POLITECHNIKA GDAŃSKA
WYDZIAŁ CHEMICZNY

Imię i nazwisko autora rozprawy: Michalina Bielawska
Dyscyplina naukowa: chemia

ROZPRAWA DOKTORSKA

Tytuł rozprawy w języku polskim: Analiza przestrzennego rozkładu stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej z wykorzystaniem geograficznych systemów informacji.

Tytuł rozprawy w języku angielskim: Analysis of the spatial distribution of air pollution concentrations in the agglomeration of Gdańsk with usage geographic information systems.

Promotor *podpis*
prof. dr hab. inż. Waldemar Wardencki

Gdańsk, 2016 r.

Składam serdeczne podziękowania
Panu prof. dr hab. inż. Waldemarowi Wardenckiemu
za poświęcony mi czas i za wszystkie cenne wskazówki

Pragnę podziękować
Pani dyrektor Krystynie Szymańskiej
za wsparcie i inspirację

W sposób szczególny dziękuję
Mojemu mężowi Arturowi
za cierpliwość, mobilizację oraz nieustanne wsparcie

SPIS TREŚCI

Spis skrótów i oznaczeń 6

WSTĘP 8

1. CZĘŚĆ TERORETYCZNA 9

1.1 Atmosfera 9

1.1.1 Stratyfikacja atmosfery 10

1.2 Historia pomiarów zanieczyszczeń powietrza 12

1.3 Prawodawstwo dotyczące jakości powietrza 15

1.3.1 Prawodawstwo na świecie 15

1.3.2 Prawodawstwo w Polsce 18

1.3.3 Kryteria oceny jakości powietrza 20

1.4 Indeks jakości powietrza 25

1.5 Źródła zanieczyszczeń powietrza 31

1.6 Wpływ zanieczyszczeń na zdrowie człowieka 36

1.7 Wpływ warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie zanieczyszczeń 38

1.8 Geograficzne systemy informacji w ocenie zanieczyszczenia powietrza 44

1.9 Modelownie zanieczyszczeń powietrza 48

2 Cel i teza pracy 57

3 CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA 58

3.1 Monitoring powietrza w aglomeracji gdańskiej 58

3.2 Metody pomiarowe w monitoringu automatycznym jakości powietrza 63

3.2.1 Analizatory tlenków azotu 63

3.2.2 Analizatory ditlenku siarki 66

3.2.3 Analizatory ozonu 68

3.2.4 Analizatory monotlenku węgla 70

3.2.5 Analizatory pyłu PM_{10} 72

3.2.6 Jakość danych pomiarowych 77

3.3 Mobilny monitoring zanieczyszczeń powietrza wzdłuż szlaków komunikacyjnych 79

3.4 Baza danych 81

3.5 Analiza statystyczna stężeń wyników zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej 84

3.5.1 Analiza dobowej zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej 84

3.5.1.1 Analiza dobowej zmienności stężeń ditlenku siarki w aglomeracji gdańskiej 84

3.5.1.2 Analiza dobowej zmienności stężeń ditlenku azotu w aglomeracji gdańskiej 85

3.5.1.3 Analiza dobowej zmienności stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w aglomeracji gdańskiej 87

3.5.1.4 Analiza dobowej zmienności stężeń monotlenku węgla w aglomeracji gdańskiej 89

3.5.1.5 Analiza dobowej zmienności stężeń ozonu w aglomeracji gdańskiej 90

3.5.1.6 Podsumowanie analizy dobowej zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej 92

3.5.2 Analiza tygodniowej zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej 93

3.5.3 Analiza zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w sezonach oraz w ujęciu rocznym w aglomeracji gdańskiej 97

3.5.4 Analiza korelacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012 103

3.5.4.1 Analiza korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza w sezonie grzewczym 105

3.5.4.2 Analiza korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza w sezonie letnim 110

3.5.4.3 Podsumowanie analiza korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej w sezonie letnim i grzewczym 113

3.6 Analiza zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej w zależności od warunków meteorologicznych 114

3.6.1 Analiza korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza a parametrami meteorologicznymi w aglomeracji gdańskiej w sezonie 114

3.6.2 Analiza korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza a parametrami meteorologicznymi w aglomeracji gdańskiej w sezonie letnim 121

3.6.3 Meteorologiczne uwarunkowania powstawania epizodów wysokich stężeń zanieczyszczeń 126

3.6.3.1 Charakterystyka epizodów wysokich stężeń PM_{10} w latach 2008-2012 w aglomeracji gdańskiej. 127

3.6.3.2 Charakterystyka epizodów wysokich stężeń ozonu w latach 2008- 2012 w aglomeracji gdańskiej. 156
3.6.3.3 Podsumowanie relacji między warunkami meteorologicznymi imisją zanieczyszczeń 178
3.7 Analiza przestrzennej zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej z wykorzystaniem geograficznych systemów informacji 181
3.7.1 Zastosowanie GIS w mobilnym monitoring wzdłuż szlaków komunikacyjnych 181
3.7.1.1 Analiza przestrzenna rozkładu ditlenku azotu 187
3.7.1.2 Analiza przestrzenna rozkładu benzenu 190
3.7.1.3 Analiza przestrzenna rozkładu monotlenku węgla 193
3.7.1.4 Analiza przestrzenna rozkładu ditlenku węgla 196
3.7.1.5 Analiza przestrzennej zależności wysokości stężeń od prędkości pojazdu 199
3.7.1.6 Analiza zmienności stężeń w zależności od ukształtowania i zagospodarowania terenu 203
3.7.1.7 Metoda walidacji krzyżowej (cross validation) 212
3.7.1.8 Podsumowanie analizy przestrzennej 212
4 Podsumowanie i wnioski 214
5 Streszczenie w języku polskim 222
6 Streszczenie w języku angielskim 224
7 DOROBEK NAUKOWY 226
8 SPIS TABEL 233
9 SPIS RYSUNKÓW 236
10 LITERATURA 243
11 ZAŁĄCZNIKI 254

SPIS SKRÓTÓW I AKRONIMÓW:

Skrót/akronim	Termin anglojęzyczny	Termin polskojęzyczny
AQI	*Air Quality Index*	Indeks jakości powietrza
AQIH	*Air Quality Index for Health*	Indeks jakości powietrza dla zdrowia
ARMAAG		Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej
ARPOL		Mobilna jednostka służąca do pomiaru stanu zanieczyszczenia powietrza, zwana Mobilną Jednostką Pomiarową (MJP) lub też ARPOL 2008 (akronim pochodzi od słów ARMAAG i POLitechnika Gdańska oraz od roku zbudowania urządzenia).
B(a)P		Benzo(a)piren
CALPUFF	*Nazwa własna*	Model wykorzystywany do obliczeń poziomu stężeń zanieczyszczeń powietrza
CAQI	*Common Air Quality Index*	Ogólny indeks jakości powietrza, który powstał w ramach projektu CITEAIR.
CGIS	*Canada Geographic Information System*	Kanadyjski geograficzny system informacji
CITEAIR	*Common Information to European Air*	Ogólna informacja o jakości powietrza
DEM	*Digital Elevation Model*	Numeryczny model terenu
ECU	*UK Experimental Cartography Unit*	Brytyjska eksperymentalna jednostka kartograficzna
EEA	*European Environment Agency*	Europejska Agencja Środowiska
EIONET	*European Environment Information and Observation Network*	Europejska Sieć Obserwacyjna i Informacyjna
EPA	*Environmental Protection Agency*	Agencja Ochrony Środowiska

ESRI	*Environmental System Research Institute*	Światowy producent oprogramowania systemów informacji geograficznej
GBF-DIME	*Geographic Base File, Dual Independent Map Encoding*	Format danych opracowany przez Amerykański Urząd Statystyczny stosowany w latach 70-tych i 80-tych.
GIS	*Geographic Information System*	Geograficzne Systemy Informacji
HSE	*Health Service Executive*	Instytucja do spraw zdrowia w Irlandii.
IMGW		Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
NAQS	*National Air Quality Standards*	Narodowe standardy jakości powietrza ustalone przez Agencja Ochrony Środowiska w USA.
PIOŚ		Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska
PMŚ		Państwowy Monitoring Środowiska
POŚ		Prawo Ochrony Środowiska
Particulate matter (PM) or particulates (PM_{10},$PM_{2,5}$)	*Particulate matter is the term for a mixture of solid particles and liquid droplets found in the air. Particle with size diameters 10 micrometres or smaller and particles with diameters are 2.5 micrometres or smaller.*	Pył zawieszony to określenie dla wszystkich aerozoli atmosferycznych stałych i ciekłych znajdujących się w powietrzu, o wielkości cząsteczek 10 mikrometrów lub mniejszej oraz o wielkości cząsteczek 2,5 mikrometrów lub mniejszej.
WHO	*World Health Organization*	Światowa Organizacja Zdrowia
WIOŚ		Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska
WWA	*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*	Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne
YACAQI	*Year Average Common Air Quality Index*	Ogólny roczny indeks jakości powietrza

WSTĘP

Zanieczyszczenie powietrza jest obecnie jednym z ważniejszych zagadnień we współczesnym świecie. Zarówno społeczeństwo, jak i otaczające nas środowisko, są narażone na oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza emitowanych z różnorodnych źródeł. Wiele zanieczyszczeń może powodować groźne problemy zdrowotne i oddziaływać na ekosystemy. Zła jakość powietrza wpływa na nas wszystkich, szkodzi naszemu zdrowiu i środowisku a co za tym idzie prowadzi do strat ekonomicznych. Według Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) ponad 2 miliony ludzi umiera przedwcześnie każdego roku na skutek zanieczyszczonego powietrza [1], dlatego istnieje paląca potrzeba poprawienia jakości powietrza. Prawie trzy czwarte populacji europejskiej żyje w miastach przez co jest bardziej narażona na oddziaływanie zanieczyszczonego powietrza. Zanieczyszczenia powietrza przyczyniają się do wielu problemów zdrowotnych m.in układu oddechowego, układu krążenia oraz zachorowań na raka. Ostatnie badania WHO pokazują, że nawet jeszcze niższe poziomy stężeń przyczyniają się do wielorakich negatywnych oddziaływań zanieczyszczeń powietrza na zdrowie człowieka [2]. Szczególnie groźnym zanieczyszczeniem jest pył zawieszony, zarówno w odniesieniu do skutków krótkoterminowych jak i długoterminowych. Zwiększona liczba zachorowań bezpośrednio przekłada się na ekonomię poprzez zwiększone koszty medyczne i zmniejszoną wydajność pracowników.

W Europie w ostatniej dekadzie zmniejszyła się znacznie emisja takich substancji jak: ditlenek siarki (SO_2), monotlenek węgla (CO), benzen (C_6H_6) oraz ołów (Pb) [2]. Pomimo spadku emisji niektórych substancji w ostatnich latach nadal pozostaje problem z pyłem, ozonem, tlenkami azotu oraz benzo(a)pirenem. Monitoring powietrza atmosferycznego pozwala na bieżące kontrolowanie jakości powietrza, natomiast w dłuższej perspektywie czasu pozwala ocenić trend dla poszczególnych zanieczyszczeń powietrza. Im bardziej pełniejsza informacja na temat zarówno imisji jak i emisji na danym obszarze tym lepsza diagnoza pozwalająca na odpowiednie działania w kierunku poprawy jakości powietrza.

Analiza dobowej, sezonowej oraz rocznej zmienności stężeń jednogodzinnych kluczowych zanieczyszczeń powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}) oraz analiza epizodów

wysokich stężeń w korelacji z warunkami meteorologicznymi w niniejszej pracy, powinna umożliwić lepsze poznanie oraz zrozumienie tego ważnego zagadnienia.

1. CZĘŚĆ TERORETYCZNA

1.1 Atmosfera

Jedną ze specyficznych cech naszej planety, wyróżniającą ją na tle innych planet Układu Słonecznego, jest jej atmosfera. Atmosfera ziemska jest to powłoka gazowa przylegającą do powierzchni Ziemi, tworzy ją mieszenia gazów zwana powietrzem. Powłoka ta jest niezwykle cienka, gdyż stanowi zaledwie 0,3% promienia Ziemi [3]. Powietrze suche niezanieczyszczone różnymi domieszkami, przy powierzchni Ziemi składa się głównie z azotu (78,08%), tlenu (20,96%), argonu (0,93%) oraz ditlenku węgla (0,03%). Pozostałe składniki takie jak : neon, hel, krypton, wodór, ozon, metan oraz inne występują w ilościach śladowych, w tysięcznych i mniejszych częściach procenta. Do wysokości około 100 km nad powierzchnią Ziemi występuje duży stopień jednorodności w odniesieniu do głównych składników atmosfery z czego wynika, iż zachodzi w tej warstwie intensywne mieszanie powietrza. Powyżej nadmienionej wysokości, zaczyna dominować dyfuzja i stąd w wyższych warstwach atmosfery wzrasta stężenie gazów coraz to lżejszych, głównie helu i wodoru, które stają się dominującymi składnikami powietrza na wysokości powyżej 1000 km [4].

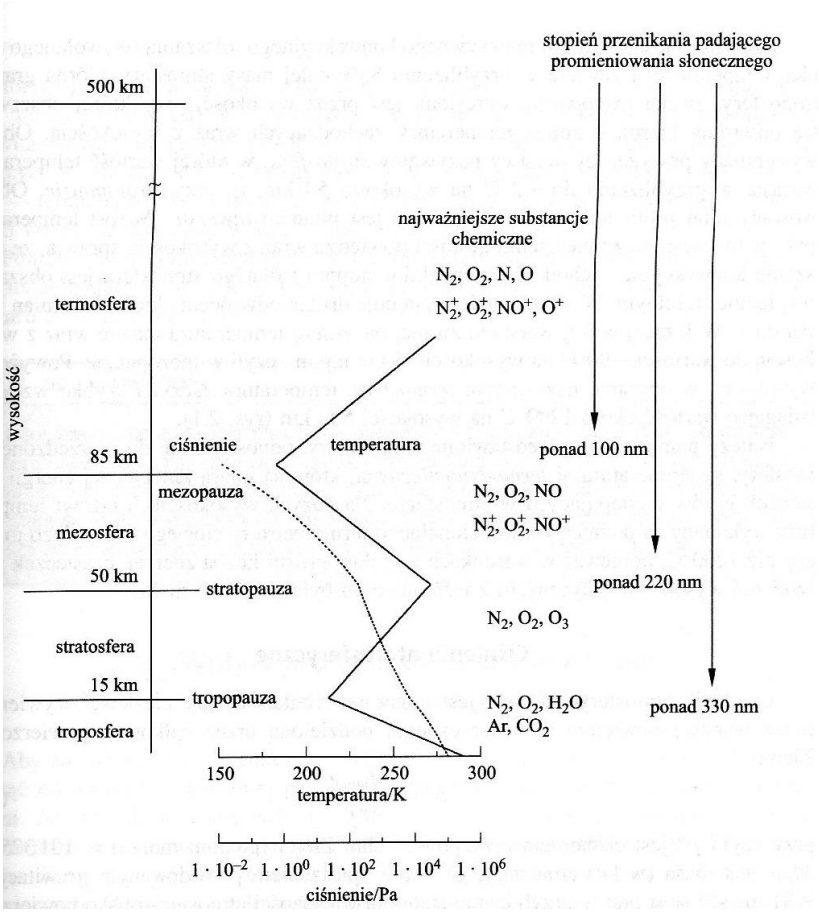
Szczególnym składnikiem atmosfery jest para wodna, która występuje w stanie stałym i ciekłym. Para wodna pochodzi w atmosferze z parowania wody w zbiornikach, z powierzchni pokrytych śniegiem i lodem oraz powierzchni lądowych wraz z szatą roślinną. Zawartość pary wodnej jest bardzo zmienna, średni czas przebywania wody w atmosferze jest stosunkowo krótki i wynosi około 10 dni. Średnia zawartość pary wodnej w powietrzu przy powierzchni Ziemi waha się od około 0,2% do 2%. W skrajnych przypadkach osiąga ona wartości od 0 do 4,1% [5]. Najwięcej pary wodnej jest w obszarze okołorównikowym, a najmniej w okolicach podbiegunowych i zwrotnikowym. Krążenie wody jest niezwykle ważne ze względu na procesy zachodzące w atmosferze. Parowanie i kondensacja wpływa na termodynamikę procesów w atmosferze i równowagę pionową atmosfery. W wyniku kondensacji pary wodnej formują się chmury i powstają opady. Krążenie wody w wyniku wymywania i wychwytywania, przyczynia się do oczyszczania

atmosfery. Woda w atmosferze uczestniczy często w formie pary wodnej w reakcjach chemicznych lub też tworzy środowisko reakcji dla innych substancji w niej rozpuszczonych.

1.1.1 Stratyfikacja atmosfery

Ze względu na skład chemiczny atmosferę można podzielić na homosferę i heterosferę. Pierwsza z nich sięga do 100 km, jej nazwa jest ściśle związana z jej najważniejszą cechą, którą jest jednorodny skład chemiczny (z wyjątkiem pary wodnej i tzw. gazów śladowych). W tej warstwie przeważają dwa gazy azot i tlen. Przyczyną w miarę wyrównanego składu homosfery jest nieustanne krążenie gazów na skutek turbulencji i konwekcji. Powyżej 100 km występuje warstwa zwana heterosferą, którą cechuje zmienny skład chemiczny, warstwa ta zawiera gazy zjonizowane, złożone z cząsteczek obdarzonych ładunkiem elektrycznym. Najbardziej zewnętrzna część tej warstwy o miąższości wielu tysięcy kilometrów, tworzy tzw. geokoronę.

Przyjąwszy temperaturę za kryterium podziału atmosfery, można wyróżnić cztery podstawowe warstwy (strefy, obszary), które zostały zaprezentowane na poniższym schemacie (rys. 1). Według tego kryterium wyróżniamy kolejno: troposferę, stratosferę, mezosferę oraz termosferę wraz ze stosunkowo cienkimi warstwami przejściowymi oddzielającymi te strefy.



Rys. 1. Rozkład temperatury i ciśnienia, główne postaci substancji chemicznych oraz przenikanie promieniowania docierającego od Słońca w poszczególnych warstwach (linia przerywana odpowiada ciśnieniu, linia ciągła temperaturze) [6].

Troposfera jest warstwą stykającą się z powierzchnią Ziemi i podlegającą silnemu oddziaływaniu podłoża. Jest stosunkowo najlepiej poznana, obejmuje 85% całej masy atmosfery. W zależności od szerokości geograficznej i pory roku wysokość troposfery waha się od około 7 km nad biegunami do 17-18 km nad strefa równikową, w strefie umiarkowanej przyjmuje wartości pośrednie. W tej warstwie mieści się w zasadzie cała ilość pary wodnej oraz wszystkie domieszki pochodzące z hydro, lito i biosfery. W troposferze temperatura maleje wraz ze zrostem wysokości niemal jednostajnie o 0,5-0,6°C/100 m. Warstwa ta cechuje się rozwojem silnej turbulencji i konwekcji. W troposferze zachodzą główne procesy kształtujące pogodę i klimat. Górna granica troposfery, zwana tropopauzą występują na wysokości przy której obserwuje się odwrotny kierunek zmian temperatury [7].

Kolejna warstwa to stratosfera występująca ponad tropopauzą do wysokości 50-55 km. W dolnej części tej warstwy (12-35 km) występuje niemal stała temperatura, a w górnej części (35-55 km) temperatura rośnie wraz z wysokością. Średnia temperatura na górnej granicy wynosi 0°C. Stosunkowo szybki wzrost w górnej części stratosfery jest wynikiem absorbcji promieniowana słonecznego przez ozon. W strefie tej znajduje się prawie cała zwartość ozonu. W stratosferze znajduje się znikoma ilość pary wodnej, występują tu stosunkowo rzadko niektóre rodzaj chmur piętra wysokiego. Na wysokości 50-55 km znajduje się kolejna warstwa przejściowa, zwana stratopauzą, oddzielająca stratosferę od mezosfery.

Warstwa w której ponownie następuje spadek temperatury wraz z wysokością nosi nazwę mezosfery. Jest ona warstwą o miąższości około 35 km, rozciągającą się na wysokości od ok. 50 do 85 km. Na górnej granicy temperatura wynosi ok. - 80°C. Ponad nią znajduje się menopauza oddzielająca mezosferę od termosfery.

Kolejna warstwa to termosfera w której następuje ponowny wzrost temperatury, osiągając na górnej granicy, położonej na wysokości 800 km, wartość bliską 1000°C. Tak wysoka temperatura jest rezultatem pochłania promieniowania słonecznego o bardzo małych długościach fal. Termosfera, ogólnie biorąc stanowi warstwę zjonizowanego gazu, w której wyodrębnia się jeszcze klika warstw o mniejszej miąższości mających specyficzne cechy fizyczne.

1.2 Historia pomiarów zanieczyszczeń powietrza

Zanieczyszczenia powietrza są obecne od momentu pojawienia się człowieka na Ziemi. Wraz z wynalezieniem ognia przez *homo sapiens*, dym stał się pierwszym źródłem zanieczyszczenia powietrza. Poza ogniskami z czasem pojawiła się emisja z ogrzewania oraz gotowania. Od zarania dziejów występowała naturalna emisja z pożarów czy wulkanów, która stanowiła integralną część życia codziennego, ludność w naturalny sposób oczekiwała poprawy warunków egzystencji. Przez wieki ludzie intuicyjnie wiedzieli, że niektóre zawody (np. górnicy) przyczyniały się do chorób płuc i układu oddechowego. Obecnie wiemy już czym te choroby są spowodowane, a mianowicie nie tylko pyłami i metalami toksycznymi, lecz także monotlenkiem węgla [8].

W starożytnych czasach już od czasów Cesarstwa Rzymskiego zanieczyszczenia powietrza miały poważne konsekwencje w zasadzie tylko w miastach. W tych czasach głównie zapachy były utrapieniem mieszkańców. Arystoteles napomknął w swojej pracy pt: *„ Athenaion Politeia''*, że wszystkie odpadki powinny być wywiezione 2 km od murów miasta [9]. To co zmieniło się od tamtego czasu to główne źródła zanieczyszczeń. Nawet w czasach średniowiecznych, wprawdzie kominy w obszarach miejskich emitowały do atmosfery pyły i tlenki azotu, ale podstawowy problem w miastach był związany z rozkładem materii organicznej na ulicach i placach z powodu braku kanalizacji i właściwego gromadzenia odpadów organicznych. Takie warunki doprowadziły do wyjątkowo nieprzyjemnych zapachów i stworzyły dogodne środowisko dla szczurów, co doprowadziło do jednej z najgorszych pandemii w historii ludzkości - epidemii dżumy (lub tzw. czarnej śmierci), której szczytowy moment przypadł w połowie XIV wieku i doprowadzając do zgłady między 30 a 60% całkowitej populacji w Europie [9].

Londyńczycy mają długą historię dotyczącą zagrożeń dla środowiska, które towarzyszą życiu miejskiemu. W średniowiecznym Londynie, zanieczyszczenia ze spalania węgla było postrzegane jako bardzo istotne zagrożenie, w związku z tym została utworzona w 1285 komisja w celu zbadania problemu. W 1307 roku, za panowania Edwarda I, zostały wprowadzone przepisy w celu zapobieżenia wykorzystywania węgla w piecach i przez kowali. Podobnie jak wiele innych przepisów, które było śledzone w kolejnych stuleciach, statut z roku 1307 okazał się w dużej mierze nieskuteczny. Drewno do spalania było niedostępne i drogie, a coraz większa liczba kominów zachęcała do coraz szerszego wykorzystania paliw kopalnych. Londyn szybko zmienił się z miasta opalanego drewnem i oparł się na importowanym węglu. Pod koniec panowania Elżbiety I w 1603 roku, zużycie węgla w mieście wzrosła do ponad 50.000 ton rocznie [10].

W 1661 roku powstaje pierwsza rozprawa naukowa pt: *„Fumifugium, or The Inconvenience of the Aer and the Smoak of London Dissipated”*, której autorem jest John Evelyn, dotycząca oddziaływania zanieczyszczeń powietrza na zdrowie człowieka. John Evelyn sugeruje związek między umieralnością wskazaną w londyńskich dokumentach zebranych w XVII i XVIII wieku przez urzędników parafialnych, które zawierały dane dotyczące urodzeń i przyczyny zgonów - oraz częstość występowania szczególnie ciężkich przypadków mgieł. Jego wnioski zostały poparte szczegółowymi zapisami meteorologicznymi

mgieł prowadzonymi przez astrologa (John Gadbury). Na przykład pojawienie się dwóch "wielkich śmierdzących mgieł" w połowie listopada 1679 zbiegła się z niezwykłym wzrostem zgonów w księgach parafialnych. Literatura schyłku XVII i z początku XVIII wieku wykazuje żywe zainteresowanie przyczynami i skutkami występowania zanieczyszczenia powietrza w Londynie. Jednak, z wyjątkiem dzieła *Fumifugium*, przeważył pogląd: "Jeśli nie podoba ci się dym, wyjdź z kuchni - opuścić Londyn albo przynajmniej przenieść się na przedmieścia ” [11].

W okresie industrializacji w XVIII i XIX wieku nasilił się problem oddziaływania emisji zanieczyszczeń na coraz większą liczbę ludności. Problemy zarządzania jakością powietrza w tamtych czasach zeszły na dalszy plan i zostały przesłonięte przez bardziej prozaiczne potrzeby związane z warunkami sanitarnymi, zaopatrzeniem wody oraz odpadami. Przykładem mogą być odory z rzeki Tamizy, które pod koniec 1850 roku były określone jako nie do zniesienia dla mieszkańców czy centra przemysłowe, jak Zagłębie Ruhry w Niemczech, które w sposób znaczący oddziaływały na życie mieszkańców, w szczególności na zdrowie [12].

Na początku XX wieku emisja zanieczyszczeń do powietrza była związana z dwoma głównymi źródłami, a mianowicie przemysłem oraz produkcją energii elektrycznej. Emisja odbywała się bez żadnej kontroli. W tym okresie podjęto również pierwsze próby zrozumienia dyspersji zanieczyszczeń powietrza przez obserwatorów oraz meteorologów brytyjskiej armii podczas I wojny światowej. Procesy przemysłowe na początku XX wieku przyczyniały się do wystąpienia epizodów wysokich stężeń, tak jak było to w przypadku Belgii w 1930 roku w dolinie Mozy. Podczas tego epizodu wystąpiły bardzo niekorzystne warunki meteorologiczne oraz wysoka emisja z przemysłu co doprowadziło do śmierci 60 osób, a około 6000 tysięcy poważnie zachorowało [13].

Po drugiej wojnie światowej nastąpiło lepsze poznanie zagadnień związanych z zanieczyszczeniami powietrza. W latach 40–tych XX wieku w Stanach Zjednoczonych nastąpiły zmiany w rodzaju stosowanego paliwa, z węgla na gaz i olej. Ponadto pojawił się problem wzrastającej ilości samochodów a co za tym idzie emisji komunikacyjnej. Ponadto w latach 40 i 50-tych XX wieku w Los Angeles odnotowano nowy typ zanieczyszczeń tzw. smog fotochemiczny, powstający w wyniku niesprzyjających warunków meteorologicznych w postaci wzmożonego nasłonecznienia oraz zwiększonej emisji komunikacyjnej [14].

W grudniu 1952 roku w Londynie wystąpiły bardzo groźny w skutkach epizod smogowy, tzw. *the Great Smog*, uważany za jedną z największych katastrof ekologicznych na świecie [8]. Chociaż w tamtych czasach w Londynie pojawiały się epizody smogowe, to jednak żaden z nich nie osiągnął takiej skali jak w grudniu tego roku. 6 grudnia pojawiły się wybitnie niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci układu antycyklonalnego usytuowanego nad południową Anglią, który przyczynił się do bezwietrznej pogody. Ponadto wystąpiła tzw. inwersja temperatury skutecznie blokując pionową wymianę powietrza oraz bardzo wysoka wilgotność powietrza bliska 100% utrzymująca się do 9 grudnia [15]. Podczas smogu londyńskiego odnotowano zwiększoną emisję zanieczyszczeń powietrza do atmosfery, w ciągu doby wyemitowano : 1000 ton pyłu, 2000 ton ditlenku węgla, 370 ton ditlenku siarki, 140 ton chlorowodoru oraz 14 ton fluorków [15,16]. Wszystkie wyżej wymienione niekorzystne czynniki przyczyniły się do śmierci około 4000 osób oraz wielu zachorowań. Wiele osób miało problem z oddychaniem, miało podrażnione oczy oraz nos, w przypadku osób już chorujących ich stan się jeszcze pogorszył. Początkowo władze sądziły, że zwiększone zachorowania związane są z zimną pogodą. Dopiero po fakcie zadały sobie sprawę, że to smog wywołał wszystkie negatywne skutki zdrowotne.

W ostatniej dekadzie XX wieku oraz w pierwszej XI wieku pojawiły się pierwsze strategie związanie zarządzaniem jakością powietrza. W ostatnich 30 latach nastąpiła znacząca poprawa jakości powietrza, zmieniło się również podejście władz, które zaczęły traktować tę kwestię z należytym zaangażowaniem oraz wzrosła świadomość społeczeństwa co do wpływu zanieczyszczeń na zdrowie człowieka.

1.3 Prawodawstwo dotyczące jakości powietrza

1.3.1 Prawodawstwo na świecie

Początki prawodawstwa związane z jakością powietrza sięgają lat 60-tych XX wieku. Prekursorem w tej kwestii były Stany Zjednoczone, które utworzyły Agencję Ochrony Środowiska (EPA - *The Environmental Protection Agency*) [17]. Głównym zadaniem EPA jest ochrona zdrowia ludzkiego oraz środowiska naturalnego. Agencja w ramach swojej działalności stworzyła podwaliny współczesnych systemów monitoringu powietrza na świecie. W 1963 roku w USA zostało uchwalone pierwsze prawo federalne na poziomie krajowym tzw. *Clean Air Act,* dotyczące kontroli poziomu zanieczyszczeń powietrza [18].

Pierwsza wersja aktu ustanawiała pogram badawczy, który został rozbudowany w 1967 roku. Kolejne duże zmiany w *Clean Air Act* nastąpiły w latach 1970, 1977 oraz 1990. Poprawki z 1990 r. objęły następujące kwestie: aktualizację standardów jakości powietrza, kwaśne deszcze, niszczenie warstwy ozonowej i toksyczne zanieczyszczenia powietrza oraz ustanowiły krajowy program pozwoleń oraz zwiększały kompetencje organów egzekucyjnych. *Clean Air Act* ustanowił dwa rodzaje krajowych norm jakości powietrza. Główne normy dotyczyły ochrony zdrowia publicznego, w tym zdrowia populacji "wrażliwej", takiej jak astmatycy, dzieci i osoby starsze. Dodatkowe normy ustanawiały limity w celu ochrony publicznego dobra społecznego, w tym ochrony wobec zmniejszonej widzialności i oddziaływania na zwierzęta, rośliny oraz budynki. EPA uchwaliła narodowe standardy jakości powietrza (NAQS) dla sześciu podstawowych zanieczyszczeń: ditlenku siarki, pyłu zawieszonego (PM), tlenków azotu, monotleneku węgla, ozonu oraz ołowiu [19]. *Clean Air Act* był pierwszym ważnym prawem ochrony środowiska w Stanach Zjednoczonych. Liczne państwa i samorządy wzorowały się i wprowadzały podobne przepisy. Początki rozwoju prawodawstwa oraz systemów automatycznego monitoring powietrza w Europie, są związane z utworzeniem w 1990 roku Europejskiej Agencji Środowiska (*European Environment Agency* - EEA) [20]. Agencja EEA, wzorem amerykańskiej, publikuje wszelkie materiały i opracowania związane z monitoringiem atmosfery. Od 1990 roku powstają w kolejnych państwach pierwsze sieci monitorujące stan powietrza w całej Europie. Pierwsze systemy monitoringu powietrza powstał w Paryżu, gdzie sieć Airparif funkcjonuje już od 1979 roku [21]. Jedną z ważniejszych kwestii w ostatnich latach w Europie było wydanie nowej dyrektywy 2008/50/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszego powietrza dla Europy (tzw. Dyrektywa CAFE), która weszła w życie w dniu 11 czerwca 2008 roku. Łączy ona w sobie cztery wcześniejsze dyrektywy i jedną decyzję Rady w jedną dyrektywę w sprawie jakości powietrza .

Nowa dyrektywa obejmuje następujące główne elementy [22]:

- ✓ połączenie większości istniejących przepisów w formie jednej bez zmiany istniejących celów jakości powietrza,

- ✓ wprowadza nowe wymagania dla pyłu $PM_{2.5}$, w tym określenie wartości dopuszczalnej i określnie pułapu stężenia oraz określnie terminu osiągnięcia pułapu stężenia eskpozycji,

- ✓ możliwość odliczenia naturalnych źródeł zanieczyszczeń przy ocenie w odniesieniu do wartości dopuszczalnych,

- ✓ możliwość przedłużenia czasu do przestrzegania wartości dopuszczalnych do trzech lat (PM_{10}) lub do pięciu lat (NO_2, benzen), na podstawie warunków i oceny dokonywanej przez Komisję Europejską.

Niezwykle ważną rolę odegrały również porozumienia międzynarodowe związane z jakością powietrza. Jednym z nich jest tzw. Protokół Montrealski w sprawie substancji zubożających warstwę ozonową. To międzynarodowe porozumienie ma na celu ochronę warstwy ozonowej poprzez stopniowe ograniczenie lub całkowite wyeliminowanie wytwarzanych licznych substancji odpowiedzialnych za niszczenie warstwy ozonowej. Umowa została otwarta do podpisu dnia 16 września 1987 r. i weszła w życie z dniem 1 stycznia 1989 roku. Od tego czasu dokonano siedmiu rewizji, a mianowicie: w 1990 roku (Londyn), 1991 (Nairobi), 1992 (Kopenhaga), 1993 (Bangkok), 1995 (Wiedeń), 1997 (Montreal) i 1999 (Pekin). Traktat zostały ratyfikowany przez 197 państw, w tym Polskę w 1990 roku. Ze względu na powszechne przyjęcie i wdrożenie został okrzyknięty jako przykład wyjątkowej współpracy międzynarodowej [23].

Drugim ważnym porozumieniem międzynarodowym jest Protokół z Kioto, jednak należy sięgnąć do historii związanej z ramową konwencją Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu. Konwencja w sprawie zmian klimatu została przyjęta w Nowym Jorku 9 maja 1992 roku. Ramowa konwencja została ratyfikowana przez Wspólnotę Europejską decyzją 94/69/WE z dnia 15 grudnia 1993 r. Decyzja weszła w życie 21 marca 1994 r. Ramowa konwencja znacznie przyczyniła się do ustanowienia podstawowych zasad międzynarodowej walki ze zmianami klimatycznymi. Między innymi określa zasadę wspólnych, chociaż zróżnicowanych, zasad odpowiedzialności. Konwencja nie zawiera jednak szczegółowych ani liczbowych zobowiązań poszczególnych krajów, dotyczących redukcji emisji gazów cieplarnianych. Dlatego państwa będące stronami konwencji zdecydowały podczas pierwszej konferencji, która miała miejsce w Berlinie w

marcu 1995 r., że będą negocjować protokół w sprawie środków redukcji emisji po roku 2000 dla krajów uprzemysłowionych. Protokół z Kioto został przyjęty po długich pracach 11 grudnia 1997 r. w Kioto [24]. Wspólnota Europejska podpisała protokół 29 kwietnia 1998 r. Załącznik II do niniejszej decyzji wymienia zobowiązania dotyczące ograniczenia i redukcji emisji uzgodnione przez Wspólnotę i państwa członkowskie dla pierwszego okresu zobowiązania (2008–2012).

Protokół z Kioto dotyczy emisji sześciu gazów cieplarnianych, a mianowicie **:**

- ditlenku węgla (CO_2),
- metanu (CH_4),
- tlenku azotu (N_2O),
- fluorowęglowodorów (HFCs),
- perfluorowęglowodorów (PFCs),
- sześciofluorku siarki (SF_6).

Stanowi znaczny postęp w zakresie walki z globalnym ociepleniem, ponieważ zawiera cele wiążące i ilościowe**,** związane z ograniczeniem i redukcją emisji gazów cieplarnianych. Protokół z Kioto, zastępujący ramową konwencję Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu, jest jednym z najważniejszych międzynarodowych instrumentów prawnych mających na celu walkę ze zmianami klimatu. Zawiera zobowiązania państw uprzemysłowionych do ograniczenia emisji gazów cieplarnianych odpowiedzialnych za globalne ocieplenie. Całkowite emisje krajów rozwiniętych musiałby być ograniczone o co najmniej 5% w latach 2008-2012 w stosunku do poziomu z 1990 r.

1.3.2 Prawodawstwo w Polsce

W Polsce badania jakości powietrza prowadzone są od wielu lat. Zgodnie z obowiązującym obecnie prawem Unii Europejskiej, na podstawie wyników pomiarów i modelowania wykonywane są oceny jakości powietrza, a uzyskane dane przekazywane do Komisji Europejskiej i upowszechniane dla szerokiego grona odbiorców. Na przestrzeni ostatnich piętnastu lat, w związku z przemianami gospodarczymi, znacząco zmniejszyła się emisja wszystkich mierzonych zanieczyszczeń, co spowodowało poprawę jakości powietrza. Problem zanieczyszczenia powietrza jednak nie zniknął. Szczególnie stężenie pyłu

zawieszonego, chociaż niższe niż kilkanaście lat temu, nadal utrzymuje się na wysokim poziomie, podobnie zresztą jak w innych krajach Unii Europejskiej.

W procesie integracji z Unią Europejską Polska dostosowała system monitoringu do wymagań unijnych w ustawie - Prawo ochrony środowiska (POŚ) i w rozporządzeniach wykonawczych. Pomiary jakości powietrza w Polsce prowadzone są w ramach Państwowego monitoringu środowiska (PMŚ), a odpowiedzialność za jego prowadzenie spoczywa na Inspekcji Ochrony Środowiska [25]. Początki działania Inspekcji Ochrony Środowiska sięgają września 1980 r., kiedy to na mocy nowej ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska Rada Ministrów wydała rozporządzenie w sprawie Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska. Te akty prawne stworzyły podstawy dla działania inspekcji i wdrożenia jednolitego systemu kontroli przestrzegania prawa ochrony środowiska oraz badania stanu środowiska w skali całego kraju. W wyniku uchwalanego prawa z 1980 roku powstała Państwowa Inspekcja podlegająca bezpośrednio ministrowi środowiska na czele której stał Główny Inspektor Ochrony Środowiska kierujący dziewięcioma Zespołami Terenowymi: w Katowicach, Kielcach, Koszalinie, Krakowie, Lublinie, Olsztynie, Poznaniu, Warszawie i Wrocławiu oraz dwoma zespołami o zasięgu ogólnokrajowym: Zespołem Przeciwdziałania Nadzwyczajnym Zagrożeniom Środowiska w Gdańsku oraz Zespołem Kontroli i Ocen Środowiska w Warszawie.

Przed powołaniem Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska kontrolą przestrzegania ekologicznego prawa w Polsce zajmowały się: Wydziały ds. Ochrony Środowiska Urzędów Wojewódzkich, Ośrodki Badania i Kontroli Środowiska oraz Pracownie Badań i Kontroli Środowiska. Po wejściu w życie "Ustawy o Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska" - w 1991 r. - nastąpiło połączenie kadr, mienia i zaplecza technicznego jednostek organizacyjnych PIOŚ i Ośrodków Badań i Kontroli Środowiska. Powstała jednolita, dwuinstancyjna instytucja ds. kontroli i badania stanu środowiska, podległa ministrowi właściwemu ds. środowiska. Realizacja ustawowych zadań inspekcji należała do Głównego Inspektora Ochrony Środowiska wypełniającego swoje zadania przy pomocy Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska i 49 wojewódzkich inspektorów ochrony środowiska, którzy działali przy pomocy wojewódzkich inspektoratów. Plan działania, budżet i realizację zadań całej inspekcji nadzorował Główny Inspektor Ochrony Środowiska. W latach dziewięćdziesiątych ujednolicono we wszystkich województwach zasady prowadzenia

kontroli oraz opracowano i wdrożono jednolite metodyki pomiarowe. W tym czasie rozwinięty został potencjał laboratoryjny wojewódzkich inspektoratów, umożliwiający badanie stanu środowiska i wiarygodną kontrolę przestrzegania ekologicznego prawa. Opracowano także zasady funkcjonowania Państwowego Monitoringu Środowiska i podjęto program działań mających na celu przeciwdziałanie nadzwyczajnym zagrożeniom środowiska. Stworzono też system kontroli transgranicznego przemieszczania odpadów [26]. W lipcu 1998 roku Sejm RP znowelizował ustawę o Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska, zmieniając między innymi jej nazwę na: Inspekcja Ochrony Środowiska. Jednocześnie wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska weszły w skład wojewódzkiej administracji zespolonej. W 34 miastach (w 33 byłych miastach wojewódzkich oraz w Giżycku) powstały delegatury wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska podporządkowane 16 nowym wojewódzkim inspektoratom.

1.3.3 Kryteria oceny jakości powietrza

Ocena jakości powietrza wykonywana jest przez Wojewódzkiego Inspektora Ochrony Środowiska, jest wynikiem obowiązku jaki nakłada na niego art. 89 i 90 Prawa ochrony środowiska [27]. Ocenę wykonuje się na podstawie danych uzyskiwanych z monitoringu powietrza atmosferycznego, który realizowany jest w ramach sieci Państwowego Monitoringu Środowiska. Oceny jakości powietrza dokonuje się w strefach, które wyznaczono w oparciu o podział administracyjny kraju . Od roku 2010 w Polsce obowiązuje nowy układ stref. Strefy swymi granicami obejmują aglomeracje, miasta powyżej 100 tys. mieszkańców oraz pozostałe obszary leżące w granicach województwa. W województwie pomorskim ilość stref została zredukowana do dwóch – aglomeracji trójmiejskiej, w skład której wchodzi: Gdańsk, Gdynia i Sopot, oraz pozostałej części województwa zwanej strefą pomorską [28].

Wyniki uzyskane z pomiarów monitoringowych porównuje się z ustanowionymi poziomami dopuszczalnymi, docelowymi i celów długoterminowych. Na podstawie analizy wyników z monitoringu wyznaczane są strefy, w których jakość powietrza jest niezadowalająca. Wojewódzki Inspektor Ochrony Środowiska przekazuje ocenę Zarządowi Województwa, który z kolei uruchamia procesy naprawcze [29]. Tam, gdzie pomiary wykazują przekroczenie standardów jakości powietrza (poziomów dopuszczalnych i docelowych), uchwalane są programy ochrony powietrza. W przypadku niedotrzymywania

celów długoterminowych osiągnięcie tych poziomów powinno znaleźć odzwierciedlenie w wojewódzkim programie ochrony środowiska.

W ocenach jakości powietrza pod kątem spełnienia kryteriów ustanowionych w celu ochrony zdrowia uwzględnia się następujące zanieczyszczenia powietrza [30]:

- ditlenek siarki SO_2,
- ditlenek azotu NO_2,
- monotlenek węgla CO,
- benzen C_6H_6,
- ozon O_3,
- pył PM_{10},
- ołów Pb w PM_{10},
- arsen As w PM_{10},
- kadm Cd w PM_{10},
- nikiel Ni w PM_{10},
- benzo(a)piren [B(a)P] w pyle PM_{10},
- pył $PM_{2,5}$.

Oceny dokonywane pod kątem spełnienia kryteriów odniesionych do ochrony roślin obejmują:

- ditlenek siarki SO_2,
- tlenki azotu NO_X,
- ozon O_3.

W ocenach wyróżnia się dwie podstawowe klasy stref A i C dla poszczególnych zanieczyszczeń w odniesieniu do poziomów dopuszczalnych lub docelowych, wyjątek stanowi pył zawieszony $PM_{2,5}$, gdzie wyznaczono dodatkowo klasę B. Klasa A oznacza nie przekraczanie poziomu dopuszczalnego i docelowego, a klasa C oznacza przekraczanie poziomu dopuszczalnego lub docelowego. Klasa B wyznaczana tylko dla pyłu $PM_{2,5}$ mówi, iż stężenia są powyżej poziomu dopuszczalnego, lecz nie przekraczają poziomu dopuszczalnego powiększonego o margines tolerancji.

Dla celów długoterminowych dla ozonu wyróżnia się dwie klasy stref D1 i D2, gdzie D1 oznacza - nie przekraczanie poziomu celu długoterminowego, a D2 - powyżej poziomu celu długoterminowego [30].

Kryteria stosowane w rocznej ocenie powietrza i związane z nimi klasy stref dla poszczególnych zanieczyszczeń przedstawiono w tabelach poniżej [30,31] (tab.1-5).

Tab. 1. Poziomy dopuszczalne i docelowe ze względu na ochronę zdrowia dla: SO_2, NO_2, CO, C_6H_6, PM_{10}, Pb, As, Cd, Ni, B(a)P, O_3.

Zanieczyszczenie	Normowany poziom	Czas uśredniania	Klasa A	Klasa C
Ditlenek siarki	dopuszczalny	1-godz.	nie więcej niż 24 przypadki przekraczania poziomu 350 µg/m^3	więcej niż 24 przypadki przekraczania poziomu 350 µg/m^3
		24-godz.	nie więcej niż 3 przypadki przekraczania poziomu 125 µg/m^3	więcej niż 3 przypadki przekraczania poziomu 125 µg/m^3
Ditlenek azotu	dopuszczalny	1-godz.	nie więcej niż 18 przypadków przekraczania poziomu 200 µg/m^3	więcej niż 18 przypadków przekraczania poziomu 200 µg/m^3
		rok	poziom nie większy niż 40 µg/m^3	poziom przekraczający 40 µg/m^3
Tlenek węgla	dopuszczalny	8-godz.	poziom nie większy niż 10 000 µg/m^3	poziom przekraczający 10 000 µg/m^3
Benzen	dopuszczalny	rok	poziom nie większy niż 5 µg/m^3	poziom przekraczający 5 µg/m^3
Pył zawieszony PM_{10}	dopuszczalny	24-godz.	nie więcej niż 35 przypadków przekraczania poziomu 50 µg/m^3	więcej niż 35 przypadków przekraczania poziomu 50 µg/m^3
		rok	poziom nie większy niż 40 µg/m^3	poziom przekraczający 40 µg/m^3
Ołów	dopuszczalny	rok	poziom nie większy niż 0.5 µg/m^3	poziom przekraczający 0.5 µg/m^3
Arsen	docelowy	rok	poziom nie większy niż 6 ng/m^3	poziom przekraczający 6 ng/m^3
Kadm	docelowy	rok	poziom nie większy niż 5 ng/m^3	poziom przekraczający 5 ng/m^3
Nikiel	docelowy	rok	poziom nie większy niż 20 ng/m^3	poziom przekraczający 20 ng/m^3
Benzo(α)piren	docelowy	rok	poziom nie większy niż 1 ng/m^3	poziom przekraczający 1 ng/m^3
Ozon	docelowy	8-godz.	nie więcej niż 25 dni ze stężeniami przekraczającymi 120 µg/m^3 (średnio dla ostatnich 3 lat)	więcej niż 25 dni ze stężeniami przekraczającymi 120 µg/m^3 (średnio dla ostatnich 3 lat)

Tab. 2. Poziomy dopuszczalne ze względu na ochronę zdrowia dla pyłu $PM_{2,5}$.

Zanieczyszczenie	**Pył $PM_{2,5}$**
Normowany poziom	dopuszczalny
Czas uśredniania	rok
Klasa A	poziom nie większy niż 25 µg/m^3
Klasa B[*)]	poziom przekracza 25 µg/m^3 i nie jest większy niż 27 µg/m^3
Klasa C	poziom przekraczający 28 µg/m^3

**) w roku 2012 margines tolerancji wynosił 2 µg/m^3*

Tab. 3. Poziom celu długoterminowego dla ozonu- ochrona zdrowia.

Zanieczyszczenie	**Ozon**
Czas uśredniania	8-godz.
Klasa D1	poziom nie większy niż 120 μg/m^3
Klasa D2	poziom przekraczający 120 μg/m^3

Tab. 4. Poziomy dopuszczalne i docelowe ze względu na ochronę roślin dla SO_2, NO_x i O_3.

Zanieczyszczenie	**Normowany poziom**	**Czas uśredniania**	**Klasa A**	**Klasa C**
Ditlenek siarki	dopuszczalny	rok kalendarzowy	poziom nie większy niż 20 μg/m^3	poziom przekraczający 20 μg/m^3
		pora zimowa (okres od 01.X do 31.III)	poziom nie większy niż 20 μg/m^3	poziom przekraczający 20 μg/m^3
Tlenki azotu	dopuszczalny	rok kalendarzowy	poziom nie większy niż 30 μg/m^3	poziom przekraczający 30 μg/m^3
Ozon (wyrażony jako AOT 40**)	docelowy	okres wegetacyjny (1V – 31 VII)	poziom nie większy niż 18000 μg/m^3*h (średnio dla ostatnich 5 lat)	poziom przekraczający 18000 μg/m^3*h (średnio dla ostatnich 5 lat)

Tab. 5. Poziom celu długoterminowego dla ozonu - ochrona roślin.

Zanieczyszczenie	**Ozon (wyrażony jako AOT 40**)**
Czas uśredniania	okres wegetacyjny (1V – 31 VII)
Klasa D1	poziom nie większy niż **6000 μg/m^3*h** (średnio dla ostatnich 5 lat)
Klasa D2	poziom przekraczający **6000 μg/m^3*h** (średnio dla ostatnich 5 lat)

$^{**)}$ AOT 40 - suma różnic pomiędzy stężeniem jednogodzinnym, a wartością 80 μg/m^3 w godzinach od 8^{00} do 20^{00}, gdy stężenie przekracza 80 μg/m^3

1.4 Indeks jakości powietrza

We współczesnym świecie jedną z najważniejszych kwestii jest zaprezentowanie informacji o jakości powietrza społeczeństwu w jak najbardziej przystępny sposób. W tym celu został stworzony indeks jakości powietrza będący wskaźnikiem informującym o poziomie zanieczyszczenia powietrza [32]. Wskaźnik ten zwykle jest wyliczany jednocześnie dla kilku substancji. Stan jakości powietrza charakteryzuje ten spośród wskaźników cząstkowych, który przyjął największą (najbardziej niekorzystną) wartość. Indeks w zależności od jakości powietrza oznaczony jest różnymi kolorami od niebieskiego czy zielonego przy dobrej jakości powietrza, do czerwonego przy złej jakości powietrza. Stanowiąc intuicyjny sposób informowania społeczeństwa o poziomie zanieczyszczenia jest szeroko stosowany na całym świecie [33]. Na świecie funkcjonuje wiele wskaźników dotyczących jakości powietrza. Nie ma jednak jednego rekomendowanego do powszechnego stosowania. W niniejszym rozdziale zostaną zaprezentowane przykładowe indeksy jakości powietrza w różnych krajach na świecie.

W ramach projektu CITEAIR powstał pierwszy wspólny indeks jakości powietrza (CAQI-*Common Air Quality Index*) na poziomie europejskim, który jest prezentowany od 2006 roku na stronie http://www.airqualitynow.eu/ [34]. Obecnie na tej stronie można sprawdzić indeks dla ponad 100 miast europejskich. Jednym z głównych celów projektu CITEAIR było stworzenie nowego, prostego, obliczanego jedną metodyką indeksu jakości powietrza na poziomie europejskim. Indeks CAQI powstał po międzynarodowym przeglądzie indeksów jakości powietrza i po testach przeprowadzonych w czterech miastach. Systematyczny wzrost miast dostarczających dane na stronę świadczy o ogólnej akceptacji wskaźnika i zarazem pokazuje wzrost popularności indeksu. Na początku było prezentowanych zaledwie 8 miast, a obecnie ponad 100. Prezentowany jest na stronie indeks godzinny, dobowy oraz roczny. W indeksie tym wyróżnia się pięć poziomów w skali od 0 bardzo niski do > 100 bardzo wysoki. CAQI opiera się na trzech głównych zanieczyszczeniach: PM_{10}, NO_2, O_3, można wziąć pod uwagę również trzy dodatkowe zanieczyszczenia (CO, $PM_{2.5}$ i SO_2). Indeks powstał w oparciu o przegląd wielu istniejących indeksów jakości powietrza i odzwierciedla w jak największym stopniu unijne progi alarmowe i wartości dopuszczalne. W celu łatwiejszego porównania miast, w projekcie stworzono indeks dla dwóch typów stacji [35]:

- stacje tła, reprezentujące ogólną sytuację w danej aglomeracji (oparte na stacjach monitoringu tła miejskiego),
- stacje komunikacyjne, reprezentujące miejsca w pobliżu ulic o dużym natężeniu ruchu w miastach, (w oparciu o stacje komunikacyjne monitoringu).

W tabeli 6 zaprezentowano poszczególne klasy indeksu dla określonych substancji dla indeksu godzinowego.

Tab. 6. Klasy indeksu godzinnego w ramach projektu CITEAIR [36].

Klasa indeksu	siatka	Indeks komunikacyjny						Indeks tła miejskiego							
		Zanieczyszczenia podstawowe			Zanieczyszczenia dodatkowe			Zanieczyszczenia podstawowe				Zanieczyszczenia dodatkowe			
		NO_2	PM_{10} 1h	PM_{10} 24h	$PM_{2.5}$ 1h	$PM_{2.5}$ 24h	CO	NO_2	PM_{10} 1h	PM_{10} 24h	O_3	$PM_{2.5}$ 1h	$PM_{2.5}$ 24h	CO	SO_2
Bardzo wysoki	>100	>400	>180	>100	>110	>60	>20000	>400	>180	>100	>240	>110	>60	>20000	>500
Wysoki	100	400	180	100	110	60	20000	400	180	100	240	110	60	20000	500
	75	200	90	50	55	30	10000	200	90	50	180	55	30	10000	350
Średni	75	200	90	50	55	30	10000	200	90	50	180	55	30	10000	350
	50	100	50	30	30	20	7500	100	50	30	120	30	20	7500	100
Niski	50	100	50	30	30	20	7500	100	50	30	120	30	20	7500	100
	25	50	25	15	15	10	5000	50	25	15	60	15	10	5000	50
Bardzo niski	25	50	25	15	15	10	5000	50	25	15	60	15	10	5000	50
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Większość indeksów, które można znaleźć w literaturze oraz w Internecie dotyczy indeksu godzinowego lub dobowego. Natomiast bardzo rzadko występują indeksy w odniesieniu do dłuższego okresu czasu np. roku. W ramach projektu CITEAIR II został opracowany roczny indeks jakości powietrza (*YACAQI - Year Average Common Air Quality Index*). Poniżej w tabeli 7 zaprezentowano sposób obliczania indeksu rocznego.

Tab. 7. Metodyka obliczania indeksu rocznego w ramach projektu CITEAIR [37].

Zanieczyszczenie	Wartość dopuszczalna/docelowa	Obliczenie
NO_2	Średnioroczna wynosi 40 µg/m^3	Średnioroczna/40
PM_{10}	Średnioroczna wynosi 40 µg/m^3	Średnioroczna/40
DOBOWE PM_{10}	Dopuszczalna liczba dni >=50 µg/m^3 to 35 dni w	Log (liczba dni +1)/Log (36)
OZON	Dopuszczalna liczba dni 8 h kroczącej >=125 µg/m^3 to 25 dni w roku	Liczba dni z 8 h kroczącą >=120/25
$PM_{2.5}$	Średnioroczna wynosi 20 µg/m^3	Średnioroczna/20
SO_2	Średnioroczna wynosi 20 µg/m^3	Średnioroczna/20
BENZEN	Średnioroczna wynosi 5 µg/m^3	Średnioroczna/5
CO	-	Nie liczone

Ogólny wskaźnik jest średnią indeksów cząstkowych dla NO_2, PM_{10} (zarówno średnie dla danego roku jak i liczba dni > = 50 µg/m^3) i ozonu dla stacji tła miejskiego, z kolei dla stacji komunikacyjnych są używane średnie wartości indeksów cząstkowych dla NO_2 i PM_{10}. Inne zanieczyszczenia (w tym $PM_{2.5}$) są stosowane w YACAQI jeżeli dane są dostępne, ale nie są niezbędne do obliczenia średniego indeksu dla miasta. Są one traktowane jak zanieczyszczenia dodatkowe. Głównym powodem jest to, że nie każde miasto monitoruje całą gamę zanieczyszczeń.

Innym przykładem indeksu jest indeks AQI (*Air Quality index*) stworzony przez Amerykańską Agencję Środowiska (EPA – *Environmental Protection Agency*). Wskaźnik ten jest godny uwagi ze względu na to, że przede wszystkim dotyczy skutków zdrowotnych, które nam grożą w ciągu kilku godzin lub dni w wyniku oddychania zanieczyszczonym powietrzem [38]. EPA oblicza AQI dla pięć głównych zanieczyszczeń w powietrzu, regulowanych przez *Clean Air Act*: ozonu, pyłu, momotlenku węgla, ditlenku siarki i ditlenku azotu. Dla każdego z tych zanieczyszczeń, EPA ustanowił krajowe normy jakości powietrza dla ochrony zdrowia publicznego. Poniżej zaprezentowano klasy indeksu wraz z opisem wpływu na zdrowie człowieka (tab. 8).

Tab. 8 Klasy indeksu AQI wg Amerykańskiej Agencji Środowiska.

Indeks Jakości Powietrza (AQI)	**Klasa indeksu**	**Opis wpływu na zdrowie**
0-50	**Dobry**	Jakość powietrza jest uznawana za zadowalającą, a zanieczyszczenie powietrza stanowi niewielkie lub żadne zagrożenie.
51-100	**Umiarkowany**	Jakość powietrza jest dopuszczalna, jednakże dla niektórych zanieczyszczeń mogą wystąpić umiarkowane problemy zdrowotne dla bardzo małej liczby osób, które są niezwykle wrażliwe na zanieczyszczenia powietrza.
101-150	**Niezdrowy dla wrażliwych osób**	Grupy wrażliwe mogą odczuwać skutki dla zdrowia. Dla większość społeczeństwa nie wystąpią żadne oddziaływania zdrowotne.
151-200	**Niezdrowy**	Każdy może zacząć doświadczać skutków zdrowotnych; u wrażliwych grup mogą wystąpić poważniejsze skutki dla zdrowia.
201- 300	**Bardzo niezdrowy**	Ostrzeżenia zdrowotne o zagrożeniu. Cała populacja jest narażona.
301 -500	**Niebezpieczny**	Alarm - każdy może zacząć doświadczać poważnych skutków zdrowotnych.

Kolejnym ciekawym przykładem nowego wskaźnika jest indeks irlandzki tzw. *Air Quality Index for Health* (AQIH). Pierwsza wersja została opracowana w Irlandii przez Agencję Ochrony Środowiska (EPA) w 2004 i była wykorzystywana przez EPA począwszy od 2005 roku. Grupa robocza dla Informacji o Jakości Powietrza została utworzona w 2011 roku. Jednym z celów tej grupy było ustalenie indeksu odpowiedniego dla Irlandii, w tym dotyczącego informacji na temat zdrowia. *Health Service Executive* (HSE) dokonała kompleksowego przeglądu istniejącego zasobu wiedzy na temat wpływu zanieczyszczenia powietrza na zdrowie i zbadała wybrane wskaźniki jakości powietrza wykorzystywane na świecie. Nowy wskaźnik jakości powietrza dla zdrowia jest wynikiem prac prowadzonych przez HSE i EPA. AQIH jest ściśle dostosowany do brytyjskiego dziennego Indeksu Jakości Powietrza. AQIH jest obliczany w skali od 1 do 10 i dzieli się na cztery klasy : dobry, właściwy, zły i bardzo zły [39]. AQIH opiera się na pomiarze pięciu zanieczyszczeń które mogą szkodzić zdrowiu, są to: ozon, ditlenek azotu, ditlenek siarki, $PM_{2,5}$ (cząstki o średnicy <2,5 µm) i PM_{10} (cząstki o średnicy <10 mikrometrów). Indeks dla każdego zanieczyszczenia jest obliczany osobno. Ogólny AQIH to najgorszy wskaźnik spośród pięciu wskaźników zanieczyszczeń. Poniższa tabela przedstawia zakresy stężenia każdego zanieczyszczenia (tab. 9). Jak pokazuje przykład Irlandii dobrym pomysłem jest zrewidowanie istniejących wskaźników jakości powietrza i dostosowanie ich do określonego obszaru tak jak było w przypadku Irlandii. Indeks ten również w sposób szczegółowy opisuje odziaływanie na zdrowie dla poszczególnych grup społeczeństwa. Poniżej w tabeli zestawiono skutki zdrowotnego dla indeksu AQIH (tab. 10).

Tab. 9. Klasy indeksu AQIH w Irlandii [39].

Zakres	Indeks	Ozon 8h [µg/m^3]	Ditlenek azotu 1h	Ditlenek siarki 1h	P$M_{2,5}$ 24h [µg/m^3]	PM_{10} 24 h
Dobry	1	0-33	0-67	0-29	0-11	0-16
	2	34-66	68-134	30-59	12-23	17-33
	3	67-100	135-200	60-89	24-35	34-50
Właściwy	4	101-120	200-267	90-119	36-41	51-58
	5	121-140	268-334	120-149	42-47	59-66
	6	141-160	335-400	150-179	48-53	67-75
Zły	7	161-187	401-476	180-236	54-58	76-83
	8	188-213	468-534	237-295	59-64	84-91
	9	214-240	535-600	296-354	65-70	92-100
Bardzo zły	10	>241	>600	>355	>71	>101

Tab. 10. Skutki zdrowotne dla klas indeksu AQIH w Irlandii [39].

Zakres	Indeks	Informacje zdrowotne dla grup ryzyka i populacji ogólnej	
		Grupy ryzyka	Społeczeństwo
Dobry	1	Ciesz się zwykłymi zajęciami na świeżym powietrzu.	Ciesz się zwykłymi zajęciami na świeżym powietrzu.
	2		
	3		
Właściwy	4	Dorośli i dzieci z problemami płuc, jak i dorośli z problemami serca, którzy doświadczają objawów, powinni rozważyć zmniejszenie wysiłku fizycznego, zwłaszcza na zewnątrz.	Ciesz się zwykłymi zajęciami na świeżym powietrzu.
	5		
	6		
Zły	7	Dorośli i dzieci z problemami płuc, oraz dorośli z chorobami serca powinni zmniejszyć wysiłek fizyczny, zwłaszcza na zewnątrz, a szczególnie w przypadku wystąpienia objawów. Osoby z astmą powinny częściej korzystać z inhalatora. Starsi ludzie powinni także ograniczyć wysiłek fizyczny.	Ktokolwiek doświadcza dolegliwości takich jak ból oczu, kaszel lub ból gardła powinien rozważyć zmniejszenie aktywności, szczególnie na zewnątrz.
	8		
	9		
Bardzo zły	10	Dorośli i dzieci z problemami płuc, dorośli z chorobami serca, a także osoby starsze, powinny unikać wysiłku fizycznego. Osoby z astmą mogą potrzebować częściej korzystać z inhalatora.	Zmniejszenie wysiłku fizycznego, zwłaszcza na zewnątrz, zwłaszcza jeśli wystąpią objawy, takie jak kaszel lub ból gardła.

Indeks jakości powietrza jest również szeroko stosowany na terenie Polski m.in. w województwach lubelskim, mazowieckim, podkarpackim, pomorskim, świętokrzyskim oraz od grudnia 2015 roku dla całej Polski na stronie GIOŚ [40]. Najdłuższą historię ma indeks opracowany przez Fundację ARMAAG w aglomeracji trójmiejskiej, gdzie jest stosowany z drobnymi modyfikacjami od ponad 10 lat, od paru lat przedstawiania jest również prognoza indeksu jakości powietrza, ponadto indeks i prognoza w ramach projektu AIRPOMERANIA zostały poszerzone do całego obszaru województwa pomorskiego [41]. Indeks jakości powietrza wyznaczany jest co jedną godzinę dla następujących substancji: ditlenku siarki, ditlenku azotu, pyłu PM_{10}, ozonu oraz benzenu. Dla każdej substancji jest nadawana klasa indeksu na podstawie wartości stężeń, w każdej godzinie wybierana jest substancja z najwyższą klasą indeksu. Poszczególne klasy indeksu są wyznaczane na postawie wielkości stężeń, które skorelowane są z wartościami dopuszczalnymi [42]. Poniżej w tabeli 11 przedstawiono poszczególne klasy indeksu. Fundacja ARMAAG stworzyła graficzną wizerunek indeksu tzw. atmoludka, czyli ludka który przybiera różne barwy w zależności od klasy indeksu. Obraz strony ARMAAG z aktualnym indeksem przedstawiono na poniższym rysunku nr 2 wraz z opisem dla każdej klasy indeksu.

Tab. 11. Klasy indeksu jakości powietrza wg Fundacji ARMAAG [43].

Indeks	**NO_2**	**SO_2**	**PM10**	**C_6H_6**	**O_3**
Bardzo dobry (1)	0-30,99	0-40,99	0-20,99	0-1,99	0-40,99
Dobry (2)	31-85,99	41-120,99	21-80,99	2-4,99	41-80,99
Zadowalający (3)	86-110,99	121-160,99	81-100,99	5-6,99	81-120,99
Dostateczny (4)	111-165,99	161-250,99	101-160,99	7-12,99	121-180,99
Zły(5)	166-199,99	251-349,99	161-279,99	13-29,99	181-239,99
Bardzo zły(6)	>=200	>=350	>=280	>=30,0	>=240,0



Rys. 2. Strona ARMAAG prezentująca indeks jakości powietrza [44].

1.5 Źródła zanieczyszczeń powietrza

Źródłem zanieczyszczeń powietrza mogą być działania antropogenne, czyli związane z działalnością człowieka jak i procesy naturalne.

Źródłami naturalnymi są m.in., (w nawiasie podano jakie głównie substancje są emitowane podczas tych procesów) [45]:

- ✓ wybuchy wulkanów (popioły i gazy wulkaniczne : CO_2, SO_2, H_2S),
- ✓ bagna (CH_4, CO_2, H_2S, NH_3),
- ✓ pożary lasów, sawann, stepów (CO_2, CO, pył),
- ✓ gejzery (H_2S, arsen i inne metale ciężkie),
- ✓ gleby i skały ulegające erozji, burze piaskowe (pyły),
- ✓ wyładowania atmosferyczne (NO_x),
- ✓ bakterie i inne organizmy (CH_4),
- ✓ roślinność i grzyby (pyłki, zarodniki).

Większość zanieczyszczeń powietrza jest związana z działalnością człowieka. Antropogeniczne źródła można podzielić na różne kategorie w zależności od przyjętych kryteriów. Jednym z nich jest podział wg sektorów gospodarki, w których wyróżnia się cztery podstawowe kategorie [46]:

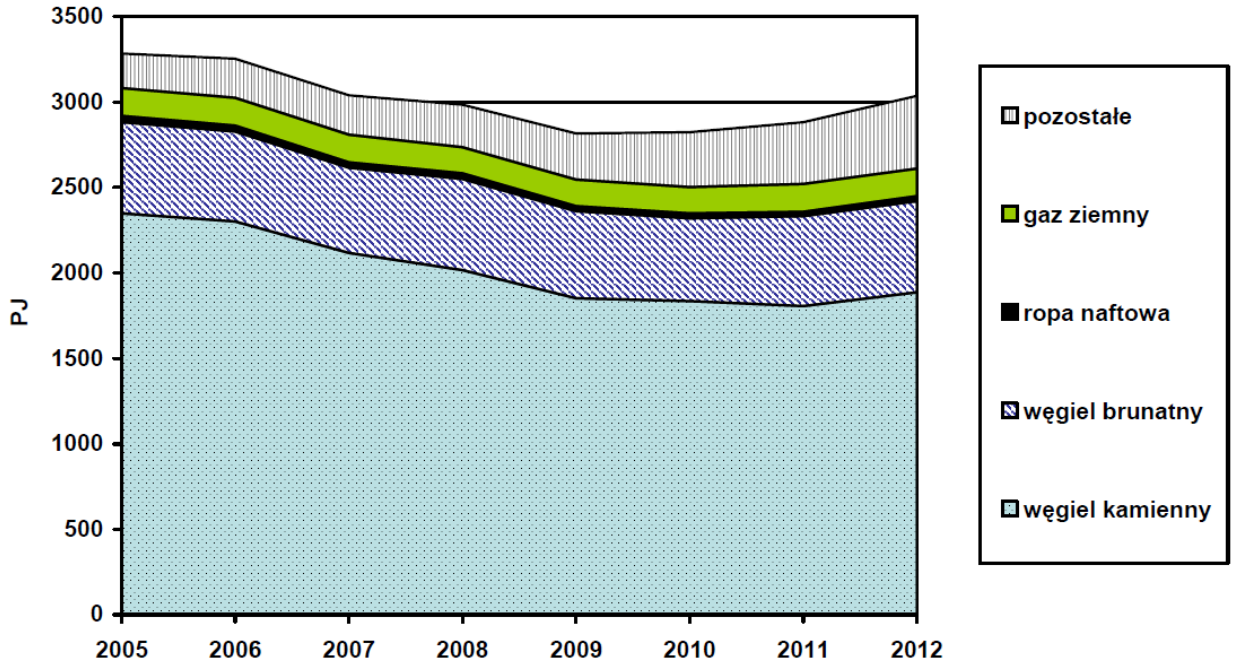
- ✓ **energetyczne** - na które składają się procesy wydobywania (kopalnie, szyby wiertnicze) i spalania paliw,
- ✓ **przemysłowe** - przemysł ciężki (przeróbka ropy naftowej, hutnictwo, cementownie, przemysł chemii organicznej), metalurgiczny, produkcja i stosowanie rozpuszczalników, przemysł spożywczy, przemysł farmaceutyczny i inne,
- ✓ **komunikacyjne** - transport samochodowy, kolejowy, powietrzny i wodny,
- ✓ **komunalno - bytowe** - paleniska domowe, kotłownie lokalne, gospodarstwa rolne, gromadzenie i utylizacja odpadów stałych i ścieków (wysypiska, oczyszczalnie).

Ze względu na sposób w jaki następuje rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, źródła można podzielić na **punktowe** (komin), **liniowe** (ciągi komunikacyjne, kanały ściekowe) i **powierzchniowe** (zbiór otwartych zbiorników lub dzielnica mieszkaniowa z małymi kominami na dachach).

Emisja głównych zanieczyszczeń powietrza w Europie zmniejszyła się w okresie 2002-2011. Mniejsza emisja spowodowała poprawę jakości powietrza w odniesieniu do niektórych zanieczyszczeń powietrza. Z kolei w niektórych sektorach gospodarki zauważalny jest wzrost emisji niektórych zanieczyszczeń powietrza, o około 7% od 2002 roku tak jak jest w przypadku emisji pyłu ze spalania paliw w działalności gospodarczej, instytucjach oraz gospodarstw domowych [47]. Wymienione sektory gospodarki są głównymi udziałowcami pyłu na obszarze całej Unii Europejskiej. Ponadto, w roku 2011 osiem państw członkowskich przekroczyło jeden lub więcej limitów ustawionych przez prawodawstwo UE. Znaczna redukcja emisji nastąpiła w analizowanym okresie dla ditlenku siarki, monotlenku węgla i ołowiu [48]. Jednakże, ze względu na skomplikowane mechanizmy zachodzące pomiędzy emisją a jakością powietrza (które obejmują wysokość emitora, przemiany fizyko-chemiczne, warunki meteorologiczne, topografię terenu i in.), redukcja emisji nie zawsze ma odzwierciedlenie przy zmniejszeniu wartości stężeń zanieczyszczeń, zwłaszcza dla pyłu i ozonu. Na przykład, pomimo znacznego obniżenia prekursorów ozonu w Europie, nastąpił

niewielki wzrost wartości stężeń ozonu (w stosunku do docelowej wartości dla ochrony zdrowia) między 2002 i 2011. Znaczna część ludności mieszka w Europie w miastach, w których regularnie występuje przekroczenie norm jakości powietrza. Pył (PM) i ozon (O_3) są zanieczyszczeniami szczególnie groźnymi dla zdrowia. Co raz bardziej ważną kwestią staje się w Europie również narażenie na wysoki poziom zanieczyszczenia organicznych, zwłaszcza WWA.

W latach dziewięćdziesiątych XX wieku oraz w pierwszych latach XXI w. w Polsce obserwowano systematyczny spadek emisji wszystkich podstawowych zanieczyszczeń powietrza, szczególnie wyraźnie spadała emisja ditlenku siarki i tlenków azotu. Spadek ten był w dużej mierze związany z restrukturyzacją lub modernizacją sektora energetycznego i przemysłowego oraz poprawą jakości węgla [49]. Od roku 2003 emisje większości zanieczyszczeń utrzymują się na zbliżonym poziomie lub, tak jak to ma miejsce w odniesieniu do ditlenku siarki, emisje z roku na rok są mniejsze, lecz spadek ten nie jest już tak znaczący jak w latach dziewięćdziesiątych XX wieku. Struktura emisji zanieczyszczeń w Polsce jest pochodną struktury zużycia i jakości paliw. Czynniki te decydują o wielkości zanieczyszczenia powietrza. Wpływ na wielkości emisji ma technologia produkcji w sektorze energetyki oraz struktura paliw w sektorze komunalno-mieszkaniowym. Główną przyczyną emisji gazów pozostaje nadal węgiel kamienny. Jak pokazuje poniższy wykres (rys. 3) na przestrzeni lat 2005-2012 udział węgla kamiennego w pozyskaniu energii pierwotnej jest największy i wykazuje niewielką tendencję malejącą. W Polsce w 2012 roku 83% energii elektrycznej było produkowanej z węgla, udział pozostałych nośników jest niewielki. W pozostałych państwach UE produkcja energii elektrycznej jest bardziej zdywersyfikowana, z wyjątkiem Francji, gdzie dominują elektrownie atomowe [50].



Rys. 3. Pozyskanie energii pierwotnej w Polsce w latach 2005-2012 wg GUS [50].

Wart podkreślenia jest fakt, iż systematyczny rozwój gospodarki polskiej w okresie ostatnich 20 latach, wyrażony wzrostem PKB, nie powoduje zwiększenia emisji zanieczyszczeń do powietrza. Jest to efekt coraz powszechniejszego stosowania proekologicznych technologii w przemyśle i energetyce oraz transporcie. W sektorze komunalno-bytowym ze względu na wysokość emisji co raz częściej przeprowadza się programy wymiany ogrzewana na bardziej ekologiczne, jednak w niektórych miejscach stanowi nadal najbardziej uciążliwą emisję [51]. Z rok na rok coraz większy udział w strukturze emisji ma transport ze względu na lawinowo rosnąca liczbę pojazdów w Polsce, również wiek wielu pojazdów powyżej 10 lat przyczynia się do większej emisji liniowej. W 2011 roku 60% samochodów stanowiły te powyżej 10 lat. W tabeli 12 przedstawiono udział poszczególnych sektorów gospodarki w emisji trzech podstawowych zanieczyszczeń, a mianowicie ditlenku siarki, ditlenku azotu oraz pyłów. Wszystkie trzy zanieczyszczenia wykazują tendencję malejącą, jednak warto przyjrzeć się jak to wygląda dla poszczególnych sektorów. I tak w przypadku ditlenku siarki największy udział wykazuje energetyka zawodowa, przy czym zauważalny jest systematyczny spadek wielkości emisji. Na drugim miejscu dla tego zanieczyszczenia jest emisja z tzw. innych źródeł stacjonarnych (kotłownie lokalne, paleniska domowe, warsztaty rzemieślnicze,

rolnictwo i inne), które spośród wszystkich sektorów wykazują wyraźny trend wzrostowy. Największa emisja dla ditlenku azotu pochodzi ze źródeł komunikacyjnych, przy czym w ostatniej dekadzie występuje wyraźna tendencja wzrostowa. Przemysł oraz tzw. inne źródła stacjonarne, choć ich udział w emisji NO_2 jest znacznie mniejszy od źródeł komunikacyjnych, również wykazują tendencję wzrostową. W przypadku emisji pyłów największa emisja jest związana z tzw. niską emisją (kotłownie lokalne, paleniska domowe, warsztaty rzemieślnicze), przy czym wykazuje niewielką tendencję wzrostową. Zaznacza się również coraz większy udział komunikacji w emisji pyłów, a co raz mniejszy udział energetyki zarówno zawodowej jak i przemysłowej oraz technologii przemysłowych.

Tab. 12. Emisja wg sektorów gospodarki dla dwutlenku siarki, dwutlenku azotu oraz pyłów w latach 2000-2010 [52].

Emisja z sektorów gospodarki	**2000**	**2005**	**2010**
	w tysiącach ton		
DITLENEK SIARKI			
Ogółem	**1511**	**1222**	**974**
Energetyka zawodowa	805	673	366
Energetyka przemysłowa	265	202	202
Technologie przemysłowe	91	56	23
Inne źródła stacjonarne*	309	290	381
Źródła mobilne	41	1	2
DITLENEK AZOTU			
Ogółem	**838**	**866**	**867**
Energetyka zawodowa	237	246	234
Energetyka przemysłowa	93	100	78
Technologie przemysłowe	75	30	39
Inne źródła stacjonarne*	120	120	143
Źródła mobilne	313	370	373
PYŁY			
Ogółem	**464**	**457**	**445**
Energetyka zawodowa	64	38	20
Energetyka przemysłowa	19	16	8
Technologie przemysłowe	72	52	33
Inne źródła stacjonarne*	248	289	295
Źródła mobilne	61	62	89

*Kotłownie lokalne, paleniska domowe, warsztaty rzemieślnicze, rolnictwo i inne

1.6 Wpływ zanieczyszczeń na zdrowie człowieka

Zarówno ludzie jak i środowisko są narażeni na oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza emitowanych z różnorodnych źródeł. Wiele zanieczyszczeń może powodować groźne problemy zdrowotne i oddziaływać na ekosystemy. Według Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) ponad 2 miliony ludzi każdego roku umiera przedwcześnie na skutek zanieczyszczonego powietrza, w czym ponad połowa pochodzi z krajów rozwijających [53].

Wśród zanieczyszczeń powietrza możemy wyróżnić dwie kategorie skutków zdrowotnych w odniesieniu do czasu [54]. Pierwszy typ dotyczy tzw. poważnych i silnych skutków zdrowotnych krótkoterminowych, czyli takich, które oddziałują natychmiastowo na określony organ w organizmie oraz na części ciała, które są narażone w sposób bezpośredni na zanieczyszczenia powietrza m.in. oczy, płuca. Druga kategoria dotyczy skutków chronicznych zarówno w kontekście długotrwałej ekspozycji jak i długiego okresu czasu między ekspozycją a pojawieniem określonego skutku. Niektóre zanieczyszczenia powietrza oddziałują zarówno natychmiastowo jak i przewlekle. Do takich zanieczyszczeń zaliczamy m.in: ozon, ditlenek siarki, ditlenek azotu oraz pyły. Z kolei monotlenek węgla działa natychmiastowo na organizm ludzki, a ołów jest toksycznym metalem oddziałującym w dłuższej perspektywie czasu. Choć zanieczyszczenie powietrza wpływa na każdego, to jednak nie dotyczą wszystkich w takim samym stopniu i w taki sam sposób. Więcej osób jest narażonych na zanieczyszczenia powietrza na obszarach miejskich, ze względu największą gęstość zaludnienia i występowanie wielu źródeł emisji. Ponadto pośród całej populacji wyróżnia się osoby, które są całkowicie zdrowe i dzięki czemu są bardziej odporne oraz osoby niezwykle wrażliwe na zanieczyszczenia powietrza. Do tej drugiej grupy zaliczamy dzieci, osoby starsze, osoby z chorobami układu oddechowego oraz krwionośnego. Niezwykle trudne jest do oszacowania pełnego zakresu szkody dla zdrowia i środowiska spowodowane przez zanieczyszczenia powietrza. Jednakże, istnieją badania oparte na wielu różnych sektorach lub źródłach zanieczyszczeń. Według projektu Aphekom współfinansowany przez Komisję Europejską, zanieczyszczenie powietrza w Europie prowadzi do zmniejszenia długości życia o około 8,6 miesięcy [55]. Poniżej w tabeli zaprezentowano skutki odziaływania krótkoterminowe jak i długofalowe dla poszczególnych zanieczyszczeń na zdrowie człowieka.

Tab. 13. Wpływ zanieczyszczeń na zdrowie człowieka [54, 56, 57].

ZANIECZYSZCZENIE	NATYCHMIASTOWE SKUTKI ZDROWOTNE	DŁUGOFALOWE SKUTKI ZDRWOTNE
Pył zawieszony (PM)	Zwiększa ryzyko wystąpienia incydentów astmatycznych, zapalenia oskrzeli, infekcji układu oddechowego. Zwiększa ryzyko przedwczesnej śmierci.	Może powodować lub pogarszać działanie układu krwionośnego i choroby płuc, zawały serca, arytmię, wpływać na centralny układ nerwowy, układ rozrodczy i przyczyniać się do zachorowań na raka.
Ozon (O_3)	Powoduje kaszel, bóle w klatce piersiowej, podrażnienie oczu, bóle głowy, ataki astmatyczne.	Może powodować uszczerbek w funkcjonowaniu układu odpornościowego, przyspiesza proces starzenia, zwiększa ryzyko zachorowania na inne infekcje.
Ditlenek azotu (NO_2)	Zwiększa ryzyko wystąpienia incydentów astmatycznych.	Może oddziaływać na wątrobę, płuca, śledzionę oraz krew, pogarszać choroby płuc, zwiększa ryzyko infekcji układu oddechowego.
Ditlenek siarki (SO_2)	Powoduje kaszel, bóle gardła, problemy z oddychaniem, bóle głowy, ogólny niepokój oraz zwiększona drażliwość na światło słoneczne.	Może powodować zaprzestanie działania układu odpornościowego, zwiększa zachorowalność na zapalenie oskrzeli, pogarsza stan chorych na rozedmę.
Monotlenek węgla (CO)	W wyniku wiązania z hemoglobiną przyczynia się do niedotlenienia całego organizmu, powoduje bóle głowy, zawroty głowy, wywołuje zmęczenie, spowalnia refleks.	Może prowadzić do chorób serca i płuc, uszkadzać układ nerwowy.
Benzo(a)piren B(a)P	Powoduje podrażnienie oczu i nosa, bóle gardła, zapalenie oskrzeli .	Jest kancerogenny.
Benzen (C_6H_6)	-	Jest kancerogenny, powoduje białaczkę i wady wrodzone, może oddziaływać na centralny układ nerwowy, układ odpornościowy oraz produkcję krwi.
Arsen (As)	-	Jest kancerogenny, powoduje uszkodzenie wątroby, serca nerek, krwi, może uszkadzać obwodowy system nerwowy.
Kadm (Cd)	-	Jest kancerogenny, może uszkadzać układ rozrodczy oraz oddechowy.
Ołów (Pb)	-	Toksyczny metal oddziałujący na każdy organ i system, powoduje uszkodzenia centralnego układu nerwowego, przyczynia się do : zmian zachowania, brak kontroli mięśniowej, problemów z uczeniem. Ponadto może uszkadzać serce, nerki, wątrobę oraz układ rozrodczy.
Rtęć (Hg)	-	Jest kancerogenny, powoduje uszkodzenie wątroby, nerek, układu trawiennego oraz oddechowego, powoduje uszkodzenia mózgu, neurologiczne oraz zaburzenia rośnięcia.
Nikiel (Ni)	-	Jest kancerogenny, może oddziaływać na układ oddechowy, odpornościowy oraz powoduje alergie skóry .

1.7 Wpływ warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie zanieczyszczeń

Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w przygruntowej warstwie atmosfery w określnym miejscu i czasie zależy od wielkości emisji i panujących warunków meteorologicznych, wpływających na możliwości rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń oraz od topografii terenu [58]. Stan aerosanitarny w danym miejscu kształtuje się w trzech etapach. Etap pierwszy to emisja czyli proces wprowadzania zanieczyszczeń do atmosfery. W etapie drugim zanieczyszczenia powietrza w przygruntowej warstwie atmosfery podlegają procesom dyspersji, przemian fizyko-chemicznych oraz usuwania [59]. We wszystkich wymienionych procesach główna rolę odgrywają właśnie warunki meteorologiczne. Najważniejszymi czynnikami meteorologicznymi wpływającymi na dyspersję zanieczyszczeń są termodynamiczna równowaga atmosfery oraz wiatr i turbulencja, w procesie przemian chemicznych wilgotność powietrza, opady atmosferyczne oraz temperatura powietrza, natomiast w procesie usuwania zanieczyszczeń opady atmosferyczne. Etap trzeci związany jest z poziomem imisji zanieczyszczeń w przygruntowej warstwie powietrza będący wynikiem dwóch poprzednich etapów.

Jednym z najbardziej istotnych czynników wpływających na dyspersję zanieczyszczeń powietrza jest termodynamiczna równowaga atmosfery. Wyróżnia się trzy stany termicznej równowagi atmosfery w zależności od gradientu temperatury i gradientu adiabatycznego: chwiejną, stałą oraz obojętną [60].

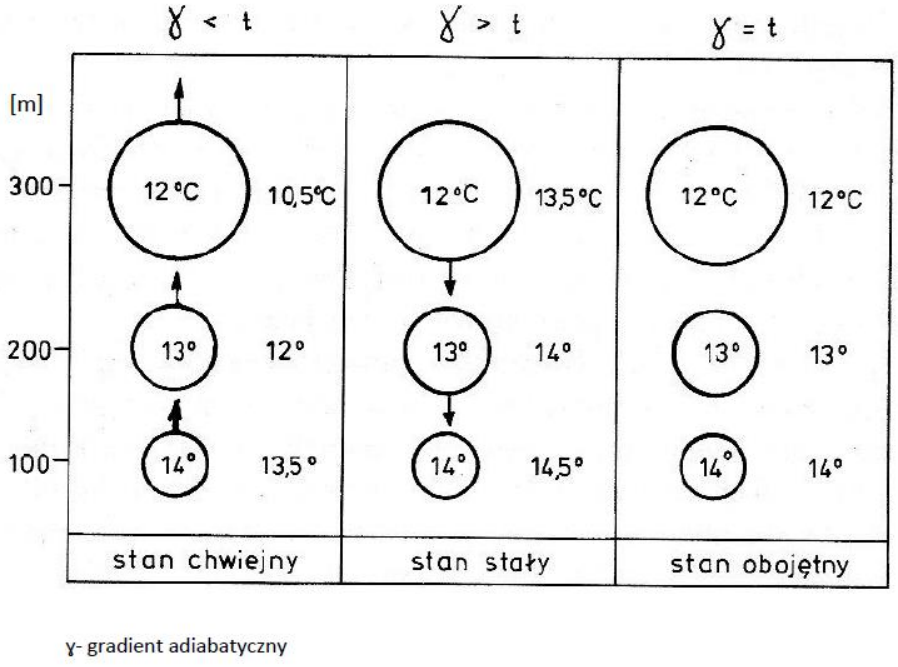
Równowaga chwiejna występuje wtedy, gdy ruch określonej objętości powietrza wywoła pojawianie się sił hydrostatycznych, które będą go wzmagały. Aby ruch ten mógł zaistnieć, temperatura unoszącego się powietrza musi być na każdym poziomie wyższa, a opadającego niższa od powietrza otaczającego. Warunki sprzyjające intensywnemu rozwojowi pionowych ruchów powietrza występują przy równowadze chwiejnej. Niewielkie zakłócenie stanu równowagi prowadzi do szybkiego rozwoju ruchu pionowego, tzw. konwekcji termicznej, nazywanej również swobodną.

Równowaga stała występuje wtedy, gdy ruch określonej objętości powietrza (do góry lub w dół) wywołuje pojawianie się sił hydrostatycznych powodujących jego powrót do pierwotnego poziomu. Sytuacja taka występuje, gdy przy ruchu powietrza do góry jego temperatura obniża się szybciej niż w powietrzu otaczającym, a przy ruchu w dół wzrasta.

Różnice te powodują, że na określonym poziomie ich temperatury wyrównują się i ruch powietrza ustaje.

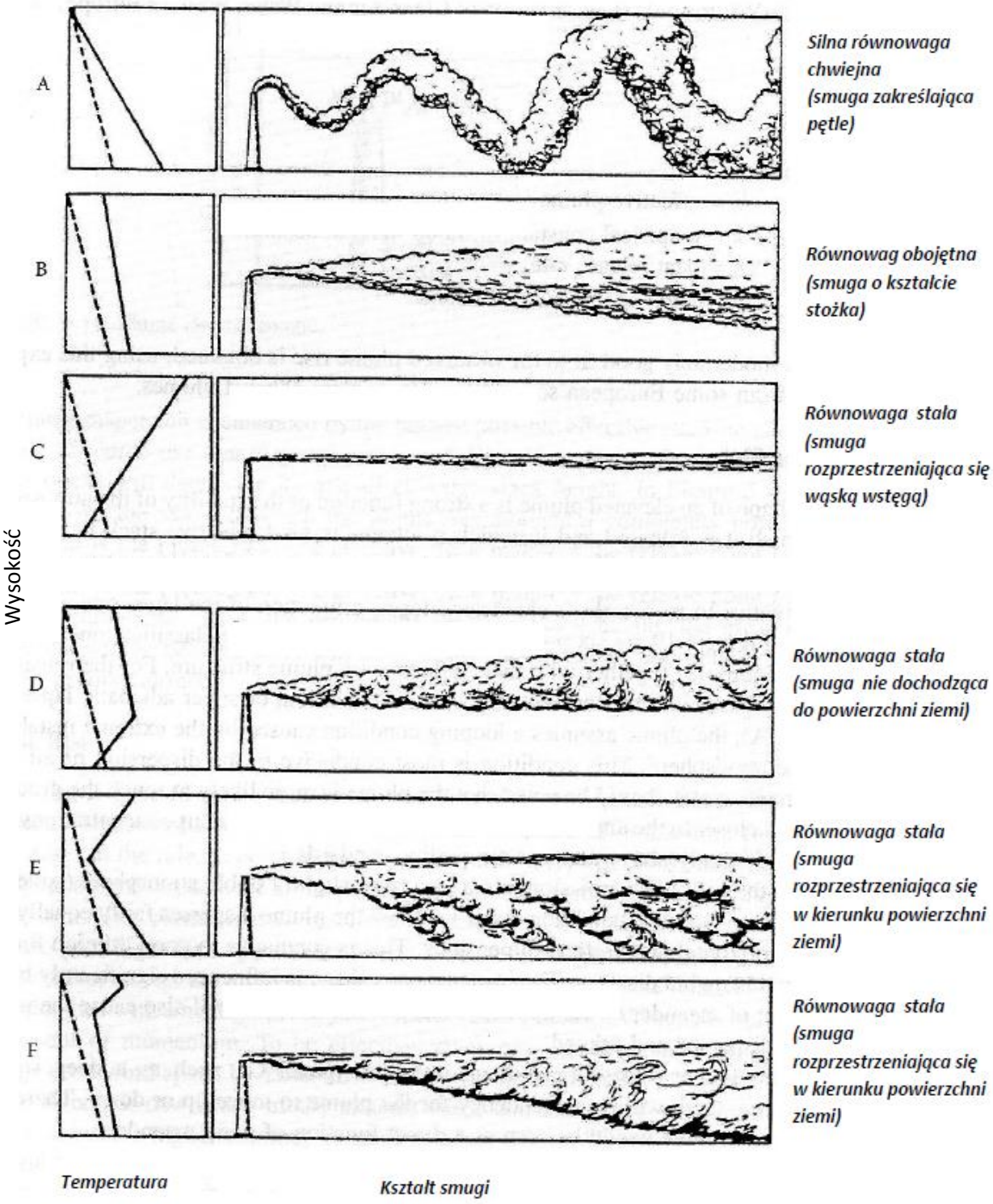
Równowaga obojętna występuje, gdy ruch danej objętości powietrza nie wywoła pojawiania się sił hydrostatycznych hamujących lub wspomagających go. Występuje ona, gdy zmiany temperatury tej objętości są równe zmianom w powietrzu otaczającym. Dla lepszego zobrazowania typów równowagi zaprezentowano na schemacie wszystkie trzy rodzaje równowagi (rys. 4) .

Stany równowagi występują w określonych warunkach meteorologicznych. Równowaga chwiejna występuje najczęściej podczas bezchmurnej pogody, wiatry charakteryzują się niewielką prędkością oraz występuje podwyższone ciśnienie atmosferyczne. W takich warunkach podłoże nagrzewa się, a skumulowana energia zostanie przekazana do przylegającej warstwy powietrza. Powoduje to znaczne różnice temperatur między kolejnymi warstwami powietrza, w związku z tym bardzo rzadko równowaga chwiejna występuje w nocy (w zaledwie 10 - 20% przypadków). Z kolei równowaga stała obserwowana jest przed wszystkim w porze wieczornej i nocnej, kiedy następuje wypromieniowanie ciepła z podłoża i obniżanie różnicy pomiędzy poszczególnymi warstwami atmosfery. Powstaje również, gdy nad wychłodzone podłoże następuje napływ (adwekcja) ciepłych mas powietrza [5].



Rys. 4. Typy równowagi termicznej w atmosferze [61].

Najdogodniejsze warunki dyspersji zanieczyszczeń występują podczas równowagi chwiejnej. Maksymalne stężenia w warstwie przyziemnej występują wówczas w niedużej odległości od źródeł emisji. Natomiast w warunkach równowagi stałej ruchy pionowe są utrudnione, zanieczyszczenia przemieszczają się głównie w poziomie. Stężania maksymalne występują daleko od źródeł, zaś w ich pobliżu nie obserwuje się wahań imisji. Poniżej na rysunku zaprezentowano smugi dymu, które są silnie skorelowane z równowagą atmosfery. Na schemacie zaprezentowano sześć możliwych kombinacji kształtu smug wraz z typem równowagi atmosfery. Na rysunku 5A występuje skrajnie chwiejna równowaga atmosfery sprzyjająca dobrej dyspersji zanieczyszczeń. W tych warunkach smuga może dotrzeć do powierzchni ziemi blisko źródła emisji powodując przekroczenie standardów jakości powietrza. Z kolei na rysunek 5B przedstawia równowagę obojętną (neutralną), pośrednią, między stałą a chwiejną, która może wystąpić zarówno w dzień jak i w nocy przy wietrznej i pochmurnej pogodzie. Kształt smugi rozmieszczony jest równo w poziomie jak i w pionie. Na rysunku 5C występuje równowaga stabilna z inwersją. Takie warunki są charakterystyczne dla pogody antycyklonalnej, szczególnie podczas nocy, gdy nie występuje turbulencja. W takich warunkach wąska smuga pozostaje w niezmiennym kształcie przez wiele kilometrów powodując wyniesienie zanieczyszczeń na znaczne odległości od źródła emisji. Podobna sytuacja występuje na rysunku 5D z tym, że smuga ma nieznacznie szerszy kształt, ale powodując również wyniesienie zanieczyszczeń na znaczne odległości. Wylot dymu z komina następuje ponad granicą warstwy inwersyjnej dolnej. Najbardziej niekorzystne warunki dla dyspersji zanieczyszczeń występują na rysunku 5E i 5F, gdy występuje inwersja, a wylot dymu z komina znajduje się pod granicą warstwy inwersyjnej. W wyniku tego zanieczyszczenia są uwięzione przy powierzchni ziemi powodując znaczne pogorszenie jakości powietrza.



Rys. 5. Kształt smugi w zależności od typu równowagi atmosfery [62].

Kolejnym ważnym czynnikiem wpływającym na warunki areosanitarne jest **termiczna warstwa hamująca**. Jest to warstwa, w której następuje wzrost temperatury wraz ze wzrostem wysokości czyli tzw. inwersja termiczna, gdy temperatura nie zmienia się jest to tzw. izotermia, bądź następuje spadek temperatury mniej niż 0,2°C na każde 100 m. Warstwy te mogą znajdować się na różnych wysokościach, zarówno w atmosferze swobodnej, jaki przy samej powierzchni Ziemi. Grubość ich jest zwykle rzędu od kilkudziesięciu do kilkuset metrów. Termiczna warstwa hamująca może oddziaływać w dwojaki sposób, gdy zalega nisko wpływa na gwałtowne pogorszenie warunków aeorosanitranych, gdy zalega wyżej na wysokości od kilkuset do ponad 1000 m n.p.m. , jej wysokość determinuje wysokość **tzw. warstwy mieszania**, czyli objętości atmosfery, w której substancje ulegają dyspersji.

Ze względu na sposób powstawania wyróżnia się kilka głównych rodzajów inwersji [62] :

a) Inwersje radiacyjne (z wypromieniowania)

Inwersje te powstają, gdy na skutek wypromieniowania nastąpi silne ochłodzenie podłoża. Powoduje to również silne ochłodzenie przylegającej warstwy powietrza, podczas gdy powietrze zalegające wyżej pozostaje ciepłe. Inwersje tego rodzaju tworzą się zwykle nocą przy bezchmurnym niebie i słabym wietrze. Latem zanikają po wschodzie słońca. Zimą natomiast mogą utrzymać się przez kilka dni i mieć wyższy, pionowy zasięg. Inwersjom tym często towarzyszą mgły (tzw. mgły radiacyjne).

b) Inwersje adwekcyjne (napływowe)

Inwersje te powstają, gdy ciepłe powietrze napływa nad chłodne podłoże. Następuje wówczas ochłodzenie dolnych, przylegających do podłoża warstw, podczas gdy wyżej zalega powietrze cieplejsze. Taki rodzaj inwersji może występować zarówno nad obszarami lądowymi, jak i morskimi. Towarzyszą im bardzo często mgły adwekcyjne.

c) Inwersje osiadania (dynamiczne)

Inwersje tego rodzaju powstają, gdy w masie powietrza o równowadze stałej występują powolne wielkoskalowe ruchy zstępujące. Powietrze osiadając ulega sprężaniu i ogrzewa się adiabatycznie do pewnej wysokości. Niżej, przy powierzchni ziemi, może zalegać powietrze chłodne, na którym następuje rozpływ osiadającego powietrza. Inwersje formują się więc na pewnej wysokości.

Inwersje z osiadania tworzą się zimą, na obszarach rozległych wyżów kontynentalnych. Jest to również zjawisko często występujące w strefie wyżów podzwrotnikowych, w strefie wiatrów pasatowych i nazywane są tam inwersjami pasatowymi. Tworzą się zwykle na wysokości 500-2000 m, po wschodniej stronie wyżów podzwrotnikowych.

d) Inwersje mieszania (turbulencyjne)

Inwersje takie powstają, gdy w pewnej masie powietrza występuje intensywny proces mieszania turbulentnego. Temperatura w tej warstwie spada szybciej niż w warstwie położonej wyżej. Na granicy warstw powstaje wówczas inwersja.

e) Inwersje frontowe

Inwersje frontowe towarzyszą przejściu frontu ciepłego, gdy nad powietrze chłodne napływa powietrze cieplejsze. Pomiędzy tymi masami powietrza tworzy się warstwa przejściowa, tzw. powierzchnia frontowa, która jest właśnie warstwą inwersyjną.

Kolejnym ważnym czynnikiem meteorologicznym wpływającym na poziom zanieczyszczeń jest wiatr, zarówno w skali mezo- jak i topoklimatycznej. W zależności od lokalnych warunków topograficznych, wzajemnego położenia źródeł emisji w określonym fragmencie miasta prędkość i kierunek wiatru może sprzyjać wzrostowi bądź obniżaniu stężenia zanieczyszczeń. Pozytywną rolę dla stanu aerosanitarnego miasta mogą odgrywać wiatry lokalne takie jak jak wiatr fenowy czy bryza [63-65]. Cyrkulacja bryzowa sprzyja w ciągu dnia rozcieńczaniu zanieczyszczeń, odprowadzając czyste powietrze znad morza lub obszarów podmiejskich, z kolei w nocy zanieczyszczone powietrze wyprowadza poza miasto. Cyrkulacja bryzowa oddziałuje do 15- 20 km w głąb lądu, w specyficznych warunkach nawet do 50 km [63]. Wiatr fenowy z kolei to wiatr, który odgrywa oczyszczającą rolę zimą w dolinach i kotlinach górskich.

Niezwykle istotną rolę w oczyszczaniu atmosfery i transporcie zanieczyszczeń do powierzchni ziemi odgrywają opady atmosferyczne. Zanieczyszczenia atmosfery są z niej usuwane w procesach tworzenia się chmur i podczas trwania opadów. Największa skuteczność wymywania zanieczyszczeń zachodzi podczas mżawki lub opadów o charakterze ciągłym.

1.8 Geograficzne systemy informacji w ocenie zanieczyszczenia powietrza

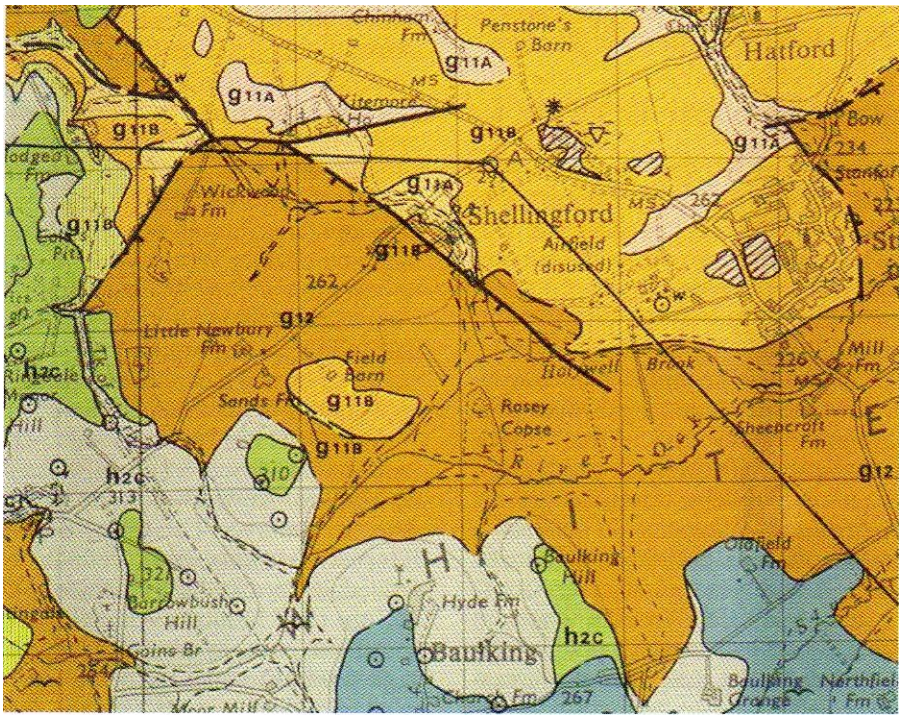
Geograficzne Systemy Informacji (ang. *Geographic Information Systems, GIS*) [66] są to systemy służące do wprowadzania, gromadzenia, przetwarzania oraz wizualizacji danych geograficznych, których jedną z funkcji jest wspomaganie procesu decyzyjnego. Geograficzne Systemy Informacji pozwalają na uporządkowanie, ujednolicenie i usystematyzowanie danych. Systemy geoinformacyjne są jednak szczególnym rodzajem systemów informacyjnych, gdyż zawierają informację na temat lokalizacji przestrzennej [67]. Położenie jest niezwykle istotną informacją, zarówno w życiu codziennym jak i w rozwiązywaniu problemów ściśle naukowych. Ponadto rozdzielenie informacji na warstwy tematyczne pozwala czerpać tylko te dane, które są aktualnie potrzebne. Systemy GIS pozwalają wyselekcjonować tylko niezbędne informacje i stworzyć adekwatną mapę, która może być wydrukowana lub przesłana drogą elektroniczną. GIS to system otwarty, tj. raz wprowadzone dane można ciągle aktualizować, a cały system rozbudowywać.

Każdy system GIS składa się z następujących elementów: bazy danych geograficznych, sprzętu komputerowego, oprogramowania oraz twórców i użytkowników GIS. Podstawowym elementem GIS jest sprzęt komputerowy, który umożliwia działanie oprogramowania GIS. Kolejnymi ważnymi składnikami są oprogramowanie zainstalowane na sprzęcie użytkownika, baza danych oraz zarządzanie GIS. Systemy geoinformacyjne byłyby bezużyteczne, gdyby nie specjaliści tworzący bazy danych i analizujący wyniki.

GIS ma ponad 40 letnią historię ściśle związaną z tworzeniem, analizowaniem i wykorzystaniem mapy numerycznej. W historii GIS można wyróżnić cztery odrębne fazy rozwojowe. Faza pierwsza, od początku 1960 do połowy 1970, roku pojawiła się jako nowa dyscyplina zdominowana przez kilka kluczowych osób, które miały kształtować kierunek przyszłych badań i rozwoju. Podczas drugiego etapu, od połowy 1970 do początku 1980 r. agencje krajowe przyjęły technologie, które doprowadziły do rozwoju najlepszych praktyk. W fazie trzeciej, od 1982 r. do końca 1980 roku, nastąpił rozwój i eksploatacja rynku komercyjnego związanego z GIS, skupiając się w końcowej fazie od końca lat 1980 na sposobach poprawy użyteczności technologii poprzez większe zorientowanie na użytkownika. Powszechnie uważa się, że idea i nazwa GIS narodziła się w Kanadzie w latach 60-tych ubiegłego wieku jako odpowiedź na zbyt wysokie koszty ręcznego tworzenia

wielowarstwowych map pokrycia terenu [68]. Rozwój pierwszego na świecie systemu operacyjnego GIS nastąpił w Ottawie w roku 1960 i został wdrożony przez federalny Departament Leśnictwa i Rozwoju Obszarów Wiejskich. System opracowany przez dr Rogera Tomlinsona, nazywano Kanadyjskim Geograficznym Systemem Informacji (*ang. Canada Geographic Information System- CGIS*). Zadaniem tego sytemu było określenie krajowych zasobów naturalnych, zarówno pod kątem przestrzennego ich rozmieszczenia, jak i przyszłego ich wykorzystania. Ten system trwał do lat 90-tych, ale nigdy nie został wprowadzony na rynek jako produkt komercyjny [69]. Kolejna innowacja pojawiła się pod koniec lat 60-tych i została wykorzystana w spisie ludności Stanów Zjednoczonych w 1970 roku o nazwie GBF-DIME (*ang. Geographic Base File, Dual Independent Map Encoding*), na bazie którego powstał cyfrowy spis wszystkich adresów, co pozwoliło na automatyczne zbieranie i gromadzenie danych. Powyższa technika wraz z rozwiązaniem systemu CGIS dała podstawy Harwardzkiemu Laboratorium Grafiki Komputerowej i Analiz Przestrzennych (ang. *Harvard University's Laboratory for Computer Graphics and Spatial Analysis*) do opracowania w latch 70- tych programu o nazwie ODYSSEY GIS [70].

W drugiej połowie lat 60-tych przedsiębiorstwa kartograficzne podjęły próbę adaptacji programów GIS do własnego użytku. Celem tych starań było obniżenie kosztów, a przede wszystkim skrócenie czasu pracy. Pionierem na tym polu była Brytyjska Eksperymentalna Jednostka Kartograficzna (ang. *UK Experimental Cartography Unit - ECU*). ECU w 1973 r., we współpracy z Brytyjską Służbą Geologiczną wydała pierwsze seryjne mapy komputerowe (rys. 6). Agencja ta również jako pierwsza wprowadziła GIS do edukacji, zastosowała kody pocztowe jako współrzędne geograficzne oraz zapoczątkowała badania nad percepcją map. Wiele państw powołało agendy rządowe odpowiedzialne za tworzenie i uaktualnianie map m.in. Wielka Brytania, Francja, Stany Zjednoczone [71]. Pierwsze zautomatyzowane mapy powstały w latach 60 – tych XX wieku, a do końca lat 70 - tych większość agencji w pewnym stopniu została skomputeryzowana. Jednak pierwsza mapa cyfrowa obejmująca cały kraj powstała w Wielkiej Brytanii dopiero w 1995 roku.



Rys. 6. Pierwsza seryjna mapa komputerowa, fragment mapy geologicznej Abingdonu [71].

Początek szerokiego wykorzystania GIS datuje się na wczesne lata 80 XX w. stało się to możliwe za sprawą spadku cen sprzętu komputerowego i oprogramowania. Pierwszymi użytkownikami systemów geoinformacyjnych były przedsiębiorstwa leśne i agencje zajmujące się eksploatacją zasobów naturalnych. W 1982 roku powstał pierwszy komercyjny system oprogramowania GIS - ArcINFO stworzony przez firmę ESRI (*ang. Environmental System Research Institute*) [72]. Firma ESRI została założona w 1969 roku przez Jacka Dargemonda, która początkowo działała jako organizacja non-profit. Duży sukces w latach 80-tych firma ESRI zawdzięcza właśnie oprogramowaniu ArcINFO, które pozwoliło na rozwój firmy. Obecnie oprogramowanie ArcGIS to najczęściej stosowany system GIS na świecie. Pierwsza międzynarodowa konferencja organizowana przez firmę ESRI odbyła się w 1981 roku w której uczestniczyło zaledwie 14 osób. Z roku na rok uczestników było co raz więcej, obecnie nawet powyżej 14 000 osób z całego świata uczestniczy corocznie w konferencji [73].

Geograficzne Systemy Informacji mają zastosowanie w wielu dziedzinach życia codziennego. Szeroką grupę zastosowań GIS stanowi wszelkiego typu ewidencja - gruntów,

budynków, a ogólnie rzecz biorąc wszelkiego rodzaju zasobów. Szczegółowe informacje tego typu wykorzystują urbaniści, geodeci, konstruktorzy. Zastosowanie warstwowej organizacji danych umożliwia łatwą modyfikację wybranych obiektów, bez konieczności przerysowywania całej mapy. Komputerowa ewidencja własności gruntów z powodzeniem może zastąpić tradycyjną, prowadzoną za pomocą rejestrów i map geodezyjnych (katastralnych).

Inną grupę zastosowań stanowi wykorzystanie GIS do przetwarzania informacji o lokalizacji wszelkiego rodzaju zjawisk, zwłaszcza tych cechujących się znaczną zmiennością w czasie. Systemy GIS są bardzo wygodnym narzędziem w rejestracji poziomów emisji wszelkiego rodzaju zanieczyszczeń. Dla potrzeb monitoringu środowiska naturalnego akwizycja danych dla GIS może być prowadzona z wykorzystaniem zdalnych czujników i urządzeń pomiarowych sterowanych komputerowo. W tej grupie zastosowań mieści się również wykorzystanie GIS do analizy i obrazowania danych o charakterze statystycznym, takich jak np. zagrożenie przestępczością, występowanie chorób, struktura użytkowania gruntów [74]. System GIS mogą również być bardzo wygodnym narzędziem do przetwarzania danych o technicznej infrastrukturze terenu, tj. o sieciach wodociągowych, gazowniczych, energetycznych, liniach komunikacyjnych [75]. Dane tego typu wymagają częstych modyfikacji. Ponadto wymagana jest ich duża dokładność i aktualność. System GIS umożliwiają spełnienie takich wymagań.

Geograficzne systemy informacji mają również szerokie zastosowanie w nauce. W roku 1992 Michael Goodchild wprowadził nazwę *Geographic Information Science* dla wszystkich zagadnień naukowych związanych z tworzeniem i wykorzystaniem geograficznych systemów informacyjnych. GIS zaoferował badaczom różnych dyscyplin całkiem nowe możliwości dokonywania przestrzennej analizy ilościowej. Dał im narzędzie wspomagające przestrzenny sposób myślenia, co pozwala na testowanie hipotez dotyczących przyczyn i prognoz rozmieszczenia naturalnych, jak również antropogenicznych elementów na powierzchni Ziemi. Pozwolił także na integrację rożnego typu danych, takich jak numeryczny model terenu (*ang. Digital Elevation Mode*l - *DEM*) czy zdjęcia satelitarne. Te możliwości zostały dostrzeżone i wykorzystane w takich dziedzinach jak: geologia, geofizyka, oceanografia, nauki rolnicze, biologia, a szczególnie ekologia, biogeografia, meteorologia

i klimatologia, hydrologia, ochrona środowiska, geografia, socjologia, antropologia, archeologia czy epidemiologia [76].

Zastosowanie systemów GIS w ochronie powietrza dotyczy głównie zagadnień mających odniesienie przestrzenne bądź tradycyjnie związanych z tworzeniem map. GIS jest powszechnie używany jako narzędzie do inwentaryzacji baz emisji pozwalające na szybką aktualizację danych oraz wykorzystanie ich do dalszych analiz [77]. Jest to również powszechnie stosowane narzędzie w pracach zajmujących się oceną ekspozycji (*exposure assessment*) na zanieczyszczenia. Ekspozycja, rozumiana jako kontakt ze szkodliwymi substancjami najczęściej dotyczy zanieczyszczeń w powietrzu, ale pojęcia tego używa się także przy analizie oddziaływania niebezpiecznych substancji w glebie oraz wodzie. Do analizy ekspozycji na zanieczyszczenia atmosferyczne wykorzystuje się najczęściej w pracach naukowych dwa modele: (1) stochastyczny model regresji i (2) wieloźródłowy gaussowski model dyspersji, który ma charakter fizyczny [78-79]. Cyrys i in. (2005) w swojej pracy poświęconej ocenie ekspozycji na NO_2 i pyłu $PM_{2,5}$ w powietrzu porównali działanie obu modeli [80]. Przy tworzeniu map ekspozycji na szkodliwe substancje mogą być wykonywane mapy lokalizacji zachorowań na powodowane przez nie choroby. Wspólna analiza tych danych w GIS pozwala wykrywać ewentualne powiązania przyczynowo -skutkowe [81].

1.9 Modelowanie zanieczyszczeń powietrza

Modelowanie jakości powietrza jest obecnie niezwykle istotnym zagadaniem we współczesnym świecie. Stanowi istotne narzędzie dla instytucji zajmujących ochroną i zarządzaniem jakością powietrza. Zasięg przestrzenny monitoringu atmosfery jest ograniczony, zatem modelowanie stwarza możliwość oceny jakości powietrza dla całego intersującego obszaru oraz do sporządzania programów ochrony powietrza. Modele służą również do pomocy w projektowaniu skutecznych strategii kontroli w celu ograniczenia emisji szkodliwych zanieczyszczeń powietrza. Modelowanie zapewnia lepsze zrozumienie źródeł, przyczyn i procesów, które wpływają na jakości powietrza. Modelowanie to również narzędzie prognostyczne służące do wydawania ostrzeżeń dla całej populacji, w tym w szczególności dla grup wrażliwych [82]. Dyrektywa w sprawie czystszego powietrza dla

Europy nie określa przesłanek jakie modele mają być stosowane [83]. Tak długo, jak model jest zgodny z celami dotyczącymi jakości, to mogą być one stosowane.

Jednakże, zgodnie z technicznymi wytycznymi wydanymi przez Europejską Agencję Środowiska [84] należy się kierować następującymi kryteriami:

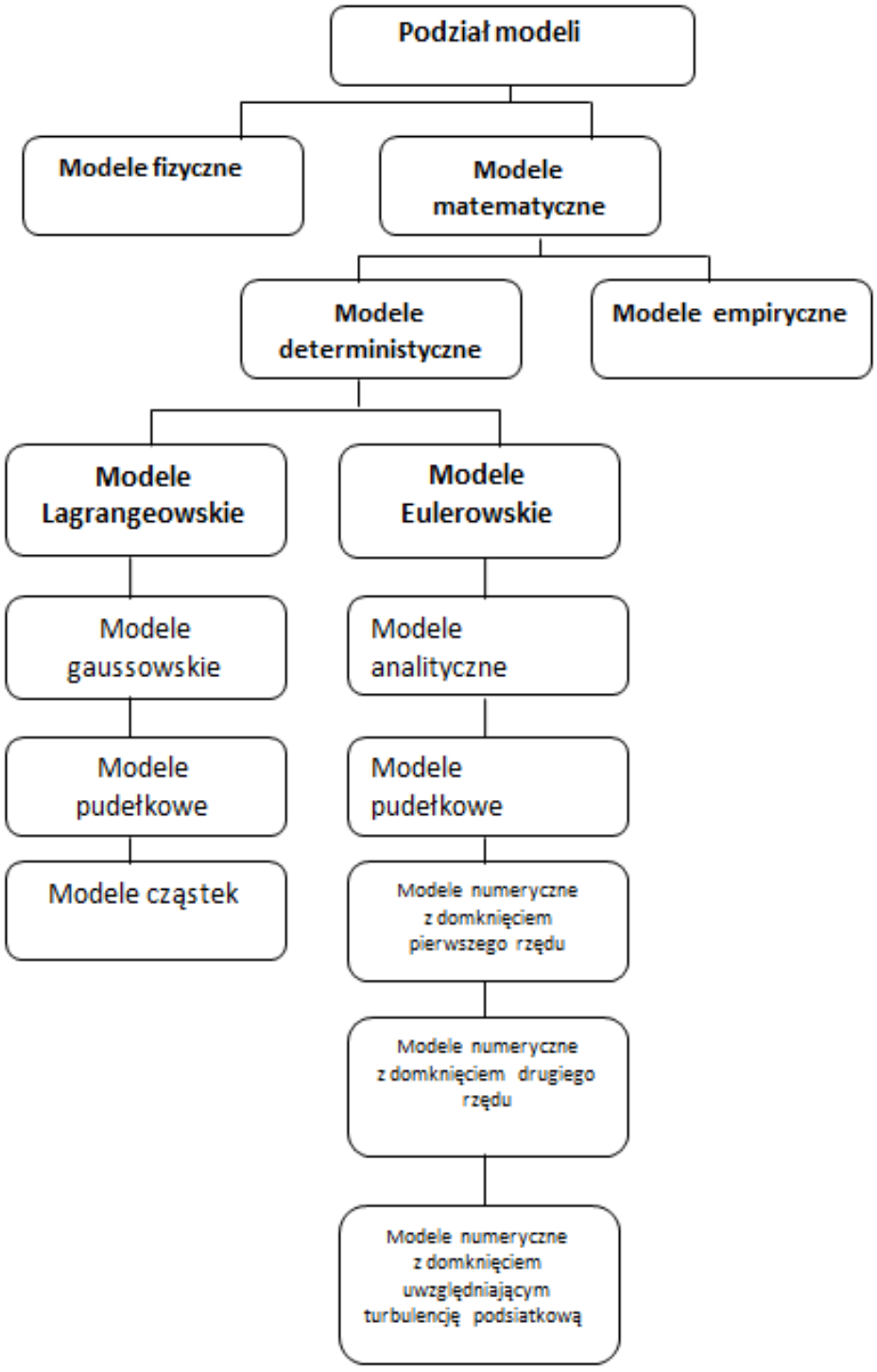
- model posiada odpowiednią rozdzielczość przestrzenną i czasową dla zamierzonego zastosowania,
- model jest zatwierdzony do określonego zastosowania i jest dobrze udokumentowany,
- model zawiera właściwe procesy fizyczne i chemiczne odpowiednie do rodzaju skali i zanieczyszczeń, dla których jest stosowany,
- zastosowane źródła emisji są odpowiednio reprezentatywne,
- dostępne są odpowiednie dane meteorologiczne.

Niezwykle ważnym aspektem jest zapewnianie odpowiedniej jakości modelowania, dlatego w wielu krajach powstały szczegółowe wytyczne dotyczące tej kwestii m.in Europie, USA [83-84]. Modelowanie procesów zachodzących w atmosferze może być wykonywane przy użyciu modeli fizycznych i modeli matematycznych. W modelach fizycznych procesy są symulowane w zdecydowanie mniejszej skali w laboratorium z zastosowaniem tuneli wiatrowych lub zbiorników wodnych. Z kolei modele matematyczne dzielą się na : modele deterministyczne, w których wykorzystuje się matematyczny opis fizycznych i chemicznych procesów zachodzących w atmosferze oraz modele empiryczne, w których opis procesów jest realizowany za pomocą empirycznych zależności otrzymanych na podstawie danych pomiarowych [85]. Istnieje duża różnorodność matematycznych modeli deterministycznych, na co ma wpływ zróżnicowany charakter problemów, którym te modele mają służyć. Klasyfikacja modeli może być przeprowadzona przy użyciu kilku kryteriów m.in. takich jak:

- ✓ skala przestrzenna modelu,
- ✓ skala czasowa modelu,
- ✓ typ zanieczyszczenia,
- ✓ przeznaczenie modelu.

Wypróżniono dwie podstawowe kategorie matematycznych modeli deterministycznych: modele typu Eulera i modele typu Lagrange'a [85]. Za względów praktycznych wyróżnia się dodatkowo modele gaussowskie. Poniżej zaprezentowano klasyfikacje modeli na schemacie

(rys. 7) a następnie przedstawiono krótką charakterystykę wybranych typów modeli [85-86].



Rys. 7. Klasyfikacja modeli zanieczyszczeń powietrza [85].

Modele eurelowskie

Eulerlowskie modele objętościowe należą do najprostszych w swej koncepcji modeli deterministycznych opisujących rozprzestrzeniane się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym. Modele te opierają się na założeniu, że zanieczyszczenia są równomiernie rozłożone wewnątrz określonej objętości powietrza zwanej umownie „pudełkiem". W modelach tego typu pudełko jest nieruchome i na stałe związane z powierzchnią ziemi. Wśród eulerowskich modeli objętościowych zwanych pudełkowymi wyróżniamy modele jedno i wielopudełkowe. W modelach jednopudełkowych przyjmuje się, że pudełko w poziomie pokrywa cały obszar źródła emisji. W pionie najczęściej obejmuje całą warstwę od powierzchni ziemi do podniesionej warstwy inwersji. W modelach wielopudełkowych, w miejsce jednego pudełka, wstawiamy tablicę pudełek, dzięki czemu otrzymujemy zróżnicowany w poziomie rozkład stężeń zanieczyszczeń.

Głównymi ograniczeniami modeli objętościowych są wprowadzone w nich założenia np. przyjmowanie natychmiastowego wymieszanie się zanieczyszczeń powietrza w całej objętości pudełka. Modele te charakteryzują się niskimi kosztami obliczeniowymi, są przydatne w przypadku braku szczegółowych danych meteorologicznych i emisyjnych. Modele jednopudełkowe znalazły zastosowanie do wyznaczania stężeń średnich nad dużymi obszarami. Modele te mogą mieć również zastosowanie do szacowania stężeń w skali mikro np. w kanionie ulicznym. Z kolei modele wielopudełkowe znalazły głównie zastosowanie do wyznaczania stężeń w obszarach zurbanizowanych.

Eulerowskie modele z domknięciem pierwszego rzędu (inna nazwa to modele teorii K) w których rozpatrywany obszar pokrywa się najczęściej z trójwymiarową siatką, tworząc w ten sposób nieruchomy prostopadłościan złożony z nieruchomych komórek, często o jednakowych wymiarach. Złożenie jest takie, że zanieczyszczenie jest jednakowo wymieszane w poszczególnych komórkach i że może przepływać miedzy komórkami na skutek adwekcji i dyfuzji. Wprowadzane dane meteorologiczne i emisyjne dla określonego przedziału czasu i każdej komórki pozwalają na uzyskanie przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń w zależności od czasu. W modelach teorii K mogą być uwzględnione dowolne pola wiatru i turbulencji oraz dowolne kombinacje źródeł emisji. Przy pomocy tych modeli można symulować kompleksowe reakcje chemiczne zachodzące pomiędzy zanieczyszczeniami.

Modele teorii K, oprócz wymienionych zalet, mają również swoje wady m.in są to wysokie koszty obliczeniowe (czasochłonne i wymagana pojemność komputera) oraz dane wejściowe. Modele z domknięciem pierwszego rzędu, ze względu na sposób aproksymacji członu turbulencyjnego mają ograniczone zastosowanie, szczególnie w przypadku źródeł punktowych przy występowaniu silniej równowagi chwiejniej. W przypadku źródeł punktowych pojawia się jeszcze problem uśredniana emisji w poszczególnych komórkach siatki. Modele teorii K mogą za to być stosowne do każdej skali przestrzennej. Przykładami modeli eurelowskich z domknięciem pierwszego rządu są m.in.: MISCAM (*Institute of Atmospheric Physics, Johannes Gutenberg University*, Niemcy), STEM II *(University of Iowa i University of Kentucky*, USA), RADM (*National Centre for Atmospheric Research*, USA), MESOGRID (*Environmental Research and Technology*, USA), HYBRID (*System Application*, USA), HMET (*Norwegian Meteorological Institute*, Norwegia). Eulerowskie modele z domknięciem drugiego rzędu są przeznczone głównie do celów badawczych. Modele te charakteryzują się dużymi wymaganiami co do czasu i pamięci komputerów.

Eurelowskie modele z domknięciem uwzględniającym turbulencję podsiatkową (inna nazwa to modele wirów wielkoskalowych). Model jest uznany za technikę badania turbulencji atmosferycznej. Modele wirów wielkoskalowych mają zastosowanie do symulacji zanieczyszczeń pasywnych. Znane są jednak pojedyncze zastosowania tych modeli do symulacji rozprzestrzenia się zanieczyszczeń w atmosferze, z uwzględnieniem prostej, nieodwracalnej reakcji miedzy dwoma składankami.

Modele typu Lagrange'a

Wśród modeli typu Lagrange'a można wymienić:

1) modele gaussowskie,
2) lagrangowskie modele objętościowe,
3) lagrangowskie modele cząstek.

Lagrangowskie modele objętościowe

W lagrangowskich modelach objętościowych układ współrzędnych związany jest z hipotetyczną kolumną (pudełkiem) niesioną przez wiatr. Kolumna taka jest ograniczona od dołu powierzchnią podłoża, a od góry podstawą podniesionej warstwy inwersji temperatury.

Gdy przesuwa się ona nad źródłem emisji, zanieczyszczenia wpływają do niej od strony dna. W większości modeli zakłada się natychmiastowe i jednorodne wymieszanie zanieczyszczeń w całej kolumnie powietrza. W omawianej grupie modeli pomija się zmianę kierunku i prędkości wiatru z wysokością, pionowy ruch powietrza oraz dyfuzję horyzontalną. Dane o emisji zanieczyszczeń i meteorologiczne w lagrangowskich modelach objętościowych mogą się zmieniać w czasie i przestrzeni. Założenia przyjmowane w przedstawianej grupie modeli ograniczają ich dokładność, co prowadzi do dużych błędów w modelowaniu. W lagrangowskich modelach objętościowych stężenia zanieczyszczeń wyznaczane są wzdłuż toru przemieszczania hipotetycznej kolumny. Uzyskane wyniki rozkładów stężeń zanieczyszczeń wymagają interpolacji obliczonych stężeń do siatki eurelowskiej pokrywającej obszar modelownia. Lagrangowskie modele objętościowe umożliwiają szybką ocenę wpływu parametrów wejściowych na zmianę stanu zanieczyszczenia. Symulacje można przeprowadzić dla wybranych receptorów lub wybranych źródeł emisji. Modele te charakteryzują stosunkowo niskie koszty obliczeniowe i są szeroko stosowane do symulacji transportu zanieczyszczeń na dalekie odległości. Szczególnym przypadkiem lagrangowskich modeli objętościowych są tzw. objętościowe modele smug reaktywnych chemicznie, przy pomocy których opisywana jest ewolucja smug emitowanych z punktowych źródeł emisji z uwzględnieniem procesów chemicznych w atmosferze.

Lagrangowskie modele cząsteczek

W lagrangowskich modelach cząsteczek rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w atmosferze jest opisane przy zastosowaniu cząstek, z których każda opisuje określoną masę zanieczyszczenia. Cząstki wyrzucane są ze źródłem emisji w ilości proporcjonalnej do natężenia emisji zanieczyszczeń. W modelach tej grupy obliczanie stężenia zanieczyszczenia wymaga podziału modelowanego obszaru przez nałożenie siatki. Stężenie jest wyznaczane przez zliczanie cząstek w jednostkowej objętości (komórce). Przy użyciu tej metody na ruch pojedynczej cząstki ma wpływ zmienne w czasie pole stężeń. W modelach cząstek, w porównywaniu do numerycznych modeli eulerowskich, unika się problemów związanych z „dyspersją w skali podsiatkowej" występujących dla źródeł punktowych oraz błędów związanych z „numeryczną dyfuzją. W modelach tych łatwo jest uwzględnić procesy usuwania zanieczyszczeń z atmosfery i liniowe przemiany chemiczne zanieczyszczeń.

W lagrangowskich modelach cząstek mogą być symulowane dowolne warunki atmosferyczne (zmienne w czasie i przestrzeni) i dowolne kombinacje zanieczyszczeń w terenie o skomplikowanej topografii. Modele te posiadają też wady w postaci: konieczności generowania dużej liczby cząstek, stosunkowo duże koszty obliczeniowe oraz wymagane dane wejściowe.

Modele gaussowskie

Formuły, którymi opisywany jest rozkład stężeń zanieczyszczeń w modelach gaussowskich, mogą być wprowadzone przy zastosowaniu metody Eulera lub Lagrange'a. Formuły gaussowskie są stosowane do wyznaczania rozkładów stężeń zanieczyszczeń w następujących podgrupach modeli:

- ✓ modele smugowe gaussowskie starej generacji, w których wykorzystuje się dyskretne stany równowagi,
- ✓ modele nowej generacji z modułem gaussowskim, w których posłużono się parametrami warstwy granicznej,
- ✓ modele gaussowskie smugi segmentowej i/lub obłoku, przystosowane do opisu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w warunkach niestacjonarnych i niejednorodnych.

Modele smugowe gaussowskie starej generacji

W modelach smugowych gaussowskich starej generacji wykorzystuje się tradycyjny opis intensywności ruchów turbulencyjnych, czyli dyskretne stany równowagi najczęściej wyznaczane przy pomocy klasyfikacji Pasquilla. Schematy parametryzacji dyfuzji w tych modelach są odnoszone do wymienionych stanów równowagi atmosfery. W modelach smugowych gaussowskich do kluczowych zagadnień należą:

- ✓ opis dyfuzji turbulencyjnej, czyli określenie odchyleń standardowych rozkładu normalnego stężeń zanieczyszczenia w smudze,
- ✓ wyznaczanie wysokości efektywnej emisji,
- ✓ wyznaczanie średniej prędkości wiatru w warstwie rozprzestrzenia zanieczyszczeń.

Gaussowskie modele smugowe są stosowane do oceny stanu zanieczyszczenia powietrza w skali lokalnej. Modele te nie są skomplikowane. Dane potrzebne do obliczeń, szczególnie meteorologiczne są łatwo dostępne. Dodatkową ich zaletą są niskie koszty obliczeniowe. Wymienione cechy zadecydowały, iż modele te mimo ograniczeń wynikających z przyjętych założeń upraszczających, są nadal powszechnie stosowane. Przykładami modeli smugowych gaussowskich starej generacji są m.in.: ISC (US EPA, USA), RAM (US EPA,USA), KOMIN (Iwanek, Polska), URFOR (ISIS Politechnika Warszawska, Polska).

Modele smugowe gaussowskie nowej generacji

W modelach smugowych gaussowskich nowej generacji opis struktury warstwy granicznej opiera się na teorii prawdopodobieństwa i parametrów warstwy granicznej. Podejście to zastępuje tradycyjny opis struktury turbulencji atmosfery przy użyciu dyskretnych stanów równowagi atmosfery i umożliwia wprowadzenie nowej parametryzacji procesu dyfuzji turbulencyjnej. Modele te współpracują z preprocesorem meteorologicznym, czyli modułem przetwarzającym dane meteorologiczne na parametry warstwy granicznej i wyznaczającym pionowe profile wiatru, turbulencji i temperatury. Dane meteorologiczne są najczęściej wprowadzane w trybie chronologicznym w postaci cogodzinnych pomiarów meteorologicznych ze stacji meteorologicznych oraz wyznaczane dwukrotnie w ciągu doby danych o profilach pionowych prędkości wiatru i temperatury ze stacji radiosondażowej. Modele smugowe gaussowskie nowej generacji mają zastosowanie dla celów praktycznych w skali lokalnej i regionalnej. Przykładami modeli smugowych gaussowskich nowej generacji są m.in model OML, model HPDM, model ADMS, model AERMOD.

Modele gaussowskie smugi segmentowej i/lub obłoku

Modele gaussowskie smugi segmentowej i obłoku oraz modele mieszane umożliwiają symulację rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w warunkach niestacjonarnych i niejednorodnych. Dodatkową zaletą modelu obłoku i modeli mieszanych jest możliwość opisu rozprzestrzeniania zanieczyszczeń w warunkach ciszy i słabych wiatrów.

W modelach smugi segmentowej przyjmuje się, że zanieczyszczenia emitowane z punktowego źródła emisji w zadanym przedziale czasu Δt tworzą segment smugi. Segment smugi opisują parametry analogiczne do parametrów smugi w modelu smugowym

gaussowskim. Stężenie zanieczyszczenia wyznaczane są w zadanym punkcie recepcyjnym przy uwzględnieniu segmentu najbliższego receptora z równania gaussowskiego dla smugi. Modele gaussowskie smugi segmentowej mają zastosowanie dla celów praktycznych w skali lokalnej i regionalnej. Przykładami modeli gaussowskich smugi segmentowej są m.in model AVACTA I, model ATSTEP, model SPM.

W modelach gaussowskiego obłoku smuga zanieczyszczenia emitowanego ze źródła emisji jest przybliżana przez serię obłoków. Zakłada się, że w ciągu każdego przedziału Δ*t* do atmosfery wyrzucane są zanieczyszczenia o masie Δ*Mm*= *E*· Δ*t,* gdzie *E* jest zmiennym w czasie natężeniem emisji zanieczyszczenia. Obłok zanieczyszczeń o masie Δ*m* przemieszcza się zgodnie z lokalnym, zmiennym w czasie polem wiatru. Dyfuzję obłoku opisują odchylenia standardowe σ*x,* σ*y i* σv rozkładu stężeń zanieczyszczenia. Całkowite stężenie zanieczyszczenia w danym punkcie recepcyjnym jest wyznaczane przez sumowanie stężeń jednostkowych od wszystkich obłoków wygenerowanych przez źródło. Przykładami modeli gaussowskich obłoku są m.in. kolejne wersje modelu Ludwiga, model RIMPUFF, model CALPUFF (*California air research board PUFF air dispersion model).*

Modele gaussowskiej smugi segmentowej i/lub obłoku są stosowane głównie do symulacji dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym w skali regionalnej.

Poszczególne modele różnią opisem procesów związanych z dyspersją zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, czyli opisem transportu, dyfuzji, przemian chemicznych oraz usuwania zanieczyszczeń z atmosfery. W zależności od założonego celu dobiera się odpowiedni model. Modele w zależności od przyjętych uproszczeń służą do różnych zastosowań [87]. Chociaż każdy model jest przybliżeniem rzeczywistości, to jednak dobrze dobrany i przygotowany daje prawidłowy i zbliżony obraz rzeczywistości.

2. CEL I TEZA PRACY

2.1 TEZA PRACY

Jakość powietrza jest obecnie jednym z najważniejszych zagadnień we współczesnym świecie. Każdy z nas jest narażany na oddychanie zanieczyszczonym powietrzem. Bilsko 75% populacji europejskiej żyje w miastach przez co jest szczególnie narażona na oddziaływanie zanieczyszczonego powietrza. Wiele zanieczyszczeń może powodować groźne choroby. Monitoring powietrza atmosferycznego pozwala na bieżące kontrolowanie jakości powietrza, natomiast w dłuższej perspektywie czasu pozwala również ocenić trendy dla poszczególnych zanieczyszczeń powietrza. Im uzyska się pełniejszą informację i dogłębną analizę na temat zarówno imisji jak i emisji na danych obszarze, tym można dokonać lepszej diagnozy, a co z tym idzie pojąć odpowiednie działania w kierunku poprawy jakości powietrza.

2.2 CEL PRACY

Zasadniczym celem pracy jest analiza stężeń zanieczyszczeń powietrza w latach 2008-2012 w aglomeracji gdańskiej w powiązaniu z warunkami meteorologicznymi oraz przy użyciu geograficznych systemów informacji.

Główny cel pracy podzielono na szczegółowe cele cząstkowe, wśród których wyróżnić można:

- analizę zmienności dobowej, tygodniowej, sezonowej oraz rocznej stężeń zanieczyszczeń powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}),
- analizę korelacji pomiędzy poszczególnymi zanieczyszczeniami powietrza,
- analizę zależności pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza a warunkami, meteorologicznymi
- analizę epizodów wysokich stężeń w korelacji z warunkami meteorologicznymi,
- analizę przestrzennego rozkładu stężeń przy zastosowaniu geograficznych systemów informacji.

3. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

3.1 Monitoring powietrza w aglomeracji gdańskiej

Celem monitoringu jakości powietrza jest uzyskiwanie informacji i danych dotyczących poziomów stężeń substancji w otaczającym powietrzu oraz wyników analiz i ocen w zakresie przestrzegania norm jakości powietrza [88]. Monitoring jakości powietrza stanowi ważne narzędzie w zakresie zarządzania i oceny ryzyka wystąpienia przekroczeń poziomów dopuszczalnych stanowi podstawę podejmowania wszelkich działań na rzecz ochrony nie tylko zdrowia ludzi, ale także roślin i dóbr kultury materialnej. Monitoring powietrza atmosferycznego oznacza bezpośrednie pomiary powietrza w różnych punktach w terenie, wybranych jako reprezentatywne dla jakości powietrza, albo jako tzw. *hot-spots* czyli "gorące miejsca" o wyjątkowo wysokich stężeniach substancji zanieczyszczających. Monitoring środowiska, a szczególnie powietrza atmosferycznego, jest ważnym i niezastąpionym źródłem informacji o jakości powietrza.

Wyróżnia się cztery podstawowe misje monitoringu atmosfery [89]:

1. Misja główna - pozyskiwanie danych poprzez:
   a) sieci pomiarów automatycznych,
   b) pomiary manualne, ze stacji mobilnych,
   c) pomiary z kampanii okresowych.
2. Misja podstawowa - rozpowszechnianie informacji bieżącej oraz prognoz krótkoterminowych, w tym:
   a) komentarzy w sytuacjach alarmowych,
   b) stałego bądź cyklicznego raportowania z odniesieniem do sytuacji meteorologicznych,
   c) analiz z uwzględnieniem pomiarów w innych sieciach,
   d) ocen wpływu na środowisko bieżących technologii.
3. Misja prognostyczna i ekspercka, w tym:
   a) prognozowanie średnio i długoterminowe,
   b) wskazywanie kierunków planowania przestrzennego (plany zagospodarowania terenu),
   c) oceny projektów infrastrukturalnych i przemysłowych.

4. Misja szkoleniowa i doradcza edukacja społeczeństwa poprzez:

a) szkolenia władz publicznych,

b) doradztwo przy sporządzaniu planów - inicjatywy wprowadzania nowych technik i narzędzi informacyjnych,

c) wykorzystanie wiedzy dla wdrożenia narzędzi monitoringu w tworzeniu systemów jakości powietrza.

W województwie pomorskim sieć monitoringu atmosfery obejmuje stacje manualne i automatyczne Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW), stacje manualne, pasywne i automatyczne Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska (WIOŚ) oraz stacje automatyczne Fundacji ARMAAG (Agencji Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej). W samej aglomeracji gdańskiej monitoring atmosfery prowadzony jest przez dwie instytucje: WIOŚ (pomiary automatyczne, manualne i pasywne) oraz przez Fundację ARMAAG (pomiary automatyczne).

Fundacja ARMAAG była jedną z pierwszych sieci monitoringu automatycznego powietrza w Polsce [90]. Fundacja ARMAAG powstała jako wspólna inicjatywa czterech pomorskich gmin: Gdańska, Gdyni, Sopotu i Tczewa oraz spółki Nederpol, które w 1993 roku wspólnie założyły Fundację dla utworzenia sieci monitoringu regionalnego [91]. W dalszej części rozdziału w miejsce nazwy Fundacja ARMAAG będzie stosowane również określanie sieć ARMAAG.

Podstawowe cele nowopowstałej Fundacji ARMAAG określone zostały w statucie [92]. Najważniejsze z nich to:

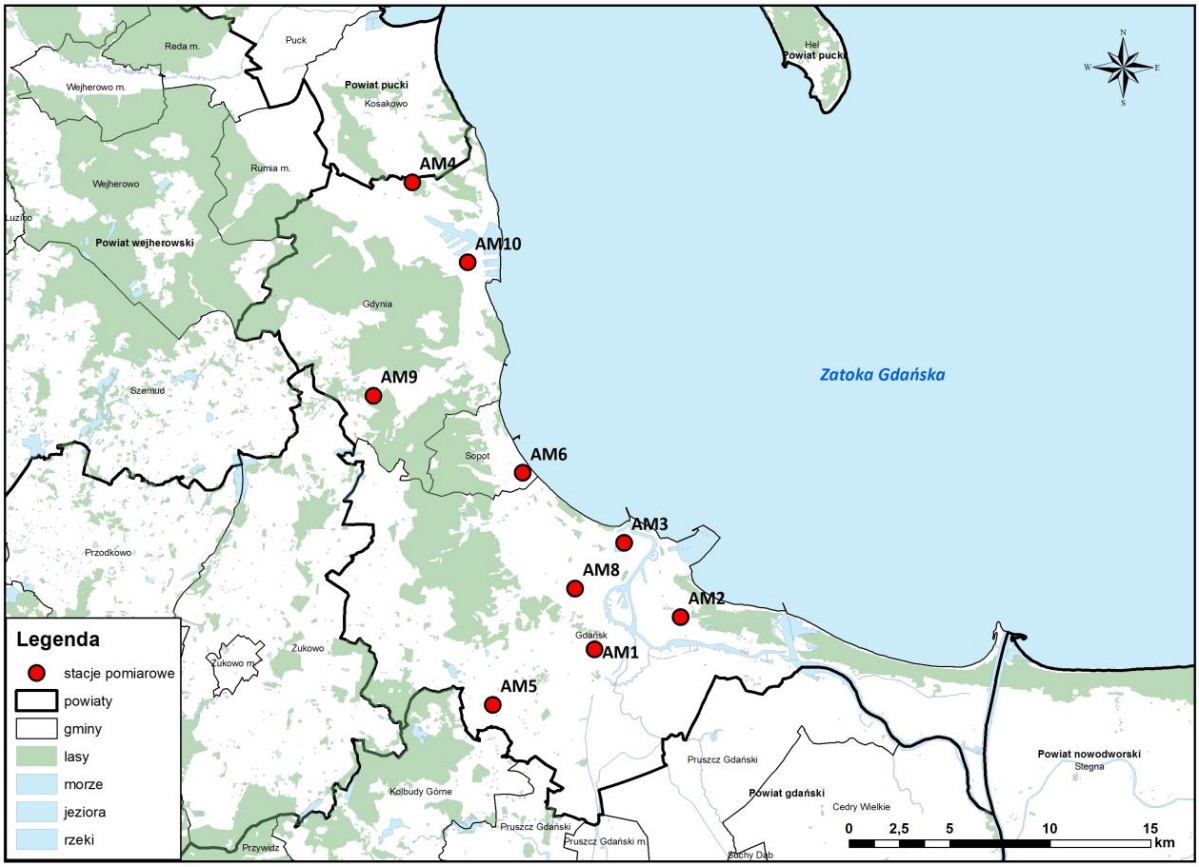
1. Prowadzenie monitoringu powietrza atmosferycznego w Gdańsku, Gdyni, Sopocie i Tczewie.
2. Zwiększenie skuteczności działań na rzecz ochrony środowiska poprzez zbieranie, analizowanie oraz udostępnianie danych dotyczących stanu zanieczyszczenia atmosfery i zmian w nim zachodzących.
3. Skupianie wokół Fundacji przedsiębiorców, organizacji gospodarczych, i innych osób dla wspierania idei propagowanych prze Fundację.
4. Oddziaływanie na rzecz poprawy jakości powietrza atmosferycznego w Gdańsku, Gdyni, Sopocie i Tczewie.

5. Popieranie inicjatyw służących idei Fundacji.
6. Udostępnianie informacji o stanie powietrza atmosferycznego.

Projekt sieci monitoringu wykonany został przez zespół pod kierunkiem dr Jerzego Trappa z Uniwersytetu Gdańskiego i pozytywnie zaopiniowany przez Inspektora Ochrony Środowiska [93]. W październiku 1996 roku powstały dwie pierwsze stacje sieci ARMAAG: stacja AM1, zlokalizowana w Gdańsku Śródmieściu przy ul. Powstańców Warszawskich oraz AM2, zlokalizowana w Gdańsku Stogach przy ul. Kaczeńce. Fundatorem obu stacji była Rafineria Gdańska. We wrześniu 1997 roku wybudowano dwie kolejne stacje: AM3, zlokalizowaną w Gdańsku Nowym Porcie przy ul. Wyzwolenia, oraz AM4 zlokalizowaną w Gdyni Pogórzu przy ul. Porębskiego. Fundatorem obu stacji był Zespół Elektrociepłowni Wybrzeże. W 1998 zakończono budowę stacji AM5, zlokalizowanej w Gdańsku Szadółkach przy ul. Ostrzyckiej, którą w maju włączono do sieci. Fundatorem stacji było Przedsiębiorstwo Eksploatacji Rurociągów Naftowych „PERN". W lipcu tego samego roku włączono do sieci dwie kolejne stacje, ufundowane przez Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Gdańsku: AM6 w Sopocie przy ul. Bitwy pod Płowcami oraz AM7 w Tczewie przy ul. Targowej. W październiku 1998 roku włączono jeszcze jedną stację AM8, zlokalizowaną w Gdańsku Wrzeszczu przy ul. Leczkowa, której fundatorem było Przedsiębiorstwo Przeładunku Paliw Płynnych „Naftoport" Sp. z o.o. W listopadzie 1999 roku zbudowano i włączono do sieci stację AM9, zlokalizowaną w Gdyni Redłowie przy ul. Kopernika. Sponsorem stacji była Fundacja Współpracy Polsko-Niemieckiej. W 2000 roku podjęto starania o włączenie sieci ARMAAG do Państwowego Monitoringu Środowiska, które zakończyły się pomyślnie. Po spełnieniu szeregu wymogów formalnych i organizacyjnych sieć ARMAAG włączono także do Europejskiej Sieci Obserwacyjnej i Informacyjnej EIONET. W obu tych instytucjach wyniki pomiarów sieci ARMAAG, uznawane są jako w pełni reprezentatywne dla obszaru aglomeracji trójmiejskiej. W 2001 roku ukończono budowę ostatniej stacji AM10 zlokalizowanej w Gdyni Śródmieściu przy ul. Wendy, którą w maju włączono do sieci. Fundatorami tej stacji były zakłady przemysłowe prowadzące działalność na terenie Gdyni: Zarząd Morskiego Portu Gdynia S.A., Stocznia Gdynia S.A., Stocznia Remontowa „Nauta", Bałtycka Baza Masowa Sp. z o.o., Stocznia Marynarki Wojennej [93]. W ten sposób zakończono budowę sieci regionalnego monitoringu atmosfery w aglomeracji gdańskiej. Zgodnie z założeniami sieć obejmuje 10 stacji

pomiarowych. Ze względów finansowych nie wybudowano stacji tła. W 2009 roku zakończono prace prowadzące do uzyskania certyfikatu jakości. Certyfikat Polskiego Centrum Akredytacji w zakresie pobierania prób i wykonywania badań w zgodności z normą PN - EN ISO/IEC 17025:2005 uzyskano w dniu 8 lipca 2009 r.

Stacje Fundacji ARMAAG prowadzą w sposób ciągły pomiary monotlenku węgla, ditlenku węgla, tlenku i ditlenku azotu, amoniaku, ozonu, ditlenku siarki, BTEX oraz pyłów PM_{10}, $PM_{2,5}$ i PM_1. Pomiary stężeń ditlenku siarki [94], tlenków azotu, ozonu, tlenku i ditlenku węgla wykonuje się metodami spektrofotometrycznymi. Pył PM_{10} oznaczana się metodą radiometryczną i grawimetryczną, a oznaczenia benzenu, toluenu, etylobenzenu i ksylenów wykonuje się techniką chromatografii gazowej z automatycznym pobieraniem próbek. Równolegle z pomiarami stężeń substancji zanieczyszczających prowadzone są pomiary meteorologiczne, ze względu na duży wpływ warunków meteorologicznych dyspersję zanieczyszczeń powietrza. Poniżej zaprezentowano na mapie rozmieszczenie stacji pomiarowych sieci ARMAAG (rys. 8) oraz tabelaryczne zestawienie wyposażenia (tab. 14).



Rys. 8. Rozmieszczenie stacji ARMAAG w aglomeracji gdańskiej.

Tab. 14. Lokalizacja stacji pomiarowych ARMAAG i zakres pomiarowy w roku 2012 [95].

Stacja	Rok rozpoczęcia pomiarów	Analizatory gazowe	Analizatory pyłowe	Wyposażenie meteorologiczne
AM1 Gdańsk Śródmieście ul. Powstańców Warszawskich	1996	SO_2, NO_x, NO_2 NO,CO	PM_{10}	temperatura, wilgotność, ciśnienie, opad, prędkość i kierunek wiatru
AM2 Gdańsk Stogi ul. Kaczeńce	1996	SO_2, NO_x, NO_2,NO, BTEX	PM_{10}	temperatura, wilgotność, ciśnienie, opad, prędkość i kierunek wiatru
AM3 Gdańsk Nowy Port ul. Wyzwolenia	1997	SO_2, NO_x, NO_2, NO, CO, CO_2	PM_{10}	temperatura, ciśnienie
AM4 Gdynia Pogórze ul. Porębskiego	1997	SO_2, NO_x, NO_2, NO, CO,CO_2 , O_3	PM_{10}	temperatura, wilgotność, ciśnienie, opad, prędkość i kierunek wiatru
AM5 Gdańsk Szadółki ul. Ostrzycka	1998	SO_2, NO_x, NO_2, NO, CO,CO_2, O_3	PM_{10}	temperatura, wilgotność, ciśnienie, opad, prędkość i kierunek wiatru
AM6 Sopot ul. Bitwy pod Płowcami	1998	SO_2, NO_x,NO_2, NO, CO,	PM_{10}	temperatura, wilgotność, ciśnienie, nasłonecznienie, prędkość i kierunek wiatru, opad
AM7 Tczew ul. Targowa	1998	SO_2, NO_x,NO_2, NO, CO,	PM_{10}, $PM_{2,5,}$ PM_1	temperatura, wilgotność, ciśnienie, opad (2 metody), prędkość i kierunek wiatru
AM8 Gdańsk Wrzeszcz ul. Leczkowa	1998	SO_2, NO_x, NO_2, NO, CO, O_3	PM_{10}, $PM_{2,5}$	temperatura, wilgotność, ciśnienie, opad, prędkość i kierunek wiatru
AM9 Gdynia Dąbrowa ul. Szafranowa	1999	SO_2, NO_x, NO_2, NO, CO, O_3	PM_{10},	temperatura, wilgotność, ciśnienie, nasłonecznienie, prędkość i kierunek wiatru, opad
AM10, Gdynia Śródmieście ul. Wendy	2001	NO_x, NO, NH_3, BTEX	PM_{10}	temperatura, wilgotność, ciśnienie, prędkość i kierunek wiatru, opad

3.2 Metody pomiarowe w automatycznym monitoringu jakości powietrza

Analizatory stosowane obecnie w monitoringu jakości powietrza atmosferycznego to wysokospecjalistyczne urządzenia pomiarowe. Wyposażone w mikroprocesorową elektronikę potrafią diagnozować parametry swojej pracy oraz sygnalizować i korygować wiele błędów pomiarowych [96]. Większość z nich zaprojektowana została w taki sposób, aby zminimalizować konieczność ingerencji operatora. Niemniej jednak, urządzenia te wymagają fachowej obsługi, aby móc ocenić poprawność i wiarygodność uzyskiwanych danych pomiarowych. W rozdziale przedstawiono zasadę pomiarów i budowę analizatorów gazowych oraz pyłowych stosowanych w aglomeracji gdańskiej przez sieć ARMAAG.

Przedstawiono metody pomiarowe stosowane w monitoringu automatycznym w Polsce uznane przez Komisję Europejską za referencyjne i określone w następujących normach:

- ✓ **PN-EN 14211:2013-02** Powietrze atmosferyczne - Standardowa metoda pomiaru stężenia ditlenku azotu i tlenku azotu za pomocą chemiluminescencji,
- ✓ **PN-EN 14212:2013-02** Powietrze atmosferyczne - Standardowa metoda pomiaru stężenia ditlenku siarki za pomocą fluorescencji w nadfiolecie,
- ✓ **PN-EN 14625:2013-02** Powietrze atmosferyczne - Standardowa metoda pomiaru stężenia ozonu z wykorzystaniem fotometrii w nadfiolecie,
- ✓ **PN-EN 14626:2013-02** Powietrze atmosferyczne - Standardowa metoda pomiaru stężenia tlenku węgla za pomocą niedyspersyjnej spektroskopii w podczerwieni.

3.2.1 Analizatory tlenków azotu

Metoda pomiaru stężeń tlenku azotu (NO) oparta jest na zjawisku chemiluminescencji, czyli emisji energii w postaci światła w wyniku reakcji chemicznej. Tlenek azotu reaguje w fazie gazowej z ozonem wytwarza wzbudzoną niestabilną cząsteczkę dwutlenku azotu (NO_2), która powracając do stanu podstawowego, emituje promieniowanie w zakresie długości fali od 600 do 3000 nm z maksimum przypadającym na 1200 nm [97].

Intensywność promieniowania jest proporcjonalna do stężenia tlenku azotu.

$$NO + O_3 \longrightarrow NO_2^* + O_2 \quad (1)$$

$$NO_2 \longrightarrow NO_2 + hv \quad (2)$$

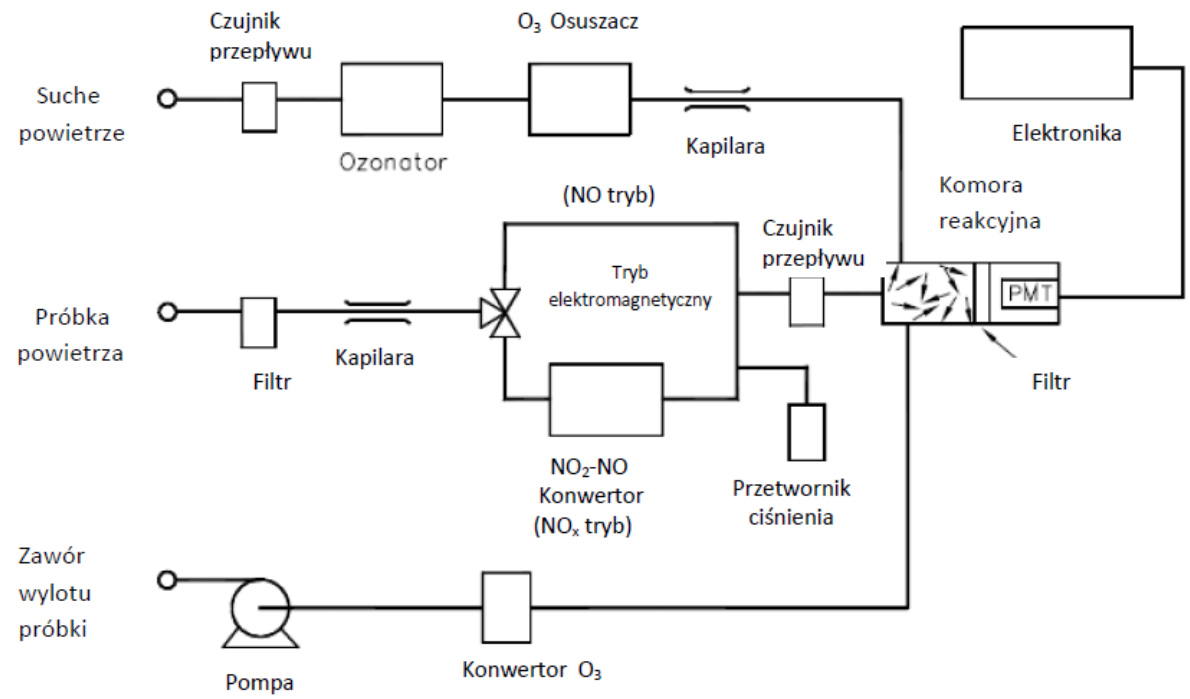
Oznaczenie stężenia ditlenku azotu w metodzie chemiluminescencyjnej możliwe jest dopiero po jego konwersji do tlenku azotu. Czynność ta dokonywana jest w molibdenowym konwerterze, ogrzewanym do temperatury ok. 325°C [98].

$$NO_2 \xrightarrow{\text{Konwerter (katalizator)}} NO \quad (3)$$

Wielkość emisji promieniowania jest w tym przypadku proporcjonalna do sumy stężenia NO powstałego z NO_2 oraz NO zawartego w analizowanej próbce powietrza. Stężenie ditlenku azotu wyliczane jest na podstawie różnicy pomiędzy wielkością emisji dla próbki, która przeszła przez konwerter, a wielkością emisji dla próbki, która nie została poddana konwersji. Pomiar obu wielkości emisji może odbywać się jednocześnie lub naprzemiennie. Z tego też względu można wyróżnić przynajmniej trzy podstawowe konstrukcje analizatorów. Analizatory z dwiema komorami reakcyjnymi i dwoma detektorami emisji promieniowania. Pomiar wielkości emisji dla próbki bez konwersji NO_2 oraz wielkości emisji dla próbki po konwersji NO_2 odbywa się w tym samym czasie. Analizatory z dwiema komorami reakcyjnymi i jednym detektorem emisji promieniowania. Do komór pomiarowych doprowadzana jest w tym samy czasie próbka powietrza bez konwersji NO_2 i po konwersji NO_2. Pomiar emisji promieniowania odbywa się naprzemiennie dzięki zastosowaniu specjalnej, często obrotowej przesłony.

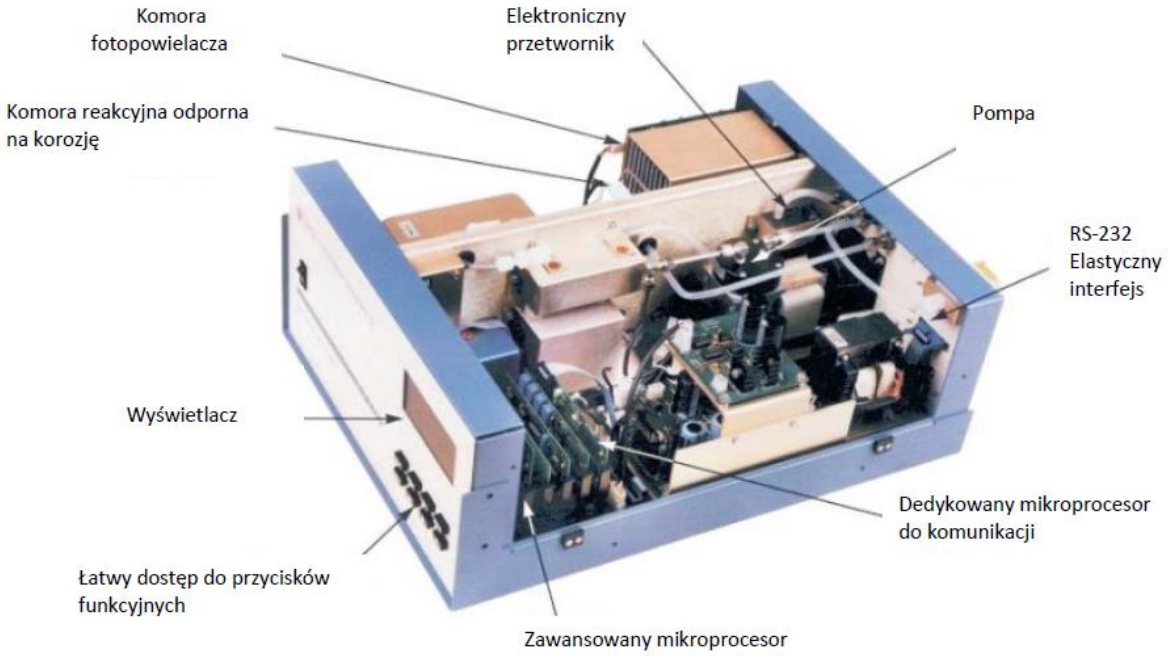
Analizator z jedną komorą reakcyjną i jednym detektorem promieniowania. Do komory reakcyjnej doprowadzana jest naprzemiennie (za pomocą elektrozaworu) próbka powietrza bez konwersji NO_2, a następnie próbka po konwersji NO_2. Pomiar emisji promieniowania odbywa się zgodnie z cyklami doprowadzania próbek. Poniżej na schemacie zaprezentowano analizator z jedną komorą reakcyjną i jednym detektorem promieniowania (rys. 9).

a)



Model 42 C schemat działania

b)



Rys. 9. Analizator ditlenku azotu model Thermo 42C a) schemat analizatora b) widok analizatora w środku [97,98].

3.2.2 Analizatory ditlenku siarki

Metoda pomiaru stężeń ditlenku siarki oparta jest na zjawisku fluorescencji w ultrafiolecie. Cząsteczki ditlenku siarki, pod wpływem promieniowania ultrafioletowego o długości fali 200 - 220 nm, wzbudzane są do nietrwałych energetycznie form, które wracając do stanu podstawowego, emitują energię w postaci światła o długości fali 240 - 420 nm, co można przedstawić poniższymi reakcjami [99].

$$SO_2 + h\nu \longrightarrow SO_2 \quad (4)$$

$$SO_2 \longrightarrow SO_2 + h\nu\ (UV) \quad (5)$$

Intensywność promieniowania fluorescencyjnego *hv* jest proporcjonalna do stężenia ditlenku siarki, zgodnie ze wzorem.

$$F = k^* SO_2 \quad (6)$$

gdzie:

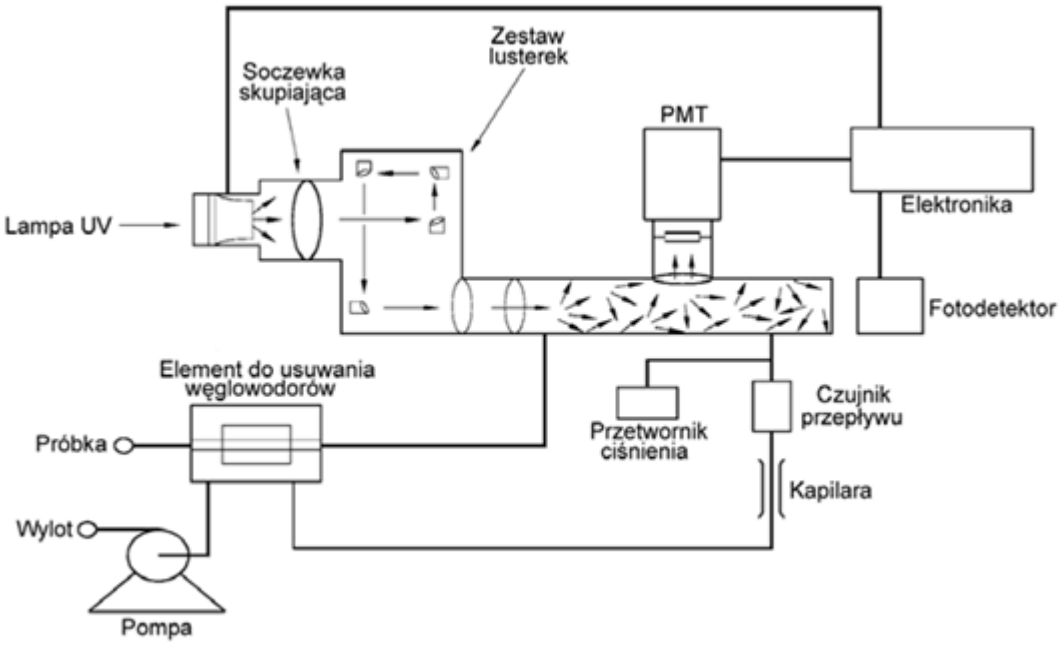
F -intensywność promieniowania fluorescencyjnego,

k -współczynnik proporcjonalności,

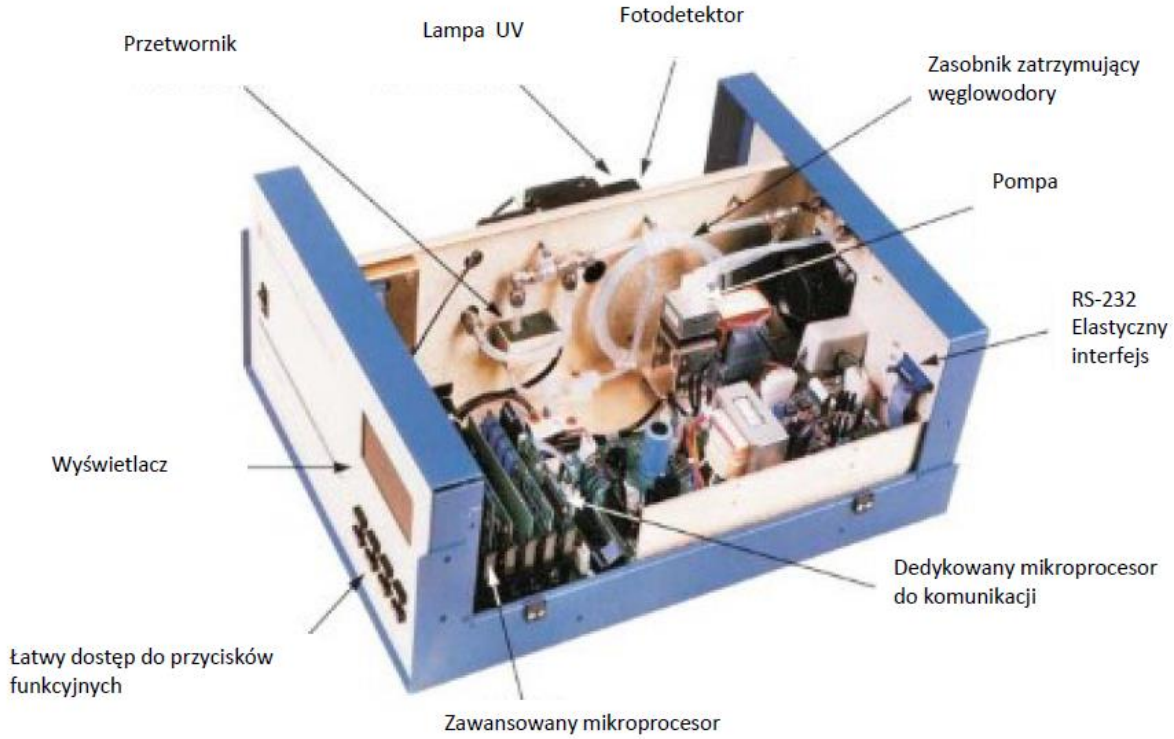
C_{SO_2} - stężenie ditlenku siarki.

Emitowane promieniowanie po przejściu przez filtr pasmowy zamienianie jest na sygnał elektryczny za pomocą detektora (np. fotopowielacza) [100]. Poniżej na rycinie przedstawiono schemat analizatora dwutlenku siarki.

a)



b)



Rys. 10. Analizator ditlenku siarki model Thermo 43C a) schemat działania analizatora b) widok analizatora w środku [99, 100].

3.2.3 Analizatory ozonu

Pomiar stężeń ozonu oparty jest o metodę fotometrii w ultrafiolecie. Cząstki ozonu absorbują promieniowanie UV o długości fali 253,7 nm, a stopień tej absorpcji jest proporcjonalny do stężenia ozonu. Zależność tę można opisać poniższym równaniem [101]:

$$I \div Io = e^{-Klc} \quad (7)$$

gdzie:

K- współczynnik absorpcji,

l - długość drogi optycznej,

c- stężenie ozonu,

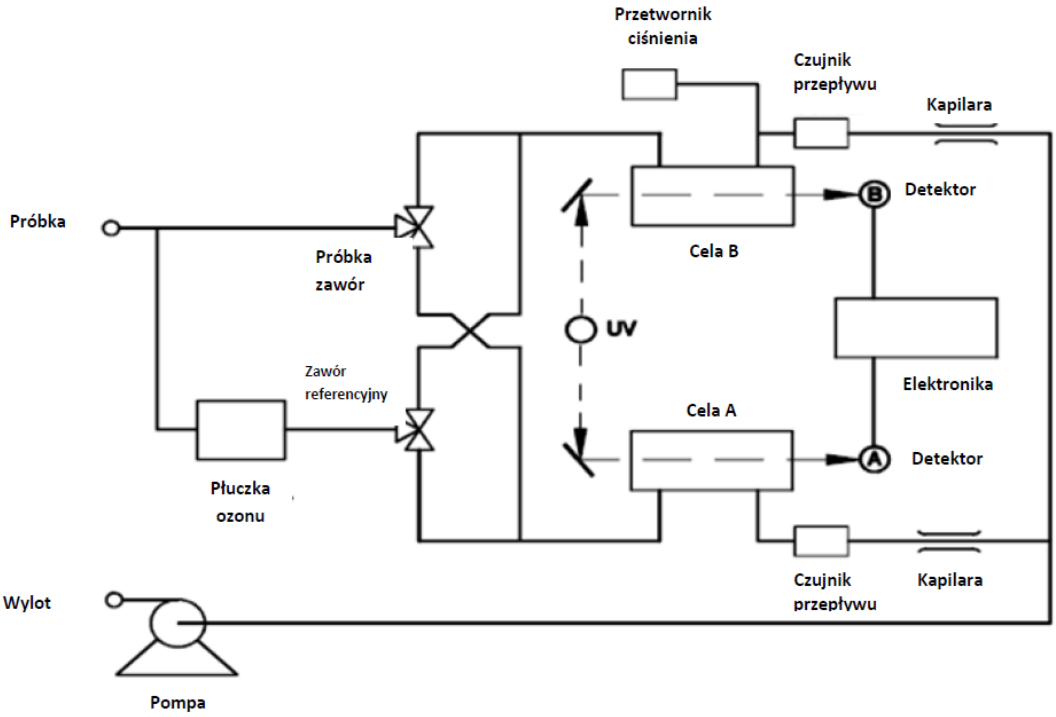
I - intensywność promieniowania UV po przejściu przez próbkę badaną,

I_0- intensywność promieniowania UV po przejściu przez próbkę nie zawierającą ozonu.

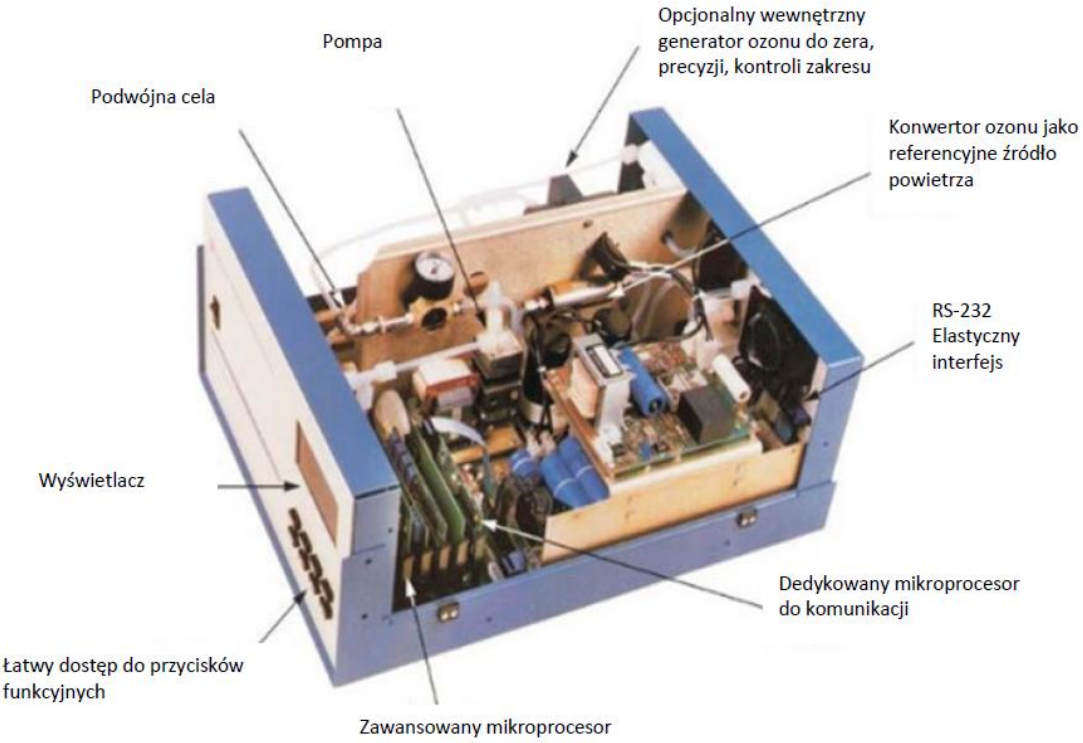
Jak wynika z powyższej zależności *(7)* określenie zawartości ozonu w próbce badanej odbywa się w odniesieniu do absorpcji promieniowania tej samej próbki pozbawionej ozonu. Jednym z powodów takiej realizacji pomiaru jest fakt, iż wiele innych substancji naturalnie znajdujących się w próbce badanej wykazuje również absorpcję promieniowania UV. Usunięcie ozonu z próbki badanej odbywa się przy pomocy specjalnych filtrów, które stanowią ważny element konstrukcji analizatorów ozonu. Czułość analizatorów ozonu zależy od długości drogi optycznej - komór absorpcyjnych. Im dłuższa droga optyczna tym większa czułość urządzenia [102].

Z uwagi na sposób realizacji pomiaru istnieją dwie podstawowe konstrukcje analizatorów. W analizatorach z jedną komorą absorpcyjną i jednym detektorem pomiar absorpcji promieniowania próbki badanej i próbki badanej pozbawionej ozonu odbywa się naprzemiennie. W przypadku analizatorów z dwiema komorami absorpcyjnymi i dwoma detektorami pomiar absorpcji promieniowania próbki badanej i próbki pozbawionej ozonu odbywa się jednocześnie. Schemat takiego analizatora stosowanego w sieci ARMAAG przestawiono poniżej [103].

a)



b)



Rys. 11. Analizator ozonu model Thermo 49C a) schemat analizatora b) widok analizatora [101, 102].

3.2.4 Analizatory monotlenku węgla

Pomiar stężeń tlenku węgla odbywa się metodą selektywnej spektroskopii w podczerwieni. Analizator CO działa na zasadzie pochłaniania promieniowania podczerwonego przez cząsteczki CO przy długości fali 4-6 mikrometrów [104]. Pochłanianie promieniowania podczerwonego nie zachodzi linowo istnieje konieczność przetworzenia sygnału urządzenia na zależność liniową. Istnieją różne rozwiązania techniczne analizatorów, które ograniczają problemy z dryftem, czułością i stabilnością, powodowane przez absorpcję promieniowania podczerwonego również przez inne cząstki zbudowane z dwóch różnych atomów (w szczególności: ditlenek węgla, para wodna, tlenki azotu, a także węglowodory).

Spośród głównych rozwiązań można tu wymienić:

a) pomiar absorpcji promieniowania podczerwonego dla długości fali charakterystycznej dla tlenku węgla - 4,7 µm;

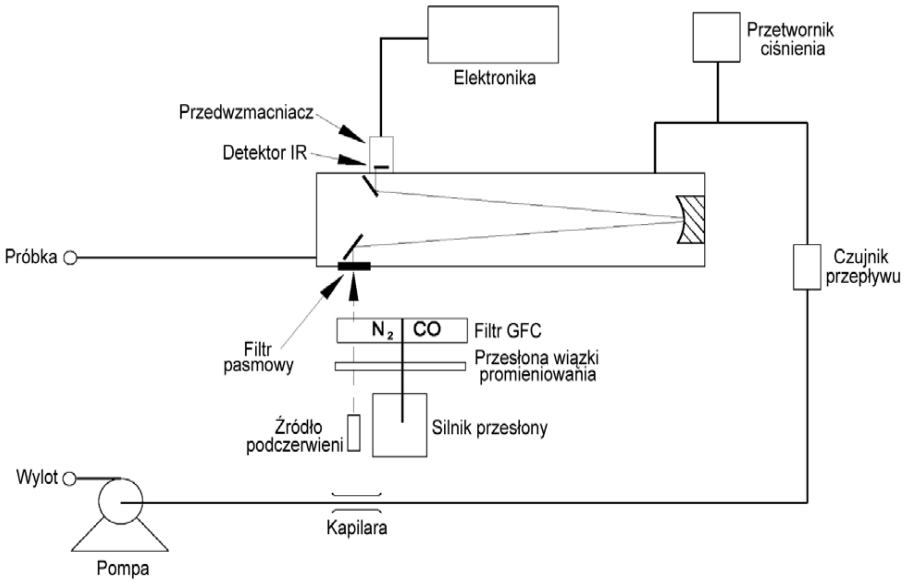
b) analizatory dwukomorowe z zastosowaniem komory wypełnionej czystym powietrzem (kompensacja dryftu);

c) analizatory z obrotowym kołem (system GFC).

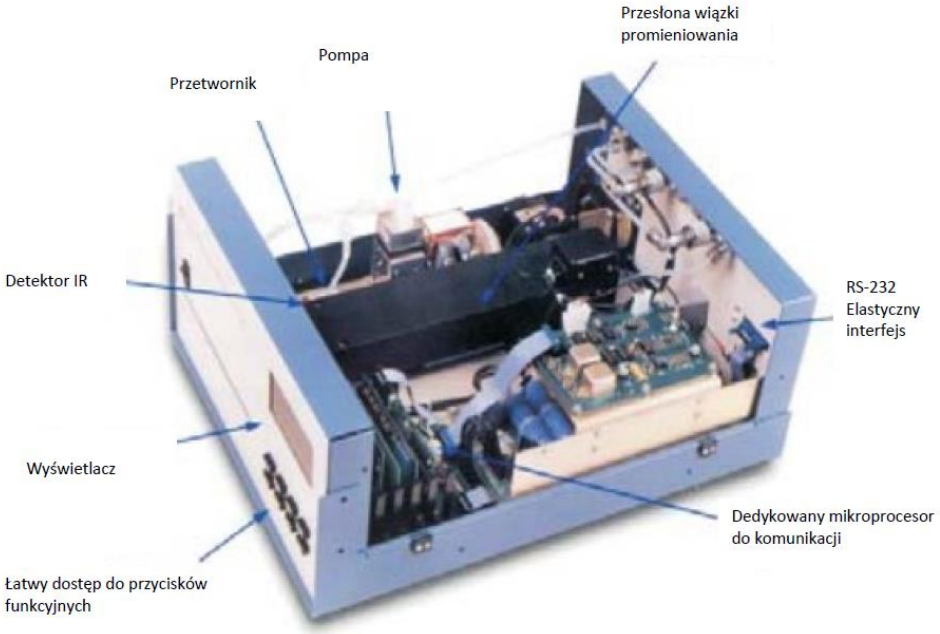
Analizatory z obrotowym kołem, zwanym często kołem korelacyjnym, są najczęściej stosowane w analizatorach do ciągłego pomiaru stężeń tlenku węgla w powietrzu atmosferycznym [105]. Poniżej zaprezentowano schemat działania takiego analizatora (rys. 11). Urządzenie zawsze zawiera filtr wypełniony azotem nie absorbującym promieniowania IR oraz filtr wypełniony monotlenkiem węgla. Koło umieszczane jest pomiędzy źródłem promieniowania podczerwonego a komorą absorpcyjną, w której zachodzi jego absorpcja przez cząsteczki monotlenku węgla [105]. Promieniowanie IR dociera do komory absorpcyjnej naprzemiennie, raz przez filtr z azotem, raz przez filtr wypełniony monotlenkiem węgla. Promieniowanie IR przechodząc przez filtr wypełniony monotlenkiem węgla dociera do komory absorpcyjnej pozbawione charakterystycznej dla CO długości fali, ale promieniowanie zawiera długości charakterystyczne dla absorpcji innych cząsteczek obecnych w badanej próbce powietrza. Przechodząc natomiast przez filtr z azotem w całości dociera do komory absorpcyjnej, w której osłabienie promieniowania pochodzi zarówno od monotlenku węgla jak i innych cząsteczek naturalnie zawartych w

próbce powietrza. Stężenie CO w próbce badanego powietrza obliczane jest na podstawie różnicy obu sygnałów. W celu osiągnięcia wysokiej czułości analizatorów, w komorze absorpcyjnej znajduje się zwykle układ luster powodujący wielokrotne odbicie wiązki promieniowania.

a)



b)



Rys. 12. Analizator monotlenku węgla model Thermo 48C a) schemat analizatora b) widok analizatora [104, 105].

3.2.5 Analizatory pyłu PM_{10}

Pył zawieszony jest złożoną mieszaniną cząstek różniących się składem chemicznym, kształtem czy rozmiarem [106]. Może być zarówno emitowany ze źródeł naturalnych (erozja skał, gleb, aerozol morski) jak i z działalności antropogenicznej (spalanie paliw, emisja komunikacyjna). Drobne cząstki (PM_{10} i mniejsze) wprowadzane są do powietrza w wyniku emisji pierwotnej lub powstają w atmosferze w wyniku emisji wtórnej będącej rezultatem reakcji i procesów przy transporcie na większe odległości takich gazów jak : SO_2, NO_x, NH_3 oraz lotnych związków organicznych. Liczne badania potwierdzają istnienie zależności pomiędzy podwyższonym poziomem pyłu zawieszonego w powietrzu a występowaniem negatywnych skutków zdrowotnych, takich jak choroby układu oddechowego czy sercowo-naczyniowego, dlatego stały monitoring pyłu zawieszonego w powietrzu jest tak istotny.

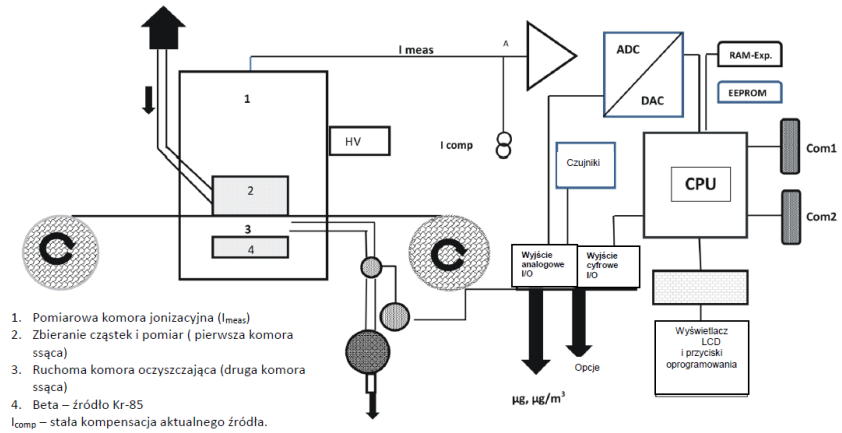
Zgodnie z właściwym Rozporządzeniem [107] jako metodę referencyjną dla pomiaru pyłu PM_{10} uznaje się manualną metodę wagową opisaną w normie PN-EN 12431:2014-07. Jako metodę pozyskiwania informacji godzinnych o stężeniach PM_{10} stosuje się metodę automatyczną. Pył zawieszony PM_{10} w sieci ARMAAG mierzony był (podobnie jak w innych stacjach w Europie) dwiema metodami automatycznymi: metodą radiometryczną z wykorzystaniem analizatora firmy Eberline i metodą wagi oscylacyjnej pyłomierzem firmy Rupprecht & Pataschnick (TEOM 1400a). Na stacji AM8 w Gdańsku Wrzeszczu prowadzony był kilkuletni program ekwiwalentności pomiaru pyłu PM_{10} przy użyciu referencyjnego analizatora wysokoobjętościowego z automatycznym zmieniaczem filtrów [108]. Zgodnie z Dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21 maja 2008 r. [109] w sprawie jakości powietrza i czystszego powietrza dla Europy, państwa członkowskie mogą zastosować inną metodę pomiarową, o ile potrafią wykazać, iż wyniki uzyskane tą metodą są równoważne z metodą referencyjną. Przeprowadzony kilkuletni program zgodnie z wymaganiami stawianymi w unijnym przewodniku "*Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods. EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence*" [110] wykazał za każdym razem, niezależnie od przyjętego okresu uśredniania stężenia pyłu PM_{10}, że wyniki uzyskane z analizatora Eberline są równoważne wynikom uzyskanym za pomocą metody odniesienia po zastosowaniu odpowiednich równań korekcyjnych lub współczynników korekcyjnych [111-112].

Powszechnie stosowanymi pomiarami ciągłymi pyłu PM_{10}, są pomiary przy użyciu analizatora Eberline. Metoda pomiarowa w tym analizatorze opiera się na absorbcji promieniowania beta przez cząstki pyłu. W trakcie pomiaru zasysane powietrze przechodzi przez skokowo przesuwaną taśmę filtrującą. Ilość pyłu osadzającego się na filtrze jest mierzona za pomocą stopniowego tłumienia promieniowania beta przenikającego przez filtr Źródłem promieniowania jest próbka syntetyczna o odpowiedniej aktywności (izotopy C_{14} lub Kr_{85}) natomiast detektorem jest licznik Geigera–Mullera lub komora jonizacyjna. Porównując wartości wielkości absorbcji zmierzone przed i po lub przed i w trakcie osadzania się pyłu, mierzona jest zakumulowana masa osadzających się cząstek [113]. Poniżej przestawiono schemat działania analizatora Eberline.

a)



b)



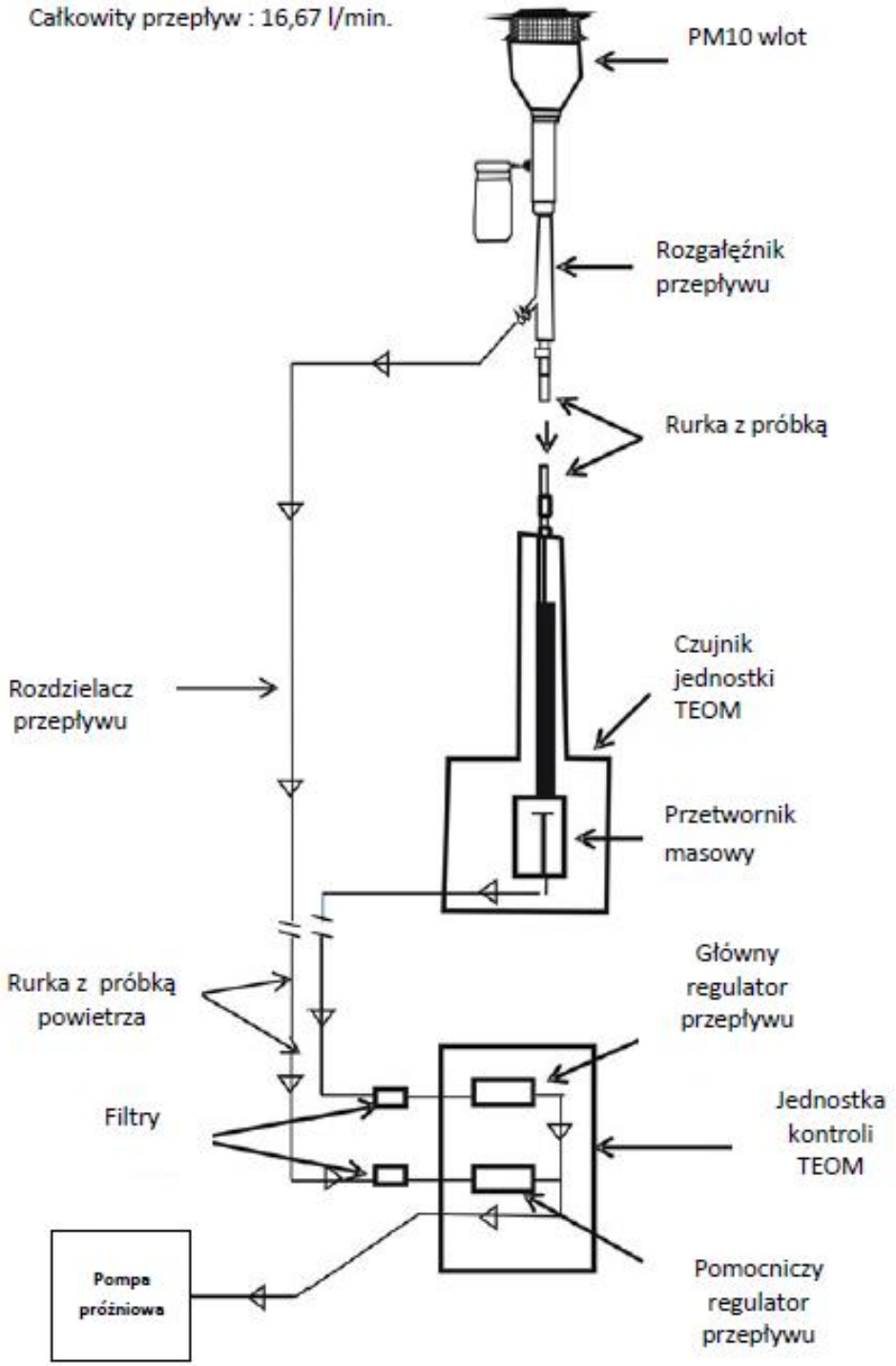
Rys. 13. Analizator pyłu zawieszonego PM_{10} firmy Eberline a) wygląd analizatora b) schemat działania analizatora pyłu PM_{10} firmy Eberline [opracowanie własne na podstawie [113].

Najbardziej istotnymi częściami analizatora są następujące elementy wymienione poniżej:

1. pomiarowa komora jonizacyjna (I_{meas}),
2. zbieranie cząstek i pomiar (pierwsza komora ssąca),
3. ruchoma komora oczyszczająca (druga komora ssąca),
4. Źródło promieniowania beta (Kr_{85}).

Analizator charakteryzuje się bardzo stabilną pracą. Szczególną uwagę należy jednak zwracać na czystość toru poboru próby. Częścią, która najczęściej ulega awariom jest pompa pyłomierza. Z uwagi na charakter pracy zniszczeniu ulegać mogą łożyska i łopatki [113] .

Analizator TEOM 1400 wykonuje ciągły dwudrożny pomiar pyłu w powietrzu atmosferycznym z przystawką FDMS *(Filter Dynamics Measurement Systems)* rozdzielającą pył PM na frakcje lotne i nielotne. Analizator składa się z przystawki FDMS i czujnika masy TEOM. Analiza wykonywana jest w sposób ciągły metodą mikrowagi oscylacyjnej. FDMS w sposób ciągły pobiera mierzone powietrze i kieruje je naprzemiennie, albo na filtr pomiarowy bezpośrednio albo poprzez filtr oczyszczający, który skutecznie usuwa z próbki aerozole w temperaturze 4°C. Na filtr pomiarowy trafia więc na zmianę próba powietrza z pyłem oraz powietrze oczyszczone na filtrze. W czasie przepływu przez filtr powietrza z pyłem przyrząd mierzy przyrost masy sumy składników lotnych i nielotnych. W czasie przepływu przez filtr czystego powietrza przyrząd mierzy masę składników lotnych zawartych w zgromadzonym pyle [114]. Poniżej przedstawiono schemat działania tego analizatora (rys. 14).



Rys. 14. Schemat działania analizatora pyłu PM_{10} firmy Rupprecht & Pataschnick [opracowanie własne na podstawie [114].

3.2.6 Jakość danych pomiarowych

Niezwykle ważnym aspektem jest jakość danych pomiarowych na każdym etapie badań, począwszy od pomiaru i rodzaju wyposażenia aż po uzyskanie zweryfikowanych danych pomiarowych. Wymagania dotyczące prowadzenia pomiarów jakości powietrza oraz zapewnienia jakości tych pomiarów są zawarte w dyrektywie 2008/50/WE Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie jakości powietrza i czystszego powietrza dla Europy (Dyrektywa CAFE) oraz w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 13 września 2012 r. w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu (Dz.U. z 2012 r., poz. 1031). Wymagania te musza być spełnione przez sieci pomiarowe dostarczające dane do oceny jakości powietrza [115]. Dane pomiarowe wykorzystywane do sporządzania oceny jakości powietrza powinny spełniać cele w zakresie jakości określone w załączniku 1 Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady [116]. Określone w tabeli 3 wartości niepewności dotyczą pojedynczych pomiarów uśrednionych w danym okresie, dla których określono wartości dopuszczalne (lub wartości docelowe w przypadku ozonu). Niepewność dla pomiarów stałych interpretuje się, jako mającą zastosowanie w zakresie stężeń zbliżonych do odpowiedniej wartości dopuszczalnej (lub wartości docelowej w przypadku ozonu). Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 września 2012 r., w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu w załączniku nr 6, określa metodyki referencyjne oraz wymagania dotyczące jakości pomiarów [117].

Tab. 15. Cele dotyczące jakości danych w zakresie oceny jakości powietrza dla pomiarów automatycznych [116].

Parametry jakości danych (pomiary stałe)	**Ditlenek siarki, ditlenek azotu i tlenki azotu oraz tlenek węgla**	**Ozon oraz odpowiednio NO i NO_2**	**Benzen**	**Pył zawieszony (PM_{10}/$PM_{2,5}$)**
Niepewność	15 %	15 %	25%	25%
Minimalny % danych	90 %	90 latem % 75 % zimą	90 %	90%

Sieci monitoringu realizujące pomiary jakości powietrza powinny mieć wdrożony system zarządzania jakością oparty o normę PN-EN ISO/IEC 17025:2005 i najlepiej posiadać akredytację. W Polsce zaledwie trzy sieci posiadają akredytację na pomiary automatyczne powietrza a mianowicie: Fundacja ARMAAG, WIOŚ Kraków

oraz WIOŚ Szczecin. Jednym z podstawowych elementów zapewnienia jakości w sieciach monitoringu są porównawcze badania międzylaboratoryjne, w których sieci powinny systematyczne uczestniczyć. Kolejnym bardzo istotnym czynnikiem wpływającym na jakość pomiarów są kompetencje techniczne personelu. Laboratorium powinno posiadać personel z odpowiednim wykształceniem oraz przeszkoleniem. Również niezwykle istotnym czynnikiem jest nadzór nad wyposażaniem. Nadzór nad wyposażeniem powinien być realizowany poprzez kontrolę wszystkich elementów wyposażenia i bieżące sprawdzenia (kalibracje) potwierdzające zaufanie co do statusu wzorców i materiałów odniesienia.

W każdej sieci należy prowadzić kontrole jakości badań w celu zapewnienia wiarygodności wyników. Elementami zapewnienia jakości w pomiarach stężeń zanieczyszczeń gazowych metodami automatycznymi są m.in:

- ✓ okresowe sprawdzenia „zero" i „span" zgodnie z przyjętymi kryteriami sprawdzeń,
- ✓ wykonanie kalibracji analizatorów,
- ✓ weryfikacja bieżąca danych surowych,
- ✓ weryfikacja właściwa,
- ✓ uczestnictwo w badaniach interkalibracyjnych,
- ✓ zapisy potwierdzające realizację wymagań procedur w systemie zarządzania,
- ✓ audyty wewnętrzne.

Każdy z krajów Unii Europejskiej wypracowuje własną metodykę zapewniania jakości pomiarów w oparciu o istniejące europejskie przepisy prawne m.in. Wielka Brytania opisuje szczegółowo system jakości we wszystkich swoich sieciach pomiarowych w dokumencie: *„Quality Assurance and Quality Control (QA/QC) Procedures for UK Air Quality Monitoring under 2008/50/EC and 2004/107/EC*" [118].

3.3 Mobilny monitoring zanieczyszczeń powietrza wzdłuż szlaków komunikacyjnych

Pomiary zanieczyszczeń najczęściej wykonywane są w sposób stacjonarny w wybranych punktach miast reprezentatywnych dla większego obszaru, niektóre stacje to stacje tła (wśród zabudowy oddalone nieznacznie od większych arterii komunikacyjnych), a inne to stacje komunikacyjne w pobliżu arterii komunikacyjnych. Na podstawie kilku stacji trudno jest określić wartości stężeń dla całego obszaru miasta. Aby określić stężenia dla pozostałego obszaru miasta można wykorzystać modelowanie bądź urządzania, które pozwalają na pomiar zanieczyszczeń na dowolnym obszarze. Mobilny system monitoringu może stanowić doskonałe narzędzie do uzupełnienia pomiarów na obszarze miasta jak i poza nim. Takie jednostki powstały m.in w Polsce i w Kanadzie [119, 120]. W Polsce jednostka pomiarowa została stworzona w ramach projektu badawczo - rozwojowego finansowanego przez Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Gdańsku nr WFOŚ/D/201/210/2007, realizowanego przez Wydział Elektroniki i Telekomunikacji Politechniki Gdańskiej wraz z Fundacją ARMAAG przy współpracy z Katedrą Chemii Analitycznej Politechniki Gdańskiej. W ramach projektu opracowano i wykonano Stację Pomiarową ARPOL2008 będącą elementem mobilnego systemu monitoringu (*Mobile Monitoring System*). Jednostka mobilna służy do pomiaru stanu zanieczyszczenia powietrza w ruchu lub stacjonarnie. Dalej nazwana będzie Mobilną Jednostką Pomiarową (MJP) lub też **ARPOL 2008** (akronim pochodzi od słów **AR**MAAG i **PO**Litechnika Gdańska oraz od roku zbudowania urządzenia) jest przeznaczona do badania stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego następującymi związkami: C_6H_6, NO_2, NO_X, CO oraz CO_2. Urządzenie może być zainstalowane na dowolnym pojeździe ruchomym komunikacji miejskiej lub taksówce, a dane są przekazywane do serwera, pełniącego rolę bazy danych zawierającej wyniki pomiarów stężeń w/w substancji w powietrzu wraz z informacją o położeniu i prędkości pojazdu, a także temperaturze i wilgotności powietrza w miejscu pomiaru. Transmisja danych pomiędzy urządzeniem a serwerem odbywa się przy wykorzystaniu modemu telefonicznego pracującego w systemie GSM/GPRS [121-124]. Zestaw czujników do pomiaru stężenia gazów w powietrzu został wytypowany przez pracowników z Wydziału Chemicznego Politechniki Gdańskiej oraz Fundacji ARMAAG. Urządzenie ARPOL2008 zostało zamontowano na dachu samochodu Cinquecento Van Fundacji ARMAAG, przy jego pomocy wykonano kilka serii pomiarów

zanieczyszczeń komunikacyjnych w ruchu oraz pomiary stacjonarne w trzech różnych lokalizacjach z jednoczesnym pomiarem liczby i rodzaju samochodów. Program badań obejmował:

a) badanie ekwiwalentności pomiarów,

b) pomiary stężeń: monotlenku węgla (czujniki TGS2201 i TGS2442), tlenków azotu (TGS2201), ditlenku azotu (TGS2106), benzenu (TGS823) oraz ditlenku węgla (TGS4161) (rys. 15)

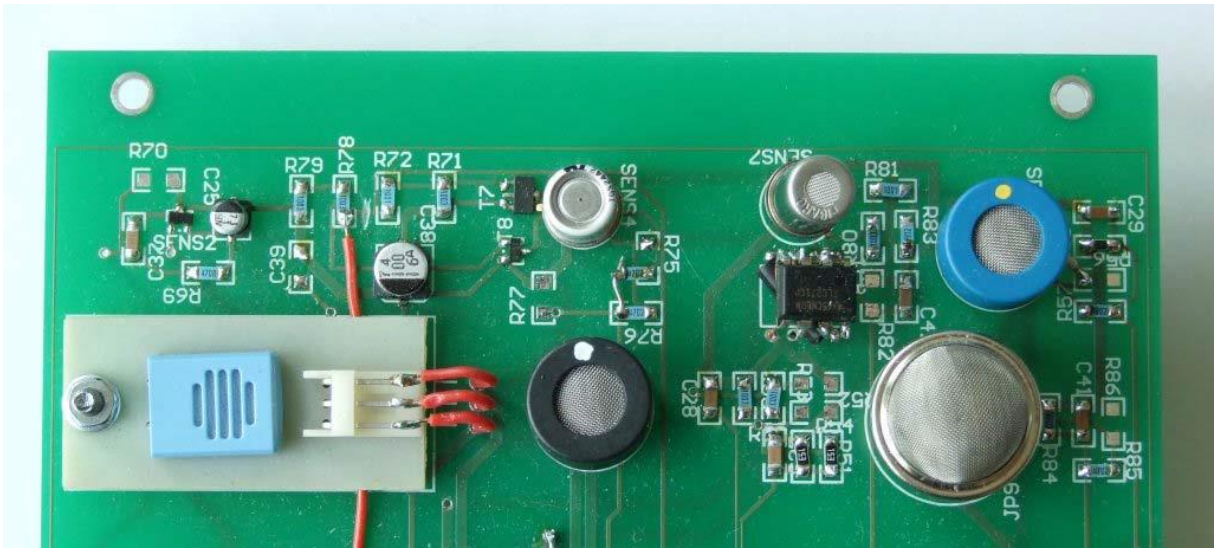
c) pozycjonowanie samochodu przy użyciu GPS,

d) pomiar prędkości samochodu,

e) pomiar temperatury zewnętrznej.

Wykonano również pomiary stacjonarne w punktach położonych przy obwodnicy: Gdańsk ul. Galaktyczna (Gdańsk Osowa), Gdańsk ul. Radarowa (Gdańsk Matarnia), Rotmanka koło Pruszcza Gdańskiego ul. Cisowa.

W niniejszej pracy wykorzystano dane pomiarowe wykonane urządzeniem ARPOL2008 z kilku kampanii pomiarowych. Dane te zostały wykorzystane do wizualizacji przestrzennej zanieczyszczeń powietrza wzdłuż arterii komunikacyjnych przy użyciu oprogramowania GIS-owego. Zostaną one omówione szczegółowo w rozdziale 3.7.1.



Rys. 15. Fragment płyty głównej ARPOL2008 z czujnikami do pomiarów : stężenia gazów w powietrzu, wilgotności i temperatury.



Rys. 16. Sposób zamontowania stacji ARPOL2008 na pojeździe.

3.4 Baza danych

W niniejszej rozprawie doktorskiej wykorzystano dane pomiarowe uzyskane z dziewięciu stacji automatycznego monitoringu powietrza Fundacji ARMAAG w latach 2008-2012. Do analizy wzięto pod uwagę następujące zanieczyszczenia powietrza : ditlenek siarki, ditlenek azotu, monotlenek węgla, ozon oraz pył zawieszony PM_{10}. Ponadto w rozprawie wykorzystano następujące dane meteorologiczne pochodzące z sieci ARMAAG: temperatura powietrza, wilgotność, ciśnienie atmosferyczne, prędkość i kierunek wiatru oraz opad atmosferyczny. Dodatkowo do analizy użyto dane z modelowania (*model WFR - Weather Research & Forecasting Model*) parametrów meteorologicznych (równowaga atmosfery, wysokość warstwy mieszania) oraz dane z modelowania dotyczące emisji i imisji dla obszaru trójmiasta udostępnione także z zasobów Fundacji ARMAAG.

Zgodnie z europejskim i polskim prawodawstwem do analizy należy wybrać wyłącznie kompletne serie pomiarowe, czyli 90% ważnych danych w roku dla pomiarów automatycznych, wyjątek stanowi ozon oraz tlenek azotu i ditlenek azotu dla okresu zimowego w tym przypadku wystarczy bowiem 75% danych, a dla okresu letniego 90% danych [107,109]. W pierwszym etapie pracy sprawdzono kompletność i poprawność serii pomiarowych pochodzących ze stacji monitoringu w odniesieniu do roku, sezonu grzewczego oraz letniego. Poniżej w tabelach (tab. 16-20) przedstawiono dane dotyczące kompletności

serii pomiarowych dla zanieczyszczeń powietrza, natomiast kompletność serii pomiarowych dla parametrów meteorologicznych zostanie przedstawiona osobno w rozdziale 3.6. Większość serii pomiarowych spełnia warunki kompletności danych, co jest równoważne, że mogą być wykorzystane do dalszej analizy danych. Mniejszy procent danych uzyskanych na niektórych stacjach w wybranych latach była skutkiem awarii stosowanych tam analizatorów bądź zmianą lokalizacji stacji.

Tab. 16. Kompletność serii pomiarowych w % ditlenku siarki w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

stacja	2008			2009			2010			2011			2012		
	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni
AM1	84,6	98,1	71,1	97,0	96,4	97,7	96,5	95,4	97,5	98,4	98,5	98,4	95,5	94,4	96,7
AM2	96,7	97,2	96,3	98,2	98,1	98,3	*86,6*	*76,5*	96,6	*65,0*	*72,9*	*56,9*	98,1	98,2	98,1
AM3	97,6	97,1	98,1	96,7	95,3	98,2	97,3	96,2	98,4	97,3	96,6	97,8	98,2	98,4	98,1
AM4	98,1	98,5	97,7	97,2	97,3	97,1	97,4	95,7	98,9	96,0	97,7	94,3	97,8	98,1	97,4
AM5	96,9	97,2	96,6	96,9	98,4	95,4	98,1	98,0	98,2	90,7	91,7	*89,7*	96,5	95,2	97,7
AM6	98,4	98,2	98,6	97,0	97,7	96,2	98,5	98,7	98,4	98,3	98,6	98,0	97,9	98,4	97,4
AM8	93,1	97,1	89,2	*89,3*	94,5	*84,1*	98,0	98,4	97,6	96,4	95,6	97,1	96,9	96,4	97,4
AM9	*53,9**	*49,7**	*58,1**	b.d	b.d	b.d	98,5	98,9	98,0	98,5	98,6	98,4	98,0	98,5	97,6

**mniejszy % danych związany ze zmianą lokalizacji stacji AM9 ; b.d - brak danych; kursywą zaznaczono wartości poniżej 90%*

Tab. 17. Kompletność serii pomiarowych w % ditlenku azotu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Stacja	2008			2009			2010			2011			2012		
	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni
AM1	94,4	98,1	90,6	96,8	95,9	97,7	98,4	99,3	97,5	98,4	98,5	98,4	95,5	94,8	96,3
AM2	98,1	97,2	99,1	97,5	96,7	98,3	*79,0*	*66,9*	91,1	91,8	85,8	97,8	91,5	86,4	96,6
AM3	86,7	91,5	92,0	95,1	94,9	95,2	96,2	94,0	98,4	91,0	*88,1*	93,8	98,2	98,4	98,1
AM4	90,4	97,0	83,8	97,1	97,3	97,0	94,1	95,7	92,5	95,3	97,2	93,3	93,8	90,1	97,4
AM5	96,9	97,2	96,5	96,7	97,9	95,4	98,1	98,0	98,2	91,1	92,4	*89,7*	92,2	*88,1*	96,4
AM6	90,4	90,3	90,6	97,0	97,7	96,2	93,6	89,1	98,1	95,6	94,5	96,6	97,9	98,4	97,4
AM8	96,2	97,1	95,2	93,6	94,4	92,8	95,8	94,0	97,6	96,7	95,6	97,8	96,5	95,6	97,4
AM9	73,8*	49,7*	97,9*	b.d	b.d	b.d	98,5	98,9	98,0	98,5	98,5	98,4	98,0	98,5	97,5
AM10	97,1	94,7	99,5	*70,1*	*81,4*	*59,0*	*61,3*	*55,1*	*67,5*	93,9	96,8	90,9	98,0	97,4	98,6

**mniejszy % danych związany ze zmianą lokalizacji stacji AM9; b.d - brak danych; kursywą zaznaczono wartości poniżej 90%*

Tab. 18. Kompletność serii pomiarowych w % pyłu zawieszonego PM_{10} w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Stacja	2008			2009			2010			2011			2012		
	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni
AM1	97,6	98,3	97,0	97,1	96,9	97,3	*73,1*	99,3	*47,1*	93,3	96,8	89,9	98,3	97,9	98,7
AM2	97,3	95,1	99,6	98,6	98,3	98,8	98,6	98,1	99,2	88,6	78,3	98,8	90,6	99,0	*82,2*
AM3	99,1	98,5	99,7	94,8	90,0	99,5	*68,8*	*63,6*	*73,9*	96,4	94,1	98,8	99,1	98,6	99,5
AM4	97,2	99,6	94,8	98,1	97,5	98,7	98,3	97,0	99,7	91,1	97,6	84,5	98,6	97,9	99,2
AM5	96,7	98,3	95,0	97,6	99,2	96,0	92,4	97,3	*87,5*	91,4	95,40	87,5	98,2	97,3	99,2
AM6	99,7	99,5	99,9	99,2	99,3	99,0	98,9	98,9	98,5	99,5	99,4	99,5	99,4	99,9	98,9
AM8	97,7	98,6	96,8	96,8	100	93,6	99,5	99,7	99,2	99,0	99,1	98,9	97,8	98,0	97,7
AM9	74,1*	49,7*	98,4*	b.d	b.d	b.d	99,7	99,9	99,5	99,9	99,9	99,9	99,0	99,9	98,1
AM10	98,9	97,8	100	99,8	100	99,6	93,8	99,4	88,2	99,6	99,9	99,3	99,2	98,5	99,9

**mniejszy % danych związany ze zmianą lokalizacji stacji AM9; b.d - brak danych; kursywą zaznaczono wartości poniżej 90%*

Tab. 19. Kompletność serii pomiarowych w % monotlenku węgla w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Stacja	2008			2009			2010			2011			2012		
	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni
AM1	97,8	98,7	96,9	*80,4*	95,2	*65,8*	98,3	99,2	97,4	98,4	98,5	98,3	95,8	94,9	96,6
AM3	95,2	94,6	95,8	96,6	95,4	97,7	97,4	96,3	98,4	95,9	96,3	95,5	98,1	98,6	99,5
AM4	97,8	98,1	97,5	97,1	97,2	97,0	97,3	95,8	98,7	95,5	97,5	93,6	97,5	97,4	97,5
AM5	96,5	96,5	96,5	96,6	97,9	95,3	98,0	97,8	98,2	90,5	91,6	89,5	96,4	95,1	97,6
AM6	95,6	98,2	93,0	97,1	97,9	96,3	98,4	98,5	98,2	98,3	98,5	98,0	97,9	98,5	97,3
AM8	96,1	96,8	95,4	95,7	98,7	92,7	90,1	97,8	98,9	97,3	97,3	97,40	94,2	92,2	96,1

**mniejszy % danych związany ze zmianą lokalizacji stacji AM9; kursywą zaznaczono wartości poniżej 90%*

Tab.20. Kompletność serii pomiarowych w % ozonu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Stacja	2008			2009			2010			2011			2012		
	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni	rok	sez. grzew.	sez. letni
AM4	99,2	99,5	98,9	98,6	98,6	98,5	96,3	97,0	95,7	96,8	99,2	94,4	98,7	98,7	98,7
AM5	67,6	97,7	37,5	*78,1*	95,4	*60,9*	b.d	b.d	b.d	*73,7*	*55,3*	90,1	96,9	94,7	99,1
AM8	97,6	98,6	96,7	96,6	100	93,3	98,4	97,9	98,9	86,1	96,7	75,50	96,8	97,9	95,6
AM9	74,0*	49,7*	98,4*	b.d	b.d	b.d	99,8	99,8	99,5	99,9	99,9	99,9	99,0	99,1	99,0

**mniejszy % danych związany ze zmianą lokalizacji stacji AM9; b.d - brak danych; kursywą zaznaczono wartości poniżej 90%*

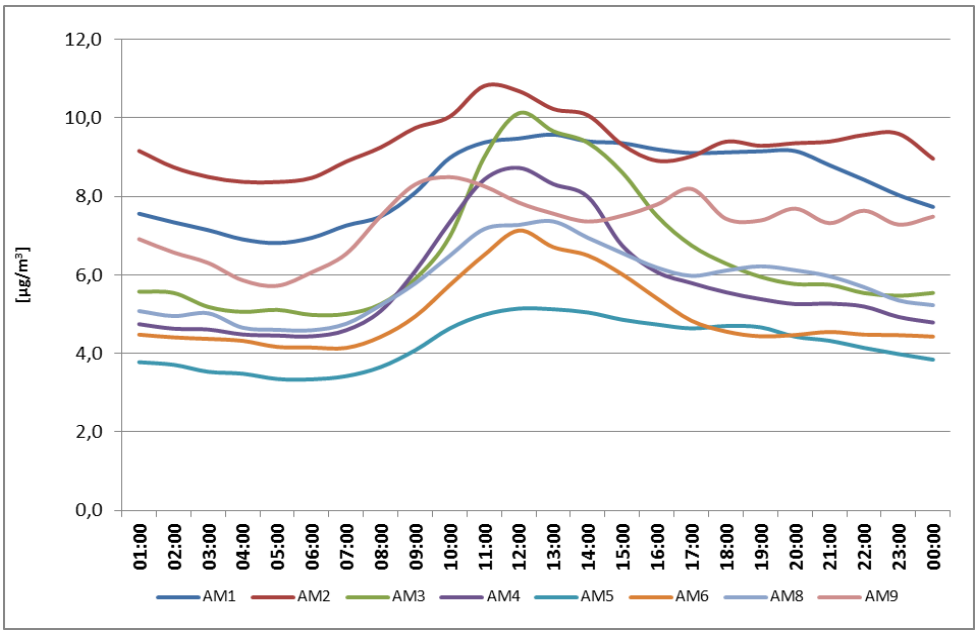
3.5 Analiza statystyczna wyników stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej

3.5.1 Analiza dobowej zmienności stężeń w aglomeracji gdańskiej

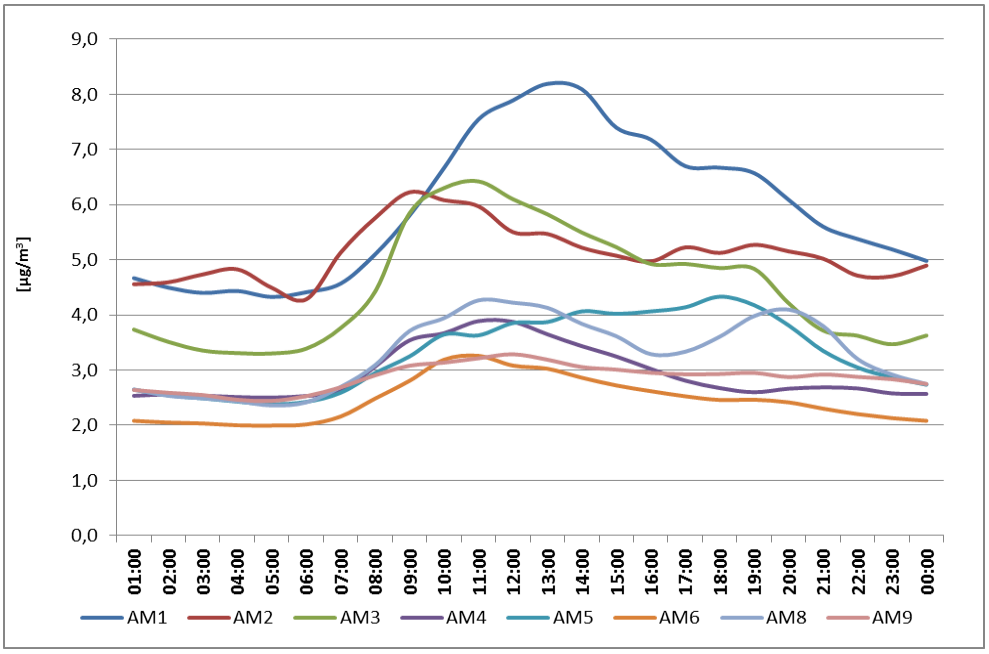
Analiza dobowej zmienności stężeń jednogodzinnych kluczowych zanieczyszczeń powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}) oraz określenie wpływu warunków meteorologicznych na zmianę stężeń zanieczyszczeń powietrza jest niezwykle istotne, gdyż daje podstawy merytoryczne do zarządzania jakością powietrza. Szczegółowe poznanie dobowej zmienności stężeń jednogodzinnych jest przydatne do prognozowania wielkości stężeń jak i oceny warunków areosanitranych w dużych aglomeracjach, gdzie często wartości maksymalne stężeń zanieczyszczeń przekraczają wartości dopuszczalne. W niniejszym rozdziale zostaną zaprezentowane charakterystyki dobowej zmienności stężeń z uwzględnieniem sezonów grzewczego i letniego oraz wpływu lokalizacji stacji pomiarowych.

3.5.1.1 Analiza dobowej zmienności stężeń ditlenku siarki w aglomeracji gdańskiej

Średnie wartości stężeń SO_2 zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim osiągają bardzo niskie wartości na wszystkich stacjach pomiarowych (rys. 17 i 18). Średnie wartości dobowego minimum osiągają w sezonie letnim wartości rzędu 2-4 $\mu g/m^3$, a średnie maksima w sezonie zimowym osiągają 8-10 $\mu g/m^3$. Średni przebieg dobowy stężeń SO_2 zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim nie wykazuje wyraźnego zróżnicowania. Brak wyraźnie zaznaczonego zróżnicowania przebiegu dobowego stężeń SO_2 w aglomeracji gdańskiej wynika ze źródeł tego zanieczyszczenia pochodzącego głównie z dużych, wysokich emitorów, które wprowadzają zdecydowanie mniejszy ładunek zanieczyszczeń do atmosfery niż w latach poprzednich [124] .



Rys. 17. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku siarki w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

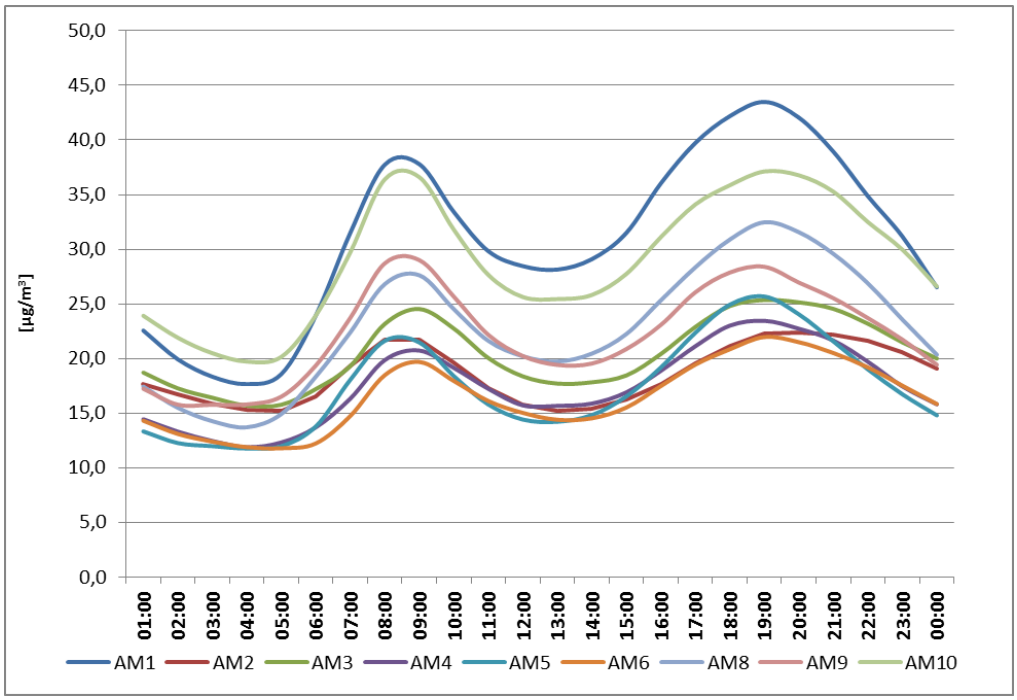


Rys. 18. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku siarki w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

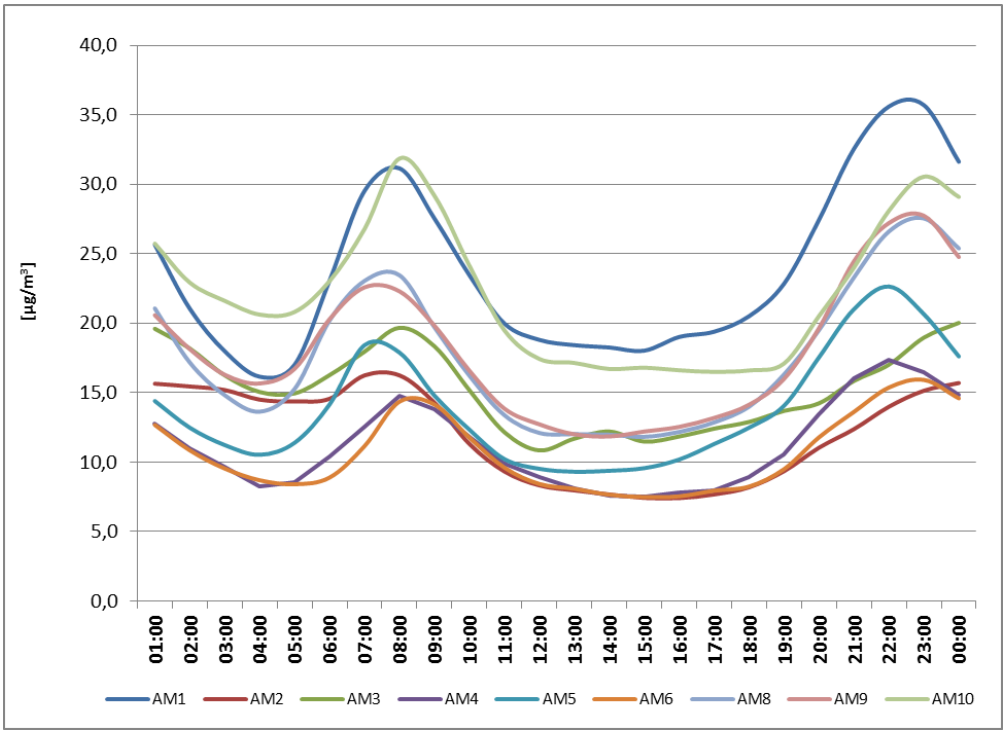
3.5.1.2 Analiza dobowej zmienności stężeń ditlenku azotu w aglomeracji gdańskiej

Dobowy przebieg stężeń NO_2 zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim wykazuje wyraźnie dwa maksima na wszystkich stacjach pomiarowych (rys. 19 i 20). W obu sezonach wyższe maksimum występuje w godzinach popołudniowo - wieczornych, przy czym

w sezonie zimowym maksima występują szybciej (w godzinach 18-20) niż w sezonie letnim (21-23). Dobowe minimum w obu sezonach występuje nad ranem w godzinach 4-5 na większości stacji pomiarowych, z wyjątkiem stacji AM2 Gdańsk Stogi, AM4 Gdynia Pogórze oraz AM5 Gdańsk Szadółki, które są oddalone od dróg a minima na tych stacjach występują w godzinach popołudniowych. Średnie wartości dobowego minimum osiągają w sezonie letnim wartości rzędu 8-10 µg/m^3, natomiast średnie maksima w sezonie zimowym osiągają 20-40 µg/m^3. Największe amplitudy dobowe stężeń występują na stacjach zlokalizowanych w centrach miast i wynoszą odpowiednio: AM1 Gdańsk Śródmieście - 25 µg/m^3, AM8 Gdańsk Wrzeszcz - 18 µg/m^3 oraz AM10 Gdynia Śródmieście -17 µg/m^3.



Rys. 19. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku azotu w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

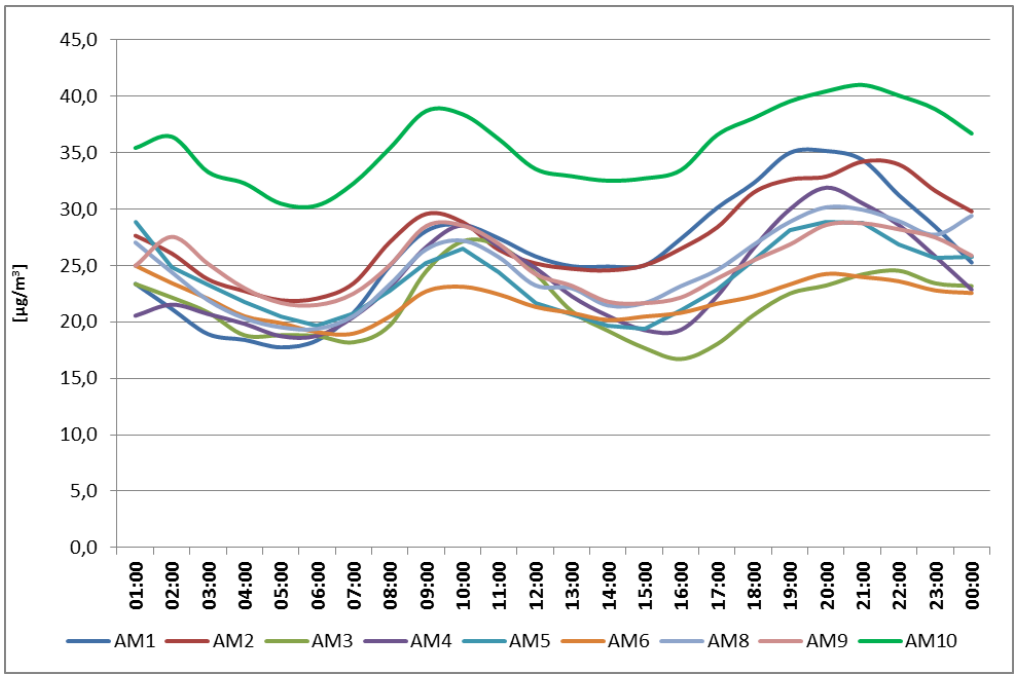


Rys. 20. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku azotu w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

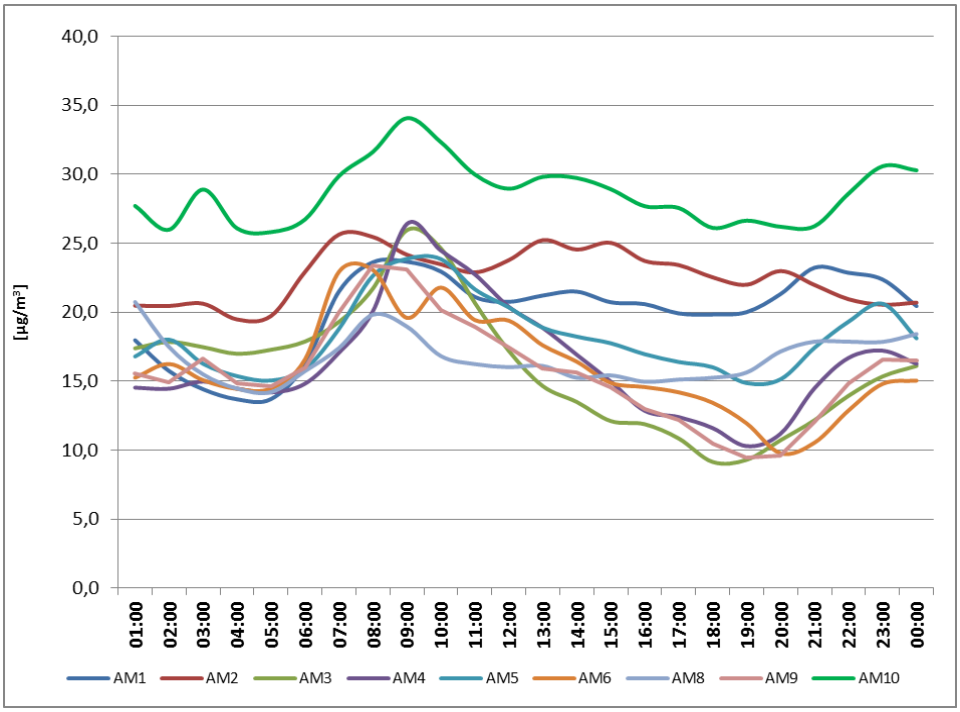
3.5.1.3 Analiza dobowej zmienności stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w aglomeracji gdańskiej

Cechą charakterystyczną dobowego przebiegu stężeń PM_{10} w sezonie grzewczym jest występowanie wyraźnie zaznaczonych dwóch maksimów (rys. 21), a w sezonie letnim jednego maksimum a drugie jest bardzo słabo zaznaczone (rys. 22). W sezonie grzewczym wyższe maksimum występuje w godzinach popołudniowo – wieczornych (18-20), natomiast w sezonie letnim maksimum występuje w godzinach rannych (8-9). Dobowe minimum w sezonie grzewczym występuje nad ranem w godzinach (4-6) na większości stacji pomiarowych, natomiast w sezonie letnim wyróżnić można dwa minima nad ranem (4-5) oraz w godzinach wieczornych (19-20), przy czym nie są one zbyt wyraźne zaznaczone. Średnie wartości dobowego minimum osiągają w sezonie letnim wartości rzędu 9-20 µg/m^3. Średnie maksima w sezonie zimowym osiągają 20-41 µg/m^3. Największe amplitudy dobowe stężeń w sezonie grzewczym występują na stacjach w centrach miast: AM1 Gdańsk

Śródmieście i wynoszą 17,4 µg/m^3, AM8 Gdańsk Wrzeszcz 10,8 µg/m^3 oraz AM10 Gdynia Śródmieście 10,7 µg/m^3.



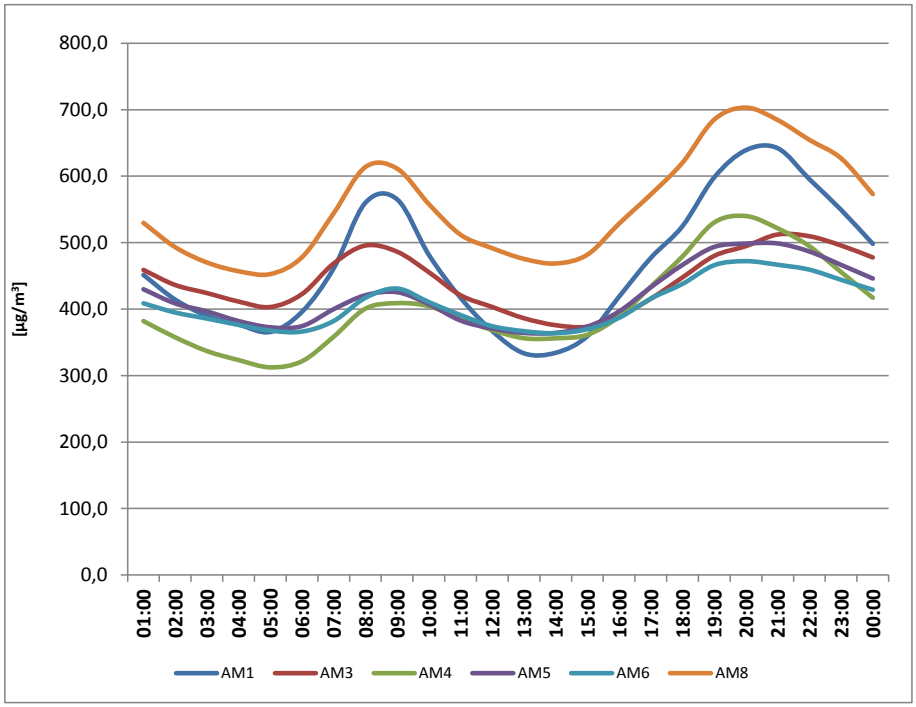
Rys. 21. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.



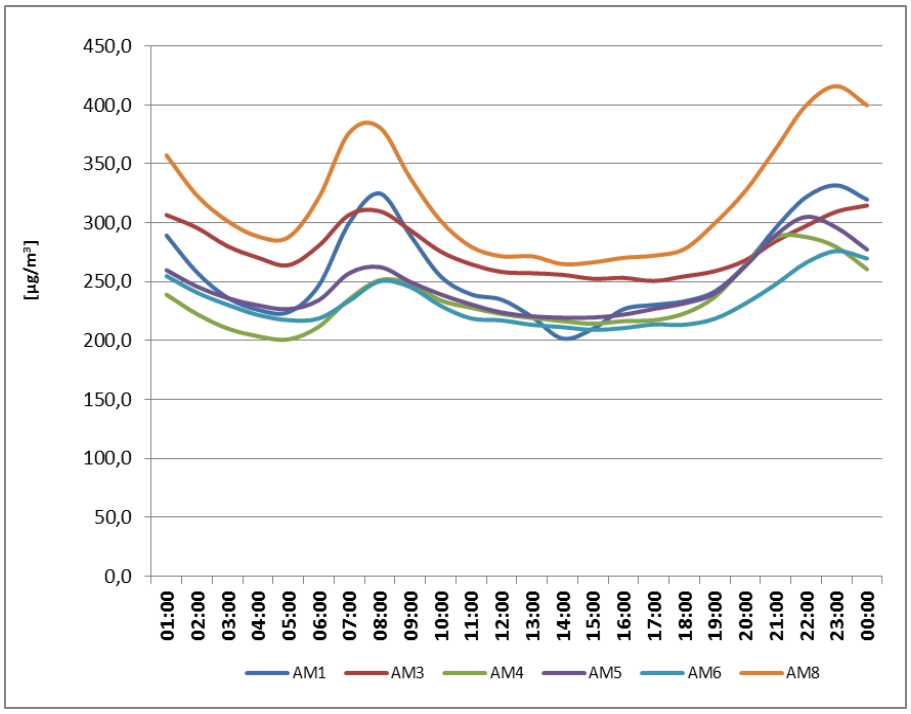
Rys. 22. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

3.5.1.4 Analiza dobowej zmienności stężeń monotlenku węgla w aglomeracji gdańskiej

Dobowy przebieg stężeń CO zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim wykazuje wyraźnie dwa maksima na wszystkich stacjach pomiarowych (rys. 23 i 24). W sezonie grzewczym przebieg CO jest podobny do przebiegu PM_{10}. W obu sezonach wyższe maksimum występuje w godzinach popołudniowo – wieczornych, przy czym w sezonie zimowym maksima występują szybciej w godzinach (19-20), a w sezonie letnim w godzinach (22-23). Dobowe minimum w obu sezonach występuje nad ranem w godzinach (4-5) oraz w godzinach popołudniowych (13-15). W sezonie grzewczym średnie wartości dobowego minimum osiągają wartości rzędu 300-480 µg/m^3, a maksima są rzędu 400-700 µg/m^3. Największe amplitudy dobowe stężeń w sezonie grzewczym występują w centrach miast na stacjach: AM1 Gdańsk Śródmieście i wynoszą 309 µg/m^3 oraz AM8 Gdańsk Wrzeszcz 250 µg/m^3. W sezonie letnim stężenia osiągały zdecydowanie niższe wartości i wynosiły dla maksimów 250-400 µg/m^3 a dla minimów 200-320 µg/m^3. W efekcie zmienność stężeń w ciągu doby w tym sezonie nie jest zbyt duża i wynosi odpowiednio na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz 150 µg/m^3 i AM1 Gdańsk Śródmieście 129 µg/m^3.



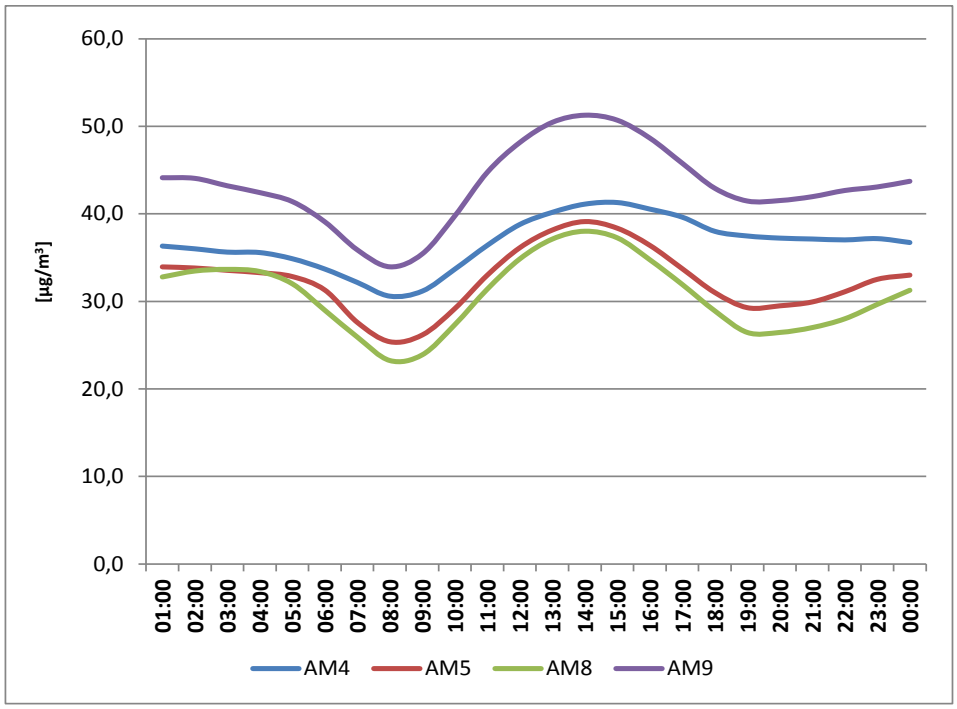
Rys. 23. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń monotlenku węgla w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.



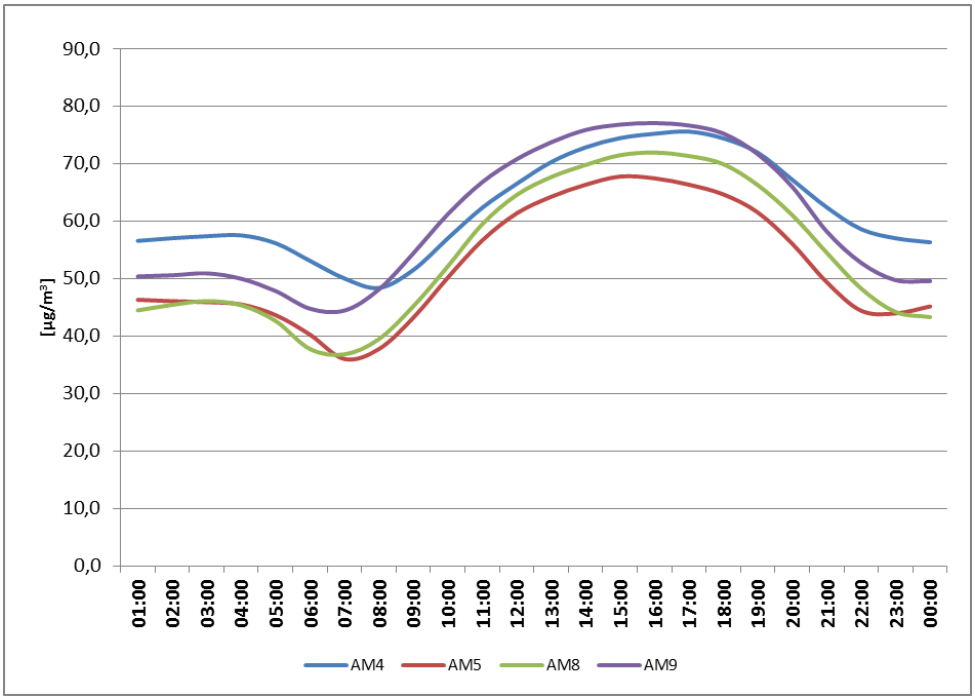
Rys. 24. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń monotlenku węgla w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

3.5.1.5 Analiza dobowej zmienności stężeń ozonu w aglomeracji gdańskiej

Dobowy przebieg stężeń O_3 zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim wykazuje wyraźnie jedno maksimum i jedno minimum na wszystkich stacjach pomiarowych (rys.25 i 26). W obu sezonach maksimum występuje w godzinach popołudniowych (14-15), a minima przypadają na godziny ranne (8-9). W sezonie grzewczym średnie wartości dobowego minimum osiągają wartości rzędu 23-35 µg/m^3, a maksima są rzędu 37-51 µg/m^3. W sezonie letnim stężenia osiągają zdecydowanie wyższe wartości i wynosiły dla maksimów 66-77 µg/m^3 oraz dla minimów 37-54 µg/m^3. W efekcie amplitudy dobowe stężeń były większe w sezonie letnim i wyniosły 27-32 µg/m^3. Dobowy przebieg stężeń ozonu jest niemal lustrzanym odbiciem zmienności dobowej ditlenku azotu.



Rys. 25. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ozonu w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.



Rys. 26. Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ozonu w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

3.5.1.6 Podsumowanie analizy dobowej zmienności stężeń w aglomeracji gdańskiej

Dobowa zmienność stężeń zanieczyszczeń zależy od wielu czynników, przede wszystkim od warunków meteorologicznych, czynników astronomicznych oraz od wielkości emisji na danym terenie [125]. Wśród czynników meteorologicznych wpływających w istotny sposób na stężenia zanieczyszczeń powietrza można wyróżnić: prędkość wiatru, termodynamiczna równowaga atmosfery i występowanie termicznych warstw hamujących, temperaturę powietrza, intensywność opadów atmosferycznych, promieniowanie słoneczne, ciśnienie atmosferyczne oraz wilgotność [125-128]. Wśród czynników astronomicznych istotna jest zmienność pór roku oraz związana z tym długość dnia i nocy jak również wysokość słońca nad horyzontem. Najważniejszym czynnikiem antropogenicznym wpływającym na dobową zmienność stężeń jest wielkość emisji zanieczyszczenia powietrza, która jest uwarunkowana rytmem dobowej aktywności bytowej i gospodarczej.

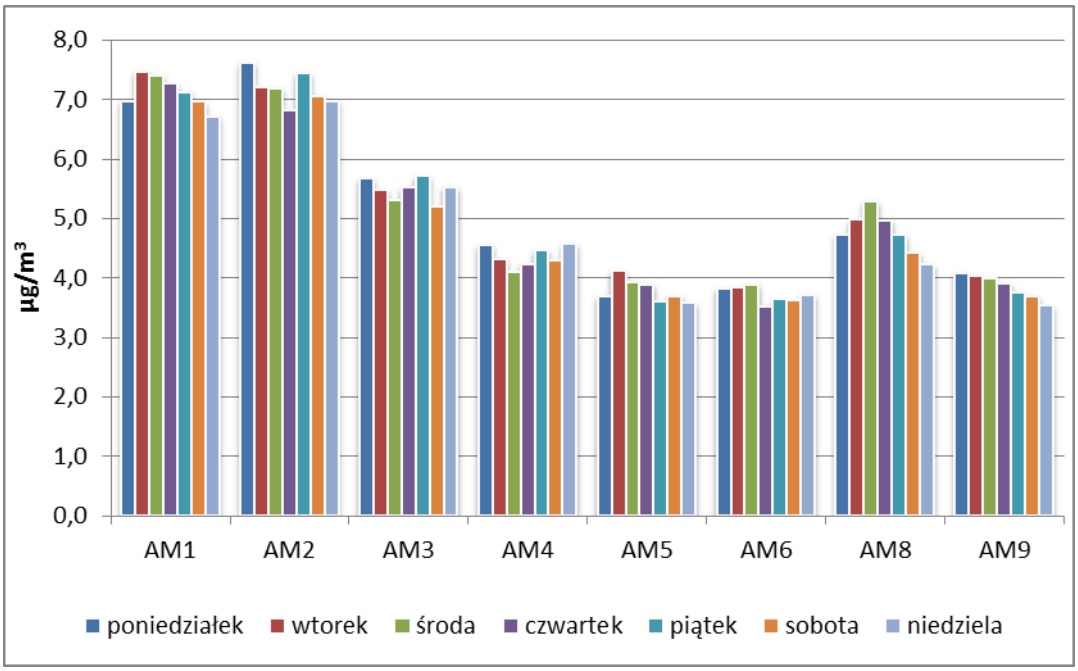
Analiza danych Fundacji ARMAAG pozwoliła określić charakterystyczne cechy dobowej zmienności kilku kluczowych zanieczyszczeń powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}) w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012. Zaprezentowane wyniki pokazują uśredniony obraz przebiegów dobowych w analizowanym okresie. W rzeczywistości każdej doby zmienność stężeń mniej lub bardziej odbiega od wartości średnich.

Wyniki badań potwierdzają zróżnicowanie dobowych przebiegów stężeń na poszczególnych stacjach jak i poszczególnych rodzajów zanieczyszczeń. Zostały potwierdzone również odmienne charakterystyki dobowych przebiegów stężeń w zależności od sezonów klimatycznych. Szczegółowe poznanie dobowej zmienności stężeń jednogodzinnych daje podstawę do prognozowania wielkości stężeń, w tym groźnych epizodów jak i oceny warunków areosanitranych w dużych aglomeracjach, gdzie często wartości maksymalne stężeń zanieczyszczeń przekraczają wartości dopuszczalne. Analiza wartości stężeń w aglomeracji gdańskiej w odniesieniu do standardów jakości w powietrza potwierdza, iż największe zagrożenie w odniesieniu do warunków areosanitranych występują w centrach miast oraz że są one wynikiem intensywnej emisji pyłu zawieszonego PM_{10} zimą.

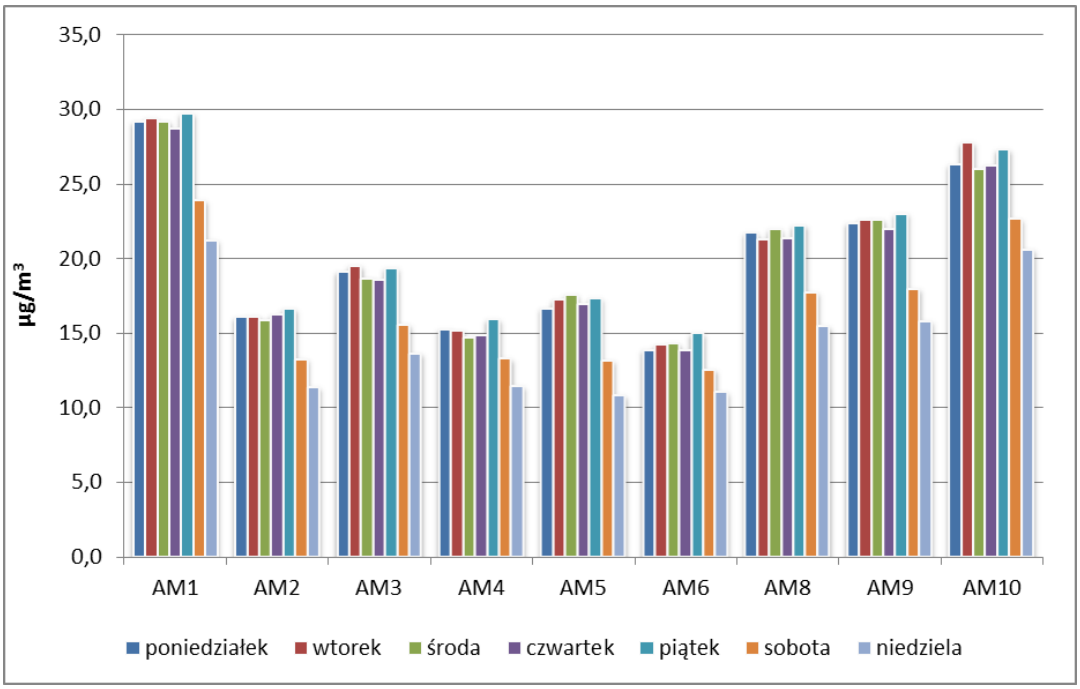
3.5.2 Analiza tygodniowej zmienności stężeń w aglomeracji gdańskiej

Zanieczyszczenia powietrza wykazują obok zmienności dobowej również tygodniową zmienność. W niniejszym rozdziale zostaną zaprezentowane charakterystyki tygodniowej zmienności stężeń z uwzględnieniem wpływu lokalizacji stacji pomiarowych.

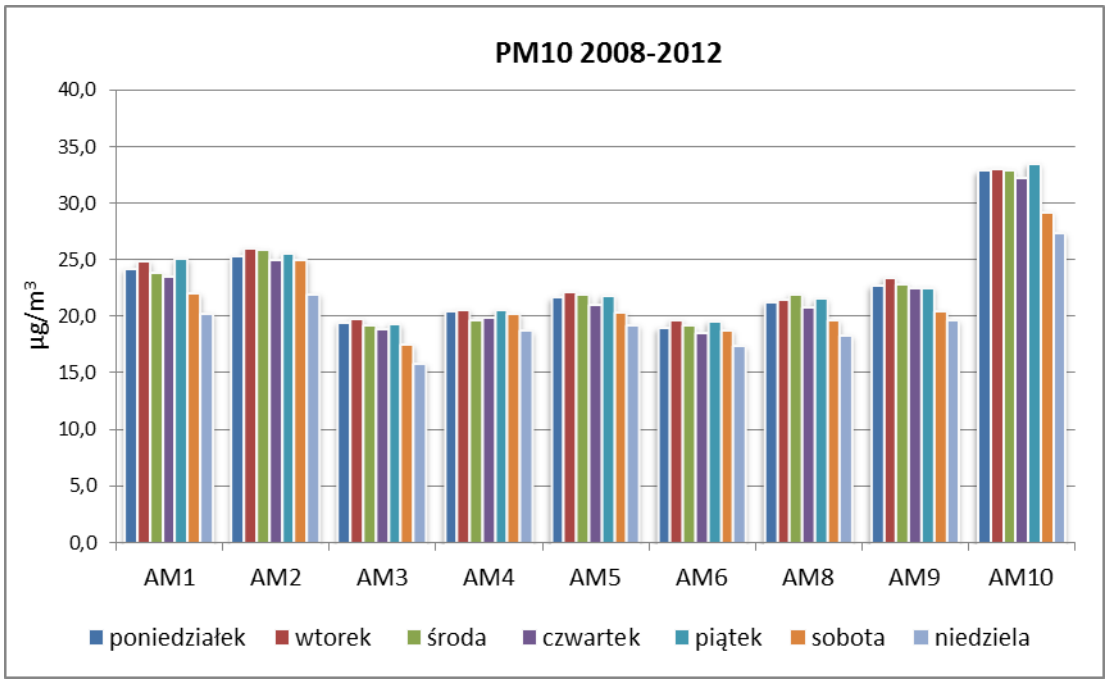
Tygodniowy przebieg stężeń SO_2 wykazuje zbliżone niskie wartości we wszystkie dni tygodnia rzędu od 3,5 do 7,6 µg/m^3 na wszystkich stacjach pomiarowych, przy czym dla większości stacjach nieznacznie niższe stężania występują w sobotę i niedzielę (rys. 27). Odmienna sytuacja występuje w przypadku tygodniowego przebieg stężeń NO_2, gdzie wyraźnie najniższe wartości występują w sobotę i niedzielę dla większości stacji pomiarowych (wyjątek stanowi stacja AM4, która wykazuje małe zróżnicowanie stężeń podczas całego tygodnia) (rys. 28), co wynika z mniejszego natężenia ruchu w dni wolne od pracy. Zmienność tygodniowa pyłu zawieszonego PM_{10} podobnie jak dla NO_2 wykazuje najniższe wartości stężeń w sobotę i niedzielę na wszystkich stacjach pomiarowych, co potwierdza, że w aglomeracji gdańskiej emisja komunikacyjna wpływa w sposób znaczący na wzrost lub spadek stężeń w okresie tygodniowym (rys. 29). Tygodniowy przebieg stężeń CO podobnie jak w przypadku SO_2 wykazuje zbliżone wartości we wszystkie dni tygodnia od 306,5 do 461,1 µg/m^3 na wszystkich stacjach pomiarowych, przy czym dla większości stacji nieznacznie niższe stężania występują w sobotę i niedzielę. W przypadku ozonu występuje sytuacja odwrotna, najwyższe wartości występują w sobotę i niedzielę, a niższe w ciągu tygodnia (rys. 31).



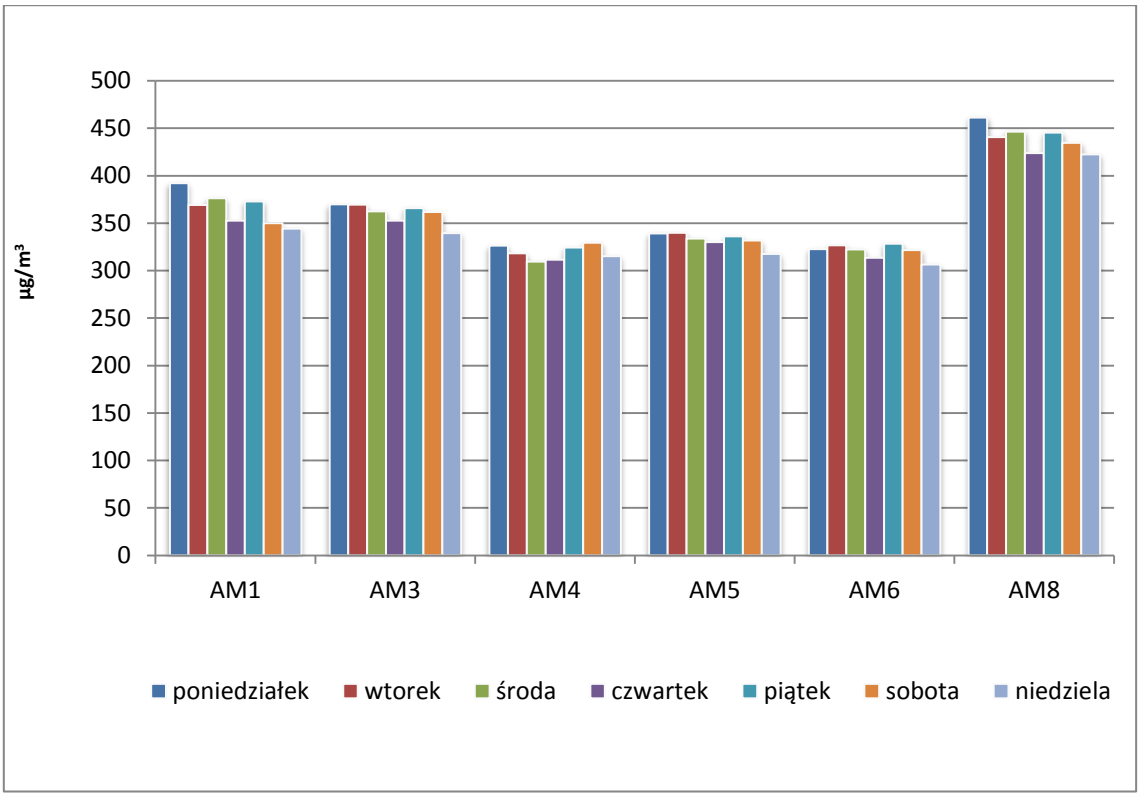
Rys. 27. Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku siarki w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.



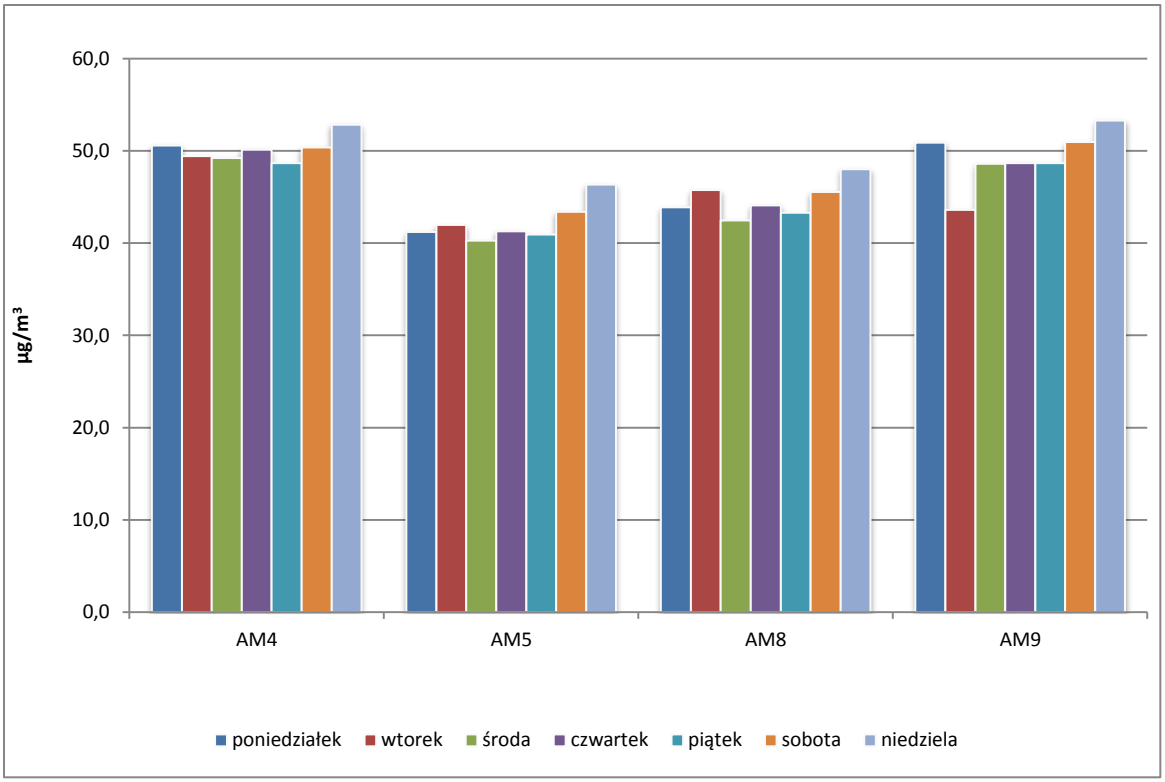
Rys. 28. Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku azotu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.



Rys. 29. Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.



Rys. 30. Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń monotlenku węgla w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.



Rys. 31. Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń ozonu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Reasumując tygodniowa zmienność stężeń zanieczyszczeń zależy od wielu czynników, przede wszystkim od warunków meteorologicznych oraz charakteru i wielkości emisji na danym terenie [129-130]. Przykładowo zmienność w czasie emisji przemysłowej związana jest ściśle z trybem pracy poszczególnych zakładów. Z kolei zmienność emisji komunikacyjnej wynika z naszego trybu życia, w dni robocze większość osób pracuje bądź uczy się czego skutkiem jest zwiększony ruch samochodowy. Analiza danych Fundacji ARMAAG pozwoliła określić charakterystyczne cechy tygodniowej zmienności kilku kluczowych zanieczyszczeń powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}) w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012. Zaprezentowane wyniki przedstawiają uśrednione przebiegi tygodniowe w analizowanym okresie. Wyniki badań potwierdzają zróżnicowanie tygodniowych przebiegów stężeń na poszczególnych stacjach jak i dla poszczególnych zanieczyszczeń. Zmienność tygodniowego przebiegu stężeń SO_2 i CO wykazuje zbliżone niskie wartości we wszystkie dni tygodnia na wszystkich stacjach pomiarowych, przy czym dla większości stacji nieznacznie niższe stężania występują w sobotę i niedzielę. Odmienna sytuacja występuje w przypadku tygodniowego przebiegu stężeń NO_2 i PM_{10}, gdy wyraźnie najniższe wartości występują w sobotę i niedzielę, przyczyną takiego stanu rzeczy jest mniejsze natężenia ruchu w dni wolne od

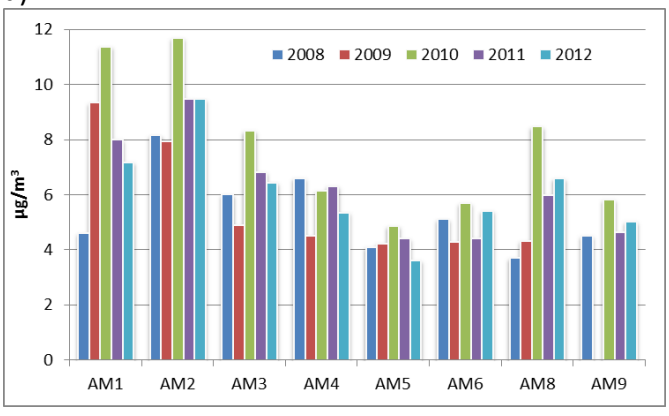
pracy. W przypadku ozonu występują sytuacja odwrotna najwyższe wartości występują w sobotę i niedzielę, a niższe w dni robocze.

3.5.3 Analiza zmienności stężeń w sezonach oraz w ujęciu rocznym w aglomeracji gdańskiej

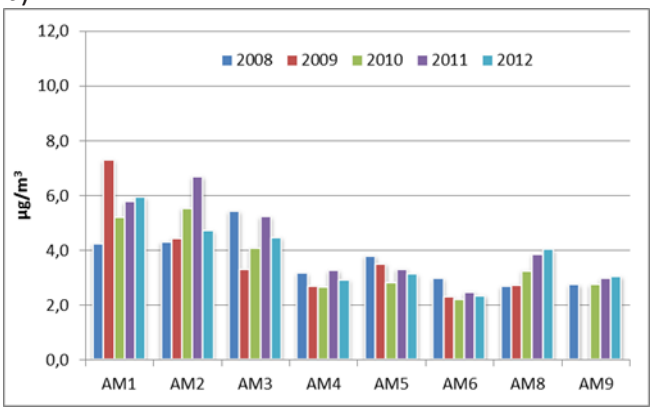
Poszczególne zanieczyszczenia powietrza mogą wykazywać zmienność sezonową jak i roczną. W niniejszym rozdziale przeanalizowano występowanie zmienności stężeń w sezonie grzewczym i w letnim oraz zmienność roczną w aglomeracji gdańskiej latach 2008-2012.

Średnie stężenia ditlenku siarki utrzymują się ciągle na niskim poziomie zarówno w sezonie grzewczym jaki i letnim, przy czym średnie wartości są wyższe w sezonie grzewczym osiągając wartości od 3,3 do 11,7 µg/m^3, a w z sezonie letnim od 2,2 do 7,3 µg/m^3 (rys.32). Wyższe stężenia w sezonie grzewczym pochodzą ze źródeł emisji tego zanieczyszczenia głównie w wyniku spalania paliw stałych. Najwyższe średnie stężenia w sezonie grzewczym odnotowano na stacji AM2 Gdańsk Stogi i wyniosło 11,7 µg/m^3 w 2010 roku, a najniższe w tym sezonie 3,6 µg/m^3 na stacji AM5 Gdańsk Szadółki w 2012 roku. Najwyższe średnie stężenia w sezonie letnim odnotowano na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście i wyniosło 7,3 µg/m^3 w 2009 roku, a najniższe w tym sezonie 2,2 µg/m^3 na stacji AM6 w Sopocie w 2010 roku. Najwyższe stężania w obu sezonach można zaobserwować na stacjach AM1 i AM2.

a)



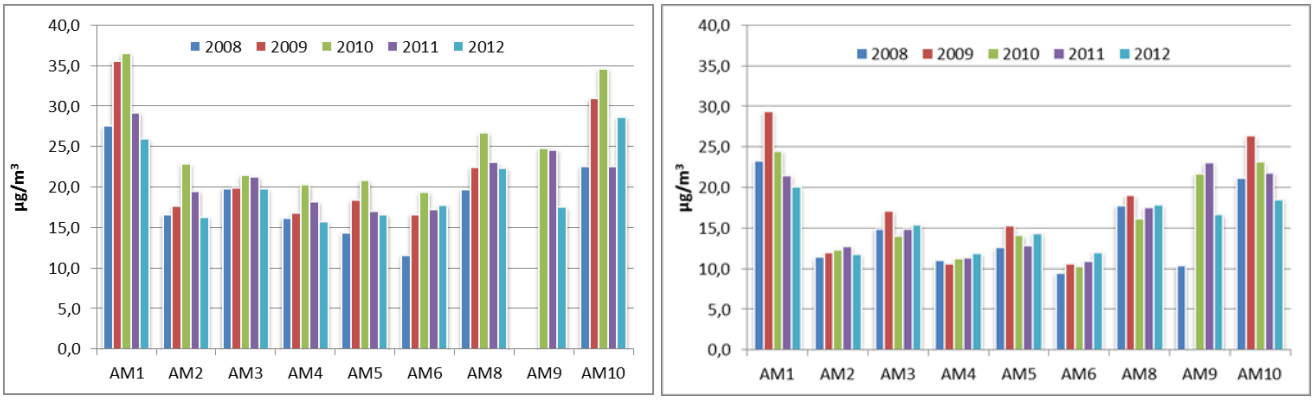
b)



Rys. 32. Zmiany stężeń ditlenku siarki w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.

Średnie wartości ditlenku azotu utrzymują na zbliżonym poziomie w sezonie grzewczym jaki i letnim, przy czym są nieznacznie wyższe w sezonie grzewczym osiągając wartości od 11,6 do 36,5 µg/m^3, a w z sezonie letnim wahają się od 9,5 do 29,4 µg/m^3 (rys. 33). Najwyższe średnie stężenia w sezonie grzewczym odnotowano na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście osiągając wartość 36,5 µg/m^3 w 2010 roku, a najniższe w tym sezonie 11,6 µg/m^3 na stacji AM6 w Sopocie w 2009 roku. Najwyższe średnie stężenia w sezonie letnim odnotowano na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście i wyniosło 29,4 µg/m^3 w 2009 roku, a najniższe w tym 9,5 µg/m^3 na stacji AM6 w Sopocie w 2008 roku. Najwyższe stężania w obu sezonach można zaobserwować na stacjach AM1 Gdańsk Śródmieście i AM10 Gdynia Śródmieście, co wynika z intensywnego ruchu komunikacyjnego w pobliżu obu stacji oraz w przypadku stacji AM10 również odziaływania przemysłu z terenów portowych.

a) b)

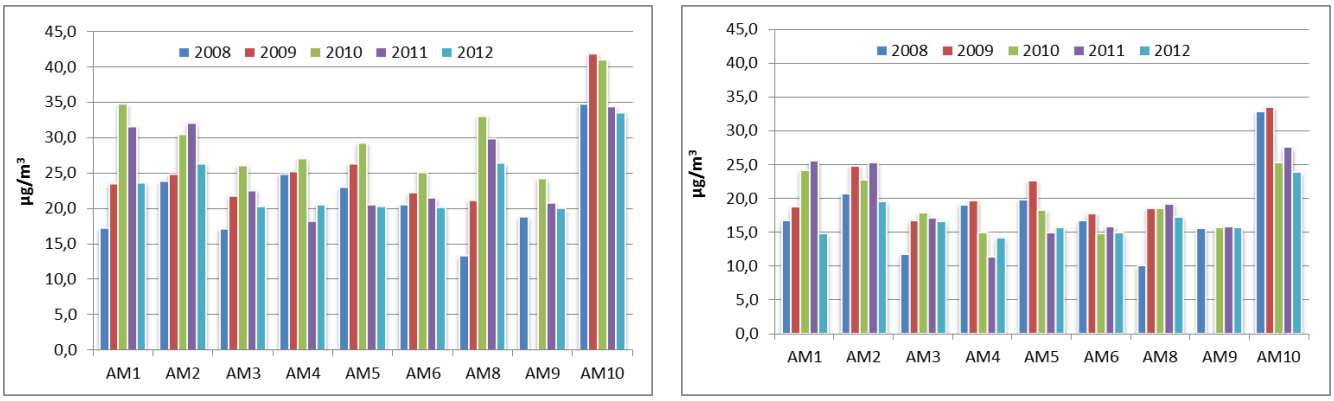


Rys. 33. Zmiany stężeń ditlenku azotu w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.

Średnie wartości stężenia pyłu PM_{10} osiągają wyższe wartości w sezonie grzewczym rzędu od 13,3 do 41,9 µg/m^3, z kolei w sezonie letnim występują niższe poziomy od 10,0 do 29,4 µg/m^3 (rys. 34). Głównym źródłem emisji pyłu PM_{10} jest ogrzewanie indywidulne oraz ruch samochodowy. Najwyższe średnie stężenia w sezonie grzewczym odnotowano na stacji AM10 Gdynia Śródmieście osiągając wartość 41,9 µg/m^3 w 2009 roku, a najniższe w tym sezonie 13,3 µg/m^3 na stacji AM8 w Gdańsku Wrzeszczu w 2008 roku. Najwyższe średnie stężenia w sezonie letnim odnotowano na stacji AM10 Gdynia Śródmieście i wyniosło 33,4 µg/m^3 w 2009 roku, a najniższe w tym 10,0 µg/m^3 na stacji na stacji AM8 w Gdańsku Wrzeszczu w 2008 roku. Najwyższe stężania w obu sezonach

można zaobserwować na stacji AM10 Gdynia Śródmieście, co wynika z emisji z ogrzewania indywidualnego oraz odziaływania przemysłu z terenów portowych.

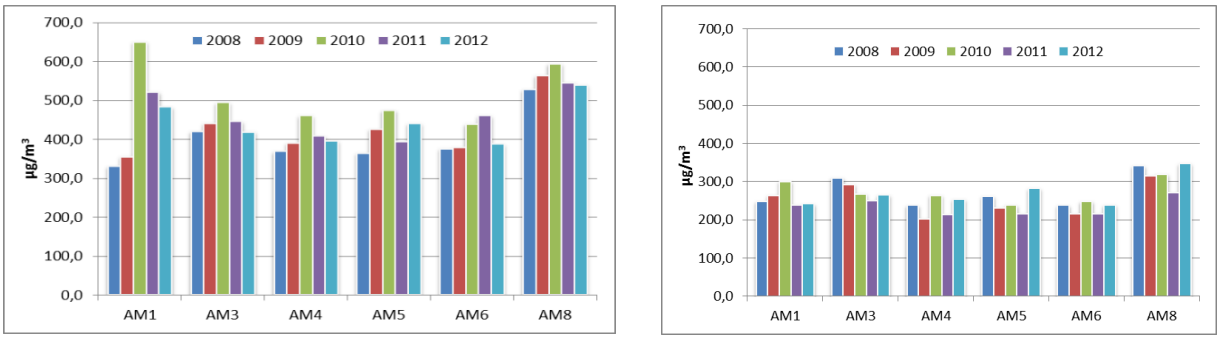
a) *b)*



Rys. 34. Zmiany stężeń pyłu PM_{10} w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.

Średnie wartości monotlenku węgla osiągają wyższe wartości w sezonie grzewczym rzędu od 329,9 do 650,2 µg/m^3, z kolei w sezonie letnim występują niższe poziomy od 202,7 do 347,7 µg/m^3 (rys. 35). Wyższe stężenia w sezonie grzewczym są związane z niecałkowitym spalaniem paliw kopalnych. Najwyższe średnie stężenia w sezonie grzewczym odnotowano na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście, które osiągnęło wartość 650,2 µg/m^3 w 2010 roku, a najniższe w tym sezonie 329,9 µg/m^3 odnotowano na tej samej stacji w 2008 roku. Najwyższe średnie stężenia w sezonie letnim odnotowano na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz, które wynosiło 347,7 µg/m^3 w 2012 roku, a najniższe 202,7 µg/m^3 na stacji AM4 Gdynia Pogórze w 2009 roku.

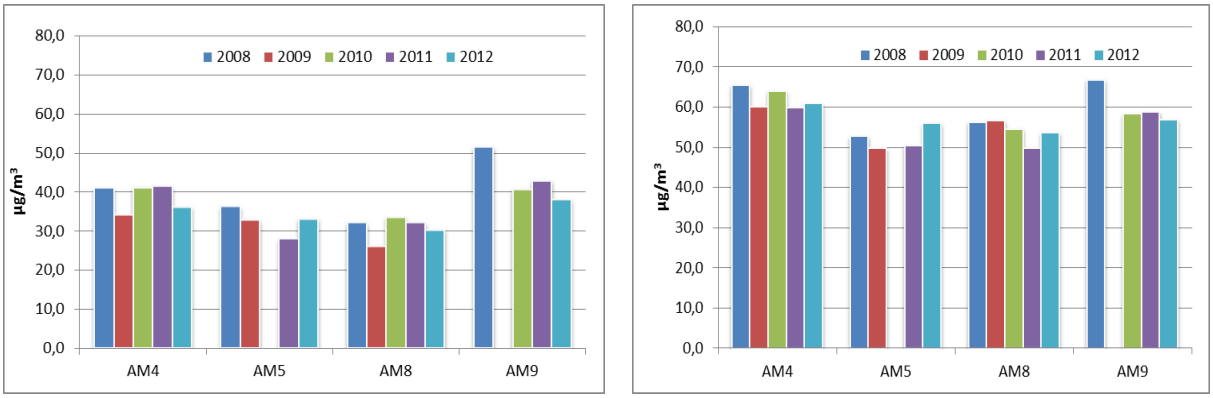
a) b)



Rys. 35. Zmiany stężeń monotlenku węgla w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.

Średnie wartości ozonu osiągają wyższe wartości w sezonie letnim rzędu od 49,6 do 66,7 µg/m^3, z kolei w sezonie grzewczym występują niższe poziomy od 26,1 do 51,5 µg/m^3 (rys. 36). Najwyższe średnie stężenia w sezonie letnim odnotowano na stacji AM9 Gdynia Dąbrowa osiągając wartość 66,7 µg/m^3 w 2010 roku, a najniższe w tym sezonie 50,3 µg/m^3 na stacji AM5 w Gdańsku Wrzeszczu Szadółkach w 2011 roku. Najwyższe średnie stężenia w sezonie grzewczym odnotowano na stacji AM9 Gdynia Dąbrowa i wyniosło 42,8 µg/m^3 w 2011 roku, a najniższe w tym sezonie 26,1 µg/m^3 na stacji AM8 w Gdańsku Wrzeszczu w 2008 roku.

a) b)



Rys. 36. Zmiany stężeń ozonu w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.

Stężenia średnioroczne zanieczyszczeń powietrza wykazują zmienność w poszczególnych latach i w zależności od stacji. Najwyższe wartości stężeń średniorocznych ditlenku siarki występują na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście wykazują również największą zmienność stężeń. Drugą stacją, która wykazuje największa zmienność stężeń w analizowanym pięcioleciu jest stacja AM8 Gdańsk Wrzeszcz. Z kolei niższa zmienność wartości średniorocznych obserwowano na stacji AM5 w Gdańsku Szadółkach (rys. 37). Ogólnie można stwierdzić, że stężenia średnioroczne ditlenku siarki utrzymują się na niskim poziomie na wszystkich stacji pomiarowych. Wyjątek stanowi stacja AM1 Gdańsk Śródmieście na której obserwuje się stężenia na wyższym poziomie osiągające od 22,1% do 41,5% wartości dopuszczalnej. Najwyższe stężania SO_2 w analizowanym okresie występowały w 2010 roku na wszystkich stacjach pomiarowych i wynoszą od 3,8 µg/m^3 na stacji AM5 Gdańsk Szadólki do 8,2 µg/m^3 na stacjach AM1 Gdańsk Śródmieście i AM2 Gdańsk Stogi (rys.37).

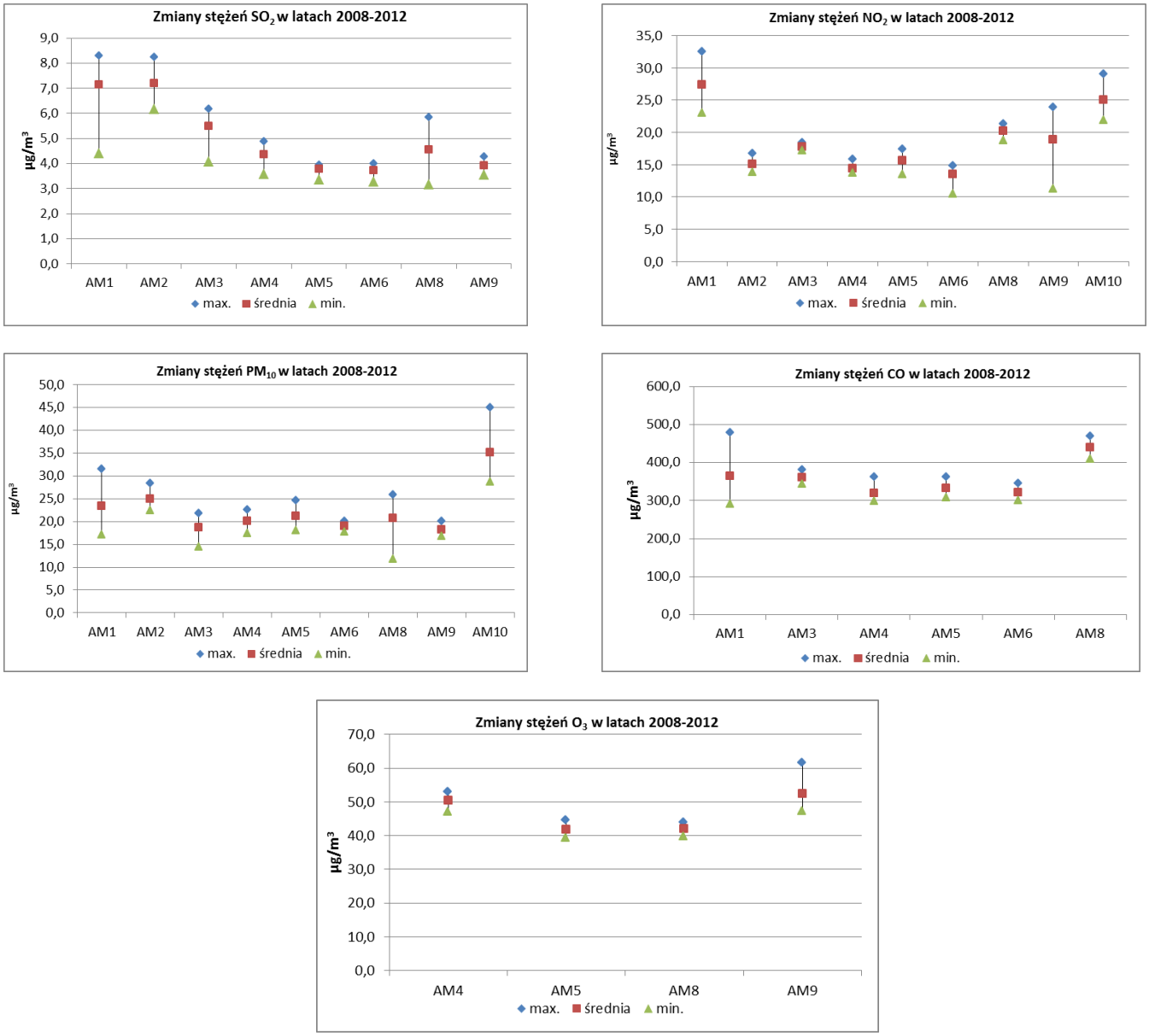
Najwyższe wartości stężeń średniorocznych ditlenku azotu występują na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście wykazują największą również zmienność. Drugą stacją, która wykazuje największa zmienność stężeń w analizowanym pięcioleciu jest stacja AM9 Gdynia Dąbrowa. Z kolei najniższą zmienność wartości średniorocznych obserwowano na stacji AM3 w Gdańsku Nowym Porcie (ryc. 36). Generalnie stężenia średnioroczne ditlenku azotu utrzymują się na średnim poziomie dla większości stacji pomiarowych, wyjątek stanowią stacje AM1 Gdańsk Śródmieście i AM10 Gdynia Śródmieście, gdzie stężenia utrzymują się na wyższym poziomie osiągając od 54,7% do 81,3% wartości dopuszczalnej. Wyższe stężenia na stacji AM1 w Gdańsk Śródmieściu wynikają z położenia tej stacji w pobliżu ulicy Powstańców Warszawskich o znacznym natężeniu ruchu, a stacja AM10 Gdynia Śródmieście jest zlokalizowana na terenie przemysłowym w pobliżu Portu Gdynia. Najwyższe stężania NO_2 w analizowanym okresie występowały w 2010 lub 2009 roku w zależności od stacji pomiarowej i wynoszą od 14,6 $\mu g/m^3$ na stacji AM6 w Sopocie do 32,5 $\mu g/m^3$ na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście (rys. 37).

Najwyższe wartości stężeń średniorocznych pyłu zawieszonego PM_{10} występują na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu oraz wykazują największą zmienność na tej stacji. Najniższą zmiennością wartości średniorocznych PM_{10} obserwowano na stacji AM6 w Sopocie oraz AM9 w Gdyni Dąbrowie (rys.36), zarazem na obu stacjach występują najniższe stężenia PM_{10} w badanym pięcioleciu. Stężenia średnioroczne PM_{10} utrzymują się na zróżnicowanym poziomie w zależności od stacji pomiarowej. Najwyższe stężenia występują na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu, gdzie stężenia wartości średniorocznych wahają się od 71,5% do 112,5% wartości dopuszczalnej. Wysokie stężenia wynikają z oddziaływania przemysłu portowego i stoczniowego na stację. Najwyższe stężania PM_{10} w analizowanym okresie występowały w 2010 lub 2009 roku w zależności od stacji pomiarowej i wynoszą od 20,0 $\mu g/m^3$ na stacji AM6 w Sopocie do 44,6 $\mu g/m^3$ na stacji AM10 Gdynia Śródmieście, gdzie tym samym została przekroczona wartość dopuszczalna roczna wynosząca 40 $\mu g/m^3$ (rys. 37).

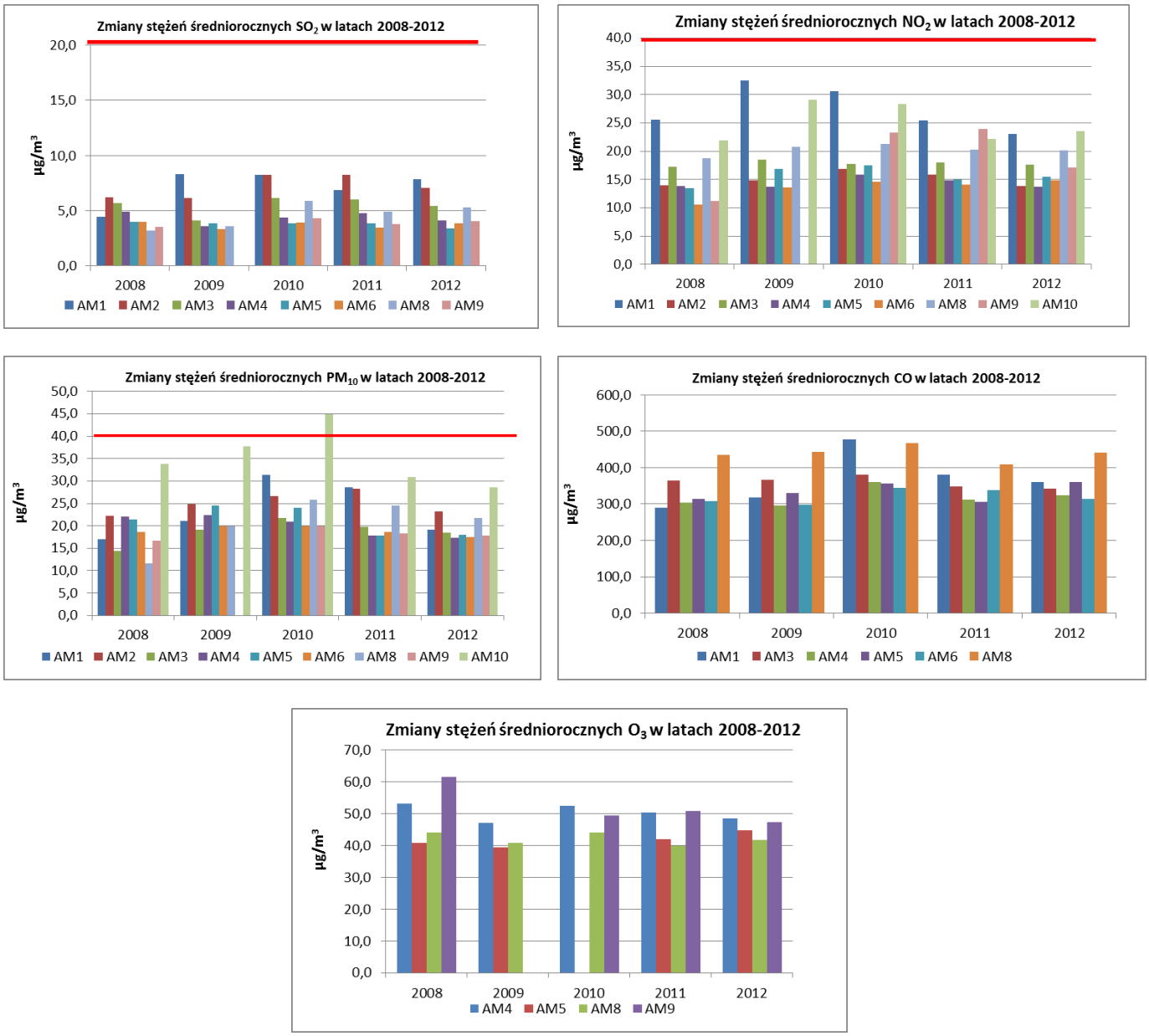
Stężenia średnioroczne monotlenku węgla osiągają najwyższe wartości oraz największą zmienność na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście. Najniższą zmiennością wartości średniorocznych charakteryzuje się stacja AM3 Gdańsk Nowy Port (rys. 37). Najwyższe stężenia na stacji AM1 w Gdańsk Śródmieściu wynikają z położenia tej stacji w pobliżu ruchliwej ulicy oraz z odziaływania ogrzewania indywidulnego. Najwyższe stężania CO w

analizowanym okresie występowały w 2010 roku na wszystkich stacjach pomiarowych i wyniosły od 343,7 µg/m^3 na stacji AM6 w Sopocie do 476,8 µg/m^3 na stacji AM1 Gdańsk (rys. 38).

Stężenia średnioroczne ozonu osiągają najwyższe wartości i wykazują największą zmienność na stacji AM9 Gdynia Dąbrowa. Najniższą zmiennością wartości średniorocznych odznacza się stacja AM8 Gdańsk Wrzeszcz (rys.37). Najwyższe stężania O_3 w analizowanym okresie występowały w 2008, 2009 lub 2012 roku w zależności od stacji pomiarowej (rys. 38).



Rys. 37. Zmiany średniorocznych stężeń ditlenku siarki, ditlenku azotu, pyłu PM_{10}, monotlenku węgla oraz ozonu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.



Rys. 38. Zmiany średniorocznych stężeń ditlenku siarki, ditlenku azotu, pyłu PM_{10}, monotlenku węgla oraz ozonu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

3.5.4 Analiza korelacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Celem analizy korelacji jest stwierdzenie, czy między badanymi zmiennymi zachodzą jakieś zależności, jaka jest ich siła, postać oraz kierunek. Współzależność między zmiennymi może być dwojakiego rodzaju: funkcyjna lub stochastyczna (probabilistyczna) [131]. Istota zależności funkcyjnej polega na tym, że zmiana wartości jednej zmiennej powoduje ściśle

określoną zmianę wartości drugiej zmiennej. W przypadku zależności funkcyjnej: określonej wartości jednej zmiennej (X) odpowiada jedna i tylko jedna wartość drugiej zmiennej (Y). Z kolei zależność probabilistyczna występuje wtedy, gdy wraz ze zmianą wartości jednej zmiennej zmienia się rozkład prawdopodobieństwa drugiej zmiennej. Szczególnym jej przypadkiem jest zależność korelacyjna, która polega na tym, że określonym wartościom jednej zmiennej odpowiadają ściśle określone średnie wartości drugiej zmiennej. Można wtedy ustalić, jak zmieni się średnio biorąc wartość zmiennej zależnej Y w zależności od wartości zmiennej niezależnej X. Siłę liniowego związku pomiędzy dwiema zmiennymi pozwala ocenić współczynnik korelacji liniowej Pearsona r. Przyjmuje wartości z przedziału domkniętego <-1;1>. Wartość -1 oznacza występowanie doskonałej korelacji ujemnej (punkty leżą dokładnie na prostej, skierowanej w dół), a wartość 1 oznacza doskonałą korelację dodatnią (punkty leżą dokładnie na prostej, skierowanej w górę). Wartość 0 oznacza brak korelacji liniowej.

Współczynnik korelacji liniowej Pearsona znajduje zastosowanie, gdy są spełnione następujące właściwości [132]:

- zmienne mają rozkład normalny,
- zależność ma charakter liniowy.

Natomiast nie należy obliczać tego współczynnika gdy:

- istnieje nieliniowy związek między dwiema zmiennymi (np. związek kwadratowy),
- występuje jedna lub więcej wartości odstających,
- dane zawierają podgrupy, dla których średnie poziomy wartości dla co najmniej jednej zmiennej są różne.

Poziom istotności obliczany dla każdego współczynnika korelacji jest zasadniczym źródłem informacji o wiarygodności korelacji. Istotność współczynnika korelacji o zadanej wartości będzie się zmieniać w zależności od liczności próbki, na podstawie której został on obliczony.

W niniejszym rozdziale dokonano oceny zależności pomiędzy poszczególnymi zanieczyszczeniami powietrza na podstawie współczynnika korelacji Persona obliczonego ze średnich dobowych stężeń poszczególnych substancji (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}) dla sezonu grzewczego i letniego w latach 2008-2012. W celu oceny wiarygodności wyliczonych współczynników korelacji określono poziom istotności na poziomie α= 0,05. Do analizy wzięto pod uwagę wyłącznie dane, które spełniają warunek istotności. Analiza korelacji ma

na celu podjęcie próby identyfikacji źródeł emisji poszczególnych substancji. Silna korelacja pomiędzy poszczególnymi zanieczyszczeniami powietrza pozwala wywnioskować, że ocenianie substancje mogą mieć takie samo źródło emisji [133-134]. W przypadku zróżnicowanych źródeł obserwuje się słabą korelacje bądź jej brak. W dalszym etapie obliczono współczynnik determinacji wyrażający proporcję wspólnej zmienności dwóch zmiennych. Współczynnik determinacji, inaczej zwany współczynnikiem określoności lub R^2 jest miarą tego, jaki procent zmienności zmiennej zależnej (objaśnianej) jest wyjaśniany za pomocą zmiennej niezależnej (objaśniającej, predyktora) bądź modelu statystycznego. Innymi słowy, współczynnik determinacji informuje, na ile model, badany czynnik wyjaśnia zgromadzone dane pomiarowe (zmienną zależną) [135]. Ze względu na dużą liczbę obliczeń wszystkie wyniki zostały przedstawione w załącznikach nr 1 i 2, natomiast w tabelach 21 i 22 zestawiono wartości maksymalne i minimalne współczynnika korelacji Persona i determinacji pomiędzy zmiennymi dla poszczególnych sezonów.

3.5.4.1 Analiza korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza w sezonie grzewczym

Wyniki obliczeń statystycznych pozwalają zaobserwować następujące zależności pomiędzy zmiennymi. W sezonie grzewczym pomiędzy SO_2 a NO_2, CO, PM_{10} występuje korelacja dodatnia, co oznacza iż wraz ze wzrostem stężeń SO_2 zwiększają się poziomy stężeń trzech pozostałych zanieczyszczeń powietrza (tab. 21 i załącznik nr 1). W przypadku korelacji pomiędzy SO_2 a NO_2 siła jest zróżnicowana i waha się od słabej aż po silną w zależności od stacji i analizowanego roku. Silna bądź umiarkowana korelacja występuje na stacji AM4 Gdynia Pogórze ($0,44 < r < 0,78$), na stacji AM5 Gdańsk Szadółki ($0,50 < r < 0,68$) oraz na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz ($0,42 < r < 0,71$). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi substancjami odnotowano na stacji AM4 Gdynia Pogórze $r = 0,78$ w 2010 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,05 do 0,6, co oznacza, że zmienność stężeń SO_2 w zakresie od 5% do 60% można wyjaśnić zmiennością stężeń NO_2. Siła korelacji w większości przypadków umiarkowana potwierdza, iż wzrost stężeń SO_2 i NO_2 jest powiązany z różnymi źródłami emisji. Na wzrost stężeń SO_2 wpływa głównie ogrzewanie indywidualne podczas gdy na wzrost stężeń NO_2 wpływa przeważnie emisja linowa.

Tab. 21. Maksymalne i minimalne wartości *współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

ZMIENNE	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2 /NO_2	0,78	0,22	0,60	0,05
SO_2 /CO	0,74	0,33	0,55	0,11
SO_2 /PM_{10}	0,75	0,22	0,56	0,05
NO_2 /CO	0,90	0,41	0,81	0,17
NO_2 /PM_{10}	0,88	0,61	0,78	0,38
CO /PM_{10}	0,92	0,18	0,85	0,22
SO_2 /O_3	-0,42	-0,23	0,18	0,05
NO_2 /O_3	-0,77	-0,30	0,59	0,09
CO /O_3	-0,69	-0,37	0,48	0,14
O_3 /PM_{10}	-0,73	-0,34	0,53	0,11

Korelacja pomiędzy SO_2 a CO w zależności o stacji i roku waha się od 0,33 do 0,74. Siła korelacji dodatniej pomiędzy SO_2 a CO jest słaba, umiarkowana bądź silna w zależności od stacji i analizowanego roku. Silna bądź umiarkowana korelacja występuje na stacji AM5 Gdańsk Szadółki (0,61 < r <0,74). Natomiast na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz występuje największe zróżnicowanie korelacji od słabej aż po silną (0,38 < r <0,72). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi substancjami odnotowano na stacji AM5 Gdańsk Szadółki r = 0,74 w 2010 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,11 do 0,5, co oznacza, że zmienność stężeń SO_2 w zakresie od 11% do 55% można wyjaśnić zmiennością stężeń CO. Analiza korelacji dla większości stacji umiarkowana potwierdza, że wzrost stężeń SO_2 i CO jest związany z różnymi źródłami emisji. Na wzrost na wzrost stężeń SO_2 wpływa głównie ogrzewanie indywidualne podczas gdy na wzrost stężeń CO wpływa ogrzewanie indywidualne oraz emisja linowa.

Korelacja pomiędzy stężeniami SO_2 a PM_{10} waha się w przedziale od 0,22 do 0,75. Siła korelacji dodatniej pomiędzy SO_2 a PM_{10} jest dla większości stacji umiarkowana bądź silna. Silna bądź umiarkowana korelacja wstępuje na stacjach AM1 Gdańsk Śródmieście (0,55 < r <0,75) , AM5 Gdańsk Szadółki (0,58 < r <0,75) oraz na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz (0,52 < r <0,74). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi substancjami odnotowano w 2010 roku na stacji AM5 Gdańsk Szadółki r = 0,75. Współczynnik determinacji waha się od 0,05 do 0,56, co oznacza, że zmienność stężeń SO_2 w zakresie od 5% do 56%

można wyjaśnić zmiennością stężeń PM_{10}. Analiza korelacji dla większości stacji umiarkowana bądź silna potwierdza, że wzrost stężeń SO_2 i PM_{10} jest związany głównie z ogrzewaniem indywidualnym, a w mniejszym stopniu z komunikacją.

Zależność korelacyjna pomiędzy NO_2 a CO jest dodatnia w zależności od stacji i roku wynosi od 0,41 do 0,9. Siła korelacji dodatniej pomiędzy NO_2 a CO jest głównie silna bądź umiarkowana w analizowanym okresie. Silna korelacja wstępuje na stacji AM3 Gdańsk Nowy Port (0,75 < r <0,84), AM4 Gdynia Pogórze (0,78< r <0,86) oraz AM6 w Sopocie (0,76 < r <0,89) oraz korelacja umiarkowana bądź silna na stacji AM5 Gdańsk Szadółki (0,69 < r <0,85), AM8 Gdańsk Wrzeszcz (0,66 < r<0,89) oraz najbardziej zróżnicowana jest na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście (0,41< r <0,9). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi substancjami odnotowano na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście r=0,9 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,17 do 0,81 , co oznacza ,że zmienność stężeń NO_2 w zakresie od 17% do 81% można wyjaśnić zmiennością stężeń CO. Analiza korelacji dla większości stacji jest silna bądź umiarkowana potwierdza , że jednoczesny wzrost stężeń NO_2 i CO jest związany głównie niecałkowitym spalaniem paliw kopalnych głównie z ogrzewania indywidualnego oraz w mniejszym stopniu emisją komunikacyjną.

Pomiędzy NO_2 a PM_{10} odnotowano korelację dodatnią wahającą się od 0,61 do 0,88 w latach 2008-2012. Siła korelacji dodatniej pomiędzy NO_2 a PM_{10} jest głównie silna bądź umiarkowana. Silna korelacja wstępuje na stacji AM4 Gdynia Pogórze (0,82< r< 0,87), AM3 Gdańsk Nowy Port (0,71 < r< 0,83) i AM6 w Sopocie (0,71 < r< 0,88) oraz korelacja umiarkowana bądź silna na następujących stacjach: AM1, AM2, AM5, AM8, AM9, AM10, a tylko umiarkowana na stacji AM3 Gdańsk Nowy Port (0,5< r <0,69). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi substancjami odnotowano na dwóch stacjach: AM8 Gdańsk Wrzeszcz i AM6 w Sopocie r = 0,88 w 2010 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,38 do 0,78, co oznacza, że zmienność stężeń NO_2 w zakresie od 38% do 78% można wyjaśnić zmiennością stężeń PM_{10}. Analiza korelacji dla większości stacji jest silna bądź umiarkowana potwierdza, że wzrost stężeń zarówno NO_2 i PM_{10} jest związany głównie spalaniem paliw głównie w gospodarstwach indywidulanych, pojazdów silnikowych oraz emisji wtórnej z opon, okładzin hamulcowych oraz z dróg.

Pomiędzy CO a PM_{10} odnotowano korelację dodatnią, która wyniosła od 0,18 do 0,92. Siła korelacji dodatniej pomiędzy CO a PM_{10} jest głównie silna bądź umiarkowana dla

większości stacji pomiarowych. Silna korelacja wstępuje na stacjach : AM4 Gdynia Pogórze (0,77 < r<0,91), AM5 Gdańsk Szadółki (0,72 < r<0,92) i AM6 w Sopocie (0,8 < r<0,87) oraz silna bądź umiarkowana na stacjach: AM1 Gdańsk Śródmieście (0,46 < r<0,88) i AM3 Gdańsk Nowy Port (0,68 < r<0,92). Natomiast na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz występuje korelacja od słabej aż po silną (0,18< r< 0,91). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi substancjami odnotowano na dwóch stacjach: AM3 Gdańsk Nowy Port i AM5 Gdańsk Szadółki i wyniósł dla obu stacji r = 0,85 w 2008 roku i 2010 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,22 do 0,85, co oznacza, że zmienność stężeń CO w zakresie od 22% do 85% można wyjaśnić zmiennością stężeń PM_{10}. Analiza korelacji dla większości stacji jest silna bądź umiarkowana potwierdza, że wzrost stężeń CO i PM_{10} jest związany z podobnymi źródłami emisji, takimi jak spalanie paliw głównie z ogrzewania indywidualnego, pojazdów silnikowych oraz emisji wtórnej z opon, okładzin hamulcowych oraz z dróg.

W sezonie grzewczym pomiędzy stężeniami O_3 a SO_2, NO_2, CO, PM_{10} występuje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem stężeń ozonu wzrastają stężenia substancji: SO_2,NO_2,CO,PM_{10} (tab. 21 i załącznik nr 1). W przypadku zależności pomiędzy SO_2 a O_3 wartości współczynnika korelacji są zbliżone i wahają się -0,23 do -0,42. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi związkami odnotowano na stacji AM4 Gdynia Pogórze r = -0,42 w 2008 roku. Współczynnik determinacji waha się w zakresie od 0,05 do 0,18, co oznacza, że zmienność stężeń SO_2 w zakresie od 5% do 18% można wyjaśnić zmiennością stężeń O_3. Analiza korelacji większości przypadków umiarkowana bądź słaba potwierdza, że wzrost stężeń SO_2 przy jednoczesnym spadku O_3 jest związany z różnymi źródłami emisji. Obok ogrzewania indywidualnego na wzrost SO_2 stężeń wpływa emisja linowa, natomiast ozon który jest zanieczyszczeniem wtórnym powstaje w wyniku złożonych reakcji chemicznych prekursorów ozonu m.in. NOx i LZO niemetanowych (NMVOC) zarówno naturalnych (biogennych) oraz pochodzenia antropogenicznego. W skali kontynentalnej, CH_4 i CO również mogą odgrywać udział w tworzeniu O_3. Natomiast bardziej zróżnicowana siła korelacji występuje pomiędzy NO_2 a O_3 gdy współczynnik wynosi od -0,3 do -0,7. Siła korelacji pomiędzy NO_2 a O_3 jest silna, umiarkowana bądź słaba w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi związkami odnotowano na stacji AM9 Gdynia Dąbrowa r = -0,77 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,09 do 0,59, co oznacza ,że zmienność stężeń NO_2 w zakresie od

9% do 59% można wyjaśnić zmienność stężeń O_3. Analiza korelacji większości przypadków umiarkowana bądź słaba potwierdza, że wzrost stężeń NO_2 przy jednoczesnym spadku O_3 jest związany z różnymi źródłami emisji. Obok emisji komunikacyjnej na wzrost NO_2 stężeń wpływa ogrzewanie indywidualne, natomiast ozon który jest zanieczyszczeniem wtórnym powstaje wyniku złożonych reakcji chemicznych innych związków tzw. prekursorów m.in. NOx , który jest głównie emitowany w sektorze transportu a w mniejszym stopniu w sektorze energetyki. W przypadku CO a O_3 siła korelacji jest również zróżnicowana i waha się od -0,37 do -0,69. Umiarkowana korelacja wsytępuje na stacjach (-0,4 < r <-0,69) : AM4 Gdynia Pogórze i AM5 Gdańsk Szadółki oraz na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz korelacja słaba bądź umiarkowana (-0,37 < r <-0,69). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi związkami odnotowano na stacji AM4 Gdynia Pogórze w 2009 roku i na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz w 2012, dla obu stacji wyniósł on r = -0,69. Współczynnik determinacji waha się od 0,14 do 0,48, co oznacza, że zmienność stężeń CO w zakresie od 14% do 48% można wyjaśnić zmienność stężeń O_3. Analiza korelacji większości przypadków umiarkowana bądź słaba potwierdza , że wzrost stężeń NO_2 przy jednoczesnym spadku O_3 jest związany z różnymi źródłami emisji. Obok ogrzewania indywidualnego na wzrost CO stężeń wpływa komunikacja, natomiast ozon który jest zanieczyszczeniem wtórnym powstaje w wyniku złożonych reakcji chemicznych innych związków w tym m.in. CO. Wartość współczynnika korelacji pomiędzy PM_{10} a O_3 jest zróżnicowana i wynosi od -0,34 do -0,73 w zależności od stacji i do roku. Umiarkowana korelacja wstępuje na stacji AM5 Gdańsk Szadółki (-0,42 < r<-0,57), z kolei na stacjach: AM4 Gdynia Pogórze i AM8 Gdańsk Wrzeszcz odnotowano korelację słabą bądź umiarkowaną (-0,34 < r<-0,66), a na stacji AM9 Gdynia Dąbrowa od słabej aż po silną (-0,38 < r <-0,73). Współczynnik determinacji waha się od 0,11 do 0,53, co oznacza, że zmienność stężeń PM_{10} w zakresie od 11% do 5 % można wyjaśnić zmiennością stężeń O_3. Analiza korelacji większości przypadków umiarkowana bądź słaba potwierdza, że wzrost stężeń PM_{10} przy jednoczesnym spadku O_3 jest związany z różnymi źródłami emisji. Na wzrost stężeń PM_{10} wpływa głównie emisja z ogrzewania indywidualnego oraz komunikacji, natomiast ozon który jest zanieczyszczeniem wtórnym powstaje w wyniku złożonych reakcji chemicznych innych związków tzw. prekursorów.

3.5.4.2 Analiza korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej w sezonie letnim.

W sezonie letnim pomiędzy SO_2 a NO_2, CO, PM_{10} występuje korelacja dodatnia, co oznacza, iż wraz ze wzrostem stężeń SO_2 wzrastają poziomy stężeń trzech pozostałych zanieczyszczeń powietrza (tab.22 i załącznik nr 2). Siła korelacji pomiędzy SO_2 a NO_2 jest zróżnicowana od słabej aż po silną i waha się od 0,21 do 0,75. Silna bądź umiarkowana korelacja wstępuje na stacjach: AM4 Gdynia Pogórze (0,48 < r<0,75) i AM5 Gdańsk Szadółki (0,47 < r <0,7). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi związkami odnotowano na stacji AM4 Gdynia Pogórze r = 0,75 w 2008 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,05 do 0,56, co oznacza, że zmienność stężeń SO_2 w zakresie od 5% do 56% można wyjaśnić zmiennością stężeń NO_2. Analiza korelacji większości przypadków umiarkowana potwierdza, że wzrost stężeń SO_2 i NO_2 jest związany z różnymi źródłami emisji. Na początku i na końcu sezonu letniego często na wzrost stężeń SO_2 wpływa ogrzewanie indywidulane natomiast w pozostałym okresie głównie emisja linowa, a w przypadku NO_2 przez cały sezon emisja komunikacyjna.

Tab.22. Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

ZMIENNE	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2 /NO_2	0,75	0,21	0,56	0,05
SO_2 /CO	0,63	0,21	0,40	0,05
SO_2 /PM_{10}	0,74	0,25	0,54	0,06
NO_2 /CO	0,87	0,24	0,75	0,06
NO_2 /PM_{10}	0,84	0,37	0,70	0,14
CO /PM_{10}	0,72	0,30	0,52	0,09
NO_2 /O_3	-0,23	-0,61	0,37	0,05
CO /O_3	-0,31	-0,54	0,30	0,06

Korelacja pomiędzy SO_2 a CO waha się od 0,21 do 0,63, a jej siła jest umiarkowana bądź słaba w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi substancjami odnotowano na stacjach: AM6 Sopot i AM8 Gdańsk Wrzeszcz r = 0,63 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,05 do 0,40, co oznacza, że zmienność stężeń SO_2 w zakresie od 5% do 40% można wyjaśnić zmiennością

stężeń CO. Analiza korelacji dla większości stacji umiarkowana bądź słaba potwierdza, że wzrost stężeń SO_2 i CO jest związany z różnymi źródłami emisji. Na początku i na końcu sezonu letniego często na wzrost stężeń SO_2 wpływa ogrzewanie indywidulane natomiast w pozostałym okresie głównie emisja linowa.

Wartość współczynnika korelacji Pearsona pomiędzy SO_2 a PM_{10} wynosi od 0,22 do 0,74. Siła korelacji dodatniej pomiędzy SO_2 a PM_{10} jest dla większości stacji umiarkowana. Silna bądź umiarkowana korelacja wstępuje na stacji AM6 w Sopocie (0,39< r < 0,74). Z kolei korelacja umiarkowana bądź słaba (0,25< r < 0,68) występuje na stacjach: AM3, AM4, AM5, AM8, AM9. Natomiast korelacja słaba (0,2< r <4) występuje na stacjach AM2 Gdańsk Stogi i AM1 Gdańsk Śródmieście. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi substancjami odnotowano na stacji AM6 Sopot r = 0,74 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,08 do 0,54, co oznacza, że zmienność stężeń SO_2 w zakresie od 8% do 54% można wyjaśnić zmiennością stężeń PM_{10}. Analiza korelacji dla większości stacji umiarkowana bądź słaba co potwierdza, że wzrost stężeń SO_2 i PM_{10} jest związany z różnymi źródłami emisji. Na początku i na końcu sezonu letniego często na wzrost stężeń wpływa SO_2 i PM_{10} ogrzewanie indywidualne natomiast w pozostałym okresie głównie emisja linowa.

Korelacja pomiędzy NO_2 a CO wynosi od 0,24 do 0,8. Siła korelacji jest głównie silna bądź umiarkowana w zależności od stacji i analizowanego roku. Silna bądź umiarkowana korelacja wstępuje na stacjach: AM3 Gdańsk Nowy Port (0,55 < r<0,75), AM5 Gdańsk Szadółki (0,53 < r<0,76) i AM8 Gdańsk Wrzeszcz (0,59 < r <0,87) a korelacja tylko umiarkowana na stacji AM4 Gdynia Pogórze (0,54 < r< 0,67). Natomiast korelacja od silnej aż po słabą wystąpiła na stacjach AM1 Gdańsk Śródmieście (0,35 < r< 0,81) i AM6 w Sopocie (0,24 < r<0,85). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi substancjami odnotowano na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz r=0,87 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,06 do 0,75 co oznacza, że zmienność stężeń NO_2 w zakresie od 6% do 75% można wyjaśnić zmiennością stężeń CO. Analiza korelacji dla większości stacji jest silna bądź umiarkowana co potwierdza, że jednoczesny wzrost stężeń NO_2 i CO jest w sezonie letnim głównie związany emisją komunikacyjną i w mniejszym stopniu z ogrzewania indywidulanego. Wartość współczynnika korelacji Pearsona pomiędzy NO_2 a PM_{10} waha się 0,37 do 0,84, a jej siła jest głównie silna bądź umiarkowana dla większości stacji. Silna korelacja bądź umiarkowana wstępuje na następujących stacjach

(0,45 < r < 0,84): AM2, AM3, AM4, AM6, AM8, AM9, AM10 oraz na stacji AM5 Gdańsk Szadółki tylko umiarkowana (0,49 <r< 0,68). Natomiast korelacja od silnej aż po słabą wystąpiła na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście (0,37 < r<0,75). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM10 Gdynia Śródmieście i wyniósł r=0,84 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,14 do 0,70, co oznacza, że zmienność stężeń NO_2 w zakresie od 14% do 70% można wyjaśnić zmiennością stężeń PM_{10}. Analiza korelacji dla większości stacji jest silna bądź umiarkowana potwierdza, iż wzrost stężeń NO_2 i PM_{10} jest związany głównie w sezonie letnim z emisją z pojazdów silnikowych oraz emisji wtórnej z opon, okładzin hamulcowych oraz z dróg.

Korelacja pomiędzy CO a PM_{10} wynosi od 0,3 do 0,72, a jej jest głównie silna bądź umiarkowana. Silna korelacja bądź umiarkowana wstępuje na stacji AM6 w Sopocie (0,43 < r<0,71) i AM8 Gdańsk Wrzeszcz (0,47 < r<0,72), z kolei korelacja tylko umiarkowana wystąpiła na stacjach AM3 Gdańsk Nowy Port i AM4 Gdynia Pogórze. Natomiast na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście i AM5 Gdańsk Szadółki występuje korelacja słaba i umiarkowana (r wynosi dla obu stacji od 0,3 do 0,66). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji : AM8 Gdańsk Wrzeszcz wyniósł r = 0,72 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,09 do 0,52, co oznacza, że zmienność stężeń CO w zakresie od 9% do 52% można wyjaśnić zmiennością stężeń PM_{10}. Analiza korelacji dla większości stacji jest silna bądź umiarkowana potwierdza, że wzrost stężeń CO i PM_{10} jest związany w sezonie letnim głównie ze spalaniem paliw z pojazdów silnikowych oraz emisji wtórnej z opon, okładzin hamulcowych oraz z dróg.

W sezonie letnim pomiędzy O_3 a NO_2, CO, występuje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem stężeń ozonu wzrastają stężenia NO_2 i CO, (tab. 22 i załącznik nr 2), nie wzięto pod uwagę zależności pomiędzy SO2 a O_3 oraz PM_{10} i O_3 gdyż dane nie spełniają warunku istotności dla większości przypadków w okresie 2008-2012 w związku z tym nie analizowano zależności pomiędzy związkami. W przypadku korelacji pomiędzy NO_2 a O_3, która wynosi od -0,23 do -0,61, a jej siła jest głównie słaba bądź umiarkowana dla wszystkich stacji (AM4, AM5, AM8, AM9). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi związkami odnotowano na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz r = -0,61 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,05 do 0,37, co oznacza, iż zmienność stężeń NO_2 w zakresie od 5% do 37% można wyjaśnić zmiennością stężeń O_3. Analiza korelacji

większości przypadków umiarkowana bądź słaba potwierdza, że wzrost stężeń NO_2 przy jednoczesnym spadku O_3 jest związany z różnymi źródłami emisji dla obu zanieczyszczeń. Obok emisji komunikacyjnej na wzrost NO_2 stężeń wpływa ogrzewanie indywidualne, natomiast ozon który jest zanieczyszczeniem wtórnym powstaje wyniku złożonych reakcji chemicznych innych związków tzw. prekursorów m.in. NOx, który jest głównie emitowany w sektorze transportu w mniejszym stopniu w sektorze energetyki. Korelacja pomiędzy CO a O_3 waha się od -0,31 do -0,54, a jej siła jest głównie słaba. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi związkami odnotowano na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz r= -0,54 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,06 do 0,30 , co oznacza ,że zmienność stężeń CO w zakresie od 6% do 30% można wyjaśnić zmienność stężeń O_3. Analiza korelacji większości przypadków słaba potwierdza, że wzrost stężeń NO_2 przy jednoczesnym spadku O_3 jest związany z różnymi źródłami emisji. W sezonie letnim na wzrost CO stężeń wpływa komunikacja, natomiast ozon który jest zanieczyszczeniem wtórnym powstaje wyniku złożonych reakcji chemicznych innych związków w tym m.in. CO.

3.5.4.3 Podsumowanie analizy korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczenia powietrza w aglomeracji gdańskiej w sezonie letnim i grzewczym

Najsilniejsza korelacja zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim występuje pomiędzy stężeniami NO_2 i CO, NO_2 oraz PM_{10} i CO a PM_{10} dla większości stacji w analizowanym okresie, przy czym w sezonie letnim siła korelacji jest nieznacznie słabsza, co oznacza, iż w sezonie grzewczym analizowane pary zmiennych prawdopodobnie mają takie same źródła emisji. Przykładowo silna korelacja pomiędzy CO a PM_{10} wskazuje, że oba zanieczyszczenia mają takie samo źródło emisji, którym jest głównie ogrzewanie indywidualne. Słabsza korelacja pomiędzy NO_2 a PM_{10} w sezonie letnim oznacza, że wzrost stężeń jest związany nie tylko emisją z pojazdów silnikowych czy emisją wtórną z opon, okładzin hamulcowych, z dróg, lecz również z innymi źródłami emisji.

Emisja SO_2 znacząco spadła w ostatnich latach w aglomeracji gdańskiej w związku z tym również stężenia SO_2 są coraz niższe i wykazują coraz mniejszą zmienność. Z tego powodu SO_2 słabiej koreluje z pozostałymi zanieczyszczeniami powietrza. Ozon jest przeważnie ujemnie skorelowany z zanieczyszczeniami (NO_2, CO, SO_2 i PM_{10}), najsilniejsza korelacja ujemna jest z NO_2 a następnie z CO. Analiza korelacji większości przypadków

umiarkowana bądź słaba potwierdza, że wzrost stężeń NO_2, CO, SO_2 i PM_{10} przy jednoczesnym spadku O_3 jest związany z różnymi źródłami emisji. Źródłem NO_2, CO, SO_2 i PM_{10} jest głównie komunikacja bądź ogrzewanie indywidualne w zależności od rozpatrywanego sezonu. Natomiast ozon, który jest zanieczyszczeniem wtórnym powstaje w troposferze wskutek przemian chemicznych innych związków (zanieczyszczeń pierwotnych). Prekursorami powstawania ozonu w troposferze są m.in. tlenki azotu (NO_x), niemetanowe lotne związki organiczne (NMLZO), a także monotlenek węgla i metan. Ozon powstaje w wyniku przemian fotochemicznych utleniania (pod wpływem ultrafioletowego promieniowania słonecznego) tlenków azotu w obecności CO, CH_4 i NMLZO.

3.6 Analiza zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej w zależności od warunków meteorologicznych

3.6.1 Analiza korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza a parametrami meteorologicznymi w aglomeracji gdańskiej w sezonie grzewczym

W niniejszym rozdziale dokonano na podstawie współczynnika korelacji Persona obliczonego ze średnich dobowych dla sezonu grzewczego i letniego w poszczególnych latach oceny zależności pomiędzy poszczególnymi zanieczyszczaniami powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}) a parametrami meteorologicznymi (temperatura powietrza, ciśnienie atmosferyczne, prędkość wiatru, wilgotność). W celu oceny wiarygodności wyliczonych współczynników korelacji określono poziom istotności na poziomie α= 0,05. Do analizy wzięto pod uwagę wyłącznie dane, które spełniają warunek istotności. Analiza korelacji ma na celu podjąć próbę oceny wpływu głównych czynników meteorologicznych na wzrost stężeń zanieczyszczeń powietrza [136]. W kolejnym etapie obliczono współczynnik determinacji wyrażający proporcję wspólnej zmienności dwóch zmiennych (tzn. siłę lub wielkość powiązania). Ze względu na dużą ilość obliczeń wszystkie wyniki zostały przedstawiono w załączniku nr 3-6, natomiast tabelach 23-26 zestawiono wartości maksymalne i minimalne współczynnika korelacji Persona i determinacji dla poszczególnych sezonów pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a parametrami meteorologicznymi. Przed przystąpieniem do analizy dokonano przeglądu literatury w powyższym zakresie [137 -140].

Wyniki obliczeń statystycznych pozwalają zaobserwować następujące zależności. W sezonie grzewczym pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} a temperaturą istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem temperatury wzrastają stężenia SO_2, NO_2, CO, PM_{10} wzrastają poziomy stężeń czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza (tab. 23 i załącznik nr 3). W przypadku korelacji pomiędzy SO_2 a temperaturą jest ona zróżnicowana i waha się od słabej aż po silną w zależności od stacji i analizowanego roku wynosi od -0,16 do -0,75. Siła korelacji pomiędzy SO_2 a temperaturą jest słaba, umiarkowana bądź silna w zależności od stacji i analizowanego roku. Najsilniejsza korelacja umiarkowana bądź wysoka wstępuje na wszystkich stacjach w 2010 (-0,5 < r <-0,62) i 2012 (-0,3< r <-0,75). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM8 Gdańsku Wrzeszczu r= -0,75 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,03 do 0,56, co oznacza, że wzrost stężeń SO_2 w zakresie od 3% do 56% można wyjaśnić spadkiem temperatury powietrza.

W sezonie grzewczym pomiędzy ditlenkiem azotu a temperaturą współczynnik korelacji wynosi od -0,15 do -0,55 (tab. 23), co oznacza słabą bądź umiarkowaną siłę korelacji w zależności od stacji i analizowanego roku. Najsilniejsza korelacja wstępuje na wszystkich stacjach w 2010 roku (-0,3< r <-0,52) i 2012 (-0,37< r <-0,48) roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM6 w Sopocie r = -0,55 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,01 do 0,3, co oznacza, że wzrost stężeń NO_2 w zakresie od 1% do 30% można wyjaśnić spadkiem temperatury powietrza.

W sezonie grzewczym pomiędzy PM_{10} a temperaturą korelacja wynosi od -0,19 do -0,67 w latach (tab. 23). Siła korelacji pomiędzy PM_{10} a temperaturą podobnie jak w przypadku NO_2 jest umiarkowana bądź słaba. Najsilniejsza korelacja umiarkowana bądź wysoka wstępuje na wszystkich stacjach w 2010 (-0,3 < r <-0,57) i 2012 (-0,21 < r <-0,53). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM3 Gdańsku Nowy Porcie, r= -0,57 w 2010 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,45, co oznacza, że wzrost stężeń PM_{10} w zakresie od 2% do 45% można wyjaśnić spadkiem temperatury powietrza.

W sezonie grzewczym pomiędzy monotlenkiem węgla a temperaturą korelacja ujemna w zależności o stacji i roku wynosi od -0,15 do -0,57, co oznacza silę korelacji umiarkowana bądź słabą. Najsilniejsza korelacja umiarkowana wstępuje na wszystkich

stacjach w 2010 (-0,19 < r <-0,62) i 2012 (-0,39 < r <-0,67). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM8 Gdańsku Nowym Porcie r= -0,67 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,32, co oznacza, że wzrost stężeń CO w zakresie od 2% do 32% można wyjaśnić spadkiem temperatury powietrza.

W sezonie grzewczym pomiędzy ozonem a temperatura nie istnieje istotna statystycznie (p>0,05) korelacja ujemna, gdyż dane nie spełniają warunku istotności dla większości przypadków w okresie 2008-2012 w związku z tym nie analizowano zależności pomiędzy związkami.

Tab. 23. Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a temperaturą w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Zmienne	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2 /temp.	-0,75	-0,16	0,56	0,03
NO_2 /temp.	-0,55	-0,15	0,30	0,02
CO/temp.	-0,57	-0,15	0,32	0,02
PM_{10}/temp.	-0,67	-0,19	0,45	0,04

W sezonie grzewczym pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} a ciśnieniem atmosferycznym występuje korelacja dodatnia dla większości stacji, co oznacza iż wraz ze wzrostem ciśnienia wzrastają stężenia wzrastają poziomy stężeń czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza (tab. 24 i załącznik nr 4). Z kolei pomiędzy O_3 a ciśnieniem w tym sezonie wystąpiła korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem ciśnienia spadają stężenia ozonu. Pomiędzy SO_2 a ciśnieniem atmosferycznym występuje korelacja dodatnia wynosi od 0,18 do 0,55. Siła korelacji pomiędzy SO_2 a ciśnieniem umiarkowana bądź jest słaba w zależności od stacji i analizowanego roku. Najsilniejsza korelacja głównie umiarkowana wstępuje na większości stacji w 2012 (0,24 < r< 0,55). Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM8 Gdańsku Wrzeszczu r = 0,55 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,03 do 0,31, co oznacza, że wzrost stężeń SO_2 w zakresie od 3% do 31% można wyjaśnić wzrostem ciśnienia atmosferycznego. W sezonie grzewczym pomiędzy ditlenkiem azotu a ciśnieniem atmosferycznym

współczynnik korelacji waha się od 0,16 do 0,52, co oznacza siłę korelacji umiarkowaną bądź słabą. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM10 Gdyni Śródmieściu r= 0,52 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,03 do 0,27, co oznacza, że wzrost stężeń NO_2 w zakresie od 3% do 27% można wyjaśnić wzrostem ciśnienia atmosferycznego. Współczynnik korelacji pomiędzy pyłem zawieszonym PM_{10} a ciśnieniem atmosferycznym wynosi od 0,05 do 0,5, co oznacza siłę korelacji słabą bądź umiarkowaną. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz r= 0,5 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,03 do 0,47, co oznacza, że wzrost stężeń PM_{10} w zakresie od 3% do 47% można wyjaśnić wzrostem ciśnienia atmosferycznego. W sezonie grzewczym pomiędzy monotlenkiem węgla a ciśnieniem atmosferycznym korelacja dodatnia wynosi od 0,16 do 0,52, co oznacza siłę korelacji słabą bądź umiarkowaną. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM5 Gdańsk Szadółki r= 0,52 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,03 do 0,27,co oznacza, że wzrost stężeń CO w zakresie od 3% do 27% można wyjaśnić wzrostem ciśnienia atmosferycznego.

W sezonie grzewczym pomiędzy ozonem a ciśnieniem atmosferycznym korelacja ujemna w zależności o stacji i roku wynosi od -0,1 do -0,36 . Siła korelacji jest umiarkowana bądź jest słaba w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM9 Gdynia Dąbrowa Szadółki r= -0,36 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,01 do 0,13, co oznacza, że spadek stężeń O_3 w zakresie od 1% do 13% można wyjaśnić spadkiem ciśnienia atmosferycznego.

Tab. 24. Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a ciśnieniem atmosferycznym w sezonie grzewczym aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Zmienne	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2 /ciśnienie	0,55	0,18	0,30	0,03
NO_2 /ciśnienie	0,52	0,16	0,27	0,03
CO/ciśnienie	0,52	0,16	0,27	0,03
PM_{10}/ciśnienie	0,50	0,05	0,25	0,03
O_3/ciśnienie	-0,36	-0,10	0,13	0,01

W sezonie grzewczym pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} a prędkością wiatru istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem prędkości wiatru wzrastają stężenia czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza (tab. 25 i załącznik nr 5). W przypadku zależności pomiędzy SO_2 a prędkością wiatru siła korelacji waha się od słabej po umiarkowaną w zależności o stacji i analizowanego roku wynosi od -0,15 do -0,58. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM9 Gdyni Dąbrowie r= -0,58 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,34, co oznacza, że wzrost stężeń SO_2 w zakresie od 2% do 34% można wyjaśnić spadkiem prędkości wiatru. Z kolei korelacja pomiędzy NO_2 a prędkością wiatru jest zróżnicowana od słabej aż po silną w zależności od stacji i roku wynosi od -0,27 do -0,71. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM10 Gdyni Śródmieściu r= -0,71 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,07 do 0,51, co oznacza, że wzrost stężeń NO_2 w zakresie od 7% do 51% można wyjaśnić spadkiem prędkości wiatru. Współczynnik korelacji pomiędzy PM_{10} a prędkością wynosi od -0,2 do -0,6 w zależności od stacji i roku, co oznacza zależność słabą bądź umiarkowaną. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM10 Gdyni Śródmieściu r= -0,6 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,04 do 0,36, co oznacza, że wzrost stężeń PM_{10} w zakresie od 4% do 36% można wyjaśnić spadkiem prędkości wiatru. W przypadku zależności pomiędzy monotlenkiem węgla a prędkością wiatru w siła korelacji waha się od słabej po umiarkowaną i wynosi od -0,24 do -0,52. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM6 w Sopocie r= -0,52 w 2012 roku. Współczynnik

determinacji waha się od 0,06 do 0,27, co oznacza, że wzrost stężeń CO w zakresie od 7% do 23% można wyjaśnić spadkiem prędkości wiatru.

W sezonie grzewczym pomiędzy ozonem a prędkością wiatru występuje korelacja dodatnia i wynosi od 0,24 do 0,64. Siła korelacji pomiędzy O_3 a prędkością wiatru jest umiarkowana bądź słaba w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM5 w Sopocie r= 0,64 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,06 do 0,4 , co oznacza, że wzrost stężeń O_3 w zakresie od 6% do 40% można wyjaśnić wzrostem prędkości wiatru.

Tab. 25. Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2)pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a prędkością wiatru w sezonie grzewczym aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Zmienne	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2 /pręd.wiatru	-0,58	-0,15	0,34	0,02
NO_2 /pręd.wiatru	-0,71	-0,27	0,51	0,07
CO/pręd.wiatru	-0,52	-0,24	0,27	0,06
PM_{10}/pręd.wiatru	-0,60	-0,20	0,36	0,04
O_3/pręd.wiatru	0,64	0,24	0,40	0,06

W sezonie grzewczym pomiędzy NO_2, CO, PM_{10} a wilgotnością istnieje korelacja dodatnia, co oznacza iż wraz ze wraz wzrostem wilgotności wzrastają stężenia trzech wymienionych zanieczyszczeń powietrza (tab. 26 i załącznik nr 6). W przypadku zależności pomiędzy NO_2 a wilgotnością siła korelacji waha się od słabej po umiarkowaną w zależności od stacji i analizowanego roku wynosi od 0,15 do 0,5. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM6 w Sopocie r= 0,5 w 2008 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,25, co oznacza, że wzrost stężeń NO_2 w zakresie od 2% do 25% można wyjaśnić wzrostem wilgotności. Współczynnik korelacji pomiędzy pyłem zawieszonym PM_{10} a w zależności o stacji i roku wynosi od 0,13 do 0,33. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu r= 0,33 w 2008 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,11, co oznacza, że wzrost stężeń PM_{10} w zakresie od 2% do 11% można wyjaśnić

wzrostem wilgotności. W przypadku zależności pomiędzy CO a wilgotnością siła korelacja jest słaba i waha się od 0,14 do 0,36. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM4 w Gdynia Pogórze r = 0,36 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,13, co oznacza, że wzrost stężeń CO w zakresie od 2% do 13% można wyjaśnić wzrostem wilgotności.

Z kolei w sezonie grzewczym SO_2,O_3 a wilgotnością istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze wraz spadkiem wilgotności wzrastają stężenia SO_2 i O_3. W przypadku zależności pomiędzy SO_2 a wilgotnością siła korelacji jest od słabej po umiarkowaną i wynosi od -0,11 do -0,57. Współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM8 Gdańsku Wrzeszczu r= -0,57 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,01 do 0,32, co oznacza, że wzrost stężeń SO_2 w zakresie od 1% do 32% można wyjaśnić spadkiem wilgotności. Podobnie jest w przypadku zależności pomiędzy ozonem a wilgotnością z tym, że siła jest zróżnicowana od słabej aż po silną wynosi od -0,21 do -0,73, przy czym warto odnotować ,iż dominuje korelacja silna dla większości stacji w analizowanym pięcioleciu. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM5 w Gdańsku Szadółkach r = -0,73 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,04 do 0,53, co oznacza, że spadek stężeń O_3 w zakresie od 4% do 53% można wyjaśnić wzrostem wilgotności.

Tab. 26. Maksymalne i minimalne współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a wilgotnością w sezonie grzewczym aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Zmienne	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2 /wilgotność	-0,57	-0,11	0,32	0,01
NO_2 /wilgotność	0,50	0,15	0,25	0,02
CO/wilgotność	0,36	0,14	0,13	0,02
PM_{10}/wilgotność	0,33	0,13	0,11	0,02
O_3/wilgotność	-0,73	-0,21	0,53	0,04

3.6.2 Analiza korelacji pomiędzy stężeniami zanieczyszczeniami powietrza a parametrami meteorologicznymi w aglomeracji gdańskiej w sezonie letnim

W sezonie letnim pomiędzy SO_2, NO_2, CO, O_3 a temperaturą istnieje korelacja ujemna dla większości stacji, co oznacza iż wraz ze spadkiem temperatury wzrastają stężenia SO_2, NO_2, CO, O_3 (tab. 27 i załącznik nr 7). Wiele stacji w sezonie letnim nie spełniało warunku istotności w związku z tym nie wzięto ich pod uwagę w analizie (załącznik nr 7). W przypadku korelacji pomiędzy SO_2 a temperaturą wynosi ona od -0,16 do -0,47, co oznacza siłę korelacji umiarkowana bądź słabą w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM9 Gdyni Dąbrowie r= -0,47 w 2008 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,03 do 0,22, co oznacza, że wzrost stężeń SO_2 w zakresie od 3% do 22% można wyjaśnić spadkiem temperatury. Współczynnik korelacji pomiędzy NO_2 a temperaturą w zależności o stacji i roku wynosi od -0,12 do -0,40. Siła korelacji pomiędzy NO_2 a temperaturą jest umiarkowana bądź słabą w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM10 Gdyni Śródmieściu r= -0,4 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,03 do 0,13, co oznacza, że wzrost stężeń NO_2 w zakresie od 3% do 13% można wyjaśnić spadkiem temperatury. W przypadku zależności pomiędzy CO a temperaturą w zależności o stacji i roku wynosi od -0,15 do -0,47, co oznacza siłę korelacji umiarkowaną bądź słabą w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście r= -0,47 w 2008 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,23, co oznacza, że wzrost stężeń CO w zakresie od 2% do 23% można wyjaśnić spadkiem temperatury. Współczynnik korelacji pomiędzy O_3 a temperaturą wynosi od -0,15 do -0,46, co oznacza siłę korelacji umiarkowana bądź słabą w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM4 Gdynia Pogórze r= -0,46 w 2008 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,21, co oznacza, że wzrost stężeń O_3 w zakresie od 2% do 21% można wyjaśnić spadkiem temperatury.

Z kolei w sezonie letnim pomiędzy pyłem zawieszonym PM_{10} a temperaturą dla

większości stacji korelacja jest dodatnia w zależności o stacji i roku wynosi od 0,07 do 0,49 (tab. 27 i załącznik nr 7). Siła korelacji pomiędzy PM_{10} a temperaturą jest umiarkowana bądź słaba. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz r = 0,49 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,01 do 0,24, co oznacza, że wzrost stężeń PM_{10} w zakresie od 1% do 24% można wyjaśnić wzrostem temperatury.

Tab. 27. Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a temperaturą w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Zmienne	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2 /temp.	-0,47	-0,16	0,22	0,03
NO_2 /temp.	-0,40	-0,12	0,16	0,02
CO/temp.	-0,47	-0,15	0,23	0,02
PM_{10}/temp.	0,49	0,07	0,24	0,01
O_3/temp.	-0,46	-0,15	0,21	0,02

W sezonie letnim pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10}, O_3 a ciśnieniem atmosferycznym występuje korelacja dodatnia dla większości stacji, co oznacza iż wraz ze wzrostem ciśnienia wzrastają stężenia wzrastają poziomy stężeń czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza (tab. 28 i załącznik nr 8). W przypadku zależności pomiędzy SO_2 a ciśnieniem atmosferycznym siła korelacji jest słaba wynosi od 0,15 do 0,31. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM5 Gdańsk Szadółki r= 0,31 w 2008 i 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,10, co oznacza, że wzrost stężeń SO_2 w zakresie od 2% do 10% można wyjaśnić wzrostem ciśnienia atmosferycznego. Równie słaba korelacja dodatnia występuje pomiędzy CO a ciśnieniem atmosferycznym od 0,06 do 0,33. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście r = 0,33 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,003 do 0,10, co oznacza, że wzrost stężeń CO w zakresie od 0,3% do 10% można wyjaśnić wzrostem ciśnienia atmosferycznego. Podobnie jest również w przypadku zależności pomiędzy pyłem zawieszonym PM_{10} a ciśnieniem występuje słaba korelacja wynosząca od 0,05 do 0,40. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM10 Gdyni Śródmieściu r= 0,4

w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,01 do 0,16, co oznacza, że wzrost stężeń PM_{10} w zakresie od 0,2% do 16% można wyjaśnić wzrostem ciśnienia atmosferycznego. Z kolei pomiędzy NO_2 a ciśnieniem atmosferycznym występuje korelacja umiarkowana bądź słaba a wartość współczynnika waha się 0,15 do 0,46. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM10 Gdyni Śródmieściu r= 0,46 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,01 do 0,21, co oznacza, że wzrost stężeń NO_2 w zakresie od 1% do 21% można wyjaśnić wzrostem ciśnienia atmosferycznego. Podobne wartości współczynnika korelacji Pearsona odnotowano pomiędzy O_3 a ciśnieniem atmosferycznym wahającym się w zakresie od 0,19 do 0,46. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM4 Gdynia Pogórze r= 0,46 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,04 do 0,21, co oznacza, że wzrost stężeń O_3 w zakresie od 4% do 21% można wyjaśnić wzrostem ciśnienia atmosferycznego.

Tab. 28. Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a ciśnieniem atmosferycznym w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Zmienne	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2 /ciśnienie	0,31	0,15	0,10	0,02
NO_2 /ciśnienie	0,46	0,15	0,21	0,02
CO/ciśnienie	0,33	0,06	0,11	0,00
PM_{10}/ciśnienie	0,40	0,05	0,16	0,00
O_3/ciśnienie	0,46	0,19	0,21	0,04

W sezonie letnim pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} a prędkością wiatru istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem prędkości wiatru wzrastają stężenia czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza (tab. 29 i załącznik nr 9). W przypadku zależności pomiędzy SO_2 a prędkością wiatru siła korelacji waha się od słabej po umiarkowaną w zależności od stacji i analizowanego roku wynosi od -0,25 do -0,57. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM2 Gdańsk Stogi r= -0,57 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,06 do 0,32, co oznacza, że wzrost stężeń SO_2 w zakresie od 6% do 32% można wyjaśnić spadkiem prędkości wiatru.

Współczynnik korelacji pomiędzy NO_2 a prędkością w zależności od stacji i roku wynosi od -0,15 do -0,65, co oznacza korelację umiarkowaną bądź słabą. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM10 Gdyni Śródmieściu r= -0,65 w 2008 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,42, co oznacza, że wzrost stężeń NO_2 w zakresie od 2% do 42% można wyjaśnić spadkiem prędkości wiatru.

Nieznacznie niższe wartości korelacji odnotowano pomiędzy PM_{10} a prędkością wiatru w zakresie od -0,22 do -0,43. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM2 Gdańsk Stogi r= -0,43 w 2010 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,05 do 0,18, co oznacza, że wzrost stężeń PM_{10} w zakresie od 5% do 18% można wyjaśnić spadkiem prędkości wiatru. Podobnie jest również w przypadku zależności pomiędzy CO a prędkością wiatru wartość współczynnika korelacji wynosi od -0,25 do -0,47, co oznacza siłę korelacji słabą bądź umiarkowaną. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM8 Gdańsk Wrzeszcz r= -0,47 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,06 do 0,22, co oznacza, że wzrost stężeń CO w zakresie od 6% do 22% można wyjaśnić spadkiem prędkości wiatru.

Natomiast w sezonie letnim pomiędzy O_3 a prędkością wystąpiła korelacja dodatnia i wynosi od 0,18 do 0,39. Siła korelacji pomiędzy O_3 a prędkością wiatru jest umiarkowana bądź bardzo słaba w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM5 Gdańsk Szadółki r= 0,39 w 2008 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,03 do 0,15, co oznacza, że wzrost stężeń O_3 w zakresie od 3% do 15% można wyjaśnić wzrostem prędkości wiatru

Tab. 29. Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a prędkością wiatru w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Zmienne	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2 /pręd.wiatru	-0,57	-0,25	0,32	0,06
NO_2 /pręd.wiatru	-0,65	-0,15	0,42	0,02
CO/pręd.wiatru	-0,47	-0,25	0,22	0,06
PM_{10}/pręd.wiatru	-0,43	-0,22	0,18	0,05
O_3/pręd.wiatru	0,39	0,18	0,15	0,03

W sezonie letnim pomiędzy SO_2, NO_2, PM_{10}, O_3 a wilgotnością istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze wraz spadkiem wilgotności wzrastają stężenia czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza (tab. 30 i załącznik nr 10). W przypadku zależności pomiędzy SO_2 a wilgotnością siła korelacji waha się od słabej po umiarkowaną w zależności od stacji i analizowanego roku wynosi od -0,15 do -0,62. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM4 Gdynia Pogórze r= -0,62 w 2012 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,38, co oznacza, że wzrost stężeń SO_2 w zakresie od 2% do 38% można wyjaśnić spadkiem wilgotności. W przypadku zależności pomiędzy NO_2 a wilgotnością siła ujemnej korelacji jest słaba i wynosi od -0,09 do -0,39. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM1 Gdańsku Śródmieściu r= -0,39 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,01 do 0,15, co oznacza, że wzrost stężeń NO_2 w zakresie od 1% do 15% można wyjaśnić spadkiem wilgotności.

Z kolei wartość współczynnika korelacji pomiędzy PM_{10} a wilgotnością osiąga wyższe wartości i wynosi od -0,18 do -0,55. Siła korelacji pomiędzy PM_{10} a wilgotnością jest umiarkowana bądź słaba w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM4 Gdyni Pogórzu u r=- 0,55 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,03 do 0,30, co oznacza, że wzrost stężeń PM_{10} w zakresie od 3% do 30% można wyjaśnić spadkiem wilgotności. Współczynnik korelacji pomiędzy O_3 a wilgotnością wynosi od -0,22 do -0,66, co oznacza siłę korelacji słaba bądź umiarkowana w zależności od stacji i analizowanego roku. Najwyższy współczynnik korelacji pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM4 Gdynia Pogórze r= -0,66 w 2011 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,05 do 0,44, co oznacza, że wzrost stężeń O_3 w zakresie od 5% do 44% można wyjaśnić spadkiem wilgotności.

Natomiast w sezonie letnim pomiędzy CO a wilgotnością korelacja nie daje jednoznacznych wyników dla wszystkich analizowanych lat, słaba korelacja jest dodatnia w zależności o stacji i roku wynosi od 0,15 do 0,26 w roku 2008 i latach 2010-2012, podczas gdy w 2009 roku występuje słaba korelacja ujemna i wynosi od -0,16 do -0,35. Najwyższy współczynnik w przypadku korelacji dodatniej pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM6 w Sopocie r= 0,26 w 2010 roku. Współczynnik determinacji

waha się od 0,02 do 0,06, co oznacza, że wzrost stężeń CO w zakresie od 2% do 6% można wyjaśnić wzrostem wilgotności. Najwyższy współczynnik w przypadku korelacji ujemnej pomiędzy analizowanymi zmiennymi odnotowano na stacji AM1 w Gdańsk Śródmieściu r= -0,35 w 2009 roku. Współczynnik determinacji waha się od 0,02 do 0,12, co oznacza, że wzrost stężeń CO w zakresie od 2% do 12% można wyjaśnić spadkiem wilgotności.

Tab. 30. Maksymalne i minimalne współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a wilgotnością w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.

Zmienne	r maks.	r min.	R^2 maks.	R^2 min.
SO_2/wilgotność	-0,62	-0,15	0,38	0,02
NO_2/wilgotność	-0,39	-0,09	0,15	0,01
CO/wilgotność	0,26/*-0,35*	0,15/*-016*	0,07/*0,12*	0,02/*0,02*
PM_{10}/wilgotność	-0,55	-0,18	0,30	0,03
O_3/wilgotność	-0,66	-0,22	0,44	0,05

Dane kursywą w tabeli korelacja CO/wilgotność dla roku 2009

3.6.3 Meteorologiczne uwarunkowania powstawania epizodów wysokich stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej

W niniejszym rozdziale przedstawiono meteorologiczne warunki powstawania epizodów wysokich stężeń, w których dochodziło do przekraczania standardów jakości powietrza. W sezonie grzewczym dotyczy to pyłu PM_{10}, a w sezonie letnim ozonu. Epizody wysokich stężeń można klasyfikować na podstawie odmiennych kryteriów [141]:

a) przyjętych standardów jakości powietrza w aktach prawnych,
b) poziomów wyznaczonych przez WHO pod kątem narażania zdrowotnego,
c) statystycznym, np. stężenie 24 h przekraczające wartość określonego kwantyla rozkładu przykładowo dla pyłu PM_{10} jest to percentyl 90,4.

W poniższej rozprawie zdecydowano się na przyjęcie kryterium prawnego, czyli w przypadku pyłu zawieszonego PM_{10} stężenia średniodobowego poziomu dopuszczalnego przekraczającego 50 $\mu g/m^3$, a w przypadku ozonu przekroczenie wartości docelowej 8 h kroczącej wynoszącej 120 $\mu g/m^3$. W pierwszym etapie dokonano identyfikacji epizodów oraz ich charakterystyki dla obu zanieczyszczeń powietrza. W dalszej części przedstawiono

szczegółową analizę meteorologiczną dla wybranych epizodów. W każdym roku wybrano po jednym epizodzie dla pyłu PM_{10} oraz ozonu w analizowanym pięcioleciu.

3.6.3.1 Charakterystyka epizodów wysokich stężeń PM_{10} w latach 2008-2012 w aglomeracji gdańskiej.

W okresie 2008-2012 odnotowano zróżnicowaną liczbę przekroczeń stężeń średniodobowych PM_{10}. Najwięcej przekroczeń odnotowano w analizowanym okresie na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu od 40 dni w 2012 r. do 82 dni w 2009 roku przy dopuszczalnych 35 dniach w roku (tab. 31). Drugą stacją na której odnotowano przekroczenie 35 dni była stacja AM1 w Gdańsku Śródmieściu. W 2010 roku odnotowano przekroczenie dopuszczalnej liczby dni na dwóch stacjach: na stacji AM1 w Gdańsku Śródmieściu 36, a na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu 51 dni. W pozostałych latach przekroczenia dopuszczalnej częstości liczby dni z przekroczeniami odnotowano wyłącznie na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu. Na pozostałych stacjach odnotowano od 2 do 31 dni z przekroczeniami PM_{10} w latach 2008-2012. W niniejszym rozdziale odniesiono się do wartości percentyli, które są również obowiązującą miarą jakości powietrza ujmującą czas występowania danego stężenia. Przekroczenie dopuszczalnej wartości 24-godzinnych stężeń w skali roku ma miejsce wówczas, gdy wartość percentyla (90,4) jest większa od wartości 24 h stężenia dopuszczalnego. W praktyce oznacza to, że przekroczenie normy występuje, gdy więcej niż 9,6% dni w ciągu roku osiąga wartości wyższe średniodobowej od 50 $\mu g/m^3$. Przekroczenie percentyla odnotowano tylko dla stacji AM10 we wszystkich analizowanych latach oraz dla stacji AM1 w roku 2010. Dla pozostałych stacji odsetek występowania stężenia PM_{10} >=50,0 waha się od 0,7% do 9,2% (tabela 32).

Tab. 31. Statystyki dla pyłu PM_{10} w okresie 2008-2012.

statystyka/rok	stacja	2008	2009	2010	2011	2012
percenytl 90,4	AM1	28,3	38,1	**59,3**	49,8	34,9
	AM2	38,1	43,3	45,3	48,5	40,6
	AM3	28,2	36,4	45,0	36,9	35,4
	AM4	39,9	41,3	42,5	34,2	31,9
	AM5	36,2	42,5	46,1	31,2	33,9
	AM6	33,7	36,5	40,7	33,7	32,1
	AM8	21,4	34,2	44,9	44,2	43,0
	AM9	27,0	-	37,4	33,3	33,3
	AM10	**57,3**	**65,3**	**60,9**	**53,0**	**53,8**
Maksymalna 24h	AM1	110,5	106,5	129,4	149,7	75,1
	AM2	131,5	104,5	146,8	160,2	88,3
	AM3	108,9	125,5	137,9	108,1	69,7
	AM4	112,6	93,7	80,7	87,4	61,4
	AM5	126,9	88,4	111,5	106,9	64,3
	AM6	106,9	82,4	76,7	95,2	106,2
	AM8	102,7	115,6	129,8	132,1	87,3
	AM9	57,5	-	96,9	86,0	86,3
	AM10	199,5	135,4	133,7	165,1	112,2
liczba dni z przekroczeniami przy dopuszczanej 35 dni w roku	AM1	4	15	**36**	31	13
	AM2	9	19	27	30	14
	AM3	7	15	15	26	12
	AM4	16	15	22	11	5
	AM5	10	16	25	11	7
	AM6	9	10	17	13	6
	AM8	4	5	31	28	19
	AM9	2	-	15	11	7
	AM10	**52**	**82**	**51**	**43**	**40**

W tabeli czcionką pogrubioną czerwoną zaznaczono wszystkie wartości, które są powyżej poziomu dopuszczalnego dla określonego parametru statystycznego.

Tab. 32. Częstość występowania stężenia PM_{10} >=50,0 µg/m^3 w [%].

Częstość występowania stężenia PM_{10} >=50,0 µg/m^3 w [%]	2008	2009	2010	2011	2012
AM1	1,1	4,3	13,5	9,2	3,6
AM2	2,5	5,3	7,5	9,4	3,9
AM3	1,9	4,3	6,0	7,4	3,4
AM4	4,6	4,2	6,2	3,3	1,4
AM5	2,9	4,4	7,4	3,3	2,0
AM6	2,5	2,8	4,7	3,6	1,7
AM8	1,1	1,4	8,5	7,8	5,3
AM9	0,7	-	4,1	3,0	2,0
AM10	14,5	22,5	15,0	11,8	11,2

W poniższe tabeli (tab. 33) przedstawiono podsumowanie dla wszystkich epizodów pyłu PM_{10}. Najwięcej epizodów występuje w sezonie grzewczym od października do kwietnia, natomiast w sezonie letnim zdarzają się pojedyncze krótkie epizody, zwykle 1-2 dniowe na pojedynczych stacjach. W analizowanym pięcioleciu najwięcej odnotowano epizodów krótkich 1 dniowych, tj. 84 przypadki oraz 2 dniowych 39 przypadków. Najmniej odnotowano epizodów bardzo długich od 5 do 10 dni tj. od 1-2 przypadków. W środkowym przedziale uplasowały się 3 i 4 dniowe epizody, gdzie odnotowano odpowiednio 19 i 11 przypadków.

Tab. 33. Epizody pyłu PM_{10} w latach 2008-2012 w aglomeracji gdańskiej.

Rok	Miesiąc	Długość epizodu (ilość dni)								
		1	2	3	4	5	6	7	9	10
2008		1;17	6-7;14-15							
2009		1;5,24	13-14	26-28	18-21			16-22		
2010		1	7-8;18-19	14-16			22-27			
2011		14;28	5-6		23-26;28-3					
2012	I	1;17;27						30-5		
2008		11;19;21	4-5							
2009		24	10-11		4-7					
2010		1;5;13	25-26	8-10		16-20				
2011					23-26;28-3					
2012	II	8	10-11;15-16							
2008		28	10-11	31-2						
2009				14-16		4-8				
2010		11	30-31		24-27					
2011		9;31		12-14						
2012	III	4;14;28		7-9	16-19					
2008		4;17;21	6-7;25-26;28-29							
2009		17;20	14-15							
2010		4;30								
2011			26-27	20-22						
2012	IV	6;23;26	11-12							
2008		12;17;26;29	8-9							
2009		26							22-30	
2010										
2011		19		10-12;30-1						
2012	V	9	21-22							
2008		7;19	9-10							
2009										
2010		11								
2011					5-8					
2012	VI									

Rok	Miesiąc	Długość epizodu (ilość dni)								
		1	2	3	4	5	6	7	9	10
2008										
2009			14-15							
2010		5;15								
2011										
2012	VII	26;28								
2008		8								
2009		26								
2010		12								
2011		6;18								
2012	VIII									
2008		6;25								
2009		10;20								
2010		11		24-26						
2011		26								
2012	IX	11;18								
2008				7-9						
2009		17	28-29	20-22						
2010			9-10;18-19	31-2						
2011				27-29						
2012	X	3	20-21							
2008		5;8	30-1							
2009		6;27	30-1	13-15						
2010		27								
2011		14;23	16-17							3-12
2012	XI	3;14;16	16-17;20-21;27-28							
2008		12	5-6;30-31	16-18						
2009		4;14	30-31	16-18; 20-22	8-11					
2010		3;5;7,20;22;28	14-15;17-18							
2011					20-23					
2012	XII		19-20;22-23							
łączna liczba dni		84	39	19	11	2	1	2	1	1

Do szczegółowej analizy meteorologicznej wybrano takie epizody pyłu PM_{10}, które spełniały następujące kryteria:

a) przekroczenie wartości 24 h wystąpiło przynajmniej na 6 z 9 stacji,
b) epizod trwał w trybie ciągłym przynajmniej 2 dni na 6 stacjach.

Charakterystyka meteorologiczna epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-31.12.2008 r.

Podczas epizodu wystąpiło 30 i 31 grudnia przekroczenie wartości średniodobowej pyłu PM_{10} na ośmiu stacjach oraz na jednej stacji 29 grudnia (tab. 34). Najwyższe wartości wystąpiły 31 grudnia na wszystkich stacjach i wynosiły powyżej 100 µg/m^3, czyli były ponad dwukrotnie wyższe od średniodobowej dopuszczalnej wartości, a w przypadku stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu blisko trzykrotnie. Podczas epizodu odnotowano również wzrost stężeń monotlenku węgla oraz ditlenku azotu i siarki (rys. 39). Stężania 1 h pyłu osiągały najwyższe wartości rzędu od 150 do 237 µg/m^3 w godzinach południowych i nocnych 31 grudnia. Podczas epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci niskich ujemnych temperatur w godzinach nocnych rzędu od -4 do -8 °C i niskiej prędkości wiatru poniżej 1,5 m/s. Na większości stacjach dominował wiatr z sektora południowo-zachodniego bądź południowo-wschodniego (rys. 41). Przez większą część czasu występowała lekko stała bądź stała równowaga atmosfery, szczególnie w godzinach nocnych, hamująca pionowe ruchy powietrza przyczyniając się do wzrostu stężeń pyłu (rys. 40 - 43).

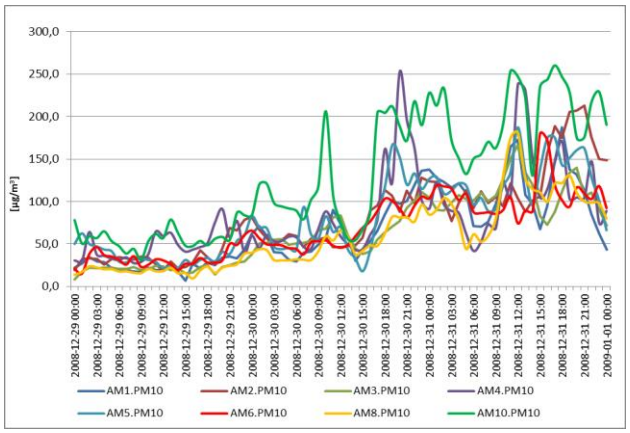
Podczas epizodu Polska znalazła się w zasięgu odziaływania rozbudowanego układu antycyklonalnego znajdującego z centrum nad Czechami (rys. 40). Trajektorie wsteczne uzyskane z modelu HYSPLIT pokazały, iż potencjalnie 29 stycznia nastąpiła adwekcja mas powietrza z północy, a 31 grudnia powietrze napłynęło znad Słowacji. Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie niskiej wysokości warstwy mieszania. Niekorzystnie warunki meteorologiczne przyczyniły się do zwiększonej emisji zanieczyszczeń z ogrzewania indywidualnego, potęgując ty samym wzrost stężeń PM_{10}.

Tab. 34. Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [µg/m^3] podczas epizodu wysokich stężeń 29-13.12.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.

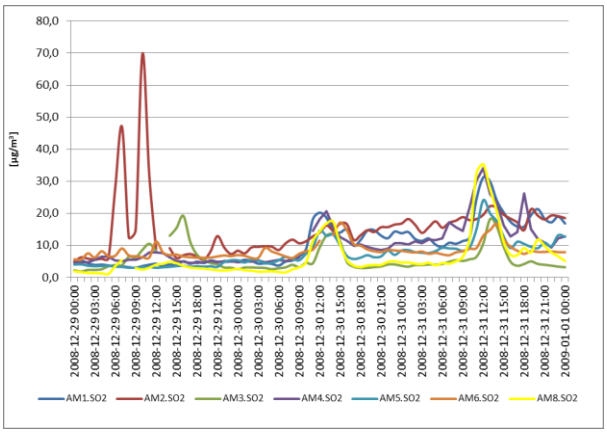
Data	AM1	AM2	AM3	AM4	AM5	AM6	AM8	AM10
2008-12-29	26,3	38,1	22,3	49,2	38,5	34,3	20,9	**57,7**
2008-12-30	**68,8**	**73,5**	**65,7**	**86,4**	**79,0**	**67,0**	**53,9**	**132,8**
2008-12-31	**110,5**	**131,5**	**108,9**	**112,6**	**126,9**	**106,9**	**102,7**	**199,5**

W tabeli czcionką pogrubioną czerwoną zaznaczono wszystkie wartości, które są powyżej poziomu średniodobowego dopuszczalnego pyłu PM_{10}.

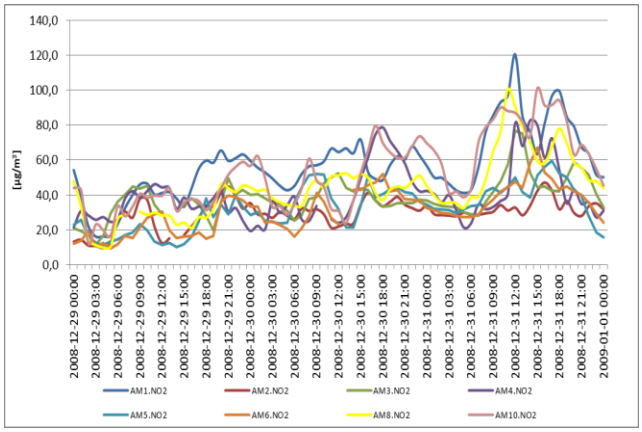
a)



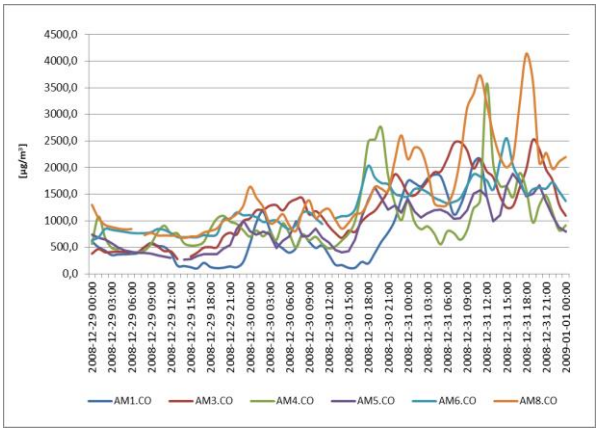
b)



c)

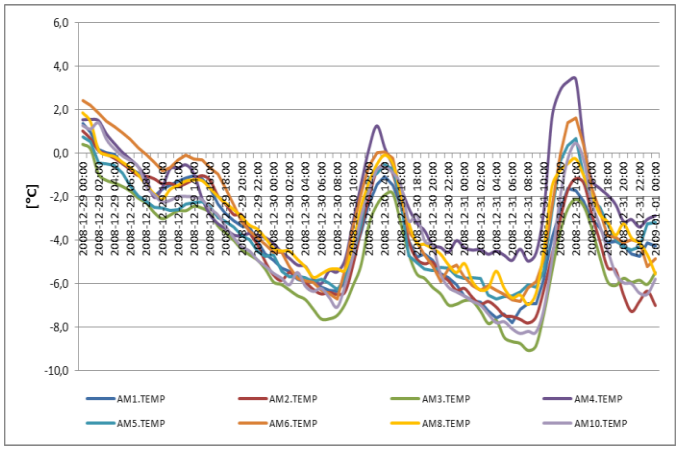


d)

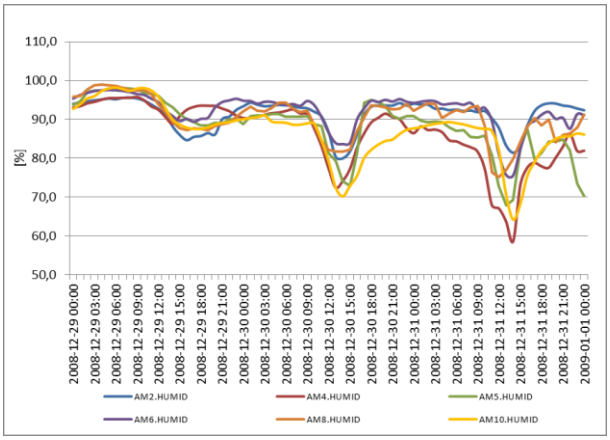


Rys. 39. Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) monotlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-31.12.2008 w aglomeracji gdańskiej.

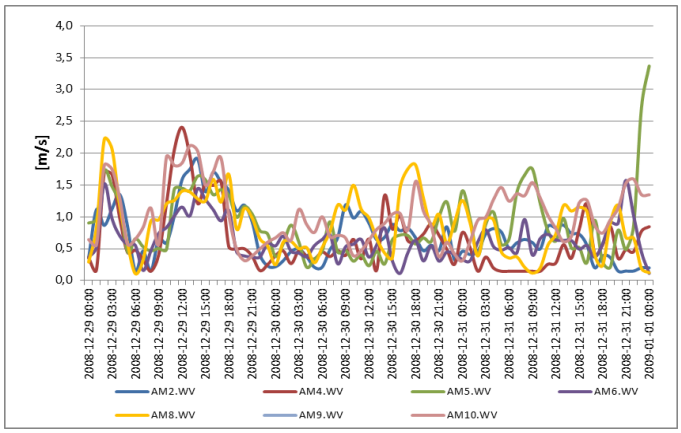
a)



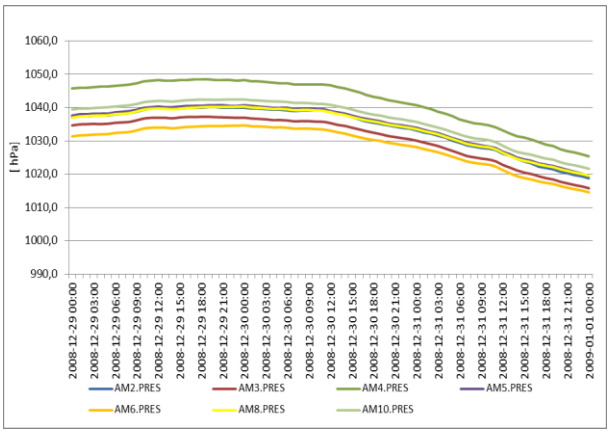
b)



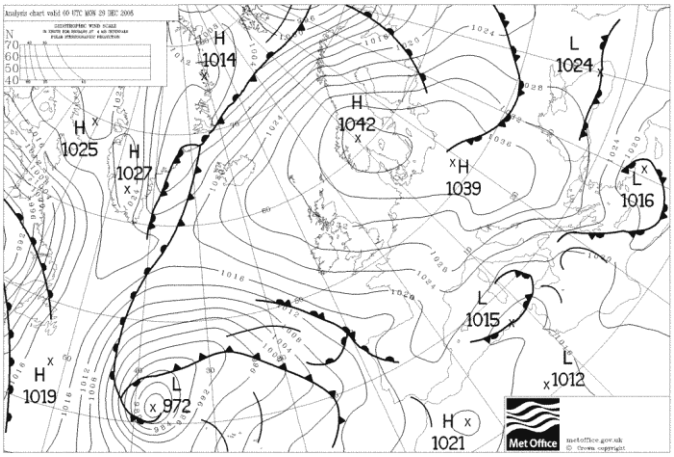
c)



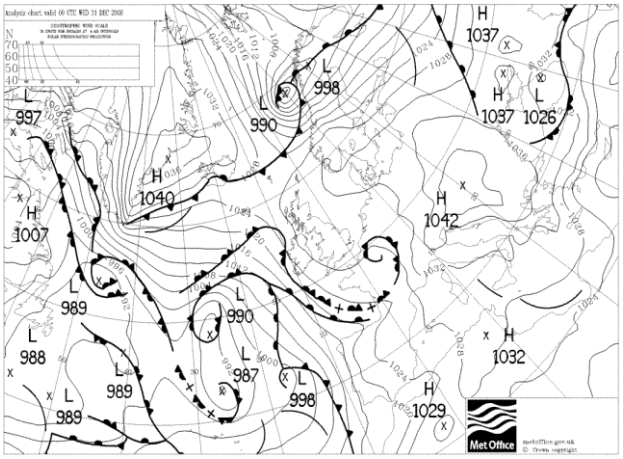
d)



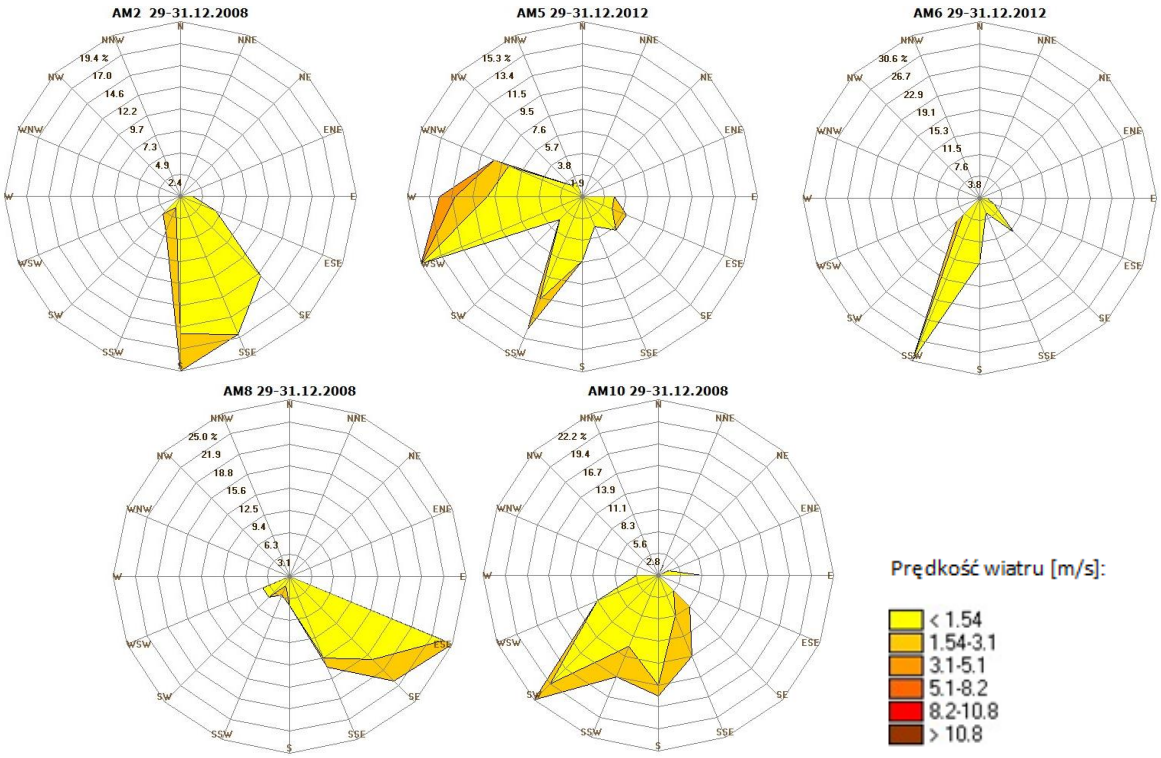
e) 29.12.2008



29.12.2008

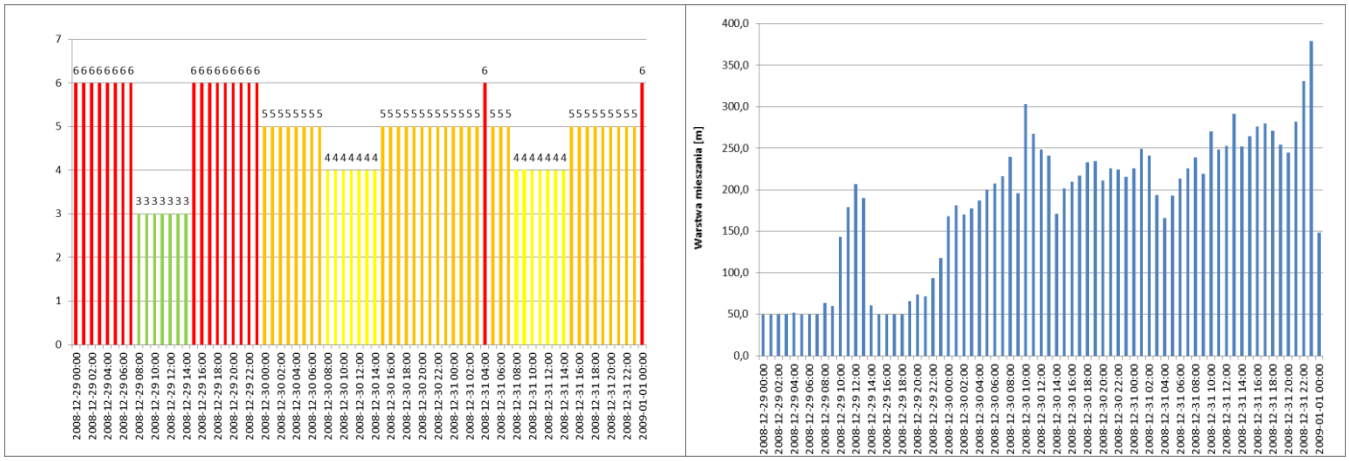


Rys. 40. Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-31.12.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.

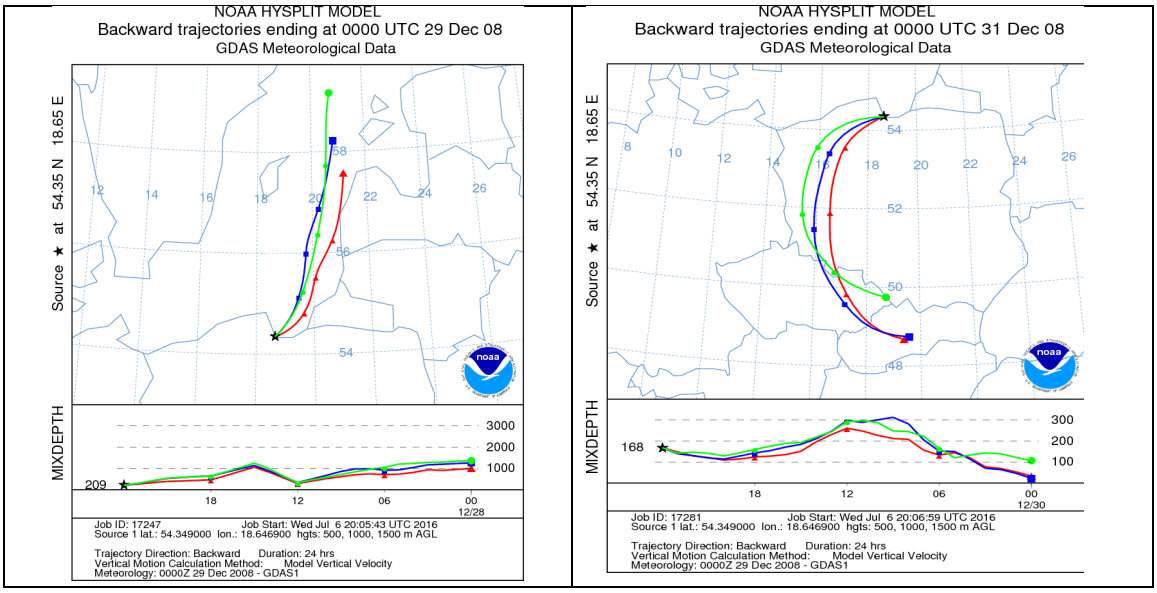


Rys. 41. Róże wiatrów podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-31.12.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.

a) *b)*



Rys. 42. Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszania podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-31.12.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 43. Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-31.12.2008 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).

Charakterystyka meteorologiczna epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r.

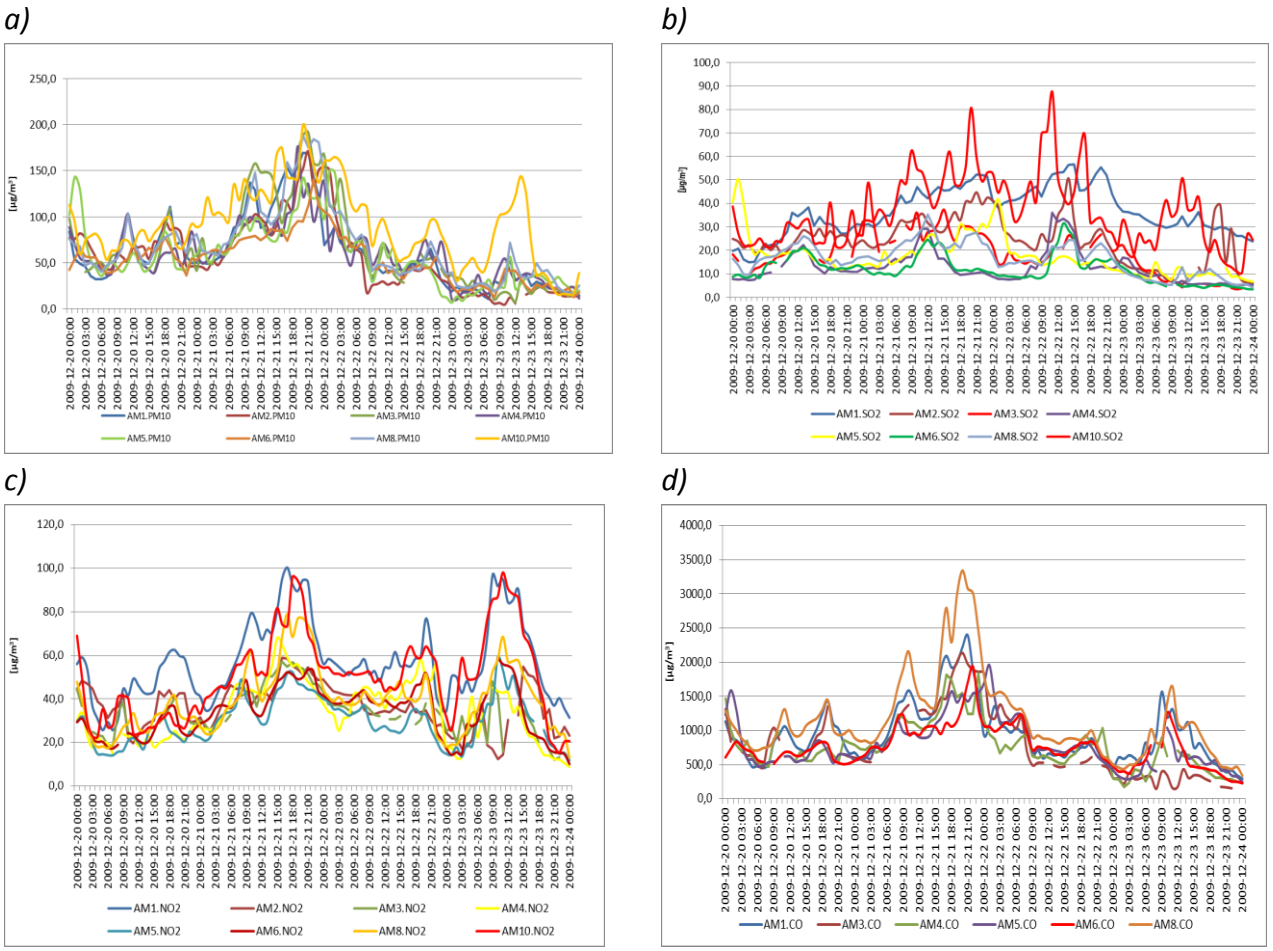
Podczas epizodu wystąpiło przekroczenie wartości średniodobowej pyłu PM_{10} na ośmiu stacjach 20 i 21 grudnia oraz na siedmiu stacjach 22 grudnia, a 23 grudnia na jednej stacji (tab. 35). Najwyższe stężenia średniodobowe wystąpiły 21 grudnia na wszystkich stacjach wyniosły powyżej 80 µg/m^3, a na 3 stacjach nawet powyżej 100 µg/m^3 (AM1, AM8, AM10), czyli były ponad dwukrotnie wyższe od dopuszczalnej wartości średniodobowej. Podczas epizodu odnotowano również wzrost stężeń monotlenku węgla oraz ditlenku azotu i siarki, szczególnie 21 grudnia w godzinach wieczornych i nocnych (rys. 44). Stężania 1 h pyłu PM_{10} osiągały najwyższe wartości w nocy z 21 na 22 grudnia (między 16:00 a 03:00 w nocy) osiągając wartości rzędu od 64 do 199 µg/m^3. Podczas epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci niskich ujemnych temperatur od -6,5 do -17,7°C w dniu 20 i 21 grudnia, w dwóch kolejnych dniach następował powolny wzrost temperatury osiągając wartości powyżej zera 23 grudnia (rys. 45). Podczas epizodu wystąpiły niskie prędkości wiatru poniżej 2 m/s w dniach 20-21 grudnia, wzrost prędkości nastąpił 22 grudnia przyczyniając się do spadku stężeń PM_{10}. Na większości stacjach dominował wiatr z sektora południowo-zachodniego bądź południowo-wschodniego (rys. 46). Przez większą część czasu występowała lekko stała bądź stała równowaga atmosfery szczególnie w godzinach nocnych

hamująca pionowe ruchy powietrza przyczyniając się do wzrostu stężeń pyłu (rys. 44). Podczas epizodu Polska znalazła się w zasięgu odziaływania dwóch układów niskiego ciśnienia, jednym znajdującym z centrum nad Ukrainą a drugim z centrum nad Węgrami, pod koniec epizodu układ niskiego ciśnienia z nad Węgier przesunął się nad obszar Polski (rys.45 e). Trajektorie wsteczne uzyskane z modelu HYSPLIT pokazały, iż potencjalnie 20 grudnia nastąpiła adwekcja mas powietrza z południa, a 23 grudnia powietrze napłynęło z zachodu znad północnych Niemiec (rys. 48). Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie niskiej wysokości warstwy mieszania szczególnie 20 i 21 grudnia (rys. 47 i 48). Bardzo niskie temperatury powietrza w dwóch pierwszych dniach epizodu przyczyniły się do zwiększonej emisji zanieczyszczeń z ogrzewania indywidualnego potęgując zarazem wzrost stężeń PM_{10}.

Tab. 35. Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [µg/m^3] podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.

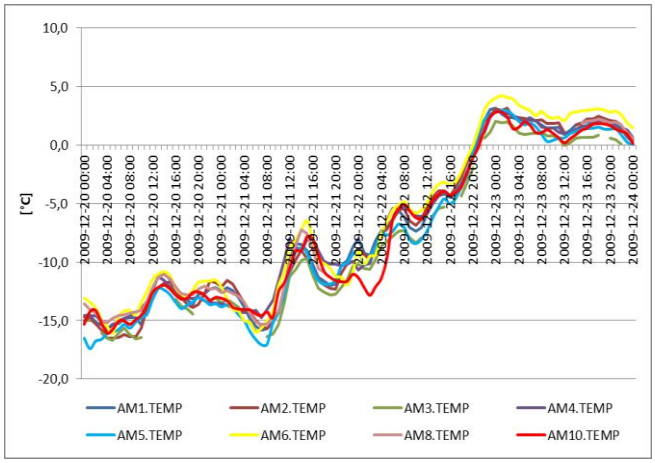
Data	AM1	AM2	AM3	AM4	AM5	AM6	AM8	AM10
2009-12-20	**60,2**	**64,2**	**60,6**	**57,7**	**59,8**	**55,3**	**64,0**	**77,3**
2009-12-21	**106,5**	**98,0**	**125,5**	**93,7**	**88,4**	**82,4**	**115,6**	**134,1**
2009-12-22	**51,0**	48,2	**63,4**	**58,3**	**57,6**	**53,9**	**61,3**	**93,9**
2009-12-23	24,7	14,2	21,4	27,6	25,9	24,4	30,9	**58,7**

W tabeli czcionką pogrubioną czerwoną zaznaczono wszystkie wartości, które są powyżej poziomu średniodobowego dopuszczalnego pyłu PM_{10}.

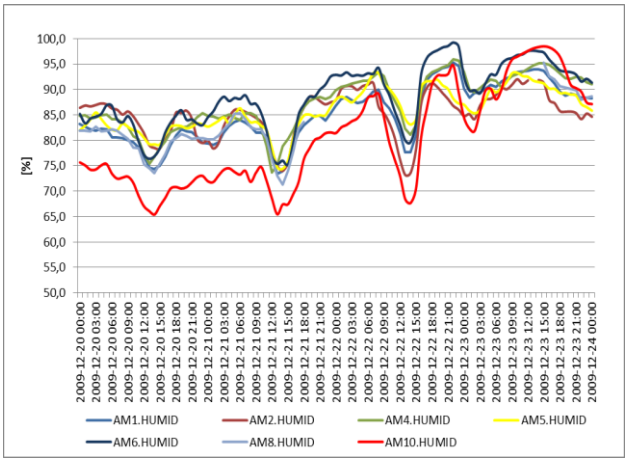


Rys. 44. Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) monotlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.

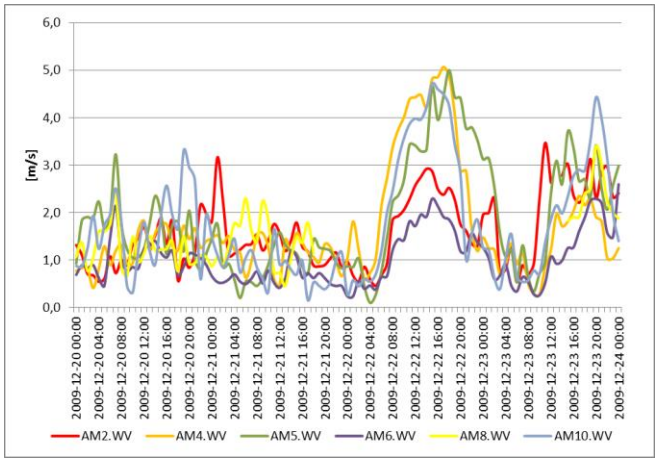
a)



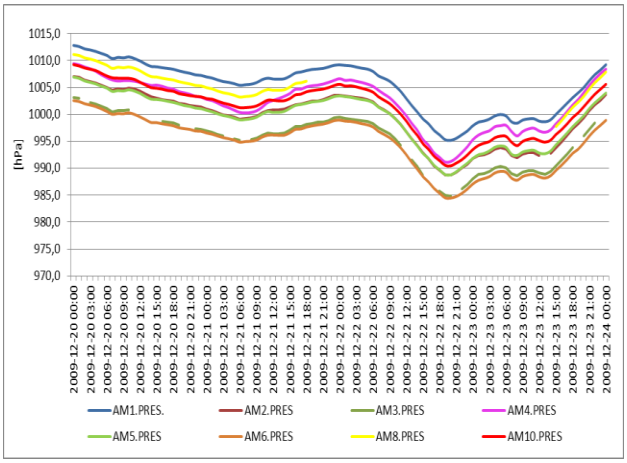
b)



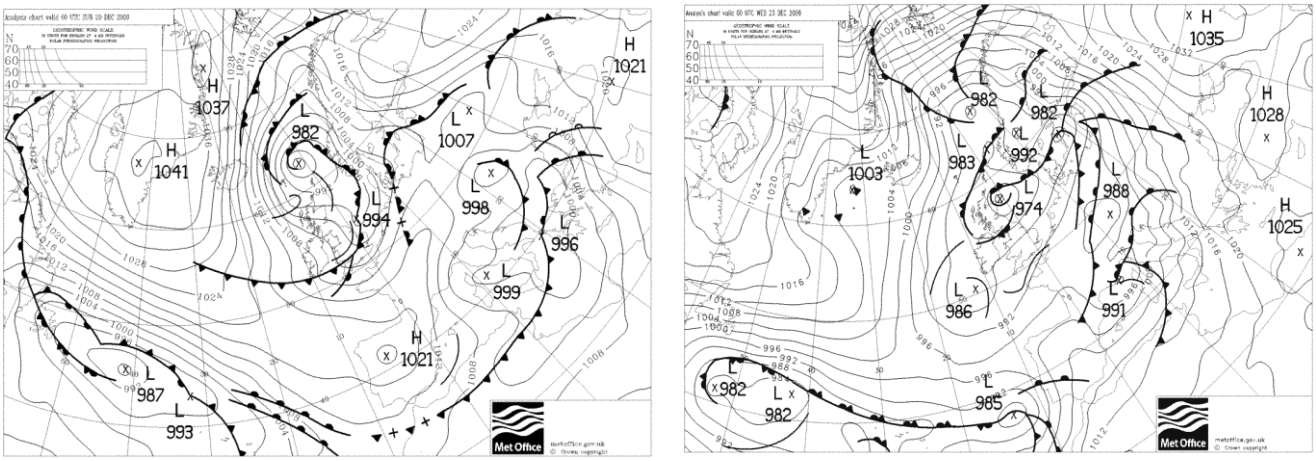
c)



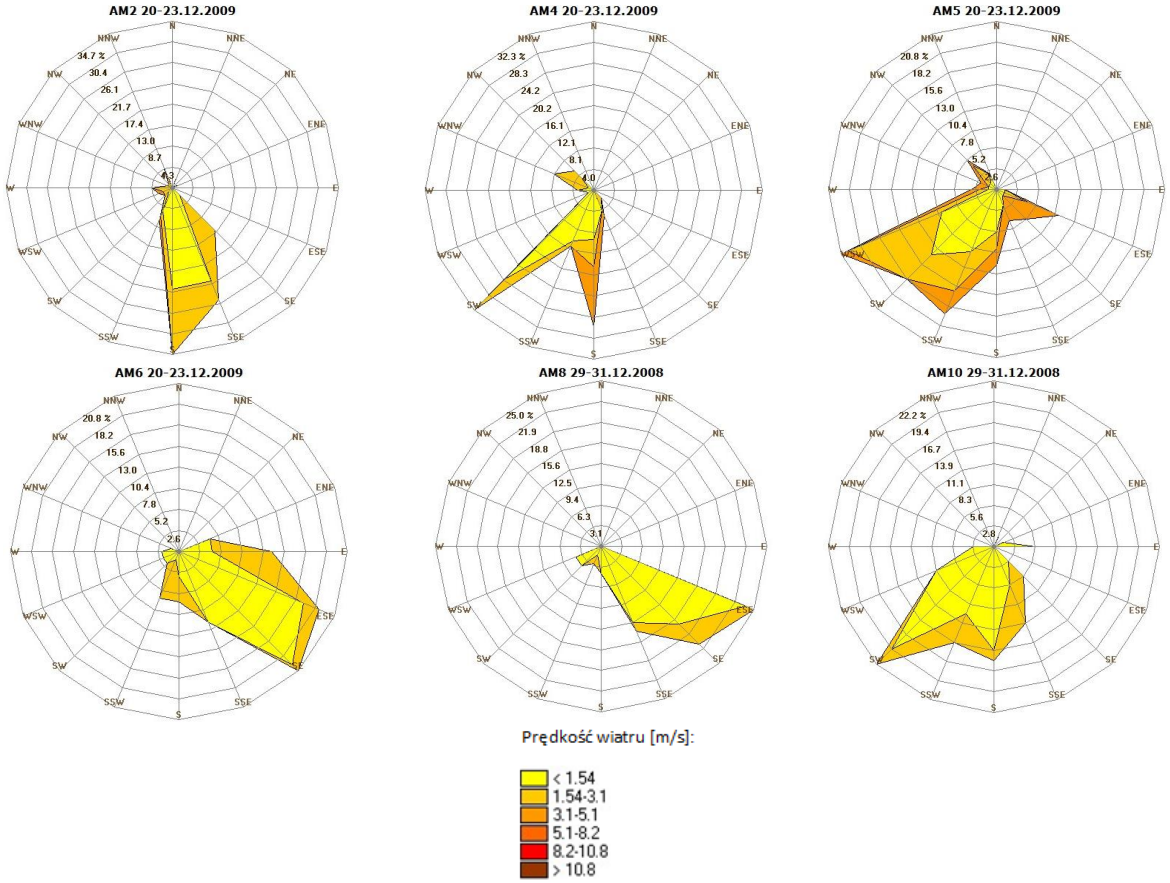
d)



e)

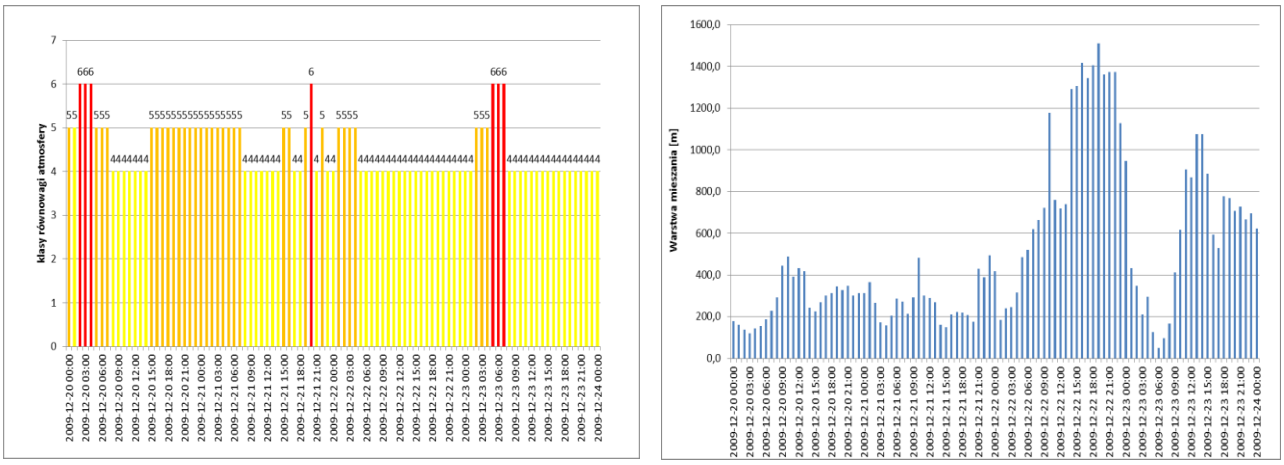


Rys. 45. Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 w aglomeracji gdańskiej.

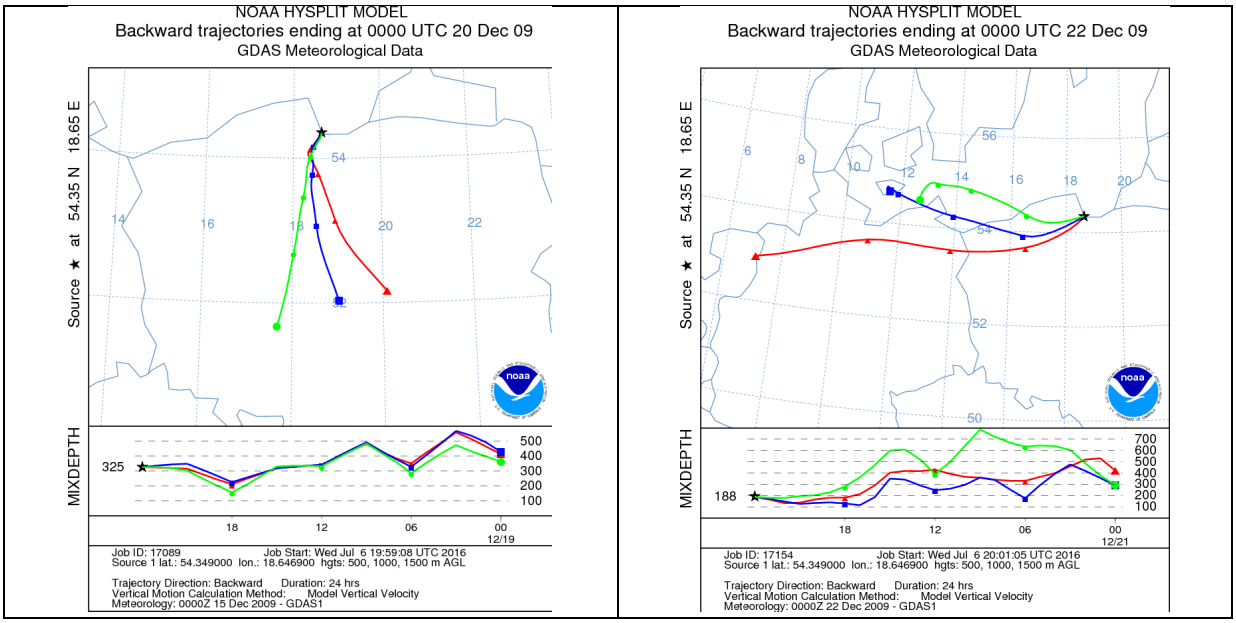


Rys. 46. Róże wiatrów podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.

a) *b)*



Rys. 47. Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszania podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 48. Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).

Charakterystyka meteorologiczna epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r.

Podczas epizodu wystąpiło przekroczenie wartości średniodobowej pyłu PM_{10} na 6-9 stacjach w dniach 22-26 stycznia oraz na jednej stacji 27 stycznia (tab. 36). Najwyższe wartości średniodobowe wystąpiły 25 stycznia na wszystkich stacjach osiągając wartości od 76,7 (stacja AM6) do 144,2 $\mu g/m^3$ (stacja AM2). Podczas epizodu odnotowano również wzrost stężeń monotlenku węgla oraz ditlenku azotu i siarki (rys. 49). Stężania 1 h pyłu osiągały najwyższe wartość podczas epizodu i wyniosły od 100 do nawet 313 $\mu g/m^3$ w godzinach wieczornych i nocnych z 25 na 26 grudnia. Podczas epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci bardzo niskich ujemnych temperatur w godzinach nocnych rzędu od -6 do -22,5°C w dniach 22-26 grudnia, powolny wzrost temperatury nastąpił po południu 26 grudnia (rys. 50). Podczas epizodu utrzymywała się niska prędkość wiatru rzędu 1-3 m/s, a 25 i 26 grudnia poniżej 1 m/s na większości stacji pomiarowych (rys. 51). Na większości stacji dominował wiatr z sektora południowo-wschodniego (rys. 51). Przez większą część czasu występowała lekko stała bądź stała

równowaga atmosfery szczególnie w godzinach nocnych hamująca pionowe ruchy powietrza przyczyniając się do wzrostu stężeń pyłu (rys. 52).

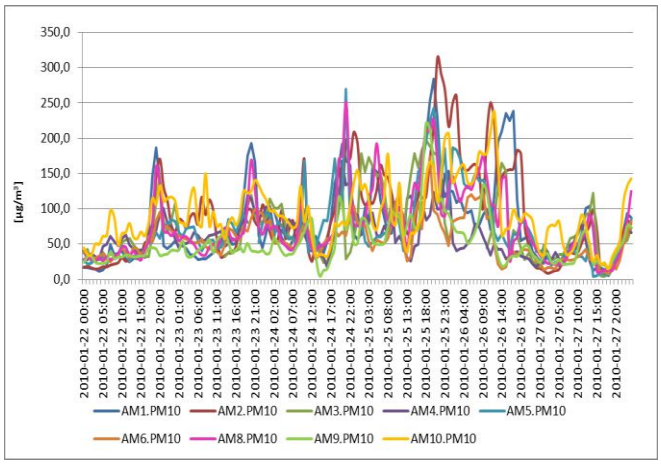
Podczas epizodu Polska znalazła się w zasięgu odziaływania rozbudowanego układu cyklonalnego pochodzącego z centrum nad Rumunią (rys. 50). Trajektorie wsteczne uzyskane z modelu HYSPLIT pokazały, iż potencjalnie 22 stycznia nastąpiła adwekcja mas powietrza z południowego - wschodu, a 27 grudnia masy powietrza napłynęły z północy przynosząc zmianę pogody wzrost prędkości wiatru oraz temperatury (rys. 53). Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie niskiej wysokości warstwy mieszania szczególnie w godzinach nocnych, której miąższość wyniosła poniżej 200 m, a nawet poniżej 60 m w noc z 25 na 26 grudnia powodując uwięzienie zanieczyszczeń powietrza przy powierzchni ziemi. Niekorzystnie warunki meteorologiczne przyczyniły się do zwiększonej emisji zanieczyszczeń z ogrzewania indywidualnego potęgując zarazem wzrost stężeń PM_{10}.

Tab. 36. Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [$\mu g/m^3$] podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 w aglomeracji gdańskiej.

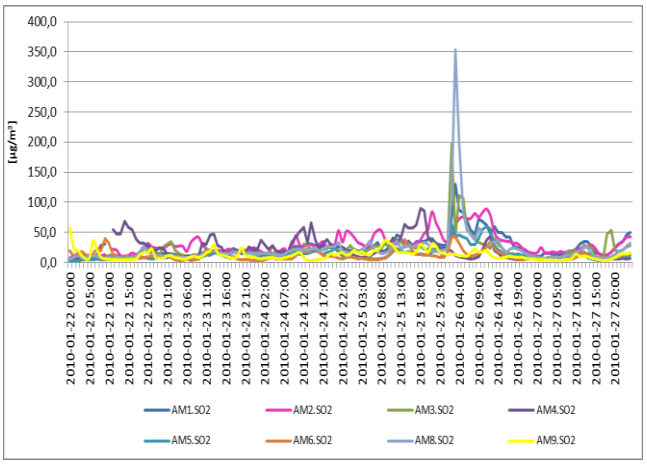
Data	AM1	AM2	AM3	AM4	AM5	AM6	AM8	AM9	AM10
2010-01-22	49,3	**50,6**	**55,3**	**55,7**	44,6	47,3	**51,3**	33,9	**78,1**
2010-01-23	**65,8**	**77,1**	**69,7**	**70,2**	**66,7**	**62,8**	**66,1**	45,0	**99,4**
2010-01-24	**85,9**	**96,3**	**69,0**	**75,6**	**91,4**	**60,5**	**82,2**	**52,3**	**81,7**
2010-01-25	**129,4**	**144,2**	**137,9**	**80,7**	**109,3**	**76,7**	**124,7**	**96,9**	**114,7**
2010-01-26	**110,7**	**146,8**	-	42,4	**99,4**	**63,7**	**102,6**	**55,7**	**125,3**
2010-01-27	45,3	39,9	48,0	37,4	32,3	27,9	41,7	36,6	**59,7**

W tabeli czcionką pogrubioną czerwoną zaznaczono wszystkie wartości, które są powyżej poziomu średniodobowego dopuszczalnego pyłu PM_{10}.

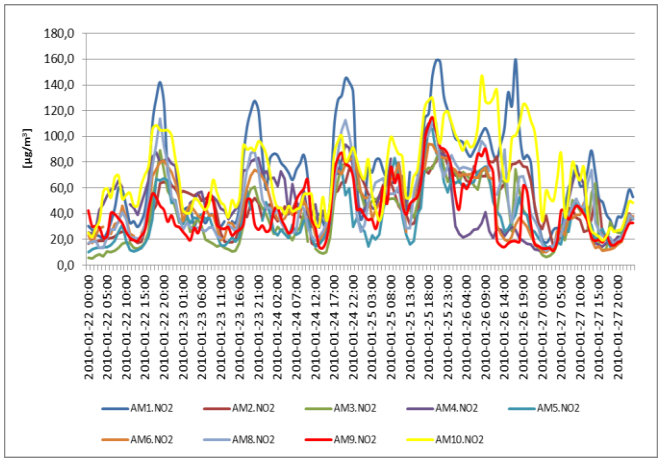
a)



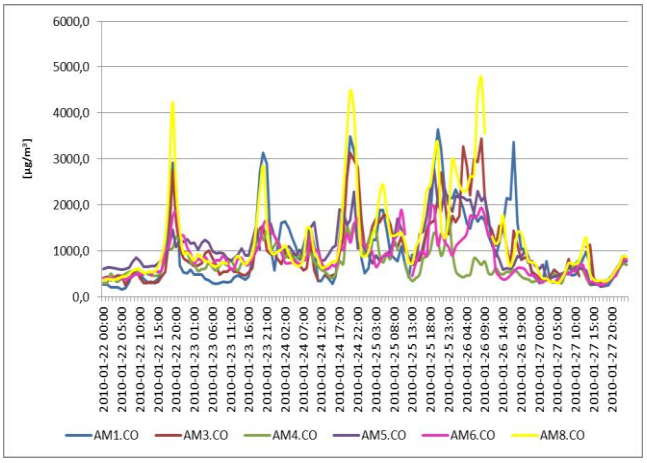
b)



c)

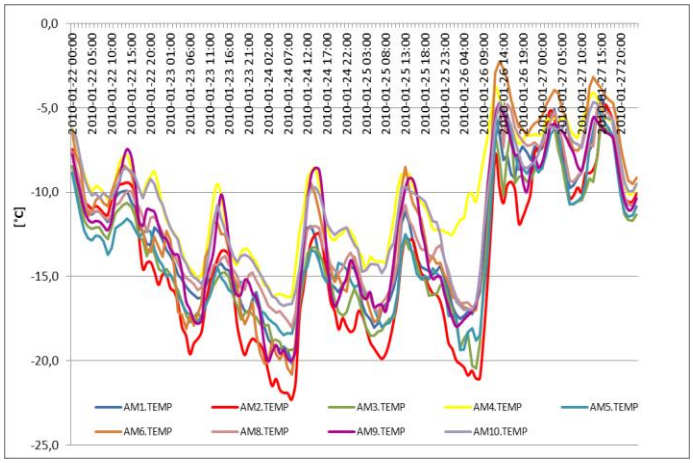


d)

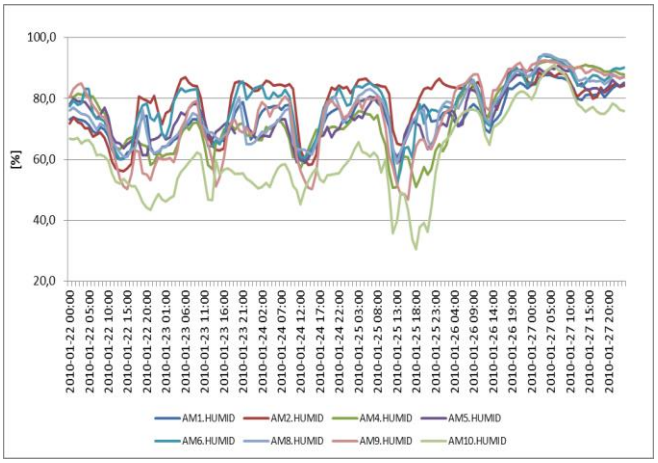


Rys. 49. Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) monotlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.

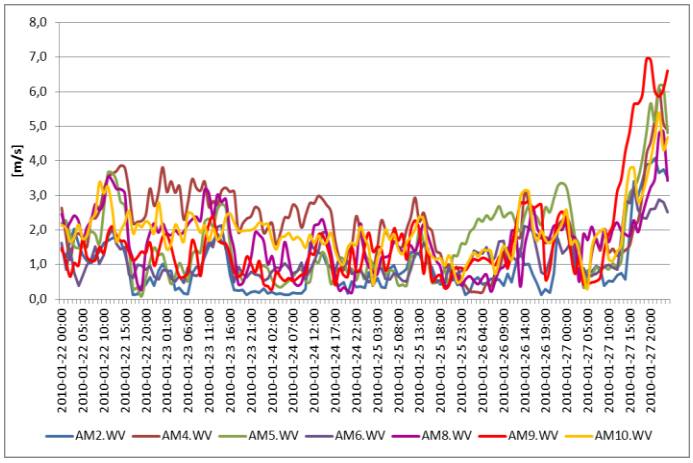
a)



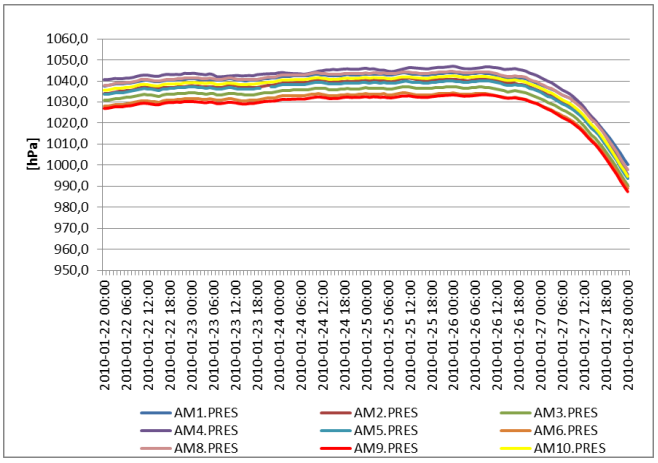
b)



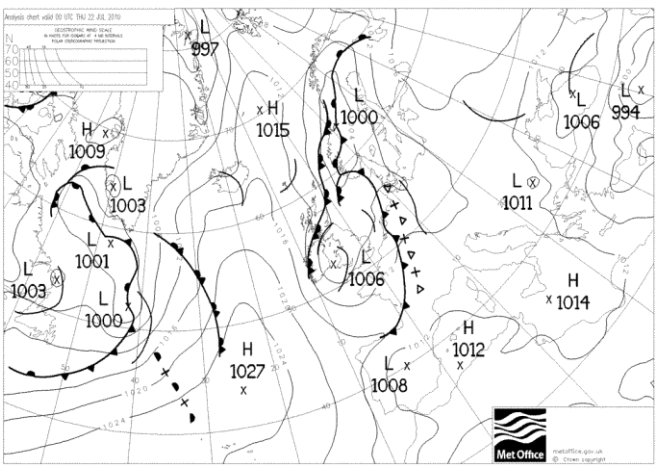
c)

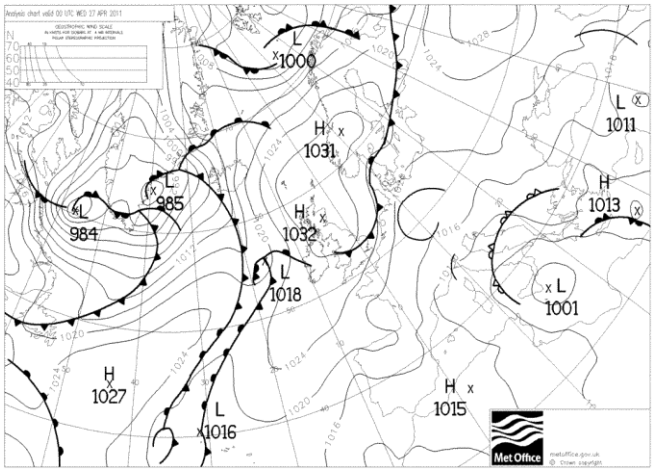


d)

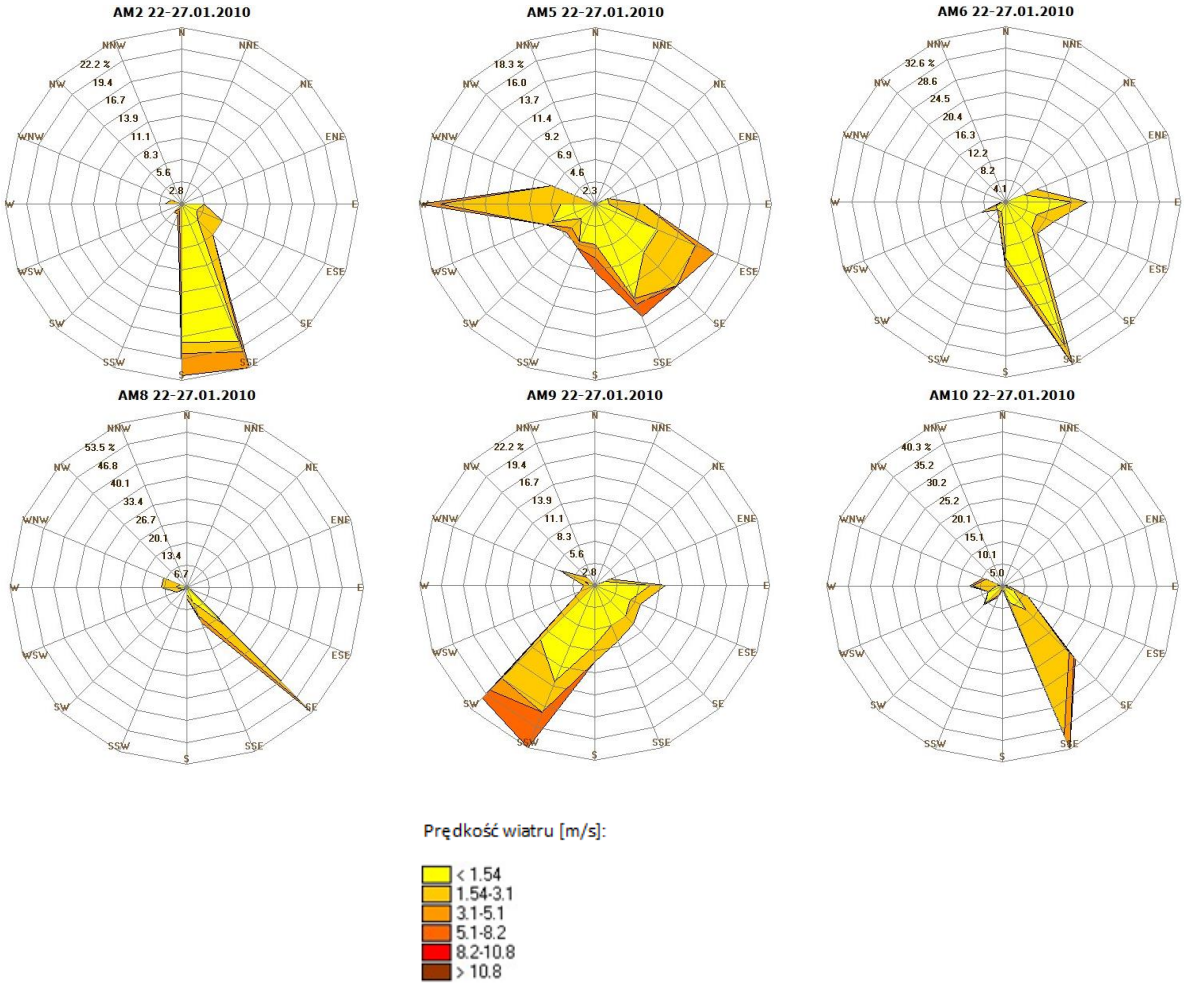


e)

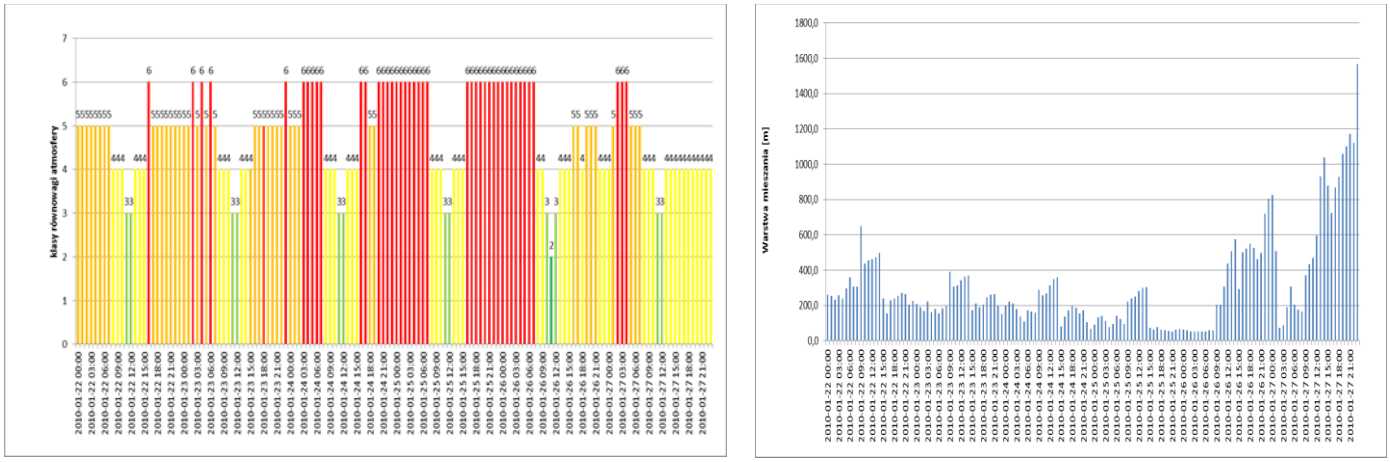




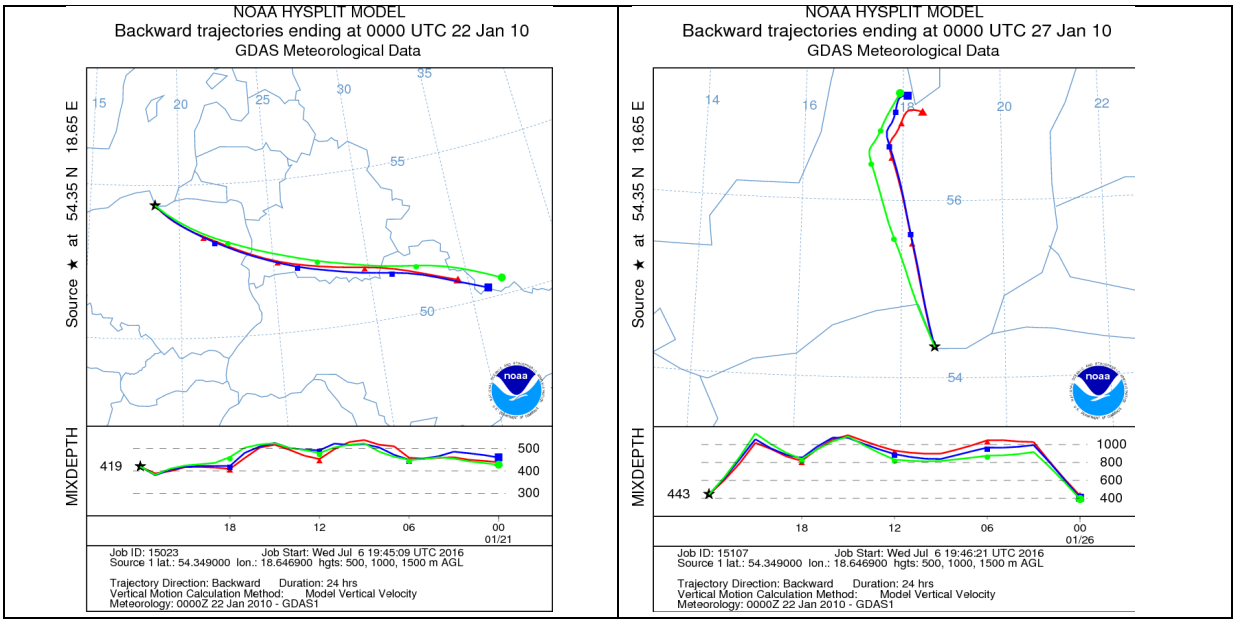
Rys. 50. Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 51. Róże wiatrów podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 52. Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie, chwiejna 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszania podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 53. Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT: http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).

Charakterystyka meteorologiczna epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r.

Epizod który wystąpił na przełomie lutego i marca 2011 roku można podzielić na dwa etapy. Etap pierwszy wystąpił w dniach 23-26 lutego kiedy odnotowano przekroczenia średniodobowe PM_{10}, a 27 lutego nastąpiła poprawa warunków meteorologicznych w związku z tym nie odnotowano przekroczeń. Po tym dniu nastąpił drugi etap epizodu kolejne cztery dni z przekroczeniami PM_{10}. Podczas epizodu wystąpiło przekroczenie wartości średniodobowej pyłu PM_{10} na dziewięciu stacjach pomiarowych tj. 25 i 26 lutego oraz 1 i 3 marca, z kolei najmniej przekroczeń odnotowano 23 lutego na jednej stacji (tab. 37). Najwyższe poziomy stężeń średniodobowych PM_{10} wystąpiły w I fazie epizodu tj. od 24-26 lutego na wszystkich stacjach, często przekraczając 100 $\mu g/m^3$, czyli były ponad dwukrotnie wyższe od dopuszczalnej średniodobowej wartości, a w przypadku stacji AM1 w Gdańsku Śródmieściu blisko 2,5 krotnie w dniu 25 lutego. Podczas I i II fazy epizodu odnotowano również wzrost stężeń monotlenku węgla oraz ditlenku azotu i siarki (rys. 54), z kolei pomiędzy fazami odnotowano wyraźny spadek stężeń wszystkich zanieczyszczeń powietrza. Stężania 1 h pyłu osiągały najwyższe wartości rzędu od 150 do 281 $\mu g/m^3$ w godzinach południowych i nocnych w dniach 24-26 lutego. Podczas I fazy epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci bardzo niskich ujemnych

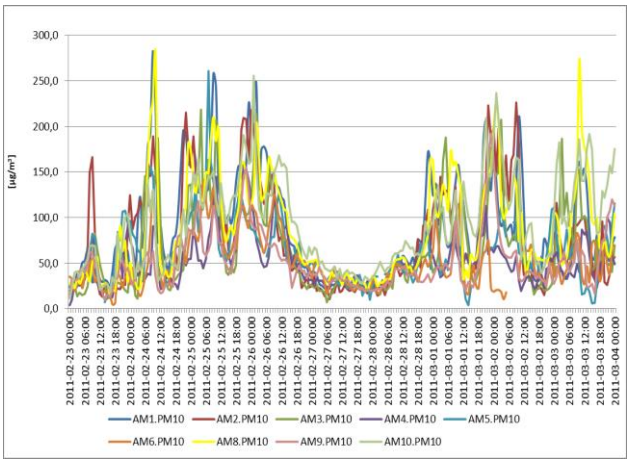
temperatur w godzinach nocnych rzędu od -7,5 do -20,1°C i niskiej prędkości wiatru poniżej 2 m/s (rys. 55). Podczas II fazy epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci niskich ujemnych temperatur rzędu około -10°C w nocy a w ciągu dnia utrzymywały na lekkim minusie bądź osiągały kilka stopni na plusie, również w tej fazie prędkość wiatru była poniżej 2-3 m/s (rys. 55). Pomiędzy fazami tj. 27 lutego temperatura była ujemna osiągała - 8 °C natomiast nie było tak dużej amplitudy dobowej jak przypadku I i II fazy epizodu. W tym dniu również odnotowano znaczny wzrost prędkości wiatru do nawet powyżej 5 m/s, co przyczyniło się do spadku stężeń zanieczyszczeń powietrza. W I fazie epizodu na większości stacji dominował wiatr z sektora południowo- wschodniego, z kolei w II fazie wiatr był zmienny (rys. 56). Przez większą część czasu zarówno w I jak i II fazie występowała stała bądź lekko stała równowaga atmosfery szczególnie w godzinach nocnych hamująca pionowe ruchy powietrza przyczyniając się do wzrostu stężeń pyłu (rys. 57). Podczas I fazy epizodu Polska znalazła się w zasięgu odziaływania rozbudowanego układu antycyklonalnego pochodzącego z centrum nad Rosją, a w II fazie zasięgu odziaływania niżu znad Niemiec (rys. 55). Trajektorie wsteczne uzyskane z modelu HYSPLIT pokazały, iż potencjalnie 23 lutego nastąpiła adwekcja mas powietrza z północnego - wschodu, w fazie przejściowe tj. 27 lutego nastąpiła adwekcja mas powietrza z południa, a w końcowej fazie epizodu z północy (rys. 58). Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie niskiej wysokości warstwy mieszania szczególnie w godzinnych nocnych 24-26 luty oraz 1- 3 marca. Niekorzystnie warunki meteorologiczne przyczyniły się do zwiększonej emisji zanieczyszczeń z ogrzewania indywidualnego potęgując zarazem wzrost stężeń PM_{10} w I i II fazie epizodu.

Tab. 37. Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [$\mu g/m^3$] podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.

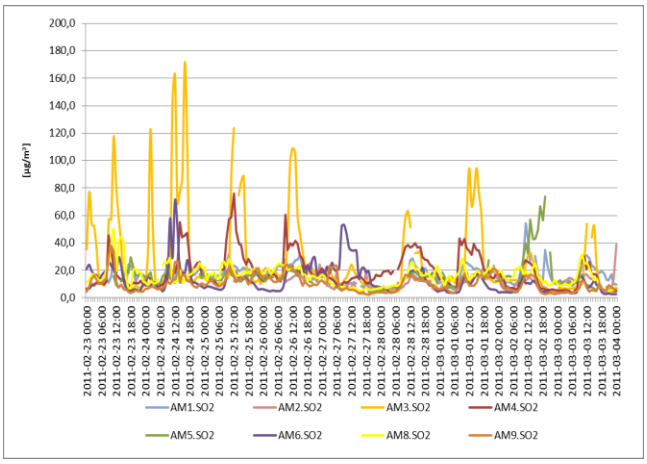
Data	AM1	AM2	AM3	AM4	AM5	AM6	AM8	AM9	AM10
2011-02-23	43,9	46,0	29,6	38,9	52,1	28,2	39,1	36,6	**50,1**
2011-02-24	**118,6**	**107,9**	**75,0**	42,7	72,6	49,1	**96,0**	48,2	**68,0**
2011-02-25	**149,7**	**133,2**	**108,1**	**87,4**	**106,9**	**95,2**	**132,1**	**86,0**	**136,2**
2011-02-26	**113,4**	**83,4**	**85,1**	**66,0**	**71,6**	**73,8**	**107,2**	**58,0**	**117,5**
2011-02-27	27,9	21,5	23,1	30,2	30,0	30,2	33,8	29,2	40,8
2011-02-28	**61,8**	47,8	38,8	48,6	47,1	40,1	**56,1**	33,3	**62,5**
2011-03-01	**112,1**	**108,3**	**93,9**	**60,0**	**59,3**	**51,9**	**111,1**	**66,9**	**115,7**
2011-03-02	**84,6**	**88,8**	**68,3**	43,0	**72,1**	39,1	**92,9**	48,1	**104,4**
2011-03-03	**79,9**	**67,3**	**85,2**	**53,2**	**54,9**	**51,1**	**106,0**	**58,9**	**136,3**

W tabeli czcionką pogrubioną czerwoną zaznaczono wszystkie wartości, które są powyżej poziomu średniodobowego dopuszczalnego pyłu PM_{10}.

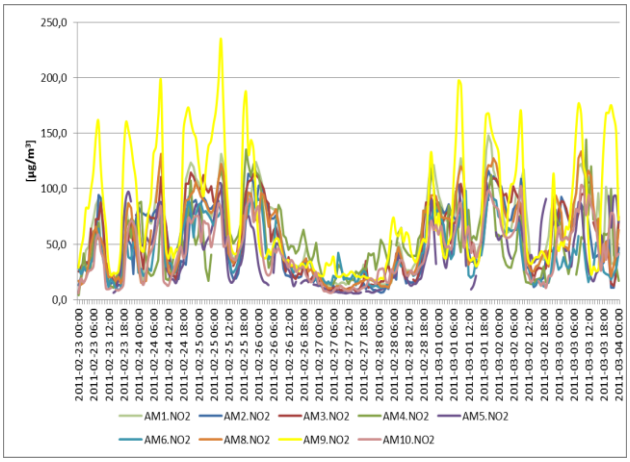
a)



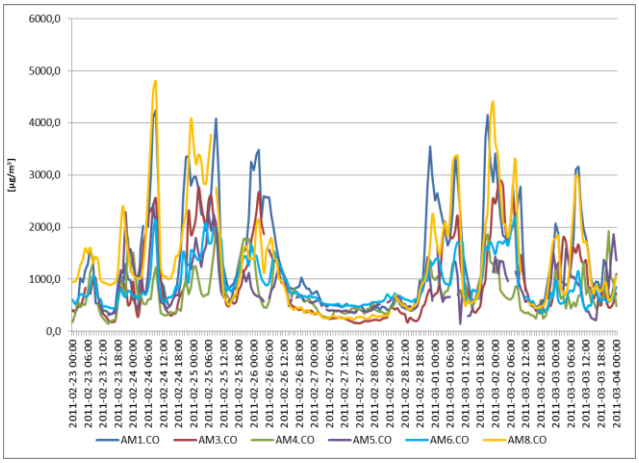
b)



c)

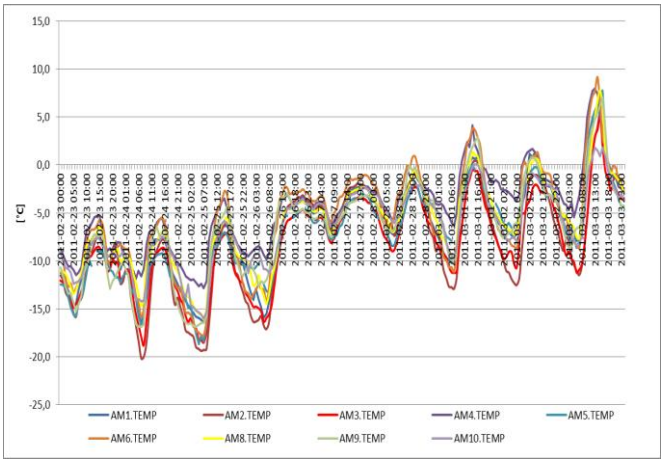


d)

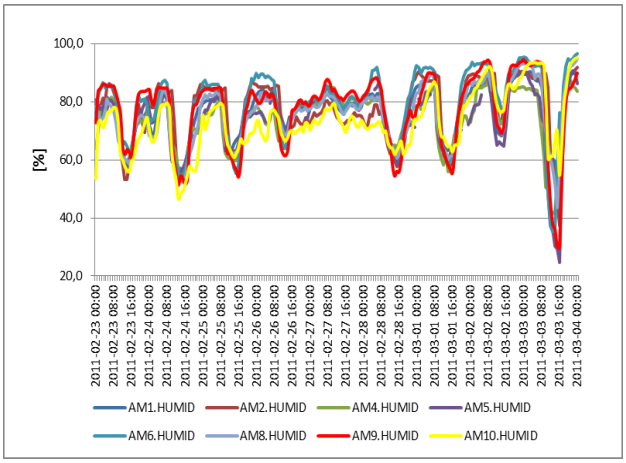


Rys. 54. Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) monotlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.

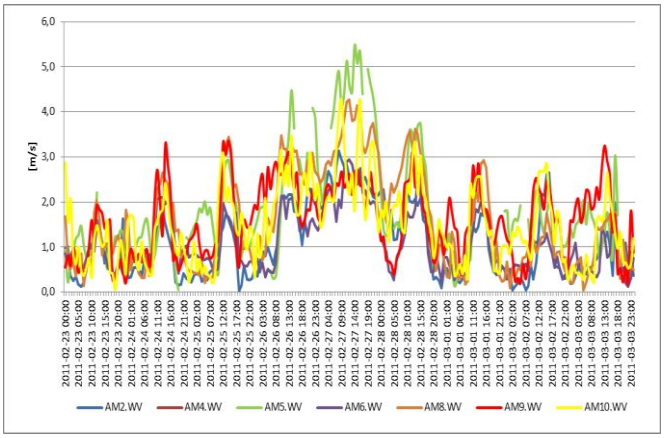
a)



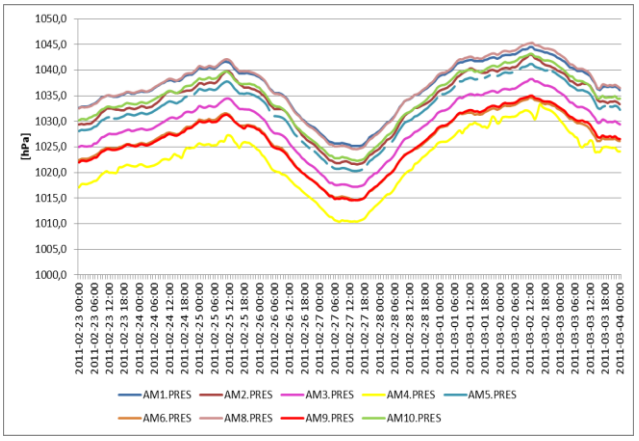
b)



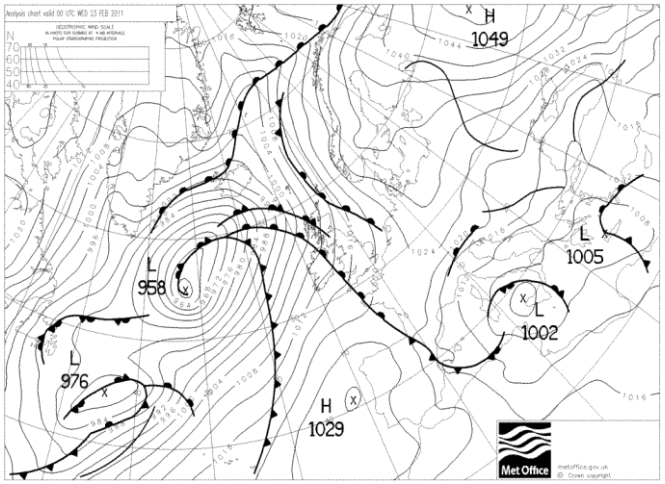
c)

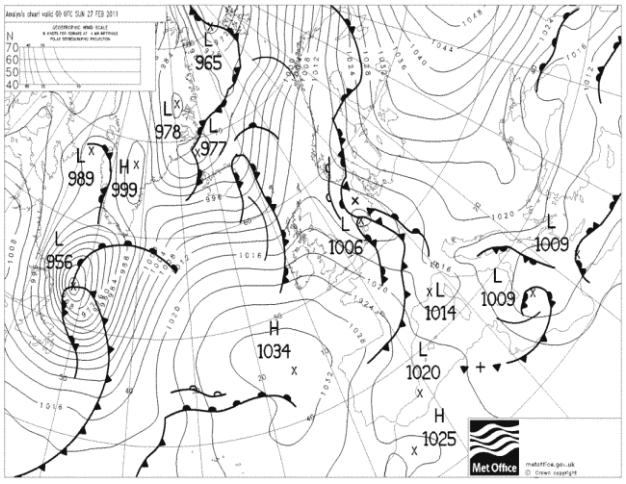


d)

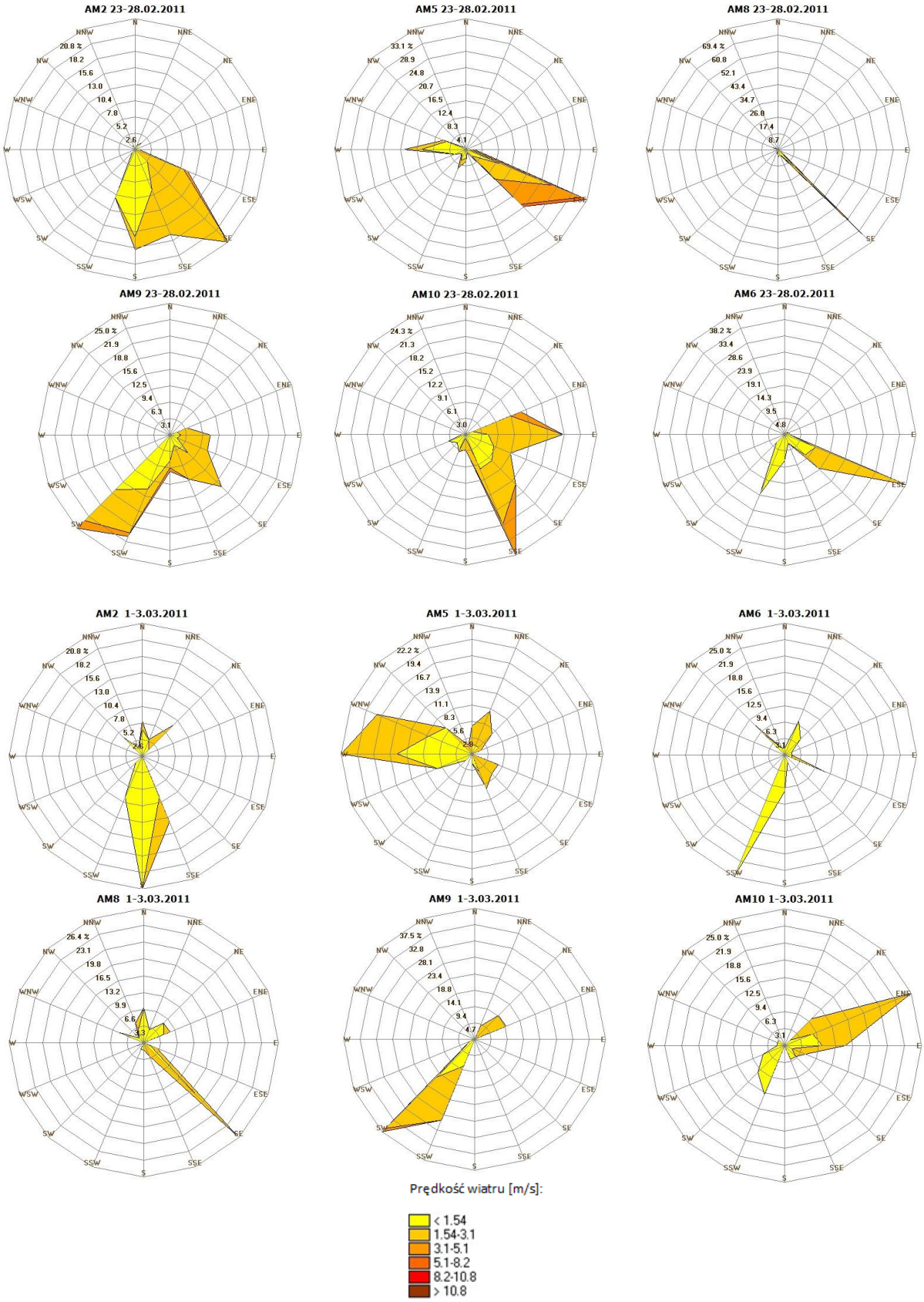


e)



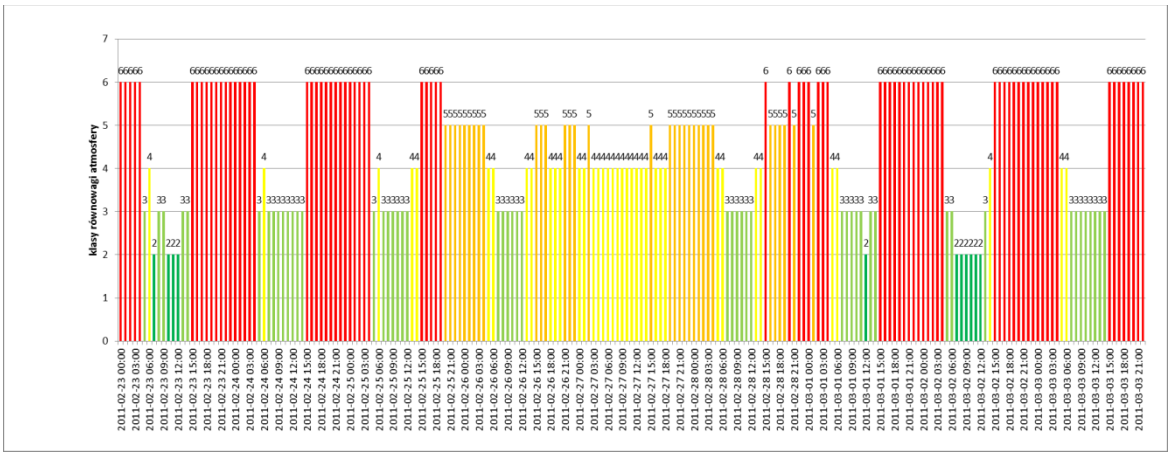


Rys. 55. Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.

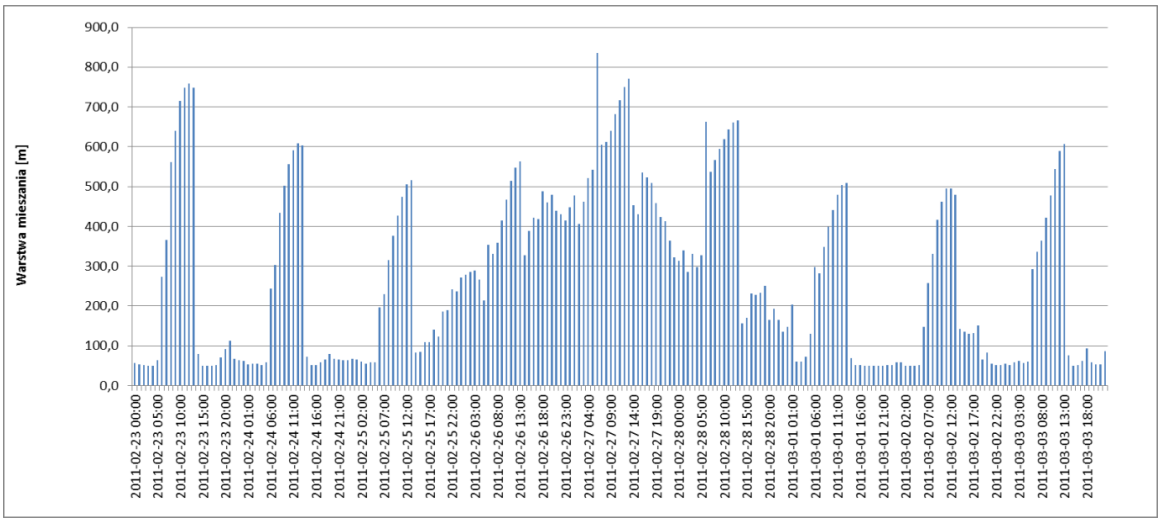


Rys. 56. Róże wiatrów synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.

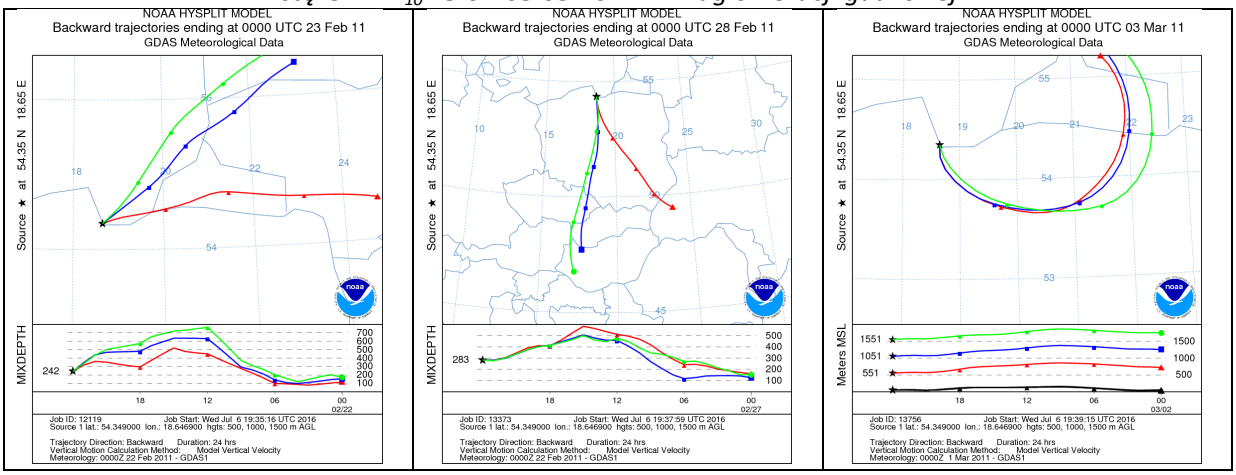
a)



b)



Rys. 57. Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszania podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 58. Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT: http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).

Charakterystyka meteorologiczna epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01-05.02.2012 r.

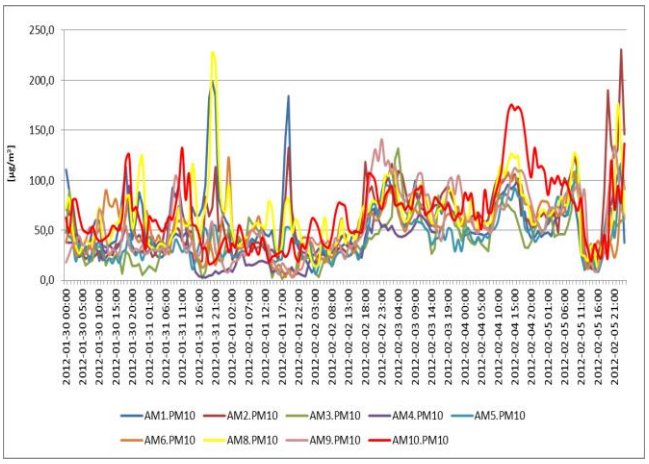
Podczas epizodu wystąpiło przekroczenie wartości średniodobowej pyłu PM_{10} na ośmiu stacjach w dniach 3-5 lutego oraz na dwóch lub trzech stacjach w dniach od 30 stycznia do 1 lutego (tab. 38). Najwyższe wartości średniodobowe pyłu PM_{10} wystąpiły 3- 5 lutego na wszystkich stacjach. Podczas epizodu odnotowano również wzrost stężeń monotlenku węgla oraz ditlenku azotu i siarki (rys. 59). Stężania 1 h pyłu osiągały najwyższe wartości rzędu od 50 do 230 $\mu g/m^3$ w godzinach południowych i nocnych w dniach 3-5 lutego. Podczas epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci niskich ujemnych temperatur rzędu od -5 do -21,6°C i niskiej prędkości wiatru poniżej 2 m/s w godzinach wieczornych i nocnych (rys. 60). Na większości stacjach dominował wiatr z sektora południowo - wschodniego oraz południowego (rys. 61). Przez większą część czasu występowała lekko stała bądź stała równowaga atmosfery szczególnie w godzinach nocnych hamująca pionowe ruchy powietrza przyczyniając się do wzrostu stężeń pyłu (rys. 62). Podczas epizodu w dniach 30 i 31 stycznia Polska znalazła się w zasięgu odziaływania rozbudowanego układu cyklonalnego z centrum nad Ukrainą, a na początku lutego w zasięgu układu antycyklonalnego z centrum nad Polską (rys. 60). Trajektorie wsteczne uzyskane z modelu HYSPLIT pokazały, iż potencjalnie 30 stycznia nastąpiła adwekcja mas powietrza z północnego - wschodu, a 5 lutego powietrze napłynęło ze wschodu. Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie niskiej wysokości warstwy mieszania poniżej 200 m powodując uwięzienie zanieczyszczeń powietrza (rys. 63). Niekorzystnie warunki meteorologiczne przyczyniły się do zwiększonej emisji zanieczyszczeń z ogrzewania indywidualnego potęgując zarazem wzrost stężeń PM_{10}.

Tab. 38. Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [µg/m^3] podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 - 05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej.

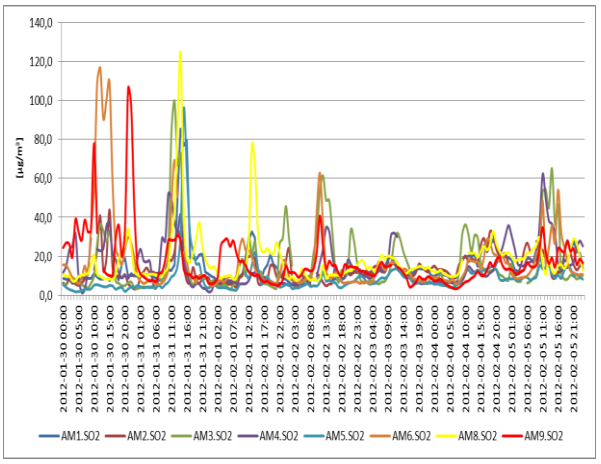
Data	AM1	AM2	AM3	AM4	AM5	AM6	AM8	AM9	AM10
2012-01-30	48,9	34,7	26,2	43,2	28,7	**52,3**	**58,7**	39,3	**59,9**
2012-01-31	**68,1**	46,8	33,9	32,0	34,7	40,6	**73,5**	39,7	**55,6**
2012-02-01	**50,1**	41,6	28,7	12,8	31,5	34,2	**52,3**	23,4	31,4
2012-02-02	44,3	47,4	32,1	37,5	37,9	44,3	**51,6**	**57,7**	**63,2**
2012-02-03	**69,5**	**84,4**	**67,8**	-	**53,9**	**65,5**	**78,8**	**86,3**	**76,5**
2012-02-04	**62,7**	**75,6**	**52,8**	-	**57,5**	**74,6**	**81,4**	**71,4**	**112,2**
2012-02-05	**54,7**	**88,3**	**51,0**	-	**59,6**	**57,2**	**68,8**	**69,4**	**72,2**

W tabeli czcionką pogrubioną czerwoną zaznaczono wszystkie wartości, które są powyżej poziomu średniodobowego dopuszczalnego pyłu PM_{10}.

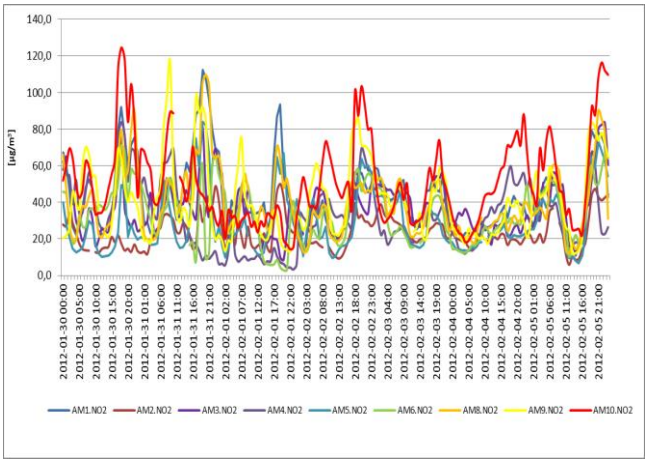
a)



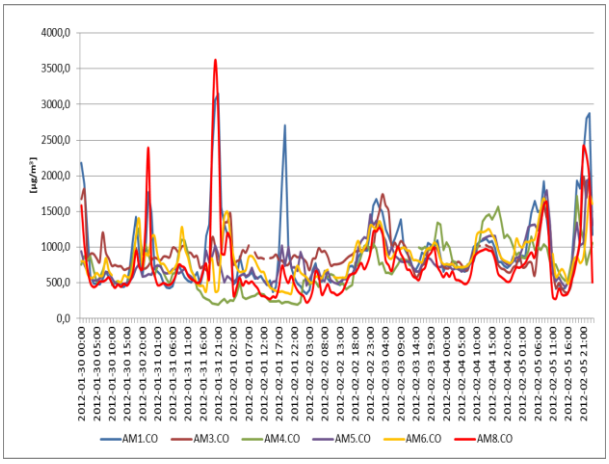
b)



c)

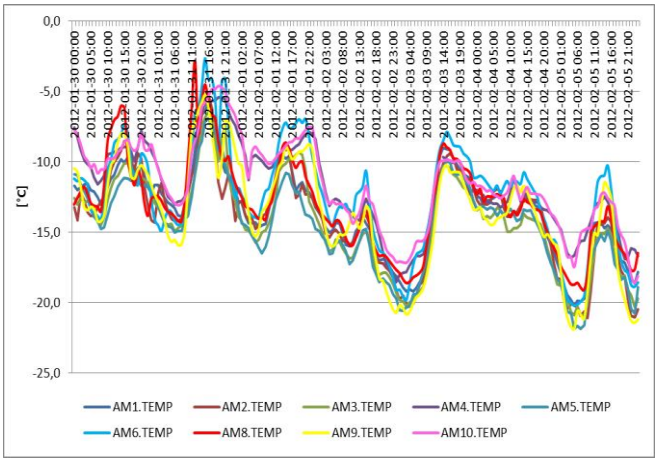


d)

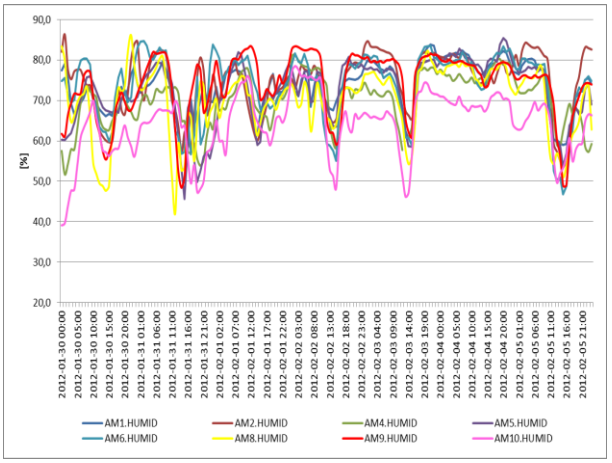


Rys. 59. Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) monotlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 -05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej.

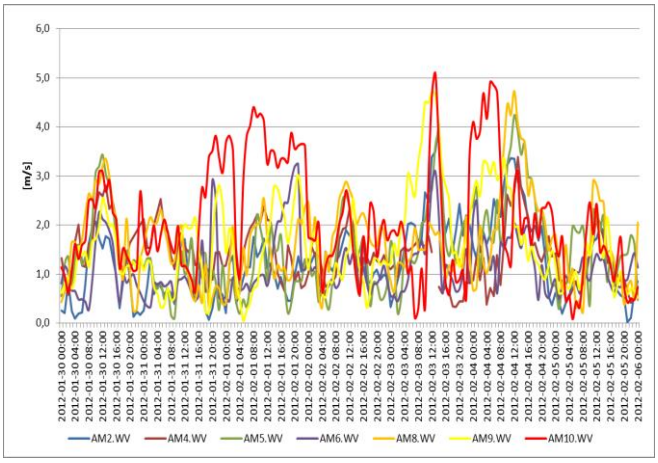
a)



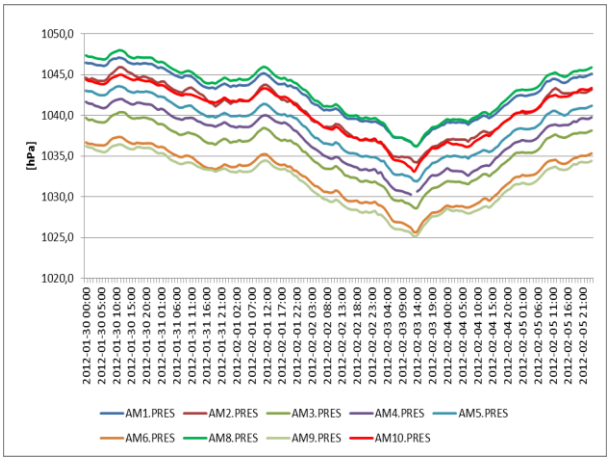
b)



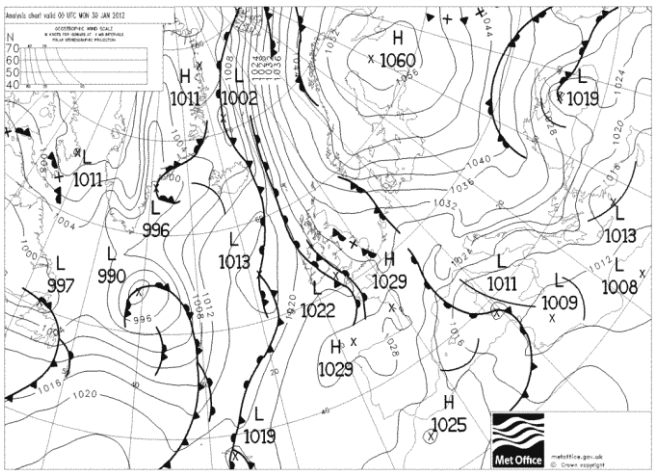
c)

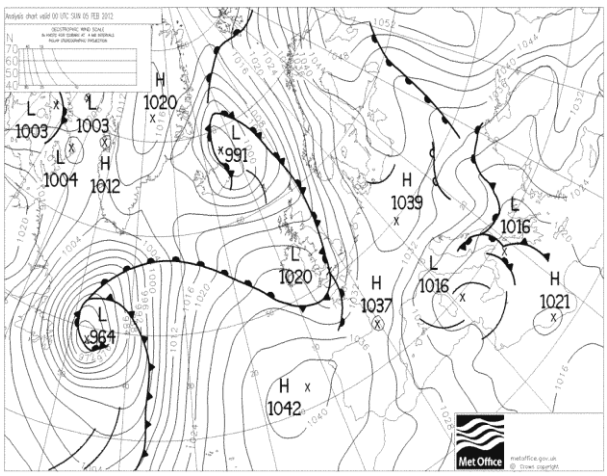


d)

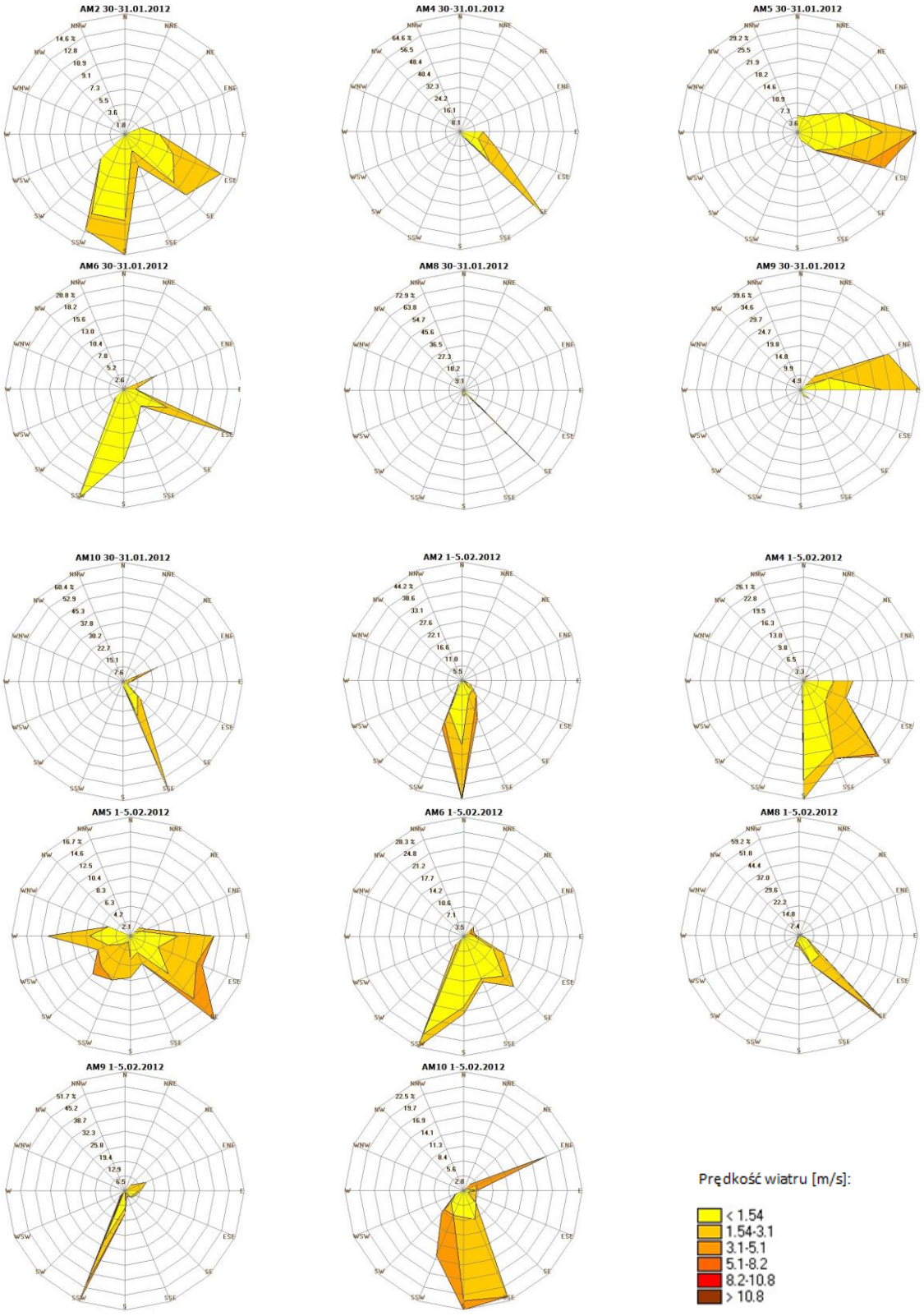


e)



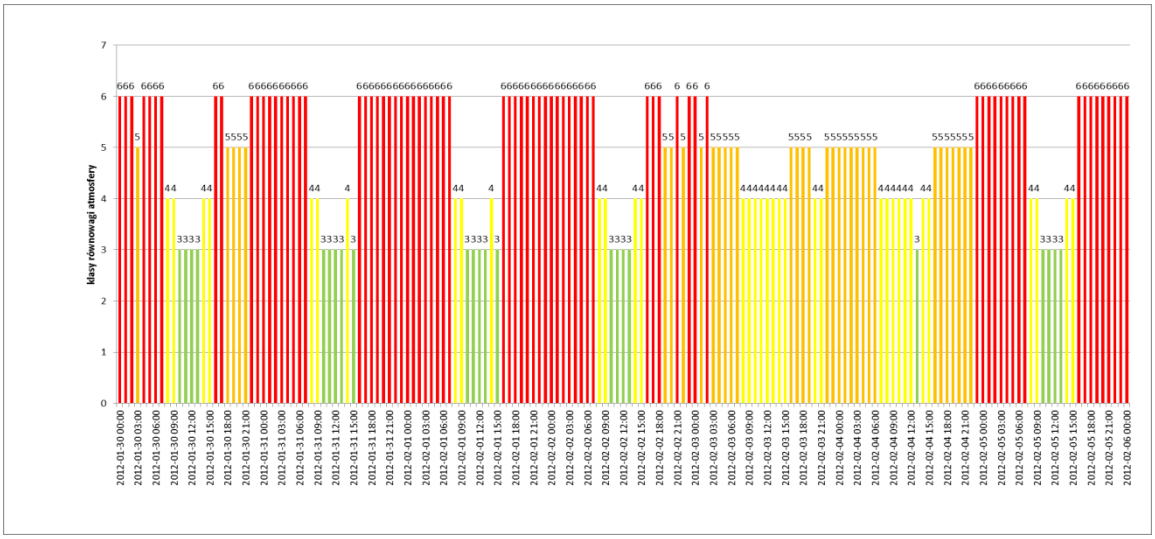


Rys. 60. Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 - 05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej.

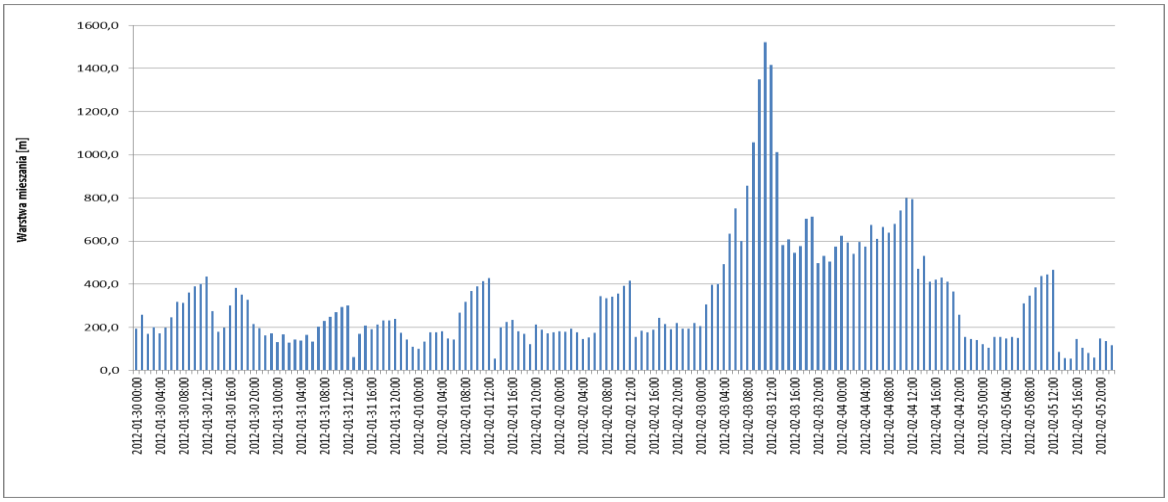


Rys. 61. Róże wiatrów podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 - 05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej.

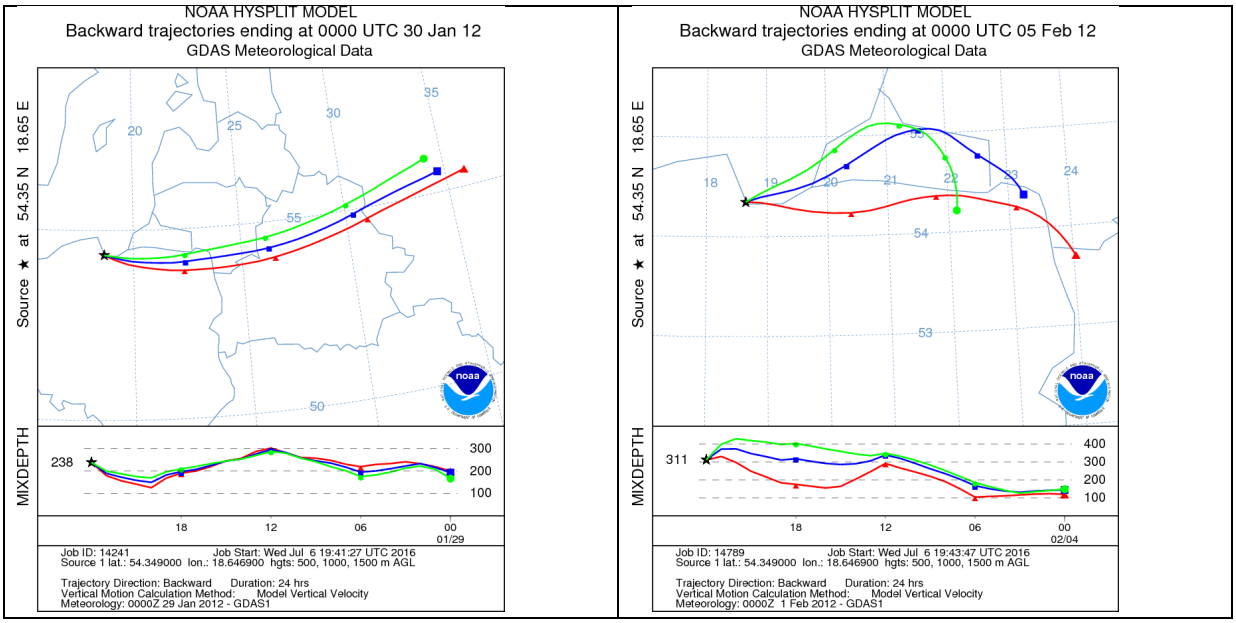
a)



b)



Rys. 62. Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna , 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszania podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 -05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej .



Rys. 63. Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona),1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 - 05.02.2012 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).

3.6.1.3.2 Epizody wysokich stężeń ozonu w latach 2008-2012 w aglomeracji gdańskiej

W okresie 2008-2012 odnotowano zróżnicowaną liczbę przekroczeń stężeń 8 h kroczących ozonu. Najwięcej przekroczeń odnotowano na stacji AM8 w Gdańsku Wrzeszczu 10 dni w 2009 roku i AM9 w Gdyni Dąbrowie 8 dni w 2011 roku przy dopuszczalnych 25 dniach w roku (tab. 39). Na pozostałych stacjach odnotowano od 1 do 5 dni z przekroczeniami ozonu, a w 2012 roku na trzech stacjach (AM5, AM8, AM9) nie odnotowano w ogóle przekroczeń. Odsetek występowania wyników w ciągu roku powyżej poziomu docelowego ozonu wahał się od 0% do 2,8% (tab. 40). Najwyższe stężenie 8h odnotowano na stacji AM8 w Gdańsku Wrzeszczu i wyniosło 146,6 µg/m^3. Innymi normowanymi stężeniami dla ozonu są stężenia 1 godzinne: poziom informowania =180 µg/m^3 i alarmowy= 240 µg/m^3. W aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012 nie zanotowano ani jednego przypadku wystąpienia stężenia ozonu powyżej poziomu informowania.

Tab. 39. Statystyki dla ozonu w okresie 2008-2012.

Statystyka	stacja	2008	2009	2010	2011	2012
maks. h 8	AM4	126,2	131,7	142,0	125,2	120,1
	AM5	134,5	124,9	-	134,0	116,6
	AM8	120,1	146,6	129,2	123,2	110,0
	AM9	134,0	134,8	141,9	138,6	112,5
liczba dni przekroczeniami	AM4	4	3	4	1	1
	AM5	2	1	-	2	0
	AM8	1	10	1	2	0
	AM9	4	2	5	8	0
łączna liczba dni		4	10	5	8	1

Tab. 40. Częstość występowania stężenia ozonu >=120,0 µg/m^3 w [%].

Częstość występowania stężenia 8h ozonu >= 120,0 µg/m^3 w [%]	2008	2009	2010	2011	2012
AM4	1,1	0,8	1,2	0,3	0,3
AM5	0,8	0,3	-	0,7	0,0
AM8	0,3	2,8	0,3	0,6	0,0
AM9	1,5	0,6	1,4	2,2	0,0

W poniższej tabeli (tab. 41) przedstawiono podsumowanie dla wszystkich epizodów ozonu. Epizody występują w sezonie letnim od kwietnia do września. W analizowanym pięcioleciu najwięcej odnotowano epizodów krótkich 1 dniowych, tj. 17 przypadków, znacznie mniej 2 dniowych 4 przypadki oraz 1 przypadek 3 dniowego. Najwięcej epizodów w analizowanym pięcioleciu wystąpiło w kwietniu, maju oraz lipcu.

Tab. 41. Epizody wysokich stężeń ozonu w latach 2008-2012 w aglomeracji gdańskiej.

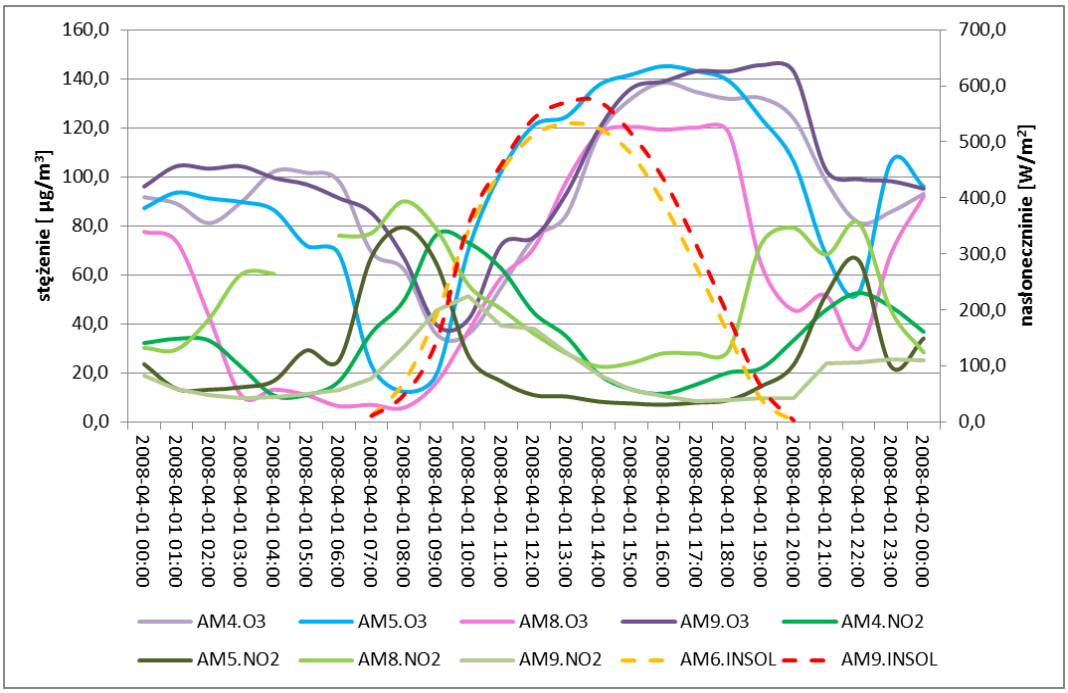
Rok	Miesiąc	Długość epizodu (ilość dni)		
		1	2	3
2008		1;25		
2009		4;26	28-29	
2010		30		
2011			21-22	25-27
2012	**IV**			
2008		11		
2009		3	26-27	
2010				
2011		12;31		
2012	**V**			
2008		19		
2009				
2010		30		
2011		6		
2012	**VI**			
2008				
2009				
2010		10;17	22-23	
2011				
2012	**VII**	28		
2008				
2009		16;28		
2010		12		
2011				
2012	**VIII**			
2008				
2009		1		
2010				
2011				
2012	**IX**			
liczba epizodów		17	4	1

Charakterystyka meteorologiczna epizodu wysokich stężeń ozonu 01.04.2008 r.

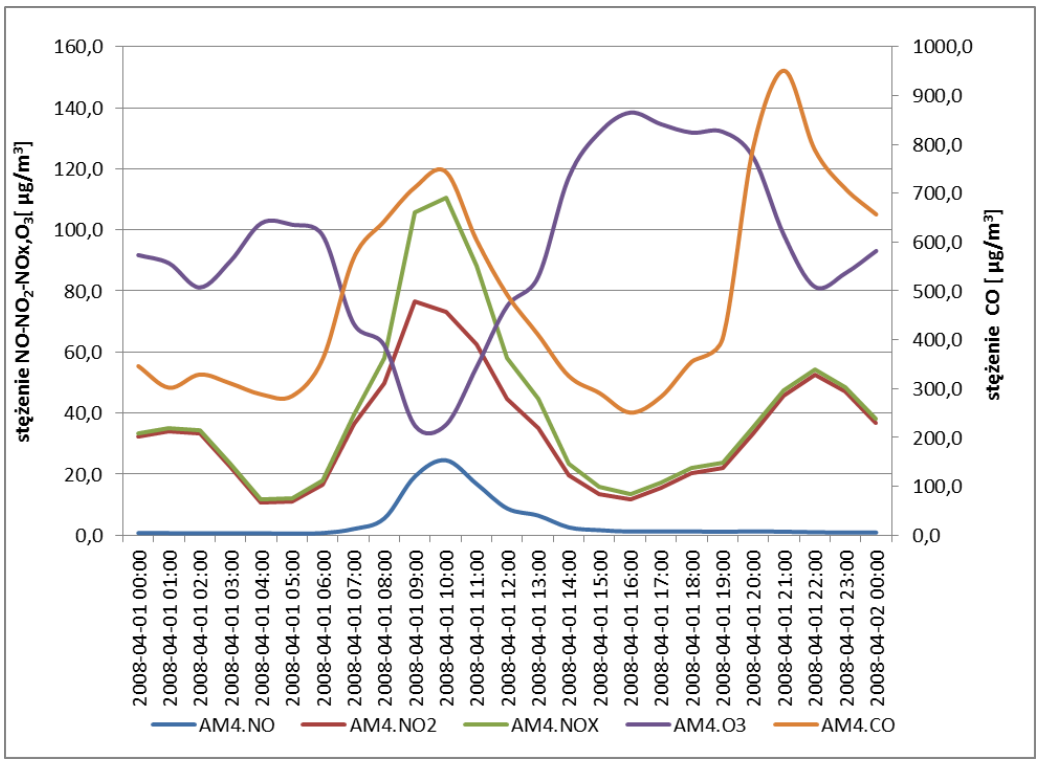
Podczas jednodniowego epizodu wystąpiło przekroczenie wartości docelowej ozonu na trzech stacjach (AM4, AM5, AM9) w dniu 1 kwietnia. Epizod fotochemiczny charakteryzował się typowym dobowym przebiegiem z maksymalnymi stężaniami ozonu w godzinach

popołudniowych przy jednoczesnym spadku stężeń ditlenku azotu (rys. 64 a). Podczas epizodu odnotowano podwyższone stężania prekursorów ozonu tj. tlenków azotu oraz monotlenku węgla (rys. 64 b). Podczas epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci temperatur rzędu 14-16°C i niskiej wilgotności w powietrza rzędu 38 - 48% w godzinach popołudniowych oraz dużym natężeniem promieniowania słonecznego (rys. 64 i 65). Na większości stacji dominował wiatr z sektora południowo - wschodniego (rys. 67). W ciągu dnia dominowała równowaga chwiejna bądź lekko chwiejna atmosfery, która warunkach stabilnego układu wyżowego przyczyniła się do dużego dopływu promieniowania słonecznego powodując występowanie wysokich temperatur jak na tę porę roku (rys. 64-65 i 68-69). Podczas epizodu fotochemicznego Polska znalazła się w zasięgu odziaływania rozbudowanego układu antycyklonalnego pochodzącego z centrum nad Rosją (rys. 69). Trajektorie wsteczne uzyskane z modelu HYSPLIT pokazały, iż potencjalnie 1 kwietnia nastąpiła adwekcja mas powietrza z południowego – wschodu. Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie dużej miąższości warstwy mieszania co pozwalało na intensywne wymianę mas powietrza i znaczna produkcję ozonu (rys. 68-69). Niekorzystnie warunki meteorologiczne przyczyniły się do zwiększonej produkcji ozonu w związku ze zwiększoną emisją prekursorów ozonu m.in. tlenków azotu oraz monotlenku węgla m.in. z pojazdów silnikowych.

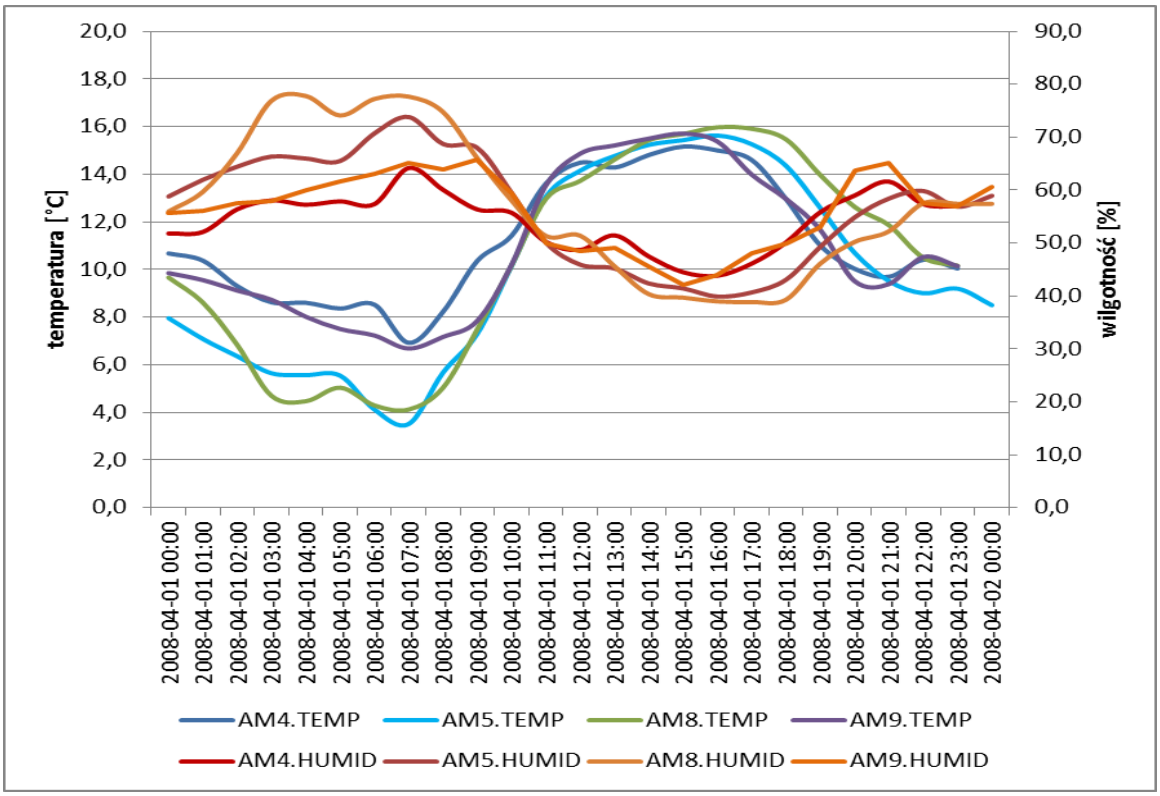
a)



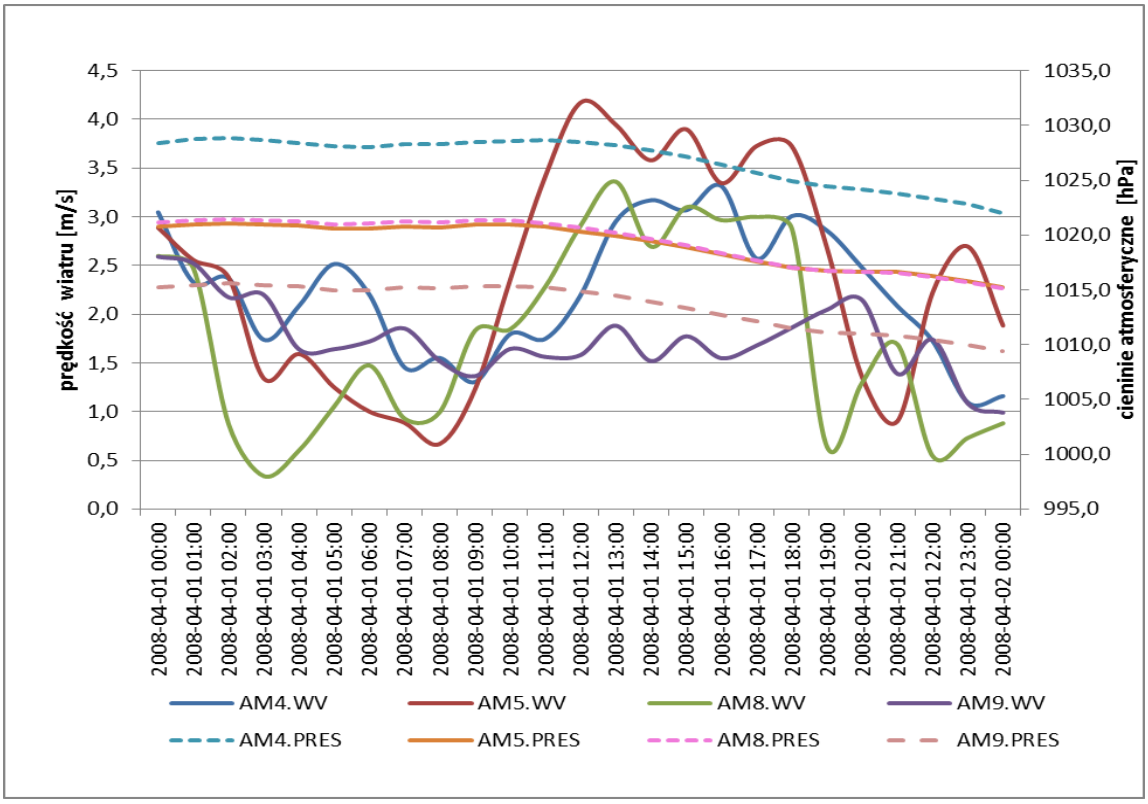
b)



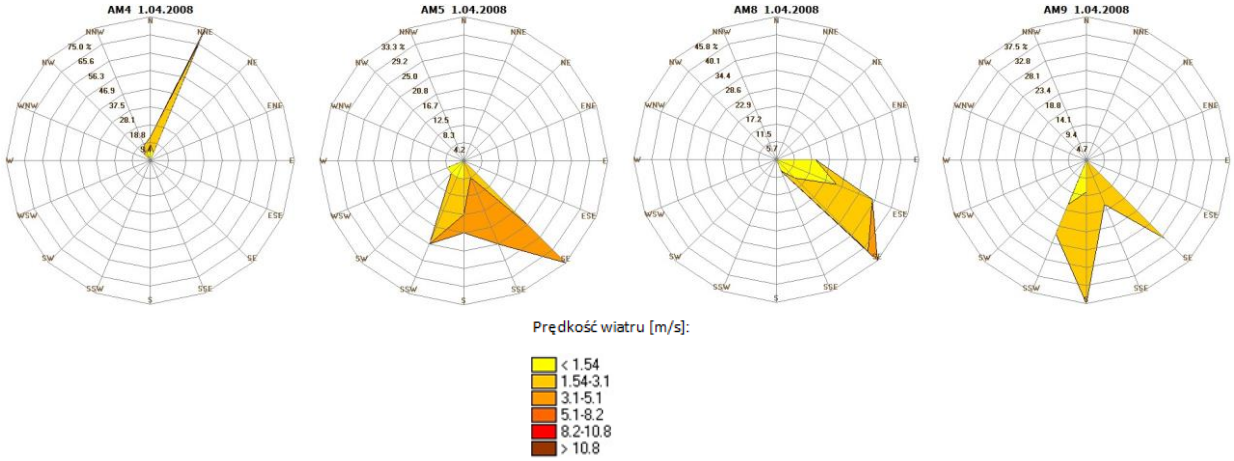
Rys. 64. Zmienność stężeń a) ozonu i ditlenku azotu oraz wielkość nasłonecznienia oraz b) prekursorów ozonu na przykładzie stacji AM4 w Gdyni Pogórzu podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 65. Zmienność temperatury i wilgotności podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.

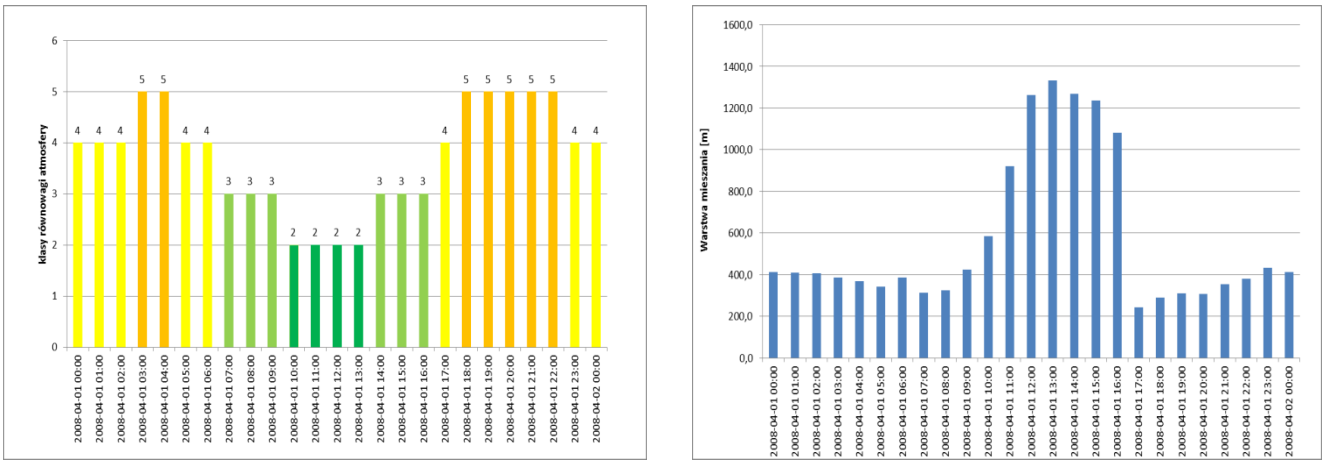


Rys. 66. Zmienność prędkości wiatru i ciśnienia atmosferycznego podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.



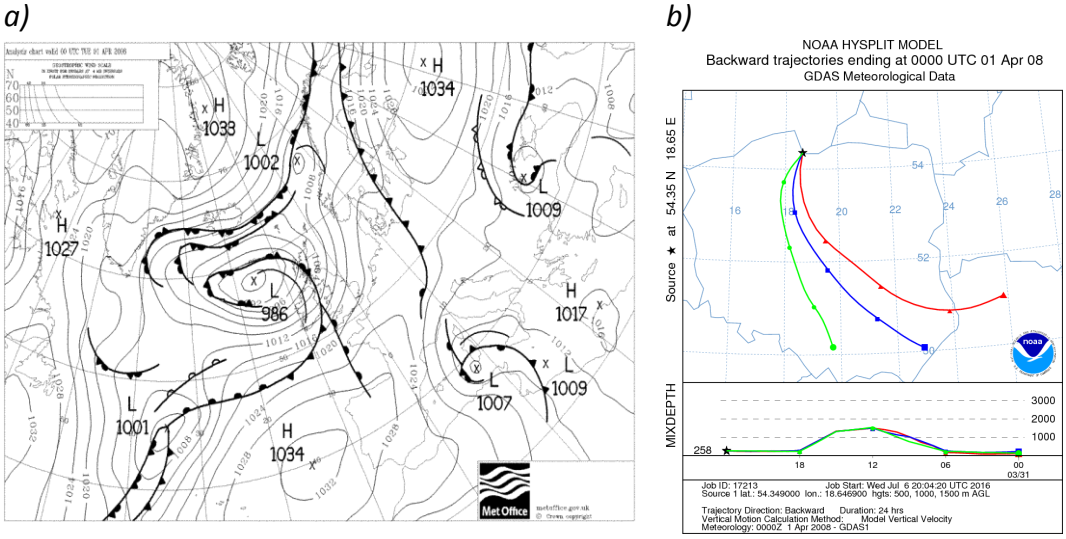
Rys. 67. Róże wiatrów podczas epizodu wysokich ozonu stężeń 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.

a) *b)*



Rys. 68. Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna , 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszania podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.

a) *b)*



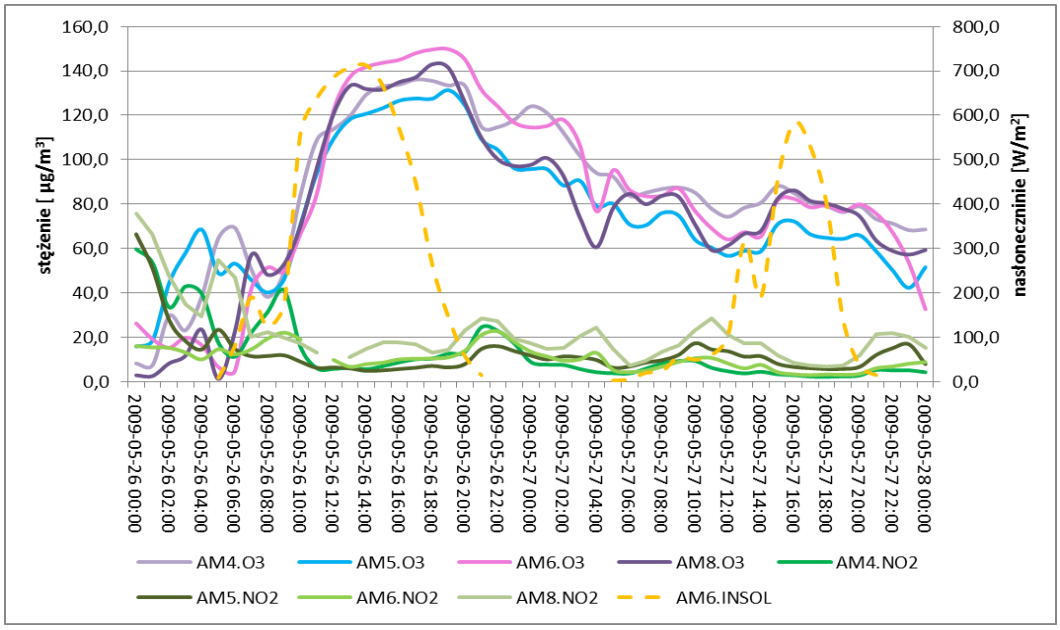
Rys. 69. Mapa synoptyczna (a) i trajektorie wsteczne mas powietrza (b) dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT: http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).

Charakterystyka meteorologiczna epizodu wysokich stężeń ozonu 26-27.05.2009 r.

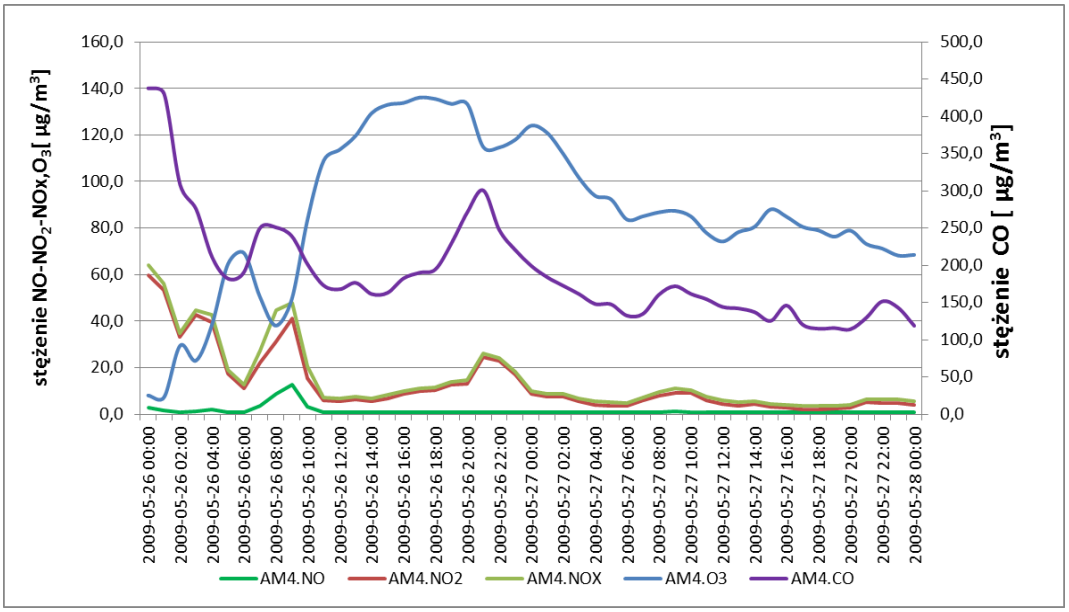
Podczas dwudniowego epizodu wystąpiło przekroczenie wartości docelowej ozonu na czterech stacjach (AM4, AM5, AM8, AM9) w dniu 26 maja oraz na dwóch stacjach 27 maja (AM4, AM8). Epizod fotochemiczny w pierwszym dniu charakteryzował się maksymalnymi stężaniami ozonu w godzinach popołudniowych przy jednoczesnym spadku stężeń ditlenku azotu, w drugim dniu stężenia już zaczęły spadać w związku ze zmianą warunków meteorologicznych (rys. 70 a). W czasie epizodu odnotowano podwyższone stężania prekursorów ozonu tj. tlenków azotu oraz monotlenku węgla (rys. 70 b). Podczas pierwszego dnia epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci wysokich temperatur w godzinach popołudniowych rzędu 20-28,2°C i niskiej wilgotności w powietrza rzędu 44 - 59% w godzinach popołudniowych oraz dużym natężeniem promieniowania słonecznego (rys. 71 i 72). Na większości stacjach dominował wiatr z sektora południowo-wschodniego bądź południowo-wschodniego (rys. 73). W ciągu dnia dominowała równowaga obojętna bądź lekko chwiejna (rys. 74). Podczas epizodu fotochemicznego Polska znalazła się w zasięgu odziaływania rozbudowanego układu antycyklonalnego pochodzącego z centrum nad Niemcami a w kolejnej dobie nad Czechami (rys. 75). Trajektorie wsteczne uzyskane z modelu HYSPLIT pokazały, iż potencjalnie 26 maja nastąpiła adwekcja mas powietrza z Dani, a 27 maja znad Czech (rys. 75). Wyniki modelu

HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie dużej wysokości warstwy mieszania co pozwalało na intensywne wymianę mas powietrza i znaczna produkcję ozonu (rys. 74-75). Niekorzystnie warunki meteorologiczne przyczyniły się do zwiększonej produkcji ozonu w związku ze zwiększoną emisją prekursorów ozonu, tj. tlenków azotu oraz monotlenku węgla np. z pojazdów silnikowych.

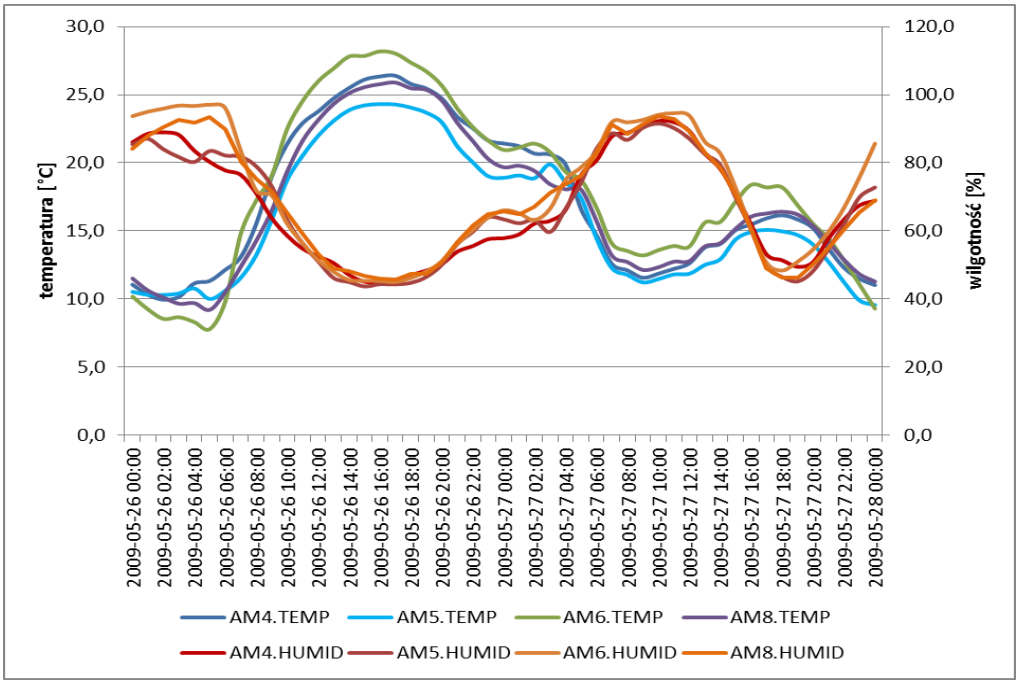
a)



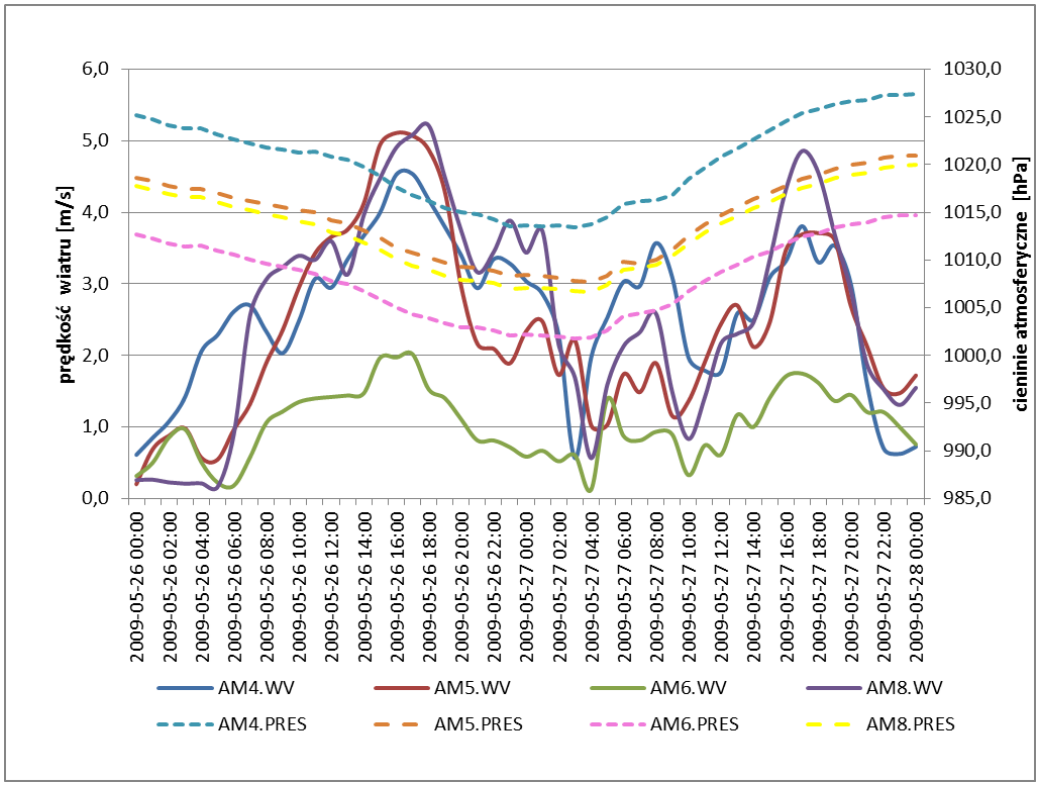
b)



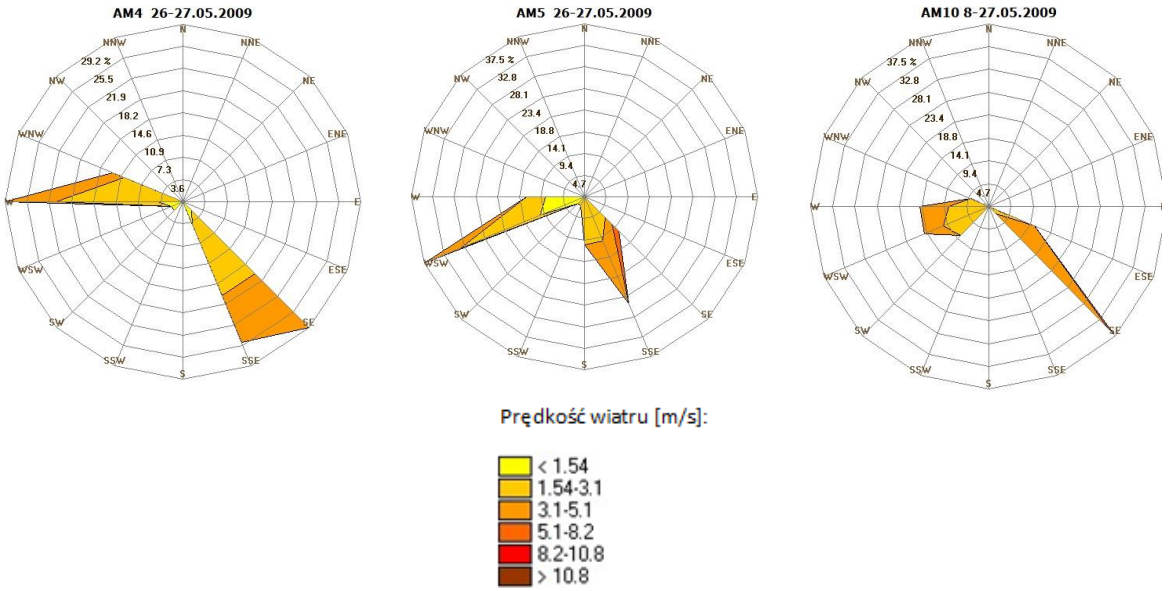
Rys. 70. Zmienność stężeń a) ozonu i ditlenku azotu oraz wielkość nasłonecznienia oraz b) prekursorów ozonu na przykładzie stacji AM4 w Gdyni Pogórzu podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 71. Zmienność temperatury i wilgotności podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.

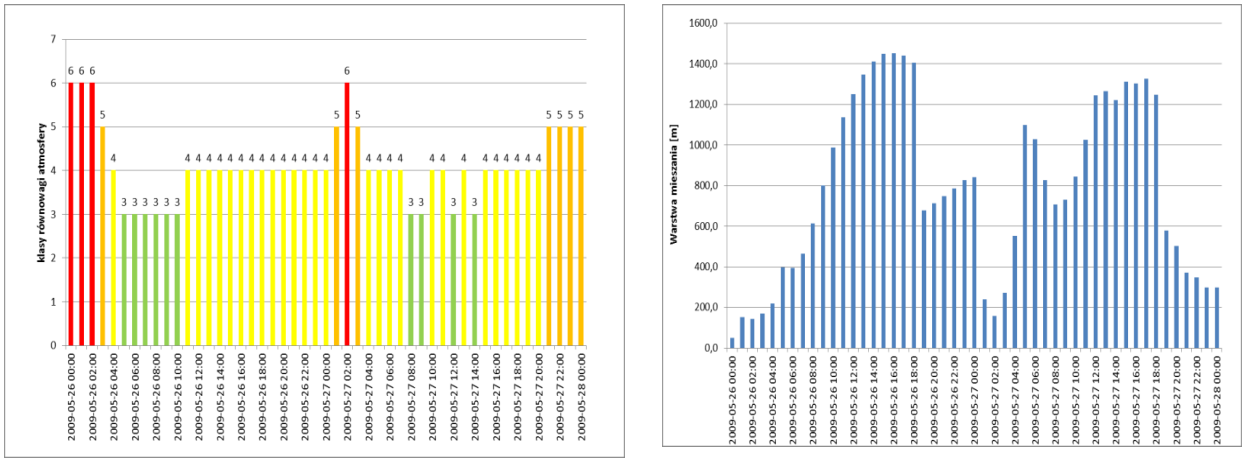


Rys. 72. Zmienność prędkości wiatru i ciśnienia atmosferycznego podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.



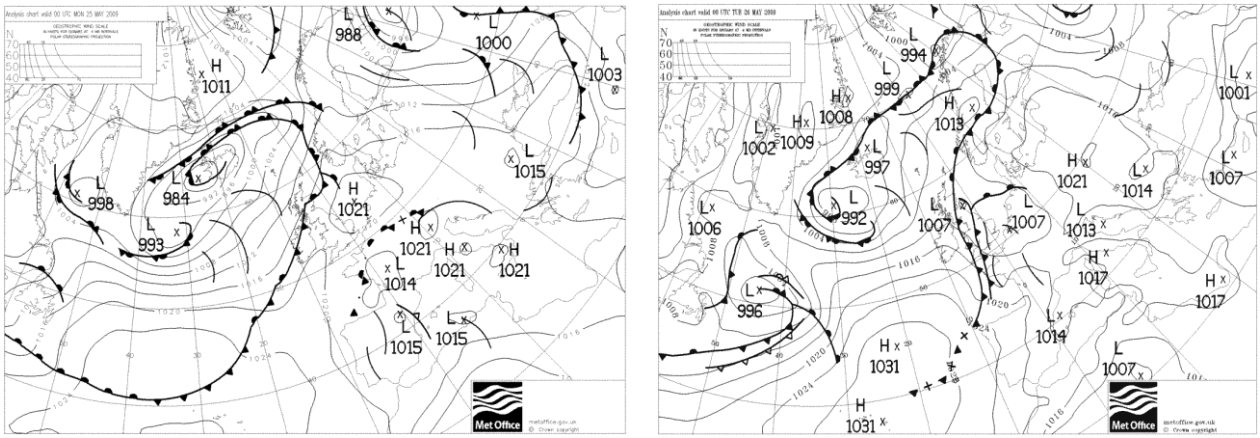
Rys. 73. Róże wiatrów podczas epizodu wysokich ozonu stężeń 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.

a) *b)*

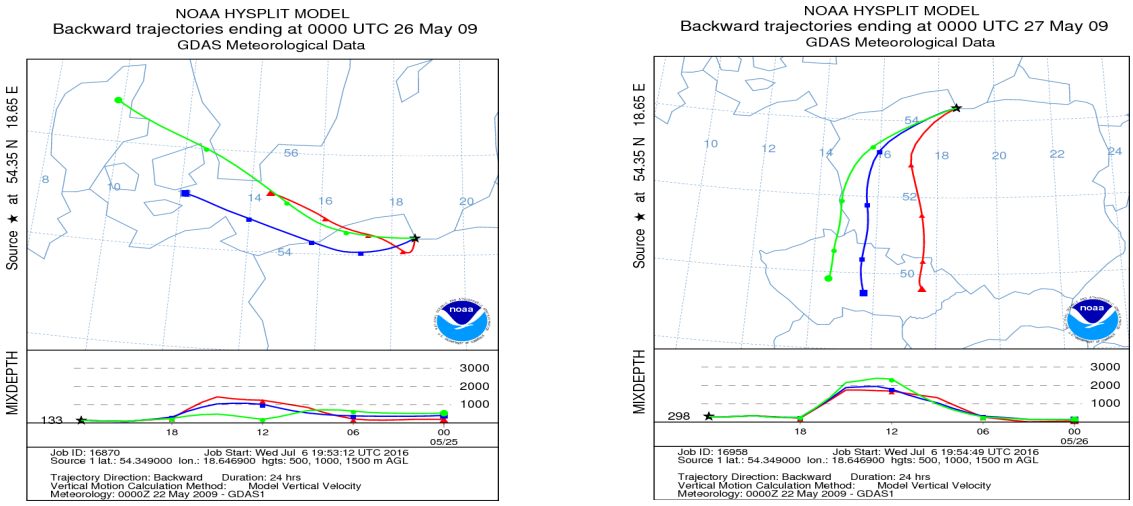


Rys. 74. Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszania podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.

a)



b)



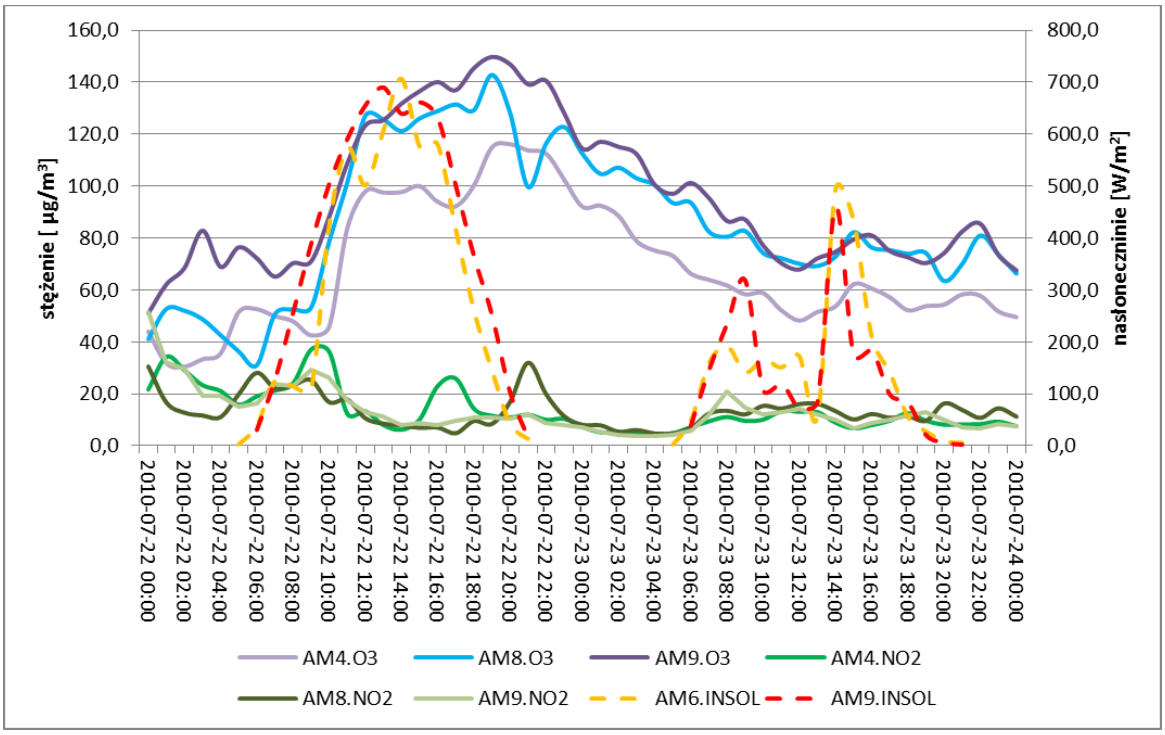
Rys. 75. Mapa synoptyczna (a) i trajektorie wsteczne mas powietrza (b) dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 26-27.05.2009 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT: http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).

Charakterystyka meteorologiczna epizodu wysokich stężeń ozonu 22-23.07.2010 r.

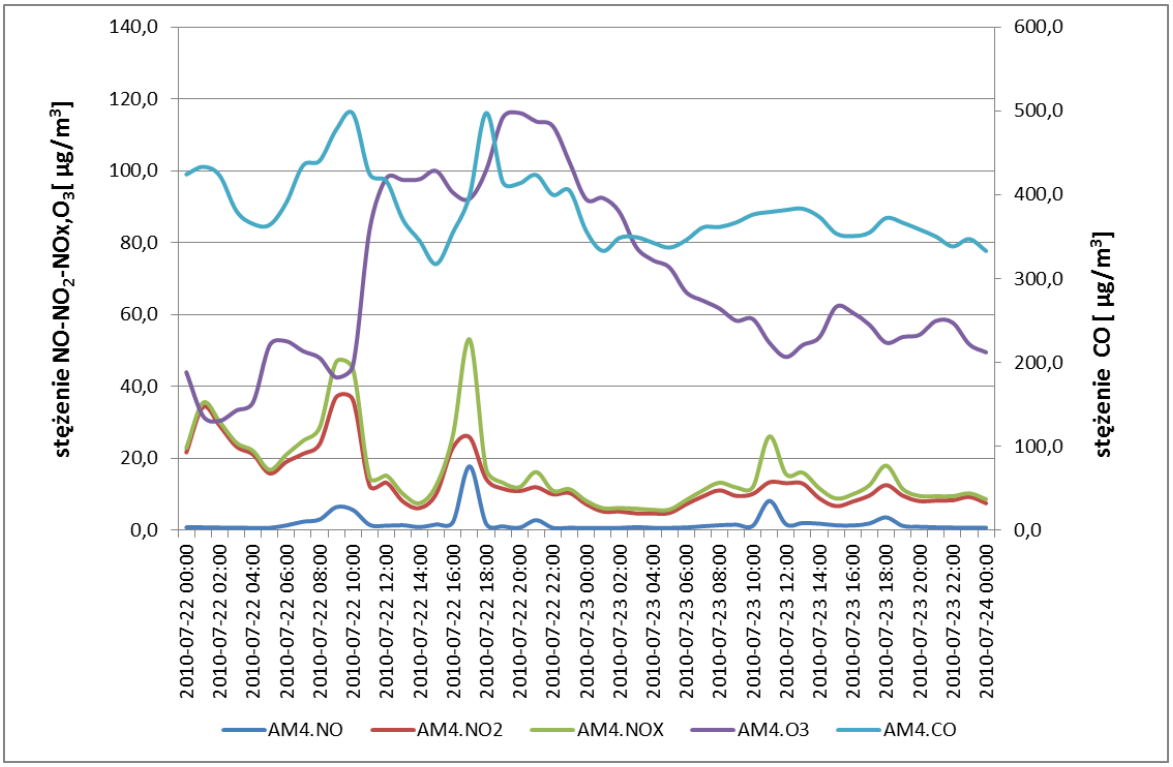
Podczas dwudniowego epizodu wystąpiło przekroczenie wartości docelowej ozonu na dwóch stacjach (AM8, AM9) w dniu 22 lipca oraz na jednej stacji 23 lipca (AM9). Epizod fotochemiczny w pierwszym dniu charakteryzował się typowym dobowym przebiegiem z maksymalnymi stężaniami ozonu w godzinach popołudniowych przy jednoczesnym spadku stężeń ditlenku azotu, w drugim dniu stężenia już zaczęły spadać w związku ze zmianą warunków meteorologicznych (rys. 76 a). W czasie epizodu odnotowano stosunkowo niskie stężania prekursorów ozonu tj. tlenków azotu oraz monotlenku węgla (rys. 64 b). Podczas

pierwszego dnia epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci wysokich temperatur w godzinach popołudniowych rzędu 24 - 36,5°C i niskiej wilgotności w powietrza rzędu 34 - 56% w godzinach popołudniowych oraz dużym natężeniem promieniowania słonecznego, w drugim dniu epizodu temperatura zaczęła spadać oraz zmniejszył się dopływ promieniowania słonecznego (rys. 76-77). Na większości stacji dominował wiatr z sektora północno-zachodniego (rys. 79). W ciągu dnia dominowała równowaga chwiejna bądź lekko chwiejna atmosfery, co powodowało powstawanie silnej konwekcji w ciągu dniu (rys. 80). Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie wysokiej wysokości warstwy mieszania co pozwalało na intensywne wymianę mas powietrza i znaczna produkcję ozonu (rys. 80-81). Podczas epizodu fotochemicznego Polska znalazła się w zasięgu odziaływania rozbudowanego układu antycyklonalnego pochodzącego z centrum nad Alpami (rys. 81). Trajektorie wsteczne uzyskane z modelu HYSPLIT pokazały, iż potencjalnie 22 lipca nastąpiła adwekcja mas powietrza z południa, a 23 lipca z południowego - zachodu (rys. 81). Niekorzystnie warunki meteorologiczne przyczyniły się do zwiększonej produkcji ozonu w związku ze zwiększoną emisja prekursorów ozonu tj. tlenków azotu oraz monotlenku węgla m.in. z pojazdów silnikowych.

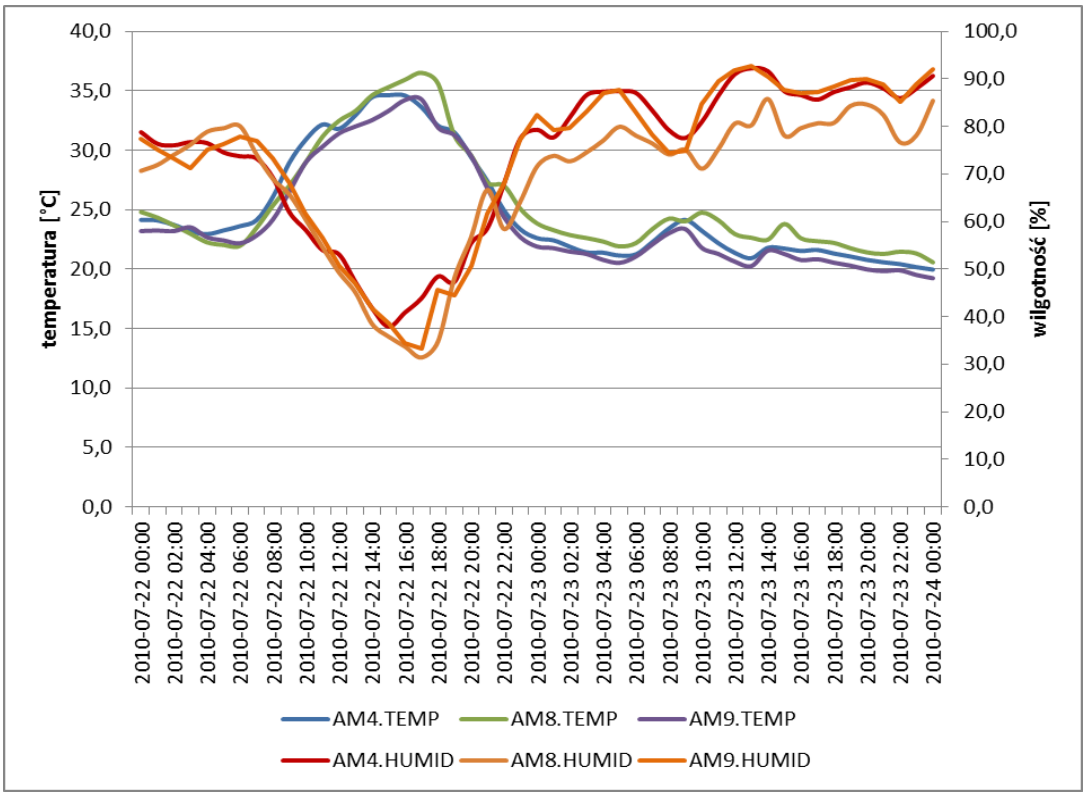
a)



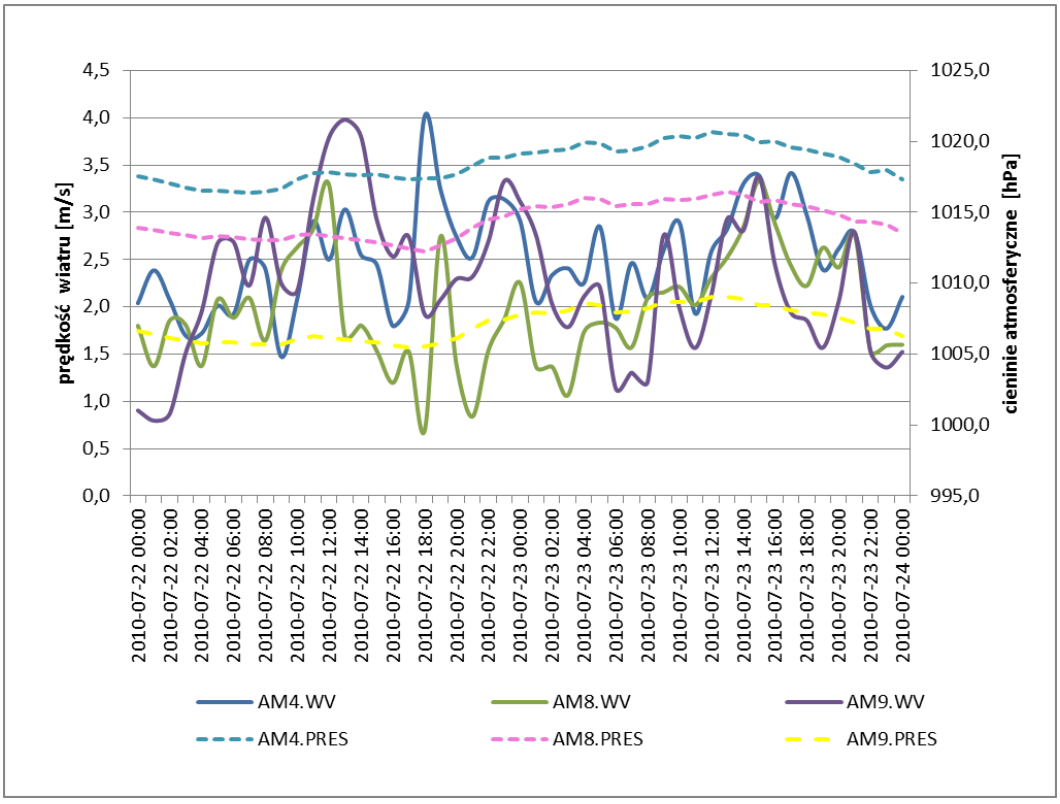
b)



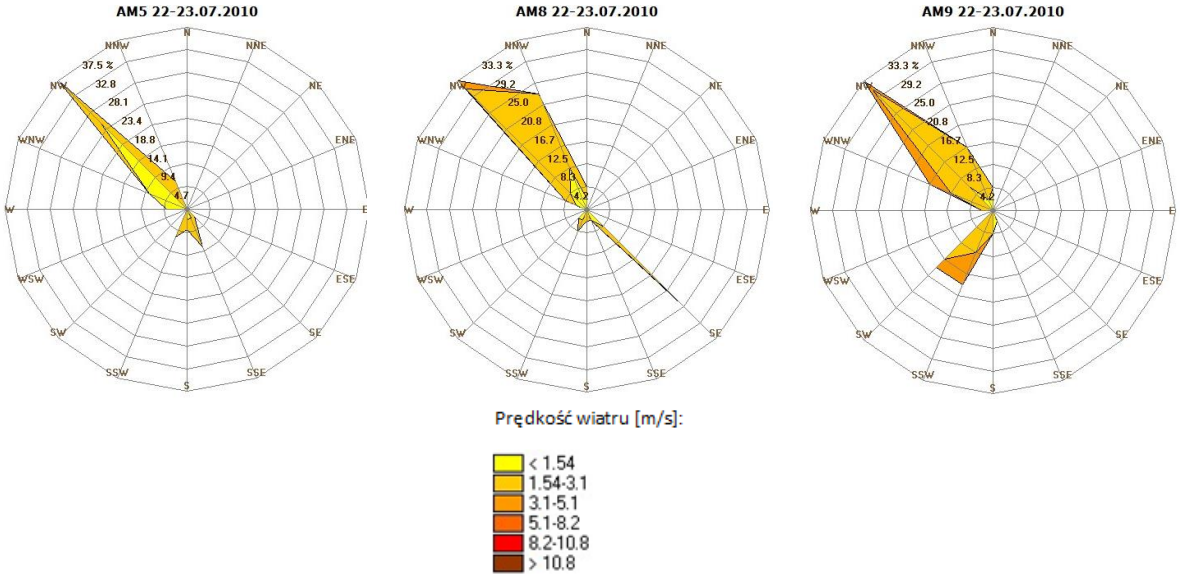
Rys. 76. Zmienność stężeń a) ozonu i ditlenku azotu oraz wielkość nasłonecznienia oraz b) prekursorów ozonu na przykładzie stacji AM4 w Gdyni Pogórzu podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 77. Zmienność temperatury i wilgotności podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.

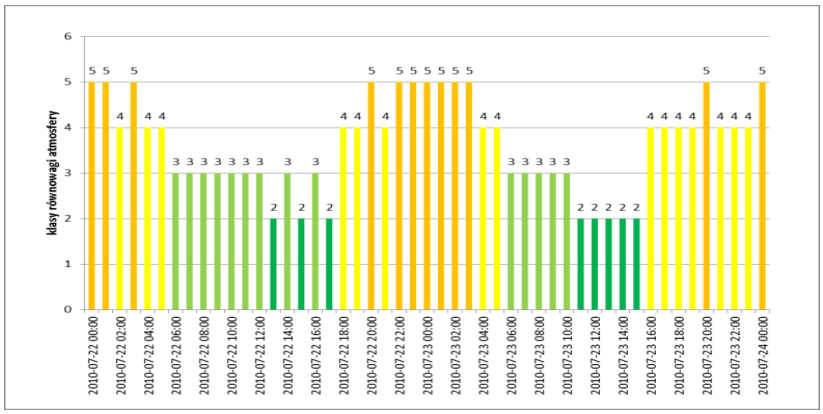


Rys. 78. Zmienność prędkości wiatru i ciśnienia atmosferycznego podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.

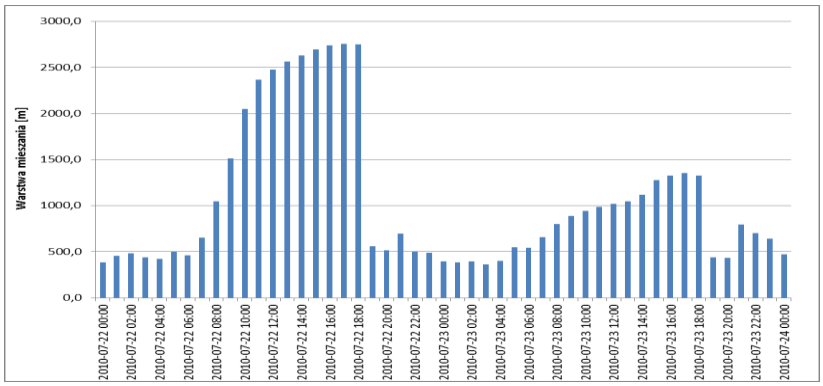


Rys. 79. Róże wiatrów podczas epizodu wysokich ozonu stężeń 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.

a)

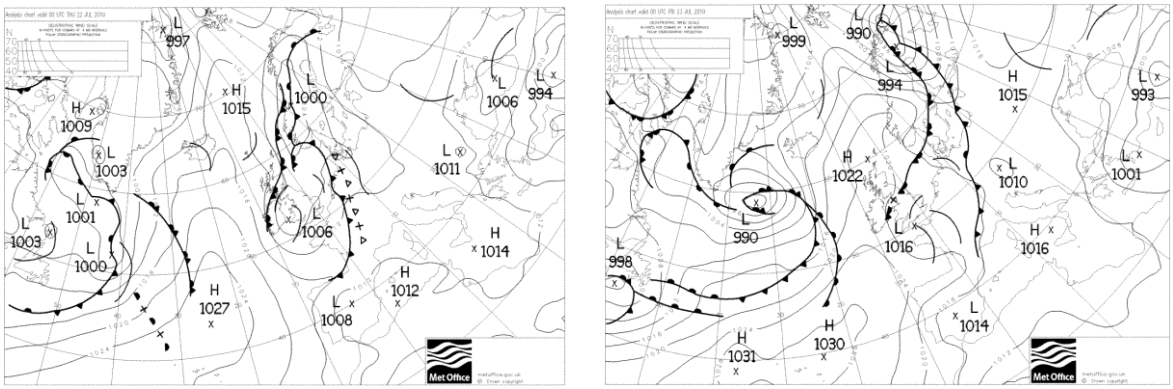


b)

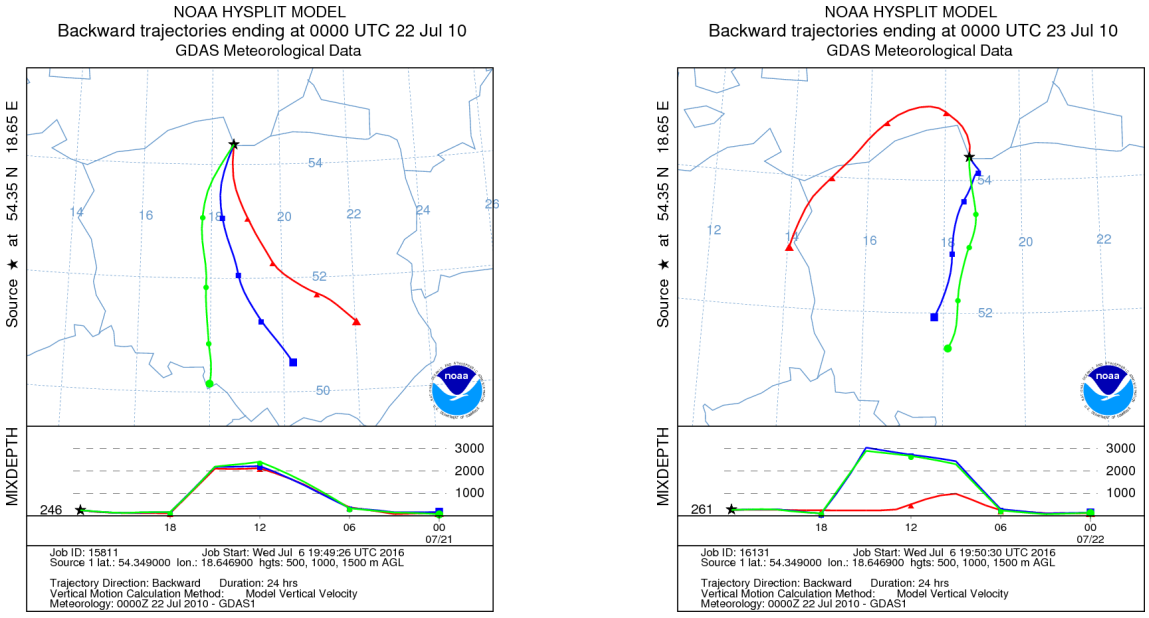


Rys. 80. Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszania podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.

a)



b)



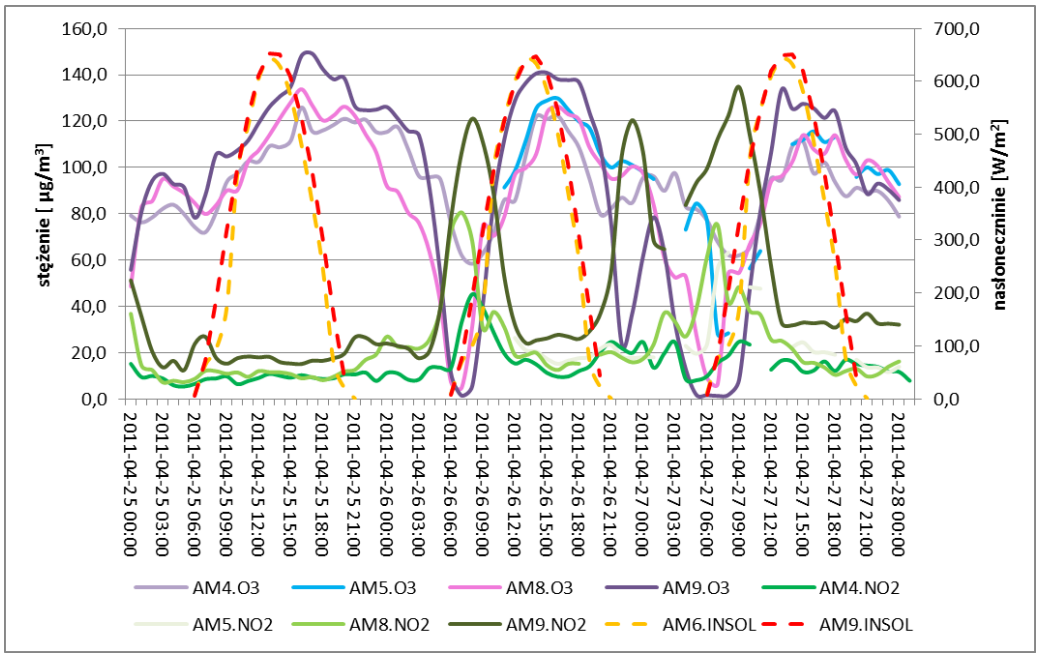
Rys. 81. Mapa synoptyczna (a) i trajektorie wsteczne mas powietrza (b) dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 22-23.07.2010 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT: http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).

Charakterystyka meteorologiczna epizodu wysokich stężeń ozonu 25-27.04.2011 r.

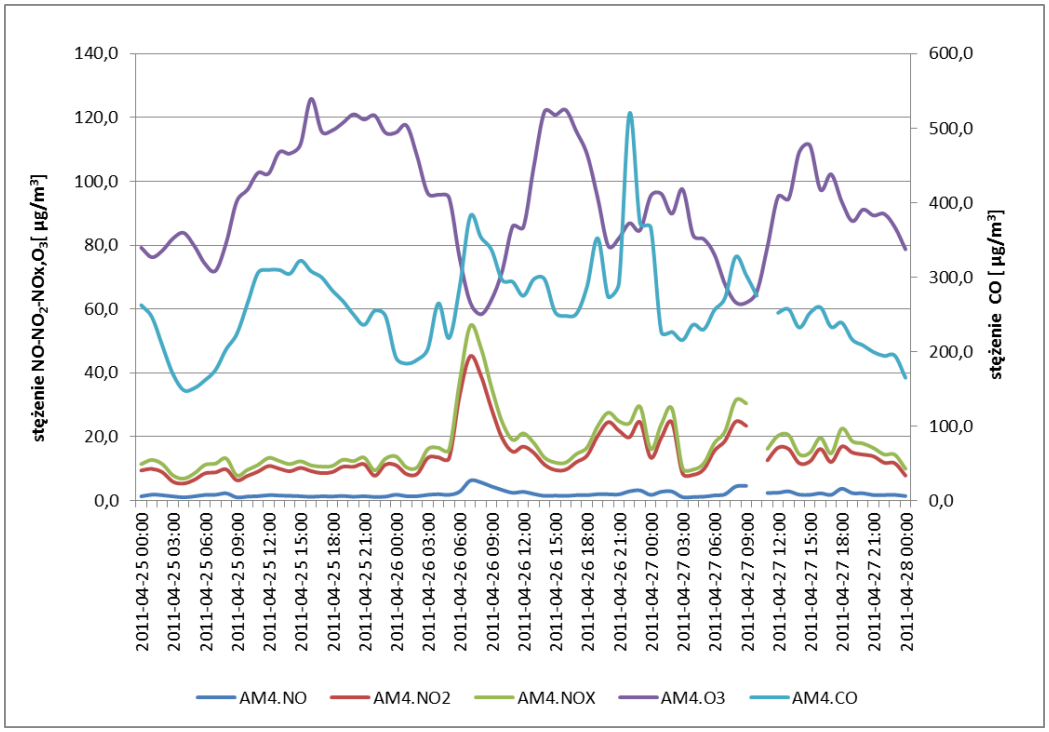
Podczas trzydniowego epizodu wystąpiło przekroczenie wartości docelowej ozonu na dwóch stacjach w dniu 25 kwietnia (AM4, AM9) i 26 kwietnia (AM5, AM9) oraz na jednej stacji 27 kwietnia (AM9). Epizod fotochemiczny charakteryzował się typowym dobowym przebiegiem z maksymalnymi stężaniami ozonu w godzinach popołudniowych przy jednoczesnym spadku stężeń ditlenku azotu (rys. 82 a). W czasie epizodu odnotowano

podwyższone stężania prekursorów ozonu tj. tlenków azotu oraz monotlenku węgla (rys. 82 b). Podczas epizodu wystąpiły niekorzystne warunki meteorologiczne w postaci wysokich temperatur w godzinach popołudniowych rzędu 16 - 21 °C i niskiej wilgotności w powietrza rzędu 32 - 63 % w godzinach popołudniowych oraz dużym natężeniem promieniowania (rys. 82-83). Na większości stacji dominował wiatr z sektora północnego i północno – północno - zachodniego (rys. 85). W ciągu dnia dominowała równowaga chwiejna bądź lekko chwiejna atmosfery, co powodowało powstawanie silnej konwekcji w ciągu dniu (rys. 80). Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie wysokiej wysokości warstwy mieszania, co pozwalało na intensywne wymianę mas powietrza i znaczną produkcję ozonu (rys. 86-87). Podczas epizodu fotochemicznego Polska znalazła się w zasięgu odziaływania rozbudowanego układu antycyklonalnego pochodzącego z centrum nad Polską, a 27 kwietnia z centrum nad Szwecją (rys. 87). Trajektorie wsteczne uzyskane z modelu HYSPLIT pokazały, iż potencjalnie 25-27 kwietnia nastąpiła adwekcja mas powietrza z południowego – wschodu znad Ukrainy (rys. 87). Niekorzystnie warunki meteorologiczne przyczyniły się do zwiększonej produkcji ozonu w związku ze zwiększoną emisją prekursorów ozonu m.in. tlenków azotu oraz monotlenku węgla np. z pojazdów silnikowych.

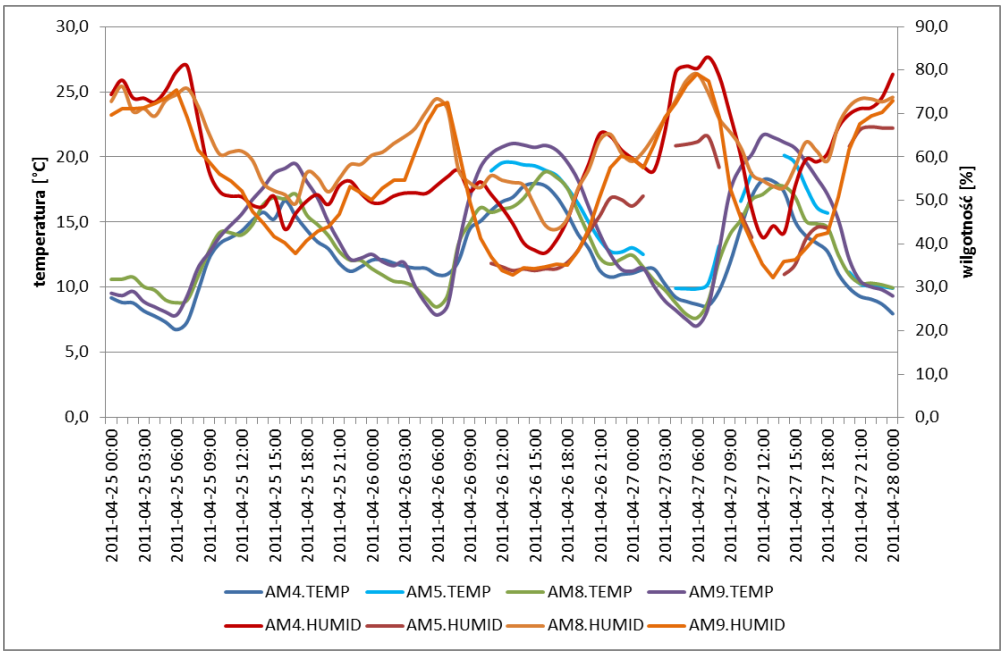
a)



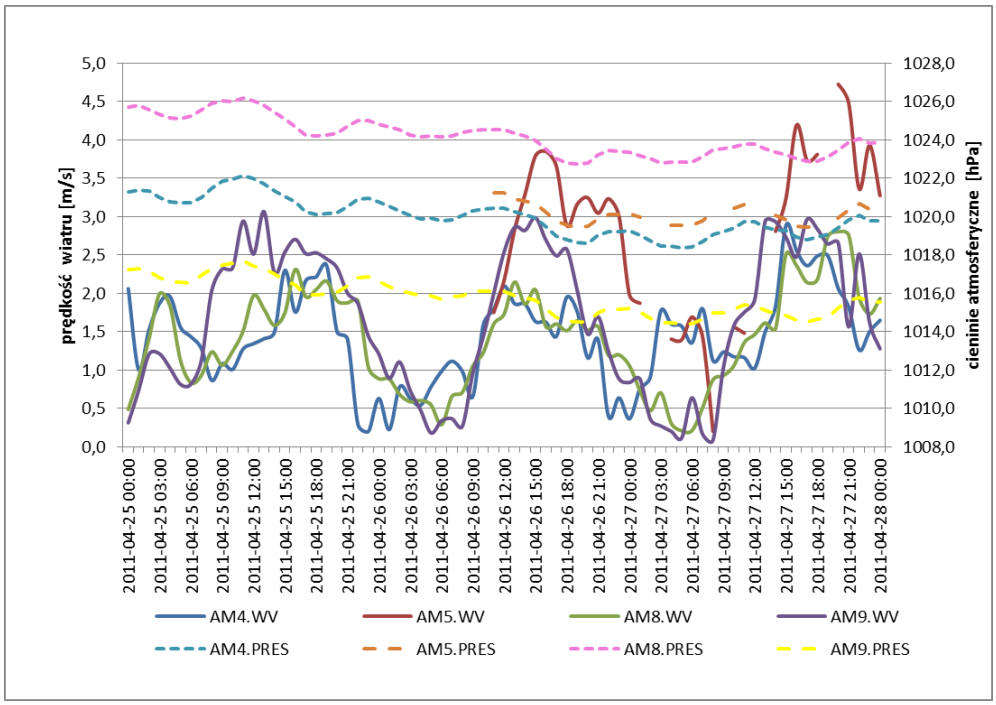
b)



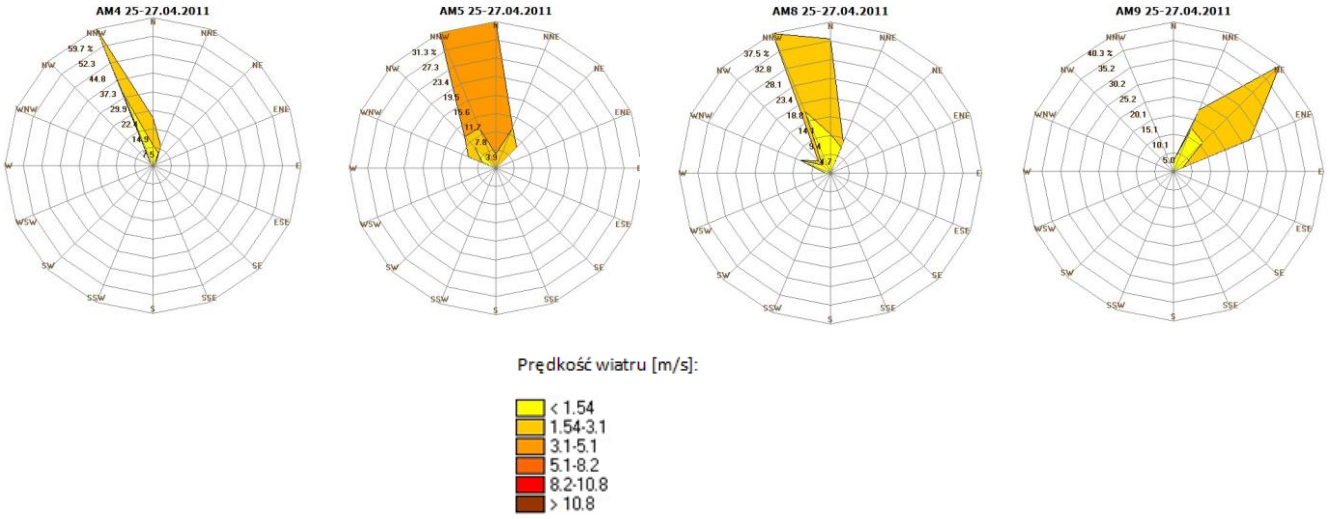
Rys. 82. Zmienność stężeń a) ozonu i ditlenku azotu oraz wielkość nasłonecznienia oraz b) prekursorów ozonu na przykładzie stacji AM4 w Gdyni Pogórzu podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.



Rys. 83. Zmienność temperatury i wilgotności podczas epizodu wysokich stężeń 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.

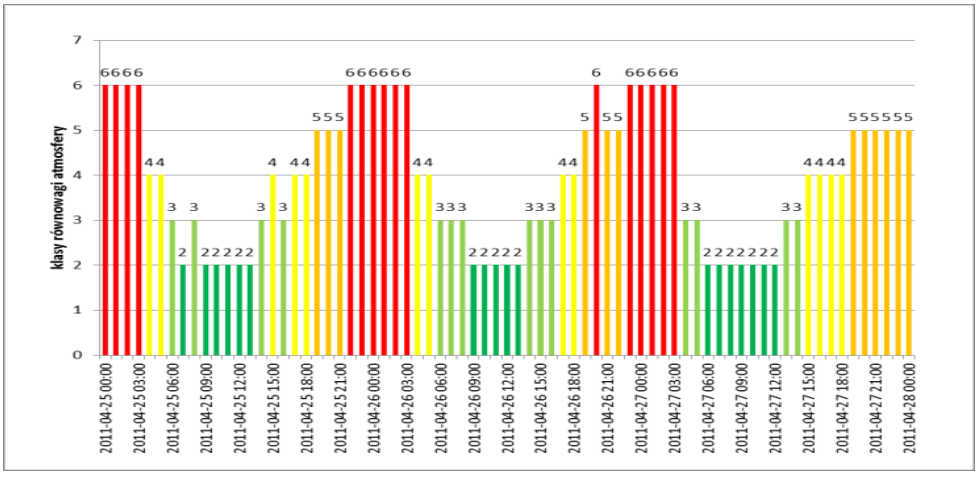


Rys. 84. Zmienność prędkości wiatru i ciśnienia atmosferycznego podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.

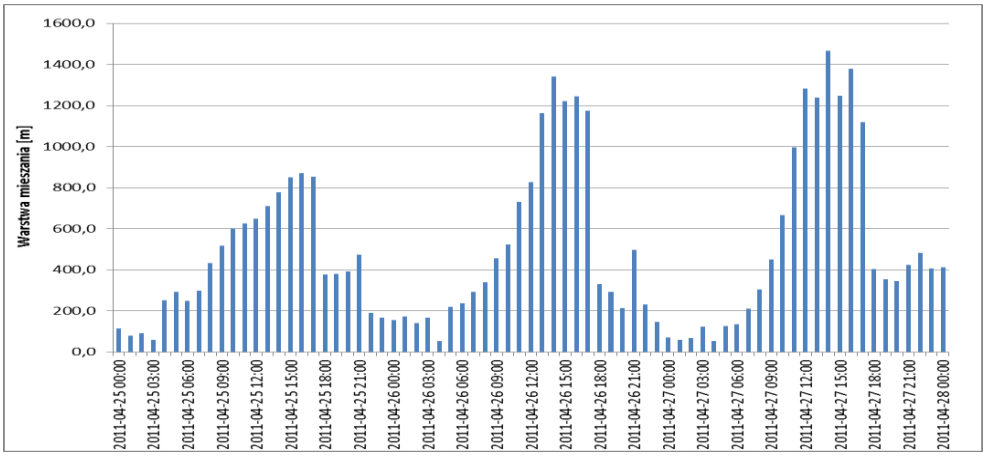


Rys. 85. Róże wiatrów synoptycznej podczas epizodu wysokich ozonu stężeń 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.

a)

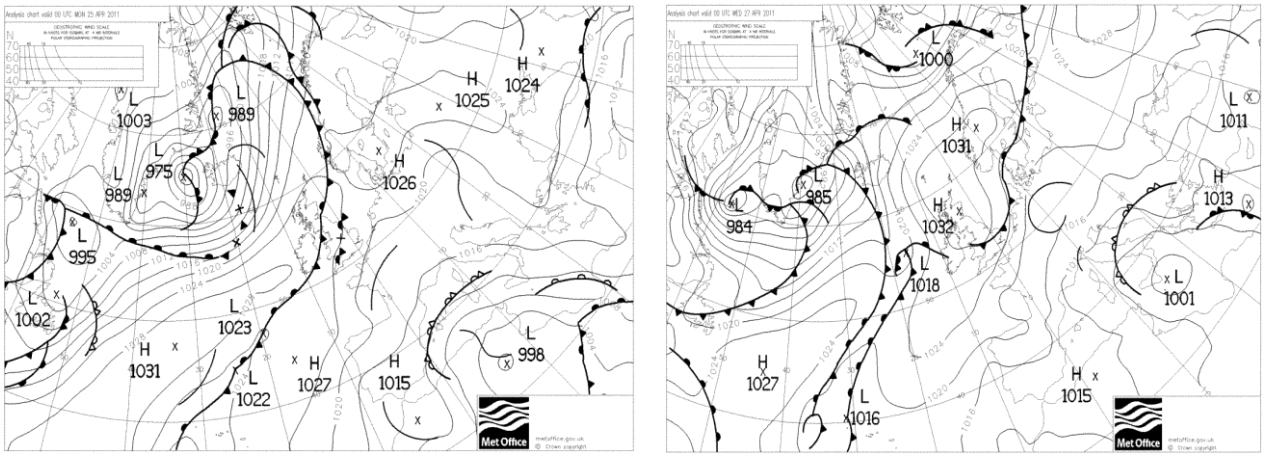


b)

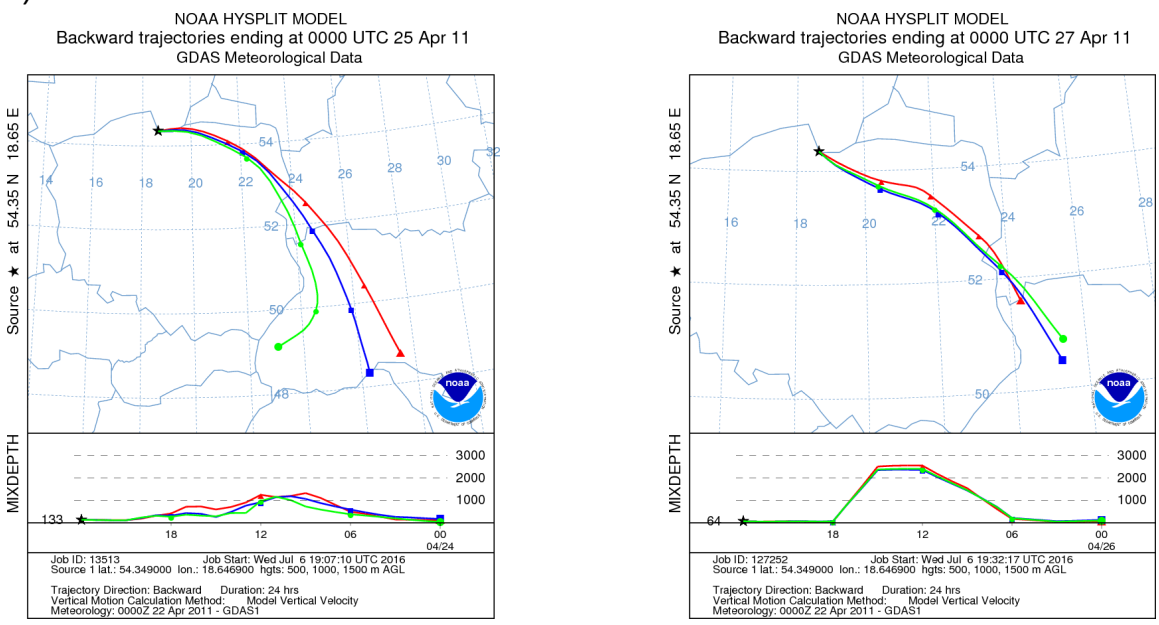


Rys. 86. Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna , 3-lekko chwiejna, 4- obojętna , 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszania podczas epizod wysokich stężeń PM_{10} 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.

a)



b)



Rys. 87. Mapa synoptyczna (a) i trajektorie wsteczne mas powietrza (b) dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 25-27.04.2016 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).

3.6.3.1 Podsumowanie relacji między warunkami meteorologicznymi imisją zanieczyszczeń

Wyniki obliczeń statystycznych pozwalają zaobserwować następujące zależności zanieczyszczeniami powietrza a parametrami meteorologicznymi.

W sezonie grzewczym i letnim pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} a temperaturą istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem temperatury wzrastają poziomy stężeń czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza. Podobnie jest w sezonie letnim pomiędzy SO_2, NO_2, CO, O_3 a temperaturą występuje korelacja ujemna dla większości stacji, co oznacza iż wraz ze spadkiem temperatury wzrastają stężenia SO_2, NO_2, CO, O_3. Z kolei w sezonie letnim pomiędzy pyłem zawieszonym PM_{10} a temperaturą dla większości stacji korelacja jest dodatnia. Zależność jest silniejsza w sezonie grzewczym pomiędzy temperaturą a wszystkimi zanieczyszczeniami powietrza.

W sezonie grzewczym i letnim pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} a ciśnieniem atmosferycznym występuje korelacja dodatnia dla większości stacji, co oznacza, iż wraz ze wzrostem ciśnienia wzrastają stężenia wzrastają poziomy stężeń czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza, przy czym nieznacznie silniejsza korelacja była w sezonie grzewczym. Z kolei pomiędzy O_3 a ciśnieniem w sezonie grzewczym wystąpiła słaba korelacja ujemna, a w sezonie letnim korelacja umiarkowana dodatnia.

W obu sezonach pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} a prędkością wiatru istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem prędkości wiatru wzrastają stężenia czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza, przy czym nieznacznie silniejsza korelacja była w sezonie grzewczym. W przypadku ozonu w obu sezonach pomiędzy ozonem a prędkością wiatru występuje korelacja dodatnia.

W sezonie grzewczym pomiędzy NO_2, CO, PM_{10} a wilgotnością istnieje korelacja dodatnia, co oznacza iż wraz ze wraz wzrostem wilgotności wzrastają stężenia trzech wymienionych zanieczyszczeń powietrza. Z kolei w sezonie grzewczym SO_2,O_3 a wilgotnością istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze wraz spadkiem wilgotności wzrastają stężenia SO_2 i O_3. W sezonie letnim pomiędzy SO_2, NO_2, PM_{10}, O_3 a wilgotnością istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze wraz spadkiem wilgotności wzrastają stężenia trzech wymienionych zanieczyszczeń powietrza (tab. 30 i załącznik nr 10). Natomiast w sezonie letnim pomiędzy CO a wilgotnością korelacja nie daje jednoznacznych wyników dla

wszystkich analizowanych lat, słaba korelacja jest dodatnia w roku 2008 i latach 2010-2012, podczas gdy w 2009 roku występuje słaba korelacja ujemna.

Analiza epizodów została przygotowana w oparciu przegląd literatury w tym zakresie zarówno dla obszaru Polski [141-144] jak na świecie [145-147]. W analizowanym pięcioleciu najwięcej odnotowano epizodów krótkich jednodniowych oraz dwudniowych 39 przypadków. Najmniej odnotowano epizodów bardzo długich od 5 do 10 dni tj. od 1-2 przypadków. W środkowym przedziale wystąpiły się 3 i 4 dniowe epizody, gdzie odnotowano odpowiednio 19 i 11 przypadków. Najwięcej epizodów PM_{10} wystąpiło w okresie chłodnym głównie grudniu, styczniu oraz w lutym. Szczegółowa analiza epizodów wysokich stężeń pyłu PM_{10} pozwoliła zidentyfikować czynniki meteorologiczne sprzyjające ich wystąpieniu. Podczas wszystkich epizodów PM_{10} zostały odnotowane ujemne temperatury powietrza poniżej- 5°C oraz przez większość czasu niskie prędkości wiatru rzędu 1-3 m/s. Wiążąc występowanie wysokich stężeń PM_{10} z warunkami cyrkulacyjnymi zaobserwowano dominację układów antycyklonach dla większości epizodów. Natomiast kierunek adwekcji mas powietrza był zróżnicowany. W czasie trwania wszystkich epizodów występowała głównie lekko stała bądź stała równowaga atmosfery, szczególnie w godzinach nocnych, hamująca pionowe ruchy powietrza przyczyniając się do wzrostu stężeń pyłu. Podczas epizodów odnotowano występowanie niewielką wysokość warstwy mieszania poniżej 200 m powodując uwięzienie zanieczyszczeń powietrza blisko powierzchni ziemi. Szczegółowa analiza epizodów wysokich stężeń pyłu PM_{10} w aglomeracji gdańskiej z pewnością może zostać wykorzystana do opracowywania planu działań krótkoterminowych, przygotowania prognoz krótkoterminowych zanieczyszczeń powietrza oraz stanowić źródło informacji do podejmowania decyzji przez władze lokalne w zakresie zarzadzania jakością powietrza.

Analiza epizodów ozonu została przygotowana w oparciu przegląd literatury w tym zakresie zarówno dla obszaru Polski [141] jak na świecie [148-149]. W okresie 2008-2012 odnotowano zróżnicowaną liczbę przekroczeń stężeń 8 h kroczących ozonu. Najwięcej przekroczeń odnotowano na stacji AM8 w Gdańsku Wrzeszczu 10 dni w 2009 roku i AM9 w Gdyni Dąbrowie 8 dni w 2011 roku przy dopuszczalnych 25 dniach w roku (tab. 39). Na pozostałych stacjach odnotowano od 1 do 5 dni z przekroczeniami ozonu, a w 2012 roku na trzech stacjach (AM5, AM8, AM9) nie odnotowano w ogóle przekroczeń. W aglomeracji

gdańskiej w latach 2008-2012 nie zanotowano ani jednego przypadku wystąpienia stężenia ozonu powyżej poziomu informowania. Wszystkie epizody występują w sezonie letnim od kwietnia do września. W analizowanym pięcioleciu najwięcej odnotowano epizodów krótkich 1 dniowych, tj. 17 przypadków, znacznie mniej 2 dniowych 4 przypadki oraz 1 przypadek 3 dniowego. Najwięcej epizodów w analizowanym pięcioleciu wystąpiło w kwietniu, maju oraz lipcu. W analizowanym pięcioleciu odnotowano 2 typy epizodów fotochemicznych. Pierwsze z nich to epizody wiosenne (marzec - maj) chrakteryzujące się znacznym stężeniem ozonu przy jednoczesnym wysokim tle prekursorów ozonu, kiedy temperatury i promieniowanie nie są zbyt wysokie, ale szybko rosną z dnia na dzień oraz drugi tzw. typowy letni epizod (czerwiec - sierpień) wysokie stężania ozonu przy stosunkowo niskim tle prekursorów charakteryzujący się wysoka temperaturą i promowaniem słonecznym [141]. Szczegółowa analiza epizodów wysokich stężeń ozonu pozwoliła zidentyfikować czynniki meteorologiczne sprzyjające ich wystąpieniu. Podczas większości epizodów odnotowano wysoko temperaturę powyżej 20°C, niską wilgotność oraz dużym natężeniem promieniowania słonecznego. Innym ważnymi czynnikiem meteorologicznym wpływającym na wysokie stężenia ozonu są niskie prędkości wiatru rzędu 1-3 m/s oraz brak opadów atmosferycznych. Rozpatrując związek wysokich stężeń ozonu z warunkami cyrkulacyjnymi zaobserwowano występowanie układów antycyklonach dla wszystkich epizodów.

Kolejnym czynnikiem meteorologicznym wpływającym na występowanie epizodów ozonu jest termodynamiczna równowaga atmosfery. W czasie wszystkich dominowała równowaga chwiejna bądź lekko chwiejna atmosfery, która warunkach stabilnego układu wyżowego przyczyniła się do dużego dopływu promieniowania słonecznego powodując występowanie wysokich temperatur oraz silne konwekcyjne ruchy powietrza. Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie dużej miąższości warstwy mieszania co pozwalało na intensywne wymianę mas powietrza i znaczna produkcję ozonu.

3.8 Analiza przestrzennej zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej z wykorzystaniem geograficznych systemów informacji

3.8.1 Zastosowanie GIS w mobilnym monitoringu wzdłuż szlaków komunikacyjnych

Istniejące systemy monitoringowe kontrolujące zanieczyszczenia powietrza, zarówno automatyczne, jak i manualne, zazwyczaj dotyczą pomiarów stacjonarnych, które są związane określonym miejscem przestrzeni w otoczeniu tego punktu. Obecnie dąży się do tworzenia coraz bardziej większej miniaturyzacji sprzętu oraz do jego mobilności [150-151]. Mobilny system monitoringu pomiaru zanieczyszczeń został stworzony w ramach projektu badawczo - rozwojowego finansowanego przez Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Gdańsku nr WFOŚ/D/201/210/2007, realizowanego przez Wydział Elektroniki i Telekomunikacji Politechniki Gdańskiej wraz z Fundacją ARMAAG przy współpracy z Katedrą Chemii Analitycznej PG. Wramach projektu opracowano i wykonano Stację Pomiarową ARPOL2008 będącą elementem systemu mobilnego systemu monitoringu (Mobile Monitoring System) realizowanego wzdłuż arterii komunikacyjnych [152-153]. Na podstawie kilku stacji trudno jest określić wartości stężeń dla całego obszaru miasta. Mobilny Systemu Monitoringu stanowi doskonałe narzędzie uzupełniające pozwalające wykonać pomiary imisji w ruchu w dowolnym miejscu i czasie [154]. Po zbudowaniu MJP w pierwszej kolejności zostały przeprowadzone badania ekwiwalentności zastosowanej metody pomiarowej z wynikami referencyjnych analizatorów pochodzących ze stacji automatycznego monitoringu, będących częścią sieci Fundacji Agencji Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej przeprowadzono dwie serie pomiarowe. W niniejszym rozdziale zaprezentowano dane z kampanii pomiarowej w 2008 roku. Wyniki analiz zostały opracowane przy pomocy oprogramowania GIS-wego (ArcGIS). Interpolacja przestrzenna jest jedną z ważniejszych metod obliczeniowych w systemach geoinformacyjnych.

Interpolacja jest swojego rodzaju przewidywaniem, jaka jest wartość zmiennej w punkcie, dla którego nie mamy danych pomiarowych. Interpolacja może być stosowana do analizy danych wykazujących cechę ciągłości. Istnieje wiele metod interpolacji powierzchni. Dobór metody zależy od charakteru danych, gdyż każda metoda ma odmienny algorytm, a

zatem może dać zupełnie inny wynik [155-156]. Metody interpolacji przestrzennej można podzielić na **deterministyczne**, modelujące powierzchnię w sposób jednoznacznie określonymi funkcjami matematycznymi oraz **stochastyczne** (geostatystyczne), uwzględniające koncepcję zmienności losowej interpolowanej powierzchni. Do drugiej grupy należą przede wszystkim różne odmiany krigingu, a do pierwszej m.in. metoda triangulacji (*Triangulation*), metoda naturalnego sąsiada (*Natural Neighbourhood),* metoda najbliższego sąsiada (*Nearest Neighbourhood*) czy metoda odwrotnych odległości (*IDW - Inverse Distance Weighting*) [155-158].

Inny podział metod interpolacji rozróżniania metody **globalne** i **lokalne**. Metody globalne dokonują interpolacji jedną funkcją matematyczną na podstawie danych ze wszystkich punktów ze zbioru pomiarowego. Służą szczególnie do ukazania ogólnych trendów w całym zbiorze danych. Metody lokalne wykorzystują podczas obliczeń dane z punktów lezących w bliskim sąsiedztwie węzła interpolacji, bez uwzględnienia wpływu całego zbioru danych. Ta sama funkcja matematyczna stosowana jest wielokrotnie do lokalnych zbiorów danych pomiarowych, co ma zapewnić jej lepsze dopasowanie.

Istnieje także podział na funkcje interpolacyjne **wierne** i **wygładzające**. W przypadku tych pierwszych, jeśli punkt, w którym szacowana jest wartość funkcji (punkt estymacji) wypada w punkcie pomiaru, pozostawiana jest wartość oryginalna. Wszystkie dane pomiarowe są ściśle uwzględniane, tak, że znajdują się dokładnie na powierzchni interpolacji. W przypadku funkcji wygładzających, jeśli punkt estymacji wypada w punkcie pomiaru, wyniki estymacji i pomiaru mogą się różnić. Dane pomiarowe nie są ściśle uwzględniane przy konstruowaniu powierzchni interpolacji. Metody wygładzające są wskazane do zastosowania w przypadku niepewności, co do jakości danych pomiarowych.

Ostatni podział, który warto odnotować dotyczy metod **ciągłych i nieciągłych**. Metody ciągłe umożliwiają płynną zmienność wartości na powierzchni między punktami pomiaru. Są one wskazane do interpolacji danych cechujących się małą lokalną zmiennością stosujemy je do prezentacji zjawisk o charakterze ciągłym ich rozkładu przestrzennego np. wysokości opadów atmosferycznych. Metody nieciągłe tworzą powierzchnie interpolacji, na których mogą występować skokowe zmiany wartości. Stosuje się je do interpolacji danych o dużej lokalnej zmienności lub danych nieciągłych (z wyraźnymi skokowymi zmianami wartości) np. do określania stref występowania danego zjawiska.

Każda z metod interpolacji ma swoje wady i zalety. Efekt zależy od charakteru danych, w jednym przypadku określona metoda bardzo dobrze pasuje, a w innym sprawdza się zupełnie inna. Wybór metody interpolacji zależy od wielu czynników m.in. od rodzaju analizy, od zróżnicowania modelowanych zjawisk jak również od metody pozyskania danych oraz określenia celu interpolacji [157-160].

Do opracowania danych w pierwszej części rozdziału wybrano Metodę Odwrotnych Odległości (*ang. IDW- Inverse Distance Weighting).* W metodzie tej wartość zmiennej w punkcie interpolacji jest wyznaczana jako średnia wagowa z otaczających punktów pomiarowych. Metoda wykorzystuje zasady przestrzennej autokorelacji. Zakłada, że największy wpływ na wartość szacowanej komórki mają punkty znajdujące się najbliżej, stąd metodę tą określa się jako lokalną. Dzięki temu odzwierciedla miejscowe zróżnicowanie interpolowanej powierzchni. Obliczając średnią wagową zakładamy, że wartość wagi jest odwrotnie proporcjonalna do odległości między punktem interpolowanym a punktem o danej wartości, co w efekcie powoduje, że wpływ danego punktu pomiarowego na wartość punktu interpolowanego jest tym mniejszy, im dany punkt pomiarowy znajduję się dalej, i wzrasta wraz ze zmniejszaniem odległości między punktami.

Wartość punktu interpolowanego obliczany jest według wzoru [161]:

$$Z = \frac{\sum_{i=l}^{n} \frac{z_i}{d_i^p}}{\sum_{i=l}^{n} \frac{1}{d_i^p}} \quad (3.1)$$

gdzie:

Z – wartość w punkcie interpolowanym,

d_i - odległość między i-tym punktem pomiarowym a punktem interpolowanym,

z_i - wartość w i-tym punkcie pomiarowym,

p – wykładnik potęgi (jeden z parametrów metody),

n – ilość punktów sąsiadujących użytych do interpolacji (drugi parametr metody).

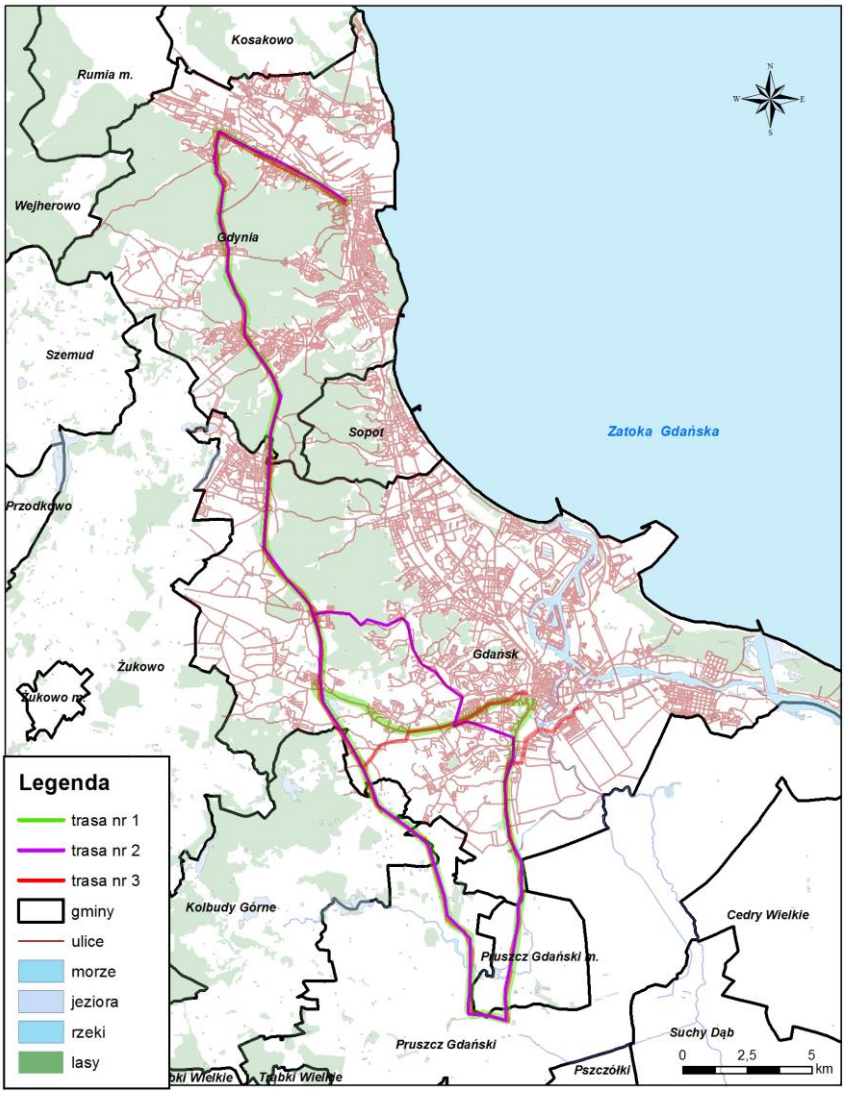
Wykładnik p jest parametrem wpływającym na zasięg oddziaływania punktów pomiarowych. Im większa wartość tego parametru tym mniejszy wpływ na wartość punktu interpolowanego mają punkty pomiarowe leżące w większej odległości. Większe wartości wykładnika p powoduje, że w interpolacji są bardziej widoczne zależności regionalne.

Pomiary urządzeniem ARPOL2008 były wykonywane wzdłuż tras uzyskując wyniki dla określonego punktu co kilka sekund z uwzględnieniem współrzędnych geograficznych, pomiarów stężeń zanieczyszczeń oraz prędkości samochodu i temperatury. Metodę tą wybrano ze względu na charakter danych, czyli bliskie położenie punktów pomiarowych, co pozwoliło pokazać lokalne zróżnicowanie stężeń zanieczyszczeń na poszczególnych odcinkach wyznaczonych tras (ronda, skrzyżowania itd.). Mobilny System dokonuje pomiaru w określonym momencie tylko w jednym ściśle określonym punkcie terenu, jednak dla uproszczenia dokonano interpolacji danych wzdłuż wyznaczonych tras w określonym dniu pomiarowym. Interpolacji dokonano wewnątrz poligonu o szerokości 100 m, gdyż analiza miała na celu zaprezentowanie obszarów bezpośrednio przy arteriach komunikacyjnych, czyli tych, które są najbardziej narażone na wysokie stężenia zanieczyszczeń. W opracowaniu do analizy przestrzennej wykorzystano oprogramowanie ArcGIS 10.3.1 wraz z rozszerzeniem ArcGIS Spatial Analyst i ArcGIS Geostatistical Analyst .

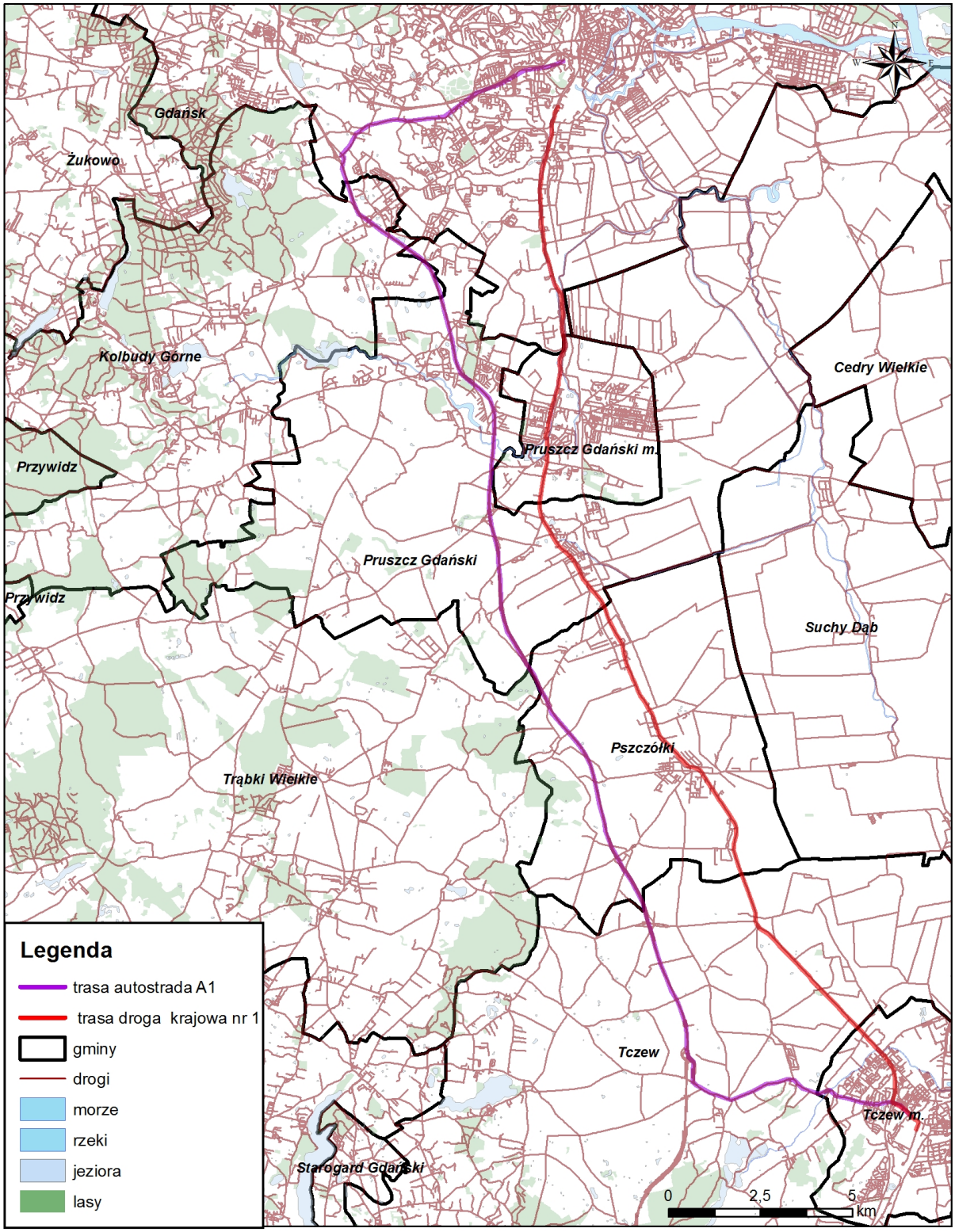
Podstawowym celem analizy jest identyfikacja obszarów o największych stężeniach zanieczyszczeń. Do analizy wzięto pod uwagę stężenia ditlenku azotu (NO_2), monotlenku (CO) i ditlenku węgla (CO_2) oraz benzenu (C_6H_6). Ponadto przeanalizowano korelację prędkości pojazdu od wartości stężeń. Wykonane analizy przy pomocy oprogramowania GIS-owego pozwolą stwierdzić jakie są wielkości stężeń na poszczególnych odcinkach tras i jakie jest ich zróżnicowanie oraz określić czy występuje zależność wysokości stężeń od prędkości pojazdu. Pomiary stężeń zostały przeprowadzone na następujących trasach: na obwodnicy Trójmiasta w godzinnych rannych i popołudniowych, Trasa Słowackiego, Armii Krajowej, Morska oraz na drodze krajowej nr 1 i autostradzie A1 na odcinku pomiędzy Gdańskiem a Tczewem. Trasy zostały zaprezentowane na poniższych mapach (rys. 88-89), a szczegółowy zakres czasowy kampanii przedstawiono w poniższej tabeli (tab. 42).

Tab. 42. Zakres czasowy i przestrzenny kampanii pomiarowej ARPOLEM w 2008 roku.

Lp.	Data i godzina	Trasa
1	31.05.2008 godz.: 7:30-09:00	Morska, Obwodnica Trójmiasta, Armii Krajowej, Trakt Św. Wojciecha
2	02.06.2008 godz.: 7:00-09:00	Morska, Obwodnica Trójmiasta, Słowackiego, Trakt Św. Wojciecha
3	02.06.2008 godz.:15:00 -17:00	Morska, Obwodnica Trójmiasta, Armii Krajowej, Trakt Św. Wojciecha
4	02.06.2008 godz.: 23:00 -00:30	Morska, Obwodnica Trójmiasta, Armii Krajowej, Trakt Św. Wojciecha
5	03.06.2008 godz.: 10:30-11:30	Droga krajowa nr 1 (odcinek pomiędzy Gdańskiem a Tczewem)
6	03.06.2008 godz.: 10:30-11:30	Autostrada A1 Droga krajowa nr 1 (odcinek pomiędzy Gdańskiem a Tczewem)



Rys. 88. Trasy pomiarowe monitorowane ARPOLEM podczas kampanii pomiarowej w 2008 roku w Trójmieście.

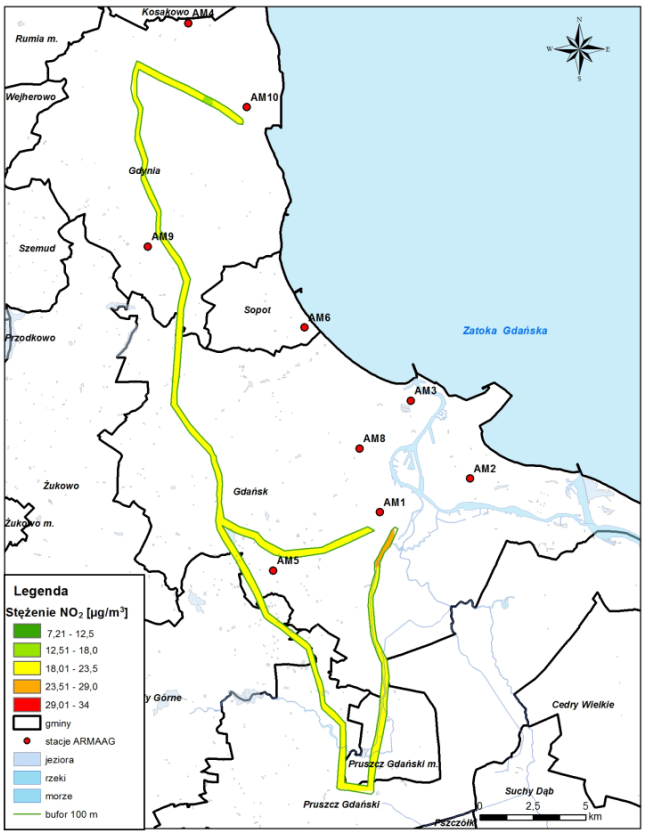


Rys. 89. Trasy pomiarowe monitorowane ARPOLEM podczas kampanii pomiarowej w 2008 roku na odcinku pomiędzy Gdańskiem a Tczewem – autostrada A1 i droga krajowa nr 1.

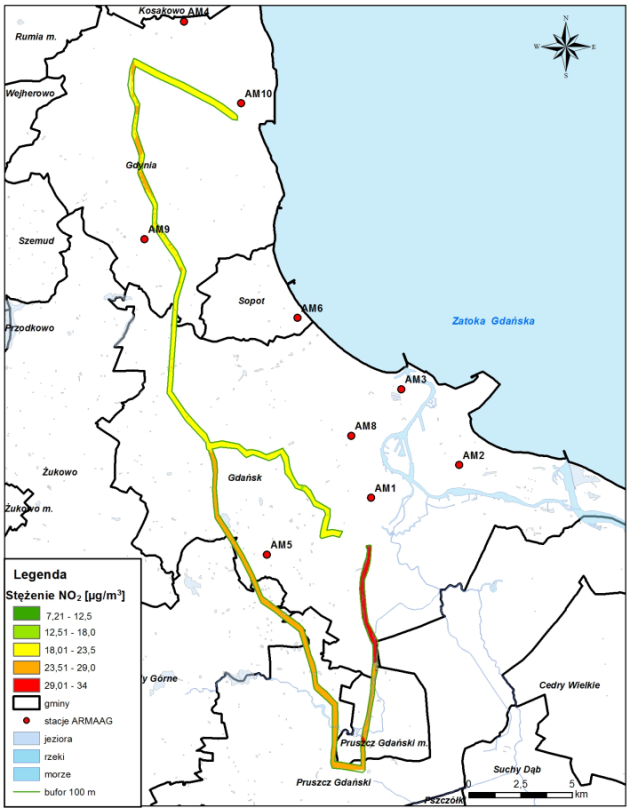
3.8.1.1 Analiza przestrzenna rozkładu ditlenku azotu

Na poniższych mapach (rys. 90- 94) zaprezentowano przestrzenny rozkład ditlenku azotu w kolejnych dniach kampanii pomiarowych wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta oraz autostrady A1 i drogi krajowej nr 1 między Gdańskiem a Tczewem.

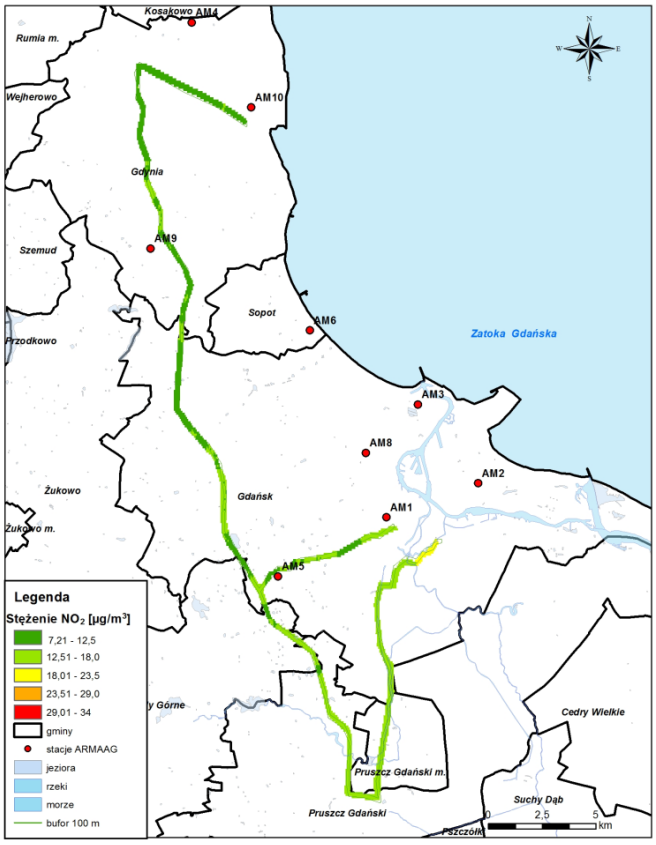
Najwyższe stężenia ditlenku azotu odnotowano podczas rannego szczytu komunikacyjnego w poniedziałek 02.06.2008 w południowej części obwodnicy Trójmiasta i traktu Św. Wojciecha (rys. 91), osiągały wartości rzędu od 23 do 34 µg/m^3. Najniższe stężenia ditlenku azotu rzędu od 7 do 23 µg/m^3 tego dnia odnotowano po południu i w nocy (rys. 92-93). W sobotę 31.05.2008 wystąpiły wartości nieznacznie niższe niż w rannym szczycie komunikacyjnym 02.06.2008. Stężenia ditlenku azotu wzdłuż autostrady A1 oraz drogi krajowej były stosunkowo niskie i wyrównane na całej trasie (rys. 94). Reasumując stężenia ditlenku azotu były niezbyt wysokie we wszystkie dni pomiarowe i wykazywały się małym zróżnicowaniem, co może być związanie m.in. z panującymi warunkami meteorologicznymi oraz prędkością pojazdu.



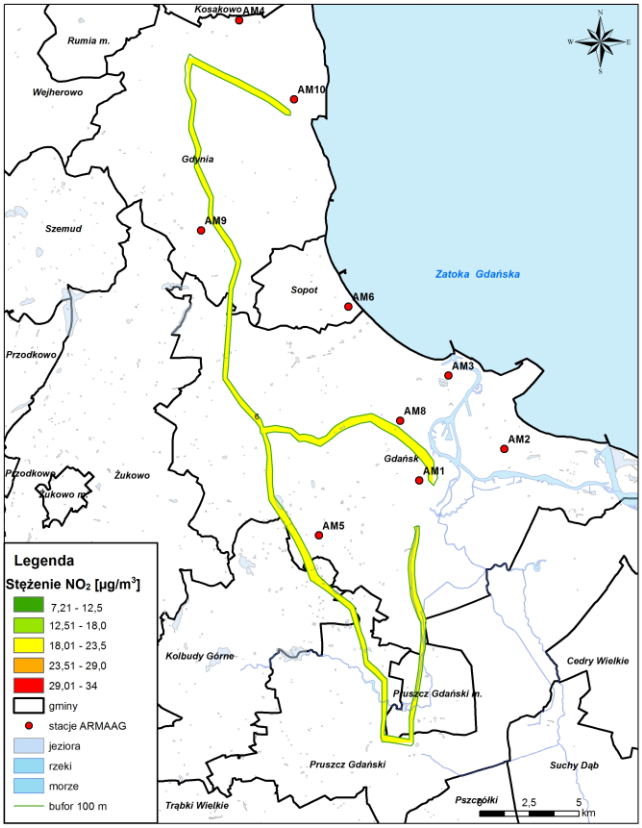
Rys. 90. Imisja ditlenku azotu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 31.05.2008 r. w godz. 07:30-09:00.



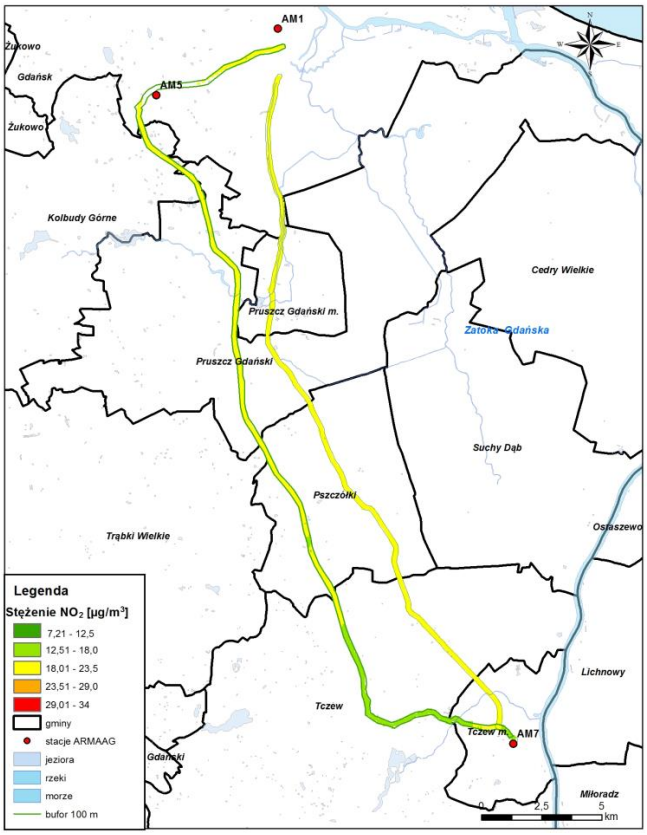
Rys. 91. Imisja ditlenku azotu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz. 07:00-09:00.



Rys. 92. Imisja ditlenku azotu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.15:00-17:00.



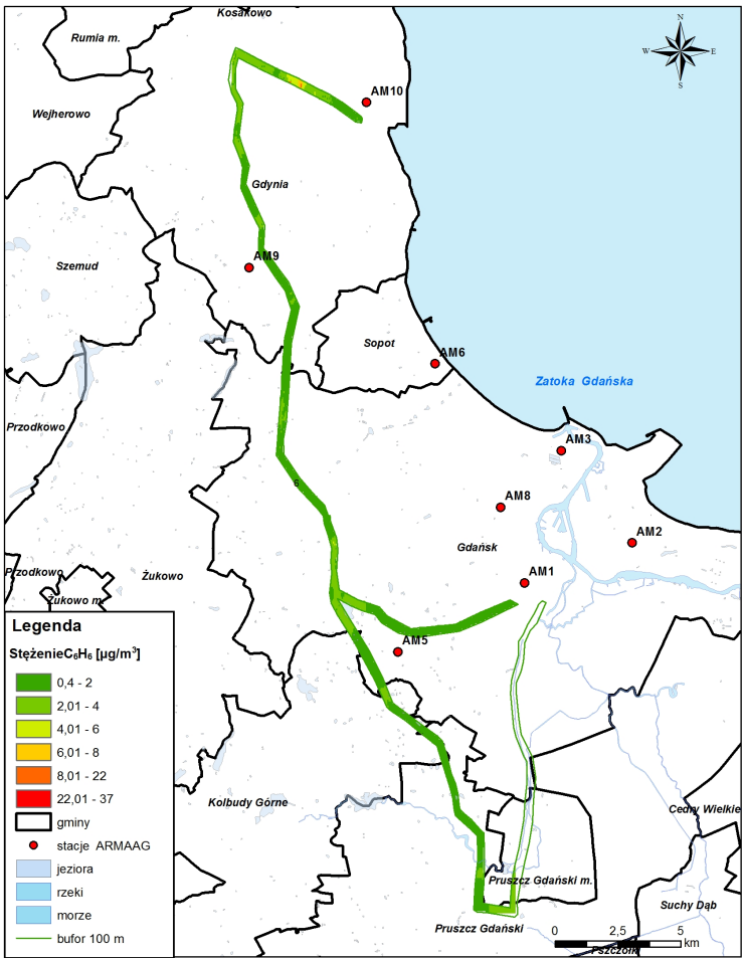
Rys. 93. Imisja ditlenku azotu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.23:00-00:30.



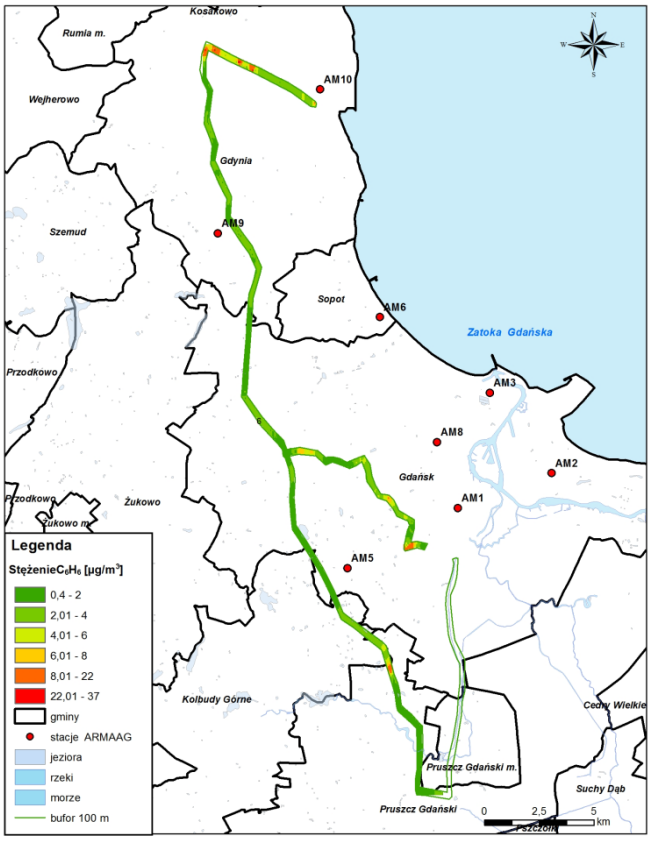
Rys. 94. Imisja ditlenku azotu wzdłuż drogi krajowej nr 1 03.06.2008 w godz. 10:30-11:30 i autostrady A1 dnia 03.03.2008 w godz.12:30-13:00.

3.8.1.2 Analiza przestrzenna rozkładu benzenu

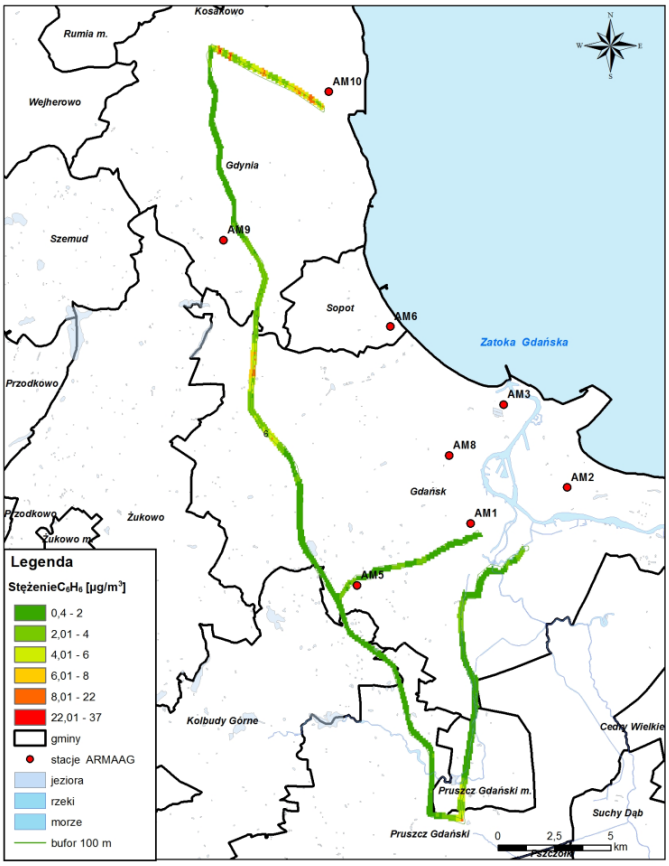
Na rysunkach 95-99 zaprezentowano przestrzenny rozkład benzenu w kolejnych dniach kampanii pomiarowych wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta oraz autostrady A1 i drogi krajowej nr 1 między Gdańskiem a Tczewem. Najwyższe stężenia benzenu wystąpiły rano 02.06.2008 oraz popołudniu tego samego dnia osiągając wartości na niektórych odcinkach trasy rzędu od 6 do 37 µg/m^3 (rys. 96-97). Najwyższe stężenia tego dnia wystąpiły na ulicy Morskiej w Gdyni, na odcinku Traktu Św. Wojciecha od strony Pruszcza Gdańskiego oraz na ulicy Słowackiego w Gdańsku. Natomiast najniższe stężenia benzenu wystąpiły w nocy 02.06.2008 osiągając wartości rzędu 0,4 do 2,0 µg/m^3 wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta, z wyjątkiem Traktu Św. Wojciecha, gdzie stężenia była wyższe na niewielkim odcinku (rys. 98). Stężenia benzenu wzdłuż autostrady A1 oraz drogi krajowej nr 1 były niskie, tylko punktowo osiągały wyższe wartości (rys. 99).



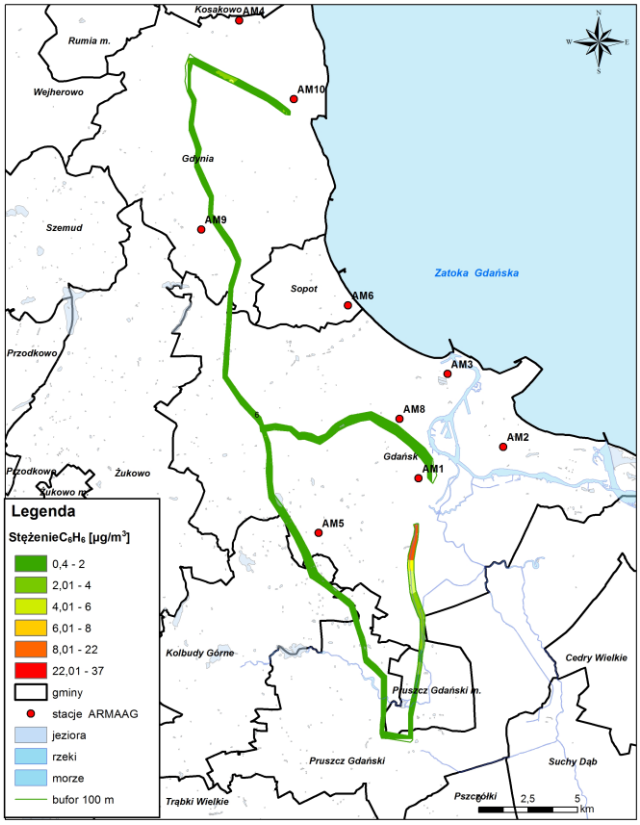
Rys. 95. Imisja benzenu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 31.05.2008 w godz. 07:30-09:00.



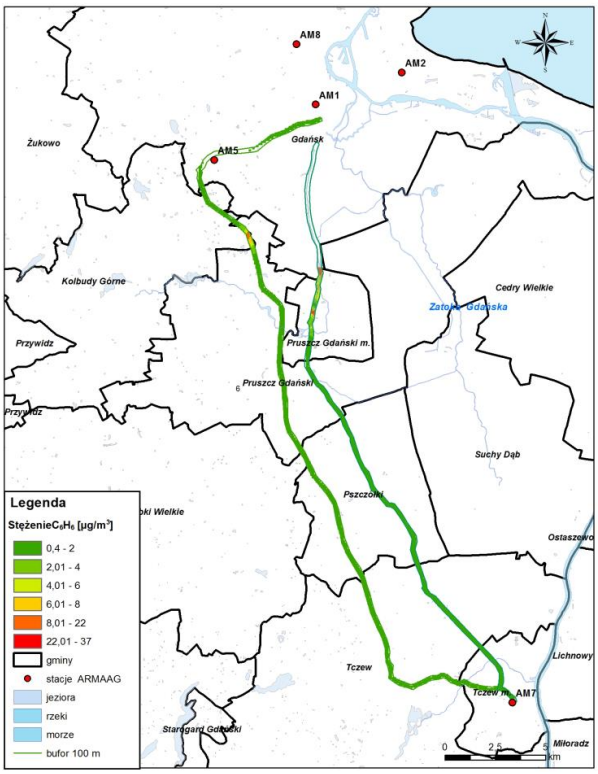
Rys. 96. Imisja benzenu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz. 07:00-09:00.



Rys. 97. Imisja benzenu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.15:00-17:00.



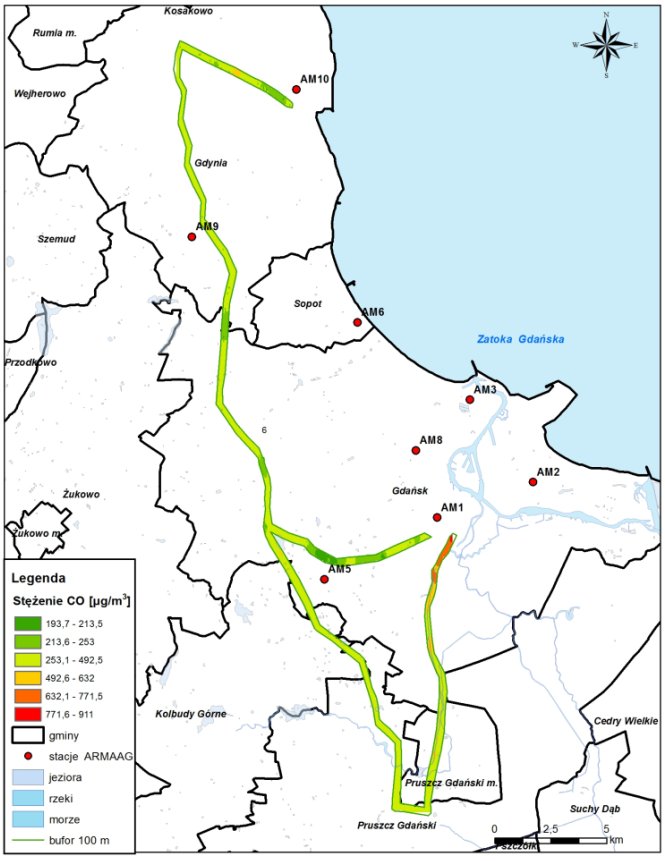
Rys. 98. Imisja benzenu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.23:00-00:30.



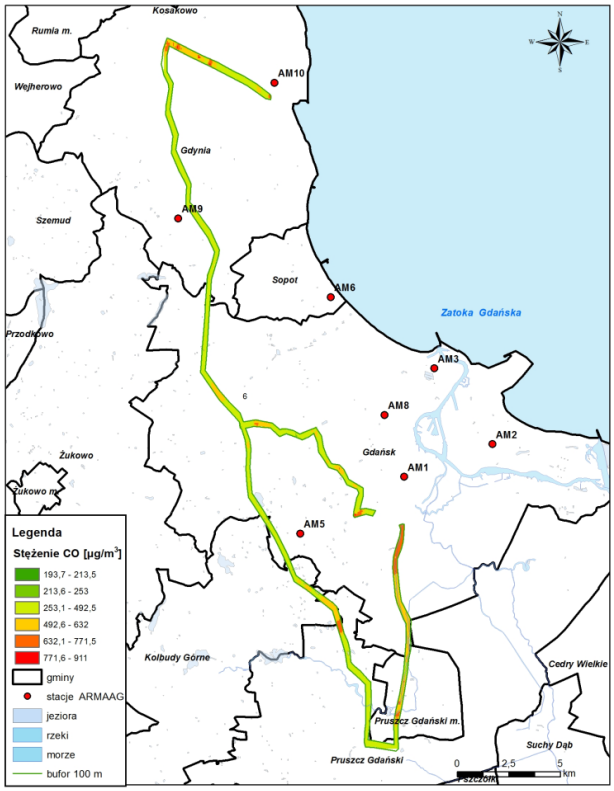
Rys. 99. Imisja benzenu wzdłuż drogi krajowej nr 1 03.06.2008 w godz. 10:30-11:30 i autostrady A1 dnia 03.03.2008 w godz.12:30-13:00.

3.8.1.3 Analiza przestrzenna rozkładu monotlenku węgla

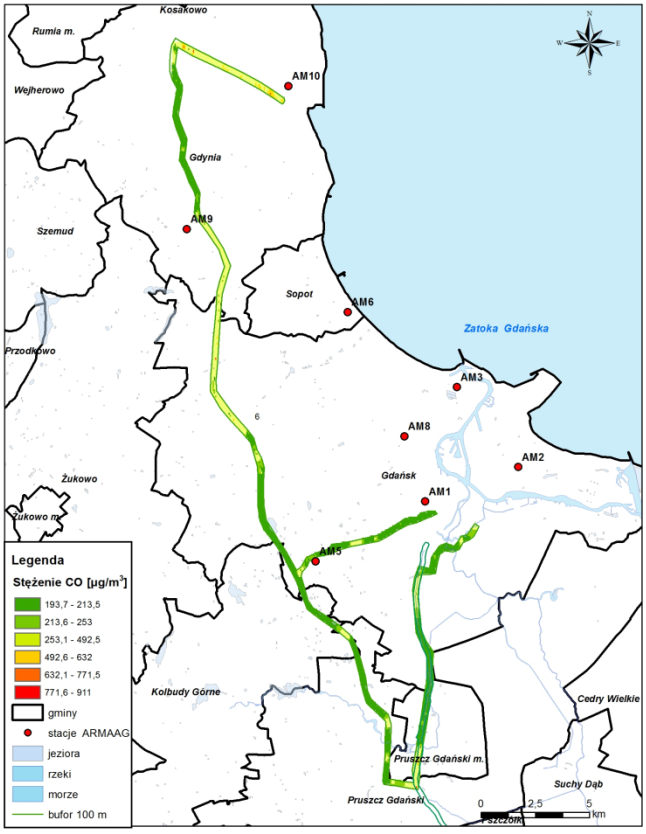
Na rysunkach 100–104 przedstawiono rozkłady stężeń CO wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta oraz autostrady A1 i drogi krajowej nr 1 między Gdańskiem a Tczewem. Najwyższe stężenie CO wystąpiły podczas rannego szczytu komunikacyjnego 2 czerwca i osiągały wartości od 492 do 911 µg/m^3 (rys. 101). Najwyższe stężenie tego dnia wystąpiło na ulicy Morskiej w Gdyni, na trakcie Świętego Wojciecha w Gdańsku oraz na odcinku Obwodnicy Trójmiasta w okolicach Jankowa Gdańskiego. Najniższa imisja tej substancji wystąpiła w nocy 02.06.2008 osiągając wartości rzędu od 32 do 555 µg/m^3, wyjątek stanowią małe fragmenty ulicy Traktu Św. Wojciecha gdzie stężenia były wyższe (rys.103). Wyniki stężeń CO wzdłuż autostrady A1 zostały w większości przypadków wyeliminowane ze względu na niestabilną pracę sensora. Stężenia monotlenku węgla wzdłuż drogi krajowej nr 1 były niskie, osiągały wyższe wartości na granicy Gdańska i Pruszcza Gdańskiego rzędu od 771 do 911 µg/m^3 (rys.104).



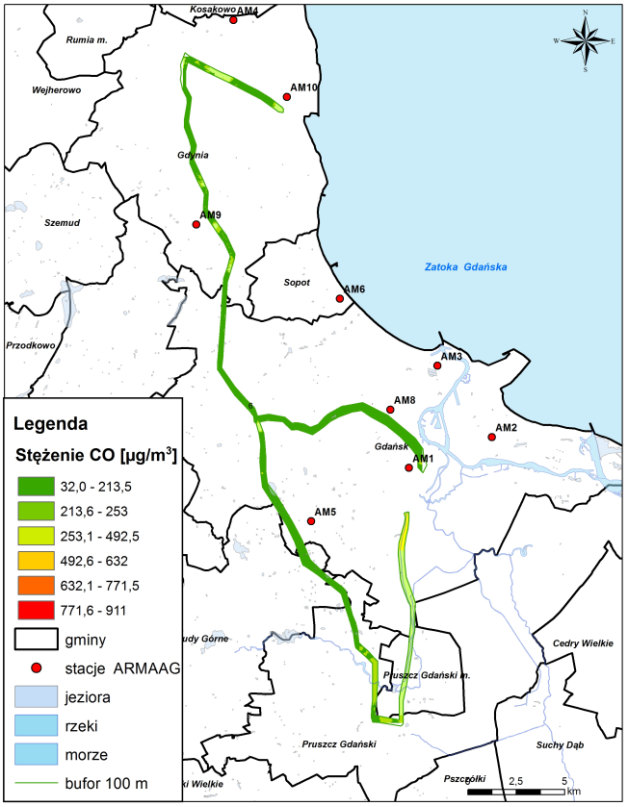
Rys. 100. Imisja monotlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 31.05.2008 w godz. 07:30-09:00.



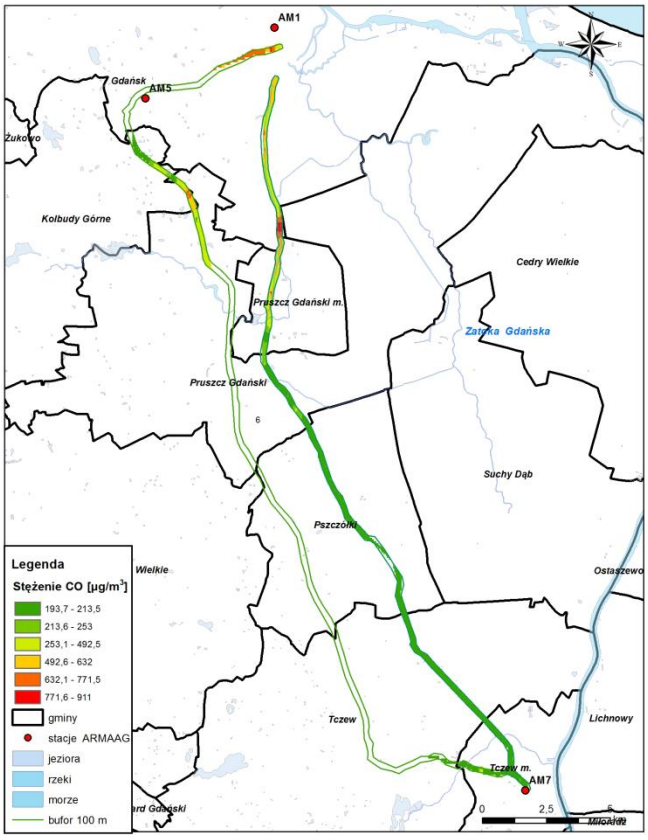
Rys. 101. Imisja monotlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz. 07:00-09:00.



Rys. 102. Imisja monotlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.15:00-17:00.



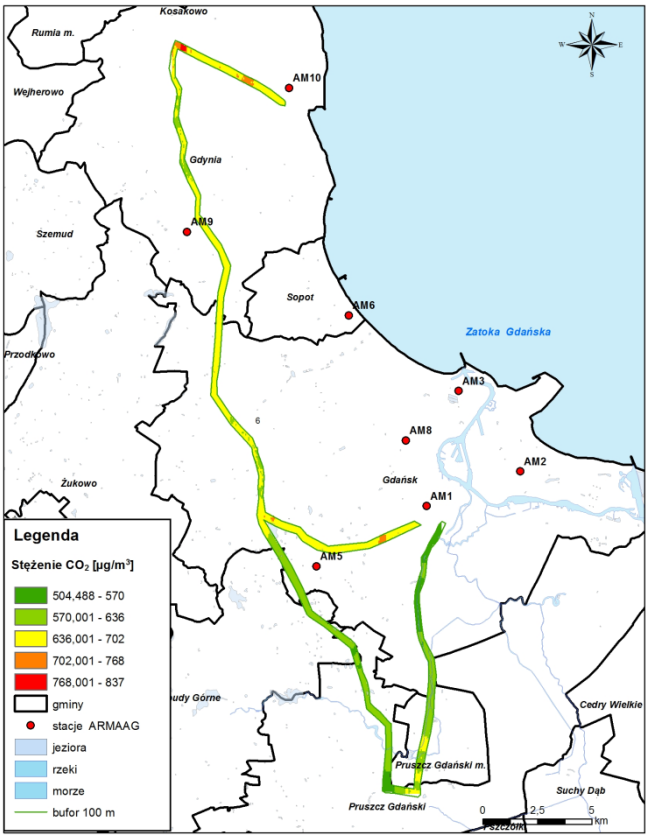
Rys. 103. Imisja monotlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.23:00-00:30.



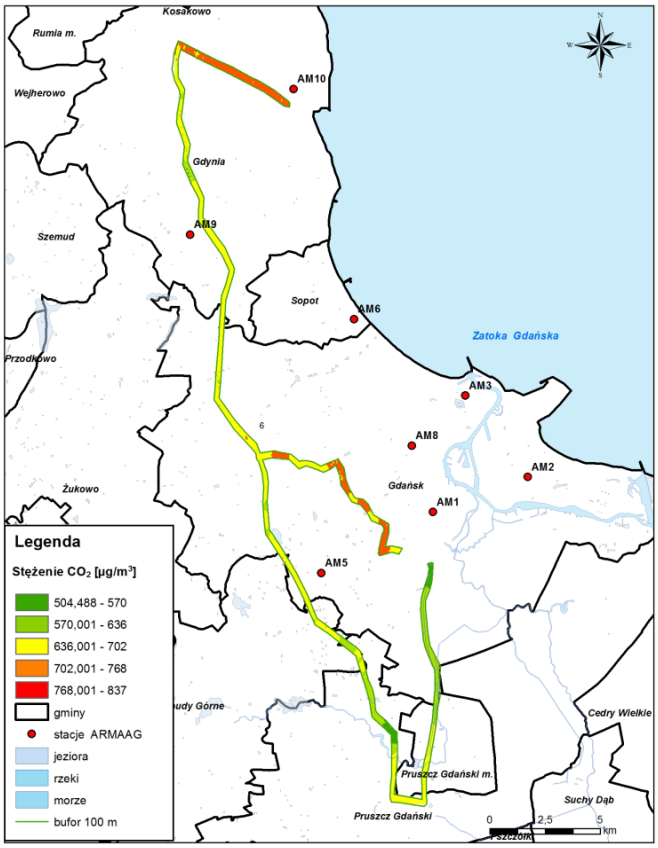
Rys. 104. Imisja monotlenku węgla wzdłuż drogi krajowej nr 1 03.06.2008 w godz. 10:30-11:30 i autostrady A1 dnia 03.03.2008 w godz.12:30-13:00.

3.8.1.4 Analiza przestrzenna rozkładu ditlenku węgla

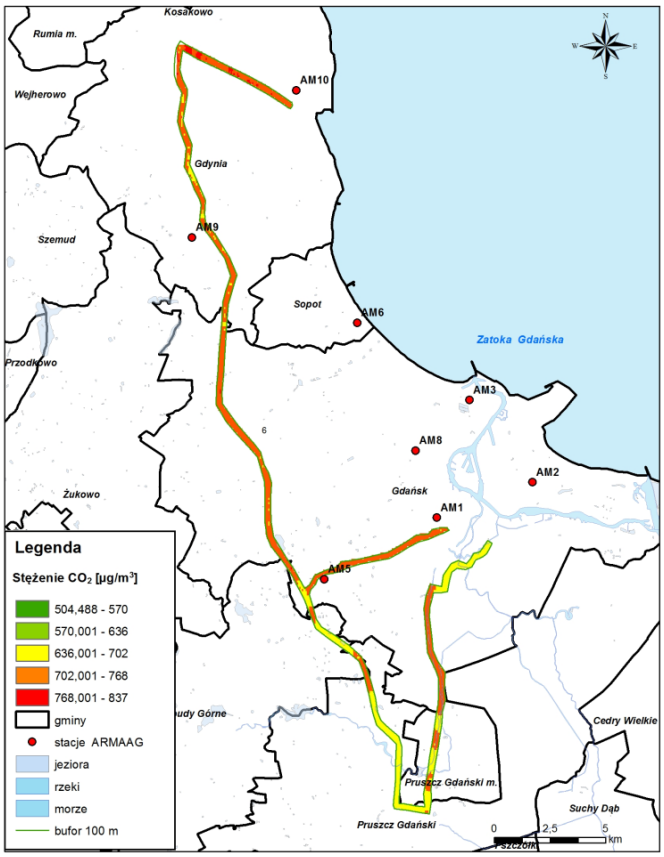
Na rysunkach 105-109 przedstawiono rozkłady stężeń ditlenku węgla (CO_2) wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta oraz autostrady A1 i drogi krajowej nr 1 pomiędzy Gdańskiem a Tczewem. Najwyższe stężenia CO_2 wystąpiły po popołudniu w dniu 02.06.2008 i osiągały wartości rzędu od 702 do 837 µg/m^3 (rys. 107). Najwyższe stężenia w tym dniu wystąpiły na ulicy Morskiej. Natomiast najniższe stężenia wystąpiły rano 2 czerwca oraz 31 maja. Stężenia CO_2 wzdłuż autostrady A1 oraz drogi krajowej nr 1 były wyrównane na całej trasie i osiągały wartości od 700 do 768 µg/m^3, tylko na krótkim odcinku drogi krajowej nr 1 osiągały niższe wartości (rys. 109).



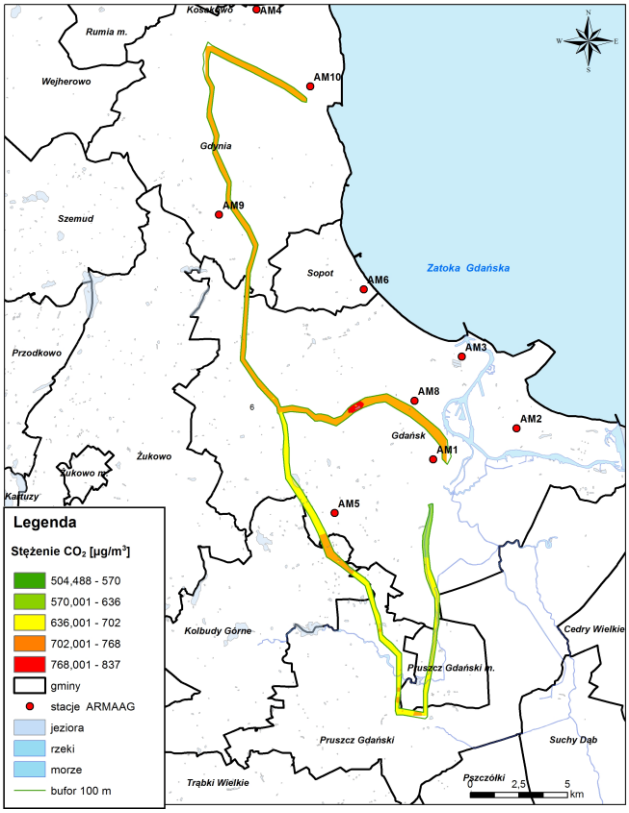
Rys. 105. Imisja ditlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 31.05.2008 w godz. 07:30-09:00.



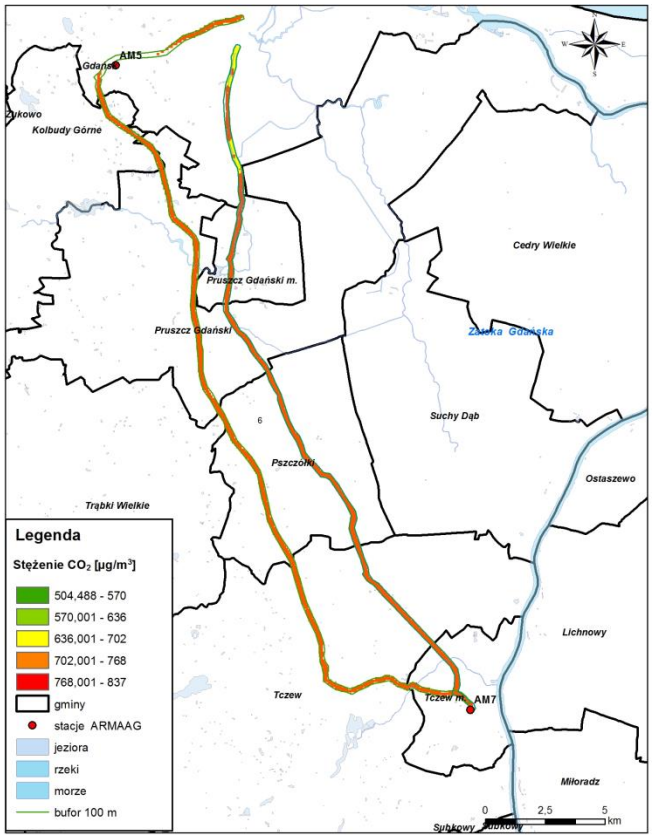
Rys.106. Imisja ditlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz. 07:00-09:00.



Rys. 107. Imisja ditlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.15:00-17:00.



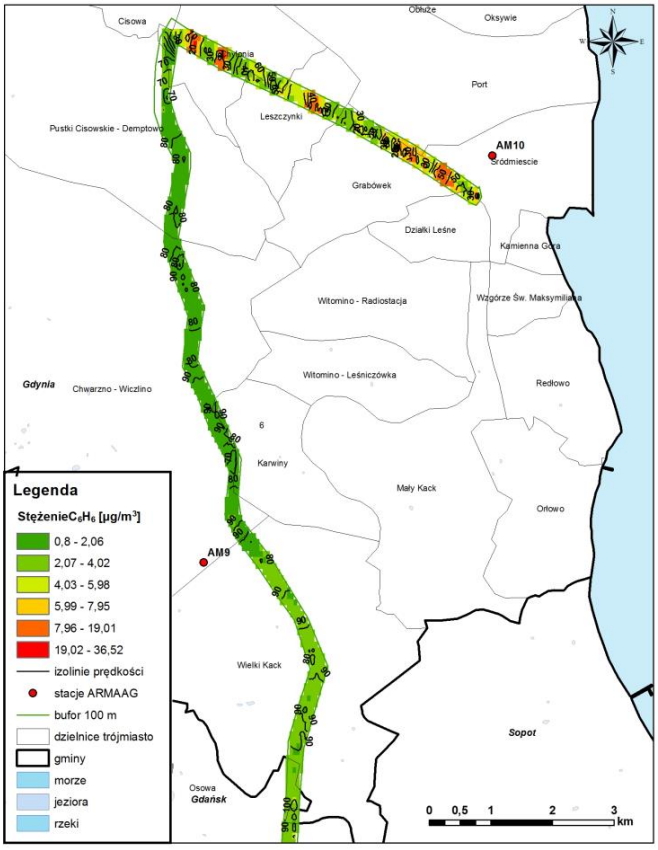
Rys. 108. Imisja ditlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.23:00-00:30.



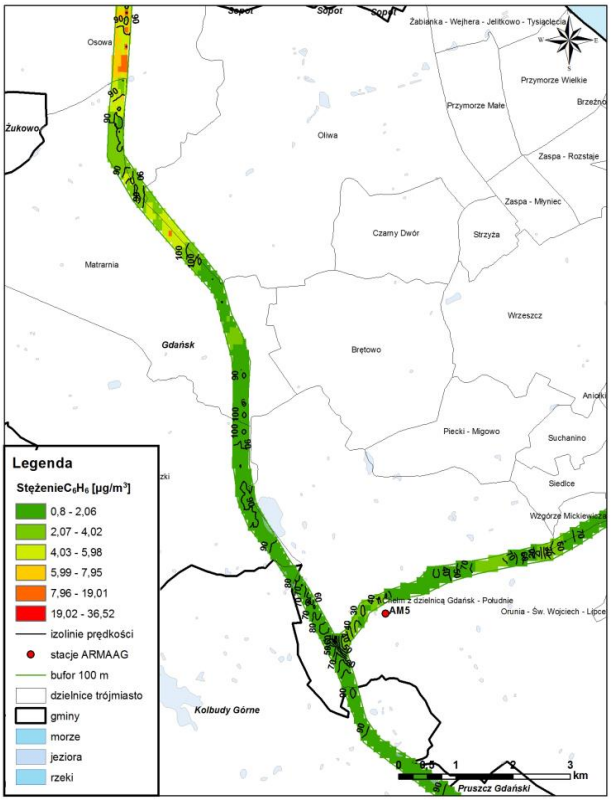
Rys. 109. Imisja ditlenku węgla wzdłuż drogi krajowej nr 1 03.06.2008 w godz. 10:30-11:30 i autostrady A1 dnia 03.03.2008 w godz.12:30-13:00.

3.8.1.5 Analiza przestrzennej zależności wartości stężeń od prędkości pojazdu

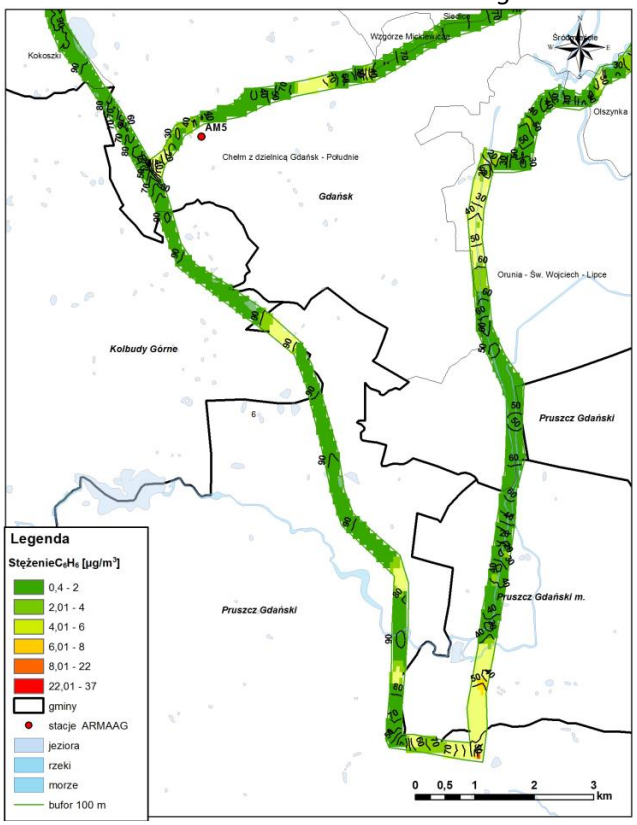
Do analizy przestrzennej zależności wartości stężeń od prędkości poruszania się pojazdu wybrano jeden dzień pomiarowy, a mianowicie popołudniowy szczyt komunikacyjny 02.06.2008 roku. Na podstawie danych opracowano mapy wartości stężeń benzenu i tlenku węgla, na które nałożono izolinie prędkości w celu zbadania powyższej zależności. Ze względu na długość tras i czytelność map trasę pomiarową podzielono na trzy odcinki: Gdynia, północny i środkowy Gdańsk oraz południowa część Gdańska wraz z Pruszczem Gdańskim. Na trzech poniższych mapach (rys. 110-112) przedstawiono przestrzenny rozkład benzenu w zależności od prędkości poruszania się pojazdu dla trzech wyżej wymienionych odcinków tras. Na obszarze Gdyni wzdłuż ulicy Morskiej oraz na końcowym odcinku Traktu Św. Wojciecha koło Pruszcza Gdańskiego widać wyraźną zależność między stężeniem benzenu a prędkością samochodu, im mniejsza prędkość pojazdu tym wyższe stężenia benzenu. Na pozostałych odcinkach zależność jest zdecydowanie mniej widoczna.



Rys. 110. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdyni dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 -17:00.

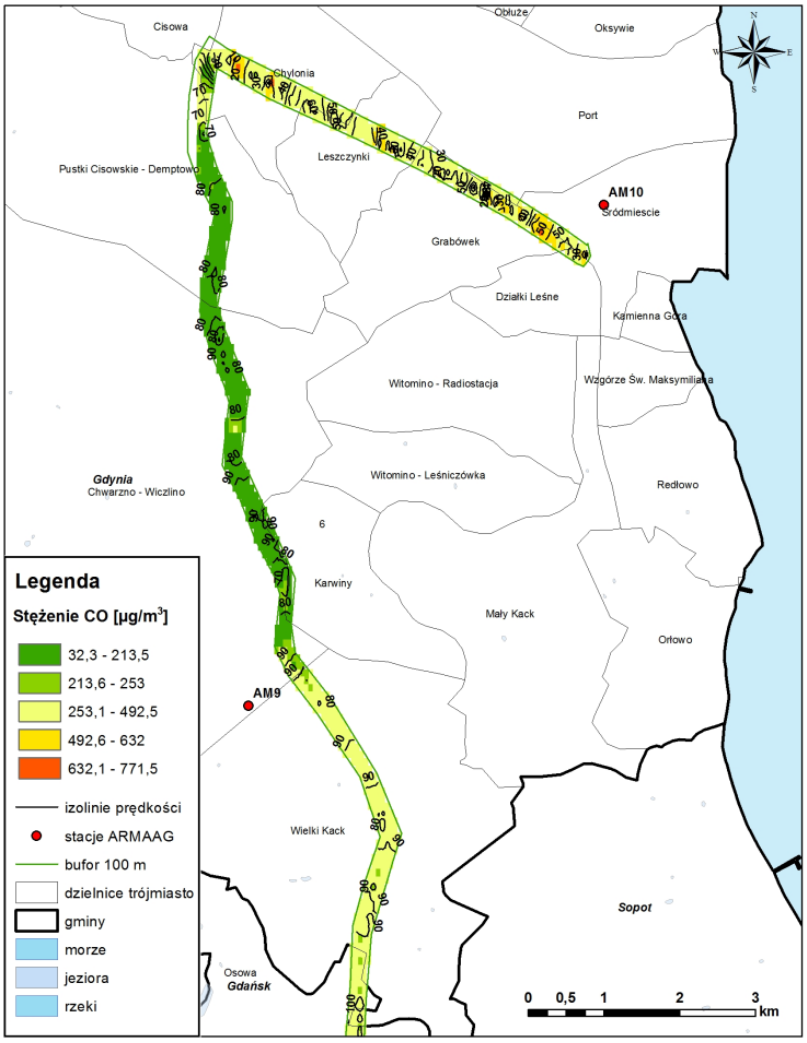


Rys. 111. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdańska dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 -17:00.

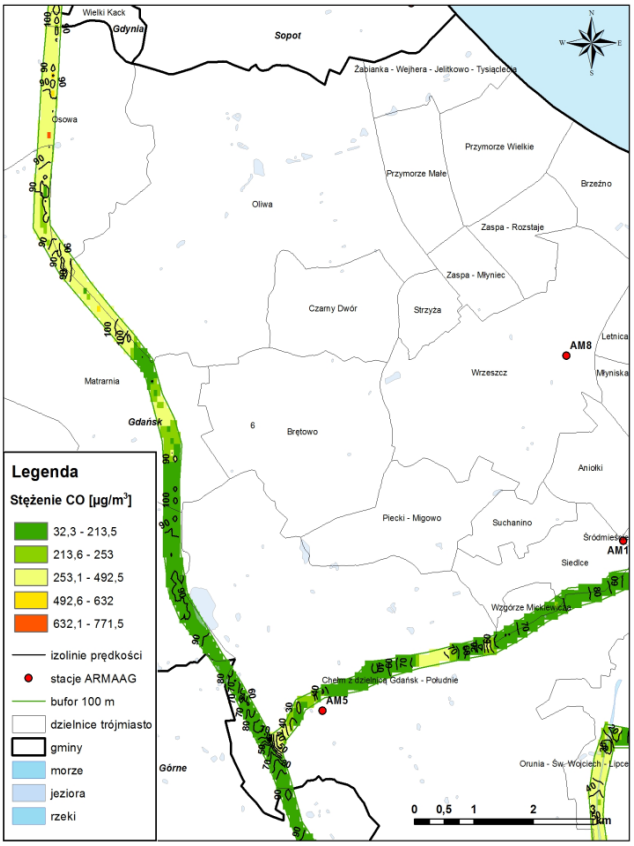


Rys. 112. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdańska i Pruszcza Gdańskiego dnia 02.03.2008 w godz. 15:00 -17:00.

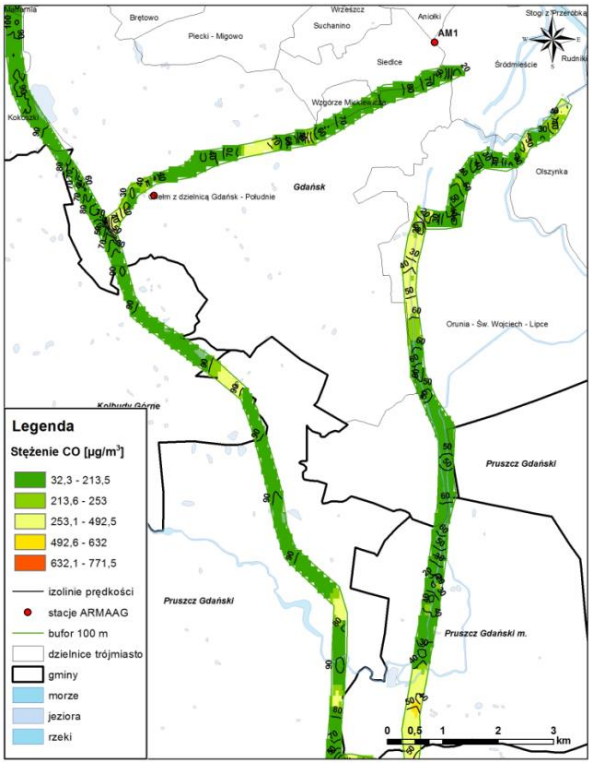
Na trzech kolejnych rysunkach 113-115 przedstawiono przestrzenny rozkład monotlenku węgla w zależności od prędkości poruszania się pojazdu. Podobnie jak w przypadku benzenu widać wyraźną zależność między prędkością poruszania się pojazdu a stężeniem monotlenku węgla na obszarze Gdyni wzdłuż ulicy Morskiej oraz na wybranych odcinki wzdłuż Traktu Św. Wojciecha oraz na odcinku ulicy Kartuskiej w Gdańsku. Na pozostałych odcinkach tras zależność jest mniej zauważalna.



Rys. 113. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń monotlenku węgla od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdyni dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 -17:00.



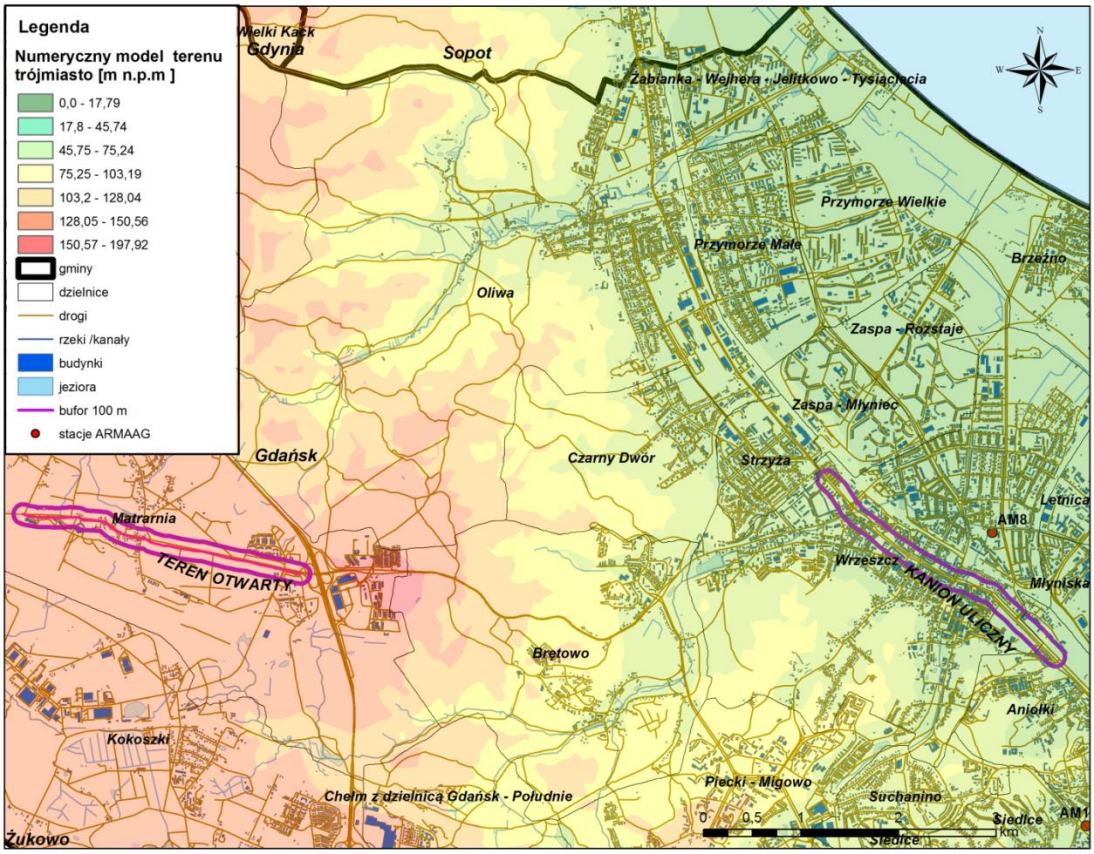
Rys. 114. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń monotlenku węgla od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdańska dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 -17:00.



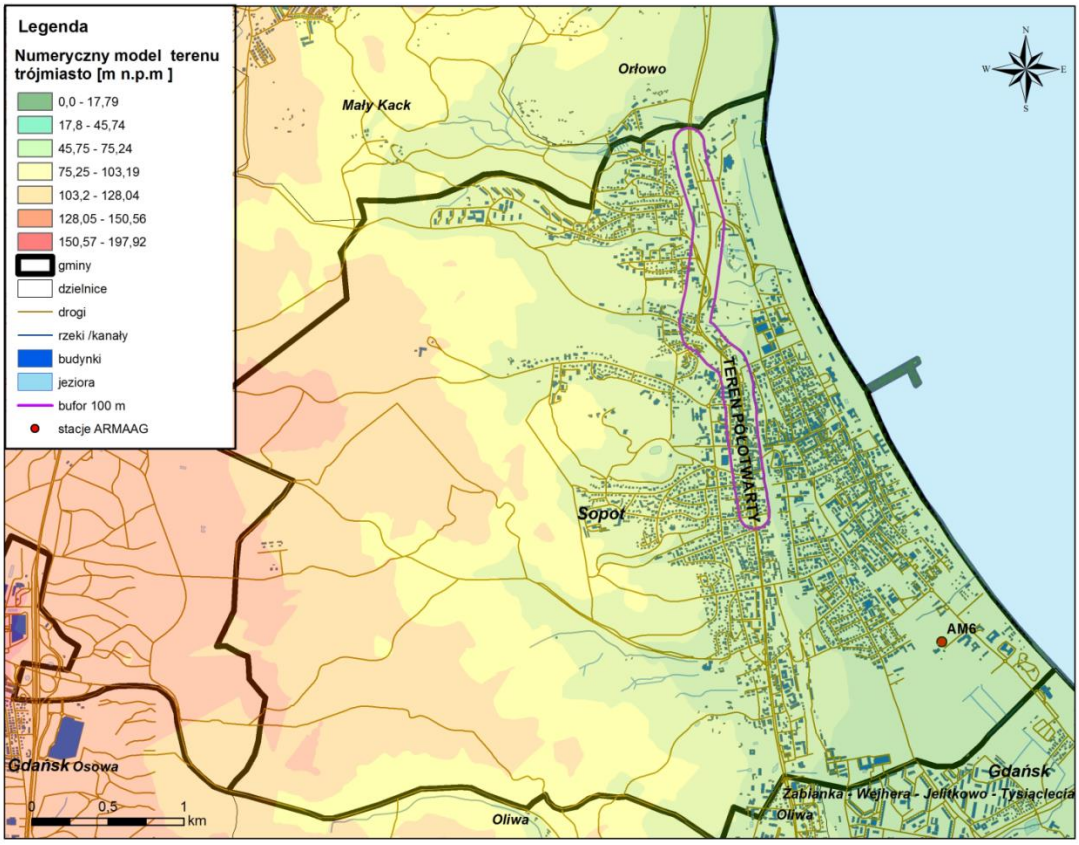
Rys. 115. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń monotlenku węgla od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdańska i Pruszcza Gdańskiego dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 -17:00.

3.8.1.6 Analiza zmienności stężeń w zależności od ukształtowania i zagospodarowania terenu

Do analizy zmienności przestrzennej w zależności od ukształtowania i zagospodarowania terenu wykorzystano wybrane odcinki tras z pierwszej kompanii pomiarowej (pierwsza seria pomiarowa tej kampanii) wykonanej w maju 2007 roku. Wyznaczone trasy pierwszej serii pomiarowej obejmują różne rodzaje układów komunikacyjnych (rondo, skrzyżowanie, sygnalizacja wielka), różne rodzaje nawierzchni, różne rodzaje otoczenia (obszar zalesiony, zabudowa miejska, przedmieście, zabudowa przemysłowa). Analiza dotyczy wybranych trzech odcinków tras o odmiennym ukształtowaniu i zagospodarowaniu terenu. Pierwszy z nich to teren o zwartej zabudowie określony w niniejszym rozdziale jako tzw. kanion uliczny, obejmujący odcinek ulicy Grunwaldzkiej oraz fragment ulicy Aleja Zwycięstwa na wysokości Gdańska Wrzeszcza (rys. 116). Kanion uliczny leży na obszarze płaskim na wysokości rzędu od 17 do 45 m n.p.m. Drugi z nich to tzw. teren półotwarty o średnio zwartej zabudowie i częściowo terenie otwartym znajdującym się na terenie Sopotu na ulicy Aleja Niepodległości (fragment od przecięcia z ulicą Krasickiego do granicy administracyjnej z Gdynią). Teren ten charakteryzuje się mało zróżnicowaną rzeźbą terenu o niewielkich różnicach wysokości rzędu od 20 do 25 m n.p.m. (rys. 117). Trzeci z nich to tzw. teren otwarty o mało zwartej zabudowie i terenie otwartym obejmującym fragment ulicy Słowackiego w Gdańsku, ponadto spory fragment wybranego terenu zajmują lasy po obu stronach ulicy (fragment od przecięcia z ulicą Budowlanych do przecięcia z ulicą Spadochroniarzy) (rys. 116). Teren ten jest położony jest na wysoczyźnie, gdzie obszar jest wyniesiony od 128 do 156 m n.p.m. Do analizy jak podkład wykorzystano numeryczny model terenu i ortofotomapę dostępne na geoportalu [162] oraz warstwy dotyczące budynków, ulic i obszarów zielonych z portalu openstreetmap [163].



Rys. 116. Mapa prezentująca „kanion uliczny” oraz teren otwarty w Gdańsku na tle rzeźby terenu.



Rys. 117. Mapa prezentująca teren półotwarty w Sopocie na tle rzeźby terenu.

W celach porównawczych do opracowania danych wybrano dwie metody interpolacji metodę geostatystyczną tzw. kriging oraz metodę odwrotnych odległości (*ang. IDW- Inverse Distance Weighting).* Pierwsza z nich jest metodą geostatystyczną interpolacji, która pozwala wyznaczyć trendy sugerowane w próbkach pomiarowych [161]. W metodzie tej istnieje pewna zależność między oddaleniem punktów pomiarowych a stopniem ich podobieństwa wyrażona semiwariogramem [164-165]. Dlatego interpolacja przy użyciu tej metody jest dwuetapowa i obejmuje:

- ✓ zbudowanie odpowiedniego semiwariogramu odzwierciadlającego przestrzenną strukturę danych,
- ✓ interpolację powierzchni.

Semiwariogram jest rozpoznaniem przestrzennej struktury danych, jest miarą szybkości zmian wartości punktów pomiarowych w określonym kierunku. Istnieje wiele metod szacowania semiwariogramu przykładowe znane modele to [161]:

- ✓ Model potęgowy $\gamma(h) = C[h^n], gdzie\ 0 < n < 2$ (3.2)
- ✓ Model liniowy $\gamma\,(\mathrm{h}) = \mathrm{C}\,(\mathrm{h})$ (3.3)
- ✓ Model Gaussa $\gamma(h) = C(h)$ (3.4)
- ✓ Model Quadratic $\gamma(h) = \begin{cases} C[2h - h^2]\ h < 2 \\ C\ \ h \geq 2 \end{cases}$ (3.5)
- ✓ Model logarytmiczny $\gamma(h) = C[\,log_e(h)]\ \ h > 0$ (3.6)

Z wymienionych modeli semiwarogramów najbardziej uniwersalnym modelem w interpolacji kształtu powierzchni jest model liniowy, dlatego też jest on najczęściej stosowany. Interpolacja to drugi etap pozwalający na określenie najlepszych współczynników wagowych dla wszystkich próbek. W tym etapie również wykorzystuje się zależności wynikające z semiwariogramu. Wartość interpolowana wyraża się wzorem :

$$z = \sum_{i=l}^{n} w_i z_i \quad (3.7)$$

gdzie: $\sum_{i=l}^{n} w_i = 1$

Z - wartość interpolowana,

w_i - waga i-tego punktu pomiarowego,

z_i - wartość w i-tym punkcie pomiarowym.

Poszczególne współczynniki wagowe poszczególnych punktów pomiarowych uzyskiwano przez rozwiązywanie układów równań [161] .

Kriging jest jedną z najbardziej optymalnych metod modelownia powierzchni terenu, przy czym samiwariogram musi być odpowiednio dobrany do charakteru danych.

Metoda odwrotnych odległości została szczegółowo opisana w rozdziale 3.7.1.

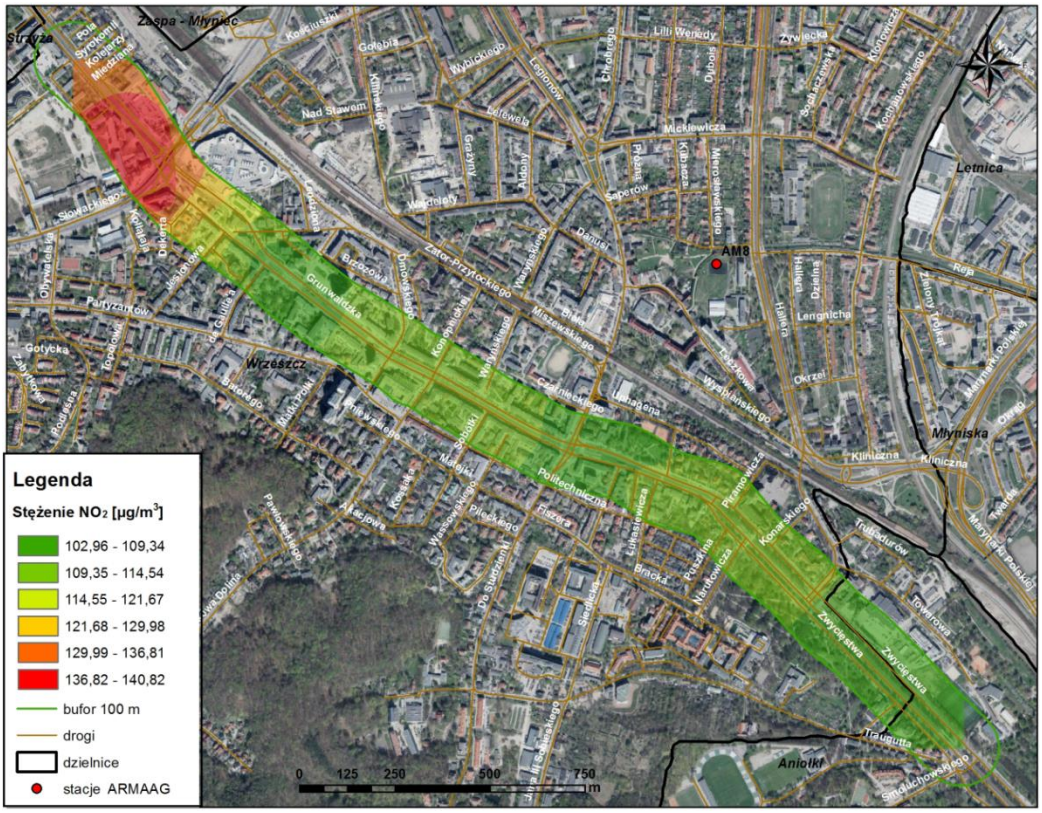
Rozkład stężeń ditlenku azotu w kanionie ulicznym był wyrównywany na całym odcinku ulicy Grunwaldzkiej i Alei Zwycięstwa w Gdańsku osiągając wartości rzędu 98- 115 $\mu g/m^3$ dla obu metod interpolacji (rys. 118-119). Wyjątek stanowi skrzyżowanie ulicy Grunwaldzkiej ze Słowackiego stanowiący duży węzeł komunikacyjny w Gdańsku, gdzie stężenia maksymalne są rzędu 133-151 $\mu g/m^3$ przy metodzie IDW oraz 130-141 $\mu g/m^3$ przy krigingu. Przestrzenny rozkład benzenu jest podobny do ditlenku azotu również maksymalne wartości występują na skrzyżowaniu ulicy Grunwaldzkiej ze Słowackiego osiągając wartości od 2,0 do 5,9 $\mu g/m^3$ przy metodzie interpolacji IDW oraz od 1,4 do 2,2 $\mu g/m^3$ przy metodzie krigingu (rys. 120-121), na pozostałym obszarze stężenia są rzędu 1-2 $\mu g/m^3$.

Rozkład stężeń ditelnku azotu dla terenu półotwartego w Sopocie był zróżnicowany na środkowym (przy przecięciu z ulicą Malczewskiego) i południowym (przy przecięciu z ulicą Krasickiego) odcinku Alei Niepodległości osiągając wartości na środkowym odcinku rzędu 112-121 $\mu g/m^3$ w metodzie IDW i 110-113 $\mu g/m^3$ przy metodzie krigingu (rys. 122-123), natomiast w południowym odcinku alei 112-121 $\mu g/m^3$ przy interpolacji IDW i 113-116 $\mu g/m^3$ przy metodzie krigingu. Na pozostałym obszarze wartości osiągały niższe wartości dla obu metod. Przestrzennego rozkładu benzenu nie wyznaczono dla terenu półotwartego ze względu na złą pracę czujnika.

Rozkład stężeń dla terenu otwartego w Gdańsku był wyrównywany na całym odcinku ulicy Słowackiego osiągając wartości rzędu 99- 121 $\mu g/m^3$ dla metody IDW interpolacji oraz 102-112 przy metodzie krigingu (rys. 124-125), wyjątek stanowi fragment ulicy Słowackiego od przecięcia z ulicą Kadetów do przecięcia z ulicą Budowlanych, gdzie stężania maksymalne są rzędu 129-145 $\mu g/m^3$ przy metodzie IDW oraz 114-121 $\mu g/m^3$ przy krigingu. Przestrzenny rozkład benzenu jest podobny do ditlenku azotu osiągając w tych samych miejscach maksymalne wartości rzędu od 4 do 6 $\mu g/m^3$ przy metodzie interpolacji IDW oraz od 1,3 do 2,25 $\mu g/m^3$ przy metodzie krigingu (rys. 126-127), na pozostałym obszarze stężenia są rzędu 1-2 $\mu g/m^3$ przy metodzie interpolacji IDW oraz od 0,1 do 0,85 $\mu g/m^3$ przy metodzie krigingu.



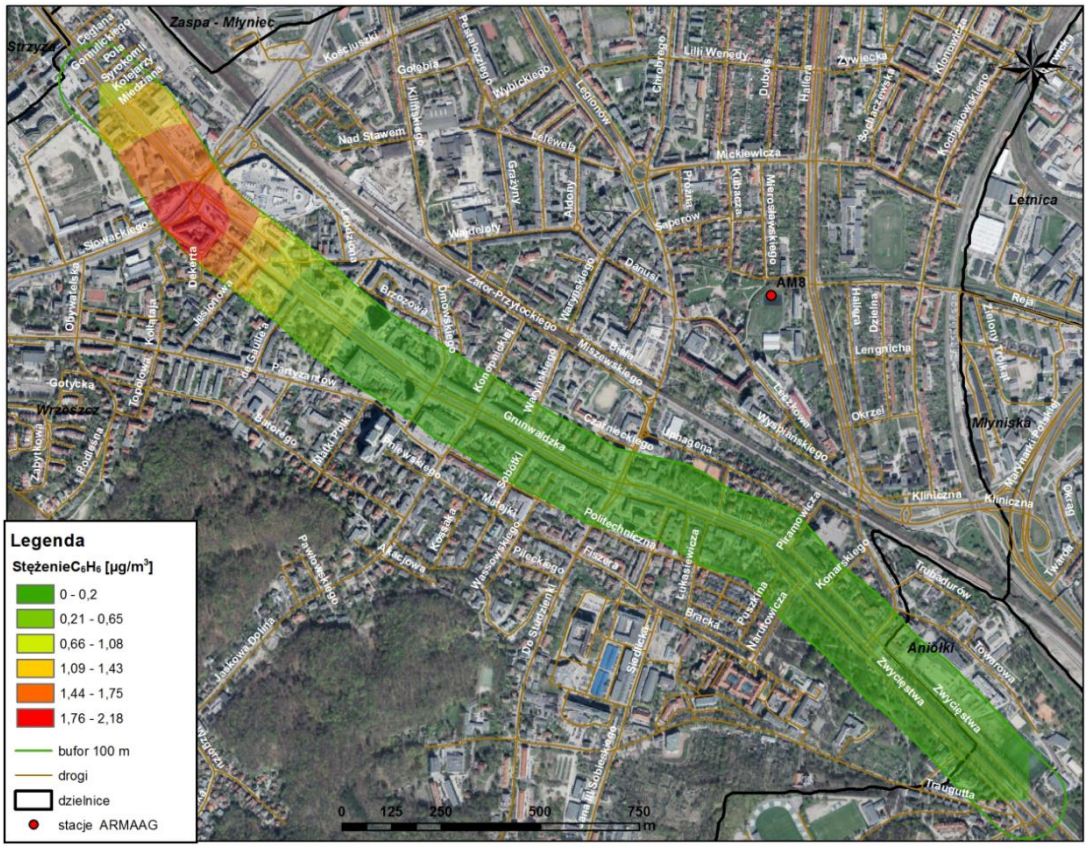
Rys. 118. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w kanionie ulicznym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.



Rys. 119. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w kanionie ulicznym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.



Rys. 120. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu w kanionie ulicznym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.



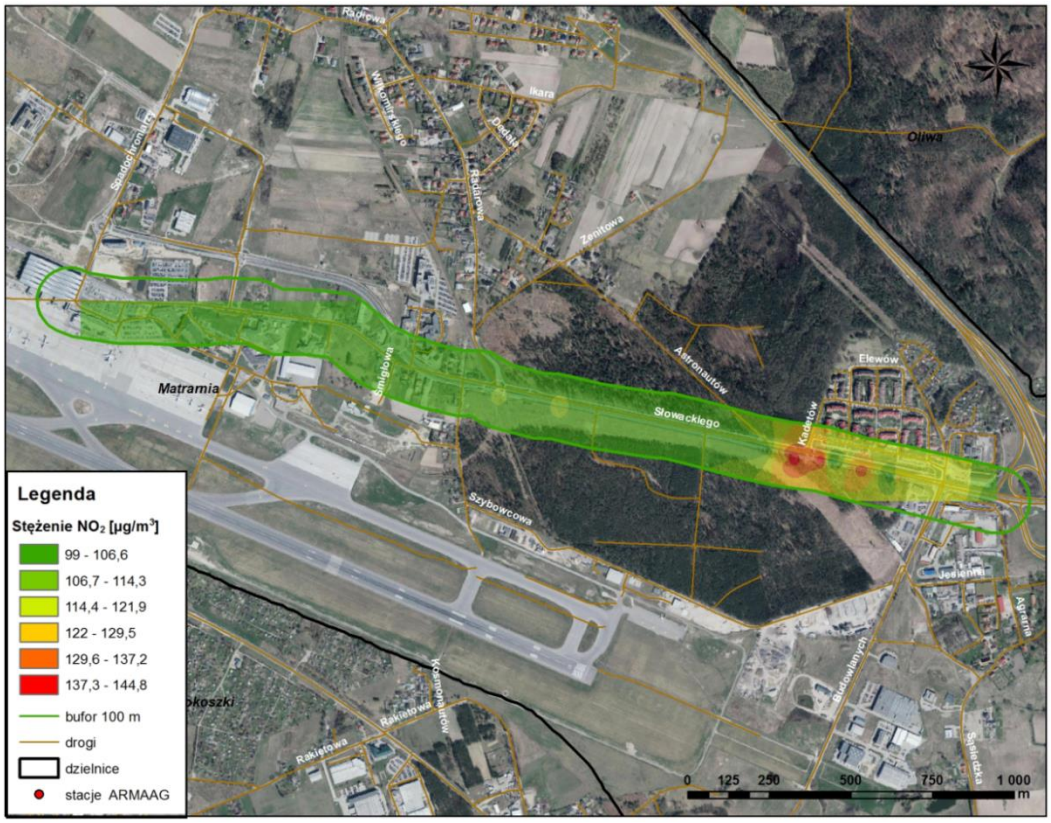
Rys. 121. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu w kanionie ulicznym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.



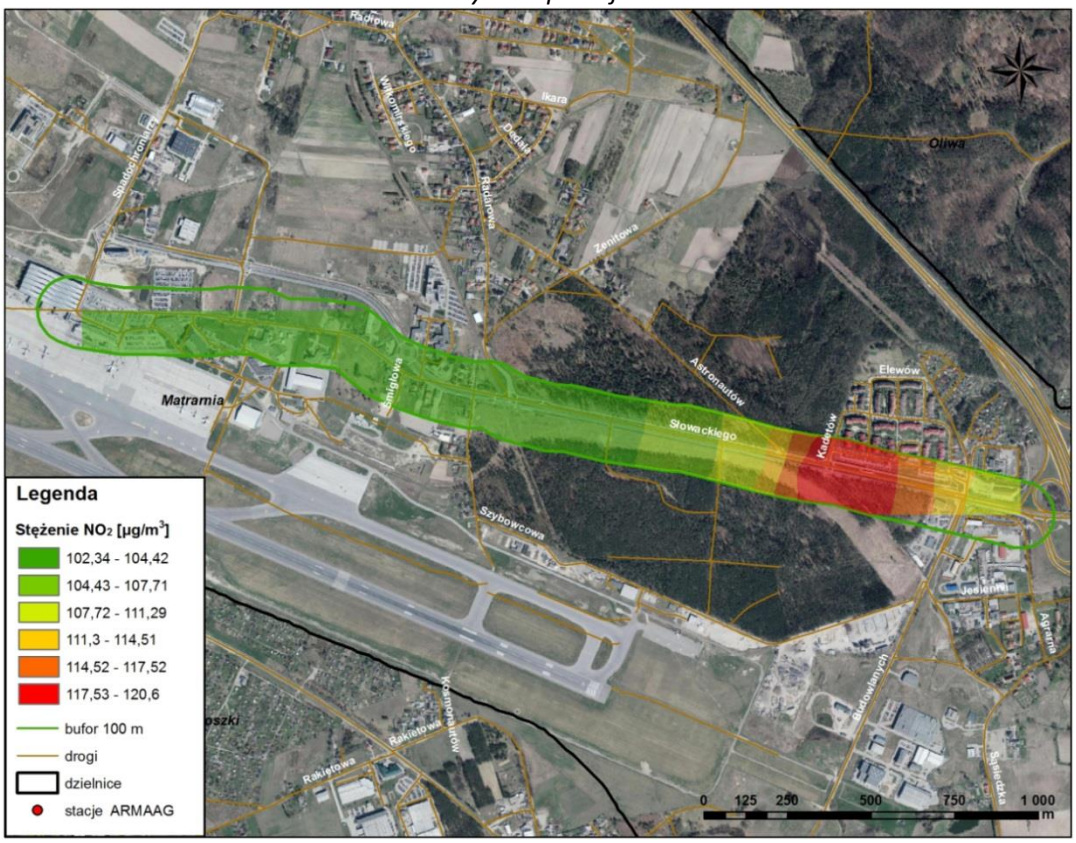
Rys. 122. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w terenie półotwartym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.



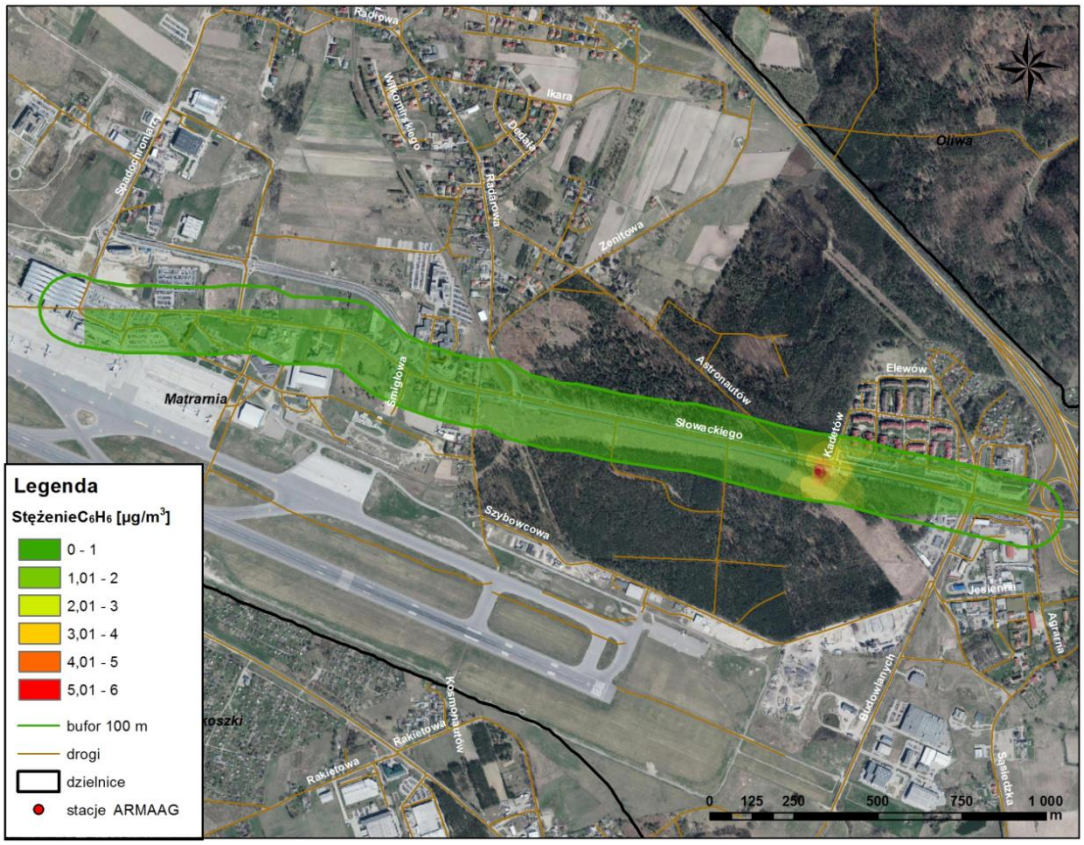
Rys. 123. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w terenie półotwartym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.



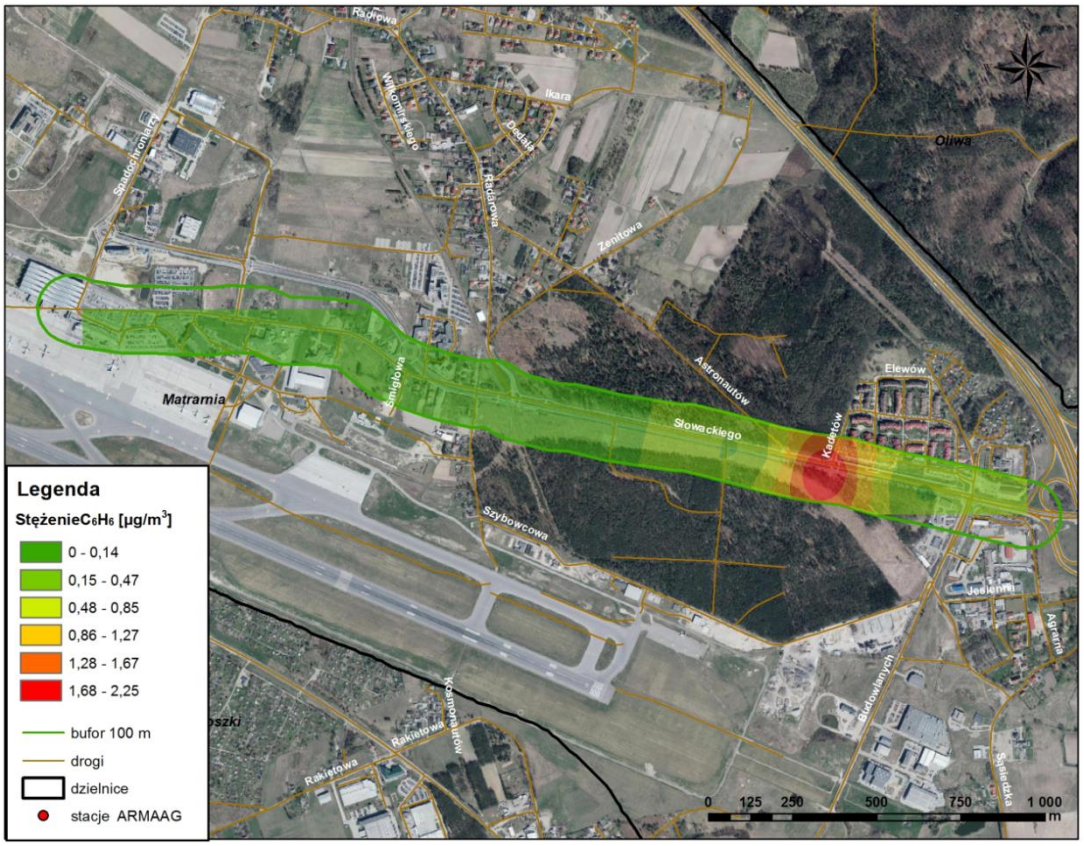
Rys. 124. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w terenie otwartym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.



Rys. 125. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu otwartym otwartym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.



Rys. 126. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu w terenie otwartym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.



Rys. 127. Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu w terenie otwartym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.

3.7.1.7 Metoda walidacji krzyżowej (*cross validation*)

W celu przenalizowania jakości interpolacji przy zastosowaniu dwóch metod : IDW i Ordinary Kriging zastosowano metodę walidacji krzyżowej dostępną w rozszerzeniu do analizy geostatystycznej w ArcGIS 10.3.1 pod nazwą *Geostatistical Analyst*. Metoda służy do porównania zmierzonych wartości z wartościami interpolowanymi używając tylko informacji dostępnych w zbiorze danej próbki [157]. Walidacja może pomóc wybrać najbardziej odpowiednią metodę do określonego typu danych. Poniżej w tabelach 43 i 44 przedstawiono średni błąd oraz odchylenie standardowe dla każdej z metod dla każdego zanieczyszczenia powietrza. Metoda zwyczajnego krigingu jest mniej efektywna, średni błąd dla NO_2 wynosi 7,4% w porównaniu z metodą IDW, gdzie średni błąd wyniósł 6 %. W przypadku benzenu obie metody wykazują bardzo zbliżony błąd 0,9 % dla IDW oraz 0,8 % dla krignigu.

Tab. 43. Średni błąd RMS oraz odchylenie standardowe dla każdej metody interpolacji dla ditlenku azotu.

Metoda interpolacji przestrzennej	**Metoda Odwrotnych odległości (IDW)**	**Zwykły Kriging (Ordinary Kriging)**
Błąd RMS [%]	6,05	7,36
Odchylenie standardowe [%]	8,02	5,67

Tab. 44. Średni błąd RMS oraz odchylenie standardowe dla każdej metody interpolacji dla benzenu.

Metoda interpolacji przestrzennej	**IDW**	**Ordinary Kriging**
Błąd RMS [%]	0,9	0,8
Odchylenie standardowe	0,49	0,26

3.7.1.8 Podsumowanie analizy przestrzennej

Mobilny Systemu Monitoringu ARPOL 2008 stanowi doskonałe narzędzie uzupełniające pozwalające wykonać pomiary imisji w ruchu w dowolnym miejscu i czasie, natomiast nie zastąpi on pomiarów stałych stacji monitoringu powietrza. Przeprowadzone pomiary na

obszarze Trójmiasta, autostrady A1 oraz drogi krajowej nr 1 między Gdańskiem i Tczewem pozwoliły określić orientacyjne wielkości stężeń ditlenku azotu, monotlenku węgla, ditlenku węgla oraz benzenu wzdłuż wyznaczonych tras. Pozwoliły ponadto zidentyfikować miejsca występowania wysokich stężeń zanieczyszczeń w Trójmieście. Maksymalna imisja zanieczyszczeń wystąpiła w następujących obszarach:

- ulica Morska w Gdyni,
- Trakt Św. Wojciecha w Gdańsku,
- ulica Kartuska w Gdańsku.

Stwierdzono występowanie przestrzennej zależności pomiędzy wartością stężeń a prędkością poruszania się pojazdu na niektórych odcinkach tras. Na obszarze Gdyni wzdłuż ulicy Morskiej oraz na końcowym odcinku Traktu Św. Wojciecha koło Pruszcza Gdańskiego zauważono wyraźną zależność między prędkością samochodu a stężeniem benzenu, im mniejsza prędkość pojazdu tym wyższe stężenia benzenu. Podobnie jak w przypadku benzenu widać wyraźną zależność między prędkością poruszania się pojazdu a stężeniem monotlenku węgla na obszarze Gdyni wzdłuż ulicy Morskiej oraz na wybranych odcinkach wzdłuż Traktu Św. Wojciecha oraz na odcinku ulicy Kartuskiej. Na pozostałych odcinkach tras zależność jest mniej zauważalna.

Wartość stężenia w określonym miejscu i czasie zależy od wielu czynników m.in. od warunków meteorologicznych, struktury ruchu oraz ukształtowania i zagospodarowania terenu. Do analizy zmienności przestrzennej w zależności od ukształtowania i zagospodarowania terenu wybrano trzy odmienne typy terenu. Najwyższe stężenia ditlenku azotu odnotowano w kanionie ulicznym, gdzie stężania maksymalne wystąpiły na skrzyżowaniu ulicy Grunwaldzkiej ze Słowackiego, stanowiący duży węzeł komunikacyjny w Gdańsku. Nieznacznie niższe stężenia dla tej substancji wystąpiły na terenie otwartym oraz najniższe w Sopocie w terenie półotwartym. Przestrzenny rozkład benzenu jest podobny do ditlenku azotu przy czym maksymalne stężenia są zbliżone dla „kanionu ulicznego” oraz terenu otwartego.

4. Podsumowanie i wnioski

Jakość powietrza jest obecnie niezwykle ważnym zagadaniem we współczesnym świecie, gdyż każdy z nas jest narażony na oddychaniem zanieczyszczonym powietrzem. Monitoring jakości powietrza atmosferycznego pozwala na bieżącą kontrolowanie jakości powietrza, natomiast w dłuższej perspektywie czasu pozwala ocenić trend dla poszczególnych zanieczyszczeń powietrza. Im bardziej pełna informacja i dogłębna analiza na temat zarówno imisji jak i emisji na danych obszarze tym lepsza diagnoza, a co z tym idzie odpowiednie działania w kierunku poprawy jakości powietrza.

W niniejszej pracy podjęto próbę analizy stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji gdańskiej w powiązaniu z warunkami meteorologicznymi z wykorzystaniem geograficznych systemów informacji w latach 2008-2012. Zrealizowane szczegółowe cele cząstkowe opisano poniżej.

Analiza zmienności dobowej zanieczyszczeń powietrza

Analiza dobowej zmienności pozwoliła określić charakterystyczne cechy kilku kluczowych zanieczyszczeń powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}) w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012. Wyniki badań potwierdzają zróżnicowanie dobowych przebiegów stężeń na poszczególnych stacjach jak i poszczególnych rodzajów zanieczyszczeń. Zostały potwierdzone również odmienne charakterystyki dobowych przebiegów tężeń w zależności od sezonu klimatycznego. Średnie wartości stężeń SO_2 zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim osiągają bardzo niskie wartości na wszystkich stacjach pomiarowych. Średni przebieg dobowy stężeń SO_2 zarówno sezonie grzewczym jak i letnim nie wykazuje wyraźnego zróżnicowania. Brak wyraźnie zaznaczonego zróżnicowania przebiegu dobowego stężeń SO_2 w aglomeracji gdańskiej wynika ze źródeł tego zanieczyszczenia pochodzącego głównie z dużych, wysokich emitorów, które wprowadzają zdecydowanie mniejszych ładunek zanieczyszczeń do atmosfery niż w latach poprzednich. Dobowy przebieg stężeń NO_2 zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim wykazuje wyraźnie dwa maksima na wszystkich stacjach pomiarowych, w obu sezonach wyższe maksimum występuje w godzinach popołudniowo - wieczornych, przy czym w sezonie zimowym maksima występują wcześniej w godzinach (18-20), a w sezonie letnim (21-23). Cechą

charakterystyczną dobowego przebiegu stężeń PM_{10} i CO w sezonie grzewczym jest występowanie wyraźnie zaznaczonych dwóch maksimów, w sezonie grzewczym wyższe maksimum występuje w godzinach popołudniowo - wieczornych (18-20), natomiast w sezonie letnim maksimum występuje w godzinach rannych (8-9) w przypadku PM_{10}, a w przypadku CO w godzinach wieczornych (22-23). W przypadku dobowego przebieg stężeń O_3 zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim wykazuje wyraźnie jedno maksimum i minimum na wszystkich stacjach pomiarowych. W obu sezonach maksimum występuje w godzinach popołudniowych (14-15), a minima przypadają na godziny ranne (8-9). Dobowy przebieg stężeń ozonu jest niemal lustrzanym odbiciem zmienności dobowej ditlenku azotu. Największe amplitudy dobowe stężeń NO_2, CO, PM_{10} występują na stacjach zlokalizowanych w centrach miast (stacje : AM1 Gdańsk Śródmieście , AM8 Gdańsk Wrzeszcz Gdyni Gdynia Śródmieście). Analiza wartości stężeń w aglomeracji gdańskiej w odniesieniu do standardów jakości powietrza potwierdza, iż największe zagrożenie w odniesieniu do warunków areosanitranych występują w centrach miast oraz są wynikiem intensywnej emisji pyłu zawieszonego PM_{10} szczególnie zimą.

Analiza zmienności tygodniowej zanieczyszczeń powietrza

Zmienność tygodniowa stężeń zanieczyszczeń powietrza zależy od wielu czynników, przede wszystkim od warunków meteorologicznych oraz charakteru i wielkości emisji na danym terenie. Analiza pozwoliła określić charakterystyczne cechy zmienności kluczowych zanieczyszczeń powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}) w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012. Wyniki analiz potwierdzają zróżnicowanie tygodniowych przebiegów stężeń na poszczególnych stacjach jak i dla poszczególnych zanieczyszczeń. Zmienność tygodniowego przebiegu stężeń SO_2 i CO wykazuje zbliżone niskie wartości we wszystkie dni tygodnia na wszystkich stacjach pomiarowych, przy czym dla większości stacji nieznacznie niższe stężania występują w sobotę i niedzielę. Odmienna sytuacja występuje w przypadku tygodniowego przebiegu stężeń NO_2 i PM_{10}, gdzie wyraźnie najniższe wartości występują w sobotę i niedzielę, przyczyną takiego stanu rzeczy jest mniejsze natężenia ruchu w dni wolne od pracy. W przypadku ozonu występują sytuacja odwrotna najwyższe wartości występują w sobotę i niedzielę, a niższe w dni robocze.

Analiza zmienności sezonowej i rocznej zanieczyszczeń powietrza

Poszczególne zanieczyszczenia powietrza mogą wykazywać zmienność sezonową jak i roczną. Średnia stężenia ditlenku siarki utrzymują się na stale niskim poziomie zarówno w sezonie grzewczym jaki i letnim. Wyższe stężenia ditlenku siarki w sezonie grzewczym wynikają ze źródeł emisji tego zanieczyszczenia powstającego głównie w wyniku spalania paliw stałych. Średnie wartości ditlenku azotu utrzymują na zbliżonym poziomie w sezonie grzewczym jaki i letnim, przy czym są nieznacznie wyższe w sezonie grzewczym osiągając wartości od 11,6 do 36,5 µg/m^3, a w z sezonie letnim od 9,5 do 29,4 µg/m$^{3.}$. Średnie wartości pyłu PM_{10} osiągają wyższe wartości w sezonie grzewczym rzędu od 13,3 do 41,9 µg/m^3 , z kolei w sezonie letnim występują niższe poziomy od 10,0 do 29,4 µg/m^3. Głównym źródłem emisji pyłu PM_{10} jest ogrzewanie indywidulne oraz ruch samochodowy. Średnie wartości monotlenku węgla osiągają wyższe wartości w sezonie grzewczym rzędu od 329,9 do 650,2 µg/m^3, z kolei w sezonie letnim występują niższe poziomy. Średnie wartości ozonu osiągają wyższe wartości w sezonie letnim rzędu od 49,6 do 66,7 µg/m^3. Najwyższe stężania PM_{10} i ditlenku azotu w obu sezonach można zaobserwować na stacjach AM1 Gdańsk Śródmieście i AM10 Gdynia Śródmieście.

Stężenia średnioroczne zanieczyszczeń powietrza wykazują zmienność w poszczególnych latach i w zależności od stacji. Najwyższe wartości stężeń średniorocznych ditlenku siarki i azotu oraz monotlenku węgla występują na stacji AM1 Gdańsk Śródmieście oraz wykazują największą zmienność stężeń na tej stacji . Najwyższe stężania SO_2 i NO_2 , CO w analizowanym okresie występują w 2009 lub 2010 roku w zależności od stacji pomiarowej. Najwyższe stężenia na stacji AM1 w Gdańsk Śródmieściu wynikają z położenia tej stacji w pobliżu ruchliwej ulicy oraz z odziaływania ogrzewania indywidulnego. Najwyższe wartości stężeń średniorocznych pyłu zawieszonego PM_{10} występują na stacji AM10 w Gdyni Śródmieściu oraz wykazują największą zmienność na tej stacji, stężenia wartości średniorocznych wahają się na tej stacji od 71,5% do 112,5 % wartości dopuszczalnej , wysokie stężenia wynikają z oddziaływania przemysłu portowego i stoczniowego na stację. Najwyższe stężania PM_{10} w analizowanym okresie występują w 2010 lub 2009 roku w zależności od stacji pomiarowej i wynoszą od 20,0 µg/m^3 na stacji AM6 w Sopocie do 44,6

µg/m^3 na stacji AM10 Gdynia Śródmieście , gdzie została przekroczona tym samym wartość dopuszczalną roczna wynosząca 40 µg/m^3 . Stężenia średnioroczne ozonu osiągają najwyższe wartości i wykazują największą zmienność na stacji AM9 Gdynia Dąbrowa. Najwyższe stężania O_3 w analizowanym okresie występują w 2008, 2009 lub 2012 roku w zależności od stacji pomiarowej.

Analiza korelacji pomiędzy poszczególnymi zanieczyszczeniami powietrza

Najsilniejsza korelacja występuje zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim występuje pomiędzy NO_2 a CO, NO_2 a PM_{10} oraz CO a PM_{10} dla większości stacji w analizowanym okresie, przy czym w sezonie letnim siła korelacji jest nieznacznie słabsza, co oznacza, iż w sezonie grzewczym prawdopodobnie analizowanie pary zmiennych mają ta same źródła emisji. Przykładowo silna korelacja pomiędzy CO a PM_{10} wskazuje , że oba zanieczyszczenia mają to samo źródło emisji jakim jest głównie ogrzewanie indywidualne. Słabsza pomiędzy NO_2 a PM_{10} w sezonie letnim oznacza, że wzrost stężeń jest związany nie tylko emisję z pojazdów silnikowych czy emisją wtórną z opon, okładzin hamulcowych, z dróg lecz również z innymi źródłami emisji. Emisja SO_2 znacząco spadła w ostatnich latach w aglomeracji gdańskiej w związku z tym również stężenia SO_2 są co raz niższe i wykazują co raz mniejszą zmienność z tego powodu SO_2 słabiej koreluje z pozostałymi zanieczyszczeniami powietrza. Ozon jest przeważnie ujemnie skorelowany zanieczyszczeniami (NO_2, CO, SO_2 i PM_{10}), najsilniejsza korelacja ujemna jest z NO_2 a następnie z CO. Analiza korelacji większości przypadków umiarkowana bądź słaba potwierdza, że wzrost stężeń NO_2, CO, SO_2 i PM_{10} przy jednoczesnym spadku O_3 jest związany z różnymi źródłami emisji. Źródłem NO_2, CO, SO_2 i PM_{10} jest głównie komunikacja bądź ogrzewanie indywidulne w zależności od rozpatrywanego sezonu, natomiast ozon, który jest zanieczyszczeniem wtórnym, co oznacza, że powstaje w troposferze wskutek przemian chemicznych innych związków (zanieczyszczeń pierwotnych). Prekursorami powstawania ozonu w troposferze są m.in. tlenki azotu (NO_x), niemetanowe lotne związki organiczne (NMLZO), a także tlenek węgla i metan. Ozon powstaje w wyniku przemian fotochemicznych utleniania (pod wpływem ultrafioletowego promieniowania słonecznego) tlenków azotu w obecności CO, CH_4 i NMLZO.

Analiza zależności pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza a warunkami meteorologicznymi

W sezonie grzewczym i letnim pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} oraz ozonu (tylko dla sezon letni) a temperaturą istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem temperatury wzrastają poziomy stężeń czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza. Z kolei w sezonie letnim pomiędzy pyłem zawieszonym PM_{10} a temperaturą dla większości stacji korelacja jest dodatnia. Zależność jest silniejsza w sezonie grzewczym pomiędzy temperaturą a wszystkimi zanieczyszczeniami powietrza.

W sezonie grzewczym i letnim pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} a ciśnieniem atmosferycznym występuje korelacja dodatnia dla większości stacji, co oznacza, iż wraz ze wzrostem ciśnienia wzrastają stężenia wzrastają poziomy stężeń czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza, przy czym nieznacznie silniejsza korelacja była w sezonie grzewczym. Z kolei pomiędzy O_3 a ciśnieniem w sezonie grzewczym wystąpiła słaba korelacja ujemna, a w sezonie letnim korelacja umiarkowana dodatnia.

W obu sezonach pomiędzy SO_2, NO_2, CO, PM_{10} a prędkością wiatru istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze spadkiem prędkości wiatru wzrastają stężenia czterech wymienionych zanieczyszczeń powietrza, przy czym nieznacznie silniejsza korelacja była w sezonie grzewczym. W przypadku ozonu w obu sezonach pomiędzy ozonem a prędkością wiatru występuje korelacja dodatnia.

W sezonie grzewczym pomiędzy NO_2, CO, PM_{10} a wilgotnością istnieje korelacja dodatnia, co oznacza iż wraz ze wraz wzrostem wilgotności wzrastają stężenia trzech wymienionych zanieczyszczeń powietrza. Z kolei w sezonie grzewczym SO_2,O_3 a wilgotnością istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze wraz spadkiem wilgotności wzrastają stężenia SO_2 i O_3. W sezonie letnim pomiędzy SO_2, NO_2, PM_{10}, O_3 a wilgotnością istnieje korelacja ujemna, co oznacza iż wraz ze wraz spadkiem wilgotności wzrastają stężenia trzech wymienionych zanieczyszczeń powietrza. Natomiast w sezonie letnim pomiędzy CO a wilgotnością korelacja nie daje jednoznacznych wyników dla wszystkich analizowanych lat, słaba korelacja jest dodatnia w roku 2008 i latach 2010-2012, podczas gdy w 2009 roku występuje słaba korelacja ujemna.

Analiza epizodów wysokich stężeń w korelacji z warunkami meteorologicznymi

Szczegółowa analiza epizodów wysokich stężeń pyłu PM_{10} pozwoliła zidentyfikować czynniki meteorologiczne sprzyjające ich wystąpieniu. Podczas wszystkich epizodów zostały odnotowane ujemne temperatury powietrza poniżej- 5°C oraz przez większość czasu niskie prędkości wiatru rzędu 1-3 m/s. Wiążąc występowanie wysokich stężeń PM10 z warunkami cyrkulacyjnymi zaobserwowano dominację układów antycyklonach dla większości epizodów. Natomiast kierunek adwekcji mas powietrza był zróżnicowany. W czasie trwania wszystkich epizodów występowała głównie lekko stała bądź stała równowaga atmosfery, szczególnie w godzinach nocnych, hamująca pionowe ruchy powietrza przyczyniając się do wzrostu stężeń pyłu. Podczas epizodów odnotowano występowanie niewielką wysokość warstwy mieszania poniżej 200 m powodując uwięzienie zanieczyszczeń powietrza blisko powierzchni ziemi. Szczegółowa analiza epizodów wysokich stężeń pyłu PM_{10} w aglomeracji gdańskiej z pewnością może zostać wykorzystana do opracowywania planu działań krótkoterminowych, programów ochrony powietrza, przygotowania prognoz krótkoterminowych zanieczyszczeń powietrza oraz stanowić bazę do podejmowania decyzji przez władze lokalne w zakresie zarzadzania jakością powietrza.

W analizowanym pięcioleciu odnotowano 2 typy epizodów fotochemicznych. Pierwsze z nich to epizody wiosenne chrakteryzujące się znacznym stężeniem ozonu przy jednoczesnym wysokim tle prekursorów ozonu, kiedy temperatury i promieniowanie nie są wysokie, ale szybko rosną z dnia na dzień oraz drugi tzw. typowy letni epizod wysokie stężania ozonu przy stosunkowo niskim tle prekursorów charakteryzujący się wysoka temperaturą i promowaniem słonecznym. Szczegółowa analiza epizodów wysokich stężeń ozonu pozwoliła zidentyfikować czynniki meteorologiczne sprzyjające ich wystąpieniu. Podczas większości epizodów odnotowano wysoko temperaturę powyżej 20°C, niską wilgotność oraz dużym natężeniem promieniowania słonecznego. Innym ważnymi czynnikiem meteorologicznym wpływającym na wysokie stężenia ozonu są niskie prędkości wiatru rzędu 1-3 m/s oraz brak opadów atmosferycznych. Rozpatrując związek wysokich stężeń ozonu z warunkami cyrkulacyjnymi zaobserwowano występowanie układów antycyklonach dla wszystkich epizodów.

Kolejnym czynnikiem meteorologicznym wpływającym na występowanie epizodów

ozonu jest termodynamiczna równowaga atmosfery. W czasie wszystkich dominowała równowaga chwiejna bądź lekko chwiejna atmosfery, która warunkach stabilnego układu wyżowego przyczyniła się do dużego dopływu promieniowania słonecznego powodując występowanie wysokich temperatur oraz silne konwekcyjne ruchy powietrza. Wyniki modelu HYSPLIT i modelu WRF wskazały na występowanie dużej miąższości warstwy mieszania co pozwalało na intensywne wymianę mas powietrza i znaczna produkcję ozonu. Analiza epizodów wysokich stężeń ozonu podobnie jak w przypadku pyłu może stanowić źródło informacji do opracowywania planu działań krótkoterminowych, programów ochrony powietrza przygotowania prognoz krótkoterminowych zanieczyszczeń powietrza oraz stanowić do podejmowania decyzji przez władze lokalne w zakresie zarządzania jakością powietrza.

Analiza przestrzennego rozkładu stężeń przy zastosowaniu geograficznych systemów informacji

Mobilny Systemu Monitoringu ARPOL 2008 stanowi doskonałe narzędzie uzupełniające pozwalające wykonać pomiary imisji w ruchu w dowolnym miejscu i czasie, natomiast nie zastąpi on pomiarów stałych stacji monitoringu powietrza. Przeprowadzone pomiary na obszarze Trójmiasta, autostrady A1 oraz drogi krajowej nr 1 między Gdańskiem i Tczewem pozwoliły określić orientacyjne wielkości stężeń ditlenku azotu, monotlenku węgla, ditlenku węgla oraz benzenu wzdłuż wyznaczonych tras. Pozwoliły ponadto zidentyfikować miejsca występowania wyższych stężeń zanieczyszczeń w Trójmieście. Maksymalna imisja zanieczyszczeń wystąpiła zidentyfikowano w następujących obszarach: ulica morska w Gdyni, Trakt Św. Wojciecha w Gdańsku oraz ulica Kartuska w Gdańsku. Stwierdzono występowanie przestrzennej zależności pomiędzy prędkością poruszania się pojazdu a wartością stężeń na niektórych odcinkach tras. Na obszarze Gdyni wzdłuż ulicy Morskiej oraz na końcowym odcinku Traktu Św. Wojciecha koło Pruszcza Gdańskiego zauważono wyraźną zależność między prędkością samochodu a stężeniem benzenu, im mniejsza prędkość pojazdu tym wyższe stężenia benzenu. Podobnie jak w przypadku benzenu widać wyraźną zależność między prędkością poruszania się pojazdu a stężeniem monotlenku węgla na obszarze Gdyni wzdłuż ulicy Morskiej oraz na wybranych odcinki wzdłuż Traktu Św. Wojciecha oraz na odcinku ulicy Kartuskiej.

Wartość stężenia w określonym miejscu i czasie zależy od wielu czynników m.in. od

warunków meteorologicznych, struktury ruchu oraz ukształtowania i zagospodarowania terenu. Najwyższe stężenia ditlenku azotu odnotowano w obszarze zwartej zabudowy , gdzie stężania maksymalne są na skrzyżowaniu ulicy Grunwaldzkiej ze Słowackiego stanowiącego duży węzeł komunikacyjny w Gdańsku. Nieznacznie niższe stężenia dla tej substancji wystąpiły dla teren otwartego oraz najniższe w Sopocie dla terenu półotwartego.

5. Streszczenie w języku polskim

Jakość powietrza jest obecnie jednym z najważniejszych zagadnień we współczesnym świecie. Każdy z nas jest narażony na oddychanie zanieczyszczonym powietrzem. Monitoring powietrza atmosferycznego pozwala na bieżące kontrolowanie jakości powietrza, natomiast w dłuższej perspektywie czasu pozwala ocenić trendy dla poszczególnych zanieczyszczeń powietrza. Uzyskanie pełniej informacji i dogłębnej analizy na temat zarówno imisji jak i emisji na danych obszarze, pozwali dokonać lepszą diagnozę oraz podjąć odpowiednie działania w kierunku poprawy jakości powietrza.

W ramach pracy doktorskiej dokonano analizy nasypujących zagadnień :

- zmienności dobowej, tygodniowej, sezonowej oraz rocznej stężeń zanieczyszczeń powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}),
- korelacji pomiędzy poszczególnymi zanieczyszczeniami powietrza,
- zależności pomiędzy stężeniami zanieczyszczeń powietrza a warunkami meteorologicznymi,
- epizodów wysokich stężeń w korelacji z warunkami meteorologicznymi,
- przestrzennego rozkładu stężeń przy zastosowaniu geograficznych systemów informacji.

Analiza dobowej zmienności pozwoliła określić charakterystyczne cechy kilku kluczowych zanieczyszczeń powietrza (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}) w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012. Wyniki badań potwierdzają zróżnicowanie dobowych przebiegów stężeń na poszczególnych stacjach jak i poszczególnych rodzajów zanieczyszczeń. Zostały potwierdzone również odmienne charakterystyki dobowych przebiegów tężeń w zależności od sezonu klimatycznego.

W wyniku analiz zmienności tygodniowej stwierdzono iż, stężeń zanieczyszczeń powietrza zależy od wielu czynników, przede wszystkim od warunków meteorologicznych oraz charakteru i wielkości emisji na danym terenie.

Zbadano czy istnieje współzależność zarówno w sezonie grzewczym jak i letnim pomiędzy poszczególnymi zanieczyszczeniami i stwierdzono, że najsilniejsza korelacja występuje pomiędzy NO_2 a CO, NO_2 a PM_{10} oraz CO a PM_{10} dla większości stacji w analizowanym okresie, przy czym w sezonie letnim siła korelacji jest nieznacznie słabsza, co oznacza, iż w sezonie grzewczym prawdopodobnie analizowanie pary zmiennych mają te same źródła emisji.

Podczas analizy korelacji zaobserwowano, iż zależność pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a parametrami meteorologicznymi jest silniejsza w sezonie grzewczym. Najsilniejsza zależność wystąpiła pomiędzy temperaturą a SO_2, NO_2, CO, PM_{10} w sezonie grzewczym.

Analiza epizodów wysokich stężeń pyłu PM_{10} oraz ozonu pozwoliła zidentyfikować czynniki meteorologiczne sprzyjające ich wystąpieniu. Szczegółowa analiza epizodów wysokich stężeń pyłu PM_{10} i ozonu w aglomeracji gdańskiej z pewnością może zostać wykorzystana do opracowywania planu działań krótkoterminowych, programów ochrony powietrza, przygotowania prognoz krótkoterminowych zanieczyszczeń powietrza oraz stanowić bazę do podejmowania decyzji przez władze lokalne w zakresie zarządzania jakością powietrza.

Ponadto w pracy dokonano analizy przestrzennego rozkładu stężeń zanieczyszczeń powietrza na podstawie danych z Mobilnego Systemu Monitoringu ARPOL z zastosowaniem geograficznych systemów informacji. Przeprowadzone pomiary na obszarze Trójmiasta, autostrady A1 oraz drogi krajowej nr 1 między Gdańskiem i Tczewem pozwoliły określić wielkości stężeń ditlenku azotu, monotlenku węgla, ditlenku węgla oraz benzenu wzdłuż wyznaczonych tras. Pozwoliły ponadto zidentyfikować miejsca występowania podwyższonych stężeń zanieczyszczeń w Trójmieście. Stwierdzono również występowanie przestrzennej zależności pomiędzy prędkością poruszania się pojazdu a wartością stężeń na niektórych odcinkach tras.

6. Streszczenie w języku angielskim

Air quality is one of the most important issues in the modern world. Each of us is exposed to harmful air pollution. Monitoring of air allows to control the current air quality and assess trends for specific air pollutants in long term. Complete information and depth analysis on both immission and emission data can be good basis for better diagnosis and appropriate action to improve air quality.

As part of the dissertation were analyzed below issues:

♣ analysis of the variability of daily, weekly, seasonal and annual concentrations of air pollutants (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM_{10}),

♣ analysis of the correlation between air pollution,

♣ analysis of the relationship between the concentrations of air pollutants and meteorological conditions,

♣ analysis of episodes of high concentrations correlated with meteorological conditions,

♣ analysis of the spatial distribution of concentrations using geographic information systems.

Analysis of the daily variability allowed to determine the characteristics of several key air pollutants (SO_2, NO_2, CO, O_3, PM10) in the agglomeration in 2008-2012. The results confirm the diversity of daily concentrations at stations as well as various types of pollution. The analysis confirmed the different characteristics of the daily concentrations depending on the season climate.

As a result of the analysis of weekly variability, concentrations of air pollutants depends on many factors, but primarily on the meteorological conditions and the amounts of emission.

The analysis has examined whether there is a correlation in both the heating season and summer between pollution and found that the strongest correlation exists between NO2 and CO, NO2 and PM10 and CO and PM10 for most stations in the analyzed period, while in summer the strength of the correlation is slightly weaker, which means that pairs of variables is likely to have the same emission sources.

During the correlation analysis, it was observed that the relationship between air pollution and meteorological parameters is stronger in the heating season. The strongest correlation occurred between temperature and SO_2, NO_2, CO, PM_{10} during the heating season.

Analysis of episodes of high concentrations of PM_{10} and ozone allowed to identify the meteorological factors conducive to their occurrence. Detailed analysis of episodes of high concentrations of PM_{10} and ozone in the agglomeration can certainly be used to develop an action plan for short-term air protection programs, prepare short-term forecasts of air pollutants and

provide a basis for decision-making by local authorities in the field of air quality management.

Furthermore, The study analyzes the spatial distribution of concentrations of air pollutants on the basis of data from the Mobile Monitoring System ARPOL using geographic information systems. The measurements in the area of Tri-City, the A1 motorway and the national road No. 1 between Gdańsk and Tczew allowed to determine the size of the concentrations of nitrogen dioxide, carbon monoxide, carbon dioxide and benzene along designated routes. Moreover, allowed to identify the place of occurrence of elevated concentrations of pollutants in the Tri-City. It was also the presence of the spatial relationship between the speed of the vehicle and the value of the concentration on certain sections of routes.

7. DOROBEK NAUKOWY

Publikacje:

1) W. Wardencki, **M. Bielawska,** Chapter 14 Particulate Material Analysis in Air, The Quality of Air, Comprehensive Analytical Chemistry Volume 73, volume editros: M.de La Guardia, S. Argmenta, Print ISBN: 9780444636058, ebook ISBN 9780444636065.

2) M. Marć, **M. Bielawska**, J. Namieśnik, V. Simeonov, B. Zabiegała, The effect of anthropogenic activity on BTEX, NO_2, SO_2, and CO concentrations in urban air of the spa city of Sopot and medium-industrialized city of Tczew located in North Poland, *Environ. Res.,* 147(2016) 513–524, DOI: 10.1016/j.envres.2016.03.014.

3) M. Marć, **M. Bielawska,** W.Wardencki, J. Namieśnik, B. Zabiegała, The influence of meteorological conditions and anthropogenic activities on the seasonal fluctuations of BTEX compounds in the urban air of the Hanseatic city of Gdansk, Poland*, Environ. Sci. Pollut. Res.* v.22 no.15 ss. 11940-11954, DOI 10.1007/s11356-015-4484-9. **M. Bielawska**, W. Wardencki, Indeks jakości powietrza, Analityka, 4, 60-64, 2014.

4) **M. Bielawska**, W. Wardencki, Influence of meteorological conditions on PM_{10} concentration in Gdańsk, ISBN 978-1-84626-xxx-x. 5 th International Conference on Environmental Science and Technology (ICEST 2014), vol.69 (2014) ss. 76-80, DOI: 10.7763/IPCBEE. 2014. V69. 16.

5) R. Katulski, J. Namieśnik, J. Stefański, J. Sadowski, W. Wardencki, **M. Bielawska**, K. Szymańska, Bezprzewodowy system monitoringu gazowych zanieczyszczeń powietrza, 2010, Napędy i sterowanie - miesięcznik techniczno-informacyjny, nr 5 (133).

6) J. Stefański, A. Białowąs , **M. Bielawska,** R. Katulski, T. Kołakowski , J. Sadowski, M. Sarafin , B. Rauht- Sobczak, K. Szymańska, W. Wardencki, T. Waszczyk, Opracowanie mobilnej stacji do badania zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego wzdłuż ciągów komunikacyjnych, Gdańsk 2008, Raport końcowy badawczo – rozwojowego nr WFOŚ/D/201/210/2007, Politechnika Gdańska.

Artykuły opublikowane w całości w materiałach konferencyjnych :

1) **M. Bielawska**, W. Wardencki, Influence of meteorological conditions on occurrence of high episodes of air pollutants in Tri- city from 2008-2012, Synposium "Air quality and Health" 16-17.04.2015 Wroclaw, books of abstracts, ISBN 978-83-62673-48-3.

2) **M. Bielawska**, W. Wardencki, Analiza zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji trójmiejskiej w latach 2008-2012, materiały konferencyjne XIV Międzynarodowa Konferencja: Air, Heat & Energy, 2014 26-29 czerwca 2014 r.

3) **M. Bielawska,** Zastosowanie geograficznych systemów informacji w projekcie AIRPOMERANIA, IV Pomorska Konferencja z cyklu Jakość Powietrza, Gdańsk, 5-7.06.2013: materiały konferencyjne.

4) **M. Bielawska**, K. Szymańska, W. Wardencki, Implementacja nowych regulacji w ochronie powietrza atmosferycznego w Polsce, IV Pomorska Konferencja z cyklu Jakość Powietrza, Gdańsk, 5-7.06.2013 : materiały konferencyjne.

5) **M. Bielawska**, K. Szymańska, J. Namieśnik, W. Wardencki, R. Katulski, J. Sadowski, J. Stefański, Badania zanieczyszczeń gazowych powietrza w aglomeracjach miejskich przy użyciu mobilnej stacji diagnostycznej, Gdańsk, 23-24 kwiecień 2009, II Pomorska Konferencja z cyklu Jakość Powietrza: materiały konferencyjne, red. J. Namieśnik, W. Wardencki, J. Gromadzka, Wydział Chemii PG, Gdańsk, ISBN : 978-83-925754-8-1.

6) K. Szymańska, **M. Bielawska**, Informacja na temat indeksu jakości powietrza w internecie (ss. 215-218), Ochrona powietrza atmosferycznego - osiągnięcia w nauce, energetyce i przemyśle, Materiały z VIII konferencji "POL-EMIS 2006", Karpacz 21-24 czerwca 2006 r. ISBN 83-921167-3-9, wyd. PZITS nr 863.

Doniesienia konferencyjne:

a) Postery :

1) **M. Bielawska**, W. Wardencki, Influence of meteorological conditions on occurrence of high episodes of air pollutants in Tri- city from 2008-2012, Synposium " Air quality and Health" 16-17.04.2015 Wroclaw books of abstracts, ISBN 978-83-62673-48-3.

2) **M. Bielawska**, T. Kołakowski, R. Potrykus, J. Stańczyk, K. Szymańska, Regionalny System Zarządzania informacją o jakości powietrza, Zakopane 2012, Ochrona Powietrza w teorii i praktyce , red. J. Konieczyński, IPIŚ PAN, Zabrze 2012.

3) **M. Bielawska**, K. Szymańska, J. Namieśnik, W. Wardencki, R. Katulski, J. Sadowski, J. Stefański, Badania zanieczyszczeń gazowych powietrza w aglomeracjach miejskich przy użyciu mobilnej stacji diagnostycznej, II POMORSKA KONFERENCJA Z CYKLU „JAKOŚĆ POWIETRZA", 23-24.04.2009 Gdańsk.

b) Wystąpienia ustne :

1) **M. Bielawska**, W. Wardencki, Analiza zmienności stężeń zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji trójmiejskiej w latach 2008-2012, XIV Międzynarodowa Konferencja: Air, Heat & Energy, 2014, Jelenia Góra 26-29 czerwca 2014 r.

2) **M. Bielawska**, W. Wardencki, Influence of meteorological conditions on PM_{10} concentration in Gdańsk, 5 th International Conference on Environmental Science and Technology (ICEST 2014), 14-16 May 2014 Gdańsk, Poland.

3) **M. Bielawska**, Geograficzne systemy informacji w analizie jakości powietrza, 18.11.2013, wykład na Politechnice Gdańskiej Wydział Chemiczny na przedmiocie Monitoring Środowiska.

4) **M. Bielawska**, Zastosowanie geograficznych systemów informacji w projekcie AIRPOMERANIA, IV Pomorska Konferencja z cyklu „Jakość Powietrza" 5-7.06.2013 Gdańsk.

5) **M. Bielawska,** K. Szymańska, J. Namieśnik, W. Wardencki, R. Katulski, J. Sadowski, **J. Stefański,** Badania zanieczyszczeń gazowych powietrza w aglomeracjach miejskich przy użyciu mobilnej stacji diagnostycznej, II Pomorska Konferencja z cyklu „Jakość Powietrza", 23-24.04.2009 Gdańsk.

c) <u>Inne wystąpienia ustne:</u>

1) **M. Bielawska**, Jakość powietrza w Rumi i jej wpływ na zdrowie mieszkańców, debata publiczna 12 czewrca 2015 roku w Stacji Kultura w Rumi w ramach projektu pt: **„**Poprawa jakości powietrza w Rumi poprzez ograniczenie niskiej emisji realizowanego przez Miasto w ramach programu KAWKA .

2) **M. Bielawska**, Air quality monitoring in the Gdańsk Region, workshop of project "Clean Air in Ports" during Transport Week March 19 th 2015 Gdańsk .

3) **M. Bielawska**, ARMAAG, Prezentacja projektu CITEAIR II –Common Information to European Air, Program seminarium na temat obecnych Programów Europejskie Współpracy Terytorialnej oraz Europejskiego Sąsiedztwa i Partnerstwa w latach 2007-2013, Urząd Marszałkowski Województwa Pomorskiego, 4 kwietnia 2013 r.

4) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Podsumowanie programów ochrony powietrza – strefa aglomeracja trójmiejska, spotkanie Urząd Marszałkowski Województwa Pomorskiego, Gdańsk 08.03.2013 r.

5) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Podsumowanie programów ochrony powietrza – strefa pomorska, spotkanie Urząd Marszałkowski Województwa Pomorskiego, Gdańsk 06.03.2013 r.

6) **M. Bielawska**, System upowszechniania informacji , szkolenie dla administracji w ramach projektu AIRPOMEMRANIA , Gdańsk 25.09.2012 r.

7) **M. Bielawska**, M. Sarafin, Szkoła letnia wykład i warsztaty w ramach projektu AIRPOMEMRANIA: Jakość danych pomiarowych, 20-22.09.2011, Gdańsk.

8) **M. Bielawska**, How to apply and use the CITEAIR II air quality forecasting methodology for a Polish region, ARMAAG, CITEAIR II Air Quality Workshop and Networking event - 1-2 June 2010 (Ljubljana.)

9) **M. Bielawska**, Zastosowanie GIS w analizie jakości powietrza, Fundacja ARMAAG, 8 Krajowa Konferencja Użytkowników Oprogramowania ESRI, Warszawa, 26-27.11.2008 r.

10) **M. Bielawska**, Easy steps to join cow, CITEAIR II Air Quality Workshop, Gdańsk 25 th May 2007 r.

11) **M. Bielawska**, Jakość powietrza atmosferycznego, prezentacja dla słuchaczy Uniwersytetu III wieku, Centrum Edukacji i Informacji Ekologicznej, Gdańsk listopad 2006 r.

12) **M. Bielawska,** Szkoła letnia wykłady w ramach projektu AIRPOMERANIA: System ocen jakości powietrza i wskazówki do praktycznego i korzystania z zasobów biblioteki AIRPOMERANIA, Gdańsk 18-20,25,27 czerwca 21-22 oraz 27 sierpnia 2012 r.

Inne publikacje (raporty i analizy środowiskowe):

1) M. Fijołek , A. Borkowska, D. Zgoda, **M. Bielawska**, W. Staszek, K. Bernaciak , M. Muszyński, W. Trapp, Program ochrony środowiska dla miasta Gdańska na lata 2015-2018 z perspektywą do roku 2020, Gdańsk 2016 r.

2) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Analiza wpływu budowy Centrum Koga na jakość powietrza na podstawie analizy przekroczeń PM_{10} na stacji AM2 Gdańsk Stogi w okresie 1 kwietnia do 30 czerwca 2015 rok na tle pozostałych stacji pomiarowych w Gdańsku, Gdańsk 2016 r.

3) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Raport o stanie powietrza w Tczewie w latach 2014-2015, Gdańsk kwiecień 2013 r.

4) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Ocena jakości powietrza dla miasta Gdańska za 2015 rok, Gdańsk, maj 2016 r.

5) **M. Bielawska**, B. Kujawska, D. Zgoda, pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2015 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG.

6) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Analiza emisji ze wszystkich źródeł na terenach O. Wilczyno-ogród, Gdańsk grudzień 2015 r.

7) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Analiza stężeń w powietrzu atmosferycznym substancji emitowanych przez pojazdy i maszyny budowlane w rejonie stacji pomiarowej AM2 w Gdańsku przy ulicy Kaczeńce, Gdańsk 2015 r.

8) **M. Bielawska**, Analiza warunków aerosanitarnych w Sopocie za lata 2011-2013 w kontekście Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 13 kwietnia 2006 r (Dz. U. Nr 80 poz. 565), Gdańsk luty 2015 r.

9) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Analiza wpływu budowy Centrum Koga na jakość powietrza na podstawie analizy przekroczeń PM10 na stacji AM2 Gdańsk Stogi w okresie 1 kwietnia do 30 czerwca 2015 r. a Gdańsk grudzień 2015 r.

10) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Ocena jakości powietrza dla miasta Gdańska za 2015 rok, Gdańsk, czerwiec 2015 r.

11) **M. Bielawska**, D. Zgoda, M. Balun, M. Paciorek, W. Trapp, pod red. Krystyny Szymańskiej, Program ochrony powietrza dla strefy pomorskiej na lata 2015-2020 z perspektywą na lata następne określony ze względu na przekroczenia dopuszczalnego poziomu zanieczyszczenia powietrza pyłem $PM_{2,5}$, 26.10.2015 r.

12) **M. Bielawska**, T. Kołakowski, M. Sarafin, D. Zgoda, pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2014 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG.

13) **M. Bielawska**, K. Szymańska, D. Zgoda, Analiza podejmowanych działań przez Gminę Miejską Tczew, jednostki samorządowe, przedsiębiorców i mieszkańców miasta wraz z oceną ich wpływu na poprawę jakości powietrza na terenie miasta Tczew w okresie ostatnich 10 lat, Gdańsk 2014 r.

14) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Raport o stanie powietrza w Tczewie w latach 2011-2013, Gdańsk kwiecień 2013 r.

15) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Ocena jakości powietrza dla miasta Gdańska za 2014 rok, Gdańsk, czerwiec 2014 r.

16) **M. Bielawska**, M. Sarafin, D. Zgoda, pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2013 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG.

17) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Analiza oddziaływania związków odorotwórczych emitowanych kwatery 800/2 przy użyciu modelowania matematycznego, Gdańsk lipiec 2013 r.

18) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Raport oddziaływania na środowisko - część meteorologiczna i ochrona atmosfery.

19) **M. Bielawska**, Projekt AIRPOMERANIA (str.74-75), Książka Kalejdoskop GIS, Warszawa 2013, ISBN 978-83-927725-2-1.

20) **M. Bielawska**, Raport o stanie powietrza w Tczewie w latach 2011-2012, Gdańsk wrzesień 2013 r. Gdańsk.

21) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Ocena jakości powietrza dla miasta Gdańska za 2013 rok, Gdańsk, czerwiec 2013 r.

22) **M. Bielawska**, M. Kacprzak, D. Zgoda, Raport z XX-lecia Fundacji ARMAAG, Gdańsk, czerwiec 2013.

23) M. Bielawska, M. Kacprzak , K. Szymańska, Analiza areosanitarna podczas rozruchów EDF Wybrzeże S.A, Gdańsk, listopad 2012 r.

24) **M. Bielawska,** K. Szymańska, Analiza warunków meteorologicznych w rejonie Uniwersyteckiego Centrum Klinicznego w Gdańsku, listopad 2012 r.

25) **M. Bielawska**, K. Szymańska, Ocena jakości powietrza dla miasta Gdańska za 2012 rok, Gdańsk, czerwiec 2012 r.

26) **M. Bielawska,** K. Szymańska, Analiza stanu aerosanitarnego we Wrzeszczu w rejonie Uniwersyteckiego Centrum Klinicznego w Gdańsku, listopad 2012 r.

27) **M. Bielawska**, M. Kacprzak, T. Kołakowski, M. Sarafin, D. Zgoda, pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2012 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG.

28) **M. Bielawska**, J. Landowski, M. Wituska, Raport o stanie powietrza w Tczewie w latach 2010-2011, Gdańsk 2011 r.

29) S. Davison, Sef van den Elshout, B.Wester, C. Honoré, A. Lazano, F. Nussio, L. Corbet, **M. Bielawska,** Z. Bobic, Integrated Urban Emission Inventories, Guidebook, Project Citeair II, http://www.citeair.eu/fileadmin/Deliverables_and_documents/Guidebook_Integrated_Emission_Inventories_-_final.pdf.

30) **M. Bielawska**, E. Kachniarz, T. Kołakowski, M. Sarafin, M. Wituska, D. Zgoda, pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2011 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG, ISBN 978-83-913904-6-7.

31) **M. Bielawska**, Raport o stanie powietrza w Tczewie w latach 2009-2010, Gdańsk 2011 r.

32) **M. Bielawska**, E. Kachniarz , T. Kołakowski , M. Sarafin, T. Waszczyk, A. Zygmunt pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2010 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG, ISBN 978-83-913904-5-0.

33) **M. Bielawska**, E. Kachniarz, T. Kołakowski, M. Sarafin, T. Waszczyk, pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2009 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG, ISBN 978-83-913904-3-6.

34) **M. Bielawska**, Analiza warunków areosanitarnych w Sopocie za lata 2005-2007 w kontekście Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 13 kwietnia 2006 r. (Dz.U. Nr 80 poz. 565), Gdańsk, maj 2008 r.

35) **M. Bielawska**, J. Landowski , K. Szymańska. Analiza stanu powietrza w Tczewie w latach 2007-2008, Gdańsk kwiecień 2009.

36) **M. Bielawska,** E. Kachniarz, T. Kołakowski, M. Sarafin, T. Waszczyk, pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2008 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG, ISBN 978-83-913904-3-6.

37) **M. Bielawska**, T. Kołakowski , M. Sarafin, T. Waszczyk, pod red. K. Szymańskiej , Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2007 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG, ISBN 978-83-913904-2-9.

38) **M. Bielawska**, Analiza stanu powietrza w Tczewie w latach 2003-2006.

39) **M. Bielawska**, T. Kołakowski, M. Sarafin, T. Waszczyk, pod red. K. Szymańskiej , Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2006 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG, ISBN 83-913904-2-06.

40) **M. Bielawska**, T. Kołakowski , M. Sarafin, T. Waszczyk, pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i Tczewie w roku 2005 i informacja o działalności Fundacji ARMAAG, ISBN 83-913904-2-06.

8. SPIS TABEL :

Numer tabeli	Tytuł	strona
Tab. 1.	*Poziomy dopuszczalne i docelowe ze względu na ochronę zdrowia dla : SO_2, NO_2, CO, C_6H_6, PM10, Pb, As, Cd, Ni, B(a)P, O_3.*	23
Tab. 2.	*Poziomy dopuszczalne ze względu na ochronę zdrowia dla pyłu $PM_{2,5}$.*	23
Tab. 3.	*Poziom celu długoterminowego dla ozonu- ochrona zdrowia.*	24
Tab. 4.	*Poziomy dopuszczalne i docelowe ze względu na ochronę roślin dla SO_2, NO_x i O_3.*	24
Tab. 5.	*Poziom celu długoterminowego dla ozonu-ochrona roślin.*	24
Tab. 6.	*Klasy indeksu godzinnego w ramach projektu CITEAIR [36].*	26
Tab.7.	*Metodyka obliczania indeksu rocznego w ramach projektu CITEAIR [37].*	26
Tab. 8.	*Klasy indeksu AQI wg Amerykańskiej Agencji Środowiska.*	27
Tab. 9.	*Klasy indeksu AQIH w Irlandii [39].*	29
Tab. 10.	*Skutki zdrowotne dla klas indeksu AQIH w Irlandii [39].*	29
Tab. 11.	*Klasy indeksu jakości powietrza wg Fundacji ARMAAG [43].*	30
Tab. 12.	*Emisja wg sektorów gospodarki dla dwutlenku siarki, dwutlenku azotu oraz pyłów w latach 2000-2010 [52].*	35
Tab. 13.	*Wpływ zanieczyszczeń na zdrowie człowieka [54,56,57].*	37
Tab. 14.	*Lokalizacja stacji pomiarowych ARMAAG i zakres pomiarowy w roku 2014 [95].*	62
Tab. 15.	*Cele dotyczące jakości danych w zakresie oceny jakości powietrza dla pomiarów automatycznych [116].*	77
Tab. 16.	*Kompletność serii pomiarowych w % ditlenku siarki w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	82
Tab. 17.	*Kompletność serii pomiarowych w % ditlenku azotu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	82
Tab. 18.	*Kompletność serii pomiarowych w % pyłu zawieszonego PM_{10} w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	83
Tab. 19.	*Kompletność serii pomiarowych w % monotlenku węgla w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	83
Tab. 20.	*Kompletność serii pomiarowych w % ozonu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	83
Tab. 21.	Maksymalne i minimalne wartości *współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	106
Tab. 22.	*Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	110

Tab. 23.	*Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona oraz współczynnika determinacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a temperaturą w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	116
Tab. 24.	*Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona oraz współczynnika determinacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a ciśnieniem atmosferycznym w sezonie grzewczym aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	118
Tab. 25.	*Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona oraz współczynnika determinacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a prędkością wiatru w sezonie grzewczym aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	119
Tab. 26.	*Maksymalne i minimalne współczynnika korelacji Persona oraz współczynnika determinacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a wilgotnością w sezonie grzewczym aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	120
Tab. 27.	*Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona oraz współczynnika determinacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a temperaturą w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	122
Tab. 28.	*Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona oraz współczynnika determinacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a ciśnieniem atmosferycznym w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	123
Tab. 29.	*Maksymalne i minimalne wartości współczynnika korelacji Persona oraz współczynnika determinacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a prędkością wiatru w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	124
Tab. 30.	*Maksymalne i minimalne współczynnika korelacji Persona oraz współczynnika determinacji pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a wilgotnością w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	126
Tab. 31.	*Statystyki dla pyłu PM_{10} w okresie 2008-2012.*	128
Tab. 32.	*Częstość występowania stężenia PM_{10} >=50,0 µg/m^3 w [%].*	128
Tab. 33.	*Epizody pyłu PM_{10} w latach 2008-2012 w aglomeracji gdańskiej.*	129-130
Tab. 34.	*Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [µg/m^3] podczas epizodu wysokich stężeń 29-13.12.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.*	131
Tab. 35.	*Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [µg/m^3] podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.*	136
Tab. 36.	*Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [µg/m^3] podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 w aglomeracji gdańskiej.*	141
Tab. 37.	*Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [µg/m^3] podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	147
Tab. 38.	*Wartości średniodobowe pyłu PM_{10} [µg/m^3] podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 -05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej.*	152
Tab. 39.	*Statystyki dla ozonu w okresie 2008-2012.*	157
Tab. 40.	*Częstość występowania stężenia ozonu >=120,0 µg/m^3 w [%].*	157
Tab. 41.	*Epizody wysokich stężeń ozonu w latach 2008-2012 w aglomeracji gdańskiej.*	158

Tab. 42.	*Zakres czasowy i przestrzenny kampanii pomiarowej ARPOLEM w 2008 roku.*	185
Tab. 43.	*Średni błąd RMS oraz odchylenie standardowe dla każdej metody interpolacji dla ditlenku azotu.*	212
Tab. 44.	*Średni błąd RMS oraz odchylenie standardowe dla każdej metody interpolacji dla benzenu.*	212

9. SPIS RYSUNKÓW

Numer rysunku	Tytuł	strona
Rys. 1.	*Rozkład temperatury i ciśnienia, główne postaci substancji chemicznych oraz przenikanie promieniowania docierającego od Słońca w poszczególnych warstwach (linia przerywana odpowiada ciśnieniu, linia ciągła temperaturze) [6].*	6
Rys. 2.	*Strona ARMAAG prezentująca indeks jakości powietrza [44].*	31
Rys. 3.	*Pozyskanie energii pierwotnej w Polsce w latach 2005-2012 wg GUS [50].*	34
Rys. 4.	*Typy równowagi termicznej w atmosferze [61].*	39
Rys. 5.	*Kształt smugi w zależności od typu równowagi atmosfery [62]*	41
Rys. 6.	*Pierwsza seryjna mapa komputerowa, fragment mapy geologicznej Abingdonu [71].*	46
Rys. 7.	*Klasyfikacja modeli zanieczyszczeń powietrza [85].*	50
Rys. 8.	*Rozmieszczenie stacji ARMAAG w aglomeracji gdańskiej.*	61
Rys. 9.	*Analizator ditlenku azotu model Thermo 42C a) schemat analizatora b) widok analizatora w środku [97,98].*	65
Rys. 10.	*Analizator ditlenku siarki model Thermo 43C a) schemat działania analizatora b) widok analizatora w środku [99,100].*	67
Rys. 11.	*Analizator ozonu model Thermo 49C a) schemat analizatora b) widok analizatora [101,102].*	69
Rys. 12.	*Analizator monotlenku węgla model Thermo 48C a) schemat analizatora b) widok analizatora [104,105].*	71
Rys. 13.	*Analizator pyłu zawieszonego PM_{10} firmy Eberline a) wygląd analizatora b) schemat działania analizatora pyłu PM_{10} firmy Eberline [opracowanie własne na podstawie [113].*	74
Rys. 14.	*Schemat działania analizatora pyłu PM_{10} firmy Rupprecht & Pataschnick [opracowanie własne na podstawie [114].*	76
Rys. 15.	*Fragment płyty głównej ARPOL2008 z czujnikami do pomiarów : stężenia gazów w powietrzu, wilgotności i temperatury.*	80
Rys. 16.	*Sposób zamontowania stacji ARPOL2008 na pojeździe.*	81
Rys. 17.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku siarki w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	85
Rys. 18.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku siarki w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	85
Rys. 19.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku azotu w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	86
Rys. 20.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku azotu w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	87
Rys. 21.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	88

Rys. 22.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	88
Rys. 23.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń monotlenku węgla w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	89
Rys. 24.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń monotlenku węgla w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	90
Rys. 25.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ozonu w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	91
Rys. 26.	*Dobowy przebieg średnich wartości stężeń ozonu w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	91
Rys. 27.	*Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku siarki w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	94
Rys. 28.	*Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń ditlenku azotu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	94
Rys. 29.	*Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	95
Rys. 30.	*Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń monotlenku węgla w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	95
Rys. 31.	*Tygodniowy przebieg średnich wartości stężeń ozonu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	96
Rys. 32.	*Zmiany stężeń ditlenku siarki w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.*	97
Rys. 33.	*Zmiany stężeń ditlenku azotu w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.*	98
Rys. 34.	*Zmiany stężeń pyłu PM_{10} w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.*	99
Rys. 35.	*Zmiany stężeń monotlenku węgla w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.*	99
Rys. 36.	*Zmiany stężeń ozonu w aglomeracji gdańskiej a) w sezonie grzewczym b) w sezonie letnim w latach 2008-2012.*	100
Rys. 37.	*Zmiany średniorocznych stężeń ditlenku siarki, ditlenku azotu, pyłu PM_{10}, monotlenku węgla oraz ozonu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	102
Rys. 38.	*Zmiany średniorocznych stężeń ditlenku siarki, ditlenku azotu, pyłu PM_{10}, monotlenku węgla oraz ozonu w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*	103
Rys. 39.	*Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) monotlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-13.12.2008 w aglomeracji gdańskiej.*	132
Rys. 40.	*Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-13.12.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.*	133
Rys. 41.	*Róże wiatrów podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-13.12.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.*	134

Rys. 42.	*Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszenia podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-13.12.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.*	134
Rys. 43.	*Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona),1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 29-13.12.2008 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT: http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).*	135
Rys. 44.	*Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) montlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.*	137
Rys. 45.	*Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 w aglomeracji gdańskiej.*	138
Rys. 46.	*Rys. 46. Róże wiatrów podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.*	139
Rys. 47.	*Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszenia podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.*	139
Rys. 48.	*Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 20-23.12.2009 r. w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).*	140
Rys. 49.	*Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) monotlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.*	142
Rys. 50.	*Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.*	143
Rys. 51.	*Róże wiatrów podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.*	144
Rys. 52.	*Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie, chwiejna 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz wysokość warstwy mieszenia podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej (b).*	144
Rys. 53.	*Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona),1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-27.01.2010 r. w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).*	145
Rys. 54.	*Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) monotlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	147
Rys. 55.	*Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	148

Rys. 56.	*Róże wiatrów synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	149
Rys. 57.	*Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszenia podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	150
Rys. 58.	*Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 23.02-03.03.2011 r. w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).*	150
Rys. 59.	*Zmienność stężeń a) pyłu PM_{10} b) ditlenku siarki c) ditlenku azotu oraz d) monotlenku węgla podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 -05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej.*	152
Rys. 60.	*Zmienność parametrów meteorologicznych a) temperatury powietrza b) wilgotności c) prędkości wiatru d) ciśnienia atmosferycznego e) mapy synoptycznej podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 -05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej.*	153
Rys. 61.	*Róże wiatrów podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 - 05.02.2012 w aglomeracji gdańskiej.*	154
Rys. 62.	*Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna,4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszenia podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 -05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej .*	155
Rys. 63.	*Trajektorie wsteczne mas powietrza dla wysokości 500 (czerwona),1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 -05.02.2012 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).*	156
Rys. 64.	*Zmienność stężeń a) ozonu i ditlenku azotu oraz wielkość nasłonecznienia oraz b) prekursorów ozonu na przykładzie stacji AM4 w Gdyni Pogórzu podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.*	160
Rys. 65.	*Zmienność temperatury i wilgotności podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.*	161
Rys. 66.	*Zmienność prędkości wiatru i ciśnienia atmosferycznego podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.*	161
Rys. 67.	*Róże wiatrów podczas epizodu wysokich ozonu stężeń 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej.*	162
Rys. 68.	*Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna, 4- obojętna , 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszenia podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 30.01 -05.02.2012 r. w aglomeracji gdańskiej.*	162
Rys. 69.	*Mapa synoptyczna (a) i trajektorie wsteczne mas powietrza (b) dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 1.04.2008 r. w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).*	163
Rys. 70.	*Zmienność stężeń a) ozonu i ditlenku azotu oraz wielkość nasłonecznienia oraz b) prekursorów ozonu na przykładzie stacji AM4 w Gdyni Pogórzu podczas*	164

	epizodu wysokich stężeń ozonu 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.	
Rys. 71.	*Zmienność temperatury i wilgotności podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.*	165
Rys. 72.	*Zmienność prędkości wiatru i ciśnienia atmosferycznego podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.*	165
Rys. 73.	*Róże wiatrów podczas epizodu wysokich ozonu stężeń 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.*	166
Rys. 74.	*Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna, 3-lekko chwiejna,4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszenia podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 26-27.05.2009 r. w aglomeracji gdańskiej.*	166
Rys. 75.	*Mapa synoptyczna (a) i trajektorie wsteczne mas powietrza (b) dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 26-27.05.2009 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).*	167
Rys. 76.	*Zmienność stężeń a) ozonu i ditlenku azotu oraz wielkość nasłonecznienia oraz b) prekursorów ozonu na przykładzie stacji AM4 w Gdyni Pogórzu podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.*	169
Rys. 77.	*Zmienność temperatury i wilgotności podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.*	170
Rys. 78.	*Zmienność prędkości wiatru i ciśnienia atmosferycznego podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.*	170
Rys. 79.	*Róże wiatrów podczas epizodu wysokich ozonu stężeń 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.*	171
Rys. 80.	*Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna , 2-chwiejna , 3-lekko chwiejna, 4- obojętna, 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszenia podczas epizodu wysokich stężeń PM_{10} 22-23.07.2010 r. w aglomeracji gdańskiej.*	171
Rys. 81.	*Mapa synoptyczna (a) i trajektorie wsteczne mas powietrza (b) dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 22-23.07.2010 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).*	172
Rys. 82.	*Zmienność stężeń a) ozonu i ditlenku azotu oraz wielkość nasłonecznienia oraz b) prekursorów ozonu na przykładzie stacji AM4 w Gdyni Pogórzu podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	174
Rys. 83.	*Zmienność temperatury i wilgotności podczas epizodu wysokich stężeń 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	175
Rys. 84.	*Zmienność prędkości wiatru i ciśnienia atmosferycznego podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	175
Rys. 85.	*Róże wiatrów synoptycznej podczas epizodu wysokich ozonu stężeń 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	176
Rys. 86.	*Klasy równowagi atmosfery (a) (1-skrajnie chwiejna, 2-chwiejna , 3-lekko chwiejna, 4- obojętna , 5- lekko stała, 6-stała) oraz (b) wysokość warstwy mieszenia podczas epizod wysokich stężeń PM_{10} 25-27.04.2011 r. w aglomeracji gdańskiej.*	176

Rys. 87.	*Mapa synoptyczna (a) i trajektorie wsteczne mas powietrza (b) dla wysokości 500 (czerwona), 1000 (niebieska) i 1500 (zielona) m.n.p.g podczas epizodu wysokich stężeń ozonu 25-27.04.2016 w aglomeracji gdańskiej (źródło model HYSPILT : http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php).*	177
Rys. 88.	*Trasy pomiarowe monitorowane ARPOLEM podczas kampanii pomiarowej w 2008 roku w Trójmieście.*	185
Rys. 89.	*Trasy pomiarowe monitorowane ARPOLEM podczas kampanii pomiarowej w 2008 roku na odcinku pomiędzy Gdańskiem a Tczewem – autostrada A1 i droga krajowa nr 1.*	186
Rys. 90.	*Imisja ditlenku azotu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 31.05.2008 r. w godz. 07:30-09:00.*	187
Rys. 91.	*Imisja ditlenku azotu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz. 07:00-09:00.*	188
Rys. 92.	*Imisja ditlenku azotu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.15:00-17:00.*	188
Rys. 93.	*Imisja ditlenku azotu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.23:00-00:30.*	189
Rys. 94.	*Imisja ditlenku azotu wzdłuż drogi krajowej nr 1 03.06.2008 w godz. 10:30-11:30 i autostrady A1 dnia 03.03.2008 w godz.12:30-13:00.*	189
Rys. 95.	*Imisja benzenu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 31.05.2008 w godz. 07:30-09:00.*	190
Rys. 96.	*Imisja benzenu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz. 07:00-09:00.*	191
Rys. 97.	*Imisja benzenu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.15:00-17:00.*	191
Rys. 98.	*Imisja benzenu wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.23:00-00:30.*	192
Rys. 99.	*Imisja benzenu wzdłuż drogi krajowej nr 1 03.06.2008 w godz. 10:30-11:30 i autostrady A1 dnia 03.03.2008 w godz.12:30-13:00.*	192
Rys. 100.	*Imisja monotlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 31.05.2008 w godz. 07:30-09:00.*	193
Rys. 101.	*Imisja monotlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz. 07:00-09:00.*	194
Rys. 102.	*Imisja monotlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.15:00-17:00.*	194
Rys. 103.	*Imisja monotlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.23:00-00:30.*	195
Rys. 104.	*Imisja monotlenku węgla wzdłuż drogi krajowej nr 1 03.06.2008 w godz. 10:30-11:30 i autostrady A1 dnia 03.03.2008 w godz.12:30-13:00.*	195
Rys. 105.	*Imisja ditlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 31.05.2008 w godz. 07:30-09:00.*	196
Rys.106.	*Imisja ditlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz. 07:00-09:00.*	197
Rys. 107.	*Imisja ditlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.15:00-17:00.*	197
Rys. 108.	*Imisja ditlenku węgla wzdłuż Obwodnicy Trójmiasta 02.06.2008 w godz.23:00-00:30.*	198

Rys. 109.	*Imisja ditlenku węgla wzdłuż drogi krajowej nr 1 03.06.2008 w godz. 10:30-11:30 i autostrady A1 dnia 03.03.2008 w godz.12:30-13:00.*	198
Rys. 110.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdyni dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 -17:00.*	199
Rys. 111.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdańska dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 -17:00.*	200
Rys. 112.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdańska i Pruszcza Gdańskiego dnia 02.03.2008 w godz. 15:00 -17:00.*	200
Rys. 113.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń monotlenku węgla od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdyni dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 -17:00.*	201
Rys. 114.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń monotlenku węgla od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdańska dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 - 17:00.*	202
Rys. 115.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń monotlenku węgla od prędkości poruszania się pojazdu na obszarze Gdańska i Pruszcza Gdańskiego dnia 02.06.2008 w godz. 15:00 -17:00.*	202
Rys. 116.	*Mapa prezentująca „kanion uliczny" oraz teren otwarty w Gdańsku na tle rzeźby terenu.*	204
Rys. 117.	*Mapa prezentująca teren półotwarty w Sopocie na tle rzeźby terenu.*	204
Rys. 118.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w kanionie ulicznym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.*	207
Rys. 119.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w kanionie ulicznym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.*	207
Rys. 120	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu w kanionie ulicznym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.*	208
Rys. 121.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu w kanionie ulicznym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.*	208
Rys. 122.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w terenie półotwartym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.*	209
Rys. 123.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w terenie półotwartym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.*	209
Rys. 124.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu w terenie otwartym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.*	210
Rys. 125.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń ditlenku azotu otwartym otwartym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.*	210
Rys. 126.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu w terenie otwartym z zastosowaniem metody interpolacji IDW 23.05.2007 roku.*	211
Rys. 127.	*Przestrzenny rozkład zależności wartości stężeń benzenu w terenie otwartym z zastosowaniem metody interpolacji Kriging 23.05.2007 roku.*	211

10. Literatura:

[1] WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide, Global update 2005, Summary of risk assessment, WHO 2006.

[2] Air quality in Europe -2013 report, EEA Report, No 9/2013.

[3] G.W. vanLoon, S.J. Duffy, Chemia Środowiska, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007, ss.21-22.

[4] A. Woś, Meteorologia dla geografów, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002, ss.78-80.

[5] S. Trzeciak , Meteorologia morska z oceanografią, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000, ss.22-23.

[6] A.Woś , Meteorologia dla geografów, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002, ss. 92-93.

[7] G.W. vanLoon, S.J. Duffy , Chemia Środowiska, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007, s.23.

[8] R.G. Griffin, *Principles of air quality management*, Taylor &Francis group: Boca Raton, 2007, ss.1-2.

[9] E. Boros, L. Makra, R. Beczi, B. Vitanyi , M. Szentpeteri, Anthropogenic air pollution in the ancient times, Acta Climatlogica et Chrnologica, Tom.36-37, Universitatis Szegediensis 2003, 5-15**.**

[10] http://www.greenhorizon-online.com/index.php/Insight/air-pollution-past-and-present.html (7.10.2013)

[11] http://www.staffs.ac.uk/schools/sciences/environment/GreatFog/fog2.html (30.09.2013)

[12] http://martinfrost.ws/htmlfiles/pollution.html (30.09.2013)

[13] R.G. Griffin , Principles of air quality management, Taylor &Francis Group: Boca Raton, 2007, ss.3.

[14] B. Rani, U. Singh, A. K .Chuhan, D.Sharma, R. Maheshwari, Photochemical Smog Pollution and Its Mitigation Measures, J. Adv. Sci. Res., ISSN 0976-9595, 2011; 2(4): 28-33 28.

[15] http://www.world-weather-travellers-guide.com/london-smog.html (7.10.2013)

[16] http://www.metoffice.gov.uk/education/teens/case-studies/great-smog (7.10.2013)

[17] http://www2.epa.gov/aboutepa/guardian-origins-epa (02.11.2013]
[18] A. C. Stern, (1982) History of Air Pollution Legislation in the United States, J. Air Pol. Control Assoc., 32:1, 44-61, DOI: 10.1080/00022470.1982.10465369
[19] W. Wardencki, Air pollution : Monitoring, Encyclopedia of Environmental Management DOI: 10.1081/E-EEM-120046061
[20] http://www.eea.europa.eu/pl/about-us/who (02.11.2013)
[21] http://www.airparif.asso.fr/en/qui-sommes-nous/missions-le-role (02.11.2013)
[22] http://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/existing_leg.htm (3.11.2013)
[23] R.G. Griffin, Principles of air quality management, Taylor &Francis Group: Boca Raton, 2007, ss.276.
[24]http://europa.eu/legislation_summaries/environment/tackling_climate_change/l28060_pl.htm (3.11.2013).
[25]http://www.ekoportal.gov.pl/opencms/opencms/ekoportal/warto_wiedziec_i_odwiedzic/artykuly/monitoringjakoscipowietrza.html (4.11.2013).
[26] http://www.gios.gov.pl/artykuly/401/Historia (4.11.2013).
[27] Prawa Ochrony Środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 roku (Dz.U. z 2008r., Nr 25, poz. 150 z późniejszymi zmianami).
[28] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza (Dz. U. z 2012 r., poz. 914).
[29] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia z dnia 11 września 2012 r. w sprawie programów ochrony powietrza oraz planów działań krótkoterminowych (Dz. U. z 2012 r., poz.1028).
[30] Roczna ocena jakości powietrza w województwie pomorskim za 2012 rok, WIOŚ Gdańsk, kwiecień 2013.
[31] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. z 2012 r., poz. 1031).
[32] http://spjp.katowice.pios.gov.pl/aqi.aspx (9.11.2013).
[33] F. de Leeuw, W. Mol, Air quality and air quality index : a world apart?
ETC/ACC Technical Paper 2005/5.
[34] H. Bartelds, H. Heich, K. Léger, CAQI Air Quality index. Comparing Urban Air Quality across Borders – 2012, 03.2012(http://www.airqualitynow.eu/pl/download/CITEAIR-

Comparing_Urban_Air_Quality_across_Borders.pdf .

[35] http://www.airqualitynow.eu/pl/about_indices_definition.php (9.11.2013).

[36] http://www.airqualitynow.eu/about_indices_definition.php (14.11.2013).

[37] http://www.airqualitynow.eu/about_indices_definition.php (14.11.2013).

[38] http://www.airnow.gov/?action=aqibasics.aqi (13.11.2013).

[39] http://www.epa.ie/air/quality/index/#.UokYoOJ_jyc (17.11.2013).

[40] http://www.epa.ie/air/quality/index/#d.en.51484 (20.11.2013).

[41] http://powietrze.gios.gov.pl/pjp/current?lang=pl (17.08.2016).

[42] http://www.airpomerania.pl/ (22.11.2013).

[43] http://armaag.gda.pl/indeks_jakosci_powietrza/liczenie_indeksu.htm (22.11.2013).

[44] http://armaag.gda.pl/indeks_jakosci_powietrza.htm (22.11.2013).

[45] http://www.eoearth.org/view/article/169979/ (1.12.2013).

[46] P. Stepnowski, E. Synak, B. Szafranek, Z. Kaczyński, Monitoring i analityka zanieczyszczeń środowiska, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk 2010 .

[47] Air quality in Europe -2013 report, EEA Report, No 9/2013

[48]http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Air_pollution_statistics (28.11.2012)

[49] L. Dygas –Ciołkowska, B. Albiniak, Raport o stanie środowiska w Polsce w 2008 roku, Biblioteka Monitoringu Środowiska , Warszawa 2010.

[50] Gospodarka paliwowo-energetyczna w latach 2011, 2012, GUS , Warszawa 2013, ISSN: 1506-7947 (http://www.stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/gus/SE_gosp_paliw_energ_2011-2012.pdf

[51] K. Juda- Rezeler, Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko , Oficyna wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2006.

[52] Ochrona Środowiska 2012 , GUS , Warszawa 2012, ISSN 0867-3217 (http://www.stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/gus/se_ochrona_srodowiska_2012.pdf)

[53] Air quality in Europe -2012 report, EEA Report, No 4/2012.

[54] R.G. Griffin , Principles of air quality management, Taylor &Francis group: Boca Raton , 2007.

[55] Every breath we take . Improving air quality in Europe, EEA signals 2013 , 1831-2772.

[56] Air quality in Europe -2013 report, EEA Report, No 9/2013

[57] R.G. Griffin, Principles of air quality management , Taylor &Francis Group: Boca Raton ,

2007.
[58] M.T Markiewicz, Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 2004.
[59] A. Wyszkowski, Meteorologiczne aspekty rozprzestrzenia się zanieczyszczeń atmosferycznych, Rocznik fizycznogeograficzny TOM I, Uniwersytet Gdański, 1996.
[60] S. Trzeciak, Meteorologia morska z oceanografią, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000, ss.22-23.
[61] A.Woś, Meteorologia dla geografów, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002, ss.121-125.
[62] T.R. Oke, Bounadry layer climates, Methune & CO Ltd, 1978, London.
[63] R.G. Griffin , Principles of air quality management, Taylor &Francis Group: Boca Raton , 2007, ss.125-126.
[64] E. Wołoszyn, Klimatologia i meteorologia w zarysie- skrypt, Gdańsk 2009 .
[65] R.G. Griffin , Principles of air quality management , Taylor &Francis group: Boca Raton , 2007, ss.117-119.
[66] http://pl.wikipedia.org/wiki/System_Informacji_Geograficznej (30.12.2013)
[67] P. A Longly., M.F Goodchild, D.J Maguire, D.W Rhind, GIS Teoria i praktyka, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa , 2006, ss. 4-6.
[3/68] J. Urbański, GIS w badaniach przyrodniczych, 2012 centrum GIS, Uniwersytet Gdański.
[69] http://dlsr.com.au/2012/06/gis-geographical-information-system/ (03.01.2014).
[70] J. T., Coppock, D. W. Rhind, (1991). The history of GIS. Geographical Information Systems: principles and applications. Ed. David J. Maguire, Michael F. Goodchild and David W. Rhind. Essex: Longman Scientific & Technical, 1991. 1: 21–43."The history of GIS". Retrieved 2013-12-20.
[71] P. A. Longly, M.F Goodchild, D.J Maguire, D.W Rhind, GIS Teoria i praktyka, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2006 , ss.16-18.
[72] http://www.esri.com/about-esri/history (04.01.2014)
[73] http://www.esri.com/about-esri/history/history-more (04.01.2014)
[74] https://sites.google.com/site/gisnewage/definicje_gis (06.01.2014)
[75] http://www.esri.com/what-is-gis/who-uses-gis (06.01.2014)

[76] J. Urbański, GIS w badaniach przyrodniczych , 2012 centrum GIS, Uniwersytet Gdański.
[77] K. Markakis, U. Im, A. Unal , D.Melas , O.Yenigun , S. Incecik, Compilation of a GIS based high spatially and temporally resolved emission inventory for the greater Istanbul area, Atm. Pol. Res. 3 (2012) 112-125.
[78] T. Bellander, N.Berglind, P.Gustavsson, T.Jonson, F.Nyberg, G.Pershagen, L.Järup, Using Geographic Information Systems To Assess Individual Historical Exposure to Air Pollution from Traffic and House Heating in Stockholm, Environ. Health Persp.,109 /6 /June 2001.
[79] D. Briggs , S. Collins , P. Elliott ,P. Fisher , S. Kingham , E. Lebret, K. Pryl , H. Van Reeuwijk, K. Smallbone, A. Van der, Mapping urban air pollution using GIS: a regression-based approach, Int. J. Geogr. Info. Sci., 1997, vol. 11, no. 7, 699-718.
[80] J.Cyrys, M.Hochadel, U. Gehring, V.Diegmann , B.Brunekreef, j. Heinrich , 2005, GIS-Based Estimation of Exposure to Particulate Matter and NO_2 in an Urban Area: Stochastic versus Dispersion Modeling, Environ. Health Persp.,113(8), ss. 987 – 992.
[81] Jarup L., 2004, Health and Environment Information Systems for Exposure and Disease Mapping, and Risk Assessment, Environ. Health Persp.,112(9), ss. 995-997.
[82] http://uk-air.defra.gov.uk/reports/cat05/1006241607_100608_MIP_Final_Version.pdf (12.01.2014)
[83] http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:pl:PDF (12.01.2014).
[84] The application of models under the European Union's Air Quality Directive- A technical reference guide, EEA Technical report, No 10/2011, ISSN 1725-2237.
[85] Guidance for Quality Assurance Project Plans for Modelling, EPA QA/G-5M, Washington, December 2002.
[86] M.T Markiewicz , Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 2004.
[87] L. Łobocki, Wskazówki metodyczne dotyczące modelownia matematycznego w systemie zarządzania jakością, GIOŚ, Warszawa 2003.
[88] Program Monitoringu Środowiska na lata 2013-2015 , GIOŚ, Warszawa 2012.
[89] J. Konieczyński, R . Zarzycki , Problemy ochrony powietrza w aglomeracjach miejsko-przemysłowych, Wydawnictwo PAN, Łódź 2003.

[90] http://powietrze.gios.gov.pl/gios/site/content/air_quality_online (25.01.2014)
[91] http://www.armaag.gda.pl/fundacja/historia.htm (25.01.2014)
[92] http://www.armaag.gda.pl/files/41/84/94_statut_fundacji_armaag.pdf (25.01.2014)
[93] Raport XX-lecia działalności Fundacji ARMAAG, czerwiec 2013.
[94] P. Stepnowski, E. Synak, B. Szafranek, Z. Kaczyński, *Monitoring i analityka zanieczyszczeń środowiska*, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk 2010 .
[95] http://www.armaag.gda.pl/files/26/228/56_raport_roczny__armaag_strona_2012.pdf (25.01.2014).
[96] Z. Kędziora, K. Klejnowski, L. Turzański, *Przewodnik technicznej eksploatacji stacji monitoringu jakości powietrza* , Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2010.
[97] http://www.thermo.com/eThermo/CMA/PDFs/Various/156File_17809.pdf (03.02.2014)
[98] PN-EN 14211:2013-02 Powietrze atmosferyczne - Standardowa metoda pomiaru stężenia ditlenku azotu i tlenku azotu za pomocą chemiluminescencji.
[99] MODEL 43C Trace Level pulsed fluorescence SO_2 Analyser Instruction Manual P/N 13399, 2004.
[100] PN-EN 14212:2013-02 Powietrze atmosferyczne - Standardowa metoda pomiaru stężenia ditlenku siarki za pomocą fluorescencji w nadfiolecie
[101] MODEL 49C UV Photometric O_3 Analyser Instruction Manual P/N 9999, 2004.
[102] PN-EN-14625:2013-02 Powietrze atmosferyczne - Standardowa metoda pomiaru stężenia ozonu z wykorzystaniem fotometrii w nadfiolecie.
[103] http://armaag.gda.pl/files/213/225/221_raport_2003_01.pdf (09.02.2014)
[104] MODEL 48C Trace Level Gas filter correlation CO Analyser Instruction Manual P/N 14023, 2000.
[10/105] PN-EN-14626:2013-02 Powietrze atmosferyczne - Standardowa metoda pomiaru stężenia tlenku węgla za pomocą niedyspersyjnej spektroskopii w podczerwieni.
[106] M. Bielawska, W. Wardencki, Chapter 14 , Particulate Material Analysis in Air, The Quality of Air, Comprehensive Analytical Chemistry Volume 73, volume editors M.de La Guardia, S. Argmenta, Print ISBN:9780444636058, ebook ISBN 9780444636065.
[107] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 września 2012 r. w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu (Dz.U. 2012 nr 0 poz. 1032).
[108] http://www.armaag.gda.pl/files/26/228/56_raport_roczny__armaag_strona_2012.pdf

(12.02.2014).
[109] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r.
[110] Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods, Report EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence, 2011.
[111] J. Gębicki, K. Szymańska, Równoważność metod pomiarowych on-line i odniesienia stosowanych do oznaczania PM10, Ochrona powietrza w teorii i praktyce , IPŚPAN, Zabrze 2012. [112] Gębicki J., Szymańska K., Comparison of the tests for equivalence of the measurement methods for measurement of PM10 dust in ambient air, Pol. J. Environ. Stud., 2011, 20(6), 1465-1472.
[113] Instrukcja obsługi analizatora PM10 firmy Eberline.
[114] TEOM® Series 1400a Ambient Particulate (PM-10) Monitor .Operating Manual, 06Sep2008.
[115] Z. Kędziora, K. Klejnowski, L. Turzański, Przewodnik po istotnych elementach systemu zarządzania jakością w sieci monitoringu jakości powietrza , Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2010.
[116] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie jakości powietrza i czystszego powietrza dla Europy (Dyrektywa CAFE) 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008.
[117] Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 13 września 2012 r. w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu (Dz. U. z 2012 r., poz. 1031).
[118] Quality Assurance and Quality Control (QA/QC) Procedures for UK Air Quality Monitoring under 2008/50/EC and 2004/107/EC September 2013.
[119] J.Wallace, D. Corr, P. Deluca, P.Kanaroglou, B. McCarry ,Mobile monitoring of air pollution in cities: the case of Hamilton, Ontario, Canada, J. Environ. Monit., 2009, 11, 998–1003.
[120] M. Bielawska , K. Szymańska, J. Namieśnik , W. Wardencki , R. Katulski, J. Sadowski, J. Stefański , Badania zanieczyszczeń gazowych powietrza w aglomeracjach miejskich przy użyciu mobilnej stacji diagnostycznej, Gdańsk, 23-24 kwiecień 2009, II Pomorska Konferencja z cyklu Jakość Powietrza: materiały konferencyjne, red. J. Namieśnik, W. Wardencki, J. Gromadzka, Wydział Chemii PG , Gdańsk, ISBN : 978-83-925754-8-1.
[121] J. Stefański, A. Białowąs, M. Bielawska, R. Katulski, T. Kołakowski , J. Sadowski,M. Sarafin , B. Rauht- Sobczak, K. Szymańska, W. Wardencki, T. Waszczyk, Opracowanie

mobilnej stacji do badania zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego wzdłuż ciągów komunikacyjnych, Gdańsk 2008, Raport końcowy badawczo – rozwojowego nr WFOŚ/D/201/210/2007, Politechnika Gdańska.
[122] M. Bielawska, E. Kachniarz ,T. Kołakowski , M. Sarafin, T. Waszczyk ,pod red. K. Szymańskiej, Stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w aglomeracji gdańskiej i T czewie w roku 2008 i informacja o działalności Funadcji ARMAAG ,ISBN 978-83-913904-3-6.
[123] S. Ambroziak ,R. Katulski , J. Namieśnik ,J. Sadowski, J. Stefański, W. Wardencki, Mobile Monitoring System for Control of Atmospheric Air quality,
Polish J. Environ. Stud.,Vol.20, No.3 (2011), 677 -681.
[124] Ochrona Środowiska 2012 , GUS , Warszawa 2012, ISSN 0867-3217 (http://www.stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/gus/se_ochrona_srodowiska_2012.pdf)
[125] E. Jach-Szakiel, J. Skrzypski, Charakterystyka i analiza dobowych przebiegów stężeń zanieczyszczeń powietrza w województwie łódzkim, [red.] J. Konieczyński, Ochrona powietrza w teorii i praktyce, tom2, ss.109-118, Zabrze 2006.
[126] M.Czarnecka, R.Kalbarczyk, Warunki meteorologiczne kształtujące zmienność stężeń pyłu zawieszonego PM10 na Pomorzu, Acta Agrophysica, 2008, 11(2), 357-368
[127] A. Drzencika-Osiadacz, P. Netzel, Wpływ warunków meteorologicznych oraz cyrkulacji atmosferycznej na stężanie PM10, Proceedings of ECOpole , Vol. 4, No. 2, 2010.
[128] M.T Markiewicz, podstawy modelownia rozprzestrzeniania zanieczyszczeń powietrza, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2004.
[129] K. Juda- Rezeler , Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko , Oficyna wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2006.
[130] Air quality in Europe — 2015 report, EEA Report No 5/2015.
[131]http://www.statsoft.pl/Portals/0/Downloads/Wprowadzenie_do_analizy_korelacji_i_regresji.pdf (30.09.2016).
[132] A. Łomincki, Wprowadzenie statystyki dla przyrodników, wydawnictwo PWN, Warszawa 2005, ISB 83-01-13979-X.
[133] Turki M. Habeebullah , An Analysis of Air Pollution in Makkah - a View Point of Source Identification, EnvironmentAsia 6(2) (2013) 11-17.
[134] Lynette J. Clapp, Michael E. Jenkin, Analysis of the relationship between ambient levels of O_3, NO_2 and NO as a function of NOx in the UK , Atmospheric Environment 35 (2001)

6391–6405.
[135] http://www.demografia.uni.lodz.pl/dlastud/korelacja_i_regresja.pdf (30.09.2016).
[136] S. Tiwari , D.S. Bisht, A.K. Srivastava, A.S. Pipal , A. Taneja, M.K. Srivastava, S.D. Attri Variability in atmospheric particulates and meteorological effects on their mass concentrations over Delhi, India, Atm. Res. 145–146 (2014) 45–56.
[137] B. Zhou, H. Shen, Y. Huang, W. Li, H. Chen, Y. Zhang, S. Su, Y. Chen, N. Lin, S. Zhuo, Q. Zhong, J. Liu, B. Li, S.Tao, Daily variations of size-segregated ambient particulate matter in Beijing , Environ. Pollution 197 (2015) 36-42.
[138] P. Kassomenos , S. Vardoulakis, A. Chaloulakou, G. Grivas, R. Borge, J. Lumbreras, Levels, sources and seasonality of coarse particles (PM10-PM2.5) in three European capitals - Implications for particulate pollution control, Atmospheric Environment 54 (2012) 337-347.
[139] J. Nidzgorska - Lencewicz, M. Czarnecka, Winter weather conditions vs. air quality in Tricity, Poland, Theor. Appl. Climatol. (2015) 119:611–627 , DOI 10.1007/s00704-014-1129-8.
[140] J. Krynicka, A. Drzenicka - Osiadacz , Analysis of variability in PM10 concentration in the Wrocław Agglomeration, Pol. J. Environ. Stud.,Vol.22 no.4 (2013) 1091-1099.
[141] Z. Blazek, L. Cernikovsky, B. Krejci, V.Volna, ,E.Krajny, L. Ośródka, M. Wojtylak, Wpływ warunków meteorologicznych na jakość powietrza w obszarze przygranicznym Śląska i Moraw, Ostrava 2013, ISBN 978-80-87577-15-8.
[142] M. Czarnecka, R. Kalbarczyk , Warunki meteorologiczne kształtujące zmienność stężenia pyłu zawieszonego na Pomorzu, Acta Agrophysica, 2008, 11(2), 357- 368.
[143] A. Drzenicka - Osiadacz, P. Netzel , Wpływ warunków meteorologicznych oraz cyrkulacji atmosferycznej na stężenie PM10 we Wrocławiu, Proceedings of ECOpole, Vol. 4, No. 2 2010.
[144] W. Trapp, M. Paciorek , E. Krajny, K. Klejnowski, L. Ośródka , J. Godłowska, M. Hajto , K. Szeflińska, M. Wojtylak, A. Bemka, Analiza wybranych epizodów wysokich stężeń pyłu PM10 na podstawie danych pomiarowych, meteorologicznych oraz analizy trajektorii, Gdańsk, 2013 r.
[145] S. Segura, V.Estelle, A.R.Esteve, M.P.Utrillas, J.A.Martı´nez-Lozano, Analysis of a severe pollution episode in Valencia (Spain) and its effect on ground level particulate matter, J. Aerosol Sci. 56 (2013) 41–52.
[146] A. Febo, F. Guglielmi, M. Manigrasso, V. Ciambottini, P. Avino, Local air pollution and

long–range mass transport of atmospheric particulate matter: A comparative study of the temporal evolution of the aerosol size fractions, Atmospheric Pollution Research 1 (2010) 141-146.
[147] A.N. Pasch, C.P. MacDonald , R.C. Gilliam, Ch.A. Knoderer, P. T. Roberts , Meteorological characteristics associated with PM2.5 air pollution in Cleveland, Ohio, during the 2009-2010 Cleveland Multiple Air Pollutants Study, Atm. Environ. 45 (2011) 7026-7035.
[148] W. Shan, Y. Yin , H. Lu, S. Liang , A meteorological analysis of ozone episodes using HYSPLIT model and surface data, Atm. Res. 93 (2009) 767–776.
[149] Fang-Yi Cheng, Shan-Chieh Chin, Tsun-Hsien Liu, The role of boundary layer schemes in meteorological and air quality simulations of the Taiwan area, Atm. Environ. 54 (2012) 714-727.
[150] J. Namieśnik , W. Wardencki , Monitoring and Analytics of Atmospheric Air Pollution, Pol. J. Environ. Stud., 11(30), 2002, pp. 211-218.
[151]R. Katulski , J. Stefański ,W. Wardencki, J. Żurek.: Concept of the mobile monitoring system for chemical agents control in the air, Proc. of the IEEE Conference on Technologies for Homeland Security – Enhancing Transportation Security and Efficiency, June 7-8, 2006, Boston, USA, pp. 181-184.
[152] M. Bielawska , K. Szymańska, J. Namieśnik , W. Wardencki , R. Katulski, J. Sadowski, J. Stefański , Badania zanieczyszczeń gazowych powietrza w aglomeracjach miejskich przy użyciu mobilnej stacji diagnostycznej, Gdańsk, 23-24 kwiecień 2009, II Pomorska Konferencja z cyklu Jakość Powietrza: materiały konferencyjne, red. J. Namieśnik, W. Wardencki, J. Gromadzka ,Wydział Chemii PG , Gdańsk, ISBN : 978-83-925754-8-1.
[153] J. Stefański, A. Białowąs , M. Bielawska, R. Katulski, T. Kołakowski, J. Sadowski, M. Sarafin, B. Rauht- Sobczak, K. Szymańska, W. Wardencki, T. Waszczyk, Opracowanie mobilnej stacji do badania zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego wzdłuż ciągów komunikacyjnych, Gdańsk 2008, Raport końcowy badawczo – rozwojowego nr WFOŚ/D/201/210/2007, Politechnika Gdańska.
[154] R. Katulski, J. Sadowski, J. Stefański , S. Ambroziak J. Namieśnik, W. Wardencki, Mobile Monitoring system for Control of Atmospheric Air Qaulity , Pol. J. Environ. Stud., 20 No (3), 201, pp. 677-681.
[155] Litwin L, Myrda G., Systemy Informacji Geograficznej. Zarządzanie danymi

przestrzennymi w GIS, SIP, SIT, LIS, Wydawnictwo Helion, 2005.
[156] Longly P. A., Goodchild M.F, Maguire D.J, Rhind D.W, GIS Teoria i praktyka, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2006.
[157] G. Gong, S. Mattevada, S. O'Bryant , Comparison of the accuracy of kriging and IDW interpolations in estimating groundwater arsenic concentrations in Texas Environmental Research, 130, 2014, pp.59–69.
[158] J. Joseph , H. O. Sharif, T.Sunil , H. Alamgir , Application of validation data for assessing spatial interpolation methods for 8-h ozone or other sparsely monitored constituents, Environ. Pollut., 178 ,2013, pp. 411-418.
[159] J. D. Burley, A. Bytnerowicz , J. D. Ray, S. Schilling, E. B. Allen, Surface ozone in Joshua Tree National Park, Atmo. Environ., 87 ,2014, pp. 95-107.
[160] M. Keblouti, L. Ouerdachi , H. Boutaghane, Spatial Interpolation of Annual Precipitation in Annaba-Algeria - Comparison and Evaluation of Methods, Energy Procedia, 18, 2012, pp. 468 – 475.
[161] Stateczny A., Nawigacja Porównawcza, Gdańskie Towarzystwo Naukowe, Gdańsk, 2004.
[162] http://geoportal.gov.pl/uslugi/usluga-przegladania-wms (01.02.2015).
[163] http://download.geofabrik.de/ (01.02.2015).
[164] M.A. Oliver, R. Webster, A tutorial guide to geostatistics: Computing and modelling variograms and Kriging, Catena, 113 , 2014, pp. 56–69.
[165] Tingting Wu, Yingru Li, Spatial interpolation of temperature in the United States using residual kriging, Appl. Geogr. 44 (2013) 112-120.

11. *ZAŁĄCZNIKI*

Załącznik nr 1 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

Stacja/zmienne	Sezon grzewczy 2008		Sezon grzewczy 2009		Sezon grzewczy 2010		Sezon grzewczy 2011		Sezon grzewczy 2012	
	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2
AM.1 SO_2 /NO_2	0,65*	0,43	0,39*	0,15	0,66*	0,44	0,47*	0,22	0,47*	0,22
AM.1 SO_2 /CO	0,21^	0,04	0,43*	0,18	0,41*	0,17	0,53*	0,28	0,51*	0,26
AM.1 SO_2 /PM_{10}	0,75*	0,56	0,55*	0,31	0,65*	0,43	0,58*	0,34	0,55*	0,30
AM.1 NO_2 /CO	0,41*	0,17	0,63*	0,39	0,61*	0,38	0,90*	0,81	0,79*	0,62
AM.1 NO_2 /PM_{10}	0,72*	0,51	0,67*	0,45	0,79*	0,62	0,82*	0,67	0,67*	0,45
AM.1 CO /PM_{10}	0,46*	0,22	0,58*	0,34	0,80*	0,64	0,88*	0,78	0,80*	0,64
AM.2 SO_2 /NO_2	0,22*	0,05	0,61*	0,37	0,59*	0,34	0,16^	0,02	0,39*	0,15
AM.2 SO_2 /PM_{10}	0,28*	0,08	0,57*	0,32	0,59*	0,35	0,04^	0,00	0,22*	0,05
AM.2 NO_2 /PM_{10}	0,65*	0,43	0,77*	0,59	0,87*	0,75	0,79*	0,62	0,61*	0,38
AM.3 SO_2 /NO_2	0,28*	0,08	0,46*	0,21	0,60*	0,36	0,67*	0,45	0,63*	0,40
AM.3 SO_2 /CO	0,10^	0,01	0,33*	0,11	0,67*	0,44	0,54*	0,29	0,67*	0,44
AM.3 SO_2 /PM_{10}	0,20^	0,01	0,68*	0,47	0,67*	0,45	0,64*	0,40	0,51*	0,26
AM.3 NO_2 /CO	0,75*	0,56	0,84*	0,70	0,82*	0,67	0,82*	0,66	0,77*	0,60
AM.3 NO_2/PM_{10}	0,71*	0,50	0,74*	0,55	0,75*	0,57	0,83*	0,69	0,73*	0,53
AM.3 CO /PM_{10}	0,92*	0,84	0,78*	0,61	0,83*	0,69	0,84*	0,71	0,68*	0,46
AM.4 SO_2 /NO_2	0,59*	0,34	0,44*	0,20	0,78*	0,60	0,69*	0,47	0,59*	0,35
AM.4 SO_2 /O_3	-0,42*	0,18	-0,33*	0,11	-0,39*	0,15	-0,18^	0,03	-0,19^	0,04
AM.4 SO_2 /CO	0,49*	0,24	0,33*	0,11	0,52*	0,27	0,55*	0,31	0,48*	0,23
AM.4 SO_2 /PM_{10}	0,60*	0,36	0,49*	0,24	0,66*	0,44	0,67*	0,44	0,42*	0,17
AM.4 NO_2 /O_3	-0,70*	0,50	-0,65*	0,43	-0,56*	0,31	-0,39*	0,15	-0,66*	0,44
AM.4 NO_2 /CO	0,85*	0,72	0,86*	0,75	0,81*	0,66	0,84*	0,71	0,78*	0,62
AM.4 NO_2 /PM_{10}	0,82*	0,67	0,84*	0,70	0,87*	0,75	0,84*	0,70	0,82*	0,68
AM.4 CO /O_3	-0,61*	0,37	-0,69*	0,47	-0,61*	0,37	-0,59*	0,35	-0,54*	0,29
AM.4 CO /PM_{10}	0,91*	0,82	0,89*	0,79	0,77*	0,59	0,86*	0,73	0,83*	0,69
AM.4 O_3 /PM_{10}	-0,54*	0,30	0,60*	0,36	-0,37*	0,14	-0,44*	0,20	-0,66*	0,44
AM.5 SO_2 /NO_2	0,59*	0,34	0,50*	0,25	0,68*	0,46	0,65*	0,42	0,65*	0,43
AM.5 SO_2 /O_3	-0,23*	0,05	-0,28*	0,08	-	-	-0,39*	0,15	-0,20^	0,04
AM.5 SO_2 /CO	0,62*	0,39	0,65*	0,42	0,74*	0,55	0,61*	0,37	0,71*	0,50
AM.5 SO_2 /PM_{10}	0,66*	0,44	0,63*	0,39	0,75*	0,56	0,75*	0,56	0,58*	0,34
AM.5 NO_2 /O_3	-0,54*	0,29	-0,43*	0,18	-	-	-0,65*	0,43	-0,64*	0,41
AM.5 NO_2 /CO	0,71*	0,51	0,75*	0,57	0,81*	0,66	0,85*	0,72	0,69*	0,47
AM.5 NO_2 /PM_{10}	0,72*	0,52	0,66*	0,44	0,82*	0,68	0,79*	0,63	0,68*	0,47
AM.5 CO /O_3	-0,46*	0,21	-0,51*	0,26	-	-	-0,65*	0,43	-0,40*	0,16
AM.5 CO /PM_{10}	0,91*	0,83	0,86*	0,74	0,92*	0,85	0,88*	0,77	0,72*	0,51
AM.5 O_3 /PM_{10}	-0,53*	0,28	-0,42*	0,17	-	-	-0,51*	0,26	-0,57*	0,32
AM.6 SO_2 /NO_2	0,37*	0,13	0,45*	0,20	0,65*	0,42	0,42*	0,18	0,57*	0,32
AM.6 SO_2 /CO	0,47*	0,22	0,44*	0,20	0,57*	0,32	0,35*	0,12	0,55*	0,31
AM.6 SO_2 /PM_{10}	0,57*	0,32	0,56*	0,32	0,63*	0,40	0,41*	0,17	0,62*	0,38
AM.6 NO_2 /CO	0,76*	0,58	0,84*	0,71	0,89*	0,78	0,86*	0,74	0,82*	0,67
AM.6 NO_2 /PM_{10}	0,72*	0,52	0,71*	0,51	0,88*	0,78	0,81*	0,66	0,78*	0,61
AM.6 CO /PM10	0,85*	0,73	0,85*	0,73	0,83*	0,70	0,80*	0,65	0,87*	0,76

Stacja/zmienne	Sezon		Sezon		Sezon		Sezon		Sezon	
	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2
AM.8 SO_2 /NO_2	0,51*	0,26	0,42*	0,18	0,71*	0,50	0,58*	0,34	0,64*	0,41
AM.8 SO_2 /O_3	-0,37*	0,14	-0,36*	0,13	-0,41*	0,17	0,05^	0,00	-0,36*	0,13
AM.8 SO_2 /CO	0,56*	0,31	0,38*	0,14	0,72*	0,52	0,44*	0,20	0,44*	0,19
AM.8 SO_2 /PM_{10}	0,65*	0,42	0,71*	0,51	0,74*	0,55	0,52*	0,27	0,68*	0,46
AM.8 NO_2 /O_3	-0,64*	0,40	-0,48*	0,23	-0,56*	0,31	-0,38*	0,15	-0,65*	0,42
AM.8 NO_2 /CO	0,82*	0,68	0,66*	0,43	0,89*	0,79	0,86*	0,74	0,67*	0,45
AM8.NO_2/PM_{10}	0,78*	0,60	0,62*	0,38	0,88*	0,77	0,88*	0,77	0,71*	0,51
AM.8 CO /O_3	-0,54*	0,29	-0,37*	0,14	-0,56*	0,31	-0,42*	0,18	-0,69*	0,48
AM.8 CO /PM_{10}	0,85*	0,72	0,52*	0,27	0,91*	0,83	0,18*	0,75	0,60*	0,36
AM.8 O_3 /PM_{10}	-0,52*	0,27	-0,58*	0,34	-0,45*	0,20	-0,34*	0,11	-0,50*	0,25
AM.9 SO_2 /NO_2	0,49*	0,24	-	-	0,49*	0,24	0,58*	0,34	0,51*	0,26
AM.9 SO_2 /O_3	-0,41*	0,17	-	-	-0,28*	0,08	-0,16^	0,03	-0,38*	0,15
AM.9 SO_2 /PM_{10}	0,67*	0,45	-	-	0,72*	0,52	0,58*	0,34	0,66*	0,43
AM.9 NO_2 /O_3	-0,68*	0,46	-	-	-0,61*	0,38	-0,30*	0,09	-0,77*	0,59
AM.9 NO_2/ PM_{10}	0,67*	0,44	-	-	0,69*	0,48	0,76*	0,58	0,71*	0,51
AM.9 O_3 /PM_{10}	-0,55*	0,30	-	-	-0,38*	0,14	-0,40*	0,16	-0,73*	0,53
AM.10 NO_2 /PM_{10}	0,77*	0,59	0,64*	0,4	0,81*	0,66	0,74*	0,55	0,71*	0,51

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**
^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05
-brak danych

Załącznik nr 2 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) w sezonie letnim w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

Stacja/zmienne	Sezon grzewczy 2008		Sezon grzewczy 2009		Sezon grzewczy 2010		Sezon grzewczy 2011		Sezon grzewczy 2012	
	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2
AM.1 SO_2 /NO_2	0,01^	0,00	0,40*	0,16	0,24*	0,06	0,23*	0,05	0,30*	0,09
AM.1 SO_2 /CO	-0,09^	0,01	0,13^	0,02	0,03^	0,00	0,15^	0,02	0,14^	0,02
AM.1 SO_2 /PM_{10}	0,08^	0,01	0,31*	0,09	0,07^	0,01	0,40*	0,16	0,32*	0,10
AM.1 NO_2 /CO	0,03^	0,00	0,35*	0,13	0,16^	0,03	0,81*	0,66	0,65*	0,42
AM.1 NO_2 /PM_{10}	0,37*	0,14	0,75*	0,56	0,65*	0,43	0,72*	0,51	0,68*	0,47
AM.1 CO /PM_{10}	0,32*	0,10	0,34*	0,11	0,52*	0,27	0,66*	0,43	0,42*	0,18
AM.2 SO_2 /NO_2	0,39*	0,15	0,36*	0,13	0,21^	0,04	0,12^	0,01	0,21*	0,05
AM.2 SO_2 /PM_{10}	0,25*	0,06	0,29*	0,09	0,14^	0,02	0,05^	0,00	0,27*	0,07
AM.2 NO_2 /PM_{10}	0,56*	0,31	0,54*	0,29	0,57*	0,32	0,52*	0,27	0,72*	0,52
AM.3 SO_2 /NO_2	0,51*	0,26	0,66*	0,44	0,64*	0,41	0,25*	0,06	0,44*	0,19
AM.3 SO_2 /CO	0,27*	0,07	0,45*	0,20	0,37*	0,14	0,24*	0,06	0,21*	0,05
AM.3 SO_2 /PM_{10}	0,35*	0,12	0,65*	0,43	0,45*	0,21	0,32*	0,10	0,60*	0,36
AM.3 NO_2 /CO	0,71*	0,51	0,75*	0,56	0,60*	0,35	0,67*	0,45	0,55*	0,30
AM.3NO_2/PM_{10}	0,71*	0,50	0,69*	0,47	0,64*	0,40	0,56*	0,31	0,69*	0,48
AM.3 CO /PM_{10}	0,58*	0,34	0,57*	0,33	0,66*	0,44	0,46*	0,21	0,42*	0,18
AM.4 SO_2 /NO_2	0,75*	0,56	0,74*	0,55	0,52*	0,27	0,48*	0,23	0,54*	0,29
AM.4 SO_2 /O_3	0,23*	0,05	0,19^	0,03	0,02^	0,00	-0,03^	0,00	0,02^	0,00
AM.4 SO_2 /CO	0,58*	0,33	0,48*	0,23	0,25*	0,06	0,07^	0,01	0,35*	0,12
AM.4 SO_2 /PM_{10}	0,64*	0,41	0,62*	0,39	0,38*	0,15	0,41*	0,17	0,49*	0,24
AM.4 NO_2 /O_3	-0,04*	0,00	-0,04^	0,00	-0,15^	0,02	-0,08^	0,01	-0,26*	0,07

Stacja/zmienne	Sezon		Sezon		Sezon		Sezon		Sezon	
	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2
AM.4 NO_2 /CO	0,67*	0,45	0,67*	0,45	0,55*	0,31	0,54*	0,29	0,60*	0,36
AM.4 NO_2 /PM_{10}	0,67*	0,46	0,64*	0,42	0,64*	0,41	0,71*	0,50	0,76*	0,57
AM.4 CO /O_3	0,01^	0,00	0,06^	0,00	-0,31*	0,10	0,08^	0,01	0,05^	0,00
AM.4 CO /PM_{10}	0,63*	0,39	0,65*	0,42	0,46*	0,21	0,44*	0,20	0,52*	0,28
AM.4 O_3 /PM_{10}	0,27*	0,07	0,34*	0,11	0,13^	0,02	0,30*	0,09	-0,03^	0,00
AM.5 SO_2 /NO_2	0,61*	0,37	0,56*	0,31	0,58*	0,34	0,70*	0,50	0,47*	0,22
AM.5 SO_2 /O_3	0,32^	0,11	-0,01^	0,00	-	-	-0,01^	0,00	0,00*	0,00
AM.5 SO_2 /CO	0,34*	0,12	0,44*	0,20	0,30*	0,09	0,48*	0,23	0,41*	0,17
AM.5 SO_2 /PM_{10}	0,41*	0,17	0,44*	0,19	0,28*	0,08	0,52*	0,28	0,36*	0,13
AM.5 NO_2 /O_3	0,16^	0,03	0,27*	0,07	-	-	-0,04^	0,00	-0,38*	0,14
AM.5 NO_2 /CO	0,69*	0,48	0,76*	0,58	0,53*	0,28	0,66*	0,44	0,53*	0,28
AM.5 NO_2 /PM_{10}	0,53*	0,28	0,60*	0,35	0,56*	0,31	0,68*	0,46	0,49*	0,24
AM.5 CO /O_3	0,18^	0,03	-0,14^	0,02	-	-	0,24*	0,06	-0,25*	0,06
AM.5 CO /PM_{10}	0,58*	0,33	0,66*	0,44	0,61*	0,37	0,64*	0,41	0,30*	0,09
AM.5 O_3 /PM_{10}	0,14^	0,02	0,06^	0,00	-	-	0,27*	0,07	0,13^	0,02
AM.6 SO_2 /NO_2	0,49*	0,24	0,64*	0,41	0,56*	0,31	0,60*	0,36	0,49*	0,24
AM.6 SO_2 /CO	0,42*	0,18	0,63*	0,40	0,24*	0,06	0,47*	0,22	0,28*	0,08
AM.6 SO_2 /PM_{10}	0,48*	0,23	0,74*	0,54	0,45*	0,20	0,63*	0,40	0,39*	0,15
AM.6 NO_2 /CO	0,24*	0,06	0,85*	0,72	0,62*	0,38	0,74*	0,55	0,74*	0,54
AM.6 NO_2 /PM_{10}	0,45*	0,20	0,71*	0,51	0,64*	0,42	0,62*	0,39	0,49*	0,24
AM.6 CO /PM10	0,50*	0,25	0,71*	0,51	0,49*	0,24	0,52*	0,27	0,43*	0,19
AM.8 SO_2 /NO_2	0,53*	0,28	0,68*	0,47	0,41*	0,17	0,38*	0,14	0,58*	0,34
AM.8 SO_2 /O_3	0,02^	0,00	-0,03^	0,00	-0,02^	0,00	-0,01^	0,00	-0,31*	0,09
AM.8 SO_2 /CO	0,30*	0,09	0,63*	0,39	0,17^	0,03	0,31*	0,10	0,17^	0,03
AM.8 SO_2 /PM_{10}	0,55*	0,30	0,54*	0,29	0,33*	0,11	0,38*	0,14	0,48*	0,23
AM.8 NO_2 /O_3	-0,23*	0,05	-0,17^	0,03	-0,36*	0,13	-0,21^	0,05	-0,61*	0,37
AM.8 NO_2 /CO	0,59*	0,35	0,87*	0,75	0,76*	0,58	0,81*	0,66	0,62*	0,38
AM8.NO_2/PM_{10}	0,72*	0,51	0,56*	0,32	0,70*	0,49	0,77*	0,59	0,75*	0,57
AM.8 CO /O_3	-0,15^	0,02	-0,19^	0,03	-0,30*	0,09	-0,05^	0,00	-0,54*	0,30
AM.8 CO /PM_{10}	0,59*	0,34	0,48*	0,23	0,70*	0,48	0,72*	0,52	0,47*	0,23
AM.8 O_3 /PM_{10}	0,09^	0,01	-0,09^	0,01	0,08^	0,01	0,11^	0,01	-0,31*	0,09
AM.9 SO_2 /NO_2	0,40*	0,16	-	-	0,18^	0,03	0,58*	0,33	0,43*	0,19
AM.9 SO_2 /O_3	0,23^	0,05	-	-	0,08^	0,01	0,31*	0,10	0,16*	0,03
AM.9 SO_2 /PM_{10}	0,49*	0,24	-	-	0,40*	0,16	0,60*	0,36	0,53*	0,28
AM.9 NO_2 /O_3	-0,09^	0,01	-	-	-0,43*	0,18	-0,11^	0,01	-0,33*	0,11
AM.9 NO_2/ PM_{10}	0,59*	0,35	-	-	0,47*	0,22	0,75*	0,56	0,65*	0,43
AM.9 O_3 /PM_{10}	0,27*	0,07	-	-	0,11^	0,01	0,15^	0,02	-0,01^	0,00
AM.10 NO_2 /PM_{10}	0,59*	0,35	0,84*	0,70	0,53*	0,28	0,77*	0,60	0,58*	0,34

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**

^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,0

-brak danych

Załącznik nr 3 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a temperaturą w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

	Sezon grzewczy 2008		Sezon grzewczy 2009		Sezon grzewczy 2010		Sezon grzewczy 2011		Sezon grzewczy 2012	
stacja/parametr	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2
AM.1 SO2 /temp.	-0,23*	0,05	-0,29*	0,09	-0,58*	0,34	-0,48*	0,23	-0,51*	0,26
AM.2 SO2 /temp.	-0,31*	0,09	0,05^	0,00	-0,58*	0,33	-0,01^	0,00	-0,30*	0,09
AM.3 SO2 /temp.	-0,06^	0,00	-0,22*	0,05	-0,54*	0,29	-0,44*	0,20	-0,58*	0,34
AM.4 SO2 /temp.	-0,23*	0,05	-0,18*	0,03	-0,50*	0,25	-0,22*	0,05	-0,59*	0,35
AM.5 SO2 /temp.	-0,29*	0,09	-0,56*	0,31	-0,57*	0,33	-0,50*	0,25	-0,60*	0,36
AM.6 SO2 /temp.	-0,45*	0,21	-0,36*	0,13	-0,61*	0,37	-0,16*	0,03	-0,68*	0,46
AM.8 SO2 /temp.	-0,39*	0,15	-0,41*	0,17	-0,62*	0,38	-0,57*	0,33	-0,75*	0,56
AM.9 SO2 /temp.	-0,43*	0,18	-	-	-0,59*	0,35	-0,42*	0,18	-0,58*	0,34
AM.1 NO2 /temp.	-0,09^	0,01	-0,32*	0,10	-0,43*	0,19	-0,39*	0,15	-0,41*	0,17
AM.2 NO2 /temp.	-0,27*	0,07	0,08^	0,01	-0,41*	0,17	-0,43*	0,19	-0,37*	0,14
AM.3 NO2 /temp.	-0,15*	0,06	-0,37*	0,13	-0,35*	0,12	-0,40*	0,16	-0,39	0,16
AM.4 NO2 /temp.	-0,20*	0,04	-0,19*	0,04	-0,43*	0,19	-0,29*	0,08	-0,48*	0,23
AM.5 NO2 /temp.	-0,19*	0,04	-0,23*	0,05	-0,37*	0,14	-0,34*	0,12	-0,47*	0,22
AM.6 NO2 /temp.	-0,17*	0,03	-0,55*	0,30	-0,52*	0,27	-0,41*	0,03	-0,47*	0,22
AM.8 NO2 /temp.	-0,20*	0,04	0,05^	0,00	-0,35*	0,13	-0,37*	0,01	-0,41*	0,17
AM.9 NO2 /temp.	-0,03 ^	0,00	-	-	-0,33*	0,11	-0,39*	0,15	-0,27*	0,03
AM.10 NO2 /temp.	-0,45*	0,20	-0,24*	0,06	-0,30*	0,09	-0,07^	0,00	-0,47*	0,22
AM.1 PM10/temp.	-0,26*	0,07	-0,27*	0,08	-0,30*	0,09	-0,35*	0,12	-0,52*	0,27
AM.2 PM10 /temp.	-0,29*	0,08	-0,24*	0,06	-0,45*	0,20	-0,33*	0,11	-0,44*	0,20
AM.3 PM10 /temp.	-0,21*	0,05	-0,36*	0,13	-0,57*	0,32	-0,26*	0,07	-0,25*	0,06
AM.4 PM10 /temp.	-0,22*	0,05	-0,30*	0,09	-0,36*	0,13	-0,11^	0,01	-0,21*	0,04
AM.5 PM10 /temp.	-0,24*	0,06	-0,42*	0,18	-0,50*	0,25	-0,43*	0,19	-0,50*	0,25
AM.6 PM10 /temp.	-0,28*	0,08	-0,34*	0,11	-0,42*	0,18	0,08^	0,01	-0,53*	0,28
AM.8 PM10 /temp.	-0,31*	0,10	-0,23*	0,05	-0,44*	0,19	0,07^	0,01	-0,51*	0,26
AM.9 PM10 /temp.	0,01^	0,00	-	-	-0,36*	0,13	-0,15*	0,02	-0,31*	0,05
AM.10 PM10 /temp.	-0,37*	0,14	-0,42*	0,18	-0,34*	0,12	-0,21*	0,04	-0,35*	0,12
AM.1 CO/temp.	-0,28*	0,08	-0,42*	0,17	-0,19*	0,04	-0,48*	0,23	-0,56*	0,31
AM.3 CO /temp.	-0,29*	0,08	-0,50*	0,25	-0,49*	0,24	-0,36*	0,13	-0,67*	0,44
AM.4 CO/temp.	-0,25*	0,06	-0,22*	0,05	-0,37*	0,14	-0,09^	0,01	-0,49*	0,24
AM.5 CO/temp.	-0,32*	0,10	-0,47*	0,22	-0,62*	0,38	-0,46*	0,21	-0,65*	0,42
AM.6 CO/temp.	-0,40*	0,16	-0,40*	0,16	-0,55*	0,30	-0,45*	0,07	-0,59*	0,35
AM.8 CO/temp.	-0,37*	0,14	-0,44*	0,19	-0,49*	0,24	-0,39*	0,04	-0,39*	0,15
AM.4 O3/temp.	-0,02^	0,00	-0,06^	0,00	0,14^	0,02	-0,17*	0,03	0,10^	0,01
AM.5 O3/temp.	0,04^	0,00	-0,05^	0,00	-	-	0,21*	0,04	0,27*	0,07
AM.8 O3/temp.	0,04^	0,00	-0,20*	0,00	0,17*	0,03	-0,41*	0,16	-0,56*	0,31
AM.9 O3/temp.	0,07^	0,01	-	-	0,17*	0,03	-0,11^	0,01	0,32^	0,10

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**
^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05
-brak danych

Załącznik nr 4 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a ciśnieniem atmosferycznym w sezonie grzewczym aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

	Sezon grzewczy 2008		Sezon grzewczy 2009		Sezon grzewczy 2010		Sezon grzewczy 2011		Sezon grzewczy 2012	
stacja/parametr	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**
AM.1 SO2 /ciśnienie	-	-	-0,16^	0,03	0,06^	0,00	0,19*	0,23	0,13^	0,02
AM.2 SO2 /ciśnienie	-0,07^	0,00	-0,07^	0,01	0,16^	0,03	0,13^	0,02	0,30*	0,09
AM.3 SO2 /ciśnienie	0,15^	0,02	-0,11^	0,01	0,19*	0,03	0,28*	0,08	0,45*	0,20
AM.4 SO2 /ciśnienie	0,04^	0,00	0,01^	0,00	0,30*	0,09	0,29*	0,08	0,37*	0,14
AM.5 SO2 /ciśnienie	0,20*	0,04	0,00^	0,00	0,18*	0,03	0,43*	0,18	0,51*	0,26
AM.6 SO2 /ciśnienie	0,28*	0,08	-0,06^	0,00	0,24*	0,06	0,20*	0,04	0,47*	0,22
AM.8 SO2 /ciśnienie	0,22*	0,05	0,12^	0,01	0,19*	0,04	0,34*	0,12	0,55*	0,31
AM.9 SO2 /ciśnienie	0,15^	0,02	-	-	0,18*	0,03	0,26*	0,07	0,24*	0,06
AM.1 NO2 /ciśnienie	-	-	-0,01^	0,00	0,25*	0,06	0,44*	0,19	0,41*	0,17
AM.2 NO2 /ciśnienie	0,16^	0,03	-0,03^	0,00	0,27*	0,07	0,36*	0,13	0,37*	0,14
AM.3 NO2 /ciśnienie	0,18*	0,03	0,05^	0,00	0,17*	0,03	0,37*	0,14	0,35*	0,12
AM.4 NO2 /ciśnienie	0,12^	0,01	-0,16*	0,03	0,19*	0,04	0,22*	0,05	0,31*	0,09
AM.5 NO2 /ciśnienie	0,21*	0,04	0,08^	0,01	0,21*	0,04	0,45*	0,20	0,45*	0,20
AM.6 NO2 /ciśnienie	0,16*	0,03	-0,10^	0,01	0,28*	0,08	0,42*	0,17	0,36^	0,00
AM.8 NO2 /ciśnienie	0,15^	0,02	0,03^	0,00	0,29*	0,08	0,45*	0,20	0,46*	0,21
AM.9 NO2 /ciśnienie	0,05^	0,00	-	-	0,28*	0,08	0,45*	0,20	0,44*	0,19
AM.10 NO2 /ciśnienie	0,24*	0,06	0,02^	0,00	0,30*	0,09	0,34*	0,12	0,52*	0,27
AM.1 PM10 /ciśnienie	-	-	0,04^	0,00	0,24*	0,06	0,37*	0,14	0,48*	0,23
AM.2 PM10 /ciśnienie	0,24*	0,06	-0,10^	0,01	0,32*	0,10	0,35*	0,12	0,48*	0,23
AM.3 PM10 /ciśnienie	0,20*	0,04	-0,04^	0,00	0,43*	0,18	0,40*	0,16	0,29*	0,08
AM.4 PM10 /ciśnienie	0,20*	0,04	-0,21*	0,04	0,13^	0,02	0,40*	0,16	0,20*	0,04
AM.5 PM10 /ciśnienie	0,22*	0,05	-0,06^	0,00	0,27*	0,07	0,45*	0,20	0,44*	0,19
AM.6 PM10 /ciśnienie	0,20^	0,04	-0,17*	0,03	0,22*	0,05	0,36*	0,13	0,47*	0,22
AM.8 PM10 /ciśnienie	0,17*	0,03	0,05*	0,47	0,23*	0,05	0,45*	0,20	0,50*	0,25
AM.9 PM10 /ciśnienie	0,10^	0,01	-	-	0,20*	0,04	0,40*	0,16	0,46*	0,21
AM.10 PM10 /ciśnienie	0,32*	0,10	-0,03^	0,00	0,23*	0,05	0,38*	0,14	0,42*	0,18
AM.1 CO /ciśnienie	-	-	0,00^	0,00	0,18*	0,03	0,42*	0,18	0,37*	0,14
AM.3 CO /ciśnienie	0,21*	0,04	0,03^	0,00	0,19*	0,04	0,38*	0,14	0,49*	0,24
AM.4 CO /ciśnienie	0,13^	0,02	-0,19^	0,04	-0,09^	0,01	0,26*	0,07	0,33*	0,11
AM.5 CO /ciśnienie	0,24*	0,06	-0,10^	0,01	0,32*	0,10	0,41*	0,17	0,52*	0,27
AM.6 CO /ciśnienie	0,22*	0,05	-0,14^	0,02	0,24*	0,06	0,26*	0,07	0,43*	0,18
AM.8 CO /ciśnienie	0,13^	0,02	0,03^	0,00	0,25*	0,06	0,41*	0,17	0,16*	0,03
AM.4 O3/ciśnienie	-0,27*	0,07	-0,20*	0,04	0,02^	0,00	-0,20*	0,04	0,11^	0,01
AM.5 O3/ciśnienie	-0,24*	0,06	0,02^	0,00	-	-	-0,29*	0,08	-0,08^	0,01
AM.8 O3/ciśnienie	-0,30*	0,09	-0,31*	0,09	-0,06^	0,00	-0,10*	0,01	-0,12^	0,01
AM.9 O3/ciśnienie	-0,36*	0,13	-	-	-0,09^	0,01	-0,07^	0,01	-0,30*	0,09

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**

^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,0

-brak danych

Załącznik nr 5 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r)oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a prędkością wiatru w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

	Sezon grzewczy 2008		Sezon grzewczy 2009		Sezon grzewczy 2010		Sezon grzewczy 2011		Sezon grzewczy 2012	
stacja/parametr	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**
AM.1 SO2 /pręd.wiatru	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38^	0,14
AM.2 SO2 /pręd.wiatru	0,10^	0,01	-0,20*	0,04	-0,19*	0,04	0,10^	0,01	0,15^	0,02
AM.4 SO2 /pręd.wiatru	0,05^	0,00	0,00^	0,00	0,12^	0,01	0,18^	0,03	0,11^	0,01
AM.5 SO2 /pręd.wiatru	-0,28*	0,08	-0,24*	0,06	-0,17*	0,03	-0,33*	0,15	-0,37*	0,14
AM.6 SO2 /pręd.wiatru	-0,22*	0,05	-0,55*	0,30	-0,14^	0,02	-0,05^	0,00	-0,12^	0,01
AM.8 SO2 /pręd.wiatru	-0,15*	0,02	-0,18*	0,03	-0,25*	0,06	-0,23*	0,05	-0,23*	0,05
AM.9 SO2 /pręd.wiatru	-0,25*	0,06	-	-	-0,36*	0,13	-0,35*	0,12	-0,58*	0,34
AM.1 NO2 /pręd.wiatru	-	-	-	-	-	-		-	-0,42*	0,18
AM.2 NO2 /pręd.wiatru	-0,50*	0,25	-0,47*	0,23	-0,49*	0,24	-0,45*	0,20	-0,37*	0,14
AM.4 NO2 /pręd.wiatru	-0,32*	0,10	-0,29*	0,09	-0,10^	0,01	0,03^	0,00	-0,09^	0,01
AM.5 NO2 /pręd.wiatru	-0,66*	0,44	-0,58*	0,34	-0,57*	0,32	-0,60*	0,36	-0,71*	0,51
AM.6 NO2 /pręd.wiatru	-0,63*	0,40	-0,54*	0,30	-0,50*	0,25	-0,55*	0,30	-0,59*	0,35
AM.8 NO2 /pręd.wiatru	-0,57*	0,32	-0,50*	0,25	-0,58*	0,34	-0,53*	0,29	-0,61*	0,37
AM.9 NO2 /pręd.wiatru	-0,63*	0,40	-	-	-0,54*	0,30	-0,57*	0,32	-0,27*	0,07
AM.10 NO2 /pręd.wiatru	-0,64*	0,42	-0,64*	0,41	-0,60*	0,36	-0,71*	0,50	-0,39*	0,15
AM.1 PM10 /pręd.wiatru	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16^	0,02
AM.2 PM10 /pręd.wiatru	-0,48*	0,23	-0,48*	0,23	-0,53*	0,28	-0,52*	0,27	-0,48*	0,23
AM.4 PM10 /pręd.wiatru	-0,20*	0,04	-0,22*	0,05	-0,09^	0,01	0,01^	0,00	-0,10^	0,01
AM.5 PM10 /pręd.wiatru	-0,50*	0,25	-0,40*	0,16	-0,43*	0,19	-0,45*	0,20	-0,50*	0,25
AM.6 PM10 /pręd.wiatru	-0,47*	0,22	-0,37*	0,14	-0,44*	0,19	-0,49*	0,24	-0,39*	0,15
AM.8 PM10 /pręd.wiatru	-0,29*	0,08	-0,23^	0,05	-0,38*	0,15	-0,41*	0,17	-0,28*	0,08
AM.9 PM10 /pręd.wiatru	-0,33*	0,11	-	-	-0,49*	0,24	-0,48*	0,23	-0,31*	0,10
AM.10 PM10 /pręd.wiatru	-0,60*	0,36	-0,54*	0,29	-0,52*	0,27	-0,51*	0,26	-0,29*	0,08
AM.1 CO /pręd.wiatru	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,02^	0,00
AM.4 CO /pręd.wiatru	-0,36*	0,13	-0,34*	0,11	-0,24*	0,06	-0,09^	0,01	-0,02^	0,00
AM.5 CO /pręd.wiatru	-0,50*	0,25	-0,46*	0,21	-0,45*	0,21	-0,52*	0,27	-0,44*	0,19
AM.6 CO /pręd.wiatru	-0,52*	0,27	-0,48*	0,23	-0,43*	0,19	-0,37*	0,14	-0,42*	0,18
AM.8 CO /pręd.wiatru	-0,42*	0,17	-0,36*	0,13	-0,50*	0,25	-0,48*	0,23	-0,35*	0,12
AM.4 O3 /pręd.wiatru	0,29*	0,08	0,24*	0,06	0,11^	0,01	0,03^	0,00	0,25*	0,06
AM.5 O3 /pręd.wiatru	0,64*	0,40	0,50*	0,25	-	-	0,51*	0,26	0,59*	0,35
AM.8 O3 /pręd.wiatru	0,50*	0,25	0,51*	0,26	0,47*	0,22	0,46*	0,21	0,25*	0,06
AM.9 O3 /pręd.wiatru	0,38*	0,14	-	-	0,40*	0,16	0,35*	0,12	0,33*	0,11

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**

^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,0

-brak danych

Załącznik nr 6 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a wilgotnością w sezonie grzewczym w aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

	Sezon grzewczy 2008		Sezon grzewczy 2009		Sezon grzewczy 2010		Sezon grzewczy 2011		Sezon grzewczy 2012	
stacja/parametr	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**
AM.1 SO2 /wilgotność	-	-	-0,07^	0,03	0,04^	0,00	-0,06^	0,00	0,03^	0,00
AM.2 SO2 /wilgotność	-0,01^	0,00	0,01^	0,00	0,09^	0,01	-0,26*	0,07	-0,19*	0,04
AM.4 SO2 /wilgotność	-0,12^	0,01	-0,27*	0,07	-0,27*	0,07	-0,30*	0,09	-0,21*	0,05
AM.5 SO2 /wilgotność	-0,01^	0,00	-0,10^	0,01	0,01^	0,00	-0,11*	0,01	-0,16*	0,03
AM.6 SO2 /wilgotność	0,09^	0,01	-0,06^	0,00	0,04^	0,00	-0,53*	0,28	-0,15*	0,02
AM.8 SO2 /wilgotność	-0,02^	0,00	-0,29*	0,08	0,15*	0,02	-0,57*	0,33	-0,14^	0,02
AM.9 SO2 /wilgotność	-0,05^	0,00	-	-	-0,02^	0,00	-0,31*	0,09	-0,30*	0,09
AM.1 NO2 /wilgotność	-	-	0,09^	0,01	-0,13^	0,02	0,08^	0,00	0,00^	0,00
AM.2 NO2 /wilgotność	0,35*	0,12	0,27*	0,07	0,08^	0,06	0,27*	0,07	0,11^	0,01
AM.4 NO2 /wilgotność	0,25*	0,06	0,21*	0,04	-0,03^	0,00	-0,02^	0,00	0,04^	0,00
AM.5 NO2 /wilgotność	0,26*	0,07	0,05^	0,00	0,01^	0,00	0,14^	0,02	0,06^	0,00
AM.6 NO2 /wilgotność	0,50*	0,25	-0,07^	0,00	0,06^	0,00	0,17*	0,03	0,15*	0,02
AM.8 NO2 /wilgotność	0,32*	0,10	0,05^	0,00	-0,01^	0,00	0,08^	0,14	-0,04^	0,00
AM.9 NO2 /wilgotność	0,32*	0,10	-	-	-0,02^	0,00	-0,20*	0,04	0,16^	0,02
AM.10 NO2 /wilgotność	0,24*	0,06	0,11^	0,01	-0,19^	0,04	0,13^	0,02	-0,20*	0,04
AM.1 PM10 /wilgotność	-	-	0,23*	0,05	-0,10^	0,01	-0,04^	0,00	0,01^	0,00
AM.2 PM10 /wilgotność	0,29*	0,08	0,27*	0,07	0,09^	0,01	0,24*	0,06	0,03^	0,00
AM.4 PM10 /wilgotność	0,10^	0,01	0,22*	0,05	-0,06^	0,00	-0,02^	0,00	0,10^	0,01
AM.5 PM10 /wilgotność	0,23*	0,05	0,15*	0,02	0,01^	0,00	-0,02^	0,00	0,12*	0,09
AM.6 PM10 /wilgotność	0,26*	0,07	0,18*	0,03	0,01^	0,00	0,08^	0,00	-0,02^	0,00
AM.8 PM10 /wilgotność	0,25*	0,06	0,19*	0,04	-0,01^	0,00	0,07^	0,00	-0,12^	0,01
AM.9 PM10 /wilgotność	0,06^	0,00	-	-	-0,12^	0,02	-0,15*	0,02	0,23*	0,05
AM.10 PM10 /wilgotność	0,33*	0,11	0,20*	0,04	-0,09^	0,01	0,07^	0,00	-0,19*	0,04
AM.1 CO /wilgotność	-	-	-0,03^	0,00	0,08^	0,01	0,11^	0,01	0,10^	0,01
AM.4 CO /wilgotność	0,31*	0,10	0,36*	0,13	0,15*	0,02	0,18*	0,03	0,11^	0,01
AM.5 CO /wilgotność	0,30*	0,09	0,23*	0,06	0,12^	0,02	0,25*	0,06	0,03^	0,00
AM.6 CO /wilgotność	0,35*	0,12	0,25*	0,06	0,09^	0,01	0,26*	0,07	0,14*	0,06
AM.8 CO /wilgotność	0,30*	0,09	-0,02^	0,00	0,05^	0,00	0,20*	0,04	0,34*	0,11
AM.4 O3 /wilgotność	-0,54*	0,29	-0,57*	0,33	-0,35*	0,12	-0,48*	0,23	-0,58*	0,33
AM.5 O3 /wilgotność	-0,68*	0,46	-0,51*	0,26	-	-	-0,73*	0,54	0,04^	0,00
AM.8 O3 /wilgotność	-0,69*	0,48	-0,70*	0,48	-0,33*	0,11	-0,21*	0,04	0,12^	0,01
AM.9 O3 /wilgotność	-0,60*	0,36	-	-	-0,31*	0,09	-0,43*	0,19	-051*	0,26

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**

^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,0

-brak danych

Załącznik nr 7 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a temperaturą w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

	Sezon letni 2008		Sezon letni 2009		Sezon letni 2010		Sezon letni 2011		Sezon letni 2012	
stacja/zmienne	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**
AM.1 SO2 /temp.	0,11^	0,01	-0,28*	0,08	-0,43*	0,18	0,01^	0,00	-0,02^	0,00
AM.2 SO2 /temp.	-0,21*	0,04	-0,02^	0,00	-0,13^	0,02	-0,07^	0,01	-0,25*	0,06
AM.3 SO2 /temp.	0,01^	0,00	0,21*	0,04	0,02^	0,00	0,26^	0,00	0,08^	0,01
AM.4 SO2 /temp.	-0,41*	0,17	0,04^	0,00	0,01^	0,00	0,15^	0,02	-0,05^	0,00
AM.5 SO2 /temp.	-0,16*	0,03	-0,36	0,13	-0,20*	0,04	0,07^	0,00	0,00^	0,00
AM.6 SO2 /temp.	-0,01^	0,00	-0,12^	0,01	-0,40*	0,16	-0,01^	0,00	-0,07^	0,00
AM.8 SO2 /temp.	-0,28*	0,08	0,00^	0,00	-0,14^	0,02	0,22^	0,05	-0,23*	0,05
AM.9 SO2 /temp.	-0,47*	0,22	-	-	-0,37*	0,14	-0,14^	0,02	-0,04^	0,00
AM.1 NO2 /temp.	0,16^	0,03	-0,27*	0,07	0,18*	0,03	-0,04^	0,00	0,15*	0,02
AM.2 NO2 /temp.	0,10^	0,01	-0,20*	0,04	0,13^	0,02	-0,28*	0,08	0,06^	0,00
AM.3 NO2 /temp.	-0,12^	0,01	-0,21*	0,04	0,18*	0,03	-0,12*	0,13	0,16*	0,03
AM.4 NO2 /temp.	-0,26*	0,07	0,09^	0,01	0,18*	0,03	0,11^	0,01	0,19*	0,03
AM.5 NO2 /temp.	-0,23*	0,05	-0,14^	0,02	-0,03^	0,00	0,00^	0,00	0,14^	0,02
AM.6 NO2 /temp.	0,00*	0,00	-0,23*	0,05	-0,18*	0,03	-0,22*	0,05	0,01^	0,00
AM.8 NO2 /temp.	-0,33*	0,11	-0,18*	0,03	0,08^	0,01	0,06^	0,00	0,01*	0,00
AM.9 NO2 /temp.	-0,01^	0,00	-	0,16	0,31*	0,09	0,10^	0,01	0,19*	0,04
AM.10 NO2 /temp.	-0,25^	0,06	-0,40*	-	-0,25*	0,06	-0,26*	0,07	-0,31*	0,10
AM.1 PM10/temp.	-0,01^	0,00	0,04^	0,00	0,17^	0,03	0,10^	0,01	0,41*	0,17
AM.2 PM10 /temp.	0,00^	0,00	-0,09^	0,01	0,40*	0,16	0,12^	0,01	0,11^	0,01
AM.3 PM10 /temp.	-0,10^	0,01	0,11^	0,01	0,30*	0,09	0,29^	0,00	0,25*	0,06
AM.4 PM10 /temp.	-0,06^	0,00	0,08^	0,01	0,12^	0,01	0,21*	0,05	0,31*	0,10
AM.5 PM10 /temp.	0,07^	0,00	0,03^	0,00	0,09^	0,01	0,19*	0,03	0,40*	0,16
AM.6 PM10 /temp.	-0,03^	0,00	-0,08^	0,01	0,09^	0,01	0,15*	0,02	0,14*	0,02
AM.8 PM10 /temp.	-0,21*	0,04	0,49*	0,24	0,19*	0,04	0,18*	0,03	0,12*	0,01
AM.9 PM10 /temp.	-0,11^	0,01	-	-	0,26*	0,07	0,19*	0,03	-0,12*	0,02
AM.10 PM10 /temp.	-0,30*	0,09	-0,22*	0,05	0,07*	0,00	-0,03^	0,00	0,11*	0,01
AM.1 CO/temp.	-0,47*	0,23	0,10^	0,01	-0,21*	0,04	-0,28*	0,08	-0,29*	0,09
AM.3 CO /temp.	-0,38*	0,15	-0,21*	0,04	0,12^	0,02	0,05^	0,00	-0,31*	0,09
AM.4 CO/temp.	-0,35*	0,12	-0,13^	0,02	0,43*	0,19	-0,31*	0,09	-0,22*	0,05
AM.5 CO/temp.	-0,37*	0,14	-0,29*	0,09	-0,27*	0,07	-0,14^	0,02	-0,31*	0,10
AM.6 CO/temp.	-0,35*	0,12	-0,42*	0,17	-0,03^	0,00	0,00^	0,00	0,14^	0,02
AM.8 CO/temp.	-0,15*	0,02	-0,31*	0,10	0,00^	0,00	-0,08^	0,01	0,29^	0,00
AM.4 O3/temp.	-0,46*	0,21	-0,10^	0,01	0,09^	0,01	-0,27*	0,07	-0,01^	0,00
AM.5 O3/temp.	-0,42*	0,17	0,02^	0,00	-	-	-0,34*	0,12	0,21*	0,04
AM.8 O3/temp.	-0,08^	0,00	-0,01^	0,00	0,06^	0,00	-0,45*	0,21	0,16*	0,03
AM.9 O3/temp.	-0,12^	0,01	-	-	0,09^	0,01	-0,15*	0,02	-0,12*	0,00

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**

^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05

-brak danych

Załącznik nr 8 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a ciśnieniem atmosferycznym w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

	Sezon letni 2008		Sezon letni 2009		Sezon letni 2010		Sezon letni 2011		Sezon letni 2012	
stacja/zmienne	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2
AM.1 SO2 /ciśnienie	-	-	0,09^	0,01	0,15*	0,02	0,08^	0,01	-0,07^	0,01
AM.2 SO2 /ciśnienie	0,01^	0,00	0,08^	0,01	0,10^	0,01	-0,06^	0,00	-0,15*	0,02
AM.3 SO2 /ciśnienie	0,06^	0,00	0,03^	0,00	0,11^	0,01	-0,16	0,03	-0,02^	0,00
AM.4 SO2 /ciśnienie	-0,03^	0,00	0,07^	0,00	0,10^	0,01	0,01^	0,00	-0,13^	0,02
AM.5 SO2 /ciśnienie	0,31*	0,10	0,31*	0,09	0,25*	0,06	0,30*	0,09	0,04^	0,00
AM.6 SO2 /ciśnienie	0,20*	0,04	0,14^	0,02	0,22*	0,05	0,12^	0,02	-0,10^	0,01
AM.8 SO2 /ciśnienie	0,17*	0,03	0,16	0,03	-0,13^	0,02	-0,03^	0,00	-0,09^	0,00
AM.9 SO2 /ciśnienie	0,06^	0,00	-	-	0,24*	0,06	0,27*	0,07	-0,15*	0,02
AM.1 NO2 /ciśnienie	-	-	0,17*	0,03	0,15*	0,02	0,29*	0,08	-0,04^	0,00
AM.2 NO2 /ciśnienie	-0,09^	0,01	-0,01^	0,00	0,06^	0,00	0,31*	0,09	-0,18*	0,03
AM.3 NO2 /ciśnienie	0,01^	0,00	0,18*	0,03	0,08^	0,01	0,32^	0,00	-0,12^	0,02
AM.4 NO2 /ciśnienie	-0,04^	0,00	0,11^	0,01	0,15^	0,02	0,14^	0,02	-0,17*	0,03
AM.5 NO2 /ciśnienie	0,20	0,04	0,29*	0,08	0,27	0,08	0,32*	0,10	-0,07^	0,00
AM.6 NO2 /ciśnienie	0,00^	0,00	0,16*	0,03	0,12^	0,01	0,28*	0,08	-0,19*	0,01
AM.8 NO2 /ciśnienie	0,13^	0,02	0,11^	0,01	0,17*	0,02	0,27*	0,07	-0,16*	0,03
AM.9 NO2 /ciśnienie	0,05^	0,00	-	-	0,20*	0,04	0,34*	0,12	-0,01^	0,00
AM.10 NO2 /ciśnienie	0,25*	0,06	0,38*	0,14	0,18*	0,03	0,46*	0,21	-0,18*	0,03
AM.1 PM10 /ciśnienie	-	-	0,04^	0,00	-0,06^	0,00	0,36*	0,13	0,00^	0,00
AM.2 PM10 /ciśnienie	0,13^	0,02	0,14^	0,02	0,20	0,04	0,23*	0,05	-0,07^	0,01
AM.3 PM10 /ciśnienie	0,05^	0,00	-0,03^	0,00	0,03^	0,00	0,05^	0,00	-0,02^	0,00
AM.4 PM10 /ciśnienie	0,12^	0,01	0,09^	0,01	0,16*	0,03	0,29*	0,08	-0,08^	0,01
AM.5 PM10 /ciśnienie	0,14^	0,02	0,12^	0,01	0,18*	0,03	0,32*	0,10	0,14^	0,02
AM.6 PM10 /ciśnienie	0,03^	0,00	0,06^	0,00	0,04^	0,00	0,13^	0,02	-0,07^	0,00
AM.8 PM10 /ciśnienie	0,12^	0,01	0,12^	0,01	0,12^	0,01	0,26*	0,07	-0,11^	0,01
AM.9 PM10 /ciśnienie	0,12^	0,01	-	-	0,14^	0,02	0,30*	0,09	-0,06^	0,00
AM.10 PM10 /ciśnienie	0,16	0,02	0,23*	0,05	0,13*	0,02	0,40*	0,16	-0,06^	0,00
AM.1 CO /ciśnienie	-	-	-0,14^	0,02	-0,11^	0,01	0,33*	0,11	-0,17*	0,03
AM.3 CO /ciśnienie	0,07^	0,01	0,15*	0,02	0,02^	0,00	0,06*	0,00	-0,35*	0,12
AM.4 CO /ciśnienie	-0,10^	0,01	0,12^	0,01	-0,03^	0,00	0,08^	0,01	-0,38*	0,15
AM.5 CO /ciśnienie	0,07^	0,01	0,24*	0,06	0,05^	0,00	0,22*	0,05	-0,45*	0,20
AM.6 CO /ciśnienie	0,00^	0,00	0,15^	0,02	-0,10^	0,01	0,12^	0,01	-0,27*	0,07
AM.8 CO /ciśnienie	0,15^	0,02	0,14^	0,02	0,00^	0,00	0,31*	0,10	-0,06^	0,00
AM.4 O3/ciśnienie	0,06^	0,00	0,03^	0,00	0,09^	0,01	0,46*	0,21	0,19*	0,03
AM.5 O3/ciśnienie	-0,23^	0,05	0,04^	0,00	-	-	0,27*	0,07	0,22*	0,05
AM.8 O3/ciśnienie	-0,05^	0,00	-0,21*	0,04	0,32*	0,10	0,28*	0,08	0,30*	0,00
AM.9 O3/ciśnienie	0,02^	0,00	-	-	0,02^	0,00	0,21*	0,04	-0,06^	0,00

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**

^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05

-brak danych

Załącznik nr 9 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a prędkością wiatru w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

	Sezon letni 2008		Sezon letni 2009		Sez. letni 2010		Sez. letni 2011		Sez. letni 2012	
stacja/zmienne	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**	**r(X,Y)**	**R^2**
AM.1 SO2 /pręd.wiatru	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,03^	0,00
AM.2 SO2 /pręd.wiatru	-0,08^	0,01	-0,57*	0,32	0,01^	0,00	0,25*	0,06	0,08^	0,01
AM.4 SO2 /pręd.wiatru	-0,04^	0,00	-0,07^	0,01	-0,02^	0,00	-0,08^	0,01	0,28*	0,08
AM.5 SO2 /pręd.wiatru	-0,02^	0,00	0,01^	0,00	-0,13^	0,02	-0,22*	0,05	-0,13^	0,02
AM.6 SO2 /pręd.wiatru	-0,20*	0,04	-0,10^	0,01	0,14^	0,02	-0,14^	0,02	0,02^	0,00
AM.8 SO2 /pręd.wiatru	-0,32*	0,10	-0,32*	0,10	-0,38*	0,07	-0,30*	0,09	-0,17*	0,03
AM.9 SO2 /pręd.wiatru	-0,10^	0,01	-	-	-0,21*	0,04	-0,36*	0,13	-0,19*	0,04
AM.1 NO2 /pręd.wiatru	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,36*	0,13
AM.2 NO2 /pręd.wiatru	-0,59*	0,34	-0,01^	0,00	-0,39*	0,15	-0,30*	0,09	-0,52*	0,27
AM.4 NO2 /pręd.wiatru	-0,22^	0,05	-0,15*	0,02	-0,19*	0,04	-0,17*	0,03	0,05^	0,00
AM.5 NO2 /pręd.wiatru	-0,39*	0,15	-0,41*	0,17	-0,35*	0,13	-0,38*	0,14	-0,50*	0,25
AM.6 NO2 /pręd.wiatru	-0,58*	0,34	-0,44*	0,20	-0,24*	0,06	-0,37*	0,13	-0,39*	0,15
AM.8 NO2 /pręd.wiatru	-0,22*	0,05	-0,30*	0,09	-0,39*	0,15	-0,54*	0,29	-0,41*	0,16
AM.9 NO2 /pręd.wiatru	-0,15*	0,02	-	-	-0,58*	0,34	-0,57*	0,32	-0,64*	0,41
AM.10 NO2 /pręd.wiatru	-0,65*	0,42	-0,48*	0,23	-0,40*	0,16	-0,51*	0,26	-0,19*	0,04
AM.1 PM10 /pręd.wiatru	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,22*	0,05
AM.2 PM10 /pręd.wiatru	-0,31*	0,10	-0,34*	0,12	-0,43*	0,19	-0,26*	0,07	-0,37*	0,13
AM.4 PM10 /pręd.wiatru	0,03^	0,00	0,07^	0,01	0,08^	0,01	0,02^	0,00	0,21*	0,05
AM.5 PM10 /pręd.wiatru	-0,18*	0,03	0,02^	0,00	-0,13^	0,02	-0,12^	0,01	-0,17*	0,03
AM.6 PM10 /pręd.wiatru	-0,21*	0,04	-0,16	0,03	-0,22*	0,05	-0,27*	0,07	-0,17*	0,02
AM.8 PM10 /pręd.wiatru	0,01^	0,00	-0,05^	0,00	0,12^	0,01	-0,24*	0,06	-0,16*	0,03
AM.9 PM10 /pręd.wiatru	-0,10^	0,01	-	-	-0,25*	0,06	-0,41*	0,17	0,36*	0,13
AM.10 PM10 /pręd.wiatru	-0,08^	0,01	-0,39*	-	-0,31*	0,10	-0,36*	0,13	-0,19*	0,03
AM.1 CO /pręd.wiatru	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,07^	0,00
AM.4 CO /pręd.wiatru	0,00^	0,00	-0,25*	0,06	-0,19*	0,04	0,03^	0,00	0,29*	0,09
AM.5 CO /pręd.wiatru	-0,26*	0,07	-0,23*	0,05	0,00^	0,00	-0,19*	0,03	-0,08^	0,01
AM.6 CO /pręd.wiatru	-0,10^	0,01	-0,23*	0,05	-0,31*	0,10	-0,34*	0,12	-0,39*	0,15
AM.8 CO /pręd.wiatru	-0,05^	0,00	-0,29*	0,09	0,00^	0,00	-0,47*	0,22	-0,43*	0,19
AM.4 O3 /pręd.wiatru	0,31*	0,10	0,26*	0,07	0,13^	0,02	0,21*	0,05	0,24 *	0,06
AM.5 O3 /pręd.wiatru	0,39*	0,15	0,28*	0,08	-	-	0,34*	0,12	0,31*	0,09
AM.8 O3 /pręd.wiatru	0,12^	0,01	0,32*	0,10	0,18*	0,03	0,32*	0,10	0,29*	0,08
AM.9 O3 /pręd.wiatru	0,01^	0,00	-	-	0,31*	0,10	0,09^	0,01	-0,33*	0,11

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**

^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05

-brak danych

Załącznik nr 10 *Zmienność współczynnika korelacji Persona (r) oraz współczynnika determinacji (R^2) pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza a wilgotnością w sezonie letnim aglomeracji gdańskiej w latach 2008-2012.*

	Sezon		Sezon		Sezon		Sezon		Sezon	
stacja/zmienne	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2	r(X,Y)	R^2
AM.1 SO2 /wilgotność	-	-	-0,11^	0,01	0,02^	0,00	-0,04^	0,00	-0,07^	0,01
AM.2 SO2 /wilgotność	0,03^	0,00	-0,14^	0,02	-0,09^	0,01	-0,04^	0,00	-0,37*	0,14
AM.4 SO2 /wilgotność	-0,06^	0,00	-0,56*	0,31	-0,37*	0,14	-0,36*	0,13	-0,62*	0,38
AM.5 SO2 /wilgotność	-0,32*	0,10	-0,38*	0,15	-0,02^	0,00	-0,25*	0,06	-0,38*	0,14
AM.6 SO2 /wilgotność	-0,15*	0,02	-0,43*	0,19	-0,29*	0,09	-0,27*	0,07	-0,47*	0,22
AM.8 SO2 /wilgotność	-0,26*	0,07	-0,28*	0,08	-0,03^	0,00	-0,01^	0,00	-0,18*	0,03
AM.9 SO2 /wilgotność	0,04^	0,00	-	-	-0,05^	0,00	-0,44*	0,19	-0,54*	0,29
AM.1 NO2 /wilgotność	-	-	-0,39*	0,15	-0,12^	0,01	-0,11^	0,01	-0,08^	0,01
AM.2 NO2 /wilgotność	-0,03^	0,00	-0,22*	0,05	-0,06^	0,00	-0,07^	0,00	-0,03^	0,00
AM.4 NO2 /wilgotność	0,00^	0,00	-0,38*	0,14	-0,11^	0,01	-0,23*	0,05	-0,14^	0,02
AM.5 NO2 /wilgotność	-0,09^	0,01	-0,25*	0,06	0,04^	0,00	-0,14^	0,02	-0,02^	0,00
AM.6 NO2 /wilgotność	0,10^	0,01	-0,12^	0,01	0,15*	0,02	0,08^	0,01	0,07^	0,01
AM.8 NO2 /wilgotność	-0,24*	0,06	-0,27*	0,07	0,00^	0,00	-0,12^	0,01	-0,09*	0,23
AM.9 NO2 /wilgotność	-0,02^	0,00	-	-	-0,08^	0,01	-0,35*	0,12	-0,19*	0,04
AM.10 NO2 /wilgotność	-0,06^	0,00	-0,22*	0,05	0,14^	0,02	-0,11^	0,01	-0,17*	0,03
AM.1 PM10 /wilgotność	-	-	-0,40*	0,16	-0,26*	0,07	-0,46*	0,22	-0,18*	0,03
AM.2 PM10 /wilgotność	-0,29*	0,08	-0,43*	0,18	-0,30*	0,09	-0,37*	0,14	-0,27*	0,07
AM.4 PM10 /wilgotność	-0,06^	0,00	-0,55*	0,30	-0,27*	0,07	-0,47*	0,22	-0,25*	0,06
AM.5 PM10 /wilgotność	-0,28*	0,08	-0,52*	0,27	-0,33*	0,11	-0,41*	0,17	-0,26*	0,07
AM.6 PM10 /wilgotność	-0,31*	0,09	-0,43*	0,18	-0,18*	0,03	-0,27*	0,07	-0,14^	0,02
AM.8 PM10 /wilgotność	-0,36*	0,13	-0,18*	0,03	-0,18*	0,03	-0,30*	0,09	-0,25*	0,06
AM.9 PM10 /wilgotność	-0,21*	0,04	-	-	-0,30*	0,09	-0,48*	0,23	-0,47*	0,22
AM.10 PM10 /wilgotność	-0,18*	0,03	-0,27*	0,07	0,04^	0,00	-0,24*	0,06	-0,18	0,03
AM.1 CO /wilgotność	-	-	-0,35*	0,12	0,25*	0,06	-0,10^	0,01	-0,11^	0,01
AM.4 CO /wilgotność	0,15*	0,02	-0,13^	0,02	0,05^	0,00	-0,13^	0,02	0,09^	0,01
AM.5 CO /wilgotność	0,14^	0,02	-0,20*	0,04	0,25*	0,06	-0,09^	0,01	-0,12^	0,01
AM.6 CO /wilgotność	0,15*	0,02	-0,11^	0,01	0,26*	0,07	0,20*	0,04	0,19*	0,03
AM.8 CO /wilgotność	0,07^	0,00	-0,16*	0,02	0,19*	0,04	0,05^	0,00	0,16*	0,02
AM.4 O3 /wilgotność	-0,22*	0,05	-0,59*	0,34	-0,47*	0,22	-0,66*	0,43	-0,44*	0,20
AM.5 O3 /wilgotność	-0,40*	0,16	-0,58*	0,34	-*	-	-0,64*	0,41	-0,49*	0,24
AM.8 O3 /wilgotność	-0,43*	0,19	-0,57*	0,33	-0,49*	0,24	-0,31*	0,10	-0,30*	0,09
AM.9 O3 /wilgotność	-0,55*	0,30	-	-	-0,45*	0,20	-0,64*	0,41	-0,35*	-0,35

*** Korelacja istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05;**

^ Korelacja nie istotna statystycznie na poziomie istotności 0,05

-brak danych