy zmian klimatu Polski* (J. Boryczka, M. Stopa-Boryczka, D. Baranowski, K. Grabowska, E. Błażek, J. Skrzypczuk, 2002),
- Tom XVII – *Mroźne zimy i upalne lata w Polsce* (J. Boryczka, M. Stopa-Boryczka, D. Baranowski, M. Kirschenstein, E. Błażek, J. Skrzypczuk, 2003),
- Tom XVIII – *Groźne zjawiska pogodowe w Polsce* (J. Boryczka, M. Stopa-Boryczka, K. Grabowska, J. Wawer, E. Błażek, J. Skrzypczuk, 2004),
- Tom XIX – *Cechy termiczne klimatu Europy* (J. Boryczka, M. Stopa-Boryczka, K. Pietras, S. Bijak, E. Błażek, J. Skrzypczuk, 2005),
- Tom XX-XXI – *Cykliczne zmiany klimatu Europy w ostatnim tysiącleciu według danych dendrologicznych* (M. Stopa-Boryczka, J. Boryczka, S. Bijak, R. Cebulski, E. Błażek, J. Skrzypczuk, 2007).
- Tom XXV – *Zmiany klimatu Warszawy i innych miast Europy w XVII-XXI wieku* (Boryczka J., Stopa-Boryczka M., Wawer J., Grabowska K., Dobrowolska M., Osowiec M., Błażek E., Skrzypczuk J., 2010).

W tomie XVII wskazano, że ochłodzenia i ocieplenia klimatu są kształtowane waha- niem dopływu energii słonecznej do powierzchni Ziemi, zależnej od stałej słonecznej i zawartości pyłów wulkanicznych w atmosferze – pochłaniających i rozpraszających promieniowanie słoneczne.

Cykle wyznaczono metodą „sinusoid regresji” J. Boryczki (1993):

$$y = a_0 + b \sin\left(\frac{2\pi}{\Theta} t + c\right)$$

gdzie: t – czas, Θ – okres, b – amplituda, c – faza.

Temperatura powietrza w Europie (i Polsce) cechuje się cyklicznością około 8, 11, 100 i 180 lat.

W Europie (i w Polsce) dominują około 8-letnie okresy temperatury powietrza o du- żych amplitudach $\Delta T = 2b = T_{\max} - T_{\min}$ (°C). Na przykład w zimie wynoszą one: Warsza- wa – 8,3 (1,59 °C), Kraków – 8,3 (1,87), Wrocław – 8,3 (1,53), Lwów – 8,3 (1,30), Praga – 8,3 (1,06), Berlin – 7,7 (1,54), Genewa – 7,7 (0,62), Wiedeń – 8,3 (0,87), Rzym – 7,9 (0,30), Sztokholm – 7,8 (1,33), Kopenhaga – 7,8 (1,24), Moskwa – 7,9 lat (0,76). W lecie okresowość jest zbliżona, lecz amplitudy są prawie o połowę mniejsze.

Dużą rolę w kształtowaniu klimatu odgrywają długie cykle: 102- i 187-letni aktywności Słońca. Analogiczne okresy są obecne w seriach pomiarowych temperatury powietrza. Oto zimowe okresy około 100-letnie temperatury powietrza w Europie: Warszawa – 113,4, Kraków – 90,0, Wrocław – 123,3, Lwów – 108,8, Praga – 116,3, Wiedeń – 89,8, Bazylea – 85,5, Kopenhaga – 80,5, Anglia – 99,3, Sztokholm – 86,3, Uppsala – 102,7. Zbliżona okresowość około 100-letnia występuje również w lecie: Kraków – 88,0, Wrocław – 75,0, Lwów – 74,1, Praga – 118,3, Wiedeń – 96,1, Bazylea – 87,6, Kopenhaga – 89,6. Temperatura powietrza w Europie (i Polsce) cechuje się cyklicznością około 8-, 11-, 100- i 180-letnią 102,5, Sztokholm – 89,4, Uppsala – 94,0, Innsbruck – 84,6.

W najdłuższych seriach pomiarowych są obecne także okresy prawie dwuwiekowe, zbliżone do okresu planetarnego 178,9 lat, po upływie którego powtarzają się wartości parametrów Układu Słonecznego. Na przykład: Warszawa (zima – 218,3, lato – 208,2), Kraków (zima – 168,3), Lwów (lato – 195,3), Berlin (zima – 218,8), Kopenhaga (lato – 211,6), Anglia Środkowa (zima – 166,9, lato – 204,6), Sztokholm (zima – 184,2), Uppsala (zima – 182,3, lato – 192,8), Innsbruck (zima – 169,9).

Tendencje temperatury powietrza (a), określone równaniami prostych regresji $T = a_0 + at$ w zimie są na ogół rosnące: Warszawa (1779-1998) – zima (1,12°C/100 lat), lato (-0,06°C/100lat), Kraków (1827-1997) – zima (1,48), lato (0,31), Lwów (1824-2002) – zima (0,53), lato (-0,22), Praga (1771-1990) – zima (0,25), lato (-0,25), Berlin (1769-1990) – zima (0,32), lato (-0,39), Genewa – zima (0,51), lato (-0,40), Wiedeń – zima (0,69), lato (-0,08), Rzym (1811-1969) – zima (0,04), lato (-0,10), Sztokholm (1756-1994) – zima (0,86), lato (-0,08), Kopenhaga – zima (0,94), lato (0,05), Moskwa – zima (1,65), lato (-0,15).

W Europie (i Polsce) przede wszystkim zimy są coraz cieplejsze. Nie wiadomo, jaka część postępującego ocieplenia klimatu jest efektem oddziaływania czynników naturalnych, a jaka – czynników antropogenicznych. Ocieplenie klimatu w XIX-XX wieku może być wywołane wzrostem aktywności Słońca i spadkiem aktywności wulkanicznej na Ziemi.

Na klimat Europy (i Polski) dominujący wpływ mają dwa główne centra pola ciśnienia atmosferycznego: Niż Islandzki i Wyż Azorski. Te dwa centra ciśnienia związane z różnicą temperatury między wodą Atlantyku Północnego i lądem są w ciągu roku ze sobą ujemnie skorelowane (North Atlantic Oscillation, *NAO*). Wskaźnik *NAO* w latach 1825-2000 cechuje się okresowością 8-letnią, kilkunastoletnią i 106,3-letnią.

Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na klimat Polski, także na dobową amplitudę temperatury powietrza (1971-1995), dobrze charakteryzuje częstość typów cyrkulacji według klasyfikacji Osuchowskiej-Klein.

Typy cyrkulacji o charakterze cyklonalnym charakteryzują się przeważnie mniejszymi dobowymi wahaniami temperatury powietrza niż antycyklonalne. Największe dobowe amplitudy temperatury powietrza w ciągu całego roku występują w antycyklonalnych typach cyrkulacji: G, D₂C. Najmniejsze dobowe amplitudy temperatury powietrza w Polsce obserwuje się najczęściej przy napływie do Polski powietrza z północy w typach: CB, E₂C oraz E.

Zmienność wiekową zim i lat w 40 miejscowościach europejskich scharakteryzowano, zestawiając po 10 najzimniejszych i najłagodniejszych zim (średnich z XII, I, II) oraz po 10 najcieplejszych i najchłodniejszych lat (średnich z VI, VII, VIII; tab. 1-40).

Najmroźniejsza zima w Polsce wystąpiła w roku 1830 (Warszawa – -9,8°C, Kraków – -10,3, Wrocław – -10,3). Do mroźnych można zaliczyć także zimy: 1963 (Warszawa – -9,5, Kraków – -6,9, Wrocław – -8,4), 1929 (Warszawa – -7,9, Kraków – -7,7, Wrocław – -7,1) i 1940 (Warszawa – -8,8, Kraków – -7,4, Wrocław – -7,1). Najłagodniejsze zimy wystąpiły w ostatniej dekadzie XX wieku: Warszawa – 1990 (2,3°C), 1989 (1,9), Kraków – 1975 (2,2), 1990 (1,9), Wrocław – 1990 (3,2), 1998 (2,8). Najcieplejsze pory letnie wystąpiły: w 1811 r. – 21,4°C, 1992 r. – 20,0°C i 2002 r. – 19,8°C.

Rekonstrukcje i prognozy temperatury powietrza otrzymano na podstawie interferencji wykrytych cykli temperatury powietrza. Są to wypadkowe nakładania się (interferencji) k cykli.

W prognozach przyjęto założenie, że ekstrema wyznaczonych cykli o dość dużych amplitudach (istotnych) będą się powtarzać nadal, tak jak w XVIII-XX wieku. Według tych prognoz w XXI wieku można oczekiwać ochłodzenia – zwłaszcza więcej mroźnych zim.

Na szczególną uwagę zasługuje Jubileuszowy **tom XX-XXI** pt. *Cykliczne zmiany klimatu Europy w ostatnim tysiącleciu według danych dendrologicznych*. Poświęcony jest 70. rocznicy urodzin i 45-lecia pracy naukowej i dydaktycznej prof. dr hab. Jerzego Boryczki – wieloletniego pracownika Zakładu Klimatologii UW, specjalisty badań zmian klimatu Ziemi i ich przyczyn.

W tomie XX-XXI określono tendencje zmian cech termicznych klimatu Europy w ostatnim tysiącleciu (ze szczególnym uwzględnieniem stuleci XVIII-XXI) z wyeksponowaniem ich naturalnych przyczyn.

Ochłodzenia i ocieplenia klimatu są kształtowane wahaniami dopływu energii słonecznej do powierzchni Ziemi, zależnej od aktywności Słońca (stałej słonecznej) i zawartości pyłów wulkanicznych w atmosferze – pochłaniających i rozpraszających promieniowanie słoneczne.

Temperatura powietrza w Europie w XVIII-XX wieku cechuje się cyklicznością około 8, 11, 100 i 180 lat. W zimie dominują około 8-letnie okresy temperatury powietrza o dużym zakresie wahań: w Warszawie – 8,3 (1,6°C), Krakowie – 8,3 (1,9), Sztokholmie – 7,8 (1,3), Moskwie – 7,9 (0,8). W widmach temperatury powietrza są obecne także cykle około 11-letnie, np. w zimie: Warszawa – 11,6 (0,5°C), Kraków – 11,3 (0,8), Moskwa – 11,4 (1,6).

Nowość stanowią cykle klimatu określone na podstawie danych dendrologicznych z Europy (i Polski) w ostatnim 1000-leciu oraz prognozy po rok 2100 (rozdz. IV i V).

Zbliżone okresy są obecne w dendrologicznych ciągach szerokości pierścieni (słoi) dębów rosnących w Polsce (tab. 1).

Tabela 1. Okresy (θ lat) około 8- i 11- letnie szerokości pierścieni dębów rosnących w Polsce (XVIII- XX w.), R – współczynnik korelacji

Table 1. 8-year and 11-year cycles (θ years) of ring widths of oaks growing in Poland (18th-20th c.) R – correlation coefficient

Miejsce	θ	R	θ	R	Miejsce	θ	R	θ	R
Gdańsk	8,0	0,127	11,6	0,219	Roztocze	7,6	0,147	11,2	0,194
Gołdap	7,8	0,154	10,8	0,130	Suwałki	7,5	0,278	11,8	0,172
Hajnówka	7,9	0,144	11,2	0,258	Toruń	7,7	0,161	11,4	0,181
Koszalin	8,6	0,193	11,1	0,127	Warszawa	7,7	0,175	11,1	0,124
Kraków	7,7	0,235	11,5	0,137	Wrocław	8,3	0,206	11,6	0,162

Dużą rolę w kształtowaniu klimatu odgrywają długie cykle około 100- i 180-letni aktywności Słońca. Warunkują one okresy około 100- (tab. 2) i 180-letni temperatury powietrza w Europie. Okresy prawie dwuwiekowe są zbliżone do okresu planetarnego 178,9 lat, po upływie którego powtarzają się wartości parametrów Układu Słonecznego.

Tabela 2. Okresy około 100- i 180-letnie temperatury powietrza w Europie
Table 2. Approximately 100-year and 180-year cycles of air temperature in Europe

Miejscowość	Zima		Lato		Zima		Lato	
	Θ	ΔT	Θ	ΔT	Θ	ΔT	Θ	ΔT
Warszawa	113,4	1,22	75,0	0,88	179,0	0,44	208,2	0,66
Bazylea	85,5	0,14	87,6	0,64	-	-	227,4	0,26
Kopenhaga	80,5	0,22	89,6	0,27	-	-	211,6	1,19
Anglia	99,3	0,44	102,5	0,20	166,9	0,48	204,6	0,34
Sztokholm	86,3	0,55	89,4	0,51	184,6	0,49	-	-
Uppsala	102,7	1,48	94,0	0,79	182,3	2,50	192,8	0,39
Innsbruck	69,9	0,80	84,6	0,50	169,8	1,45	-	-

Zbliżonymi okresami około 100- i 180-letnimi cechują się ciągi chronologiczne szerokości pierścieni drzew: sosny, świerka i modrzewia w Europie (tab. 3).

Rekonstrukcje i prognozy szerokości słoń drzew (y) otrzymano i metodą „sinusoid regresji” J. Boryczki (1998) na podstawie interferencji wykrytych k cykli:

$$y = a_0 + at + \sum_{j=1}^k b_j \sin\left(\frac{2\pi}{\Theta_j} t + c_j\right)$$

gdzie: at – składnik liniowy, Θ_j , b_j , c_j – to parametry istotnych statystycznie cykli (na poziomie istotności 0,05).

Funkcje prognostyczne $y = f(t)$ rocznych przyrostów niektórych drzew cechują się głównymi minimami w połowie XXI wieku. W przypadku np. świerka z Falkenstein (1540-1995) prognozy uwzględniają silne cykle: 110, 189 i 429 lat (o współczynnikach korelacji $R = 0,30, 0,42$ i $0,40$).

Tabela 3. Okresy (Θ lat) około 100- i 180-letnie szerokości pierścieni drzew (sosna, świerk, modrzew) rosnących w Europie

Table 3. Approximately 100-year and 180-year cycles (Θ years) of ring widths of trees growing in Europe (pine, spruce and larch)

Drzewo	Czas	Θ	R	Θ	R	Θ	R
Sosna							
Forfiorddalen (Norwegia)	877-1994	112	0,178	189	0,121	-	-
Kola (Rosja)	1577-1997	109	0,394	186	0,277	-	-
Świerk							
Stonnggrandes (Norwegia)	1403-1997	114	0,191	201	0,243	-	-
Falkenstein (Niemcy)	1540-1995	110	0,298	189	0,414	429	0,399
Fodara Vedla (Włochy)	1578-1990	99	0,083	191	0,718	-	-
Modrzew							
Pinega 1 (Rosja)	1598-1990	103	0,184	217	0,286	-	-

Na klimat Europy dominujący wpływ mają dwa główne centra pola ciśnienia atmosferycznego: Niż Islandzki i Wyż Azorski. Te dwa centra ciśnienia związane z różnicą temperatury między wodą Atlantyku Północnego i lądem są w ciągu roku ze sobą ujemnie skorelowane. O wpływie aktywności Słońca na cyrkulację atmosfery (na dystrybucję ciepła na Ziemi) świadczą analogiczne cykle cyrkulacji atmosfery i liczb Wolfa, a także temperatury powietrza.

Wskaźnik NAO w latach 1825-2000 cechuje się okresowością 8-letnią, kilkunastoletnią i 106,3-letnią, a temperatura powietrza w Europie cechuje się okresowością 8-, 11-, 100- i 180-letnią.

W tomie XXV wykazano m.in. synchroniczność wahań natężenia promieniowania słonecznego na równoleżniku $\varphi = 65^\circ\text{N}$ i izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ w rdzeniu lodowym wyspy Devon (w Arktyce Kanadyjskiej).

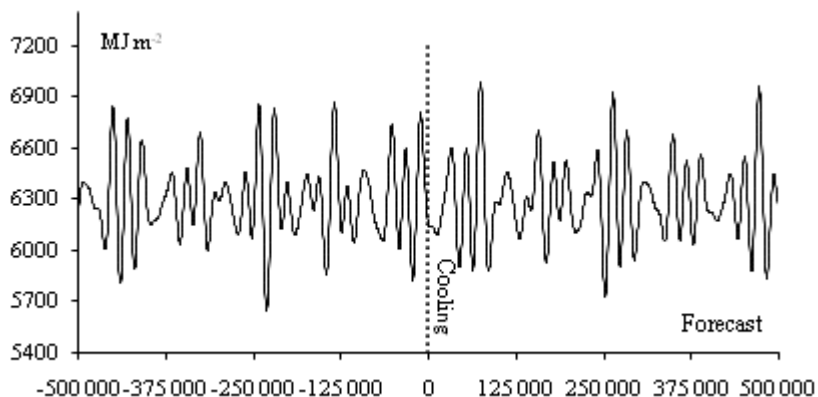
Wahania klimatu półkuli północnej (wg promieniowania)

W celu określenia przyczyn wahań klimatu półkuli północnej obliczono dobowe sumy promieniowania słonecznego w miesiącach marzec-wrzesień (III-IX) na górnej granicy atmosfery, wzdłuż równoleżnika $\varphi = 65^\circ\text{N}$ (rys.1).

W obliczeniach przyjęto długości cykli: mimośrodru orbity Ziemi ($0 \leq e \leq 0,066$) – 100 000 lat, osi Ziemi ($21^\circ 58' \leq \varepsilon \leq 24^\circ 36'$) – 40 000 lat oraz długości ekliptycznej peryhelium względem punktu równonocy wiosennej (Ω) – 21 000 lat. Zmiany promieniowania słonecznego w przedziale czasu $-100\ 000 < t < 100\ 000$ lat przedstawiono na rys. 2.

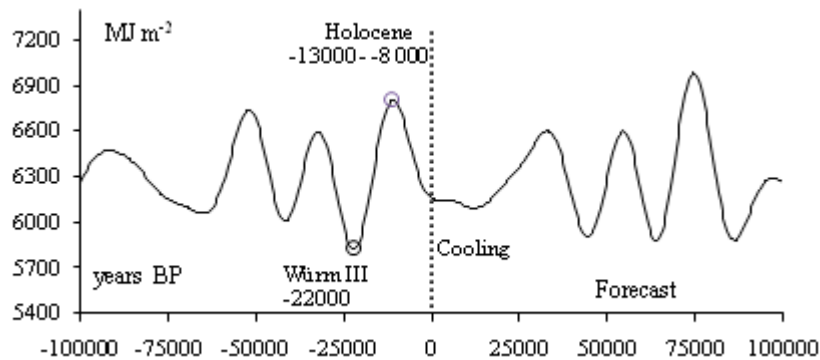
Okresami różnic fazowych maksimów (minimów) tych cykli są: (Ω, e) – 21211 lat, (ε, Ω) – 44210 lat. Konfiguracja nachylenia płaszczyzny ekliptyki $\varepsilon = 24^\circ 36'$, przy orbicie kołowej powtarza się po upływie 70 769 lat.

Okresy zbliżone, tj. 23 000, 42 000 i 100 000 lat, wykryto wcześniej w zmianach izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ zawartego w węglanach wapnia osadów głębokomorskich (Hays i in. 1976). Geologicznym uzasadnieniem tej okresowości są rytmy: zasięgu lodowców, zmiany poziomu oceanów, aktywności sejsmicznej, wulkanicznej, zmiany położenia zwrotników – o długości 40 700 lat (Maksimov 1972).



Rys. 1. Zmiany sum promieniowania słonecznego w okresie marzec-wrzesień na równoleżniku $\varphi = 65^\circ\text{N}$ w ciągu ostatnich 500 000 lat, z prognozą do 500 000 lat (1900 AD, $t = 0$)

Fig. 1. Changes in the sums of solar radiation in the period March-September at the latitude $\varphi = 65^\circ\text{N}$ in the last 500,000 years, with a forecast up 500,000 years (1900 AD, $t = 0$)



Rys. 2. Zmiany sum promieniowania słonecznego w okresie marzec-wrzesień na równoleżniku $\varphi = 65^\circ\text{N}$ w ciągu ostatnich -100 000 lat, z prognozą do 100 000 lat (1900 AD, $t = 0$)

Fig. 2. Changes in the sums of solar radiation in the period March-September at the parallel $\varphi = 65^\circ\text{N}$ in the last -100,000 years, with a forecast up to 100,000 years (1900 AD, $t = 0$)

Główne ekstrema sum promieniowania słonecznego w szerokości geograficznej $\varphi = 65^\circ\text{N}$ zgadzają się z datami kolejnych glacjałów i interglacjałów. Ostatnie głębokie minimum sum promieniowania słonecznego wystąpiło w czasie III fazy zlodowacenia Würm ($t_{\min} = -22000$ lat). Natomiast ostatnie lokalne (rozległe) maksimum sum promieniowania słonecznego (o wierzchołku t_{\max}) – w przedziale czasu 11000-8 000 BP określa holocenijskie ocieplenie klimatu. O holocenijskich ociepleniach klimatu informują maksima koncentracji substancji organicznych zdeponowanych w osadach jeziornych (Boryczka, Wicik 1983). Największe ocieplenia klimatu Polski wystąpiły w przedziałach czasu: 13 000-11 000 i 9 000-8500 BP. Na uwagę zasługuje prognozowany spadek sum promieniowania słonecznego w latach 0-40000 ($t = 0, 1900$ AD). W najbliższych stuleciach można oczekiwać znacznego ochłodzenia klimatu (kolejnego zlodowacenia Ziemi).

Wahania klimatu półkuli północnej (wg izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$)

Ważnych informacji o globalnych zmianach klimatu dostarczają zmiany zawartości izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ w rdzeniach lodowych z Arktyki (Boryczka i in. 2010). Izotop $\delta^{18}\text{O}$ zawarty w rdzeniu lodowym z wyspy Devon pochodzi z parowania ciężkiej wody (H_2^{18}O) z oceanów – większego podczas ociepleń. Widmo i okresy średnich rocznych wartości wskaźnika izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O} < 0$ (‰) w rdzeniu lodowych z wyspy Devon (w Arktyce Kanadyjskiej), wyznaczono metodą Boryczki (1998) sinusoid regresji:

$$y = a_0 + b \sin\left(\frac{2\pi}{\Theta} t + c\right), \quad y = y_{\text{sr}} + \sum_{j=1}^k b_j \sin\left(\frac{2\pi}{\Theta_j} t + c_j\right)$$

gdzie: t – czas, Θ – okres, b – amplituda, c – faza, y_{sr} – średnia, j – numer cyklu

Okresy Θ (lata), amplitudy b i fazy c cykli oraz współczynnik korelacji wielokrotnej (R) i charakterystykę Fishera-Snedecora (F_{obl}) zestawiono w tab. 4.

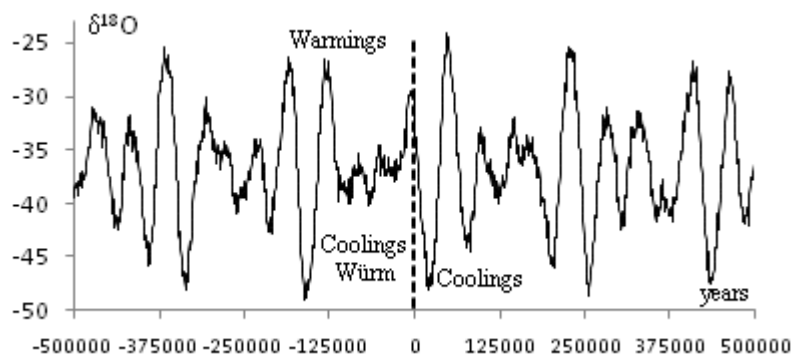
Tabela 4. Okresy Θ (lata), amplitudy b i fazy c cykli wskaźnika izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ w rdzeniu lodowym z wyspy Devon (od 110 977 lat temu) (R – współczynnik korelacji wielokrotnej, F_{obl} – test Fishera-Snedecora)

Table 4. Periods Θ (years), amplitudes b and phases c of the cycles of the oxygen isotope $\delta^{18}\text{O}$ coefficient in the Devon Island ice core- from 110977 years ago (R - multiple correlation coefficient, F_{obl} – Fisher-Snedecor test)

Okres Θ	b	c	R	Okres Θ	b	c	R
1100	0,1310	2,14550	0,041	8700	0,3194	2,50116	0,151
2200	0,0828	2,31739	0,056	11300	0,0624	0,23536	0,100
2800	0,1691	1,59161	0,059	16700	0,3944	-3,00914	0,378
3400	0,3623	2,05909	0,079	24700	0,8524	2,61800	0,613
4500	0,3333	2,60157	0,115	45900	3,7590	1,22237	0,764
4700	0,2802	2,21959	0,107	58700	5,0845	2,52072	0,766
6200	0,3825	-2,64079	0,153	86100	3,3185	-2,67926	0,770
7300	0,1968	2,33897	0,164				

W interferencji uwzględniono $k = 15$ cykli izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ w rdzeniu lodowym: 1100, 2200, 2800, 3400, 4500, 4700, 6200, 7300, 8700, 11300, 16700, 24700, 45900, a także najdłuższe 58700 i 86100 lat.

Wypadkową nakładania się tych cykli w przedziale czasu t – od -500 000 BP do 500 000 AD i od -125 000 do 100 000 AD przedstawiono na rys. 3. Minima t_{min} wskaźnika zawartości izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ w rdzeniu lodowym wskazują największe ochłodzenia klimatu na półkuli północnej, a maksima t_{max} – ocieplenia.



Rys. 3. Zmiany izotopu tlenu $\delta^{18}\text{O}$ (wyspa Devon), interferencja cykli $y = f(t)$ w przedziale czasu: $-500\ 000 < t < 500\ 000$ lat

Fig. 3. Changes of isotope $\delta^{18}\text{O}$ (Devon Island) and interference of cycles $y = f(t)$ in the timeframe: $-500\ 000 < t < 500\ 000$ years

W najbliższych stuleciach można oczekiwać dużego ochłodzenia klimatu, a najbliższych tysiącleciach – kolejnego zlodowacenia Ziemi.

Wpływ koncentracji masy największych planet na aktywność Słońca

Aktywność Słońca (liczby Wolfa) zależy od położenia środka masy (\mathbf{r}) czterech największych planet (Jowisza, Saturna, Uranu, Neptuna) względem Słońca, tj. od momentu masy:

$$\mu = \sum_{j=1}^4 m_j r_j = m \mathbf{r}$$

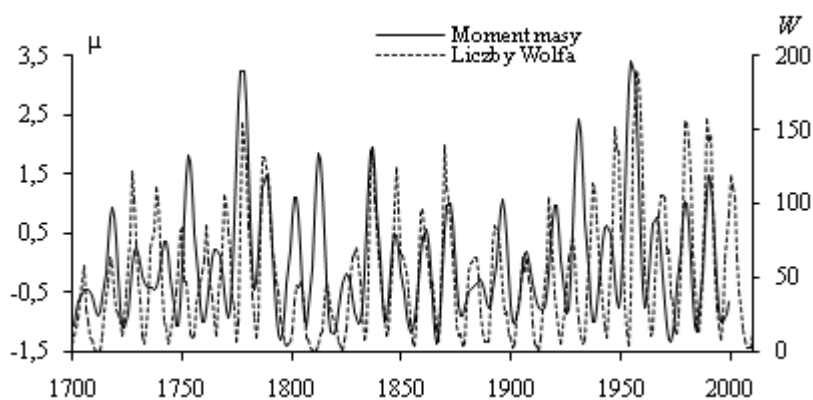
gdzie: m_j – masa j-tej planety, r_j – odległość planety od Słońca, m – suma mas 4 planet, \mathbf{r} – promień wodzący środka masy (wektor).

Przebieg liczb Wolfa w latach 1700-2010 dobrze opisuje wzór na moment masy μ , który uwzględnia okresy obiegu tych planet dookoła Słońca: Jowisz (11,862 lat), Saturn (29,458 lat), Uran (84,015 lat) i Neptun (164,79 lat) i okresy wynikające z ich modulacji (rys. 4). Wzór na liczby Wolfa w latach 1700-2010 uwzględnia, oprócz okresów ich obiegu dookoła Słońca (okresów oddziaływań grawitacyjnych i in.) także modulację oddziaływań planet bliższych przez planety dalsze.

Standaryzowane liczby Wolfa w latach 1700-2010 (w sensie statystycznym) można obliczyć z wzoru $\mu(M, \Theta)$, przyjmując moment masy największej planety Jowisza ($M_{11}=1653,617$) jako jednostkę:

$$\begin{aligned} \mu = & \sin(2\pi t/11,862 + c_J) (1 + M_{12} \sin(2\pi t/29,458 + c_S) + M_{13} \sin(2\pi t/84,015 + c_U) + \\ & + M_{14} \sin(2\pi t/164,79 + c_N)) + M_{12} \sin(2\pi t/29,458 + c_S) (1 + M_{23} \sin(2\pi t/84,015 + c_U) + \\ & + M_{24} \sin(2\pi t/164,79 + c_N)) + M_{13} \sin(2\pi t/84,015 + c_U) (1 + M_{34} \sin(2\pi t/164,79 + c_N) + \\ & + M_{14} \sin(2\pi t/164,79 + c_N)) \end{aligned}$$

gdzie: M_{ij} – względne momenty mas poszczególnych planet (podzielone przez M_{11}), $M_{12} = 0,549629$, $M_{13} = 0,168967$, $M_{14} = 0,314122$, $M_{23} = 0,30742$, $M_{24} = 0,571516$, $M_{34} = 1,859073$, c_j – przesunięcia fazowe: $c_J = 1,238896$, $c_S = -1,646381$, $c_U = 2,115445$, $c_N = 2,061512$ (obliczone z ciągu wartości r_j metodą sinusoid regresji).



Rys. 4. Zmiany momentu masy czterech największych planet $\mu = f(M, \Theta)$ i liczb Wolfa w latach 1700-2010

Fig. 5. Changes the values of the four largest planet mass momentum $\mu = f(M, \Theta)$ and the Wolf numbers in the years 1700-2000

IX. VERIFICATION FORECASTS CONCERNING OF PERIODIC CHANGES IN THE CLIMATE OF WARSAW IN THE PERIOD 1779-2010

Jerzy BORYCZKA, Maria STOPA-BORYCZKA,
Urszula KOSSOWSKA-CEZAK, Jolanta WAWER

Abstract: This paper offers a verification of the climate forecasts developed at the Department of Climatology of the University of Warsaw (by J. Boryczka and co-authors) as part of a series of observation studies conducted in Warsaw, i.e. from 1779. The air temperatures recorded at Warsaw-Okęcie in the years 1951-2010 were compared with those predicted for the years 1980-2010 and 1991-2010, i.e. 30 and 20 years in advance. The air temperatures in Warsaw for the years 1980-2010, which were compiled using the cycles identified with the “sinusoidal regression” method in series of measurements results at the Warsaw Astronomical Observatory in the years 1779-1979, are characterised by good accuracy. The best forecasts were made for the years 1991-2010 (January, July, winter, summer, year), on the basis of the data for the years 1779-1990, as a result of a similar progression of multi-annual measured and forecasted values (charts) as well as simple regression equations and correlation coefficients, positively verified using Student’s t-test. Predicting climate changes, e.g. in the Northern Hemisphere, caused by an interference of long solar radiation cycles, cycles of the oxygen $\delta^{18}\text{O}$ isotope content in the Arctic ice core and organic substances deposited in lakes, require longer measurement series.

Key words: air temperature, Wolf numbers, spectrum, period, interference, forecast, tree ring

The aim of this paper is to verify the climate forecasts developed in a number of studies conducted at the Department of Climatology of the University of Warsaw (by J. Boryczka and co-authors) on the basis of the longest available observation series from Warsaw, i.e. from 1779 onwards. The forecasted air temperatures in Warsaw were verified for a 30-year period, from 1980 to 2010, and for a 20-year period, 1991-2010, based on cyclical interference determined using the “sinusoidal regression” method. The values of multi-annual average monthly air temperatures measured at Warsaw-Okęcie in the years 1951-2010 were compared with the predicted values, using simple regression equations and evaluation of the significance of the correlation coefficients (Student’s t-test).

Considerable progress in the studies on climate change was made due to the identification of the causes of natural cooling and warming of climate in the 18th-21st centuries. Owing to the use of “sinusoidal regression”, an original method developed by J. Boryczka, it was possible to study the periodicity of phenomena occurring at various time intervals (e.g. volcanic eruptions, sediment layers). A parallel cyclicity of climatological, dendrological and sedimentological (oxygen $\delta^{18}\text{O}$ isotope in the ice core and organic substances in lacustrine deposits) variables was proved, i.e. the consequences, and of the astronomical and geological variables, i.e. the presumed underlying causes. The identification principle, viz. “the periods of effects and causes are similar, and fluctuations – synchronous”, should be fulfilled. The dominant role of solar activity and volcanic eruptions in the changes of the Earth’s climate was proved.

The approximately similar cyclicity in the course of these variables made it possible to develop a reconstruction of, and forecasts for, changes in the European climate in the 21st century, primarily in relation to air temperature and tree ring widths. Furthermore, forecasts concerning climate changes in the Northern Hemisphere during the next 100 000 years, based on changes in solar radiation near the upper edge of the atmosphere ($\varphi = 65^\circ$ N) and periodic oscillation of the oxygen ^{18}O isotope contained in the ice core, are also quite interesting.

Determining the periods of changes relating to solar activity, air temperature and tree rings plays an important role in explaining the natural causes underpinning climate fluctuations. For the temperature trend forecasts, an assumption was made that the short and long period identified in the measurement series would continue to recur. This is justified by parallel solar activity periods (solar constant) which underpins periodic climate changes.

Cycles, i.e. Θ periods, amplitudes b and phases c were determined using the “sinusoidal regression”, and earlier – the “optimal cycles”, by modifying the period of sinusoidal periods Θ with the time interval of 0.1 year:

$$y = a_o + b \sin\left(\frac{2\pi}{\Theta} t + c\right)$$

The forecasts and reconstructions of air temperature are resultants of interference k of cycles:

$$y = f(t) = a_o + at + \sum_{j=1}^k b_j \sin\left(\frac{2\pi}{\Theta_j} t + c_j\right)$$

where: t – is time, and at – linear component.

The number of the periods and their lengths was determined so as to ensure that the standard error for time trend $f(t)$ would be the smallest. Therefore, the extrapolated values, reconstructed ($t < 0$) and predicted ($t > n$), have a high degree of reliability.

Impact of solar activity on the climate

Changes in solar activity in the years 1700-2010 were determined on the basis of the annual Wolf numbers in the years 1700 -1748 (Reznikov, 1982) and the average monthly Wolf numbers in the years 1749-2010 (Royal Observatory of Belgium, 2011).

Periods Θ_j , amplitudes b_j and phases c_j of the identified cycles (in the years 1749-2010 and 1700-2010), the correlation coefficient R and value F_{obl} of the F-test are shown in Tab. 1 below.

Table 1. Periods Θ , amplitudes b and phases c of Wolf number cycles in the years 1749-2010 and 1700-2010, R – multiple correlation coefficient, F_{obl} – F-test

1749-2010					1700-2010				
Θ	B	c	R	F_{obl}	Θ	b	c	R	F_{obl}
5.3	4.320	-1.1558	0.077	0.781	5.5	4.778	1.6361	0.085	1.133
8.5	11.02	0.2389	0.189	4.775	8.5	11.196	0.2483	0.167	4.398
10.0	24.158	2.3963	0.399	24.451	10.5	17.558	-1.3896	0.406	30.444
11.0	30.237	1.0218	0.500	43.089	11.0	26.897	1.1350	0.529	59.771
11.8	17.859	-2.6703	0.273	10.399	11.9	13.109	-0.5048	0.266	11.687
14.1	6.411	1.9267	0.142	2.654	13.1	8.096	-2.5741	0.117	2.119
19.2	1.873	0.3273	0.073	0.694	14.1	3.512	1.7973	0.104	1.698
21.2	7.001	-0.4033	0.133	2.336	21.3	5.642	2.0865	0.105	1.720
30.1	4.572	1.6251	0.098	1.254	29.1	4.498	0.1769	0.098	1.503
35.2	3.015	-1.2441	0.088	1.002	37.4	3.683	0.3856	0.122	2.335
41.1	7.131	-1.5085	0.158	3.299	42.9	6.322	-1.8996	0.139	3.016
51.8	8.819	-1.4532	0.170	3.865	51.8	8.666	-1.1360	0.202	6.555
66.4	7.792	2.6537	0.164	3.580	61.2	7.619	0.6182	0.123	2.371
103.3	16.334	1.6550	0.279	10.972	103.1	13.937	1.2711	0.300	15.256
					184.1	7.398	-2.7499	0.217	7.589

The 11-year solar activity cycle, with the highest amplitude $b = 30.237$ ($R = 0.500$), plays a vital role in climate fluctuations; also statistically significant (at a level of < 0.05) are the longest cycles: 103.3 years and 184.1 years, with amplitudes $b = 16.334$ ($R = 0.279$) and $b = 7.398$ ($R = 0.217$). The 11-year solar activity cycle in the years 1785-1798 was extended to 14 years and vanishing, and reduced to 10 years around the absolute maximum of solar activity (1957), when it had a high amplitude.

The interference of the major solar activity cycles: 8.5, 10.0, 11.0, 11.8, 14.1, 21.2, 30.1, 41.1, 51.8, 66.4, 103.3 and 184.1 years, with the multiple correlation coefficient $R = 0.876$, for the years 1600-2100, is shown in Fig. 1

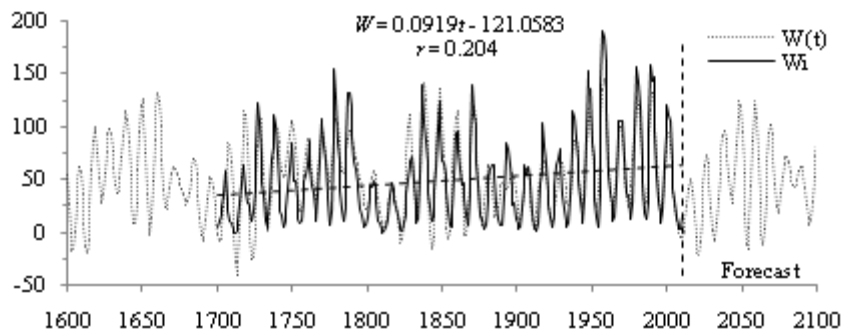


Fig. 1. Changes in solar activity W (Wolf numbers) in the years 1600-2100 – with a reconstruction for the years 1600-1748 and a forecast for the years 2011-2100

Solar activity in the years 1700-2010 was characterised by an upward trend of 9.19/100 years, and the correlation coefficient $r = 0.204 > r_{0.05}$, significant at a level of 0.05 ($r_{0.05} < 0.195$).

Changes of annual average air temperatures in Warsaw and of Wolf numbers in the years 1951-2010 show many similarities (Fig. 2). The synchronicity of the multi-annual air temperature changes in Warsaw and the Wolf numbers suggests that solar activity is one of the main reasons driving climate change.

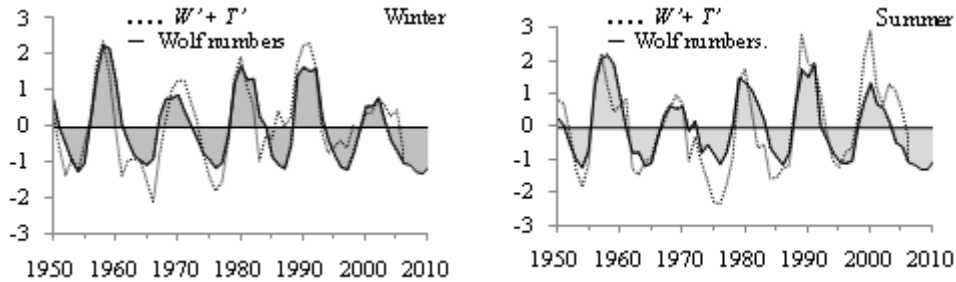


Fig. 2. Air temperature changes (standardised values) in Warsaw-Okęcie (T' – average values for consecutive 3-year periods) and Wolf numbers (W') in winter and summer (1951-2010)

The average tree ring widths of five trees growing in Europe were correlated with the Wolf numbers for the years 1700-2010 (Fig. 3).

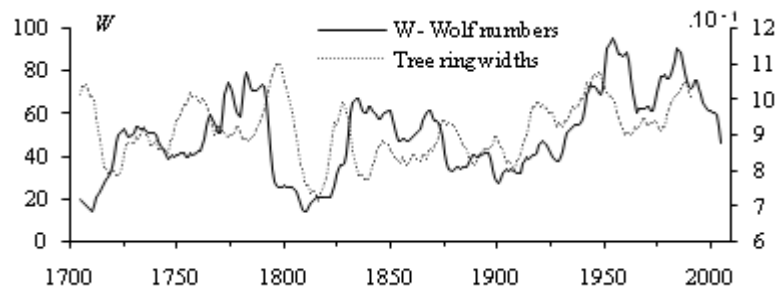


Fig. 3. Synchronous fluctuations of the average tree ring widths of 5 trees growing in Europe and Wolf numbers in the years 1700-2010 (average values for consecutive 11- year periods, correlation coefficient $r = 0.236 > r_{0.05}$)

These are the following trees: (1 pine, 3 spruce and 1 larch trees) *Pinus silvestris* (Fortfjorddalen, Norway, 1877-1994); *Picea abies* (Falkenstein, Germany, 1540-1995; Fodara Vedla, Italy, 1598-1990; Stonnglandes, Norway, 1403-1997) and *Larix decidua* (Pinega, Russia, 1578-1990).

Air temperature changes in Warsaw-Okęcie in the years 1951-2000, notably in winter, were dependent on the North Atlantic Oscillation (Fig. 4). This is evidenced by a high correlation coefficient ($r = 0.738$) for temperature T and the NAO value (critical value $r_{0.05} = 0.255$).

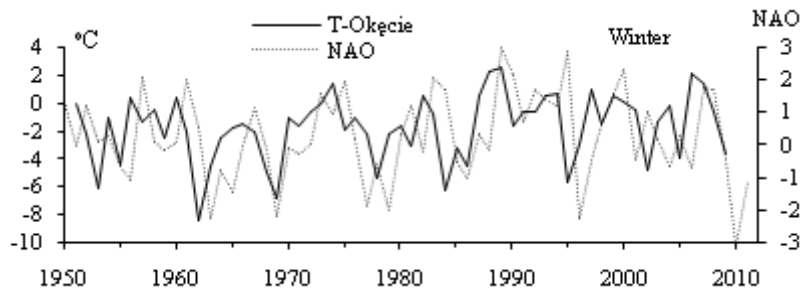


Fig. 4. Air temperature changes in Warsaw-Okecie and NAO values in winter in the years 1951-2010

Impact of volcanic eruptions on climate

The discovery of periodicity of volcanic episodes was an important development in the study of climate change. The content of volcanic dust in the atmosphere was measured using the DVI index (H. Lamb's Dust Veil Index, 1969) in the years 1680-1980. The periods of this (discontinuous) variable could only be determined using "sinusoidal regression" (Tab. 2). In the spectrum of the log DVI index for the years 1680-1980, there were 5.3, 11.4, 13.2, 91.8 and 256.5 year-long periods, characterised by high correlation coefficients R : 0.36, 0.31, 0.29, 0.34 and 0.24.

Table 2. Periods Θ , amplitudes b and phases c of numerical cycles of the log DVI index in the years 1680-1980, (R – multiple correlation coefficient, $F_{obl.}$ – F-test)

Θ	b	c	R	F_{obl}
4.0	0.1627	-3.0401	0.339	4.15
5.3	0.1076	-1.1978	0.362	4.83
8.6	0.0515	1.2260	0.287	2.87
11.4	0.1825	-2.5887	0.314	3.50
13.2	0.0200	-0.6048	0.287	2.87
16.4	0.0685	-0.9181	0.257	2.27
30.8	0.0820	0.7333	0.205	1.40
38.4	0.0694	0.4305	0.223	1.68
91.8	0.1734	1.8603	0.339	4.15
256.5	0.1555	-3.1375	0.241	1.97

The 11.4-year and 91.8-year cycles of the log DVI index, which are similar to the known periods of solar activity, are particularly interesting.

The interference of the cycles of index $F(t) = \log \text{DVI}$ (Tab. 2) with the linear component $2.690577 - 0.00107 t$ (with multiple correlation coefficient $R = 0.719$) is shown in a chart in Fig. 5a.

Volcanic eruptions at different time intervals determine the amount of solar energy which reaches the Earth's surface (direct and diffuse radiation)(Fig 5b). It should be noted that the progressing cleansing of the atmosphere of volcanic dust in the years 1600-2100 – log DVI - is characterised by a downward trend.

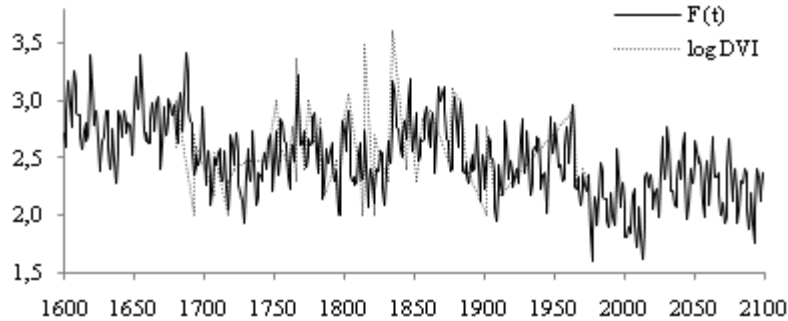


Fig. 5a. Changes in the log DVI index (dust veil index) in the years 1600-2100 based on cyclical interference $F(t)$, with a forecast for the years 1975-2100 and measured values

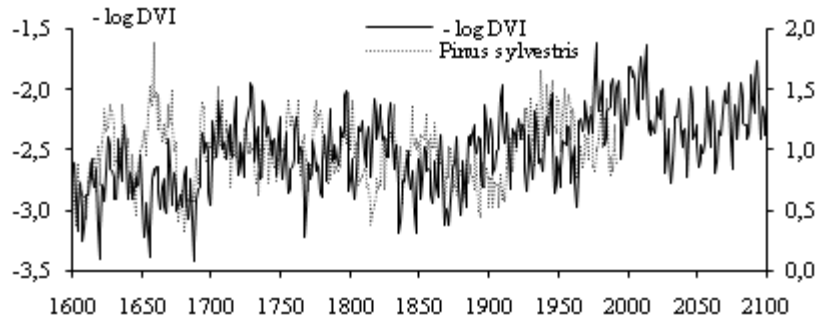


Fig. 5 b. Changes in tree ring width for the *Pinus sylvestris* pine in Vikran (1599-1992) and the $-\log DVI$ index between 1600 and 2100.

Accuracy of air temperature forecasts in Warsaw in 1984 based on measurements from the years 1779-1979

The air temperature trends in Warsaw for the years 1980-2100 based on the data from the years 1779-1979 (Astronomical Observatory) were first compiled on the basis of the so-called reconstruction and predictive model of multi-annual air temperature changes (Boryczka 1984, formula 133). In this model, in addition to the interference of 6 cycles with the lengths of: $\Theta_1 = 1$ year, $\Theta_2 = 11.2$ years, $\Theta_3 = 22$ years, $\Theta_4 = 18.6$ years, $\Theta_5 = 90$ years, $\Theta_6 = 220$ years, the modulation of the annual cycle with frequency $\Omega_1 = 2\pi$ by cycles with lower frequencies: $\Omega_3 = 2\pi/22$, $\Omega_5 = 2\pi/90$ and $\Omega_6 = 2\pi/220$, (based on the formula $\Omega_1 + \Omega_j$, $\Omega_1 - \Omega_j$) was also introduced:

$$y = f(t) = 7.467 + 11.45 \sin(2\pi t - 2.1290) + 0.1552 \sin(2\pi t / 11.2 + 0.791) + 0.1057 \sin(2\pi t / 22 + 1.557) + 0.08462 \sin(2\pi t / 18.6 - 0.8183) + 0.1203 \sin(2\pi t / 90 + 2.531) + 0.5211 \sin(2\pi t / 220 - 2.913) + 0.1429 \sin(6.568784t + 2.013) + 0.07714 \sin(5.997586t - 0.6456) + 0.1019 \sin(6.352998t - 1.830) + 0.1101 \sin(6.213372t + 2.820) + 0.3219 \sin(6.311745t + 2.830) + 0.2629 \sin(6.254625t - 1.178)$$

The reconstruction and predictive model is characterised by a high determination coefficient $R^2 = 0.929$, low standard error $\delta = 2.255$ °C, Fisher-Snedecor statistics $F_{\text{obl}} = 1298$, with 24 and 2387 degrees of freedom (for the significance level of 0.01 $F_{\text{kr}} = 2.18$).

The temperature cycles depend on: the Earth's orbit, 11-year solar activity cycle, 22-year solar magnetic field, precession and nutation, and the approximately centennial and bicentennial solar activity cycles.

In order to verify the forecasts based on this model, the average monthly air temperature values were calculated, by putting the relevant period into the formula, i.e. January – $t + 0.0833$, July – $t + 0.5833$, where $t = 0$ – is 1778.

What is of particular interest is the synchronicity of changes in the widths of oak tree rings (*Quercus petraea*) in Bodensee (The Netherlands, 1398-1993) and the values of air in Warsaw in the millennium 1500-2500, calculated for January and July using the model $T = f(t)$ (Figs. 6-7). The time interval between the main minima of oak tree ring widths is similar to the longest temperature cycle of 200 years. The spectrum of the ring widths of this oak tree is characterised by two strongest cycles, with the lengths of 112 and 197 years and correlation coefficients $R = 0.248$ and $R = 0.373$.

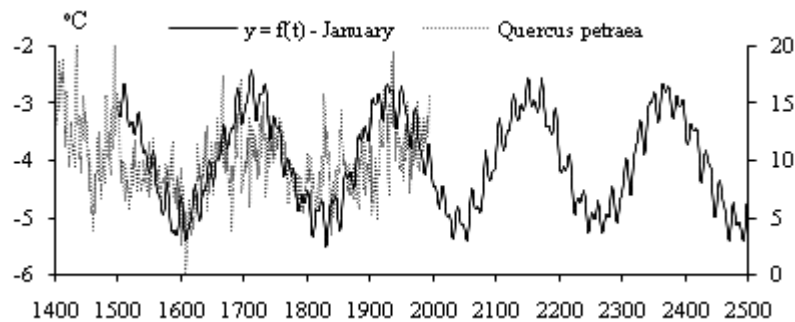


Fig. 6. Changes in the widths of the oak tree rings in Bodensee (The Netherlands) in the years 1500-1993 relative to air temperature fluctuations in January in the millennium 1500-2500, based on the model $y = f(t)$

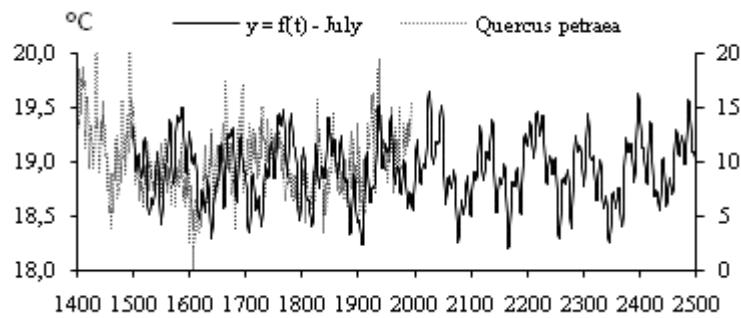


Fig. 7. Changes in the widths of the oak tree rings in Bodensee (The Netherlands) in the years 1500-1993 relative to air temperature fluctuations in July in the millennium 1500-2500, based on the model $y=f(t)$

The changes in the widths of the oak tree rings in Bodensee (The Netherlands) in the years 1500-1993 were similar to the changes in the moment of mass of the planets of the Solar system (Fig. 8).

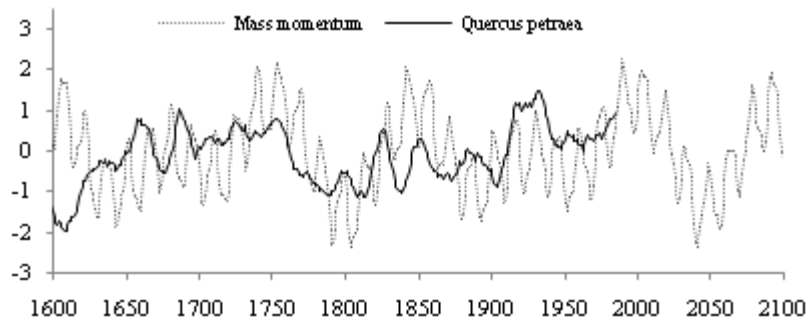


Fig. 8. Changes in the widths of the oak tree rings (*Quercus petraea*) in Bodensee (standardised) in the years 1500-1993 relative to the moment of mass of the Solar System planets (ecliptic $M_z = \sum m_i z_i$)

The current verification of this model mainly involves a comparison of the 30-year series of the results of air temperature measurements (average values for consecutive 3-year periods in January and July) in Warsaw-Okęcie (T) and the calculated values, $y = f(t)$, for the years 1980- 2010 (Figs. 9-11). As a rule, there is significant correspondence between the air temperature minima and maxima in the 31-year period 1980-2010, based on measurements and forecasts. July is particularly conspicuous as the correlation coefficient for this month, $r = 0,444$, is significant at a level of 0.05 ($r_{0,05} = 0.349$).

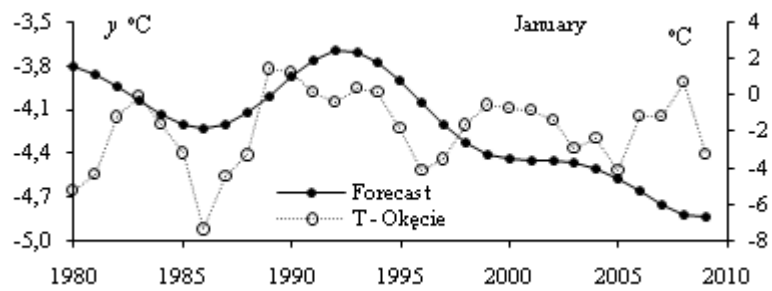


Fig. 9. Comparison of average monthly air temperature values in Warsaw in the 30-year period 1981-2010, measured in Okęcie (average values for consecutive 3-year periods), and predicted values based on the reconstruction and predictive model $f(t)$, January ($r = 0.107 < r_{0.05}$)

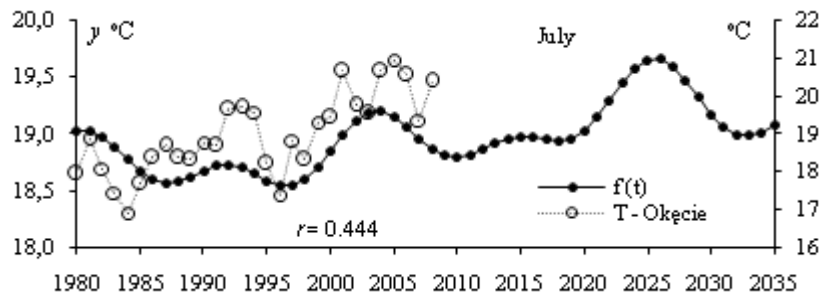


Fig. 10. Comparison of average monthly air temperature values in Warsaw in the 30-year period 1980-2010, measured in Okęcie (average values for consecutive 3-year periods), and predicted values based on the reconstruction and predictive model $f(t)$, July

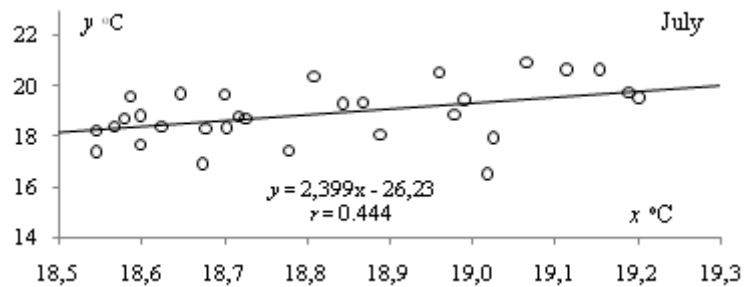


Fig. 11. Regression of average monthly (average values for consecutive 3-year periods) air temperature values in Warsaw in July in the 30-year period 1980-2010, measured in Okęcie (y) in relation to forecasted values (x), $r = 0.444 > r_{0.05}$

Accuracy of air temperature forecasts in Warsaw in 1993 based on measurements from the years 1779-1979

In the later forecast concerning trends in the average annual air temperature in Warsaw in the years 1980-2100 based on the same data from the years 1779-1979 (Boryczka, 1993), the time trend $T = f(t)$ is a superposition of 15 cycles present in the spectrum of the average consecutive 12-monthly air temperature values, including the longest cycles of 89.67 years and 195.17 years:

$$\begin{aligned}
 T = f(t) = & 7.451 + \\
 & + 0.2365 \sin(2\pi t / 3.42 - 0.3058) + 0.2020 \sin(2\pi t / 4.17 - 0.7981) + 0.2185 \sin(2\pi t / 4.75 - 3.065) + \\
 & + 0.1841 \sin(2\pi t / 5.17 - 0.0613) + 0.1664 \sin(2\pi t / 5.50 + 1.254) + 0.1439 \sin(2\pi t / 5.92 - 3.044) + \\
 & + 0.1978 \sin(2\pi t / 6.50 - 1.170) + 0.1449 \sin(2\pi t / 7.08 - 1.668) + 0.2669 \sin(2\pi t / 7.75 + 0.1669) + \\
 & + 0.2034 \sin(2\pi t / 8.42 - 1.387) + 0.2033 \sin(2\pi t / 12.83 + 0.0806) + 0.1955 \sin(2\pi t / 17.50 + 2.741) + \\
 & + 0.1119 \sin(2\pi t / 60.08 + 1.198) + 0.1533 \sin(2\pi t / 89.67 + 2.604) + 0.5388 \sin(2\pi t / 195.17 + 3.080)
 \end{aligned}$$

The longest cycles of 89.72 and 195.17 years have correlation coefficients $R = 0.152$ and $R = 0.419$. The time trend $T = f(t)$ is characterised by a high multiple correlation coefficient $R = 0.697$ and a low standard error $\delta = 0.672$ °C.

The synchronicity of the values of air temperature fluctuations in Warsaw, calculated using the model $T = f(t)$ and the oak tree ring widths (*Quercus petraea*) in Bodensee in the years 1779-2100, is also notable (Fig. 12).

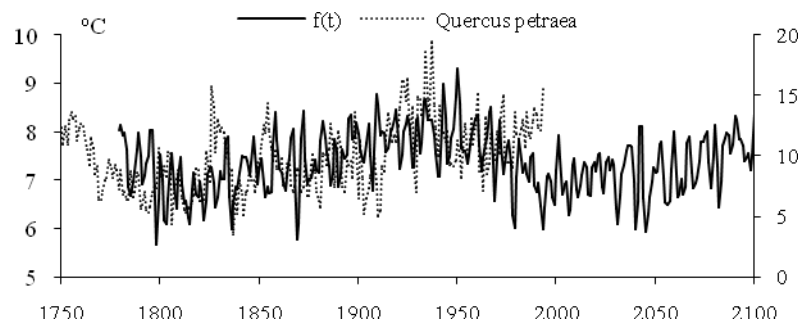


Fig. 12. Changes in the widths of oak tree rings (*Quercus petraea*) in Bodensee and air temperatures in Warsaw (Astronomical Observatory), obtained using the model $T = f(t)$

The fluctuations of the forecasted average 12-monthly air temperature values $f(t)$, measured in Okęcie (following a decrease in the trend in the years 1951-2010): $x = f(t) + 0.0035(t - 1980)$ and $y = T_i - 0.027(t - 1980)$ are as a rule convergent. The centennial air temperature minima in Warsaw $T = f(t) = -6.02$ °C predicted in 1979 almost entirely overlap with the minimum (-6.59 °C) average annual air temperature in Okęcie in 1980. This was the lowest air temperature value measured at the Warsaw-Okęcie station in the years 1980-2010. The main air temperature maximum, predicted for 2001, was recorded in 2000 (i.e. during maximum solar activity) (Fig. 13a and Fig. 13b).

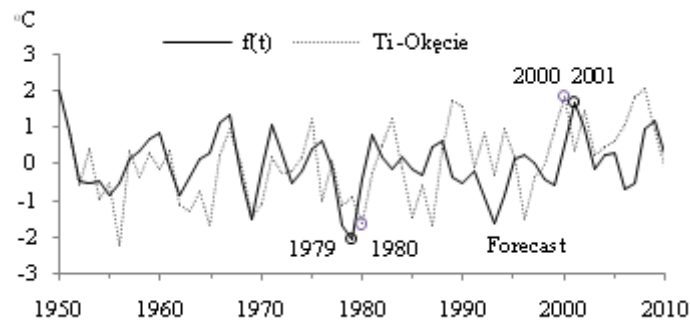


Fig. 13a. Comparison of transformed air temperature values $y = T_i - 0.027(t-1980)$ in Warsaw-Okęcie in the years 1951-2010 and predicted values $x = f(t) + 0.035 (t-1980)$

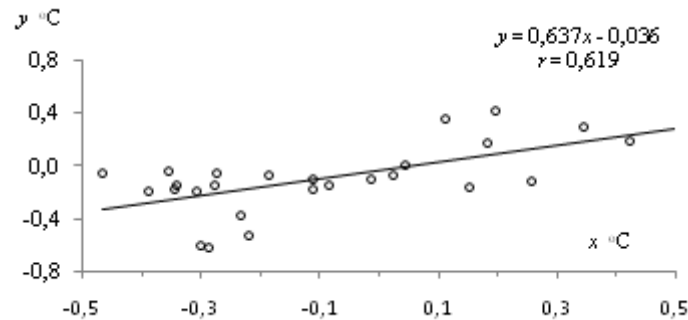


Fig. 13b. Regression of the measurement results $y = T_i - 0.027(t-1980)$ (average consecutive values for 11-year periods) relative to calculated values $x = f(t) + 0.035 (t-1980)$ in the years 1981-2010

The compatibility of the measurement results (y) from Okęcie and the predicted temperatures (x) for the years 1980-2010 is manifested by the simple regression equation and correlation coefficient $r = 0.619$ between the average values for consecutive 11-year periods y and x – significant at a level of 0.05 ($r_{0.05} = 0.381$).

Accuracy of air temperature forecasts in Warsaw in 2000 based on measurements from the years 1779-1979

Forecasts concerning the air temperature trends in Warsaw for the years 1991-2100, made on the basis of the data of the Astronomical Observatory from the years 1779-1990 (Boryczka et al., 2000), proved the most reliable. As an example, the average air temperature values were compared at different time intervals (winter, January, summer, July, year): those measured in Warsaw-Okęcie and those forecasted for the years 1990-2010.

In winter, the time trends of air temperature in Warsaw $T = f(t)$ and the linear component $\sigma T = F(t)$ are a resultant of the overlapping of 12 cycles present in the air temperature spectrum, including the longest ones: 113.1 years and 218.3 years:

$$T = f(t) = -2.634 + 0.5148 \sin(2\pi t/2.6 - 1.327) + 0.5715 \sin(2\pi t/3.5 + 0.5523) + 0.6238 \sin(2\pi t/5.2 + 0.05656) + 0.4422 \sin(2\pi t/5.7 + 2.486) + 0.7067 \sin(2\pi t/7.7 - 0.7303) + 0.7349 \sin(2\pi t/8.3 - 2.370) + 0.4829 \sin(2\pi t/8.7 - 0.3237) + 0.4078 \sin(2\pi t/12.9 + 0.1328) + 0.456 \sin(2\pi t/15.2 + 2.318) + 0.4940 \sin(2\pi t/18.0 - 3.058) + 0.3645 \sin(2\pi t/113.1 + 2.040) + 0.8946 \sin(2\pi t/218.3 + 3.073)$$

$$T = F(t) = -3.721 + 0.01025t + 0.5218 \sin(2\pi t/2.6 - 1.332) + 0.5674 \sin(2\pi t/3.5 + 0.5448) + 0.6281 \sin(2\pi t/5.2 + 0.06199) + 0.4266 \sin(2\pi t/5.7 + 2.484) + 0.7091 \sin(2\pi t/7.7 - 0.7349) + 0.7349 \sin(2\pi t/8.3 - 2.368) + 0.4920 \sin(2\pi t/8.7 - 0.3439) + 0.4082 \sin(2\pi t/12.9 + 0.1191) + 0.4379 \sin(2\pi t/15.2 + 2.252) + 0.4685 \sin(2\pi t/18.0 - 3.097) + 0.5029 \sin(2\pi t/113.1 + 1.197) + 0.2097 \sin(2\pi t/218.3 + 2.497)$$

A comparison of the air temperature values resulting from the interference of these 12 cycles, i.e. calculated using the equations $T = f(t)$ and $T = F(t)$ with the values measured in Warsaw-Okęcie in the years 1951-2010 suggests a good compatibility of the measurement results with the winter forecasts for the years 1991-2010 (Figs. 14-17).

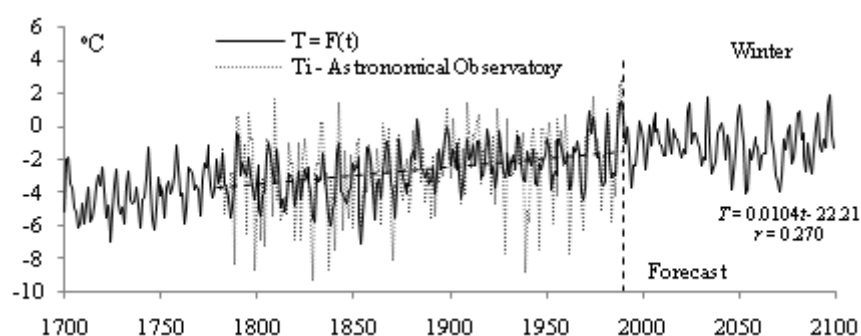


Fig. 14. Air temperature changes in Warsaw in winter in the years 1700-2100, T_i – values measured in Warsaw (Astronomical Observatory) in the years 1779-1990, $T = F(t)$ – calculated values (including the linear component), with a forecast for the years 1991-2100

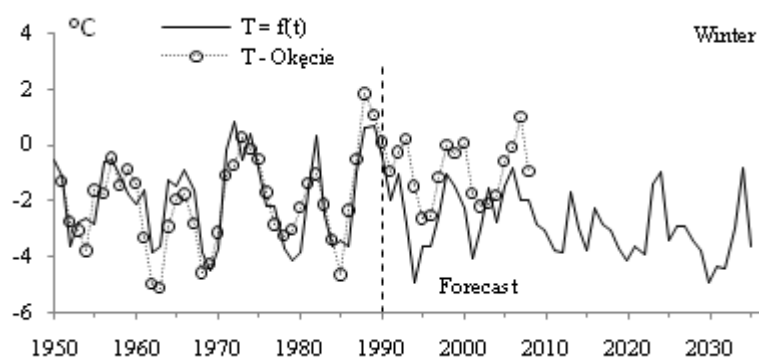


Fig. 15a. Air temperature changes in Warsaw in winter in the years 1951-2035, T – values measured in Okęcie (consecutive 3-year periods), $T = f(t)$ – values calculated on the basis of the formula and with a forecast for the years 1991-2010

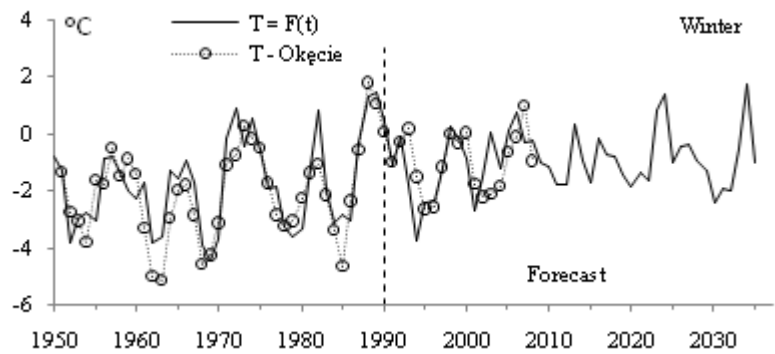


Fig. 15b. Air temperature changes in Warsaw in winter in the years 1951-2035, T – values measured in Okęcie (consecutive 3-year periods), $T = F(t)$ – values calculated on the basis of the formula and with a forecast for the years 1991-2035

The relatively good compatibility of the measurement results ($x = T_i$) from Okęcie with the predicted trend for winter air temperatures ($y = T = F(t)$) in the years 1991-2010 was corroborated by the positive regression coefficient $a = 0.521$ and correlation coefficient $r = 0.495 > r_{0.10}$ between the average consecutive values for 11-year periods y, x – significant at a level of 0.10 ($r_{0.05} = 0.532, r_{0.10} = 0.457$) (Figs. 16-17).

The accuracy of winter forecasts based on the data from the years 1779-1990 proved quite good. In accordance with the winter forecasts for Warsaw, 1990 was the last in a series of warm winters ($T > 0$). Cooler winters correspond to the extrapolated values of the time trend in the years 1991-1997, based on the measurements taken at the Warsaw-Okęcie station.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
$F(t)$ – forecast	-1.04	-0.05	-1.76	-3.75	-2.39	-2.32	-1.21
T_i – Okęcie	-1.62	-0.65	-0.68	0.51	0.66	-5.69	-2.91

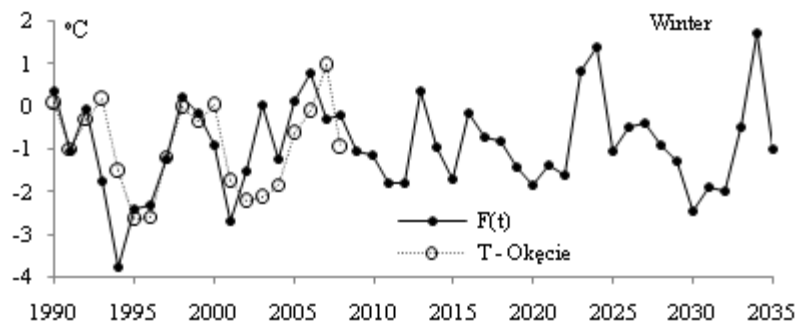


Fig. 16. Changes in winter air temperatures in Warsaw in 1990-2035, T – values measured in Okęcie (consecutive 3-year periods), $T = F(t)$, forecast.

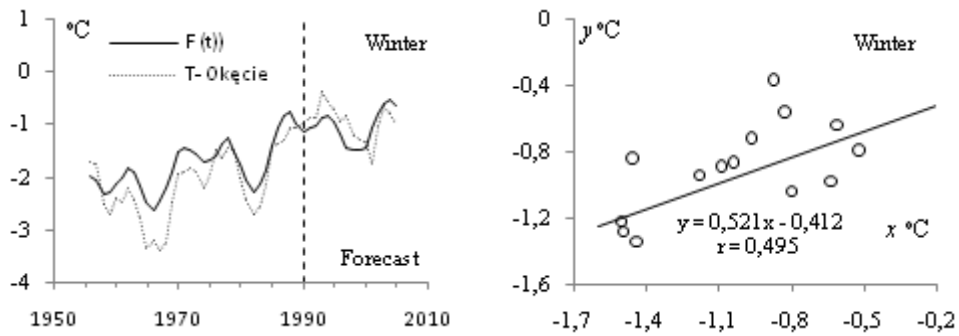


Fig. 17. Synchronous fluctuations of average air temperature values for consecutive 11- year periods in Warsaw- Okęcie in the years 1991-2010 ($y = T$) and forecasted values $x = F(t)$ and regression of measured values y in relation to forecasted values x

The upward air temperature trend, particularly in winter, is simply a resultant of the overlapping of natural cycles. For instance, the increasingly warmer winters in Warsaw – by $1.04^{\circ}\text{C}/100$ years in the years 1779-1990 – were caused by the overlapping of several cycles: 2.6, 3.5, 5.2, 5.7, 7.7, 8.3, 8.7, 12.9, 15.2, 18.0, 113.1 and 218.3 years. Their resultant (regression line) explains the increase in air temperature in winter by $0.93^{\circ}\text{C}/100$ years, whereas only $0.1^{\circ}\text{C}/100$ years can be explained by anthropogenic variability.

An even greater synchronicity of the air temperature values measured in Warsaw-Okęcie (T_i) with values forecasted for the years 1991-2010 could be found in January. The January function of the time trend $T = f(t)$ is a superposition of 12 cycles present in the spectrum of air temperature values (Astronomical Observatory):

$$\begin{aligned}
 T = f(t) = & -3.734 + 1.016 \sin(2\pi t/2.62426) + 0.6558 \sin(2\pi t/3.5 - 0.6561) + 0.6535 \sin(2\pi t/4.8 + 2.718) + \\
 & + 0.7148 \sin(2\pi t/6.6 + 0.6532) + 0.8569 \sin(2\pi t/7.7 - 1.821) + 1.056 \sin(2\pi t/9.3 + 0.7635) + \\
 & + 0.5900 \sin(2\pi t/13.0 + 0.5444) + 0.5849 \sin(2\pi t/15.4 + 1.928) + 0.5959 \sin(2\pi t/27.5 - 1.162) + \\
 & + 0.5427 \sin(2\pi t/62.5 - 0.2586) + 0.5881 \sin(2\pi t/122.7 + 2.761) + 1.166 \sin(2\pi t/204.7 + 3.00)
 \end{aligned}$$

Air temperature changes in January in the years 1779-2100, i.e. with a prediction for the years 1991-2100, are shown in Figs. 18-19. Good compatibility of the measurement results with the forecasts for the years 1991-2010 is corroborated by synchronous air temperature fluctuations T_i in Okęcie, forecasted valued $T = f(t)$ and correlation coefficient $r = 0.412$ close to the critical value $r_{0.05} = 0.423$ at a level of 5%, and higher than $r_{0.10} = 0.356$.

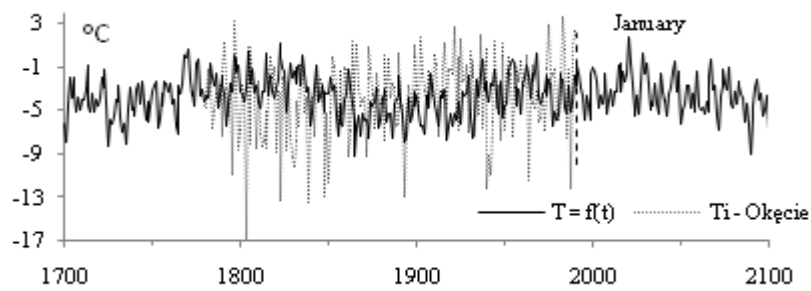


Fig. 18a. Air temperature changes in Warsaw in January in the years 1700-2100 and regression of measured air temperature values in Warsaw-Okęcie in January y (average values for consecutive 3-year periods) in the 20-year period 1991-2010 relative to predicted values $x = f(t)$

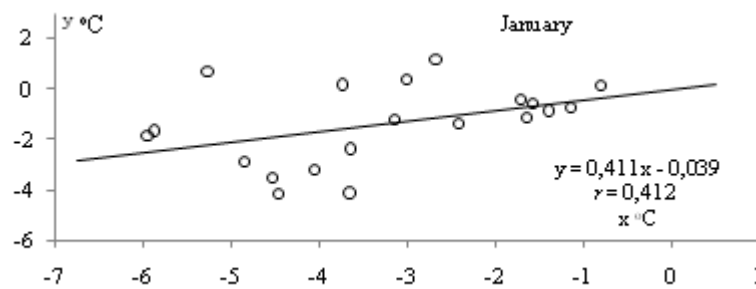


Fig. 18b. Air temperature changes in Warsaw in January in the years 1700-2100 and regression of measured air temperature values in Warsaw-Okęcie in January y (average values for consecutive 3-year periods) in the 20-year period 1991-2010 relative to predicted values $x = f(t)$

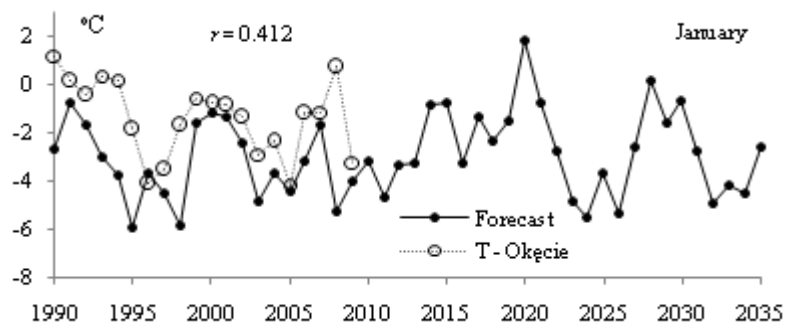


Fig.19. Comparison of measured air temperature values in Warsaw-Okęcie in January (average values for consecutive 3-year periods) during the 20-year period 1991-2010, with predicted values $T = f(t)$

In summer, the time trend of air temperature in Warsaw $T = f(t)$ is a superposition of 12 cycles present in the spectrum of air temperature values (Astronomical Observatory) and the longest cycles, of 1.2 years and 208.2 years:

$$T = f(t) = 17.81 + 0.3927 \sin(2\pi t / 3.9 + 0.1769) + 0.2666 \sin(2\pi t / 4.7 + 1.869) + 0.2484 \sin(2\pi t / 5.2 - 1.224) + 0.22531 \sin(2\pi t / 6.5 - 1.737) + 0.2747 \sin(2\pi t / 7.1 - 1.389) + 0.08968 \sin(2\pi t / 7.4 - 0.1413) + 0.1762 \sin(2\pi t / 7.8 - 0.2554) + 0.2644 \sin(2\pi t / 15.9 + 1.476) + 0.2181 \sin(2\pi t / 22.5 + 0.2921) + 0.2304 \sin(2\pi t / 44 - 3.034) + 0.239 \sin(2\pi t / 91.2 + 2.720) + 0.1317 \sin(2\pi t / 208.2 - 2.804)$$

In the years 2001-2010, the accuracy of summer forecasts decreased as compared to the decade of 1991-2000 (Fig. 20).

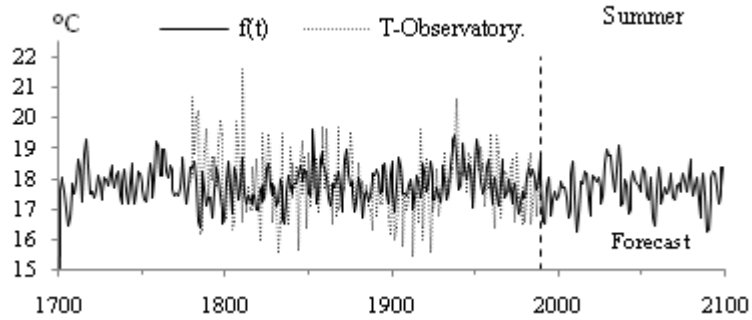


Fig. 20. Air temperature changes in Warsaw in summer in the years 1990-2035, T – values measured in Okęcie (1991-2010), $T = f(t)$ – values calculated on the basis of the formula

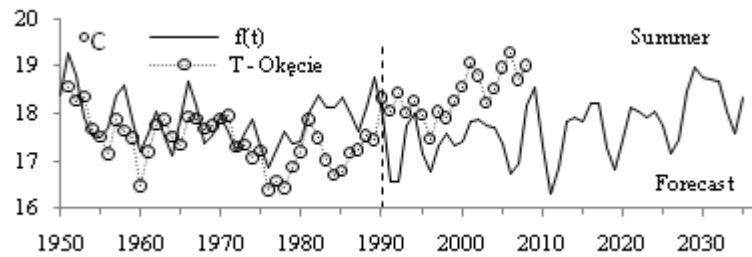


Fig. 20a. Air temperature changes in Warsaw in summer (1700-2100) and comparison of values measured in Okęcie (average values for consecutive 3- year periods) and calculated values $T = f(t)$ – with a forecast for the years 1991-2010

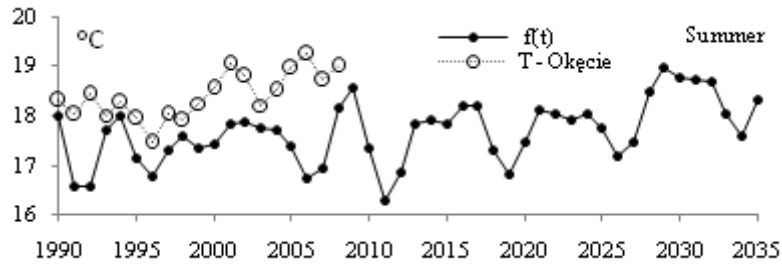


Fig. 20 b. Air temperature changes in Warsaw in summer in the years 1990-2035, T – values measured in Okęcie (1991-2010), $T = f(t)$ – values calculated on the basis of the formula

The time trend of the annual air temperature in Warsaw $T = F(t)$ is a superposition of 12 cycles (including the linear component at) – with the longest cycles, of 69.7 years and 223.9 years:

$$T = F(t) = 7.356 + 0.002366t + 0.2627 \sin(2\pi t/4.7 + 2.059) + 0.1967 \sin(2\pi t/5.5 + 1.194) + 0.1822 \sin(2\pi t/5.7 + 2.775) + 0.09961 \sin(2\pi t/6.5 + 1.378) + 0.1767 \sin(2\pi t/7.4 - 0.6535) + 0.2688 \sin(2\pi t/7.7 - 0.7022) + 0.180 \sin(2\pi t/12.9 + 0.3563) + 0.1544 \sin(2\pi t/14.0 + 0.9523) + 0.1561 \sin(2\pi t/17.7 + 3.010) + 0.08633 \sin(2\pi t/69.7 + 2.265) + 0.384 \sin(2\pi t/223.9 - 3.131)$$

Good compatibility between the results of air temperature measurements and the forecasts was confirmed only for the first 13 years of the period 1991-2003 (correlation coefficient $r = 0.279$) (Fig. 21).

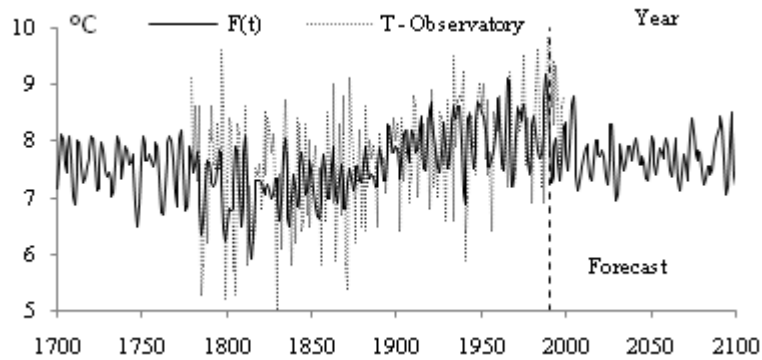


Fig. 21a. Changes of average annual air temperature in Warsaw (1700-2100)

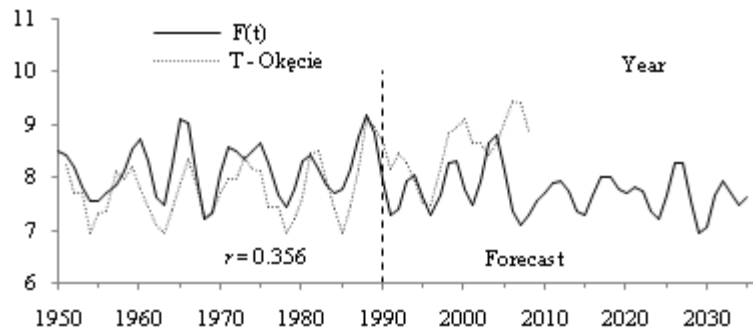


Fig. 21b. Changes of average annual air temperature in Warsaw (1700-2100) and comparison of values measured in Okęcie (T – average values for consecutive 3-year periods) and calculated values $F(t)$ – with linear component and a forecast for the years 1991-2010

In natural sciences such as agrometeorology, hydrology, ecology and others, forecasts concerning climate change trends can have practical applications (especially those related to individual seasons).

Forecast for an urban heat island in Warsaw in 2010 based on measurements from the years 1951-2000

The heat island in Warsaw was usually characterised as the difference of air temperature ($\Delta T = T_m - T_o > 0$) between city T_m (the city centre or the Astronomical Observatory) and its peripheries T_o (Okęcie). The differences in air temperature between the centre of Warsaw and its peripheries (1933-2000) depend on anthropogenic factors such as e.g. the expansion of the city and the atmospheric circulation (Kossowska-Cezak, 1998, 2002). For instance, in the 1960s there was a “strong” heat island with SW circulation, and in the 1970s, a “weak” heat island with NE circulation. At that time, Okęcie remained within the range of the “heat island”.

The differences in air temperature ΔT between the city centre (University of Warsaw) and the periphery (Okęcie) in the years 1960-1980 made it possible to estimate relative diurnal “heat resources” in the city centre (proportional to ΔT) (Stopa-Boryczka et al., 1995).

The trends concerning the urban heat island in Warsaw in the years 1951-2000, i.e. the differences in air temperatures between Bielany, Astronomical Observatory and Okęcie and between Bielany and Legionowo were described in some publications (Kicińska, Wawer, 2005, 2010). For instance, the differences in the average annual air temperatures between Bielany and Okęcie are characterised by a regression coefficient of 0.00560 °C/year, and those between the Astronomical Observatory and Okęcie – by 0.00462 °C/year.

Air temperature in Warsaw (Astronomical Observatory and Okęcie) as well as the heat island (difference ΔT) are characterised by periodic diurnal and annual courses of values which depend on the advection of air from the west – from the Atlantic Ocean (and NAO). Atmospheric circulation, mostly in winter, depends on the temperature of the Atlantic Ocean waters (Marsz A. A., 1999 (ed.), 2005).

The differences in air temperature (ΔT) between the city centre (Astronomical Observatory) and its peripheries (Okęcie) in the years 1951-2000 are also characterised by multi-annual periodicity (Tab. 3).

Table 3. Periods (Θ) of air temperature differences between the city centre (Astronomical Observatory) and its peripheries (Okęcie) in Warsaw (1951-2000), R – correlation coefficient, F_{obl} – F-test

Winter					Summer				
Θ	$2b$	c	R	F_{obl}	Θ	$2b$	c	R	F_{obl}
2.4	0.1185	1.2528	0.221	1.204	2.9	0.1319	-0.2026	0.070	0.115
5.6	0.1607	-2.7770	0.341	3.096	5.4	0.1082	-2.7369	0.038	0.035
6.9	0.1820	-2.4989	0.445	5.813	7.9	0.0296	1.7813	0.008	0.001
9.2	0.1192	-1.1897	0.210	1.082	9.4	0.0910	0.2060	0.064	0.097
11.5	0.0794	3.1183	0.237	1.395	12.0	0.1075	-1.1349	0.093	0.205
16.3	0.2210	-1.8703	0.536	9.455	16.8	0.2238	-2.8452	0.304	2.287
29.0	0.2094	2.6737	0.514	8.417	29.2	0.1314	-0.2313	0.194	0.901

Based on these identified cycles, a forecast concerning changes in the urban heat island in Warsaw was made (Stopa-Boryczka et al., 2011).

The interference of these cycles of air temperature differences ΔT were determined using the linear component *at*. Air temperature differences ΔT between the city centre and the peripheries in Warsaw in the years 1920-2030 in winter and in summer, with a forecast for the years 2001-2030, are shown in Fig. 22.

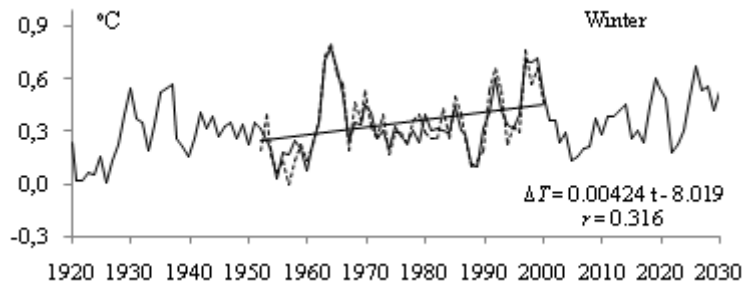


Fig. 22. Changes of air temperature differences (ΔT) between the city centre (Astronomical Observatory) and its peripheries (Okęcie) in Warsaw (1951-2000) – winter

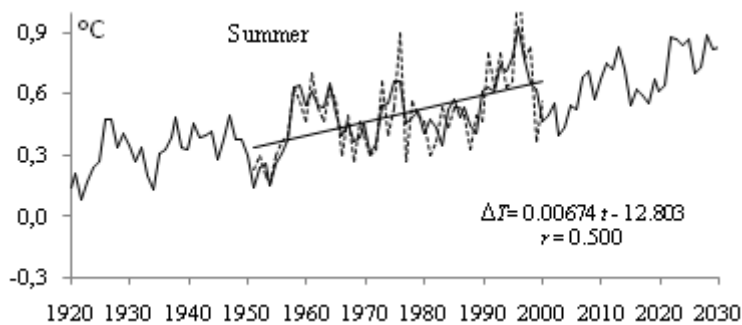


Fig. 23. Changes of air temperature differences (ΔT) between the centre of the city (Astronomical Observatory) and the peripheries (Okęcie) in Warsaw (1951-2000) – summer

The trends concerning changes in air temperature differences (ΔT) between the centre of Warsaw (Astronomical Observatory) and the peripheries (Okęcie) in the years 1951-2000, determined using the simple regression equations, were as follows: winter – 0.042 °C/year, summer – 0.067 °C/year. These upward trends concerning the urban heat island are conditioned by changes in the atmospheric circulation – the North Atlantic Oscillation, and are also due to the city's expansion post 1950 (an increasing number of artificial surfaces with a low albedo).

Conclusions

- The synchronicity of air temperature fluctuations in Warsaw, i.e. the values measured in Okęcie and forecasted for the years 1980-2010, corroborated the correctness of the applied research methods and periodic forecasts concerning the climate changes;
- The verification of air temperature forecasts using the example of Warsaw suggests that the temperature periods identified earlier could be extrapolated beyond the approximation range (measurement range);
- The longest cycles, of air temperatures over approximately 100- and 200-year periods, determined on the basis of a not very long measurement series (c. 200 years), also

- proved reliable; they are still present in the chronological sequences of the ring widths of some trees growing in Europe and sedimentological variables, going back several hundred thousand or several thousand years ago;
- An important problem that remains to be solved in the 21st century is identification of the natural causes of changes in the Earth's climate, particularly in Europe (and Poland). It also involves the identification of some deterministic (periodic) components in measurement series, as well as mechanisms whereby the impact of astronomical factors is transposed onto the Earth's climate;
 - In the present century, the issue whether the climate warming will still continue or whether there will be a deep natural cooling caused by reduced solar activity (solar constant) and increased volcanic dust content in the atmosphere will probably be resolved;
 - Quite alarmingly, anticipating potential threats to mankind is restricted to climate warming only (e.g. the catastrophic rise of the ocean level). However, there are no negative scenarios for any potential sudden climate cooling. An increase in volcanic eruptions which can rapidly lead to global climate cooling (increase of ice cover on the Earth) cannot be precluded entirely;
 - Verification of long-term forecasts for climate changes in the Northern Hemisphere, determined on the basis of very long cycles of solar radiation reaching the Earth's surface, oxygen $\delta^{18}\text{O}$ isotope contained in the Arctic ice core and organic substances deposited in lakes, require longer measurement series (Boryczka J., 2010).

References

- Boryczka J., 1984, *Model deterministyczno-stochastyczny wielookresowych zmian klimatu* [Deterministic and stochastic model of multi-periodic climate changes], Wyd. UW, Warsaw
- Boryczka J., 1993, *Naturalne i antropogeniczne zmiany klimatu Ziemi w XVII-XXI wieku* [Natural and anthropogenic changes in the Earth's climate in the 17th to 21st centuries], WGSR UW, Warsaw
- Boryczka J., Stopa-Boryczka M., Lorenc H., Kicińska B., Błazek E., Skrzypczuk J., 2000, *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* [Atlas of correlations between meteorological and geographical parameters in Poland], vol. XIV, *Prognozy zmian klimatu Warszawy* [Forecasted climate changes in Warsaw], Wyd. UW, Warsaw
- Boryczka J., Stopa-Boryczka M., Unton-Pyziółek A., Gieszcz P., 2010, *Cooling and Warming of Climate of the Earth's Northern Hemisphere (on the basis of fluctuations of the oxygen isotope $\delta^{18}\text{O}$ and dendrological data)*. „Miscellanea Geographica”, vol. 14, pp.47-58
- Kicińska B., Wawer J., 2005, Urban climate 8. Weather and air conditions, ed. M. Gutry-Korycka, *Urban sprawl Warsaw agglomeration case study*, Wyd.WGSR
- Kossowska-Cezak U., 1998, 'Wpływ rozwoju terytorialnego Warszawy na warunki termiczne' [Impact of Warsaw's territorial development on thermal conditions], *Acta Universitatis Lodzianis, Folia Geographica Physica*, no. 3, pp. 51-57
- Kossowska-Cezak U., 2002, *Zmiany różnicy temperatury powietrza między śródmieściem a peryferiami Warszawy od 1933 do 2000 roku* [Changes in air temperature differences between the city centre and peripheries of Warsaw in the period 1933-2000], *Przegląd Geofizyczny*, vols. 3-4, pp. 203-209
- Lamb H. H., 1974, Volcanic dust in the atmosphere with a chronology and assessment of meteorological, Phil. Transactions Roy. Soc. vol. 226
- Marsz A. A. (ed.), 1999, *Wpływ stanu termicznego powierzchni oceanu na modyfikacje cyrkulacji atmosferycznej w wymiarze klimatologicznym* [Impact of the thermal condition of the ocean's surface on the modification of atmospheric condition in the climatological dimension]', *conference proceedings*, Gdynia 6 May 1999.
- Marsz A. A., 2005, 'Prognoza występowania w okresie zimy typów cyrkulacji atmosferycznej Osuchowskiej-Klein związanych z ekstremalnym zlodzeniem Bałtyku' [Forecast concerning the occurrence of Osuchowska-Klein atmospheric types associated with the extreme icing of the Baltic Sea], *Ekstremalne*

- zjawiska hydrologiczne i meteorologiczne* [Extreme hydrological and meteorological phenomena], (eds. E. Bogdanowicz, U. Kossowska-Cezak, J. Szkutnicki), PTGeof, IMGW, Warsaw
- Reznikov A. P., 1982, *Priedskazaniye jestiestwiennych processow obuczajuszczejsja sistiemoj* [Forecasting of natural processes using a learning system], Novosibirsk
- Royal Observatory of Belgium, 2011, <http://sidc.oma.be/DATA/index.html>
- Stopa-Boryczka, M., Boryczka J., Błażek, E., Skrzypczuk, J. 1995, *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* [Atlas of correlations between meteorological and geographical parameters in Poland], vol. IX, pp.320
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., 2003, *The cyclic changes of the climate of Warsaw and their conditioning, Studies on the climate of Warsaw*, ed. M. Stopa-Boryczka, Warsaw (pp. 35-50)
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Bijak Sz., Cebulski R., Błażek E., Skrzypczuk J., 2007, *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* [Atlas of correlations between meteorological and geographical parameters in Poland]
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Bijak Sz., Cebulski R., Błażek E., Skrzypczuk J., 2007, *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* [Atlas of correlations between meteorological and geographical parameters in Poland], vols. XX-XXI, *Cykliczne zmiany klimatu Europy w ostatnim tysiącleciu według danych dendrologicznych* [Cyclical changes of European climate in the last millennium based on dendrological data], Wyd. UW, Warsaw, p. 266
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Wawer J., Dobrowolska M., Osowiec M., Błażek E., Skrzypczuk J., 2010, *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce* [Atlas of correlations between meteorological and geographical parameters in Poland], vol. XXIV, *Klimat Warszawy i miejscowości strefy podmiejskiej* [Climate of Warsaw and suburban towns]. Wyd. UW, Warsaw, p. 333
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Wawer J., Grabowska K., 2011, *Badania klimatu w różnych skalach przestrzennych* [Climate studies in different spatial scales], eds. E. Żmudzka, K. Grabowska, *Cykliczne zmiany miejskiej wyspy ciepła w Warszawie i ich przyczyny* [Cyclical changes of the urban heat island in Warsaw and their causes], *Prace i Studia Geograficzne*, vol. 47, Wyd. UW, Warsaw, pp. 409-416

X . ZAKOŃCZENIE

Współczesne zmiany klimatu są jednym z ważniejszych problemów nauk przyrodniczych i społeczno-ekonomicznych. Klimat jest najważniejszym elementem środowiska przyrodniczego, który determinuje życie na Ziemi.

Antropogeniczne zmiany klimatu

W ostatnich latach autorzy publikacji dotyczących zmian klimatu zwracają szczególną uwagę na negatywne skutki działalności człowieka. Zagrożeniem dla życia na naszej planecie może być zbyt duża emisja do atmosfery: dwutlenku węgla (CO_2), podtlenku azotu (N_2O), freonów (CCl_2F_2 , CCl_3F) i innych gazów – tzw. szklarniowych, wywołujących efekt cieplarniany. W konsekwencji może to doprowadzić do nadmiernego ocieplenia klimatu Ziemi. Te alarmujące opinie wynikają z postępującego ocieplenia klimatu półkuli północnej w ostatnich dwóch stuleciach, któremu przypisuje się wymienione czynniki antropogeniczne. Na przykład w Warszawie w latach 1779-1990 zimy są coraz cieplejsze – o $1^\circ\text{C}/100$ lat, a w Genewie w latach 1768-1980 – o $0,5^\circ\text{C}/100$ lat. Ocenia się, że po podwojeniu koncentracji CO_2 w atmosferze pod koniec przyszłego stulecia (w odniesieniu do stanu początkowego 280 ppm) nastąpi ogrzanie dolnej warstwy atmosfery o 0,1 do 4°C w zależności od szerokości geograficznej. Niektórzy autorzy (Flohn 1985) nie w pełni uznają te hipotezy, gdyż zawartość CO_2 w atmosferze ziemskiej jest regulowana pochłanianiem tego gazu przez wody oceanów. Wody chłodne wchłaniają więcej CO_2 niż ciepłe. W równikowej strefie Pacyfiku stężenie CO_2 wzrasta o 2,12 ppm/rok – podczas ciepłej fazy El Niño i o 0,76 ppm/rok – podczas chłodnej (Flohn 1989). Oczywiście przyrosty te ulegają zmianom z roku na rok (WMO, w 1984 r. odpowiednio 2,2 i 1,4 ppm/rok).

Globalne ocieplenie i zjawiska regionalne – niekorzystne dla mieszkańców Ziemi – są przeważnie przypisywane działalności człowieka. Przypisywane są one przede wszystkim antropogenicznej części efektu cieplarnianego atmosfery – wzrostowi zawartości dwutlenku węgla (CO_2) w atmosferze, pochodzącemu ze spalania węgla i innych paliw.

Raport IPCC (1990), prognozujący wzrost temperatury powietrza na Ziemi w roku 2030 o $1,5$ - $4,5^\circ\text{C}$, był zbyt pesymistyczny. Pojawiły się później katastrofalne prognozy o stopieniu lodów Antarktydy i Arktyki, a także lodowców wysokogórskich i zatopieniu części kontynentów przez wody oceanów. Historia klimatu Ziemi i proste obliczenia (Boryczka, 1998) wskazują, że taki proces trwałby co najmniej kilkanaście tysięcy lat.

Analogicznie, ochłodzenie klimatu w latach czterdziestych przyczyniło się do podjęcia badań nad wpływem pyłów wulkanicznych na klimat. Pojawiły się wówczas katastrofalne prognozy o całkowitym zlodowaceniu Ziemi. Prognozowano, że spadek globalnego promieniowania całkowitego o 1,5-1,6% prowadzi do nieodwracalnego zlodowacenia, postępującego od biegunów ku równikowi.

Raport IPCC (1995) jest bardziej optymistyczny, prognozowane są przyrosty antropogeniczne temperatury powietrza o 1 - $3,5^\circ\text{C}$ w roku 2100 (o połowę mniejsze), po uwzględnieniu rozproszenia promieniowania słonecznego przez areozole siarczanowe, pochodzące z emisji do atmosfery SO_2 .

Modele cyrkulacji – scenariusze $2\times\text{CO}_2$ (po podwojeniu przedindustrialnej koncentracji dwutlenku węgla w atmosferze – 280 ppm) mają obecnie raczej znaczenie metodyczne. Rozwiązania numeryczne równań ruchu atmosfery, z uwzględnieniem ważniejszych sił działających na obracającej się Ziemi, stanów fizycznego i chemicznego powietrza aż do stratosfery, są znaczącym postępem w rozwoju fizyki atmosfery.

Kolejny raport IPCC (2001) dotyczy głównie ekstremalnych (rzadko występujących) zjawisk pogodowych. Wskazuje na istotne statystycznie zmiany warunków termicznych i opadowych oraz wzrost liczby rejestrowanych katastrof naturalnych. Obecnie nie można jednak statystycznie uzasadnić schematu tzw. efektu „cieplej pogody”, ze względu na krótkie przedziały czasu danych empirycznych. Nie wiadomo, czy wraz ze wzrostem średniej globalnej temperatury powietrza występuje także istotna statystycznie tendencja rosnąca jej wariancji.

W publikacji Klein Tang A. MG. i in., 2002. Euroean Climate Assessment (ECA) objęto analizą serie dobowych (z lat 1901-2000) wartości temperatury powietrza; maksymalnej, minimalnej i średniej z 144 stacji w Europie oraz dobowych sum opadów atmosferycznych – z 152. Z badań tych wynika także wzrost temperatury, liczby dni ciepłych, czasu trwania okresu wegetacyjnego, a spadek dni chłodnych.

Według raportu IPCC (2007) w najbliższych latach będzie postępować ocieplenie klimatu oraz wzrost częstości ekstremalnych zjawisk pogodowych, także fal upałów. Ten wzrost liczby ekstremalnych zjawisk wynika prawdopodobnie z tendencji rosnącej temperatury powietrza na Ziemi.

Przypisywanie jednak postępującego ocieplenia tylko antropogenicznej części efektu cieplarnianego jest niepewnym, słabo uzasadnionym założeniem.

Nie wiadomo bowiem, jaka część tendencji rosnącej temperatury powietrza przypada na czynniki naturalne, a jaka na antropogeniczne. Mało znane są tendencje koncentracji w atmosferze naturalnych gazów śladowych (pary wodnej, naturalnego CO_2), które powodują zasadniczą część naturalną efektu cieplarnianego – w latach przedindustrialnych $+33^\circ\text{C}$ (różnica między temperaturą ówczesną a planetarną).

Innym naturalnym regulatorem zawartości CO_2 w atmosferze ziemskiej jest asymilacja przez roślinność – głównie przez lasy, których jest coraz mniej (np. zmniejsza się powierzchnia równikowych lasów Amazonii).

Do negatywnych skutków działalności człowieka, oprócz wzrostu efektu cieplarnianego, należą zanieczyszczenia atmosfery.

Stanowią one bezpośrednie zagrożenie dla życia na Ziemi. Na przykład dwutlenek siarki SO_2 , który łącząc się z kropelkami wody (mgły) tworzy kwas siarkawy H_2SO_3 , a w tkankach roślin – kwas siarkowy H_2SO_4 (kwaśne deszcze). Ponadto niektóre gazy (freony) unosząc się do atmosfery niszczą ochronną warstwę ozonową absorbującą promieniowanie ultrafioletowe, które w nadmiernej dawce jest szkodliwe dla organizmów żywych.

Wraz z rozwojem przemysłu obserwuje się tendencję rosnącą zawartości zanieczyszczeń powietrza. Pyły emitowane do atmosfery przez kominy fabryczne spełniają też pozytywną rolę, łagodząc efekt cieplarniany, wywołany przez CO_2 . Absorbują one duże ilości energii słonecznej, ograniczającej dopływ do powierzchni Ziemi. Zmieniają one w sposób istotny bilans promieniowania słonecznego, prowadząc z kolei do obniżenia temperatury powietrza – przeciwdziałają jej tendencji rosnącej.

Zarówno CO₂, jak też pyły przemysłowe są czynnikami antropogenicznymi, które kształtują klimat w skali globalnej, jak też regionalnej i lokalnej. Efekt cieplarniany jest lokalnie potęgowany przez tzw. miejską wyspę ciepła.

Wiadomo (Stopa-Boryczka, Boryczka i in. 1995), że np. w Warszawie różnica temperatury powietrza między miastem i otoczeniem może sięgać ponad 10°C. Wynika to z małego albedo i akumulacji ciepła przez zabudowę. Efekt cieplarniany systemu Ziemia – atmosfera jest znany od dawna. Na przykład para wodna, której zawartość w atmosferze ulega wahaniom, przepuszcza krótkofalowe promieniowanie Słońca, a pochłania długofalowe promieniowanie Ziemi.

Natomiast ingerencja człowieka powoduje nasilenie tego zjawiska. Jeżeli w troposferze bilans cieplny systemu Ziemia – atmosfera jest stały, to prawdopodobnie ocieplenie w przyziemnej warstwie atmosfery jest kompensowane ochłodzeniem stratosfery. Istnieją ujemne i dodatnie sprzężenia zwrotne wywołane wzrostem zawartości CO₂ w atmosferze (efektem cieplarnianym). Ze wzrostem temperatury powietrza wzrasta parowanie wód oceanów, powodując większe zachmurzenie nieba. Zachmurzenie ogranicza dopływ promieniowania słonecznego (bezpośredniego) do powierzchni Ziemi. Chmury, odbijając i rozpraszając promienie słoneczne, sterują dopływem energii cieplnej do powierzchni Ziemi. Jest to zatem główne (ujemne) sprzężenie zwrotne – przeciwdziałające efektowi cieplarnianemu).

Składnik dodatni tego sprzężenia – absorpcja promieniowania długofalowego Ziemi odgrywa drugorzędną rolę. Jest to element samoregulacji termicznej systemu Ziemia – atmosfera.

Dodatnim sprzężeniem zwrotnym jest topnienie śniegów i lodów pod wpływem wyższej temperatury – prowadzące do mniejszego albedo powierzchni Ziemi, tj. większego dopływu energii słonecznej.

Pod wpływem wyższej temperatury zmianie ulega także cyrkulacja atmosferyczna – dystrybucja energii słonecznej w atmosferze. Większe kontrasty temperatury powietrza między strefami międzyzwrotnikową i polarną intensyfikują cyrkulację strefową (równoleżnikową), a także południkową.

Większa chwiejność atmosfery sprzyja intensywnej pionowej turbulencji. Cyrkulacja atmosferyczna ulega samoregulacji – zgodnie z zasadą zachowania pędu obracającego się (wokół osi ziemskiej) systemu Ziemia – atmosfera. Prędkości i kierunki wiatru są uwarunkowane powrotem systemu do stanu równowagi dynamicznej. Cyrkulacja atmosferyczna ma cechy ujemnego i dodatniego sprzężenia zwrotnego efektu cieplarnianego. Większe prędkości wiatru sprzyjają intensywnemu parowaniu z oceanów, wzrostowi zachmurzenia i spadkowi temperatury powietrza. Natomiast większy transport ciepła ku biegunom może prowadzić do topnienia śniegów i lodów – do zmniejszenia albedo w dużych szerokościach geograficznych.

Rola cyrkulacji atmosferycznej w zmianach zanieczyszczenia powietrza związkami siarki (SO₂) w miastach na Mazowszu i innych regionach Polski

Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki na terenie Polski określono w pracy **K. Pyłki (2005)** p.t. *Zależność zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki od typów cyrkulacji atmosferycznej w środkowej Polsce*. Poznanie tej zależności jest niezwykle ważne dla celów monitoringowych, bowiem może pomóc w przewidywaniu sytuacji sprzyjających zwiększonej koncentracji dwutlenku siarki.

W pracy zostały wykorzystane codzienne średnie dobowe wartości dwutlenku siarki z 9 punktów pomiarowych z lat 1993-1999. Ponadto posłużono się kalendarzem typów cyrkulacji atmosferycznej według J. Lityńskiego.

Region środkowej Polski nie odznacza się dużą emisją dwutlenku siarki (wyjątek stanowią większe miasta, np. Warszawa lub Łódź), toteż o okresowo zwiększonym stężeniu tego gazu decyduje tu głównie napływ zanieczyszczeń z terenów o dużej emisji.

Analizę rozpoczęto od oceny zmian przestrzennych oraz czasowych stężenia SO_2 .

Z tej części pracy wynika, iż zanieczyszczenie powietrza określone przez średnie roczne stężenie dwutlenku siarki w latach 1993-1999 charakteryzuje duże zróżnicowanie przestrzenne. Największym średnim stężeniem SO_2 wyróżnia się w środkowej Polsce południowo-zachodnia oraz środkowa część regionu (Piotrków Trybunalski - $26,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Warszawa - $19,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Taka sytuacja wynika ze stosunkowo dużej emisji SO_2 w większych miastach, takich jak Warszawa lub Łódź oraz bliskiego sąsiedztwa elektrowni w Bełchatowie. Z kolei najlepszą jakością powietrza odznaczają się południowo-wschodnie (Radom, Jarczew) oraz północne krańce (Ciechanów, Płock) badanego terenu. Średnie stężenie SO_2 na wskazanych stacjach nie przekracza $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ocena przestrzennego rozkładu stężenia dwutlenku siarki na terenie środkowej Polski pozwoliła porównać ten obszar z innymi regionami kraju. W zestawieniu z mocno zanieczyszczoną południową częścią kraju, gdzie średnie roczne stężenie SO_2 nie spada poniżej $43,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Katowice), jakość powietrza środkowej Polski przedstawia się dobrze. Gorzej analizowany region wypada w porównaniu z północnymi terenami Polski cechującymi się najmniejszą emisją oraz niewielkim stopniem zanieczyszczenia powietrza. Jedynie w Gdańsku średnie stężenie SO_2 ($19,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) jest podobne jak w Warszawie.

Następnie stwierdzono, że stężenie dwutlenku siarki odznacza się wyraźnym rytmem rocznym, będącym wynikiem występujących w ciągu roku zmian emisji, a także zmian warunków pogodowych. Cykl roczny charakteryzuje się dużymi wartościami stężenia w miesiącach zimowych i kilkakrotnie mniejszymi (ok. 3 razy) w letnich. W półroczu chłodnym średnie dobowe wartości stężenia SO_2 osiągają nawet $44,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Piotrków Trybunalski), częściej pojawiają się większe wartości stężenia SO_2 , przekraczające $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a nawet dopuszczalną normę $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w Warszawie 1,3% dni). Jedynie w Ciechanowie, Radomiu i Jarczewie stężenie SO_2 nie przekroczyło $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W półroczu ciepłym na większości stacji stężenie nie przekracza $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz wzrasta udział mniejszych jego wartości (poniżej $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Dodatkowo półrocze chłodne charakteryzują większe niż półrocze ciepłe wartości percentyla 0,95 przekraczające nawet $184 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w Piotrkowie Trybunalskim). W cieplej połowie roku percentyl 0,95 stężenia SO_2 na większości stacji nie przekracza $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (wyjątek stanowią Piotrków Trybunalski ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz Warszawa ($26 \mu\text{g}/\text{m}^3$)).

Wstępem do określenia wpływu cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki było rozpatrzenie wpływu kierunku adwekcji mas powietrza oraz układu barycznego. Dzięki analizie wartości średnich stężenia SO_2 , częstości występowania określonych wartości oraz percentyla 0,95 możliwe było wskazanie zróżnicowania warunków aerosanitarnych w zależności od rozpatrywanych warunków.

Kierunek adwekcji mas powietrza w bardzo istotny sposób wpływa na rozkład przestrzenny zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki. Średni czas przebywania SO_2 w atmosferze wynosi ok. 4 dni. Jest to czas wystarczający, aby zanieczyszczenia mogły być przetransportowane wraz z masami powietrza nad inne obszary. Dlatego też istotne

jest, przy jakich kierunkach napływu mas powietrza należy się spodziewać okresów o podwyższonym stężeniu dwutlenku siarki. Na badanym obszarze wartości większe od przeciętnego o 2-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pojawiały się najczęściej przy napływie mas powietrza z kierunku południowo-zachodniego (np. w Łodzi 19,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, w Warszawie 23,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Negatywny wpływ adwekcji z tego kierunku jest wynikiem oddziaływania zakładów przemysłowych zlokalizowanych na południu (GOP) i południo-zachodzie kraju. Ten niekorzystny kierunek adwekcji pojawia się stosunkowo często (13,1% dni w roku). Znacznie lepsze warunki aerosanitarne panują podczas adwekcji z sektora północnego, a w szczególności z północo-zachodu i północo-wschodu. Podczas napływu mas powietrza z tych kierunków na żadnym z punktów pomiarowych przeciętne stężenie nie przekroczyło wartości średniej. Jest to efekt napływu mas powietrza z nieuprzemysłowionych terenów wybrzeży i pojezierza. Łączny udział tych kierunków jest znaczny i wynosi w ciągu roku 21,5%.

W półroczu chłodnym wpływ kierunku adwekcji jest znacznie wyraźniejszy. Główną tego przyczyną jest wzmożona emisja SO_2 . Najbardziej niekorzystne sytuacje powstają przy adwekcji powietrza z południa i południo-wschodu. Wzrost stężenia SO_2 następuje wówczas na większości stacji. Adwekcja mroźnego powietrza polarnego kontynentalnego ze wschodu powoduje wzmożoną intensywność systemów grzewczych, a co za tym idzie większą emisję SO_2 .

Podczas adwekcji z południo-wschodu częściej występują wartości stężenia SO_2 przekraczające 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a niejednokrotnie i 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Warszawa i Piotrków Trybunalski - ok. 3% pomiarów). Niekorzystny wpływ omawianych warunków podkreślają również bardzo duże wartości percentyla 0,95 stężenia SO_2 - w Łodzi (60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Warszawie (180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a także w Jarczewie (28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Poprawę jakości powietrza na wszystkich stacjach powoduje napływ mas powietrza z północo-zachodu oraz północo-wschodu. Wówczas przeciętne stężenie SO_2 na analizowanych punktach pomiarowych nie przekracza średniej w danym okresie na danej stacji.

W półroczu ciepłym względnie duża koncentracja SO_2 występuje podczas napływu mas powietrza ze wschodu oraz południo-zachodu. Natomiast najlepszy stan aerosanitarny występuje podczas napływu mas powietrza z zachodu. W dniach z adwekcją z tego kierunku stężenie na wszystkich stacjach jest mniejsze od przeciętnego. Najczęściej pojawiają się wartości nieprzekraczające 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Obok kierunku napływu mas powietrza ważną rolę w kształtowaniu warunków cyrkulacyjnych odgrywa rodzaj układu barycznego. W półroczu chłodnym na większości punktów pomiarowych jako najczęściej niekorzystne zaznaczały się układy antycyklonalne. Wynika to z faktu, że układy te stwarzają warunki sprzyjające tworzeniu się termicznych warstw hamujących, co powoduje zwiększenie stężenia dwutlenku siarki w przygruntowej warstwie atmosfery. Z kolei warunki sprzyjające wymianie powietrza i wynoszeniu zanieczyszczeń, a tym samym mniejszym wartościom stężenia stwarzały układy cyklonalne. Dlatego też w dniach z panującymi układami niskiego ciśnienia, stężenie na większości stacji było mniejsze od przeciętnego. Różnicę w oddziaływaniu poszczególnych układów barycznych dobrze uwidacznia analiza częstości.

W półroczu chłodnym układy antycyklonalne powodowały pogorszenie jakości powietrza na wszystkich stacjach. Najczęściej pojawiało się wówczas stężenie przekraczające 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - ok. 30-50% obserwacji. Częściej również pojawia się stężenie przekraczające 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (głównie w Warszawie oraz Piotrkowie Trybunalskim).

Przy układach cyklonalnych, częstsze są natomiast mniejsze wartości stężenia nieprzekraczające $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Częstość ich występowania waha się od 37% w Radomiu do 79% w Jarczewie. Ponadto wartości percentyla 0,95 podczas utrzymujących się układów antycyklonalnych są większe o ok. $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niż podczas panowania układów cyklonalnych.

W półroczu ciepłym sytuacja aerosanitarna jest dobra na większości stacji niezależnie od utrzymującego się układu barycznego. Sprzyjają temu korzystniejsze warunki pogodowe, które łagodzą niekorzystny wpływ układów antycyklonalnych. Dlatego też w tym okresie najczęściej pojawiają się małe wartości stężenia (do $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) - ich udział nie spada poniżej 50%, a w Ciechanowie, Skierniewicach oraz Jarczewie przekracza nawet 90%.

Ocena wpływu typów cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki potwierdziła wcześniejsze wyniki uzyskane na podstawie analizy wpływu kierunków adwekcji mas powietrza oraz układów barycznych. Szczególnie duża koncentracja dwutlenku siarki występowała podczas sytuacji antycyklonalnych z adwekcji z południo-wschodu lub południo-zachodu (Ea-SEa oraz Sa-SWa). Niekorzystny wpływ tych typów cyrkulacji zaznacza się na wielu punktach badawczych a średnie stężenie było wówczas większe od przeciętnego o ok. $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ciechanów $9,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) do $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Warszawa $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Natomiast najlepsze warunki aerosanitarnie panowały podczas utrzymujących się typów cyrkulacji z adwekcją z sektora północnego (Na-NEa, Wa-NWa, Nc-NWc, Wc-NWc). Wówczas średnie stężenie na wszystkich punktach pomiarowych było mniejsze w porównaniu do wartości przeciętnej o ok. $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W półroczu chłodnym najbardziej niekorzystne okazały się typy Ea-SEa oraz Sa-SWa - na większości punktów pomiarowych średnie stężenie dwutlenku siarki było wówczas większe o ok. $2-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ od przeciętnego. Ponadto w dniach, kiedy utrzymywały się wymienione typy cyrkulacji, częstość występowania większych (przekraczających $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wartości stężenia SO_2 na większości stacji przekraczała 50%, a w Łodzi i Piotrkowie Trybunalskim nawet 0%.

Wyraźna poprawa stanu aerosanitarnego następowała w dniach z panującym układem cyklonalnym podczas adwekcji z zachodu i północo-zachodu (Wc-NWc), wzrastał wówczas udział mniejszych (do $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wartości stężenia SO_2 - nawet do 50% (Ciechanów, Kutno oraz Radom).

W półroczu ciepłym o większej koncentracji dwutlenku siarki decyduje głównie adwekcja mas powietrza, ponieważ wpływ układu barycznego jest wówczas nieznaczny. Za niekorzystny typ cyrkulacji, przy którym następuje zwiększenie koncentracji SO_2 , można uznać Sc-SWc. Jego wpływ zaznacza się w Łodzi, Warszawie, Radomiu oraz Skierniewicach. Generalnie w półroczu ciepłym, niezależnie od utrzymującego się typu cyrkulacji, na wszystkich stacjach zaznacza się większy udział małych, nieprzekraczających $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wartości SO_2 .

Przedstawiona analiza dowodzi, że cyrkulacja atmosferyczna w znacznym stopniu determinuje stężenie dwutlenku siarki na obszarze środkowej Polski. Dlatego też wnioski zawarte w pracy mogą być przydatne dla celów monitoringowych i lepszej ochrony środowiska przyrodniczego.

W pracy **A. Skupińskiej (2009)** p.t. *Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w południowej Polsce* wykazano bardzo duże zróżnicowanie przestrzenne zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w południowej

Polsce w latach 1993-1999, a także jego zmiany w ciągu roku oraz w kolejnych latach badanego okresu. Wykazano dużą zależność dwutlenku siarki od cyrkulacji atmosferycznej. Jednak w celu lepszego określenia wpływu cyrkulacji atmosferycznej trzeba wziąć pod uwagę lokalną zmianę kierunku wiatru i położenie stacji pomiarowej względem miasta i występujących w nim emitorów.

Największe średnie stężenie SO_2 w tym okresie było na Górnym Śląsku – 49,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Zabrze, 40,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Gliwicach, a najmniejsze w południowo-wschodniej Polsce (6,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w Chełmie) oraz na Śnieżce – 3,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Największe stężenie dwutlenku siarki występuje w miesiącach zimowych, a najmniejsze w letnich. Największe średnie miesięczne stężenie dwutlenku siarki wystąpiło w Zabrze (95,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w styczniu), a najmniejsze w Rzeszowie (1,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w lipcu).

Największą sezonową zmiennością stężenia dwutlenku siarki cechowały się stacje pomiarowe zlokalizowane w Zabrze i Gliwicach (ponad 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a najmniejszą – w Nisku (8,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz na Śnieżce (1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Układ baryczny o charakterze antycyklonalnym wpływał niekorzystnie na stężenie dwutlenku siarki na większości stacji pomiarowych.

W półroczu chłodnym najbardziej niekorzystna była cyrkulacja południowo-wschodnia – dotyczyło to Wałbrzycha, Kędzierzyna-Koźla, Zabrze, Krakowa, Rzeszowa oraz Niska.

Wpływ warunków meteorologicznych na stężenie zanieczyszczeń powietrza (dwutlenku siarki SO_2 i dwutlenku azotu (NO_2)) na przykładzie Warszawy

Z przeprowadzonych badań w pracy **A. Czerwonki (2000)** p.t. *Wpływ warunków meteorologicznych na rozkład zanieczyszczenia w Warszawie* – na podstawie codziennych wyników pomiarów stężeń SO_2 i NO_2 w Warszawie w latach 1993-1997 i odpowiednich danych meteorologicznych wynikają ważne wnioski, dotyczące stężenia dwutlenku siarki:

- Średnie pięcioletnie stężenia SO_2 cechują się trendem spadkowym
- Średnie roczne stężenia SO_2 nie przekroczyły dopuszczalnych norm (32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) i są zróżnicowane na terenie Warszawy
- Średnie miesięczne stężenia SO_2 cechują się zmiennością sezonową i są większe w centrum Warszawy
- Średnie dobowe stężenia SO_2 tylko dwa razy w pięcioleciu przekroczyły normę (200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

i stężenia dwutlenku azotu:

- Średnie pięcioletnie stężenia NO_2 nie mają istotnej tendencji spadkowej;
- Średnie roczne stężenia NO_2 nie przekraczają normy 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Średnie miesięczne stężenia NO_2 wykazują zmienność sezonową, lecz mało zależną od miejsca dokonywanych pomiarów
- Średnie dobowe stężenia NO_2 w latach 1993-1997 nie przekroczyły normy dobowej wynoszącej 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Stężenie dwutlenku siarki w atmosferze w latach 1993-1997 wzrasta wraz ze wzrostem ciśnienia atmosferycznego, zachmurzenia i wilgotności powietrza. Natomiast stężenie SO_2 maleje

ze wzrostem temperatury powietrza oraz sum opadów atmosferycznych. Stężenie SO₂ zależy od prędkości wiatru – wzrasta przy większych prędkościach.

Zależność stężeń dwutlenku siarki i dwutlenku azotu od warunków meteorologicznych (średnich miesięcznych i dziennych) jest podobna z wyjątkiem prędkości wiatru i zachmurzenia. Wzrost prędkości wiatru powoduje spadek stężenia NO₂. Ze wzrostem ciśnienia atmosferycznego stężenie dwutlenku azotu rośnie. Natomiast wzrostem temperatury powietrza odpowiadają spadki średnich miesięcznych stężeń dwutlenku azotu. Przy większej wilgotności względnej powietrza obserwuje się większe średnie stężenia miesięczne. Przy większych miesięcznych sumach opadów występują mniejsze stężenia dwutlenku azotu, natomiast wzrost zachmurzenia powodował spadek zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu z wyjątkiem średniej miesięcznej przy ulicy Kruczej.

Zależność stężeń SO₂ i NO₂ od temperatury powietrza (T), opadów atmosferycznych (p) i prędkości wiatru (v) łącznie opisują równania hiperpłaszczyzn regresji:

ul. Puszczy Solskiej	SO ₂ = - 4,587T + 0,011p - 1,395v + 40,204
ul. Krucza	SO ₂ = - 4,637T + 0,014p - 2,1997v + 53,717
ul. Puszczy Solskiej	NO ₂ = -13,612T - 0,003p - 0,218v + 68,024
ul. Krucza	NO ₂ = - 2,728T + 0,013p - 0,181v + 44,513

Współczynniki regresji cząstkowej stężeń SO₂ i NO₂ względem temperatury powietrza i prędkości wiatru są ujemne. Powyższe równania wyjaśniają odpowiednio: 69,0%, 80,0%, 33,2%, 5,4% wariacji stężeń SO₂ i NO₂.

Zależność stężenia dwutlenku azotu od natężenia ruchu drogowego i warunków pogodowych w Warszawie

Związki stężenia dwutlenku azotu z ruchem drogowym zbadano w pracy **P. Szczepańskiego (2010)** pt. *Zmiany zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie w latach 2004-2006*. Określono wpływ kierunku i prędkości wiatru na zmiany stężenia dwutlenku azotu na przykładzie danych z czterech automatycznych stacji pomiarowych zlokalizowanych w Warszawie.

W latach 2004-2006 najwyższe wartości stężenia dwutlenku azotu rejestrowano na stacji Warszawa-Komunikacyjna, zlokalizowanej w ścisłym centrum miasta, w pobliżu bardzo ruchliwej ulicy. Najniższe wartości stężenia NO₂ występowały na stacjach peryferyjnych, położonych w pobliżu terenów zielonych Warszawa-Targówek oraz Warszawa-Ursynów.

Stężenie dwutlenku azotu ma silny związek z natężeniem ruchu komunikacyjnego. Dlatego mierzone wartości stężenia wykazują wyraźny przebieg dobowy. Miejski, 24 – godzinny przebieg stężenia charakteryzują dwa maksima i minima, a ich amplituda oraz zmienność czasowa zależy od wydolności układu komunikacyjnego w bezpośrednim otoczeniu punktu pomiarowego.

Najwyższe wartości stężenia dwutlenku azotu na wszystkich analizowanych stacjach występują w czasie tzw. miejskich szczytów komunikacyjnych: porannego i popołudniowego. Regułą jest, iż wartości stężenia notowane po południu są wyższe niż o poranku. Najniższe wartości pojawiają się w okresie pomiędzy szczytami: w ciągu dnia oraz nocą. Stałą cechą są również wyższe wartości okresu minimum w ciągu dnia niż nocą. Na tle

wszystkich stacji wyróżniają się wartości ze stacji Komunikacyjna, która ze względu na swoje położenie, wykazuje inny przebieg wartości pomiędzy szczytem porannym a popołudniowym.

Średnie wartości dwutlenku azotu wykazują przebieg tygodniowy. Cykl ten jest ściśle związany z natężeniem ruchu miejskiego. Charakteryzuje go okres wzmożonych wartości w trakcie pięciu dni roboczych oraz weekendowy spadek koncentracji, szczególnie widoczny w niedziele. Widoczne jest również wzmocnienie maksimum popołudniowego, związane z nasileniem natężenia ruchu w godzinach wieczornych, czyli tzw. powrotami z weekendu.

W przebiegu rocznym stężenia dwutlenku azotu każda ze stacji wykazuje wysokie lub najwyższe wartości stężenia dwutlenku azotu w miesiącach zimowych oraz tuż po wakacjach. W pierwszym przypadku duży wpływ mają na to warunki atmosferyczne, a w drugim – duże natężenie ruchu komunikacyjnego. Najmniejsze wartości stężenia NO₂ przypadają na miesiące wakacyjne, kiedy to liczba poruszających się po mieście samochodów gwałtownie spada.

W przypadku zależności stężenia dwutlenku azotu od kierunku wiatru zaznacza się wyraźny wpływ lokalizacji punktu pomiarowego względem obszarów wzmożonego ruchu komunikacyjnego. Stacja Warszawa-Krucza, zlokalizowana w centrum miasta, nie wykazuje dużych wahań stężenia dwutlenku azotu przy wietrze z poszczególnych kierunków. Różnice pojawiają się na stacjach peryferyjnych, gdzie największe wartości stężenia notowane są przy wietrze wiejącym od centrum miasta – z południowo-wschodu na stacji Warszawa-Targówek oraz północy na stacji Warszawa-Ursynów.

Największe wartości stężenia dwutlenku azotu na wszystkich stacjach rejestrowano przy wietrze bardzo słabym. Na stacjach Warszawa – Krucza i Warszawa Targówek skrajnie wysokie wartości stężenia dwutlenku azotu najczęściej towarzyszyły wiatrowi z południo-wschodu, zaś na stacji Warszawa – Ursynów – z północy.

Rosnąca liczba samochodów sprawia, że problem zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu będzie nadal aktualny. Ulgą dla miasta z pewnością będzie ukończenie i oddanie do użytkowania wielu trwających obecnie inwestycji drogowych, w tym tak bardzo potrzebnej obwodnicy miasta.

Zmiany okresowe (dobowe i roczne) stężenia ozonu troposferycznego i ich zależność od warunków pogodowych

W pracy **K. Jatczak (2004)** p.t. *Wpływ warunków pogodowych na wzrost stężenia ozonu troposferycznego w śródmieściu Warszawy* stwierdzono, że rozkład ozonu atmosferycznego charakteryzuje się silną przestrzenną i czasową zmiennością uwarunkowaną m. in. warunkami pogodowymi.

Średnie roczne stężenia ozonu troposferycznego w śródmieściu Warszawy w pięcioleciu 1996-2000 wykazywały tendencję wzrostową z niewielkimi spadkami stężeń w roku 1999 oraz większym spadkiem w 1997 roku. Ostatni rok badanego okresu wykazywał najwyższą wartość średniego rocznego stężenia 40,9 µg/m³. Jest ona o 9,5 µg/m³ większa niż najniższe średnie roczne stężenie w badanym okresie.

W pięcioleciu 1996-2000 najczęściej występowały stężenia z zakresu od 10 do 20 µg/m³. Na ogólną liczbę 1597 pomiarów zanotowano 296 takich wyników, co stanowi 18,5%, natomiast 11% analizowanych przypadków stanowiły stężenia > 60 µg/m³.

W przebiegu średnich miesięcznych stężeń z pięciolecia najniższe wartości stężenia występowały od listopada ($16,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) do stycznia ($19,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), najwyższe wartości stężenia występowały od kwietnia ($50,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) do sierpnia ($48,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Najwyższe wartości stężeń w pięcioleciu występowały najczęściej w roku 2000 (maksimum stycznia $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sierpnia $96 \mu\text{g}/\text{m}^3$, września $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, października $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz w 1996 roku (maksimum lutego $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, marca $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, maja $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i czerwca $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W przebiegu najwyższych stężeń dobowych w pięcioleciu zaznaczały się szczególnie dwa maksima: pierwsze wystąpiło 19 sierpnia 2000 roku i wyniosło $96 \mu\text{g}/\text{m}^3$, drugie wystąpiło 22 lipca 1998 roku i wyniosło $89 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najniższe średnie dobowe stężenie w badanym pięcioleciu wystąpiło w grudniu 2000 r. i wyniosło $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

W pięcioleciu 1996-2000 wzrost stężeń ozonu troposferycznego następował przede wszystkim w sytuacjach wyżowych, stanowiących 67% wszystkich przeanalizowanych przypadków. Najczęstsze były typy G (centralna cyrkulacja antycyklonalna) i E₁ (południowo-wschodnia i wschodnia cyrkulacja antycyklonalna), które stanowiły odpowiednio 25% i 23%.

Zależność stężenia pyłu zawieszonego w powietrzu od warunków meteorologicznych w Warszawie i Krakowie

W pracy zaś **A. Faflak (2011)** p.t. *Zanieczyszczenie powietrza pyłem PM10 na terenie Warszawy i Krakowa w latach 2005-2009* wykazano cykliczne wahania (roczne i tygodniowe) stężenia pyłu PM10.

W latach 2005-2009 najwyższe wartości stężenia pyłu PM10 zarejestrowano na stacjach położonych w Krakowie. Szczególnie duże wartości wystąpiły na stacji Kraków – Nowa Huta, która położona jest w bliskim sąsiedztwie ośrodka przemysłowego. Na terenie Warszawy największe stężenie zanieczyszczenia miało miejsce na stacji Warszawa-Komunikacyjna, usytuowanej w kanionie ulicznym, w ścisłym centrum miasta z bardzo dużym natężeniem ruchu komunikacyjnego. Najniższe wartości stężenia pyłu PM10 wystąpiły na stacjach peryferyjnych Warszawy (Ursynów, Targówek).

Przebieg roczny na wszystkich stacjach kształtuje się podobnie. Najwyższe wartości wystąpiły w roku 2006, w pozostałych latach poziom zanieczyszczenia nie podlegał zasadniczym zmianom. Duże stężenie zanieczyszczeń pyłowych w 2006 roku spowodowane było mroźną zimą. W przypadku stacji warszawskich najwyższe wartości notowane były w kwietniu, ponadto w styczniu, październiku i listopadzie, natomiast w Krakowie w listopadzie, grudniu i styczniu.

Średnie wartości stężenia zanieczyszczeń pyłowych wykazują przebieg tygodniowy, cykl ten z pewnością powiązany ze zmianami ruchu drogowego na terenie badanych miast. Cechą charakterystyczną jest okres zwiększonych wartości stężenia w trakcie dni roboczych, z weekendowym spadkiem koncentracji. Na stacjach krakowskich stwierdzono blisko dwukrotnie większe wartości stężenia zanieczyszczeń pyłowych w porównaniu ze stacjami w Warszawie.

Dokonując porównania zmian stężenia w roku 2009 na stacjach o charakterze komunikacyjnym w Warszawie i Krakowie, które mają zbliżoną lokalizację w obrębie miasta, zaobserwowano tendencję ponad dwukrotnego wzrostu stężenia w okresie jesienno-zimowym na stacji krakowskiej. Największe wartości stężenia w przypadku obu stacji zarejestrowano w styczniu. Przebieg tygodniowy na analizowanych stacjach jest odmien-

ny, w przypadku Warszawy widoczny jest trend spadkowy od piątku do niedzieli, wtedy następuje radykalne ograniczenie ruchu komunikacyjnego w mieście. Natomiast w przypadku Krakowa najniższe wartości zarejestrowana w poniedziałek, środę oraz sobotę, niewidoczny jest spadek stężenia w trakcie weekendu. Przyczyną może być tranzytowy charakter miasta, gdzie następuje wzrost natężenia ruchu komunikacyjnego w weekend.

W latach 2005-2009 dopuszczalna norma przekroczenia 24-godzinnego stężenia ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wynosiła 35 razy w ciągu roku. W badanych pięcioleciu na stacjach w Krakowie norma ta nie została zachowana w żadnym roku. Natomiast w przypadku Warszawy jedynie na stacjach peryferyjnych dopuszczalne normy zostały zachowane, w roku 2007 na stacji Warszawa-Ursynów i w roku 2008 na stacji Warszawa – Ursynów oraz Warszawa –Targówek.

W analizowanym pięcioleciu stężenie $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zostało najwięcej razy przekroczone na stacjach położonych w Krakowie. Wpływ na zaistniałą sytuację ma zapewne topografia miasta. Największa liczba dni z niezachowaną normą miała miejsce na stacji Kraków-Nowa Huta, położonej w sąsiedztwie Nowohuckiego Obszaru Gospodarczego.

W analizowanym pięcioleciu stężenie $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zostało najwięcej razy przekroczone na stacjach położonych w Krakowie. Wpływ na zaistniałą sytuację ma zapewne topografia miasta. Największa liczba dni z niezachowaną normą miała miejsce na stacji Kraków-Nowa Huta, położonej w sąsiedztwie Nowohuckiego Obszaru Gospodarczego. Natomiast poziom alarmujący trwający trzy kolejne doby ze stężeniem 24-godzinnym ponad $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ miał miejsce jedynie na stacjach w Krakowie w czasie okresu zimowego 2006 roku. Najdłuższy poziom alarmujący miał miejsce w roku 2006 na stacji Kraków – Nowa Huta i trwał sześć dni. W Warszawie wystąpiły wtedy jedynie pojedyncze dni z przekroczoną normą $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Kwasowość opadów atmosferycznych na przykładzie Warszawy i Jarczewa

W pracy **K. Zduńczyk (2009)** p.t. *Wpływ cyrkulacji atmosfery na kwasowość opadu na przykładzie Jarczewa* określono stan kwasowości opadów atmosferycznych.

Na jakość powietrza mają wpływ : wielkość emisji i imisji zanieczyszczeń, warunki lokalne – ukształtowanie terenu, pokrycie terenu oraz warunki meteorologiczne – ogólna cyrkulacja atmosfery, która pełni funkcje transportera zanieczyszczeń.

Na zakwaszenie opadów atmosferycznych wpływa również wiele innych czynników. W pracy wykazano, że sama obecność kwaśnych związków gazowych w powietrzu, na przykład dwutlenku siarki ma wpływ na pH opadów. Średnia roczna pH w badanym okresie to 4,71, zdecydowanie poniżej wartości normalnego opadu – 5,6. Potwierdza to tezę o występowaniu bardziej zakwaszonych opadów w okresach wzmożonej emisji dwutlenku siarki (chłodna pora roku – pH poniżej 4,5). Najczęściej występującym opadem był opad o pH zawierającym się w granicach 4,1-4,5 (około 38% dni), natomiast częstość ta wzrosła w porze chłodnej do 47 %, a zmalała w półroczu ciepłym do 28%. Jedynie 15% dni w badanym dziesięcioleciu charakteryzowały się opadem o pH powyżej 5,1.

Punkt pomiarowy w Jarczewie jest zlokalizowany na obszarze pozamiejskim. Opady występujące tutaj charakteryzują się odczynem kwaśnym, a nawet bardzo kwaśnym - a w 13% dni pH opadu miało wartość poniżej 4,0.

Opady atmosferyczne spełniają ważną rolę dla jakości powietrza, gdyż usuwają

zanieczyszczenia. Jednakże powoduje to degradację pozostałych elementów środowiska. W pracy poddano analizie kilkudniowe serie opadowe, by sprawdzić jak czas trwania opadu wpływa na zmniejszenie jego zakwaszenia. Wyniki potwierdziły tezę, że kwasowość zmniejsza się, gdy opad atmosferyczny występuje co najmniej przez 4 dni..

Okazało się, że masy powietrza napływające z sektora zachodniego przynoszą opady o najwyższym zakwaszeniu (średnia wartość pH = 4,42), zwłaszcza w chłodnej porze roku. Taka sytuacja może być niebezpieczna dla środowiska, gdyż wartości poniżej 4,0 wystąpiły aż w 18% przypadków. Wysokie zakwaszenie występuje również przy napływie powietrza z kierunku północno-zachodniego i południowo-zachodniego. Inna jest w cieplej porze roku, gdzie dominuje sektor północny, z którego napływa powietrze niosące opady o wyższym pH (4,66), nadal jednak jest to opad kwaśny. Ważnym okazuje się kierunek wschodni cyrkulacji, mimo, iż wystąpił jedynie w 10% dni, to zakwaszenie opadu jest najmniejsze (pH=5,01).

Typ układu barycznego wpływa również na stężenie zanieczyszczeń w powietrzu. Ze względu na układ prądów powietrznych niż baryczne powinny sprzyjać wynoszeniu zanieczyszczeń, natomiast antycyklonalne oraz sytuacje „zerowe” – kumulacji. Wykazano, że pH opadu atmosferycznego w czasie pogody niżowej (cyklonalnej) oraz wyżowej (antycyklonalnej) było podobne, średnia wyniosła odpowiednio 4,73 i 4,72.

Najczęściej skrajnie niskie wartości pH opadów wystąpiły w czasie typów NWo, NWA i Wa, a bardzo rzadko w czasie typów Sa, No, Eo i NEc. Najczęściej warunki cyrkulacyjne kształtowały nad Polską typy NWc, SWc i Nc, w czasie których średnie pH miało wartość około 4,7, zbliżoną do średniej z dziesięciolecia, a najczęściej występował opad, którego pH zawierało się między 4,1-5,0.

W rozdziałach końcowych *Stan badań współczesnych zmian klimatu z uwzględnieniem prognoz (VIII)* i *Verification of forecasts concerning periodic changes in the climate of Warsaw in the period 1779-2010 (IX)* omówiono ważniejsze problemy wyniki badań w zakresie zmian klimatu. Oceniono wiarygodność dotychczasowych prognoz okresowych zmian klimatu Warszawy według interferencji cykli temperatury powietrza, wykrytych w serii pomiarów od 1779 roku, sprzed 30-lat (1980-2010) i 20 lat (1991-2010).

XI. LITERATURA

Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce. Wyd. UW, Warszawa:

- t. IX, 1995, Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Błażek E., Skrzypczuk J., *Naturalne i antropogeniczne zmiany klimatu Warszawy*, ss. 322
 - t. X, 1997, Boryczka J., Stopa-Boryczka M., Błażek E., Skrzypczuk J., *Cykliczne zmiany aktywności Słońca i cyrkulacji atmosferycznej w Europie*, ss. 220
 - t. XIV, 2000, Boryczka J., Stopa-Boryczka M., Lorenc H., Kicińska B., Błażek E., Skrzypczuk J., *Prognozy zmian klimatu Warszawy*, ss. 209
 - t. XX-XXI, 2007, Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Bijak Sz., Cebulski R., Błażek E., Skrzypczuk J., *Cykliczne zmiany klimatu Europy w ostatnim tysiącleciu według danych dendrologicznych*, ss. 266
 - t. XXII, 2008, Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Wawer J., Osowiec M., Błażek E., Skrzypczuk J., *Wpływ zabudowy i zieleni osiedlowej na zróżnicowanie klimatu lokalnego w Warszawie*, ss. 332
 - t. XXIII, 2009, Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Wawer J., Dobrowolska M., Osowiec M., Błażek E., Skrzypczuk J., *Klimat Warszawy i innych miast Polski. Studia porównawcze*, ss. 383
 - t. XXIV, 2010, Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Wawer J., Dobrowolska M., Osowiec M., Błażek E., Skrzypczuk J., *Klimat Warszawy i miejscowości strefy podmiejskiej*, ss. 333
 - t. XXV, 2010, Boryczka J., Stopa-Boryczka M., Wawer J., Dobrowolska M., Osowiec M., Błażek E., Skrzypczuk J., *Zmiany klimatu Warszawy i innych miast Europy w XVII-XXI wieku*, ss. 417
 - t. XXVI-XXVII, 2012, Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Wawer J., Grabowska K., Dobrowolska M., Osowiec M., Błażek E., Skrzypczuk J., Grzęda M., *Z badań klimatu Mazowsza (z uwzględnieniem większych miast)*, ss. 596
- Bernes C., 2003 *A Warmer World. The Greenhouse Effect and Climate Change*, Monitor 18, Swedish Environmental Protection Agency, SWE CLIM
- Błażejczyk K., 2002, *Znaczenie czynników cyrkulacyjnych i lokalnych w kształtowaniu klimatu i bioklimatu aglomeracji warszawskiej*, Dokumentacja Geograficzna nr 26, PAN IGiPZ, Warszawa
- Boryczka J., 1964, *Próba wyznaczenia klimatycznego wskaźnika turbulencyjnego na podstawie temperatur ekstremalnych w przyziemnej warstwie atmosfery*. „Prace i Studia IG UW – Klimatologia”, z. 1, s. 70-103
- Boryczka J., Okołowicz W., 1964, *Turbulencyjne rozprzestrzenianie się pyłów i innych zanieczyszczeń powietrza w różnych porach roku w zależności od charakteru podłoża ze szczególnym uwzględnieniem warunków miejskich*, Przegląd Geofizyczny, t. IX, z. 2, s.121-137
- Boryczka J., 1967, *Pattern of certain meteorological depending on vertical turbulent exchange of heat*. The Scientific Publication Foreign Cooperation Center of the Central Institute for Scientific, Technical and Economic Information, Warsaw, Poland 1967, ss. 10
- Boryczka J., Okołowicz W., 1967 *Turbulent diffusion of dust and other air contaminants in different season of the ground. Especially under Urban Conditions*, The Scientific Publication Foreign Cooperation Center of the Central Institute for Scientific, Technical and Economic Information, Warsaw, Poland, ss. 16
- Boryczka J. 1968, *Turbulencyjna transformacja pyłu i gazów w atmosferze ziemskiej i jej zależność od parametrów klimatologicznych*, maszynopis pracy doktorskiej wykonanej w Zakładzie Klimatologii UW
- Boryczka J., 1970, *Próba porównania różnych rozkładów gęstości i opadu pyłu oraz ich przystosowanie do opracowań klimatologicznych*. „Prace i Studia IG UW – Klimatologia”, z. 4, s. 51-132

- Boryczka J., 1973, *Turbulencyjna transformacja pyłu i gazów w atmosferze ziemskiej i jej zależność od parametrów klimatologicznych* (skrót pracy doktorskiej). „Dokumentacja Geograficzna”, z. 6, s. 69-74
- Boryczka J., 1973, *Rozkład zanieczyszczeń powietrza w otoczeniu punktowych źródeł emisji w warunkach miejskich*. „Prace i Studia IG UW – Klimatologia”, z. 7, s. 21-39
- Boryczka J., 1993, *Naturalne i antropogeniczne zmiany klimatu Ziemi w XVII-XXI wieku*. Wyd. UW, Warszawa,
- Boryczka J., 1995, *Natural warming of the Earth's climate in 18th through 20th centuries*. „Miscellanea Geographica”, z. 7, Wyd. UW, Warszawa, s. 41-53
- Boryczka J., 1996, *Globalne ocieplenie klimatu jako efekt zmian Układu Słonecznego*. Materiały Konferencji *Metody badań wpływu czynników antropogenicznych na warunki klimatyczne i hydrologiczne w obszarach zurbanizowanych*, 12-14 września, Katowice
- Boryczka J., Stopa-Boryczka M., 1996, *Modeli otwarzających się naturalne i antropogeniczne zmiany klimatu*. [w:] *Prirodnyje resursy: racjonalnoje ispolzowanije i ochrana*. Wyd. MGU, Moskwa, s. 101-116
- Boryczka J., 1998, *Zmiany klimatu Ziemi*, Wyd. Akademickie „Dialog”, ss. 165, Warszawa
- Boryczka J., 1999, *Klimat Polski a naturalne i antropogeniczne zmiany klimatu Ziemi*. „Geografia na przełomie wieków – jedność w różnorodności”, Materiały sesji jubileuszowej 18-20 czerwca 1998, Warszawa, s. 135-147
- Boryczka J., 2001, *Zmiany klimatu Warszawy w XVIII-XX wieku i ich prognozy*, Prace Geograficzne IG PAN nr 180
- Boryczka J., 2004, *Mit efektu cieplarnianego*. „Przegląd Geofizyczny”, z. 1-2, s. 43-56
- Boryczka J., Mucha B., Stopa-Boryczka M., Wawer J., 2006, *The influence of the North Atlantic Oscillations (NAO) on the climate of Warsaw and Lviv*, *Miscellanea Geographica*, t. 12
- Flohn H., 1985, *Climatic prospects in the case of extended CO₂ – induced warming*, *Meteor. Zeit.*, H. 1
- Fortuniak K., 2003, *Miejska wyspa ciepła. Podstawy energetyczne. Studia eksperymentalne. Modele numeryczne i statystyczne*, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź
- Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC-1990, IPCC-1995, IPCC-2001, IPCC-2007, WMO*
- Kaczorowska Z., 1967, *Opady Wielkiej Warszawy i jej okolic w okresie 1956-1960*, *Przegląd Geofizyczny*, t. 12, z. 3-4, s. 251-271
- Kicińska B., 1996, *Atlas zagrożeń i ochrony środowiska geograficznego Polski*. Wyd. KRAM i Wyd. SEVERUS, Warszawa
- Kicińska B., 1999, *Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w powietrzu w Polsce*, (maszynopis rozprawy doktorskiej wykonanej w Zakładzie Klimatologii UW), Warszawa
- Kicińska B., 2000, *Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w powietrzu w Polsce*, *Miscellanea Geographica*, t. 9, (skrót pracy doktorskiej)
- Kicińska B., 2000, *The influence of the direction of the air inflow on the sulphur dioxide concentration in Poland*. 3rd Conference on Applied Climatology, 16-20 X 2000, Piza (materiały konferencyjne)
- Kicińska B., 2000, *The influence of the direction of the air inflow on the sulphur dioxide concentration in Poland*. *Miscellanea Geographica*, t. 9, Wyd. UW
- Kicińska B., 2000, *Emisja zanieczyszczeń powietrza, pobór wody, kłęski żywiołowe*. Mapy i wykresy [w:] *Atlas Świata Encyklopedii Geograficznej Świata*. (praca zbiorowa pod red. J. Plit), OPRES, Kraków
- Kicińska B., 2001, *Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w powietrzu w Polsce*. [w:] *Prace i Studia Geograficzne*, t. 28, Wyd. UW, Warszawa
- Kicińska B., 2001, *Zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki i dwutlenkiem azotu*. [w:] *Atlas klimatycznego ryzyka upraw roślin w Polsce*, Wyd. Akademii Rolniczej w Szczecinie, Szczecin, s. 8 (mapy i wykresy)

- Kicińska B., 2002, *The aerosanitary conditions in the towns of Poland*. M. Stopa-Boryczka (red.), *Studies on the climate of Warsaw*. Wyd. WGSR UW, Warszawa
- Kicińska B., 2002, *Degradacja środowiska. Emisja związków siarki. Emisja tlenków azotu*. [w:] *Atlas. Odkrywamy Unię Europejską wraz z krajami kandydującymi*. WSiP SA, Warszawa
- Kicińska B, Wawer J. 2005, *Urban climate 8. Weather and air conditions, w: Urban Sprawl - Warsaw Weather and air conditions, Urban Sprawl Warsaw Agglomeration case study* (red. M. Gutry-Korycka), Wyd. WGSR
- Kicińska B., Olszewski K., 2006, *The impact of the weather conditions on the air pollution in Warsaw*. 3rd Conference on Urban Ecology in Berlin. Berlin
- Klimat Wielkiej Warszawy w pracach magisterskich Zakładu Klimatologii w latach 1952- 2007*, red. K. Błażejczyk, M. Stopa-Boryczka, J. Boryczka, J. Wawer, W. Żakowski, 2008, Materiały Zakładu Klimatologii WGiSR UW na XII Piknik Naukowy Radia BIS. WGiSR WGiSR UW
- Kłysik K., Wibig J., Fortuniak K. (red.), 2008, *Klimat i bioklimat miast*, Wyd. UŁ, Łódź
- Kossowska U., 1971, *Osobliwości klimatu wielkomięjskiego na przykładzie Warszawy*, maszynopis pracy doktorskiej wykonanej w Zakładzie Klimatologii
- Kossowska U., 1972, *Osobliwości klimatu wielkomięjskiego na przykładzie Warszawy*. „Dokumentacja Geograficzna” IG PAN”, z. 6, s. 103-108
- Kossowska-Cezak U., 1973, *Osobliwości klimatu wielkomięjskiego na przykładzie Warszawy*, Prace i Studia IG UW nr 12, Klimatologia nr 7, s. 141-185
- Kossowska-Cezak U., 1976, *Zmiany roczne różnic temperatury powietrza między śródmieściem a peryferiami Warszawy*, Prace i Studia IG UW, Klimatologia, z. 8
- Kossowska-Cezak U., 1977, *Warunki termiczne Warszawy*, Prace i Studia IG UW, Klimatologia, z. 9
- Kossowska-Cezak U., 1998, *Wpływ rozwoju terytorialnego Warszawy na warunki termiczne*, Acta Universitatis Lodzianensis, Folia Geographica Physica, 3
- Kossowska-Cezak U., 2000, *The differences of temperature between the peripheries of Warsaw in years 1933-1998*, Miscellanea Geographica, t. 9
- Kossowska-Cezak U., 2002, *Zmiany różnicy temperatury powietrza między śródmieściem a peryferiami Warszawy od 1933 do 2000 roku*, Przegląd Geofizyczny, t. 47, nr 3-4
- Kossowska-Cezak U., 2003, *Współczesne ocieplenie a liczba dni charakterystycznych*, Balneologia Polska, t. 45, nr 1-2
- Kozłowska-Szczęśna T., Błażejczyk K., Krawczyk B., 1996, *Atlas Warszawy*, z. 4, Środowisko fizycznogeograficzne – niektóre zagadnienia
- Kozłowska –Szczęśna T., Krawczyk B., Błażejczyk K., 2001, *Charakterystyczne cechy klimatu Warszawy*, w: *Badania środowiska fizycznogeograficznego aglomeracji warszawskiej*, Prace Geograficzne IGiPZ PAN nr 180
- Kożuchowski K., 1992, *Klimat termiczny Warszawy na podstawie pomiarów od 1979 r.*, Przegląd Geofizyczny, t. 64, nr 1-2
- Kuchcik M., 2000, *Wpływ warunków aerosanitarnych i biometeorologicznych na zgony mieszkańców Warszawy* (maszynopis maszynopis rozprawy doktorskiej wykonanej w Zakładzie Klimatologii UW)
- Kuchcik M., 2001, *Wpływ warunków aerosanitarnych i biometeorologicznych na zgony mieszkańców Warszawy*, Prace i Studia Geograficzne, t. 28 (skrót pracy doktorskiej)
- Lewińska J., Zgud K., Baścik J., Bartosik J., Czerwieńiec M., 1982, *Wpływ miasta na klimat lokalny*. IKS
- Lindner K., 2009, *Handel emisjami – walka z CO₂ w obliczu Światowego Kryzysu*. Studia Regionalne i Lokalne, nr 4 (38), s. 101-112
- Lorenc H., 1994, *Symptomy zmian klimatu w strefach ograniczonych wpływów antropogenicznych*, Mat. Bad. IMGW, Meteorologia, 19
- Lorenc H., 2000, *Studia nad 202-letnią (1779-1998) serią temperatury powietrza w Warszawie oraz ocena jej wiekowych tendencji*, Mat. Bad. IMGW, Meteorologia, 31

- Lorenc H., Mazur A., 2003, *Współczesne problemy klimatu Warszawy*, IMGW, Warszawa
- Malcher J., Schönwiese Ch., 1987, *Homogeneity, spatial correlation and spectral variance analysis of long European and North American air temperature records*, Theor. Appl. Climat., 38
- Michalska A., 1998, *Długookresowe zmiany opadów atmosferycznych w Polsce*, (maszynopis rozprawy doktorskiej wykonanej w Zakładzie Klimatologii UW)
- Michalska A., 1997, *Długookresowe zmiany opadów atmosferycznych w Polsce*, „Prace i Studia Geograficzne”, t. 20 (skrót pracy doktorskiej)
- Oke T. R., 1995, *Boundary layer climates*, Methuen, London
- Olszewski K., 1979, *Wpływ zjawisk meteorologicznych i warunków topograficznych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w atmosferze*. Ośrodek Doskonalenia Kadr Kierowniczych Ochrony Środowiska MAGTiOŚ w Dębem, Dębe, s. 60
- Olszewski K., 1995, *Meteorologia zanieczyszczeń. Wybrane zagadnienia*. Wyd. UW, Warszawa, ss. 72
- Olszewski K., 2003, *Klimat Mazowsza*, Richling A. (red.), *Przyroda Mazowsza i jej antropogeniczne przekształcenia*, Wyd. Wyższej Szkoły Humanistycznej w Pułtusk, Pułtusk
- Olfe D. B., Lee R. L., 1971, *Linearized calculations of urban heat island convection effects*, J. Atmos. Sci., 28, 1374-1388
- Paszyński J., Niedźwiedz T., 1991, *Klimat*, [W:] Starkel L. (red.), *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze*, PWN Warszawa
- Prace i Studia IG UW, seria Klimatologia, z. 1. (1964), z. 4. (1970), z. 5. 1970), z. 7. (1973), z. 9. (1977), z. 10. (1978), z. 11. (1978), Wyd. UW
- Rojecki A., 1968, *O obserwacjach meteorologicznych w Warszawie w wieku XVII-XIX*, Przegląd Geofizyczny, t. XIII, z. 1
- Schönwiese Ch. D., Rapp J., Fuchs T., Denhard M., 1993, *Klimatrend-Atlas Europa 1891-1990*, Berichte des Zentrums Für Umweltforschung, Nr 20, Frankfurt am Main
- Stopa M., 1964, *Wyniki pomiarów zanieczyszczenia atmosfery w Warszawie w styczniu i lutym 1962*. „Prace i Studia IG UW – Klimatologia”, z. 1, s. 60-69
- Stopa-Boryczka M., Czechowicz B., Kossowska U., Ostaszewska E., 1963, *Charakterystyka i ocena środowiska przyrodniczego i jego zmian na obszarze zurbanizowanym WZM pod względem warunków zdrowotnych*. „Prace i Materiały Techniczno-Ekonomicznej Rady Naukowej przy Prezesie Stołecznej Rady Narodowej”, Sekcja 4, nr 55, Warszawa, ss. 146
- Stopa-Boryczka M., 1988, *Air temperature field deformation under the influence of build-up area in Warsaw*, Miscellanea Geographica, t. 3
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., 1989, *Wpływ czynników antropogenicznych na klimat lokalny Warszawy*, Acta Universitatis Carolinae, Geographica, XXIV 2
- Stopa-Boryczka M., 1992, *Z badań klimatu Warszawy Zakładu Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego*. „Prace i Studia Geograficzne”, t. 11, s. 21-38
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., 1994, *Naturalne i antropogeniczne zmiany klimatu Kotliny Warszawskiej*. [w:] Materiały Zjazdu PTG w Lublinie, 1-4 września
- Stopa-Boryczka M., Kopacz-Lembowicz M., Boryczka J., 1994, *Positive and negative effects of the urban heat island in Warsaw*. „Memorabilia Zoologica”, t. 49 „Proceedings of the II European Meeting of the International Network for Urban Ecology”, Wyd. PAN, s. 68-80
- Stopa-Boryczka M., Śmietanka M., 1997, *Próba określenia wpływu warunków meteorologicznych na zanieczyszczenie powietrza w Warszawie*. [w:] „Materiały 46 Zjazdu PTG”, 18-21 września, Rynia nad Zalewem Zegrzyńskim, ss. 173
- Stopa-Boryczka M., Kopacz-Lembowicz M., Wawer J., 2001, *Klimat Warszawy w pracach Zakładu Klimatologii Uniwersytetu Warszawskiego*, Prace Geograficzne IGiPZ PAN nr 180
- Stopa-Boryczka M. (editor), 2003, *Studies on the climate of Warsaw*, Warsaw University Faculty of Geography and Regional Studies, Warsaw
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., 2005, *Klimat* [w:] (red.) Richling A., Ostaszewska K., *Geografia fizyczna Polski*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, s. 84-127

- Trepińska J., 1973, *Zmiany w przebiegu temperatury powietrza w Krakowie w XIX i XX wieku*, Przegl. Geofiz., z. 1-2
- Twardosz R., 2005, *Zmienność silnych opadów śniegu w Krakowie (1863-2000)*, [w:] *Ekstremalne zjawiska hydrologiczne i meteorologiczne* (red.: E. Bogdanowicz, U. Kossowska-Cezak, J. Szkutnicki), PTGeof, IMGW, Warszawa
- Wawer J., 1992, *Zależność różnic temperatury powietrza między miastem i otoczeniem od pory dnia*, Prace i Studia Geograficzne, t. 11
- Wawer J., 1995, *Wpływ warunków pogodowych na intensywność miejskiej wyspy ciepła w Warszawie*, [w:] K. Kłysik, red., *Klimat i bioklimat miast*, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, s. 71-78
- Wawer J., 1996, *The rate of heating and cooling of air in town and outside of it*, *Miscellanea Geographica*, t. 7
- Wawer J. 1997, *Cechy termiczne klimatu lokalnego Warszawy*, „Prace i Studia Geograficzne”, t. 20, (skrót pracy doktorskiej, maszynopis – 1994)
- Wawer J., 1998, *Urban heat island in Warsaw*. „Urban and suburban landscapes as the subject of geographical research”, *Materiały z I polsko-rosyjskiego sympozjum Warszawa 20-26 IX 1995 r.*, Wyd. UW, s. 57-69
- Wawer J., 1998, *Częstość miejskiej wyspy ciepła w Warszawie*. „Acta Universitatis Lodzianis”, „Folia Geographica Physica” 3, s. 377-384
- Wawer J., 1998, *Zależność miejskiej wyspy ciepła od cyrkulacji atmosferycznej*. „Acta Universitatis Lodzianis”, „Folia Geographica” 3, s. 45-50
- Wpływ warunków pogodowych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza na terenie Warszawy*, 1970, praca zbiorowa wykonana pod kierunkiem W. Okołowicza i Z. Kaczorowskiej. Autorzy: Okołowicz W., Kaczorowska Z., Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Bednarek J., Gniadek M., Kopacz M., Kossowska U., Lenart W., Maliszewski A., Martyn D., Olszewski K., Pełko-Bednarek I., Przybylska G. Praca wykonana na zlecenie Biura Studiów i Projektów Inżynierii Miejskiej w Warszawie
- Zmiany klimatu i ich przyczyny. Hipotezy i fakty*, red.: M. Stopa-Boryczka, J. Boryczka, 2002, *Materiały Zakładu Klimatologii Wydziału Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego z VI Pikniku Naukowego Polskiego Radia BIS, pod hasłem „Co nauka daje sztuce ?”*, 8 VI 2002, Warszawa, ss. 73
- Żmudzka E., 1997, *Cykliczne zmiany temperatury powietrza w Polsce* (maszynopis, 1998), *Prace i Studia Geograficzne*, t. 20, (skrót pracy doktorskiej)
- Żmudzka E., 2008, *Zmiany zachmurzenia w Warszawie w drugiej połowie XX wieku*, [w:] K. Kłysik, J. Wibig, K. Fortuniak, red., *Klimat i bioklimat miast*. Monografia, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Katedra Meteorologii i Klimatologii UŁ, Łódź, s. 165-177
- Żmudzka E., 2009, *Globalne ocieplenie – ile w nim pierwiastka antropogenicznego, ile naturalnego*. Ogólnopolski Panel Naukowy (Gdynia, 7 V 2009). „Przegląd Geofizyczny”, t. 54, nr 3-4, s. 228-229

Wykaz prac magisterskich Zakładu Klimatologii uwzględniających stan badań zanieczyszczenia atmosfery w Polsce

- Wpływ warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza w porze zimowej i wiosennej w 1969/1970 roku (1971) – Witold HUCULAK (opiekunowie naukowcy: Wincenty OKOŁOWICZ, Zofia KACZOROWSKA, Jerzy BORYCZKA)**
- Wpływ warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń powietrza w porze letniej i jesiennej w 1970 roku (1971) – Barbara KLEMENTYS (opiekunowie naukowcy: Wincenty OKOŁOWICZ, Zofia KACZOROWSKA, Jerzy BORYCZKA)**
- Zależność stężenia siarczanów w powietrzu od cyrkulacji atmosferycznej (na przykładzie Warszawy (1988) – Piotr KOŁECKI (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)**

- Zależność dobowego stężenia dwutlenku siarki w atmosferze oraz typów cyrkulacji atmosferycznej (na przykładzie Suwałk), (1993) – Joanna DOWGIAŁŁO (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
- Zależność dobowego stężenia jonów siarczanowych w atmosferze od typów cyrkulacji (na przykładzie Suwałk)(1993) – Jan SUCHOCKI (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
- Zanieczyszczenia atmosfery dwutlenkiem siarki w Polsce i w Niemczech w latach 1993-1996 (1998) – Krzysztof PISKORSKI (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
- Ocena stopnia zanieczyszczenia powietrza na terenie Parku Narodowego Gór Stołowych (1998)– Łukasz PILARCZYK (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
- Tendencje zmian zanieczyszczeń powietrza w Polsce na przykładzie wybranych miast (Gorzów Wielkopolski, Warszawa, Kraków) (2000) – Aneta WICHER VEL WICHROWSKA (opiekun naukowy: Jerzy BORYCZKA)
- Zależność stężenia dwutlenku azotu w Warszawie od warunków meteorologicznych i cyrkulacji atmosferycznej (2000) – Krzysztof KOCHAŃSKI (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
- Zależność stężenia dwutlenku azotu w Warszawie od warunków meteorologicznych i cyrkulacji atmosferycznej (2000) – Aleksandra CZERWONKA (opiekun naukowy: Jerzy BORYCZKA)
- Warunki opadowe a kwasowość opadu w Warszawie w latach 1993-1995 (2000) – Adam CIEŚLAK (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)..
- Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w Krakowie w latach 1995-1997 (2003) – Marek HENZEL (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
- Zmiany zanieczyszczenia powietrza w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym w latach 90. XX wieku (2003) – Aldona GIETKA (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
- Zależność stężenia dwutlenku siarki w atmosferze od warunków pogodowych na obszarze Północnej Polski w latach 1994-1997(2003) – Izabella PRZYCZKA (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
- Wpływ warunków meteorologicznych na stężenie zanieczyszczeń powietrza na przykładzie Krakowa i Warszawy (2004) – Agata KIELMER (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
- Wpływ warunków atmosferycznych na stężenie dwutlenku siarki w Łebie w latach 1994-1999 (2004) – Małgorzata SZYMAŃSKA (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
- Wpływ topografii terenu na stężenie SO₂ w powietrzu na obszarze Sudetów Zachodnich i Pogórza Zachodniosudeckiego (2004) – Urszula RUDNICKA (opiekun naukowy: Danuta DOBAK)
- Wpływ warunków pogodowych na wzrost stężenia ozonu troposferycznego w śródmieściu Warszawy (2004) – Katarzyna JATCZAK (opiekun naukowy: Jolanta WAWER)
- Zależność zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki od typów cyrkulacji atmosferycznej w środkowej Polsce (2005) – Kamila PYŁKA (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
- Zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie i Krakowie w latach 1994-1998(2006) – Izabela GOŁĘBCZYK (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
- Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenia powietrza w Płocku (2005) – Jacek ZÓLTOWSKI (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
- Wpływ cyrkulacji atmosfery na kwasowość opadu na przykładzie Jarczewa (2009) – Katarzyna ZDUŃCZYK (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI).
- Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki w południowej Polsce (2009) – Anna SKUPIŃSKA (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
- Zmiany zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie w latach 2004-2006 (2010) – Paweł SZCZEPAŃSKI (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)

Zmiany stężenia ozonu troposferycznego w Warszawie w latach 2004- 2008 (2010) – Izabela ŻOCHOWSKA (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
Warunki tworzenia się smogu fotochemicznego na przykładzie Meksyku (2010) – Maria CUEVAS-KOSESKA (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
Wpływ warunków pogodowych na stężenie pyłu zawieszonego w powietrzu na przykładzie Warszawy(2010) – Urszula FRYDRYCHOWSKA (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
Zanieczyszczenie powietrza pyłem PM10 na terenie Warszawy i Krakowa w latach 2005-2009 (2011) – Anna FAFLAK (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA)
Zmiana zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem azotu w Warszawie w latach 2006-2010 (2011) – Jacek KRYTWIŃSKI (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
Zanieczyszczenie powietrza tlenkami azotu w północno-zachodniej Polsce (2012) – Agata WAWRZYSZCZUK (opiekun naukowy: Bożena KICIŃSKA) .

Wykaz prac magisterskich uzupełniających

Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na stężenie dwutlenku siarki w południowo-wschodniej Polsce (2002) – Agnieszka BOŁCUN (opiekun naukowy Bożena KICIŃSKA)
Zanieczyszczenia powietrza w Szczawnie Zdroju w latach 1995-1999 (2004) – Dariusz ŚWIĄTEK (opiekun naukowy: Krzysztof OLSZEWSKI)
Wpływ mas powietrza i typu cyrkulacji na stężenie dwutlenku azotu .na Pogórzu Izerskim (2004) – Joanna ANTONIAK (opiekun naukowy: Danuta DOBAK)