

<https://doi.org/10.15388/vu.thesis.765>

<https://orcid.org/0000-0001-6322-9433>

VILNIAUS UNIVERSITETAS
VALSTYBINIS MOKSLINIŲ TYRIMŲ INSTITUTAS FIZINIŲ IR
TECHNOLOGIJOS MOKSLŲ CENTRAS

Audrė Kalinauskaitė

Fejerverkų ir oro masių pernašos poveikio atmosferos aerozolio dalelių koncentracijai tyrimai

DAKTARO DISERTACIJA

Gamtos mokslai,
Chemija (N 003)

VILNIUS 2025

Disertacija rengta 2020–2024 metais Valstybiniame mokslinių tyrimų institute Fizinių ir technologijos mokslų centre.

Moksliniai vadovai:

dr. Steigvilė Byčenkienė (Valstybinis mokslinių tyrimų institutas Fizinių ir technologijos mokslų centras, gamtos mokslai, fizika – N 002; 2023-10-31–2024-09-30);

dr. Kristina Plauškaitė–Šukienė (Valstybinis mokslinių tyrimų institutas Fizinių ir technologijos mokslų centras, gamtos mokslai, fizika – N 002; 2021-11-15–2023-10-30);

dr. Svajus Asadauskas (Valstybinis mokslinių tyrimų institutas Fizinių ir technologijos mokslų centras, gamtos mokslai, chemija – N 003; 2020-10-01–2021-11-14).

Gynimo taryba:

Pirmininkė – dr. Galina Lujanienė (Fizinių ir technologijos mokslų centras, gamtos mokslai, chemija – N 003).

Nariai:

prof. dr. Reda Dzingelevičienė (Klaipėdos universitetas, gamtos mokslai, chemija – N 003),

doc. dr. Justina Gaidukevič (Vilniaus universitetas, gamtos mokslai, chemija – N 003),

doc. dr. Jurgita Ovadnevaitė (Golvėjaus Nacionalinis Airijos universitetas, Airija, gamtos mokslai, fizika – N 002),

doc. dr. Vaida Vasiliauskienė (Vilniaus Gedimino technikos universitetas (VILNIUSTECH), technologijos mokslai, aplinkos inžinerija – T 004).

Disertacija ginama viešame Gynimo tarybos posėdyje 2025 m. birželio mėn. 26 d. 9 val. Fizinių ir technologijos mokslų centro auditorijoje D401. Adresas: Saulėtekio al. 3, Vilnius, Lietuva, tel. +37052648884 ; el. paštas office@ftmc.lt

Disertaciją galima peržiūrėti Fizinių ir technologijos mokslų centro bei VU bibliotekose ir VU interneto svetainėje adresu:

<https://www.vu.lt/naujienos/ivykiu-kalendorius>

<https://doi.org/10.15388/vu.thesis.765>

<https://orcid.org/0000-0001-6322-9433>

VILNIUS UNIVERSITY

STATE RESEARCH INSTITUTE CENTER FOR PHYSICAL SCIENCES AND
TECHNOLOGY

Audrė Kalinauskaitė

Investigation of the Influence of Fireworks and Air Mass Transport on Atmospheric Aerosol Mass Concentration

DOCTORAL DISSERTATION

Natural Sciences,
Chemistry (N 003)

VILNIUS 2025

The dissertation was prepared between 2020 and 2024 in State Research Institute Center for Physical Sciences and Technology (Lithuania).

Academic supervisors:

dr. Steigvilė Byčenkienė (State Research Institute Center for Physical Sciences and Technology, Natural Sciences, Physics – N 002, 2023-10-31–2024-09-30);

dr. Kristina Plauškaitė–Šukienė (State Research Institute Center for Physical Sciences and Technology, Natural Sciences, Physics – N 002, 2021-11-15–2023-10-30);

dr. Svajus Asadauskas (State Research Institute Center for Physical Sciences and Technology, Natural Sciences, Chemistry – N 003; 2020-10-01–2021-11-14).

This doctoral dissertation will be defended in a public meeting of the Dissertation Defence Panel:

Chairman – Dr. Galina Lujanienė (Center for Physical Sciences and Technology, Natural Sciences, Chemistry – N 003).

Members:

Prof. Dr. Reda Dzingelevičienė (Klaipėda University, Natural Sciences, Chemistry – N 003),

Assoc. Prof. Dr. Justina Gaidukevič (Vilnius University, Natural Sciences, Chemistry – N 003),

Assoc. Prof. Dr. Jurgita Ovadnevaitė (University of Galway, Natural Sciences, Physics – N 002),

Assoc. Prof. Dr. Vaida Vasiliauskienė (Vilnius Gediminas Technical University (VILNIUSTECH), Technological sciences, Environmental Engineering – T 004).

The dissertation shall be defended at a public meeting of the Dissertation Defence Panel at 9 a.m. on 26th June 2025 in meeting room D401 of the Center for Physical Sciences and Technology.

Address: Saulėtekio av. 3, Room No. D401, Vilnius, Lithuania

Tel. +37052648884; e-mail: office@ftmc.lt

The text of this dissertation can be accessed at the libraries of Center for Physical Sciences and Technology and Vilnius University, as well as on the website of Vilnius University:

www.vu.lt/lt/naujienos/ivykiu-kalendorius

SANTRUMPOS

ACSM – (angl. *aerosol chemical speciation monitor*) aerozolio cheminės sudėties monitorius

a.g.l. – (angl. *above ground level*) virš žemės paviršiaus

API – (angl. *Application programming interface*) aplikacijų programavimo sąsaja

ARL – (angl. *Air Resources Laboratory*) oro reiškinių laboratorija

a.s.l. – (angl. *above sea level*) virš jūros lygio

BC – (angl. *black carbon*) juodoji anglis

BC_{bb} – (angl. *black carbon from biomass burning*) juodoji anglis išmesta į atmosferą biomasės degimo metu

BC_{ff} – (angl. *black carbon from fossil fuel combustion*) juodoji anglis išmesta į atmosferą iškastinio kuro degimo metu

BrC – (angl. *brown carbon*) rudoji anglis

CWT – (angl. *concentration weighted trajectory*) koncentracija normuotos trajektorijos

EC – (angl. *elemental carbon*) elementinė anglis

HYSPLIT – (angl. *Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory model*) hibridinis vienos dalelės integruotos trajektorijos Lagranžo modelis

IPCC – (angl. *Intergovernmental Panel on Climate Change*) Jungtinių Tautų Tarpvyriausybinė klimato kaitos komisija

KD – (angl. *Particulate matter, PM*) kietoji (atmosferos aerozolio) dalelė

KD₁ – (angl. *Particulate matter with an aerodynamic diameter of 1 μm or less, PM₁*) kietoji (atmosferos aerozolio) dalelė, kurios aerodinaminis skersmuo yra lygus arba mažesnis nei 1 μm

KD_{2,5} – (angl. *Particulate matter with an aerodynamic diameter of 2.5 μm or less, PM_{2,5}*) kietoji (atmosferos aerozolio) dalelė, kurios aerodinaminis skersmuo yra lygus arba mažesnis nei 2,5 μm

KD₁₀ – (angl. *Particulate matter with an aerodynamic diameter of 10 μm or less*, PM₁₀) kietoji (atmosferos aerozolio) dalelė, kurios aerodinaminis skersmuo yra lygus arba mažesnis nei 10 μm

LOJ – lakieji organiniai junginiai

NOAA – (angl. *National Oceanic and Atmospheric Administration*) nacionalinė vandenynų ir atmosferos administracija

NR-PM₁ – (angl. *non-refractory submicron aerosol*) nerefraktorinės submikroninės aerozolio dalelės

OA – (angl. *organic aerosol*) organinio aerozolio dalelės

OC – (angl. *organic carbon*) organinė anglis

Org – (angl. *organic fraction*) organinė aerozolio dalelės komponentė¹

PAH – (angl. *polycyclic aromatic hydrocarbon*) policiklinis aromatinis angliavandenilis

POA – (angl. *primary organic aerosol*) pirminio organinio aerozolio dalelės

PSCF – (angl. *potential source contribution function*) potencialaus šaltinio indėlio nustatymo funkcija

RH – (angl. *relative humidity*) santykinė oro drėgmė

SOA – (angl. *secondary organic aerosol*) antrinio organinio aerozolio dalelės

TC – (angl. *total carbon*) bendroji anglis

WHO – (angl. *World Health Organization*) Pasaulio Sveikatos Organizacija (PSO)

$\delta^{13}\text{C}$ – anglies stabilųjų izotopų santykis, $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$

¹ Komponentė (komponentas) – vartotinas tarptautinis žodis, kilęs iš lotynų *componens* (kilm. *componentis*) – sudarantis (Tarptautinių žodžių žodynas, Vilnius, 2013, p. 429, <https://vlkk.lt/konsultacijos/5136-komponentas>): 1. sudedamoji sistemos dalis; 2. lingv. sandas; dėmuo. Lietuviški pakaitai – „dėmuo“, „sudedamoji dalis“ – atsižvelgiant į kontekstą disertacijoje nevartojami.

TURINYS

ĮVADAS.....	12
Aktualumas.....	12
Problematika.....	13
Naujumas.....	14
Praktinė vertė.....	14
Tikslas	14
Uždaviniai	15
Ginamieji teiginiai.....	15
Autoriaus indėlis	15
1. LITERATŪROS APŽVALGA	17
1.1 Aerosolio dalelės.....	17
1.2 Aerosolio dalelių cheminė sudėtis.....	18
1.3 Aerosolio dalelių dydžio pasiskirstymas.....	18
1.4 Pirminės ir antrinės aerosolio dalelės.....	20
1.4.1 Biomasės ir iškastinio kuro degimo kilmės aerosolio dalelės.....	21
1.4.2 Aerosolio dalelės, sudėtyje turinčios organinių junginių ir juodosios anglies.....	22
1.5 Aerosolio dalelės kaimo foninėje aplinkoje	25
1.6 Aerosolio dalelės miesto foninėje aplinkoje	25
1.7 Anglies ^{13}C ir ^{12}C izotopų santykio ($\delta^{13}\text{C}$) aerosolio dalelėse kaita	27
1.8 Fejerverkų leidimo poveikis aerosolio dalelių masės koncentracijai.....	28
1.9 Tarša patalpose	31
1.10 Atgalinių oro masių trajektorijų analizė	34
1.11 Meteorologinių sąlygų įtaka oro taršos sklaidai	34
1.11.1 Didelio masto barinių sistemų įtaka oro taršai	34
1.11.2 Vertikalioji oro teršalų pernaša	35
1.11.3 Temperatūros inversija	35

1.11.4 Horizontalioji oro teršalų pernaša: vėjo krypties ir greičio įtaka teršalų sklaidai.....	36
1.11.5 Oro teršalų tolimoji pernaša oro masėmis	37
1.12 Skyriaus išvados	39
2. METODAI	40
2.1 Įranga.....	40
2.1.1 Nerefraktorinių submikroninių aerozolio dalelių nustatymas	40
2.1.2 Juodosios anglies nustatymas	41
2.1.3 Stabilių anglies izotopų santykio $\delta^{13}\text{C}$ nustatymas.....	41
2.2 Oro masių pernašos atgalinių trajektorijų klasterizavimas.....	41
2.2.1 Geografinių oro taršos šaltinių regionų nustatymas	43
2.2.2 Aerozolio dalelių komponentės šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymo metodai.....	44
2.3 Naujųjų metų šventės fejerverkų leidimo sukeltos oro taršos tyrimo metodinė dalis	44
2.3.1 Tyrimų vieta ir matavimų laikotarpis	44
2.3.2 Oro mėginių rinkimas.....	46
2.4 Aerozolio dalelių organinio aerozolio ir juodosios anglies komponentių šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymas	47
2.4.1 Tyrimo vieta ir matavimo laikotarpis	47
2.5 Anglies turinčių aerozolio dalelių koncentracijų kaitos ir stabilųjų izotopų ^{13}C ir ^{12}C santykio tyrimas.....	49
2.5.1 Tyrimų vieta ir matavimo laikotarpis: 2014 m. sausio – gruodžio mėn.	49
2.5.2 Aerozolio dalelių mėginių surinkimas ir paruošimas	49
2.5.3 Aerozolio dalelių komponentės šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymas.....	50
2.6 Skyriaus išvados	51
3. REZULTATAI	53
3.1 Naujųjų metų fejerverkų ir biomasės degimo sukeltos oro taršos atvejai.....	53
3.1.1 Meteorologinės ir sinoptinės sąlygos	53

3.1.2 Aerosolio dalelių komponentų koncentracijų pokyčiai	59
3.1.3 KD ₁ dalelių cheminės sudėties pokyčiai	64
3.1.4 Juodosios anglies šaltinių išskyrimas patalpos ir lauko ore	66
3.1.5 Tolimoji oro masių pernaša ir galimų oro taršos šaltinių indėlis oro kokybei Vilniaus mieste	67
3.1.6 Skyriaus išvados	71
3.2 Aerosolio dalelių sudėtyje turinčių organinių junginių masės koncentracijos priklausomybė nuo oro masių pernašos	73
3.2.1 Skyriaus išvados	79
3.3 Juodosios anglies masės koncentracijos priklausomybė nuo oro masių pernašos	80
3.3.1 Skyriaus išvados	84
3.4 Anglies turinčių aerosolio dalelių koncentracijos ir stabilųjų anglies izotopų ¹³ C ir ¹² C santykio kaita Vilniuje ir Preiloje	85
3.4.1 Skyriaus išvados	89
3.5 Anglies turinčių aerosolio dalelių šaltiniai šaltuoju metų sezonu Vilniaus mieste	90
3.5.1 Skyriaus išvados	96
IŠVADOS	97
LITERATŪROS SĄRAŠAS	98
PRIEDAI	125
PADĖKA	125
SANTRAUKA	126
INTRODUCTION	126
Work relevance	126
Scientific problem	127
Novelty of the work	128
Practical value of the work	128
The aim of the work	129
Tasks of the work	129
Defensive statements	129

Author's input	130
LITERATURE REVIEW.....	131
Aerosol particles.....	131
The influence of fireworks on the mass concentration of aerosol particles	131
Aerosol particles originating from biomass burning and fossil fuel combustion.....	132
Aerosol particles in rural and urban background environments.....	132
Change in the ratio of carbon ^{13}C and ^{12}C isotopes ($\delta^{13}\text{C}$) in aerosol particles.....	132
Long range air mass transport	133
METHODS.....	134
Measurements Sites Description	134
Clusterization of air mass back trajectories.....	136
Identification of geographical regions of air pollution source	136
Databases of meteorological data.....	137
Measurement Techniques.....	137
Aerosol Chemical Speciation Monitor (ACSM).....	137
Aethalometer	137
Collection and preparation of aerosol particle samples for carbon isotopic composition studies.....	138
Analysis of the stable carbon isotope ratio $\delta^{13}\text{C}$	138
RESULTS.....	139
Air pollution events caused by New Year's fireworks and biomass burning.....	139
Long range transport of air masses and the contribution of potential air pollution sources to air quality in Vilnius	140
Dependence of the mass concentration of organic compounds contained in aerosol particles on the transport of air masses.....	141
Relationship of black carbon mass concentration on air mass transport....	142
Changes in the concentration of carbonaceous aerosol particles and the ratio of stable carbon isotopes ^{13}C and ^{12}C in Vilnius and Preila	142

Sources of carbonaceous aerosol particles during the cold season in Vilnius.....	143
CONCLUSIONS.....	145
LIST OF PUBLICATIONS.....	146
LIST OF CONFERENCES.....	147
PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS	149
GYVENIMO APRAŠYMAS.....	152
CURRICULUM VITAE	153

IVADAS

Aktualumas

Oro kokybė yra tiesiogiai susijusi su žmonių sveikata – ilgalaikis ir trumpalaikis oro teršalų poveikis gali sukelti kvėpavimo takų, širdies ir kraujagyslių ligas, taip pat turi įtakos nervų sistemai bei bendram organizmo atsparumui. Ypač pavojingos yra smulkiosios kietosios dalelės ($KD_{2,5}$), juodoji anglis ir įvairūs cheminiai junginiai, kurie gali giliai įsiskverbti į plaučius ir patekti į kraujotaką (Manisalidis ir kt., 2020). Aerosolio dalelės taip pat veikia Žemės sistemos energijos balansą, nes, priklausomai nuo cheminės sudėties, išsklaido ir (arba) sugeria saulės spinduliuotę, taip tiesiogiai veikdamos klimatą (Wang ir kt., 2023; Yang ir kt., 2023). Be to, tapdamos debesų kondensacijos branduoliais, keičia debesų savybes ir atmosferos vandens ciklą, o tai taip pat netiesiogiai veikia klimatą (Yang ir kt., 2022). Todėl aerosolio dalelių šaltinių nustatymas ir jų pokyčiai tapo aktualia tyrimų sritimi aplinkos ir atmosferos mokslų srityje.

Fejerverkų² leidimas yra reikšmingas trumpalaikis oro taršos šaltinis, kuris išskiria didelius kiekius $KD_{2,5}$, sunkiųjų metalų ir dujinių teršalų. Šie teršalai ne tik daro tiesioginį poveikį oro kokybei, bet ir gali dalyvauti sudėtinguose atmosferos cheminiuose procesuose, lemiančiuose aplinkos pokyčius. Atsižvelgiant į tai, fejerverkų sukeltamos taršos vertinimas yra svarbus siekiant geriau suprasti oro teršalų dinamiką skirtingomis meteorologinėmis sąlygomis, jų poveikį žmonių sveikatai ir ilgalaikius klimato kaitos procesus.

Naujausi moksliniai tyrimai atskleidė, kad maždaug 12% pasaulio ankstyvųjų mirčių, kurias sukėlė $KD_{2,5}$, buvo susijusios su ne vietiniais oro teršalais (Yang ir kt., 2022). Regioninė oro tarša aerosolio dalelėmis gali būti sąlygota tiek vietinių išmetamų teršalų, tiek tolimosios oro masių pernašos (Velásquez-García ir kt., 2024). Tyrimų rezultatai rodo, kad Europoje tolimoji oro masių pernaša yra reikšmingas oro taršos veiksnys (Grennfelt ir kt., 2020; Guardans, 2024; Yang ir kt., 2018). Į atmosferą išmetami oro teršalai gali išlikti suspenduoti ore ir cirkuliuoti aplink Žemės rutulį nuo kelių dienų iki kelių savaičių, priklausomai nuo meteorologinių sąlygų. Dažnai šie teršalai pasiekia regionus, esančius už tūkstančių kilometrų nuo jų pirminių emisijos šaltinių (Seinfeld, Pandis, 2016). Dėl šios priežasties tolimosios oro masių

² Disertacijoje pasirinktas bendrinis terminas – fejerverkai – spalvotos dekoratyvios ugnys (trasų, kibirkščių, spiečių, sūkurių, kamuoliukų pavidalo), gaunamos specialiomis raketomis iššovus į orą arba uždegus ant įvairios formos karkasų pirotechninį užtaisą. Dažniausiai naudojami per šventes, iškilmes (Visuotinė lietuvių enciklopedija, <https://www.vle.lt/straipsnis/fejerverkas/>).

pernašos tyrimai yra svarbūs vertinant jos poveikį vietinei ir regioninei oro kokybei.

Anglies izotopų analizė gali būti pasitelkiama teršalų šaltinių kilmės ir indėlio į atmosferos aerozolio dalelių koncentracijas atskyrimui, ypač siekiant atskirti biologinius ir pramoninius šaltinius. Analizuojant anglies izotopų santykių verčių kaitą kartu su oro masių pernašos duomenimis, galima nustatyti, kokie šaltiniai ir regionai daro didžiausią poveikį oro kokybei (Kirillova ir kt., 2013).

Naujausi tyrimai leidžia geriau suprasti, kaip biomasės ir iškastinio kuro deginimo kilmės submikroninio aerozolio dalelių koncentracijos kinta priklausomai nuo oro masių pernašos, veikia oro kokybę ir klimatą (Christodoulou ir kt., 2023; Srivastava, Naja, 2021). Šios žinios yra esminės kuriant veiksmingas oro kokybės valdymo ir taršos kontrolės strategijas tiek vietiniu, tiek regioniniu lygiu. Taip pat jų taikymas gali padėti gerinti visuomenės sveikatos apsaugą, numatant ir mažinant su oro užterštumu susijusias rizikas.

Problematika

Oro tarša yra viena iš svarbiausių aplinkosaugos problemų pasaulyje, turinti didelį poveikį žmonių sveikatai, ekosistemoms ir klimato kaitai.

Šiame darbe analizuojami du oro taršą lemiantys veiksniai:

Fejerverkai – epizodinis, laikinas, tačiau intensyvus taršos šaltinis, kuris dažniausiai pastebimas švenčių ar kitų renginių metu. Jų naudojimas sukelia greitą aerozolio dalelių, sunkiųjų metalų ir kitų cheminių medžiagų koncentracijų padidėjimą atmosferoje. Fejerverkų poveikis yra trumpalaikis, tačiau reikšmingas, ypač tankiai apgyvendintose vietovėse, kur trumpalaikis teršalų padidėjimas gali daryti tiesioginį poveikį žmonių sveikatai.

Tolimoji oro masių pernaša – nuolatinis, ilgalaikis atmosferos procesas, kuris lemia teršalų judėjimą tarp regionų. Šis veiksnys apima natūralių ir antropogeninių teršalų transportavimą, pavyzdžiui, Sacharos dulkes, vulkaninius pelenus, jūros druską ar pramoninius teršalus. Oro masių pernaša daro didelę įtaką oro kokybei, ypač regionuose, kurie nėra pagrindiniai taršos šaltiniai, tačiau yra veikiami atnešamų oro teršalų.

Nepaisant didėjančio dėmesio oro taršos problemoms, vis dar trūksta išsamių duomenų apie trumpalaikius intensyvius taršos šaltinius mieste, tokius kaip fejerverkų leidimas, kuris ženkliai veikia aerozolio dalelių sudėtį ir koncentraciją atmosferoje. Be to, meteorologinės sąlygos, tokios kaip rūkas, gali dar labiau sustiprinti šių teršalų poveikį, pailgindamos jų išsilaikymo laiką atmosferoje ir didindamos jų įtaką žmonių sveikatai. Todėl būtina giliau

analizuoti fejerverkų sukeltos taršos dinamiką, cheminę sudėtį ir sklaidą, siekiant geriau suprasti jų poveikį aplinkai ir klimato kaitai.

Tolimoji oro masių pernaša taip pat yra svarbus atmosferos procesas, darantis įtaką oro kokybei globaliu mastu, nes oro teršalai, įskaitant $KD_{2,5}$, juodąją anglį ir organinius junginius, gali būti pernešami dideliais atstumais – nuo kelių šimtų iki kelių tūkstančių kilometrų, priklausomai nuo meteorologinių sąlygų. Šis reiškinys lemia, kad net ir regionai, kuriuose nėra didelių taršos šaltinių, gali patirti reikšmingą oro kokybės pablogėjimą dėl užterštų oro masių pernašos.

Šių dviejų veiksnių analizė padeda geriau suprasti oro taršos dinamiką bei jos poveikį aplinkai ir žmonių sveikatai. Tyrimas pabrėžia, kaip skirtingo pobūdžio taršos šaltiniai – tiek epizodiniai, tiek ilgalaikiai – prisideda prie bendros oro kokybės.

Naujumas

Nustatyti submikroninio dydžio aerozolio dalelių sudėtyje esančių organinių junginių pokyčiai patalpų ore bei lauke prieš ir po Naujųjų metų šventės, ypatingą dėmesį skiriant Vilniaus mieste tvyrojusio rūko sąlygoms.

Įvertintas oro masių tolimosios pernašos indėlis skirtingos kilmės aerozolio dalelių komponenčių masės koncentracijai bei anglies izotopų santykiui trijose aplinkose Baltijos regione: miesto foninėje, kaimo ir pajūrio.

Praktinė vertė

Nauji duomenys apie fejerverkų leidimo per naujametinę šventę poveikį ir oro masių tolimosios pernašos indėlį į aerozolio dalelių skirtingų komponenčių koncentraciją, cheminę sudėtį bei stabilizujamą anglies izotopų ^{13}C ir ^{12}C santykį leis patikslinti modeliavimo algoritmus ir bus naudingi pažangių mašininio mokymosi modelių kūrimui ir diegimui, siekiant tiksliau prognozuoti aerozolio dalelių dinamiką ir šaltinio indėlį įvairiose aplinkose.

Tikslas

Nustatyti fejerverkų leidimo ir tolimosios oro masių pernašos indėlį aerozolio dalelių, turinčių organinių junginių ir juodosios anglies, masės koncentracijai.

Uždaviniai

1. Ištirti fejerverkų leidimo indėlį į aerolio dalelių (KD_1) komponentų masės koncentracijos dinamiką atviroje erdvėje ir patalpoje bei įvertinti sinoptinių ir meteorologinių sąlygų poveikį.
2. Nustatyti vyraujančias tolimosios oro masių pernašos kryptis receptorinių taškų atžvilgiu miesto ir kaimo aplinkose bei įvertinti tolimosios pernašos indėlį aerolio dalelių cheminei sudėčiai.
3. Įvertinti stabilųjų anglies izotopų ^{13}C ir ^{12}C santykio ir juodosios anglies masės koncentracijos priklausomybę nuo oro masių pernašos foninėje (Preila) ir miesto foninėje (Vilnius) aplinkose.

Ginamieji teiginiai

1. Fejerverkų leidimo poveikis oro taršai pasireiškia ne tik padidėjusia aerolio dalelių masės koncentracija, bet ir ryškiais cheminės sudėties pokyčiais.
2. Fejerverkų leidimo metu biomasės deginimo kilmės juodosios anglies masės koncentracija patalpų ore didėja daugiau už iškastinio kuro kilmės juodosios anglies masės koncentraciją.
3. Aerolio dalelių, turinčių sudėtyje organinių junginių ir juodosios anglies, didžiausia vidutinė masės koncentracija yra susijusi su tolimąja oro masių pernaša iš rytų, o mažiausia – su pernaša iš vakarų ir šiaurės vakarų kryptų.
4. Vidutinės stabilųjų izotopų santykio vertės miesto fono aplinkoje rodo, kad oro masei judant link urbanizuotų teritorijų, susidaro palankios sąlygos taršos procesų, susijusių su padidėjusia emisijų įvairove ir jų kilme, intensyvėjimui.

Autoriaus indėlis

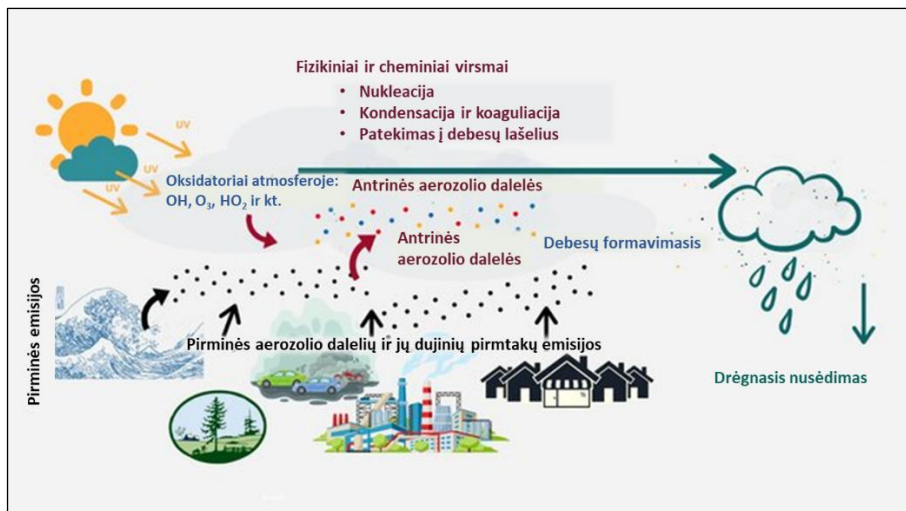
Atlikta sinoptinių situacijų ir meteorologinių sąlygų analizė. Taip pat apskaičiuotos, įvertintos ir vizualiai atvaizduotos atgalinės oro masių trajektorijos, atliktas jų klasterizavimas bei nustatyti potencialūs taršos aerolio dalelėmis šaltinių geografiniai regionai naudojantis geografinės informacinės sistemos (GIS) pagrindu sukurta programine įranga TrajStat.

Siekiant nustatyti oro masių slinkimo kryptis pagal atgalines oro masių trajektorijas, buvo pritaikytas kampinio atstumo (angl. *Angle distance*) arba Euklido atstumo (angl. *Euclidean distance*) klasterizavimo metodas. Taip pat, siekiant nustatyti galimus taršos aerozolio dalelėmis šaltinių geografinius regionus, buvo taikomi du skirtingi aerozolio dalelių šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymo būdai: potencialaus šaltinio indėlio funkcija (angl. *potential source contribution function*, PSCF) ir koncentracija normuotos trajektorijos (angl. *concentration weighted trajectory*, CWT).

1. LITERATŪROS APŽVALGA

1.1 Aerosolio dalelės

Aerosolio dalelės (arba kietosios dalelės, KD) atmosferoje atsiranda tiek iš natūralių, tiek iš antropogeninių šaltinių. Natūralūs šaltiniai apima dirvožemio dulkes, ugnikalnių veiklą, jūros purslus, biomasės deginimą ir dalelių susidarymą dėl cheminių reakcijų tarp į atmosferą išmetamų gamtinės kilmės dujų. Antropogeninės veiklos, prisidedančios prie aerosolio dalelių atsiradimo, pagrindiniai šaltiniai yra iškastinio kuro deginimas, pramoninė veikla, statybos darbai, transporto priemonės ir kt. (Saxena, Sonwani, 2019) (1 pav.).



1 pav. Pagrindinė aerosolio dalelių gyvavimo ciklo schema, įskaitant jų išmetimą į atmosferą iš natūralių ir antropogeninių šaltinių, jų transformacijas ir pašalinimą iš atmosferos (originalaus paveikslėlio šaltinis: Ngagine, 2022).

Aerosolio dalelės yra pašalinamos iš atmosferos dviem pagrindiniais būdais: sausuoju ir drėgnuoju nusėdimais. Sausasis nusėdimas įvyksta, kai aerosolio dalelės nusėda ant Žemės paviršiaus dėl gravitacijos veikimo. Drėgnasis nusėdimas – tai procesas, kurio metu aerosolio dalelės yra pašalinamos iš atmosferos kartu su krituliais. Jis skirstomas į prieškritulinį nusėdimą (angl. *in-cloud scavenging*) – kai dalelės tampa kondensacijos branduoliais debesų formavimosi metu ir vėliau iškrinta su krituliais, ir kritulinį nusėdimą (angl. *below-cloud scavenging*) – kai jau susiformavę krituliai (lietus, sniegas, kruša) sulaiko ore esančias daleles ir jas išplauna iš

atmosferos (Fang ir kt., 2022). Šie procesai lemia santykinai trumpą aerolio dalelių gyvavimo laiką troposferoje – paprastai nuo kelių dienų iki kelių savaičių (Zhang ir kt., 2012). Be to, aerolio dalelių koncentracija ir cheminė sudėtis troposferoje taip pat priklauso nuo emisijos šaltinių geografinio pasiskirstymo, meteorologinių sąlygų ir transportavimo mechanizmų. Pavyzdžiui, antropogeninės emisijos dažniausiai būna lokalizuotos urbanizuotuose regionuose, o natūralūs šaltiniai (pvz., dykumų dulkės, jūrų druskos aerolis, biogeninės organinės dalelės) yra plačiau paplitę ir priklauso nuo klimato bei sezoniškumo (Tegen, Schepanski, 2018).

1.2 Aerolio dalelių cheminė sudėtis

Aerolio dalelių cheminė sudėtis yra įvairi ir priklauso nuo jų formavimosi mechanizmų bei atmosferinių procesų. Nors neorganiniai komponentai, pavyzdžiui, sulfatai ir nitratai, yra svarbūs, organinio aerolio dalelės ir juodoji anglis atlieka ypač svarbų vaidmenį atmosferos procesuose. Didelę dalį visos aerolio dalelės masės sudaro įvairūs organiniai junginiai, kurie dėl savo sudėtingumo dažnai yra menkai apibūdinami (Michoud ir kt., 2021). Jie gali būti tiesiogiai išmetami antropogeninių ir biogeninių šaltinių, biomasės deginimo, vandenynų ir jūrų arba susiformuoti antriniu būdu, susidarant pirminėms ir antrinėms organinio aerolio dalelėms atmosferoje (Jo ir kt., 2023). Šių komponentų sąveikos supratimas yra labai svarbus vertinant bendrą aerolio dalelių poveikį klimatui ir oro kokybei (Cai ir kt., 2022). Aerolio dalelių cheminė sudėtis priklauso nuo jų kilmės, kuomet skirtingi emisijos šaltiniai sukuria skirtingus komponentus. Pavyzdžiui, miesto aerolio dalelėse gali būti didesnė transporto ir pramoninių išmetamųjų teršalų koncentracija, o atokioje jūrų aplinkoje gali dominuoti jūros druska ir antrinis sulfatas. Slinkdamos oro masės maišosi su oro tūriais kituose regionuose, todėl susidaro sudėtingas aerolio dalelių iš įvairių šaltinių mišinys. Pernašos metu dėl aerolio dalelių fizikinės transformacijos bei cheminių reakcijų keičiasi jų sudėtis ir savybės. Tai dar labiau apsunkina šaltinių kilmės nustatymą (Seinfeld, Pandis, 2016).

1.3 Aerolio dalelių dydžio pasiskirstymas

Atmosferoje gali keistis dalelių dydis, skaičius ir sudėtis vykstant garų kondensacijai, garavimui nuo dalelių paviršiaus, koaguliacijai su kitomis aerolio dalelėmis, taip pat vykstant cheminėms reakcijoms arba dalelių aktyvacijai, kuomet esant vandens garų pertekliui, šios dalelės tampa rūko arba debesies lašeliais. KD_1 skaitinė koncentracija atmosferoje siekia nuo

maždaug dešimties iki kelių tūkstančių $\#/cm^3$ (Ueda ir kt., 2016). Tačiau dalelių, kurių skersmuo viršija $1\ \mu m$, įprastai aptinkama mažiau nei $1\ \#/cm^3$ (Katulski ir kt., 2011).

Aerolio dalelės, kurių skersmuo yra mažesnis nei $2,5\ \mu m$, sudaro 40–80% visos KD_{10} masės, ir jos daugiausiai yra sudarytos iš sulfato ir amonio jonų bei organinių junginių. Aerolio dalelių skaičiaus pasiskirstymas pagal dydį gali būti apibūdinamas trimis – 0,02, 0,1 ir $2\ \mu m$ dydžio skersmens – dalelių modomis (Saxena, Sonwani, 2019).

Dalelės, kurių skersmuo yra mažesnis nei $2,5\ \mu m$, yra vadinamos smulkiosiomis. Stambiosiomis laikomos dalelės, kurių skersmuo yra didesnis nei $2,5\ \mu m$. Šių dydžių modų dalelės formuojasi nevienodai, iš atmosferos yra išplaunamos ir iš kilmės šaltinių pašalinamos skirtingais mechanizmais, pasižymi įvairia chemine sudėtimi ir optinėmis savybėmis bei skirtingai nusėda kvėpavimo takuose. Šios smulkiųjų ir stambiųjų dalelių savybės yra labai svarbios tiriant aerolio daleles fizikos ir chemijos srityse bei jų poveikį sveikatai (Griffin, 2013).

Aerolio dalelės gali būti skirstomos į dvi modas. Nukleacijos moda susidaro iš dalelių, kurių skersmuo siekia maždaug iki 10 nanometrų. Aitkeno modą sudaro nuo maždaug 10 nm iki 100 nm ($0,1\ \mu m$) skersmens dalelės. Šių dviejų modų aerolio dalelės yra vyraujančios pagal skaičių. Dėl mažo dydžio šios dalelės retai sudaro daugiau nei keletą procentų bendros aerolio dalelių masės. Dalelės nukleacinėje modoje susiformuoja dėl karštų garų kondensacijos vykstant degimui ir dėl atmosferos komponentų nukleacijos, po kurios susidaro naujos dalelės. Nukleacijos modos dalelės vėliau koaguliuoja su didesnėmis dalelėmis. Akumuliacijos modoje aerolio dalelių skersmuo siekia nuo $0,1$ iki maždaug $2,5\ \mu m$ ir paprastai sudaro didžiausią aerolio dalelių paviršiaus ploto bei didelę bendros masės dalį. Šios modos dalelių šaltinis yra nukleacijos modos dalelių koaguliacija ir garų kondensacija ant jau esančių dalelių. Akumuliacinėje modoje dalelių pašalinimo iš atmosferos būdai yra mažiausiai efektyvūs tarp visų modų, todėl šios dalelės yra linkusios kauptis aplinkos ore. Stambiosios dalelės, kurių skersmuo yra didesnis nei $2,5\ \mu m$, susiformuoja mechaninių procesų metu ir paprastai susidaro iš antropogeninės veiklos metu susidariusių ir natūralios kilmės dulkių dalelių (Babu ir kt., 2016; Seinfeld, Pandis, 2016).

Stambiosioms dalelėms būdingas pakankamai didelis nusėdimo greitis, todėl jų pašalinimas iš atmosferos įvyksta per trumpą laiko tarpą. Kadangi tipiniai aerolio dalelių pašalinimo iš atmosferos mechanizmai yra neefektyvūs akumuliacijos dydžio diapazono dalelėms, joms yra būdingas žymiai ilgesnis gyvavimo laikas atmosferoje nei nukleacijos ir stambiųjų dalelių modų aerolio dalelėms (Haszpra, 2019).

1.4 Pirminės ir antrinės aerozolio dalelės

Aplinkoje aptinkamos aerozolio dalelės yra skirstomos į pirmines daleles, kurios yra išmetamos tiesiai į atmosferą, ir antrines daleles, kurios susiformuoja lakiesiems organiniams junginiams (LOJ) bei kitoms dujinės būsenos cheminės medžiagoms – pirmtakams pereinant į dalelių pavidalą. Svarbiausi šių aerozolio dalelių šaltiniai yra antropogeninė veikla (pramonė, energetika, transportas, žemės ūkis) ir natūralūs šaltiniai (jūros, augmenija, dykumos, natūralūs miškų gaisrai ir t. t.) (Emami, Hopke, 2017).

Natūralios kilmės pirminės aerozolio dalelės – tai tiesiai iš natūralių šaltinių į atmosferą išmetamos dalelės, nepatiriančios jokių cheminių transformacijų (Shindell ir kt., 2013). Šios dalelės gali būti kietos arba skystos būsenos ir labai skirtis savo dydžiu, sudėtimi ir kilme. Pavyzdžiui, natūraliomis pirminėmis aerozolio dalelėmis yra laikomi jūros pūslai, dulkės, vulkaniniai pelenai ir biogeninės dalelės (Colbeck, Lazaridis, 2010). Šios natūralios kilmės aerozolio dalelės atlieka svarbų vaidmenį Žemės klimato sistemoje, darydamos įtaką šiluminiam Žemės balansui ir debesodaros procesams (Shindell ir kt., 2013).

Pagrindiniai dujinio pavidalo pirmtakai, reikalingi antrinių aerozolio dalelių formavimuisi, yra sieros dioksidas, azoto oksidai, amoniakas ir lakieji organiniai junginiai (LOJ). Pirmieji trys pirmtakai atmosferoje dalyvauja įvairiose cheminėse reakcijose, po kurių susiformuoja aerozolio dalelės, sudėtyje turinčios sulfato, nitrato ir amonio junginių. Šie junginiai formuoja naujas daleles atmosferoje arba kondensuojasi ant jau egzistuojančių dalelių, toliau formuodamos neorganines aerozolio daleles. Tam tikri nemetatiniai lakūs organiniai angliavandeniliai oksiduojasi iki mažiau lakių junginių, kurie toliau formuoja antrines organinio aerozolio daleles (González Ortiz ir kt., 2020).

Aerozolio dalelės, kuriose aptinkama juodoji anglis ir organiniai junginiai, gali būti pirminės ir antrinės kilmės – sudaryti pirminio organinio aerozolio daleles (angl. *primary organic aerosol*, POA) ir antrinio organinio aerozolio daleles (angl. *secondary organic aerosol*, SOA). Įvairios anglies turinčių aerozolio dalelių komponentės pasižymi skirtingomis optinėmis savybėmis, todėl žinios apie jų santykinę dalį aerozolio dalelės sudėtyje, maišymosi būseną, dalelės apvalkalo cheminę sudėtį ir amžėjimo procesą yra būtini vertinant jų poveikį klimatui (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023a, 2023b).

Supratimas ir žinios apie aerozolio dalelių komponentes, šaltinius ir iš jų į atmosferą patenkančius dalelių kiekius (1 pav.) bei aerozolio dalelių skaičiaus pasiskirstymo pagal dydį indėlį yra būtini siekiant įvertinti šių keturių aspektų

poveikį aplinkai ir sukurti valdymo strategijas, siekiančias sušvelninti neigiamus aerozolio dalelių sukeliamus efektus (Emami, Hopke, 2017).

1.4.1 Biomasės ir iškastinio kuro degimo kilmės aerozolio dalelės

Gyvenamųjų namų šildymas malkomis populiarėja daugelyje Europos šalių (Thomson, Liddell, 2015), kadangi pagal Europos Sąjungos politiką biomasės kūrenimas yra vienas pagrindinių kelių siekiant įvykdyti ateities energetikos politikos tikslus (Matthews ir kt., 2015). Skirtingai nuo iškastinio kuro, kurio degimo metu susiformuoja šiltnamio efektą sukeliančios dujos, medienos deginimas laikomas neutraliu klimato kaitos atžvilgiu energijos šaltiniu (Miettinen, Ollikainen, 2024). Yra apskaičiuota, kad namų ūkiams naudojant biomasę kaip kurą, pasauliniu mastu 2019 m. į atmosferą buvo išmesta 741 652 kt CO₂ dujų (Flammini ir kt., 2023). Malkų deginimo išmetamų teršalų į aplinką kiekis gali skirtis dešimteriopai dėl daugelio veiksnių, kadangi tai labai priklauso nuo degimo sąlygų, kurias dažnai lemia kuro kiekis, malkos dydis, drėgmės kiekis, medienos rūšis ir oro tiekimas (Olsen ir kt., 2020). Gyvenamuosiuose namuose kūrenama mediena yra didžiausias KD šaltinis visoje Europoje, ypač žiemą (Lin ir kt., 2019). Tai taip pat yra svarbus, kartais ir dominuojantis pirminio organinio aerozolio dalelių, juodosios bei organinės anglies ir poliaromatinių angliavandenilių šaltinis (Priestley ir kt., 2023).

Šildant gyvenamuosius namus įvairių lapuočių ir spygliuočių malkomis į atmosferą išmetamos anglies turinčios aerozolio dalelės (juodoji ir organinė anglis), organiniai junginiai (levogliukozanas, gliukozė, fruktozė, celiuliozė ir kt.), neorganiniai jonai (amonio jonas, šarminių ir šarminių žemės metalų druskos, karbonatai, chloridai, sulfatai, nitratai ir kt.) ir metalai (pvz., K, Na, Zn, Fe, Mg, Al, Cu ir kt.) (Schmidl ir kt., 2008). Atkreiptinas dėmesys, kad levogliukozanas ir KD₁₀ yra laikomi medienos deginimo dūmų pėdsakiniais junginiais (Galindo ir kt., 2021). Kitose mokslinėse studijose buvo tiriamos kiek rečiau minimos kitos aerozolio dalelės, į atmosferą išmetamos biomasės degimo metu – rudoji anglis ir dervos dalelės. Tarp biomasės deginimo produktų kaip atskira grupė buvo išskirtos amorfinės anglies dalelės, kurių tipinis skersmuo yra nuo dešimties iki šimtų nanometrų; šios dalelės vadinamos dervos dalelėmis. Jos sudaro didelę anglies turinčių aerozolio dalelių dalį pagal skaitinę ir masės koncentracijas (Mathai ir kt., 2023). POA, sugerianti šviesą 300–400 nm bangų ilgio ruože, vadinama rudąja anglimi (BrC), kurios optinės ir spinduliavimo savybės panašios į BC (Andreae, Gelencsér, 2006; Wang ir kt., 2019), tačiau iki šiol trūksta išsamaus supratimo apie BrC poveikį Žemės klimatui (Pokhrel ir kt., 2017). Didžiausias BrC

šaltinis daugelyje Europos šalių yra būtent gyvenamųjų patalpų šildymas malkomis, dėl ko susidaranti oro tarša laikoma opia problema žiemos sezonu ir naktimis (Liakakou ir kt., 2020). BrC atmosferoje atsiranda dėl lignino pirolizės ir paprastai tai yra susiję su mažiau efektyviu degimu (Zhang ir kt., 2020).

Iškastinio kuro deginimas yra antropogeninis išmetamų teršalų šaltinis. Aerosolio dalelių komponentės, išmetamos deginant iškastinį kurą, yra suodžiai (BC), OA, SO_4^{2-} , metalai ir pelenai. Anglies (kuro) degimo metu yra išmetamos submikroninio dydžio suodžių dalelės, OA, sulfatas ir pelenai. Pastaruosiuose aptinkama deguonies, silicio, aliuminio, geležies, kalcio ir magnio turinčio kvarco, hematito, gipso ir molio dalelių. Dyzeliniai ir benzininiai varikliai, degant kurui, išmeta aerosolio daleles ir dujas, tokias kaip submikroninio dydžio OA, sulfatai ir elementinis silicis, geležis, cinkas ir siera. Dyzelinu varomos transporto priemonės gali išmesti kur kas daugiau aerosolio dalelių nei benzinu varomos transporto priemonės (Jacobson, 2002; Kohse-Höinghaus, 2023; Rönkkö ir kt., 2023; Wu ir kt., 2017).

Iškastinio kuro degimo metu išmetamų suodžių dalelių daugiausiai susidaro deginant anglį, dyzelinį ir reaktyvinį kurą. Šios dalelės sudėtyje turi BC, padengtos policiklinių aromatinių angliavandenilių (angl. *polycyclic aromatic hydrocarbon*, PAHs) sluoksniu ir organinių bei neorganinių junginių apvalkalu (Saini ir kt., 2021). Daugumai transporto priemonių išskiriamų suodžių dalelių yra būdingas mažesnis nei 0,2 μm skersmuo (Liatė ir kt., 2016). Taigi, deginant iškastinį kurą, paprastai yra išmetamos nukleacinei ir akumuliacinei modoms priklausančios aerosolio dalelės.

Iškastinio kuro deginimo metu per metus išmetama 4,5–12,6 Tg BC (Bond ir kt., 2013). Globaliu mastu 2019 metais į atmosferą buvo išmesta apie 5,8 mln. tonų BC (Climate & Clean Air Coalition (a UNEP convened initiative)). Tokie išmetų į atmosferą dalelių kiekio diapazonai atspindi iškastinio kuro deginimo technologijų ir naudojamų degalų rūšių įvairovę (Solomon ir kt., 2007).

1.4.2 Aerosolio dalelės, sudėtyje turinčios organinių junginių ir juodosios anglies

Anglies turinčios dalelės atmosferoje susidaro iš dviejų svarbiausių komponentų – juodosios anglies ir organinių medžiagų. Pastaroji komponentė gali būti tiesiogiai įvairių šaltinių išmetama į atmosferą arba susidaryti dėl atmosferoje vykstančių reakcijų, esant dujinės būsenos organiniams pirmtakams. Taigi organinių medžiagų turinčios aerosolio dalelės yra sudėtingas įvairių cheminių junginių mišinys (Zhang ir kt., 2024).

Elementinė anglis gali susidaryti tik degimo procesų metu, todėl ji laikoma pirmine aerolio dalele. Ji yra gausiausia šviesą sugerianti aerolio dalelė atmosferoje. Dažniausiai apibūdinant šias daleles yra naudojamas juodosios anglies terminas, reiškiantis stiprią šviesos absorbciją regimosios šviesos bangų spektre (Uraoka ir kt., 2017). Išsamioje anglies turinčių aerolio dalelių šviesos sugerties apžvalgoje Bond ir Bergstrom (2006) šiai aerolio dalelės rūšiai apibūdinti vartoja šviesą sugeriančios anglies terminą (Bond, Bergstrom, 2006).

Anglies turinčios aerolio dalelės yra skysto kuro arba dujų degimo šalutinis produktas. Kadangi tokiu būdu susiformavusios dalelės yra sudarytos iš elementinės ir organinės anglies, jos kartais vadinamos suodžiais. Suodžių dalelių formavimasis labai priklauso nuo degalų cheminės sudėties (Saini ir kt., 2021). Šis procesas liepsnoje vyksta etapais, prasidedančiais degalų oksidacija ir/ar pirolize ir mažų molekulių susidarymu. Acetilenas ir policikliniai aromatiniai angliavandeniliai yra laikomi pagrindiniais tarpiniais produktais suodžių formavimosi ir dalelių augimo metu. Šių dalelių augimas prasideda nuo suodžių branduolių formavimosi ir tuomet greitai auga dėl cheminių reakcijų šių dalelių paviršiuje (Wang ir kt., 2021). Suodžių dalelės yra smulkių maždaug sferiškų anglies turinčių pirminių aerolio dalelių, pasižyminčių labai panašiu dydžiu ir morfologija, aglomeratai. Tokių dalelių dydis apima 20–30 nm. Tarpusavyje telkiasi, formuodamos tiesias arba šakotas grandines. Šios grandinės toliau aglomeruojasi ir suformuoja matomas suodžių daleles, kurių dydis yra iki kelių mikrometrų (Wang, Chung, 2019).

Suodžių dalelės, susiformavusios degimo procesų metu, daugiausiai yra sudarytos iš anglies atomų ir sudėtyje turi iki 10% molių vandenilio bei kitų pėdsakinių elementų. Aukštos temperatūros liepsnos srityje paveiktų suodžių dalelių sudėtis yra C_8H (Karataş, Gülder, 2012), tačiau šios dalelės paprastai turi daugiau vandenilio, būdamos dar už liepsnos ribos. Suodžių dalelės taip pat sugeria organinių medžiagų garus, kuomet degimo produktai atvėsta, taip neretai sukaupdamos pastebimus kiekius organinių junginių. Todėl suodžiai gali būti suprantami kaip EC, OC ir mažo kiekio kitų elementų, kaip deguonis, azotas ir vandenilis, mišinys, kuris yra inkorporuotas į grafitinę struktūrą (Michelsen ir kt., 2020). Elementinė anglis, randama atmosferos aerolio dalelėse, nėra susitelkusi į taisyklingai susiformavusio gryno grafito grupę, tačiau sudaro sudėtingesnę trimatį anglies su mažu kiekiu kitų elementų darinį. EC dalelėse galima rasti daug smulkių nuo 2 iki 3 nm skersmens kristalitų, kurie yra sudaryti iš kelių anglies sluoksnių, turinčių šešiakampę grafito struktūrą. Suodžių dalelių tankis yra apie 2 g/cm^3 (Bond, Bergstrom, 2006).

Organinė anglis patenka į aplinkos orą tiesiogiai iš įvairių taršos šaltinių (pirminė OC) arba gali susiformuoti *in situ* susikondensavus mažo lakumo

angliavandenilių fotooksidacijos produktams (antrinė OC). Pažymėtina, kad organinė anglis sudaro tik dalį organinės medžiagos masės, o likusią dalį sudaro tokie elementai kaip vandenilis, deguonis, azotas ir kt. Nedideli anglies kiekiai aerolio dalelėse taip pat gali būti aptinkami karbonatų (pvz., CaCO_3) arba CO_2 dujų, adsorbuotų ant aerolio dalelių, tokių kaip suodžiai, pavidalu (Napolitano ir kt., 2020).

Aerolio dalelės daro poveikį Žemės klimatui ir tai prasideda nuo aerolio dalelių tiesioginio spindulinio efekto (angl. *direct radiative effect*) – aerolio dalelių trumpųjų bangų spinduliuotės išsklaidymo ir sugerties atmosferos viršutiniame sluoksnyje poveikio Žemės spinduliuotės balansui (Thorsen ir kt., 2020). Vis dėlto aerolio dalelių šaltinių didelio masto erdvinis ir laiko nevienalytiškumas bei sudėtingi aerolio dalelių pernašos keliai yra pagrindinė kliūtis norint tiesiogiai įvertinti dalelių regioninį ir pasaulinį poveikį Žemės klimatui (Kim, Ramanathan, 2008, Kaskaoutis ir kt., 2009).

Aerolio dalelių spindulinis poveikis priklauso nuo Saulės spindulių kritimo kampo, santykinio oro drėgnumo, aerolio dalelių dydžio ir cheminės sudėties bei Žemės paviršiaus albedo. Esant šių elementų sąveikai, šiltnamio dujų nulemiamo apatinio atmosferos sluoksnio temperatūros kilimo ir aerolio dalelių sukeliama atmosferos vėsimu erdvinis pasiskirstymas labai skiriasi (Kirk-Davidoff, 2018).

Klimatą šildantį arba vėsinantį efektą sukeliančios aerolio dalelės, tokios kaip BC ir sulfatai, gali paveikti globalią atmosferos temperatūrą ir kritulių kiekį įvairiais būdais: darant poveikį trumpabangės ir ilgabangės spinduliuotės srautams Žemės atmosferoje, vertikaliam temperatūros gradientui troposferoje ir debesų mikrofizinėms savybėms. Svarbus skirtumas tarp šviesos spindulius išsklaidančių ir sugeriančių aerolio dalelių yra jų priešingas poveikis ne tik oro temperatūrai, bet ir atmosferos cirkuliacijai, debesims ir krituliams, kaip tai matoma iš kontrastingų klimato reakcijų į regioniniais mastais išmetamas aerolio daleles (Lewinschal ir kt., 2019; Sand ir kt., 2020).

Skirtingi pasaulinio klimato modelių tyrimai palaiko požiūrį į šių dienų SO_2 dujų emisijų svarbą oro temperatūros kaitai arti Žemės paviršiaus, lyginant su BC ir OC įtaka šiam meteorologiniam elementui. Tačiau kai kuriuose pasaulio regionuose būtent BC šiluminis poveikis yra stipriausias (Baker ir kt., 2015; Samset ir kt., 2016; Stjern ir kt., 2017; Zanis ir kt., 2020). Taip pat žinoma, kad yra didelė tikimybė, jog sniego dangos tamsėjimas dėl BC ir kitų šviesą absorbuojančių aerolio dalelių nusėdimo ant paviršiaus skatina sniego tirpimą.

Aerozolio dalelių poveikis atmosferos energijos balansui skirtinguose Žemės regionuose labai skiriasi, o tai veikia klimato temperatūrinį atsaką globaliu ir regioniniu mastu (Shindell ir kt., 2013, 2015). Tarptautiniai klimato modeliavimo tyrimai parodė, kad aerozolio dalelių išmetimo į atmosferą pokyčiai vidutinėse platumose yra padarę įtaką Arkties regiono klimatui, pasikeitus šilumos balansui per aerozolio dalelių–spinduliuotės ir aerozolio dalelių–debesų sąveikas, taip paskatinus šilumos pernašą į poliarines sritis (Navarro ir kt., 2016; Ren ir kt., 2020).

1.5 Aerozolio dalelės kaimo foninėje aplinkoje

Kaimo vietovėse oro teršalai, tarp jų OC ir BC, į atmosferą patenka dėl biomasės ir pasėlių deginimo, maisto gaminimo kūrenant anglį ir medieną (Saxena, Sonwani, 2019) bei namų šildymo biomase (Van Drooge, Grimalt, 2015).

Pirminio organinio aerozolio dalelės į atmosferą yra išmetamos natūralių šaltinių (augmenijos dalelės ir pakeltos dirvožemio dalelės) bei antropogeninės kilmės šaltinių (cheminiai junginiai, aptinkami transporto priemonių išmetamuose teršaluose). Antrinio organinio aerozolio dalelės atmosferoje dažniausiai susiformuoja iš augmenijos ir iškastinio kuro deginimo išmetamų LOJ (Van Drooge, Grimalt, 2015).

Kaimo vietovėje oro kokybė ir aerozolio dalelių cheminė sudėtis bei įvairovė yra taip pat veikiama tolimosios oro teršalų pernašos oro masėmis iš miestų ar pramonės zonų į kaimo vietoves (Donnelly ir kt., 2015; Saxena, Sonwani, 2019).

Aerozolio dalelių skaičiaus pasiskirstymas pagal dydį kaimo vietovėje yra apibūdinamas 0,02 ir 0,08 μm skersmens modomis. Vyraujantis dalelių masės pasiskirstymas pagal dydį yra ties stambiųjų dalelių moda, t. y. 7 μm dydžio skersmens dalelėmis (Saxena, Sonwani, 2019).

Žemyninės kilmės aerozolio dalelių masės pasiskirstymui, nepaveiktam vietos taršos šaltinių, yra būdingas nedidelis dalelių susitelkimas akumuliacijos modoje ir visiškas nukleacinės modos aerozolio dalelių nebuvimas. KD_{10} dalelių vidutinė masės koncentracija kaimo vietovėse gali siekti 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Saxena, Sonwani, 2019).

1.6 Aerozolio dalelės miesto foninėje aplinkoje

Miesto foninėje aplinkoje aerozolio dalelės gali būti pirminių (tiesiogiai išmestų iš natūralių šaltinių ir pramonės, transporto, energijos gamybos procesų metu) ir antrinių (susiformavusių dėl lakiųjų cheminių junginių ir kitų

dujinio pavidalo pirmtakų perėjimo į dalelių pavidalą) aerolio dalelių mišinys. Miesto foninėje aplinkoje aerolio dalelių skaitinės koncentracijos ir dydžio pasiskirstymas yra įvairus, tačiau įprastai dominuoja dalelės, mažesnės nei $0,1\ \mu\text{m}$ skersmens (Saxena, Sonwani, 2019). Didžiausias paviršiaus plotas būdingas dalelėms, kurių dydis yra $0,1\text{--}0,5\ \mu\text{m}$ intervale, t.y. esančioms akumuliacinėje modoje. Dėl didesnio jų paviršiaus ploto dujinio pavidalo pirmtakų virsmas aerolio dalelėmis vyksta ant paviršiaus. Aerolio dalelių masės pasiskirstymui pagal dydį būdingos dvi modos: viena yra submikroniniame intervale, atitinkanti akumuliacijos modą, kita – stambiųjų dalelių intervale (Seinfeld, Pandis, 2016).

Didelės smulkiųjų dalelių (iki $0,1\ \mu\text{m}$ skersmens) koncentracijos aptinkamos arti taršos šaltinių, pvz., greitkelių, ir sparčiai mažėja tostant nuo šių šaltinių. Paprastai prie intensyvių transporto kelių aerolio dalelių skaitinė koncentracija yra maždaug dešimt kartų didesnė nei miesto aplinkoje (Saxena, Sonwani, 2019). Tačiau vidutiniškai 100 metrų atstumu nuo kelio šių dalelių koncentracija greitai mažėja dėl jų išsisklaidymo (Baldwin ir kt., 2015).

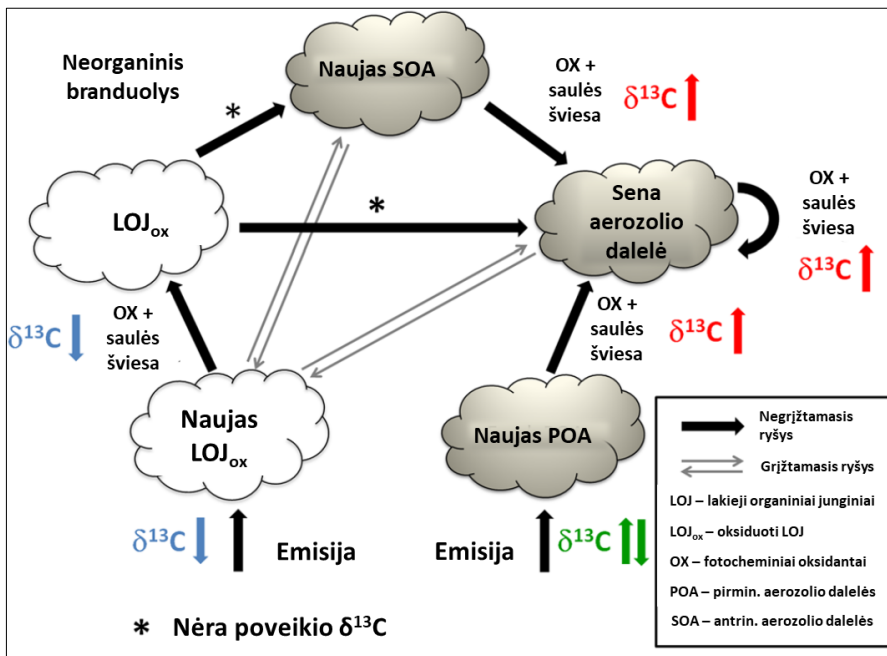
Šalia pagrindinių kelių masės koncentracijos padidėjimas paprastai būna mažesnis – 10–20% miesto foninės koncentracijos (Askariyeh ir kt., 2020). Dalis šio masės prieaugio yra susijusi su Aitkeno ir akumuliacijos modų aerolio dalelėmis, kurios susiformuoja dėl jų išmetimo į atmosferą degimo proceso metu (Seinfeld, Pandis, 2016). Svari šio prieaugio dalis gali būti ir stambiųjų dalelių modoje, kadangi stambesnės dalelės yra pakartotinai pakeliamos į orą dėl transporto priemonių eismo (Alshetty, Shiva Nagendra, 2022).

Daugelyje miesto vietų akumuliacijos ir stambiųjų dalelių modoms priklausančių aerolio dalelių masės koncentracijos yra panašios. Aitkeno ir nukleacijos modoms priklausančių aerolio dalelių tūris yra nereikšmingas, išskyrus vietas arti degimo šaltinių (Seinfeld, Pandis, 2016).

Smulkiųjų ir stambiųjų aerolio dalelių cheminė sudėtis ir šaltiniai mieste yra skirtingi (Seinfeld, Pandis, 2016). Stambiosios aerolio dalelės mieste susidaro mechaninių procesų (pvz., trinties, ardymo, padangų dėvėjimosi) metu ir sudėtyje turi žemės plutoje randamų elementų, jūros druskos dalelių, suodžių (Al-Thani ir kt., 2020). Aitkeno ir akumuliacijos modų aerolio dalelės yra sudarytos iš degimo metu išmestų pirminių dalelių ir antrinių aerolio dalelių, susiformavusių po cheminių dujinės fazės pirmtakų virsmo aerolio dalelėmis ir turinčių sudėtyje sulfato, nitrato, amonio jonų ir antrinio organinio aerolio medžiagų (Saxena, Sonwani, 2019).

1.7 Anglies ^{13}C ir ^{12}C izotopų santykio ($\delta^{13}\text{C}$) aerozolio dalelėse kaita

Miesto foninėje aplinkoje aerolio dalelių sudėtyje dažnai aptinkami organiniai junginiai, neorganinės komponentės, BC ir įvairūs pėdsakiniai elementai, tarp jų ir sunkieji metalai (Al-Thani ir kt., 2020). Dinamiškoje pajūrio aplinkoje dažniausiai vyrauja jūros pūslų dalelės, vėjo atnešamos dulkės, biologinės ir antropogeninės kilmės aerolio dalelės, atkeliavusios iš netoliese esančių miškingų ir/ar urbanizuotų teritorijų (Parent ir kt., 2023; Piazzola ir kt., 2016). Aerolio dalelės gali įgyti specifinių fizikinių ir/ar cheminių savybių dėl vietinių meteorologinių sąlygų (Thomas ir kt., 2022). Stabilių anglies izotopų ^{13}C ir ^{12}C santykio ($\delta^{13}\text{C}$) analizė yra plačiai taikoma oro teršalų, tame tarpe ir atmosferos aerolio dalelių, šaltinių nustatymo tyrimuose (Ceburnis ir kt., 2016; Garbarienė ir kt., 2016; Masalaite ir kt., 2018; Skipitytė ir kt., 2017). Taip pat $\delta^{13}\text{C}$ suteikia vertingos informacijos tiriant su anglies turinčiomis aerolio dalelėmis susijusius procesus atmosferoje (Kirillova ir kt., 2013) (2 pav.).



2 pav. Supaprastinta iliustracija apie skirtingų atmosferinių procesų galimą poveikį $\delta^{13}\text{C}$ vertėms anglies turinčiose aerozolio dalelėse. Mėlynos rodyklės žymi sunkiųjų izotopų išsikvojimą, taip sumažinant $\delta^{13}\text{C}$ vertę; raudonos rodyklės žymi anglies izotopų prisotinimą (didinant $\delta^{13}\text{C}$ vertes) ir žalios

rodyklės parodo procesus, paveikiančius $\delta^{13}\text{C}$ vertes į bet kurią pusę (originalus paveikslėlis pateiktas Kirillova ir kt. (2013)).

$\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas įvairių rūšių kure gali svyruoti nuo $-28,0 \pm 0,9 \%$ (Masalaite ir kt., 2017) skystajame iškastiniame kure, naudojamame Europoje ir Lietuvoje, iki $-23,0 \pm 2,0 \%$ anglyje (Widory, 2006). Biomasės deginimo metu išmestų dalelių sudėtyje $\delta^{13}\text{C}$ vertė siekia $-25,5 \pm 1,0 \%$ (Garbaras ir kt., 2015). Taigi ankstesni tyrimai (Masalaite ir kt., 2015, 2018) parodė, kad pagal bendrosios anglies (TC) $\delta^{13}\text{C}_{\text{TC}}$ vertes įmanoma nustatyti pirminius oro taršos šaltinius šaltuoju metų laiku Lietuvoje. Tačiau stabilųjų anglies izotopų sudėtis yra veikiami ne tik aerozolio dalelių šaltinių, bet ir amžėjimo proceso (Aggarwal, Kawamura, 2008), fotocheminės oksidacijos (Fisseha ir kt., 2009), antrinių organinio aerozolio dalelių formavimosi procesų (Ni ir kt., 2021) ir tolimosios oro masių pernašos. Dėl aerozolio dalelių amžėjimo anglies turinčios aerozolio dalelės gali būti prisotintos $\delta^{13}\text{C}$ pirmiausiai dėl lengvesnių anglies izotopų praradimo amžėjimo proceso metu (Kirillova ir kt., 2013). Tačiau, kitu atveju, dėl LOJ oksidacijos $\delta^{13}\text{C}$ gali būti eikvojamas besiformuojančiose antrinio organinio aerozolio dalelėse (Kirillova ir kt., 2013; Rudolph ir kt., 2003). $\delta^{13}\text{C}$ yra laikomas patikimu rodikliu, padedančiu tirti įvairių atmosferoje vykstančių procesų indėlį į anglies aerozolio dalelių kiekį.

Ankstesnis tyrimas (Masalaite ir kt., 2020) parodė, kad sezoniniai skirtumai yra akivaizdūs tarp skirtingų tiriamųjų vietų (mieste, pajūryje ir miškingose vietose), taip atskleidžiant fotocheminį aerozolio dalelių amžėjimą ir/ar antrinio organinio aerozolio dalelių formavimąsi vasaros metu. Taip pat šios studijos rezultatai atskleidė, jog šaltuoju metų laiku Lietuvoje vyraujantis aerozolio dalelių šaltinis yra biomasės deginimas. Tačiau dalelių išskyrimui benzino ir dyzelino degimo metu nėra būdingas sezoniškumas.

1.8 Fejerverkų leidimo poveikis aerozolio dalelių masės koncentracijai

Įvairiomis šventinėmis progomis neretai naudojami aukštai pakylantys ir prie žemės paviršiaus uždegami ir leidžiami fejerverkai. Jų leidimo metu į atmosferą išmetamas didelis kiekis dujinių teršalų, pvz., sieros dioksido (SO_2), azoto oksidų (NO_x), anglies monoksido (CO) (Singh ir kt., 2010), taip pat smulkiųjų ir submikroninių aerozolio dalelių, kurias sudaro organinė/elementinė anglis, sulfatai, chloridai, nitratai ir įvairūs metalai, tokie kaip varis (Cu), baris (Ba), stroncis (Sr) ir magnis (Mg) (Li ir kt., 2013; Lorenzo ir kt., 2021). Kadangi šie pirotechnikos gaminiai dažniausiai uždegami arti žemės, dažnai stebimas staigus kietųjų dalelių koncentracijos

lygio pakilimas (Khedr ir kt., 2022), ypatingai tais atvejais, kai meteorologinės sąlygos oro teršalų kaupimuisi yra palankios.

25–40% šių pirotechnikos gaminių sudaro pirotechninės sudedamosios medžiagos. Įprastai fejerverkų veikimas pagrįstas kuro ir oksidatorių degimu. Kurą gali sudaryti kalio nitrato (KNO_3), medžio anglies ir sieros mišinys, sukeliantis sproginėjimus, švilpesius ir spalvas (Khedr ir kt., 2022), taip pat metalai, lydiniai ir pusmetaliai (Steinhauser, Klapötke, 2010). Į oksidatorių sudėtį įeina amonio arba šarminių (Na, K) ir šarminių žemės metalų (Ba, Sr) nitratai ir (per)chloratai (Steinhauser, Klapötke, 2010). Al, Mg, Sr ir Ba nitratai ($\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$) yra dažniausiai naudojami junginiai specialių pirotechninių efektų, pvz., išskirtinės liepsnos spalvos išgavimui (Keller, Schragen, 2021). Kiti metalai naudojami tam tikrų spalvų išgavimui: raudonai spalvai – Sr ir Ca, žaliai – Ba ir Cu, mėlynai – Cu, baltai arba sidabrinei – Mg, Al ir Ti, auksinei spalvai – Fe (Khedr ir kt., 2022). Atlikti tyrimai tokiose valstybėse, kaip Naujoji Zelandija, Filipinai, Indija ir Vokietija, atskleidė fejerverkų indėlį į didėjančias aerozolio dalelių, įvairių metalų ir kitų cheminių junginių, tokių kaip sulfatai, koncentracijas aplinkos ore Naujųjų metų naktį ir kitų populiarių švenčių metu. Po didelių švenčių ir renginių, tokių kaip Dyvalis (Indija), žibintų festivaliai (Pietryčių Azija), Gajaus Fokso diena, Nepriklausomybės diena (JAV), Bastilijos diena (Prancūzija), Mėnulio Naujieji metai (Pietryčių Azija) ir Naujųjų metų naktis (visame pasaulyje), aplinkos ore esančių KD_{10} dalelių koncentracija gali padidėti iki 20 kartų, lyginant su vidutinėmis foninėmis koncentracijomis (Greven ir kt., 2019). Prieš Naujųjų 2019 metų šventę, jos metu ir po šventės Quezon mieste, Filipinuose, Manilos observatorijoje Lorenzo ir kt. (2021) vykdyto atmosferos aerozolio dalelių tyrimo rezultatai parodė, kad fejerverkų leidimas šventės metu pastebimai padidino $\text{KD}_{2,5}$ masės koncentraciją, kurios didžiausia vertė siekė $383,90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tarp 01:00 ir 02:00 val. 2019 m. sausio 1 d. Taip pat buvo stebimas neorganinių medžiagų, tokių kaip K, Mg, Cu, Sr, Ba, Al ir kitų elementų, masės koncentracijos didėjimas daugiau nei 2 kartus fejerverkų leidimo metu, lyginant su laikotarpiais prieš ir po šventės. Submikroninių aerozolio dalelių mėginiuose, surinktuose fejerverkų leidimo metu, buvo pastebėta padidėjusi chloridais praturtintų dalelių masės koncentracija. Tai rodė neorganinio junginio KCl, dažnai įeinančio į pirotechnikos gaminių sudėtį, buvimą aplinkos ore, taip patvirtinant fejerverkų leidimo indėlį į oro taršą.

Vakarų Oklando mieste, Naujojoje Zelandijoje, per Gajaus Fokso šventės savaitę fejerverkų leidimas reikšmingai prisidėjo prie padidėjusio KD_{10} dalelių koncentracijos lygio tiriamajame laikotarpyje nuo 2019 m. lapkričio 1 d. iki 10 d. Didžiausia KD_{10} dalelių masės koncentracija buvo stebima Gajaus

Fokso šventės vakarą, kai fejerverkų leidimas lėmė šių dalelių koncentracijos padidėjimą iki $21,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, palyginus su vidutinės koncentracijos foniniu lygiu (Rindelaub ir kt., 2021).

Ravindra ir kt. (2022) analizavo oro teršalų, išmestų į atmosferą Dyvalio festivalio (Indijoje) fejerverkų leidimo metu, masės koncentracijų kaitą šešiose Indijos valstijose 2017–2020 metais. Rezultatai parodė, kad fejerverkų leidimo išmetamų teršalų sudėtyje pagal masės koncentracijų lygius vyravo $\text{KD}_{2,5}$ ir SO_2 . NH_3 , NO ir etilbenzeno masės koncentracijų didėjimas taip pat buvo stebimas, tačiau jų koncentracijų lygis šventės metu nesiekė $\text{KD}_{2,5}$ ir SO_2 koncentracijų lygio. Didžiausia valandinė $\text{KD}_{2,5}$ masės koncentracija buvo užfiksuota 2017 metais Delyje ir viršijo $900 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Khedr ir kt. (2022) tyrime KD_{10} ir $\text{KD}_{2,5}$ masės koncentracijų kaitos tendencijos aiškiai parodė ryškų koncentracijų padidėjimą Naujųjų metų naktį, lyginant su šių dalelių koncentracijų lygiais prieš ir po Naujųjų metų nakties. Aukščiausios aerozolio dalelių masės koncentracijos vertės buvo išmatuotos nuo 0:00 iki 2:00 val. Tomis valandomis $\text{KD}_{2,5}$ dalelių koncentracija svyravo nuo maždaug 60 (2020–2021 m.) iki $>600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2012–2013 m.). Tokio koncentracijų lygių skirtumo priežastys galėjo būti nevienodas fejerverkų leidimo intensyvumas ir skirtingos meteorologinės sąlygos tiriamaisiais metais. Šiame tyrime taip pat buvo atskleista, kad vidutinė ekvivalentinės juodosios anglies masės koncentracija Naujųjų metų naktį buvo reikšmingai arba labai reikšmingai padidėjusi, lyginant su tiriamuoju laikotarpiu prieš ir po Naujųjų metų nakties. Tai rodo, kad šios dalelės koncentracija taip pat gali būti susijusi su fejerverkų leidimu, kadangi koncentracijos lygis stipriai koreliavo su KD dalelių masės koncentracijomis tyrimo laikotarpiais.

Šie teršalai aptinkami pirminėse (dūmų) ir antrinėse aerozolio dalelėse. Dėl šios teršalų ypatybės buvo pastebėta, kad jie daro poveikį ir patalpų oro kokybei (Mendoza ir kt., 2021). Oro tarša patalpose yra pagrindinė miestuose gyvenančių žmonių problema, kadangi jie patalpose praleidžia apie 90% savo laiko (Casini, 2021). Dūmų dalelės, susiformavusios fejerverkų leidimų metu, gali būti per mažos, kad jas sulaikytų pastatų oro filtravimo sistemos (Mendoza ir kt., 2021). Fejerverkų išmesti teršalai iš lauko į patalpų orą gali patekti natūralios ir priverstinės ventiliacijos keliais (Younes ir kt., 2012). Panaši oro taršos patalpose tendencija buvo stebėta 2020 m. gruodžio 31 d. – 2021 m. sausio 1 d. Valstybiniame mokslinių tyrimų instituto Fizinių mokslų ir technologijų centrui (VMTI FTMC) (<https://www.ftmc.lt>) priklausančioje oro taršos tyrimų vietoje, miesto foninėje aplinkoje Vilniuje ($54^\circ 43'$ Š, $25^\circ 19'$ R) (žr. 3.1. skyrelį).

Patalpų ir lauko oro kokybės santykio tyrimų rezultatai parodo poreikį didinti pastatų ventiliavimo ir oro filtravimo sistemų efektyvumą, kad esant padidėjusiai oro taršai teršalai būtų geriau sulaikomi, tokiu būdu sumažinant KD kiekį pastatų viduje. Mendoza ir kt. (2021) tyrimo rezultatai parodė, kad išorinė oro tarša yra svarbus veiksnys, darantis įtaką patalpų oro kokybei.

Kadangi fejerverkų leidimo metu susiformavusios aerolio dalelės ir dujiniai teršalai kaupiasi dideliais kiekiais per labai trumpą laiko tarpą, jie sukelia pavojų aplinkai ir žmonių sveikatai. Dėl šios priežasties atmosferos aerolio dalelių cheminės sudėties ir jų šaltinių nustatymas yra labai svarbus žingsnis, siekiant palaikyti gerą aplinkos ir visuomenės sveikatą (Tanda ir kt., 2019). Fejerverkai išskiria didelius kiekius smulkių KD, kurios yra lengvai įkvepiamos. Yra gerai žinoma, kad žmogaus įkvepiamos KD gali sukelti uždegimus kvėpavimo bei širdies ir kraujagyslių sistemose (Pope, Dockery, 2006), astmos komplikacijas, bronchitą, kvėpavimo takų sudirginimą ir infekcijas (Godri ir kt., 2010; World Health Organization Regional Office for Europe, 2004).

Nors fejerverkai naudojami įvairiomis progomis ištisus metus, daugelis tyrimų (pvz., Greer ir kt., 2002; Hickey ir kt., 2020; Yang ir kt., 2014) atkreipia dėmesį, kad ypač per masinius šventinius renginius, tokius kaip Naujųjų metų sutikimas, pirotechnikos gaminių sprogdinimas gali sukelti reikšmingą oro taršą tiek lauke, tiek patalpose, o tai kelia potencialų pavojų aplinkai ir žmonių sveikatai. Išorės ir patalpų oro kokybės analizės yra dažnai pateikiamos moksliniuose straipsniuose. Tačiau matavimų duomenų sudėtingumas, oro kokybės matavimo prietaisų brangumas ir sudėtingas eksploatavimas gali riboti patalpų ir lauko oro kokybės tyrimus. Vis dėlto Mendoza ir kt. (2021) patalpų ir lauko oro taršos smulkiosiomis dalelėmis mokslinės analizės rezultatai įrodė tokio pobūdžio tyrimų reikalingumą ir svarbą siekiant suprasti ir valdyti oro taršos problemą tiek išorės aplinkoje, tiek patalpose.

1.9 Tarša patalpose

Oro tarša reikšmingai prisideda prie žmonių negalavimų ir ligų, tokių kaip astma (U.S. Environmental Protection Agency, 2022), širdies ligos, insultas, plaučių vėžys (World Health Organization. Regional Office for Europe, 2019) ir galimai demencija (žmogaus pažintinių funkcijų praradimas ir intelektinių gebėjimų silpnėjimas) (Peters ir kt., 2021), atsiradimo. Dėl lauko oro taršos nuolatos yra peržiūrimi ir keičiami oro kokybės standartai ir reglamentai, atsižvelgiant į mokslinius tyrimus ir oro kokybės stebėjimo rezultatus. Todėl per pastaruosius tris dešimtmečius yra pastebimas ryškus aerolio dalelių,

azoto oksidų ir sieros dioksido išmetamo kiekio sumažėjimas daugelyje pasaulio šalių (Lewis, Moller, 2022). Vis dėlto oro taršai patalpose nėra skiriamas toks pat dėmesys, kaip aplinkos oro taršai, nors ši problema sukelia nemažai mirčių visame pasaulyje. 2020 m., Pasaulio sveikatos organizacijos (PSO) duomenimis, 3,2 mln. žmonių mirė nuo patalpų oro taršos sukeltų ligų (World Health Organization, 2024a), o 2019 m. 4,2 mln. mirčių buvo sukeltos užteršto lauko oro (World Health Organization, 2024b).

Išsivysčiusiose šalyse dauguma žmonių 80–90% savo laiko praleidžia uždaroje patalpose: privačiuose namuose, viešųjų erdvių patalpose – mokyklose, darbo vietose, transporto mazguose, ligoninėse ir prekybos centruose. Tokioms erdvėms paprastai netaikomi teisiškai įgyvendinami aplinkos oro kokybės standartai. Patalpų oro taršos moksliniai tyrimai yra mažiau išsamūs, palyginti su lauko oro taršos tyrimų sritimi, todėl vyriausybėms yra sudėtinga formuoti politinę strategiją ir kontrolės priemones patalpų oro taršos valdymui. Dėl šių priežasčių reikalingas mokslinių tyrimų šia tema plėtojimas, kad remiantis gautais tyrimų rezultatais ir išvadomis būtų galima suformuluoti patalpų oro kokybės standartus ir politinę strategiją oro kokybės gerinimui, vystyti inžinerines galimybes oro kokybės užtikrinimui ir teikti informaciją bei patarimus visuomenei, ir ypač tiems jos nariams, kurie yra labiausiai pažeidžiami dėl oro taršos keliamo pavojaus sveikatai (Lewis ir kt., 2023).

Europos aplinkos agentūra apskaičiavo, kad 2022 m. 27-iose Europos Sąjungos valstybėse 239 000 žmonių mirčių atvejai buvo sukelti oro taršos $KD_{2,5}$ dalelėmis, kurių metinė vidutinė masės koncentracija buvo didesnė nei PSO nustatyta ribinė šių dalelių masės koncentracijos metinė vertė ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (World Health Organization, 2024b). Taip pat buvo įvertinta didesnė duomenų imtis iš 40 Europos valstybių oro taršos $KD_{2,5}$ dalelėmis atveju. Nustatyti 269 000 mirčių atvejai buvo sukelti padidėjusios oro taršos $KD_{2,5}$ dalelėmis. Laikotarpyje nuo 2005 iki 2022 metų Europos Sąjungoje mirčių atvejų skaičius, priskirtas oro taršai $KD_{2,5}$ dalelėmis, sumažėjo 45%. Taigi priartėjama prie siekio 2030 metais sumažinti šių atvejų skaičių 55%, kaip yra nurodyta nulinės taršos stebėsenos ir perspektyvų ataskaitoje, kurioje nurodoma, kokiomis priemonėmis ir veiksmais užtikrinti švaresnį orą, vandenį ir dirvožemį (European Environment Agency, 2024c).

Oro tarša yra siejama ne tik su ankstyvomis žmonių mirtimis, bet ir patiriamais sveikatos negalavimais bei ligomis. Tai pablogina žmonių gyvenimo kokybę ir apsunkina sveikatos priežiūros sektorių didelėmis gydymo išlaidomis. Sergamumas išreiškiamas kaip suma metų, pragyventų su negalia, t. y. sveiko gyvenimo metai, prarasti dėl negalios. 2019 m. dėl $KD_{2,5}$

poveikio 30 Europos šalių gyventojai pragyveno 175 702 metus su negalia dėl lėtinės obstrukcinės plaučių ligos (European Environment Agency, 2022).

Kaip nurodyta Europos aplinkos agentūros informaciniame leidinyje, Lietuvoje mirčių atvejų skaičius, priskirtas ilgalaikiam $KD_{2,5}$ dalelių poveikiui žmonių sveikatai (ankstyvų mirčių skaičius 100 000 gyventojų per 30 metų) sumažėjo 52% nuo 2005 iki 2022 metų, t. y. nuo 155 iki 75 ankstyvų mirčių atvejų, priskirtų 100 000 gyventojų. Iš viso apskaičiuota 1500 mirčių atvejų Lietuvoje dėl oro taršos $KD_{2,5}$ dalelėmis 2022 metais (European Environment Agency, 2024b).

Didžiausių Europos pramonės įmonių sukeltos oro taršos kaštai vidutiniškai siekia nuo 268 iki 428 mlrd. eurų per metus, kaip rodo Europos aplinkos agentūra. 2021 m. ši kaina sudarė apie 2% Europos Sąjungos bendrojo vidaus produkto. Tik 1% labiausiai teršiančių industrinių objektų, kurių daugelis yra anglimi kūrenamos elektrinės, sukėlė apie pusę visos padarytos žalos. Tačiau Europos aplinkos agentūros analizė taip pat nurodė, kad Europos pramonės neigiamai veikiamos aplinkos ir sveikatos sąnaudos sumažėjo trečdaliu (–33%) nuo 2012 iki 2021 m. Europos Sąjungos energetikos sektorius yra atsakingas už maždaug 80%, viso sumažėjimo, taikant geriausias galimas technologijas ir pereinant prie atsinaujinančių energijos šaltinių bei mažiau taršių kuro rūšių (European Environment Agency, 2024a). Tačiau oro tarša pasaulio ekonomikai kasmet kainuoja 8,1 trln. JAV dolerių arba 6,1% viso pasaulio bendrojo vidaus produkto (United Nations Environment Programme (UNEP), 2024).

Daugelis patalpų ore esančių teršalų aptinkama ir lauko ore. Lauko teršalai į patalpų orą patenka infiltracijos, natūralios ir priverstinės ventiliacijos keliais. Infiltracija – tai natūralus oro pasikeitimas per įtrūkimus ir nesandarumus, pvz., per durų ir langų rėmus, kaminus, oro išėjimo angas, ortakius, vandentiekio kanalus ir elektros lizdus (Younes ir kt., 2012). Darbo vietose darbuotojai gali dažniau nei įprastai patirti galvos skausmą ir svaigimą, pykinimą, nosies užgulimą, spaudimą krūtinės ląstos srityje, akių (regėjimo) sutrikimus, diskomfortą ar skausmą gerklėje, nuovargį, karščiavimą, raumenų skausmą ir odos sausumą. Šie simptomai, atsirandantys darbo valandomis, dažnai palengvėja žmogui palikus darbo vietą. Aprašyta situacija vadinama „sergančio pastato“ sindromu (SPS), kurio konkrečias priežastis yra sudėtinga įvardinti, tačiau tai gali būti siejama su ore esančiais LOJ, netinkamai veikiančiomis pastato vėdinimo sistemomis ar daugelio teršalų poveikiu žmogaus organizmui mažomis dozėmis vienu metu (Subri ir kt., 2024).

1.10 Atgalinių oro masių trajektorijų analizė

Aerolio dalelių transportavimas oro masėmis apima skirtingus erdvinius ir laiko mastus. Nors aerolio dalelių kilmė tarp žemynų skiriasi, gali užtrukti nuo 3 dienų iki 1 mėnesio, kad aerolio dalelės pasklistų į bet kurią pasaulio dalį (Vennam ir kt., 2017). Atmosfera laikoma didžiule šilumos savireguliacija pasižyminčia sistema, kuri perneša energiją visame pasaulyje ir kontroliuoja klimatinę sistemą (Fraile ir kt., 2006). Pastebėta, kad aerolio dalelių optinį gylį ir kitas jų savybes bei atmosferos cheminę sudėtį veikia oro masės (Pace ir kt., 2006; Kabashnikov ir kt., 2014)

Atgalinių oro masių trajektorijų analizė yra dažniausiai naudojama priemonė nustatyti sinoptinio masto atmosferos pernašos tipą ir (arba) oro teršalų kilmę (Pérez ir kt., 2015). Atmosferoje esančių cheminių junginių ir aerolio dalelių transportavimas iš jų šaltinių į receptorinį tašką gali būti nesunkiai atsekamas naudojant atgalinių oro masių trajektorijų metodą (Fleming ir kt., 2012). Kituose tiriamuosiuose darbuose šis metodas yra pasitelkiamas aiškinantis, kaip aerolio dalelės ar kiti atmosferos komponentai kinta erdvėje ir laike (pvz., Kabashnikov ir kt., 2014; Wang ir kt., 2013).

Nors apskaičiuojant atgalines oro masių trajektorijas nėra atsižvelgiama į oro turbulenciją ir kitus atmosferos procesus (Vogel ir kt., 2019), sinoptiniu mastu kiekvieną klasterį atstovaujanti oro masės trajektorija paprastai yra susijusi su skirtingais atmosferos cirkuliacijos tipais. Klasterinė analizė iki šiol dažnai naudojama klasifikuojant į tyrimo vietą atslenkančias oro mases (Pérez ir kt., 2015).

1.11 Meteorologinių sąlygų įtaka oro taršos sklaidai

1.11.1 Didelio masto barinių sistemų įtaka oro taršai

Atmosferos barinės sistemos daro didelę įtaką oro taršos sklaidai. Stabilios žemo slėgio sistemos yra siejamos su debesuotumu, audringomis orų sąlygomis ir stipriais vėjais pažemio sluoksnyje. Šio tipo barinėse sistemose oras kyla aukštyn, išsklaidydamas netoli paviršiaus susitelkusius oro teršalus. Esant padidėjusiam debesuotumui sumažėja saulės spinduliuotės prietaka, taigi nevyksta fotocheminės reakcijos, tokiu būdu mažėjant oro taršai atmosferoje.

Aukšto slėgio barinėms sistemoms yra būdingas silpnas vėjas pažemio sluoksnyje, neleidžiantis teršalams skliti horizontaliai, o mažas debesuotumas nulemia didesnę saulės spinduliuotės prietaką į žemės paviršių,

taip skatinant fotocheminio smogo susidarymą. Taigi, stipriausias atmosferos barinių sistemų poveikis oro taršai yra vertikalus ir horizontalus teršalų pernešimas bei debesuotumas (Jacobson, 2002).

1.11.2 Vertikaloji oro teršalų pernaša

Atmosferos barinės sistemos veikia vertikalųjį oro judėjimą, taigi ir teršalų sklaidą priverstine (dinamine) ir laisvąja (termine) konvekcija. Pavyzdžiui, gana stabilioje žemo slėgio sistemoje oro tūris prie žemės paviršiaus konverguoja ir kyla aukštyn, taip išsklaidant pažemio sluoksnyje susikaupusius oro teršalus. Tačiau gana stabilioje aukšto slėgio barinėje sistemoje oro srautai konverguoja viršutinėje sistemos dalyje, leidžiasi žemyn link žemės paviršiaus ir priežemio sluoksnyje oro srautai išsiskiria (diverguoja), tokiu būdu apribojant arti paviršiaus esančių teršalų sklaidą. Abu atvejai iliustruoja priverstinę (dinaminę) konvekciją. Laisvosios (arba terminės) konvekcijos atveju, žemo atmosferos slėgio sistemose nuo paklotinio paviršiaus sušilęs retesnis (šiltas ir drėgnas) oro tūris ir jame esantys oro teršalai kyla į viršų, o jo vietą keičia iš aukštesnių atmosferos sluoksnių besileidžiantis tankesnis, šaltesnis ir sausesnis oras. Tuo tarpu aukšto atmosferos slėgio sistemose, kuomet šaltas paklotinis paviršius vėsina priežemio orą, jis tampa tankesnis ir šaltesnis nei virš jo esantis oro tūris, todėl žemiau esantis oro sluoksnis su jame esančiais atmosferos teršalais lieka prie paklotinio žemės paviršiaus (Jacobson, 2002).

1.11.3 Temperatūros inversija

Temperatūros inversija – oro temperatūros augimas tam tikrame atmosferos sluoksnyje didėjant aukščiui (Noad ir kt., 2023). Troposferoje oro temperatūra paprastai mažėja didėjant aukščiui, nes didėjant aukščiui mažėja atmosferos slėgis. Jei atmosfera yra pusiausvyros būsenoje, oro tūris nei kyla, nei leidžiasi. Esant tokiai neutraliai atmosferos būsenai temperatūra po truputį krenta didėjant aukščiui – tai laikoma etaloniniu atmosferos temperatūros profiliu. Tačiau atmosfera labai retai būna tokioje idealioje pusiausvyroje: nevienodas žemės paviršiaus įšilimas ir didesnio mastelio meteorologiniai reiškiniai paprastai lemia skirtingą temperatūros profilį nuo aptartojo etaloninio atmosferos temperatūros profilio. Jei atmosferos temperatūra didėjant aukščiui mažėja greičiau etaloninio profilio atžvilgiu, atmosfera tampa nestabili. Jei oro tūris stumiamas aukštyn arba žemyn, jis ir toliau judės šia kryptimi. Todėl nestabiliai atmosferai yra būdingi stiprūs aukštyneigiai ir žemyneigiai oro srautai, dėl ko geriau ir greičiau išsisklaido oro teršalai.

Tačiau jei kylančio oro tūrio temperatūra mažėja lėčiau didėjant aukščiui nei etaloninio profilio atveju (arba net didėja), atmosfera tampa stabili. Stabilioje atmosferoje žemyneigis ir aukštyneigis oro tūrio judėjimas yra slopinamas, todėl išmestų į atmosferą oro teršalų sklaida sulėtėja arba sutrinka. Tuo atveju, jei oro temperatūra tam tikrame atmosferos sluoksnyje iš tikrųjų didėja didėjant aukščiui, tokiu atveju susiformuoja inversinis sluoksnis. Inversija įvyksta, kai šiltas oras yra virš vėsaus oro, ir ši dviejų terminių oro sluoksnių padėtis kurį laiką išlieka stabili (Chen, Xiang-De, 2017; Seinfeld, Pandis, 2012). Susiformavusią oro temperatūros inversiją ir vertikaliją atmosferos struktūrą parodo vertikalusis potencialiosios oro temperatūros (θ) profilis (NOAA ARL, 2019). Potencialioji oro temperatūra leidžia palyginti oro, esančio skirtingame aukštyje virš jūros lygio (a.s.l.), terminę būklę (Rimkus, 2011).

1.11.4 Horizontalioji oro teršalų pernaša: vėjo krypties ir greičio įtaka teršalų sklaidai

Didelio masto atmosferos barinės sistemos veikia vėjo kryptį ir greitį, o tai savo ruožtu daro įtaką oro teršalų pernašai oro masėmis.

Dėl įprastai didesnių atmosferos slėgio gradientų vėjai būna stipresni žemo slėgio barinėse sistemose nei aukštesnio slėgio srityse. Stipresni vėjai paprastai greičiau pašalina cheminių reakcijų atmosferoje sukeltą oro taršą, tačiau tuo pačiu galingesni vėjai resuspenduoja nuo žemės paviršiaus daugiau dirvožemio dulkių ir kitų aerozolio dalelių nei mažo vėjuotumo atveju. Dažnai dirvožemio dulkės yra pakeliamos nuo atviro (augmenija nepadengto) žemės paviršiaus.

Didelio masto aukštesnio ir žemesnio slėgio sritys nukreipia oro taršą nuo jos šaltinių į platesnes teritorijas. Taip yra dėl judančių oro tūrį veikiančio barinio gradiento, Koriolio, išcentrinės ir trinties jėgų. Pavyzdžiui, kai Šiauriniame Pusrutulyje žemo slėgio sritis yra į vakarus nuo tam tikros oro taršos vietos, dėl minėtųjų oro judėjimą veikiančių jėgų toje vietoje pučia pietų–pietvakarių vėjai. Tuo pačiu principu oro taršos vietoje pūs šiaurės vakarų–šiaurės krypties vėjai, kuomet aukšto slėgio srities centras bus į vakarus nuo taršos šaltinio. Taigi nuo barinės sistemos vietos oro teršalų šaltinio atžvilgiu ir judančių orą veikiančių jėgų priklauso oro taršos sklaidos kryptis (Jacobson, 2002).

1.11.5 Oro teršalų tolimoji pernaša oro masėmis

Dėl tolimosios oro masių pernašos slenkantys oro srautai apima teritorijas regioniniu ir net žemyniniu mastu bei gali daryti skirtingą poveikį oro kokybei vienu metu: jie gali nukreipti užterštas oro mases nuo teršalų šaltinių, padidindami oro taršos lygį gretimose ar atokesnėse vietose, ir (arba) gali padidinti oro taršos lygį receptoriniame taške, kuomet oro masės iš kitų užterštų teritorijų pasiekia šį tašką. Todėl žinios apie oro srautų cirkuliaciją atmosferos paribio sluoksnyje ir tolimąją oro masių pernašą yra būtinos norint įvertinti, kaip ir kiek vietiniai ar tolimi oro teršalų šaltiniai gali paveikti oro kokybę receptorinių taškų vietose (Squizzato, Masiol, 2015).

Norint sumažinti oro teršalų koncentraciją atmosferoje, turi būti nustatyti taršos šaltiniai, atlikti emisijų įvertinimai ir parengtos veiksmingos oro taršos valdymo strategijos. Siekiant padėti nustatyti galimas teršalų emisijos šaltinių vietas, buvo sukurti keli receptorių modeliai, kurie sujungia apskaičiuotą oro masės judėjimą praeityje su oro teršalų ar jų komponentų koncentracijomis, išmatuotomis oro mėginių ėmimo vietoje (Hsu ir kt., 2003). Atgalinių oro masių trajektorijų analizė yra dažniausiai naudojama priemonė, naudojama oro masių, slinkusių per tam tikras teritorijas tam tikru laiku, istorijos atkūrimui. Kitaip tariant, sumodeliuoti arba interpoliuoti išmatuoti meteorologiniai laukai yra naudojami išanalizuoti labiausiai tikėtinus labai smulkių oro dalelių sklaidos kelius, taip nustatant pradinę dalelių judėjimo vietą nuliniame laiko taške (Squizzato, Masiol, 2015).

Atgalinių oro masių trajektorijų modeliavimas kartu su atmosferos teršalų koncentracijomis, išmatuotomis receptoriniuose taškuose, yra vadinamas hibridiniu receptoriniu modeliu (Han ir kt., 2007) arba trajektorijų statistiniu metodu (Brereton, Johnson, 2012; Kabashnikov ir kt., 2011).

Šiame tiriamajame darbe iš dažniausiai naudojamų hibridinių receptorinių modelių yra naudojami trys: klasterinė oro masių trajektorijų analizė, potencialaus šaltinio indėlio nustatymo funkcija (angl. *Potential Source Contribution Function*, PSCF) (Hsu ir kt., 2003) ir koncentracija normuotos trajektorijos (angl. *Concentration-Weighted Trajectory*, CWT) (Seibert ir kt., 1994). Visi šie metodai iš esmės apskaičiuoja atgalinių oro masių trajektorijų segmentų galinių taškų dažnį tiriamosios teritorijos gardelės laukeliuose, atsižvelgiant į receptorinių taškų geografinę padėtį (Cheng ir kt., 2013).

Pagrindinis atgalinių oro masių trajektorijų klasterizavimo tikslas yra sugrupuoti trajektorijas, turinčias panašią geografinę kilmę ir istoriją. Vėlesnis klasterių susiejimas su oro teršalų koncentracijomis yra paprastas, bet veiksmingas būdas suprasti tolimosios teršalų pernašos oro masėmis indėlį į oro teršalų koncentraciją receptoriniame taške (Squizzato, Masiol, 2015).

Potencialaus šaltinio indėlio nustatymo funkcija iš esmės buvo sukurta galimų oro teršalų šaltinių geografinių vietų nustatymui (Lee, Hopke, 2006; Pekney ir kt., 2006) ir tikimybės, kad šaltinis yra platumoje i ir ilgumoje j , apskaičiavimui.

Koncentracija normuotos trajektorijos parodo vidutines svertines oro teršalų koncentracijas tam tikruose tiriamosios teritorijos laukeliuose. Šios trajektorijos parodo teršalų koncentracijų gradientus galimose pradinių taršos šaltinių teritorijose, taip išskiriant santykinę galimų šaltinių stiprumą receptorinio taško atžvilgiu (Hsu ir kt., 2003).

Aerozolio dalelių gyvavimo trukmė atmosferoje svyruoja nuo valandų iki 10–15 dienų, per kurias jos yra nunešamos oro masėmis tūkstančius kilometrų (Arfin ir kt., 2023). Kadangi aerozolio dalelės iš atmosferos pašalinamos daugiausia sedimentacijos bei sausojo ir drėgnojo nusėdimo būdais, jos prisideda prie biogeocheminių maistinių medžiagų, tokių kaip azotas, fosforas, geležis ir kiti pereinamieji metalai, ciklų (Kanakidou ir kt., 2018; Meskhidze ir kt., 2019).

Atmosferos aerozolio dalelės suteikia unikalią daugiakomponentę reakcijų terpę, kurios reaktyvumas gali pakeisti dujų ir susikondensavusių medžiagų cheminę sudėtį. Terminas „atmosferinis amžėjimas“ reiškia procesus, kurie keičia aerozolio dalelių fizikines ir chemines savybes jų buvimo atmosferoje metu. Šie procesai gali vykti ant dalelių paviršiaus arba kondensuotoje fazėje. Aerozolio dalelių fizikinės ir cheminės savybės turi įtakos cheminių procesų greičiui aerozolio dalelių amžėjimo proceso metu. Naudojamas terminas „daugiafazė chemija“ reiškia heterogenines chemines ir fotochemines atmosferos aerozolio dalelių reakcijas kondensuotoje fazėje ir aplinkinėje dujų fazėje (Al-Abadleh, 2021).

Nemažai reakcijų dujinėje fazėje su LOJ, CO, NO_x ir SO₂ yra inicijuojamos ir skatinamos oksidatorių (OH, O₃, H₂O₂, HO₂, RO₂, NO₃, O₂, halogenų radikalų ir kt.) (Monks, 2005; Brown ir kt., 2006), taip sukeliant LOJ suskaidymą arba antrinio organinio aerozolio dalelių susidarymą (Shrivastava ir kt., 2017; Brüggemann ir kt., 2020). Šios dujos ir reakcijos produktai taip pat gali adsorbuotis arba dalyvauti cheminėse reakcijose ant mineralinio ir organinio aerozolio dalelių paviršiaus, priklausomai nuo vandens kiekio paviršiuose ir cheminės paviršiaus sudėties (Donaldson, Valsaraj, 2010; George, Abbatt, 2010; George ir kt., 2015).

1.12 Skyriaus išvados

Aerolio dalelės formuojasi iš natūralių ir antropogeninių šaltinių. Miestuose kaip aerolio dalelių šaltiniai vyrauja pramonė ir transportas, o kaimo vietovėse – natūralios kilmės šaltiniai, pvz., augmenija, dirvožemio dulkės. Iš atmosferos šios dalelės pasišalina dėl nusėdimo ir kritulių. Fejerverkų leidimas gali staigiai pakelti KD dalelių koncentracijos lygį, kuris gali išsilaikyti ilgesnį laiką, esant oro teršalų kaupimuisi palankioms meteorologinėms sąlygoms.

Meteorologiniai veiksniai, tokie kaip atmosferos stabilumas ir temperatūros inversija, turi didelę įtaką teršalų kaupimuisi atmosferoje. Žemo slėgio sistemos palengvina teršalų išsklaidymą, o aukšto slėgio sistemos skatina jų kaupimąsi ir fotocheminio smogo formavimąsi. Stipresni vėjai gali greičiau pašalinti teršalus, tačiau taip pat gali pakelti daugiau dirvožemio dulkių, kas gali pabloginti oro kokybę.

Tolimoji oro masių pernaša yra svarbus faktorius oro taršos sklaidoje, nes ji gali prisidėti prie taršos lygio padidėjimo net ir tolimuose regionuose. Toks poveikis gali būti ypač žalingas receptorinėse teritorijose. Norint efektyviai valdyti oro taršą, būtina atlikti išsamią oro teršalų inventorizaciją bei meteorologinių sąlygų analizę, ypatingą dėmesį skiriant miestams ir pramonės zonoms.

Tokie tyrimai ir darbai Europoje atliekami dėl skirtingų svarbių priežasčių, siekiant: apsaugoti visuomenės sveikatą, išsaugoti ir apsaugoti aplinką ir suprasti oro taršos poveikį valstybių ekonomikai, ekosistemoms, biologinei įvairovei ir natūraliai aplinkai. Šių tyrimų suteiktos naujos žinios ir įžvalgos padėtų lengviau kovoti su klimato kaita, suprasti oro teršalų, tame tarpe ir aerolio dalelių, įtaką klimatui ir mažinti jų poveikį. Svarbu toliau vystyti ir plėtoti naujus tyrimus dėl atsakomybės vykdyti tarptautinius įsipareigojimus tarptautinėse organizacijose, tokiose kaip Jungtinių Tautų Aplinkos apsaugos programa ir PSO. Oro taršos sukeltos problemos ir siekis tai spręsti skatina technologinius pasiekimus ir inovacijas bei naujų technologijų kūrimą. Tuo naudojantis turėtų būti siekiama efektyviai valdyti oro taršą. Šio tikslo taip pat yra siekiama stengiantis sukurti naujas veiksmingas reguliavimo politikos strategijas. Tai efektyviai padėtų tiksliau įvertinti oro taršos šaltinius, suprasti jų poveikį įvairioms gyvenimo sritims bei objektams ir kurti veiksmingas oro kokybės gerinimo priemones pasauliniu mastu.

2. METODAI

Dviejų taršos šaltinių – fejerverkų leidimo ir tolimosios oro masių pernašos – poveikis skirtingoms aerozolio komponentėms buvo vertintas skirtingais laikotarpiais, remiantis VMTI FTMC sukauptais nenutrūkstamais matavimais įvairiose vietovėse.

- Fejerverkų leidimas: 2020 m. gruodžio 18 d. – 2021 m. sausio 15 d., Vilnius (KD₁ dalelių cheminės sudėties pokyčiai).
- Oro masių tolimoji pernaša:
 - Vilnius: 2014 m. sausio 1 d. – gruodžio 30 d. (KD₁ dalelės: BC ir $\delta^{13}\text{C}$); 2014 m. sausio–vasario mėn. (OA ir BC); 2022 m. birželio 1 d. – liepos 1 d. (BC);
 - Rūgšteliškis: 2013–2016, 2018–2019 (BC, OC);
 - Preila: 2014 m. sausio 1 d. – gruodžio 30 d. (KD₁ dalelės: BC ir $\delta^{13}\text{C}$).

Visų tiriamų periodų analizei buvo taikyta vieninga įrangos ir oro masių klasterizavimo sistema.

2.1 Įranga

2.1.1 Nerefraktorinių submikroninių aerozolio dalelių nustatymas

Aerozolio cheminės sudėties monitorius ACSM (Aerodyne Research, Inc., Billerica, MA, USA) buvo naudojamas nustatyti nerefraktorinių submikroninių aerozolio dalelių (angl. *non-refractory submicron aerosol*, NR-PM₁) cheminę sudėtį. Instrumento viduje aerozolio dalelės yra sukonzentruojamos aerodinaminiais lėšiais ir toliau keliauja vakuume ant iki 600°C įkaitusio volframo porėto plokštelės paviršiaus. Nerefraktorinių aerozolio dalelių komponentės (NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, ir organinė komponentė (Org)) žybsniu yra išgarinamos ir jonizuojamos 70 eV energijos elektronais. Molekuliniai fragmentai vėliau aptinkami kvadrupoliniu masės spektrometru. Buvo naudojama 30 min. intervalo laiko skiriama geba. Surinkimo efektyvumui buvo pritaikytas indeksas 1, kad nebūtų pervertinta KD₁ dalelių koncentracija, lyginant su KD_{2,5} dalelių duomenimis. 30 min. trukmės ACSM aptikimo ribos organinio aerozolio dalelės komponentei, nitratui ir sulfatui buvo 0,2, 0,08, ir 0,05 µg/m³, atitinkamai.

2.1.2 Juodosios anglies nustatymas

Juodosios anglies masės koncentracijos matavimui buvo naudojamas Aetalometras (A Magee Scientific, Model AE31 Spectrum, pagamintas Optotek, Slovėnijoje ir AE33). Anglies turinčių aerozolio dalelių optinė transmisija buvo matuojama 370, 470, 520, 590, 660, 880 ir 950 nm bangos ilgiais. 880 nm bangos ilgis buvo taikomas ekvivalentinės juodosios anglies koncentracijos matavimui, naudojant gamintojo nurodytą bangos ilgiui būdingą slopinimo skerspjūvį ($16,6 \text{ m}^2/\text{g}$). Matavimo duomenys buvo įrašomi kas 5 minutes ir tėkmės greitis siekė $4,9 \text{ L/min}$. Aetalometras buvo aprūpintas papildomu impaktoriumi, kuris pašalindavo daleles, kurių aerodinaminis skersmuo buvo didesnis nei $2,5 \text{ }\mu\text{m}$.

BC šaltinių išskyrimas buvo atliekamas naudojantis aetalometro modeliu, pasiūlytu Sandradewi ir kt. (2008). Šis metodas naudoja Angstromo eksponentės absorbciją (angl. *absorption Angstrom exponent*, AAE) 470 ir 880 nm bangos ilgiuose. Pagal anksčiau atliktą BC tyrimą Vilniuje (Minderytė ir kt., 2022), vertė $\text{AAE} = 0,9$ nurodo vietinės iškastinio kuro deginimo emisijas, o vertė $\text{AAE} = 2,2$ žymi biomasės deginimo kilmės BC.

2.1.3 Stabilių anglies izotopų santykio $\delta^{13}\text{C}$ nustatymas

Stabilių anglies izotopų santykis bendrojoje anglyje buvo nustatomas elementiniu analizatoriumi Thermo Flash EA1112, prijungtu prie izotopų santykio masės spektrometro Thermo Delta V Advantage. Sezoninių TC ir $\delta^{13}\text{C}_{\text{TC}}$ svyravimų nustatymui abiejuose receptoriniuose taškuose buvo ištirti 72 filtrai iš mieste esančios matavimo stoties ir 103 filtrai iš pajūryje esančios matavimo stoties. Ištirimui buvo išimamas 1 cm skersmens apvalus mėginio filtro gabalėlis, apgaubiamas alavine kapsule ir įstatomas į EA–IRMS sistemą. Visi mėginiai buvo matuojami du kartus, todėl $\delta^{13}\text{C}$ matavimų neapibrėžtumas buvo nustatytas apskaičiuojant dviejų matavimų ($n = 2$) standartinę nuokrypį. Tuščio mėginio korekcija buvo apskaičiuota visiems aerozolio dalelių mėginiams, pasinaudojant izotopų maišymosi lygtimi (Mašalaitė ir kt., 2024) taip pašalinant filtrų paviršiaus užteršimo mėginių rinkimo ir matavimų metu faktorių.

2.2 Oro masių pernašos atgalinių trajektorijų klasterizavimas

Oro masių pernašos trajektorijos ir teritorijos, virš kurių slinko prieš pasiekiant receptorinį tašką, buvo analizuojamos programine įranga „TrajStat“, paremta geografinės informacinės sistemos (GIS) technologija

(Wang ir kt., 2009). Atgalinės oro masių trajektorijos parodo oro masių kilmę, darant prielaidas apie ore aptiktų aerozolio dalelių prigimtį.

Siekiant nustatyti oro masių slinkimo kryptis pagal atgalines oro masių trajektorijas, buvo pritaikytas kampinio atstumo (angl. *Angle distance*) arba Euklido atstumo (angl. *Euclidean distance*) klasterizavimo metodas. Euklido atstumo klasterizavimo metodas buvo naudojamas nustatyti platumos ir ilgumos pozicijas kaip atstumo tarp dviejų trajektorijų kintamuosius pagal formulę (Dorling ir kt., 1992):

$$d_{12} = \sqrt{\sum_{i=1}^n ((X_1(i) - X_2(i))^2 + (Y_1(i) - Y_2(i))^2)}, \quad (1)$$

kur $X_1(Y_1)$ ir $X_2(Y_2)$ žymi atgalines trajektorijas nr. 1 ir nr. 2, atitinkamai.

Kampinio atstumo metodo atveju atgalinės oro masių trajektorijos buvo suklasifikuotos į N klasterių, o atstumas tarp atgalinių trajektorijų A , B ir C buvo apskaičiuotas pagal formulę, pateiktą Sirois ir Bottenheim (1995) tyrime:

$$d_{12} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \cos^{-1} \left(0.5 \frac{(A_i + B_i - C_i)}{\sqrt{A_i B_i}} \right), \quad (2)$$

kur

$$\begin{aligned} A_i &= (X_1(i) - X_0)^2 + (Y_1(i) - Y_0)^2, \\ B_i &= (X_2(i) - X_0)^2 + (Y_2(i) - Y_0)^2, \\ C_i &= (X_2(i) - X_1(i))^2 + (Y_2(i) - Y_1(i))^2 \end{aligned}$$

Kintamieji X_0 ir Y_0 apibrėžia tiriamos vietos padėtį; d_{12} yra vidutinis kampas tarp dviejų atgalinių oro masių trajektorijų, žiūrint iš tiriamos vietos; d_{12} dydis kinta nuo 0 iki π .

Visuose atliktuose aerozolio dalelių šaltinių nustatymo tyrimuose tikslas buvo kiekybiškai įvertinti tolimosios oro masių pernašos įtaką aerozolio dalelių ar jų komponentų koncentracijos lygiui įvairiuose receptoriniuose taškuose. Apskaičiuotosios trajektorijos receptorinį tašką pasiekdavo tam tikromis (nustatytomis) valandomis UTC+0 laiko zonoje, įvairiuose aukščiuose virš žemės paviršiaus (a.g.l.), visą mėginių ėmimo laikotarpį.

Atmosferos fizikinę būklę charakterizuojančių meteorologinių parametų dydžiai tiriamuosiuose receptoriniuose taškuose yra svarbūs įvairių atmosferos procesų, orų sąlygų ir jų įtakos aplinkai supratimui. Šiam tikslui oro temperatūros, zoninio vėjo dėmens u ir meridianinio vėjo dėmens v , vėjo greičio ir krypties, atmosferos slėgio, suminio kritulių kiekio ir kiti duomenys buvo imami iš Nacionalinių aplinkos prognozių centrų/Nacionalinio

atmosferos tyrimų centro (angl. *National Centers for Environmental Prediction/National Center for Atmospheric Research*, NCEP/NCAR) *Reanalysis Archive* duomenų bazės. Šie duomenys buvo panaudoti hibridiniame vienos dalelės integruotos trajektorijos Lagranžo modelyje (angl. *Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory model*) HYSPLIT-4 atgalinių oro masių trajektorijų apskaičiavimui (Rolph ir kt., 2017; Stein ir kt., 2015). Gauti duomenys pateikti UTC+0 laiko zonoje.

2.2.1 Geografinių oro taršos šaltinių regionų nustatymas

Siekiant nustatyti į receptorinį tašką atkeliavusių oro masių, kuriose yra didesnė aerozolio dalelių arba jų komponentų koncentracija, kryptis bei potencialius taršos šaltinių regionus, buvo naudojama programinė įranga TrajStat, taikant tris skirtingus aerozolio dalelių šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymo metodus: klasterinę analizę, potencialaus šaltinio indėlio funkciją (angl. *potential source contribution function*, PSCF) ir koncentracija normuotas trajektorijas (angl. *concentration weighted trajectory*, CWT). Tiriamojo ploto erdvinė raiška kiekvienam tyrimui buvo nustatoma individualiai pagal apskaičiuotų atgalinių oro masių trajektorijų užimamos teritorijos mastą.

PSCF yra sąlyginės tikimybės funkcija, kuri nustato oro taršos aerozolio dalelėmis šaltinių geografinę vietą, naudojantis atgalinėmis oro masių trajektorijomis (Ashbaugh ir kt., 1985). Trajektorijų galutinių taškų kiekis tiriamojo ploto gardelės laukelyje ij yra žymimas n_{ij} . Tame pačiame gardelės laukelyje esančių atgalinių trajektorijų, turinčių priskirtas KD masės koncentracijas, viršijančias nustatytą kriterinę vertę, ir pasiekusių receptorinį tašką tam tikru laiku, galutinių taškų skaičius yra žymimas m_{ij} .

PSCF vertės tiriamojo ploto laukeliui ij yra apskaičiuojamas:

$$PSCF_{ij} = m_{ij}/n_{ij} \quad (3)$$

PSCF vertės buvo sudauginamos su sutartinio normavimo funkcijos W_{ij} vertėmis (Polissar ir kt., 1999). Funkcija W_{ij} sumažina PSCF vertes tuomet, kai bendras trajektorijų galutinių taškų skaičius tam tikrame laukelyje yra 3 kartus mažesnis nei galutinių taškų skaičiaus vidurkis kiekviename laukelyje. Sutartinio normavimo funkcijos formulė:

$$W_{ij} = \left\{ \begin{array}{ll} 1.00 & 80 < n_{ij} \\ 0.70 & 20 < n_{ij} \leq 80 \\ 0.42 & 10 < n_{ij} \leq 20 \\ 0.05 & n_{ij} \leq 10 \end{array} \right\} \quad (4)$$

Koncentracija normuotų trajektorijų (CWT) modelis išskiria oro taršos KD dalelėmis šaltinių regionų galimą potencialą, paskirstant KD dalelių/komponenčių koncentracijų, išmatuotų receptoriniame taške, vertes oro masių trajektorijoms, slinkusioms virš šių regionų (Guo ir kt., 2021):

$$C_{ij} = \frac{1}{\sum_{l=1}^M \tau_{ijl}} \sum_{l=1}^M c_l \tau_{ijl}, \quad (5)$$

kur C_{ij} žymi vidutinę svertinę koncentraciją ij langelyje, l yra trajektorijos indeksas, M yra bendras trajektorijų skaičius, c_l yra koncentracija, stebima trajektorijai l pasiekiant receptorinį tašką, o τ_{ijl} yra laikas, trajektorijos l praleistas ij laukelyje.

Anksčiau nurodyta sutartinio normavimo funkcija taip pat buvo panaudota CWT analizei, siekiant sumažinti mažų n_{ij} verčių įtaką CWT vertėms.

2.2.2 Aerosolio dalelių komponentės šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymo metodai

Šiame tiriamajame darbe tikslas buvo identifikuoti 72 val. atgalinių oro masių, kuriose buvo didesnė BC masės koncentracija, trajektorijas, pasiekusias receptorinį tašką bei BC ir OC galimų šaltinių geografinius regionus, naudojantis trimis trajektorijų analizių metodais: klasterine analize, PSCF ir CWT. Tiriamosios teritorijos ribos: 40–70° šiaurės platumas ir –20–40° rytų ilguma, tiriamosios gardelės erdvinė raiška: 0,4° × 0,4°.

Meteorologiniai duomenys buvo gauti iš NCEP/NCAR Reanalysis Archive duomenų bazės ir panaudoti atgalinių oro masių trajektorijų, atkeliaujančių į receptorinį tašką kiekvieną valandą (00–23 UTC), apskaičiavimui pasitelkiant HYSPLIT modelį (Rolph ir kt., 2017; Stein ir kt., 2015). Atgalinių trajektorijų aukštis receptoriniame taške buvo nustatytas ties 20 m a.g.l. Meteorologiniai duomenys, įskaitant oro temperatūrą, santykinį drėgnumą, vėjo greitį ir atmosferos slėgį, buvo gauti iš Weather Underground (<https://www.wunderground.com/>) duomenų bazės, o 6 valandų suminio lietaus kiekio duomenys paimti iš NOAA ARL archyvinių duomenų bazės (www.ready.noaa.gov/READYamet.php) tiriamajam periodui.

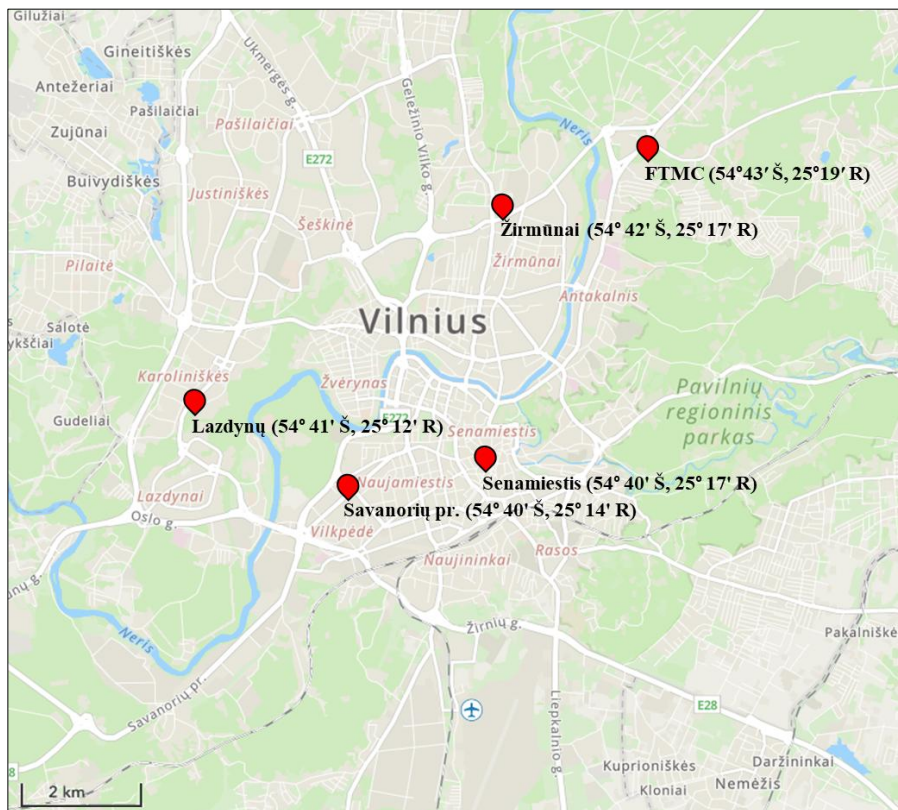
2.3 Naujųjų metų šventės fejerverkų leidimo sukeltos oro taršos tyrimo metodinė dalis

2.3.1 Tyrimų vieta ir matavimų laikotarpis

KD₁ dalelių cheminė sudėtis fejerverkų leidimo metu buvo analizuojama mokslinėje VMTI FTMC priklausančioje miesto foninėje stotyje Vilniuje

(54°43' Š, 25°19' R) nuo 2020 m. gruodžio 18 d. iki 2021 m. sausio 15 d. (3 pav.). Ši vieta laikoma reprezentatyvia Vilniaus miesto urbanizuota fonine aplinka. Kadangi būtent ši matavimų vieta yra nepramoniniame rajone, apsupta gyvenamųjų pastatų ir esanti netoli miškingų vietovių, joje paprastai tikimasi aptikti aerozolio dalelių tipų, įrodančių šios vietos įvairialypę aplinką. Oro teršalai patenka į orą iš vietinių antropogeninių taršos šaltinių – transporto eismo ir namų šildymo – bei natūralių aplinkos šaltinių, tokių kaip pievos ir miškai, išmetančių į atmosferą žiedadulkes, sporas ir augalų fragmentus. Kiti aptiktų šioje vietoje aerozolio dalelių šaltiniai gali būti siejami su deginamos biomasės išmetamų oro teršalų tolimąja pernaša daugiausia iš Rusijos, Ukrainos ir Baltarusijos teritorijų bei mineralinių dulkių tolimąja pernaša nuo Afrikos dykumų teritorijų.

Matavimai buvo atlikti lygiagrečiai išorėje ir patalpoje prieš, per ir po Naujųjų metų, siekiant įvertinti fejerverkų leidimo poveikį oro kokybei bei KD_1 dalelių prasiskverbimą į vidaus patalpas. $KD_{2,5}$, KD_{10} , NO_2 ir CO vidutinės masės koncentracijos buvo gautos iš valstybinio aplinkos oro monitoringo oro kokybės tyrimo stočių, priklausančių Aplinkos apsaugos agentūrai, įskaitant Senamiestį, Žirmūnus, Lazdynus ir Savanorių prospektą, siekiant įvertinti oro teršalų pasiskirstymą skirtingose miesto vietovėse fejerverkų leidimo laikotarpiu.



3 pav. Valstybinis mokslinių tyrimų institutas Fizinių ir technologijos mokslų centras (FTMC) ir valstybinio aplinkos oro monitoringo oro kokybės tyrimo stočių vietos (raudonos spalvos taškai). Šaltinis: www.maps.lt, žemėlapių sudarymo data: 2025 m. sausio 13 d.

Patalpos oro mėginių ėmimo vieta buvo antrajame pastato su rekuperacine sistema aukšte. Paimamas oras buvo išvalomas trijų pakopų filtravimo sistema (G4-F7-F9). Pagal DIN EN ISO 16890 standartą (DIN EN ISO 16890), G4 pakopos stambiųjų dalelių filtravimo efektyvumas atitinka 70%. Antroji (F7) filtro pakopa siekė 65–95% $KD_{2,5}$ dalelių pašalinimo efektyvumą ir 50–56% filtravimo efektyvumą KD_1 dalelėms.

2.3.2 Oro mėginių rinkimas

Realiu laiku matuojančių aetalometro ir ACSM įvadas aeroliozolio dalelių mėginiamis ištirti pastato išorėje (lauke) buvo įmontuotas maždaug 5 metrų aukštyje virš žemės paviršiaus, tuo tarpu patalpoje aeroliozolio dalelių mėginiai buvo imami maždaug 1 metro aukštyje virš grindų. Automatinis vožtuvas kas 30 min. perjunginėdavo dalelių įsiurbimą tarp patalpos ir lauko įvadų. KD_1

dalelių įvertinimas ACSM aparate vyko tokia seka: $KD_1 = \text{Org} + [\text{NH}_4^+] + [\text{NO}_3^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-] + \text{BC}$ (Xu ir kt., 2016).

Meteorologiniai duomenys buvo imami iš nacionalinės vandenynų ir atmosferos administracijos (angl. *National Oceanic and Atmospheric Administration*, NOAA) oro reiškinų laboratorijos (angl. *Air Resources Laboratory*, ARL) duomenų archyvų, Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos duomenų archyvų (per Meteo.lt aplikacijų programavimo sąsają API) bei Vokietijos meteorologijos tarnybos duomenų archyvų (Deutscher Wetterdienst, DWD). Gauti duomenys yra UTC+0 laiko zonoje.

$KD_{2,5}$ ir KD_{10} , NO_2 ir CO masės koncentracijos bei meteorologiniai parametrai buvo matuojami Aplinkos Apsaugos Agentūrai priklausančiose oro kokybės tyrimo stotyse Vilniaus senamiestyje, Žirmūnuose, Lazdynuose ir Savanorių prospekte. Valandinės vidutinės vertės buvo skaičiuojamos nuo pirmos iki paskutinės valandos minutės (pvz., 00:01:00–01:00:00).

Atgalinės oro masių trajektorijos buvo apskaičiuotos pasitelkiant nacionalinės vandenynų ir atmosferos administracijos (angl. *National Oceanic and Atmospheric Administration*, NOAA) hibridinį vienos dalelės integruotos trajektorijos Lagranžo modelį (angl. *Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory* (HYSPLIT) model) (HYSPLIT-4) (Stein ir kt., 2015; Rolph ir kt., 2017) ir naudojantis globalios duomenų asimiliacijos sistemos (angl. *Global Data Assimilation System*, GDAS) 1° erdvinės raiškos duomenimis.

2.4 Aerozolio dalelių organinio aerozolio ir juodosios anglies komponentų šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymas

2.4.1 Tyrimo vieta ir matavimo laikotarpis

Organinio aerozolio dalelių ir juodosios anglies masės koncentracijos matavimas vyko Aukštaitijos integruoto monitoringo stotyje (IMS LT01, 55°27' Š, 26°00' R, 170 m a.s.l.), esančioje Utenos rajone, Aukštaitijos Nacionaliniame parke. Artimiausi miestai: Utena (gyventojų skaičius siekia ~ 32 000) nuo matavimų vietos yra nutolusi į vakarus; Ignalina (gyventojų skaičius ~6000) – į pietryčius nuo Rūgšteliškio (Dudoitis ir kt., 2018). Monitoringo stotis yra miškingoje kaimo aplinkoje, kurioje daugiausia vyrauja paprastosios pušys (*Pinus sylvestris* (Linnaeus)), paprastosios eglės (*Picea abies* (Linnaeus) H. Karst.) ir mišrūs miškai. Teritoriją pietvakariuose supa Uteno ežeras, pietryčiuose yra Rūgšteliškio kaimas. Aplink šią vietovę nėra didelių vietinių antropogeninės kilmės taršos šaltinių (Dudoitis ir kt., 2018). Organinio aerozolio matavimai buvo atlikti maždaug 1,5 m a.g.l. Tyrime buvo nagrinėjami pavasario, vasaros ir rudens sezonų 2013, 2014,

2016, 2018 ir 2019 metais duomenys. Dėl žiemos sezono duomenų trūkumo šio metų laiko stebėjimai į tyrimą nebuvo įtraukti. Buvo gauti 2013 metų dviejų sezonų duomenys – vasaros ir rudens. 2019 metams buvo nagrinėjami pavasario ir vasaros sezonų duomenys. 2014, 2016 ir 2018 m. buvo prieinami visų trijų sezonų, apimančių pavasarį, vasarą ir rudenį, duomenys. 2015 ir 2017 metų duomenys nebuvo prieinami, todėl šie metai nebuvo įtraukti į tyrimą.

Juodosios anglies masės koncentracijos matavimai buvo atlikti toje pačioje Aukštaitijos integruotoje stebėjimo stotyje (IMS LT01). Tyrimas apėmė tris sezonus per ketverius metus, į analizę neįtraukiant žiemos sezono duomenų dėl jų neprieinamumo. 2013 m. buvo gauti dviejų sezonų (vasaros ir rudens) BC masės koncentracijų duomenys. Panašiai, 2019 m. buvo prieinami dviejų sezonų (pavasario ir vasaros) duomenys. Tuo tarpu 2014 ir 2018 m. buvo prieinami trijų sezonų, apimančių pavasarį, vasarą ir rudenį, duomenys ir naudojami šios matavimo kampanijos analizėms.

Oro masių judėjimo link receptorinio taško istoriniai duomenys bei teritorijos, virš kurių šios oro masės praslinko prieš pasiekiant receptorinį tašką Rūgšteliškyje, buvo apskaičiuotos ir nustatytos TrajStat programine įranga. Į šios programos funkcijų visumą įeina trajektorijų statistiniai skaičiavimai ir geografinės informacinės sistemos (Wang ir kt., 2009). Šios oro masės buvo sugrupuotos į klasterius, apskaičiuotus pagal Euklido atstumo klasterizavimo metodą. Tikslas buvo nustatyti 72 valandų atgalinių oro masių, kuriose buvo didesnė OA masės koncentracija, trajektorijas bei potencialių taršos šaltinių regionus Rūgštelio receptorinio taško atžvilgiu, taikant tris skirtingus aerolio dalelių šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymo metodus: klasterinę analizę, PSCF ir CWT. Tiriamos teritorijos gardelės erdvinė raiška buvo $0,3^{\circ} \times 0,3^{\circ}$; kiekvienais tyrimo metais gardelės plotas skyrėsi priklausomai nuo oro masių trajektorijų dengiamo ploto (1 lentelė).

1 lentelė. Tiriamos teritorijos gardelė

Tiriamieji metai	2013	2014	2016	2018	2019
Platuma (Šiaurės)	40–75	45–80	40–80	40–85	45–70
Ilguma (Rytų)	–25–60	–50–55	–30–50	–25–55	–10–45

Apskaičiuotosios atgalinės oro masių trajektorijos receptorinį tašką pasiekdavo kiekvieną valandą (00–23 UTC), 3 m a.g.l.

2.5 Anglies turinčių aerolio dalelių koncentracijų kaitos ir stabilijų izotopų ^{13}C ir ^{12}C santykio tyrimas

2.5.1 Tyrimų vieta ir matavimo laikotarpis: 2014 m. sausio – gruodžio mėn.

KD₁ dalelių oro mėginiai buvo imami masės koncentracijos matavimo laikotarpyje nuo 2014 m. sausio 1 d. iki gruodžio 30 d. dviejose Lietuvos vietose. Pirmoji mėginių ėmimo vieta buvo Vilniaus mieste (54°38' Š, 25°10' R, 160 m a.s.l.), kuriame tais metais gyveno 541 200 gyventojų. Vieta pasirinkta dėl miesto foninei aplinkai būdingų savybių reprezentatyvumo. Mėginių ėmimo vieta yra apsupta miškingos aplinkos, o intensyvaus eismo greitis yra nutolęs 250 m į pietus. Iš miesto teritorijos šiaurės rytų vėjai atneša oro teršalus į matavimų vietą. Pagrindiniai oro teršalų šaltiniai Vilniaus mieste yra transportas, pramoninė veikla, gyvenamųjų patalpų šildymas, kita veikla (ypač susijusi su maisto gamyba), taip pat natūralūs aerolio dalelių šaltiniai bei tolimoji šių teršalų pernaša oro masėmis (Masalaite ir kt., 2015).

Antroji mėginių ėmimo vieta buvo pajūrio aplinkoje esanti oro taršos monitoringo stotis Preiloje (55°22' Š, 21°1' R; 5 m a.s.l.), Baltijos jūros ir Kuršių marių apsuptyje Kuršių nerijoje. Stotis pastatyta už apsauginio Baltijos pajūrio kopagūbrio, iš kitos pusės apsupta spygliuočių miško. Visus nerijos miestelius jungiantis kelias yra nutolęs 300 m nuo mėginių ėmimo vietos. Pajūrio aplinkoje svarbiausi oro taršos šaltiniai yra miestų ir miestelių išmetami oro teršalai, laivybos išskiriami teršalai, biogeninės kilmės (sausumos ir jūros) aerolio dalelės bei oro masėmis pernešami teršalai iš atokesnių teritorijų. Artimiausia pramoninė miesto vieta – Klaipėdos jūrų uostas, esantis už 40 km į šiaurę nuo oro taršos stebėjimo stoties. Ši aerolio dalelių surinkimo vieta reprezentuoja pajūrio aplinką, kuriai būdinga tipinė vidutinių platumų klimato vasara, švelni žiema ir greitai besikeičiančios meteorologinės sąlygos.

Nuolatiniai OA cheminės sudėties ir BC masės koncentracijos matavimai realiu laiku buvo atlikti 2014 m. žiemą (sausio–vasario mėn.) Vilniuje FTMC Aplinkotyros skyriaus matavimo stotyje, esančioje Vilniuje. Mėginių ėmimo sistemos įvadas buvo įrengtas viršutiniame aukšte, apie 20 m a.g.l.

2.5.2 Aerolio dalelių mėginių surinkimas ir paruošimas

KD₁ dalelių mėginiai buvo surinkti ant 150 mm skersmens kvarco pluošto filtrų “Pallflex Tissuquartz 2500QAT–UP”, kurie buvo kaitinami 8 valandas 500°C temperatūroje. 0,5 m³/min tūrio mėginių rinktuvas “Digitel DH–77” buvo naudojamas Vilniuje. Šiame receptoriniame taške aerolio dalelių

mėginiai buvo renkami 24 valandas darbo dienomis ir 48 arba 72 valandas savaitgaliais. Tokio pačio aerozolio dalelių įsiurbimo tūrio ($0,5 \text{ m}^3/\text{min}$) mėginių rinktuvas "Digital DHA-80C" buvo naudojamas pajūrio receptoriniame taške, mėginių rinkimas trukdavo 24 valandas. Mėginių filtrai būdavo išimami iš rinktuvo, susukami į aliuminio foliją ir kaitinami 12 valandų 500°C temperatūroje. Vėliau apdoroti mėginiai būdavo užsandarinami plastikiniuose maišeliuose ir laikomi šaldiklyje iki izotopinės analizės pradžios. Tuščias mėginys (filtras) būdavo surenkamas kas dvi savaites kiekviename receptoriniame taške. Toks mėginys būdavo paruošiamas matavimams ir įnešamas į matavimų stotis, šiuos filtrus laikant dvi savaites mėginių rinktuvuose, tačiau neįdedant į aerozolio dalelių įsiurbimo srautą. Vidutiniškai, 6 ir 9 mėginiai per mėnesį būdavo surenkami aerozolio dalelių tyrimams iš Vilniaus ir Preilos tyrimų vietų, atitinkamai (Mašalaitė ir kt., 2024).

2.5.3 Aerozolio dalelių komponentės šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymas

Oro masės ir teritorijos, virš kurių jos praslinko prieš pasiekiant Preilos ir Vilniaus receptorinius taškus 2014 m., buvo apskaičiuotos siekiant kiekybiškai įvertinti tolimosios oro masių pernašos įtaką anglies izotopinės sudėties kitimui atmosferos aerozolio dalelėse. Meteorologiniai parametrai (erdvinė raiška $2,5^\circ \times 2,5^\circ$) buvo gauti iš NCEP/NCAR Reanalysis Archive duomenų bazės ir panaudoti atgalinių oro masių trajektorijų apskaičiavimui pasitelkiant HYSPLIT modelį (Rolph ir kt., 2017; Stein ir kt., 2015), integruotą programinę įrangą TrajStat. Apskaičiuotosios trajektorijos abu receptorinius taškus Preiloje ir Vilniuje pasiekdavo 10 ir 22 valandą (UTC+0), 5 m a.g.l. Preiloje ir 20 m a.g.l. Vilniuje.

Anglies turinčių aerozolio dalelių (OA ir BC) komponentės šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymui buvo naudotos 72 valandų atgalinių oro masių slinkimo trajektorijos, pasiekusios Vilnį 2014 m. sausio ir vasario mėnesiais. Geografinių oro taršos OA ir BC dalelėmis galimų šaltinių regionų nustatymui naudoti trys trajektorijų analizės metodai: klasterinė analizė (klasteriai apskaičiuoti pagal Euklido atstumo klasterizavimo metodą), PSCF ir CWT modeliai. Tiriamojo lauko plotas siekė $35\text{--}75^\circ$ šiaurės platumos ir $-30\text{--}75^\circ$ rytų ilgumos, tiriamosios gardelės erdvinė raiška buvo $0,3^\circ \times 0,3^\circ$. Meteorologiniai duomenys buvo gauti iš NCEP/NCAR Reanalysis Archive duomenų bazės ir panaudoti atgalinių oro masių trajektorijų apskaičiavimui naudojant HYSPLIT modelį. Apskaičiuotosios trajektorijos receptorinį tašką pasiekdavo kiekvieną valandą (00–23 UTC), 20 m a.g.l.

2.6 Skyriaus išvados

Naujųjų metų šventės fejerverkų sukeltos oro taršos tyrimai buvo atlikti miesto fono aplinkoje. Vidutinės dalelių masės koncentracijos buvo matuotos prieš, per ir po Naujųjų metų, tiek pastato viduje, tiek išorėje. Analizei buvo taikomi įvairūs filtrai ir pažangūs matavimo metodai, tokie kaip ACSM ir aetalometras, kurie leido identifikuoti skirtingus dalelių šaltinius. Reguliarūs kas 30 minučių atliekami matavimai, koreliuojant juos su meteorologiniais parametrais, užtikrina aukštą tyrimų tikslumą. Šie metodai yra geriausia praktika, leidžianti tiksliai įvertinti fejerverkų sukeltos oro taršos aerolio OA ir BC dalelėmis dinamiką.

Oro masių atgalinių trajektorijų kilmės nustatymo metodai, naudojant GIS sistemas ir specializuotą programinę įrangą, tokią kaip TrajStat, yra labai efektyvūs ir tikslūs tyrimuose, susijusiuose su aerolio dalelių taršos šaltinių nustatymu. Apskaičiuotos atgalinės trajektorijos leidžia geriau suprasti oro masių judėjimą ir sąsajas su aerolio dalelių koncentracijomis. Oro masių klasterizavimo metodai, tokie kaip kampinio ir Euklido atstumų analizė, užtikrina tikslų oro masių tolimosios pernašos poveikio vertinimą aerolio koncentracijoms. Tokiems tyrimams būtini tikslūs meteorologiniai duomenys, kurie gali būti gaunami iš NCEP/NCAR Reanalysis Archive duomenų bazės. Tyrimuose oro masių trajektorijos dažnai vertinamos naudojant HYSPLIT-4 modelį. TrajStat programinė įranga sėkmingai naudojama siekiant nustatyti regionus, kurie gali būti potencialiais teršalų šaltiniais, taikant tris metodus: klasterinę analizę, PSCF ir CWT. PSCF metodas leidžia identifikuoti galimų taršos šaltinių geografines vietas, o CWT modelis vertina regionų potencialą pagal aerolio koncentracijas, išmatuotas receptoriniuose taškuose. Šių metodų derinimas sudaro tvirtą pagrindą tiksliniams tyrimams, siekiant įvertinti teršalų pernašos poveikį atmosferos taršai ir jos valdymo strategijų kūrimui.

Visi šie taikyti metodai turi savų privalumų ir trūkumų. Programinė įranga TrajStat leidžia tiksliai analizuoti oro masių trajektorijas ir identifikuoti galimus teršalų šaltinius, tačiau šiam tikslui pasiekti reikia išsamių ir tikslų meteorologinių duomenų, kurie ne visada gali būti laisvai prieinami. HYSPLIT-4 modelis ir meteorologiniai duomenys iš NCEP/NCAR suteikia tikslų oro masių judėjimo vaizdą žemėlapiuose ir padeda modeliuoti jų trajektorijas. Meteorologinių duomenų integravimas su HYSPLIT-4 modeliu suteikia patikimą oro masių judėjimo vizualizaciją, prisidedant prie tikslų istorinių oro masių trajektorijų ir oro teršalų šaltinių nustatymo. Tačiau modeliavimo rezultatai stipriai priklauso nuo naudojamų duomenų tikslumo ir modeliavimo parametrų. Gavus istorinių oro masių judėjimo modeliavimo rezultatus, kampinio ir Euklido atstumų klasterizavimo metodai padeda kiekybiškai įvertinti oro masių pernašos poveikį aerolio dalelių

koncentracijoms receptoriniuose taškuose, tačiau šiai funkcijai įvykdyti reikia atlikti nemažai skaičiavimų bei duomenų apdorojimo.

3. REZULTATAI

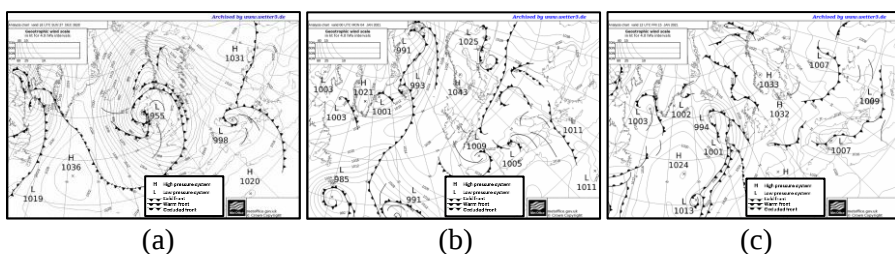
3.1 Naujųjų metų fejerverkų ir biomasės degimo sukeltos oro taršos atvejai

3.1.1 Meteorologinės ir sinoptinės sąlygos

Meteorologinės sąlygos nuo 2020 m. gruodžio 18 d. iki 2021 m. sausio 15 d. Vilniuje buvo veikiamos aukšto ir žemo slėgio sričių kaitos. Šios barinės sistemos nulėmė oro temperatūrą, vėjo greičio, atmosferos slėgio, santykinio oro drėgnumo ir kritulių svyravimus per minėtąjį laikotarpį. Kiekvienas laikotarpis buvo charakterizuojamas specifinėmis orų sąlygomis, turėjusiomis reikšmingą įtaką aplinkos oro kokybei ir taršos lygio pokyčiams.

Nuo 2020 m. gruodžio 18 d. iki 25 d. orus lėmė aukšto slėgio sritis virš šiaurės Europos, Sibiro anticiklonas virš Rusijos bei ciklonai į vakarus nuo Lietuvos. Orų sąlygos buvo ramios, vidutinė oro temperatūra siekė 1,26 °C, vėjo greitis siekė iki 3,61 m/s, atmosferos slėgio vidutinė reikšmė siekė 1018,16 hPa, santykinis oro drėgnumas buvo 95,24%. Per šį laikotarpį iškrito 11,90 mm kritulių.

Nuo antrosios Šv. Kalėdų dienos iki pirmosios Naujųjų metų dienos žemo slėgio sritys iš vakarų ir pietryčių, pasiekusios Baltijos jūros ir rytų Europos regioną, bei trumpai egzistavusio aukšto slėgio sūkurių gūbrys iš pietų Europos (4a pav.) nulėmė didesnę debesuotumą, rūką, negausų sniegą ir šlapdrią Vilniuje. Vidutiniškai, oro temperatūra siekė 0,76 °C, vėjo greitis – 4,02 m/s. Tačiau atmosferos slėgis bei santykinis oro drėgnumas siekė žemesnes vertes nei ankstesniame periode – 1008,76 hPa ir 90,81%, atitinkamai.



4 pav. Įvairių sinoptinių situacijų pavyzdžiai nuo 2020 m. gruodžio 18 d. iki 2021 m. sausio 8 d.: (a) 2020 m. gruodžio 27 d., 18:00 val. (UTC); (b) 2021 m. sausio 4 d., 00:00 val. (UTC); (c) 2021 m. sausio 15 d., 12:00 val. (UTC).

Vėlesniu laikotarpiu, tarp 2021 m. sausio 2 ir 8 d., aukštesnio slėgio sritis (4b pav.) buvo išstumta žemo slėgio sistemos iš vakarų, po kurios atslinko dar vienas ciklonas iš pietų. Tokia barinių sistemų dinamika virš šiaurės Europos

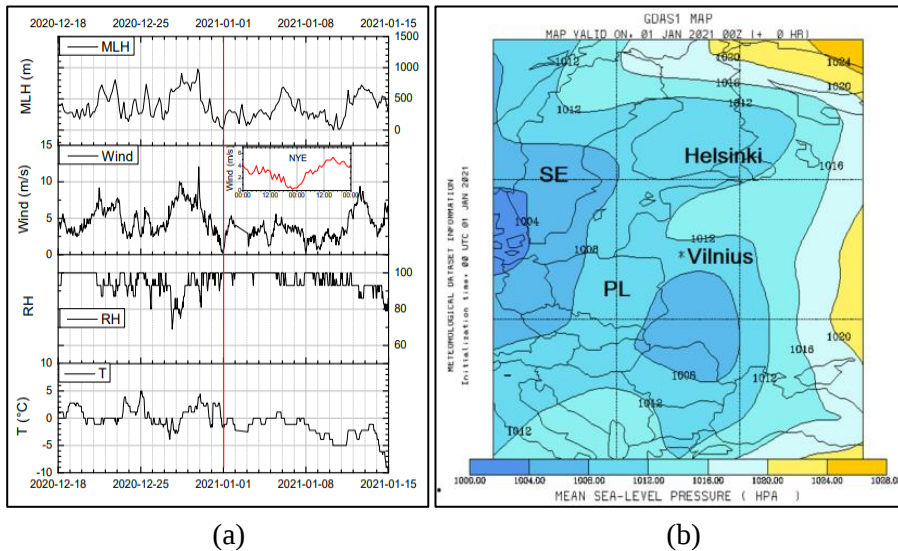
nulėmė didesnę iškritusių kritulių kiekį (iki 16,50 mm) ir aukštesnę santykinę oro drėgnumą (97,09%) Lietuvoje, lyginant su ankstesniu laikotarpiu. Vidutinė oro temperatūra buvo silpnai neigiama ($-0,36\text{ }^{\circ}\text{C}$), vėjo greitis sumažėjo iki 2,12 m/s, t. y. 1,9 karto mažesnė vidutinė vertė nei ankstesniame aptartame periode. Tačiau atmosferos slėgis per šį laikotarpį išliko gana aukštas ir siekė vidutiniškai 1017,31 hPa.

Nuo 2021 m. sausio 9 iki 15 d. orų sąlygos Vilniuje buvo nulemtos tuo metu vyravusių anticiklonų (4c pav.) bei ciklono, artėjusio iš šiaurės vakarų ir praslinkusio virš Lietuvos šio periodo viduryje. Aukštesnis atmosferos slėgis sąlygojo žemesnę vidutinę oro temperatūrą ($-4,92\text{ }^{\circ}\text{C}$), kuri tiriamojo epizodo pabaigoje krito iki $-18,50\text{ }^{\circ}\text{C}$. Kitų meteorologinių parametrų, išskyrus vidutinį vėjo greitį (2,88 m/s), vidutinės vertės buvo žemesnės, lyginant su ankstesniu epizodu. Atmosferos slėgis siekė 1013,29 hPa – 4 hPa žemiau bei ankstesniame periode. Vidutinis santykinis oro drėgnumas sumažėjo 7,00% – iki 90,15%. Tuo tarpu, kritulių suminis kiekis šiam epizodui siekė 6,30 mm, t. y. 2,6 karto mažiau nei ankstesniame laikotarpyje.

Viso tiriamojo laikotarpio vidutinė oro temperatūra buvo $-0,75\text{ }^{\circ}\text{C}$, svyravusi nuo $-18,50\text{ }^{\circ}\text{C}$ iki $6,70\text{ }^{\circ}\text{C}$. Vidutinis santykinis oro drėgnumas siekė 93,39% (max: 100,00%; min: 67,00%). Suminis kritulių kiekis buvo 44,40 mm (SD: 0,17 mm). Vidutinis vėjo greitis siekė 3,17 m/s (svyravo nuo 0,40 iki 8,80 m/s); atmosferos slėgis kito nuo 994,30 hPa iki 1030,00 hPa (vidurkis: 1014,52 hPa).

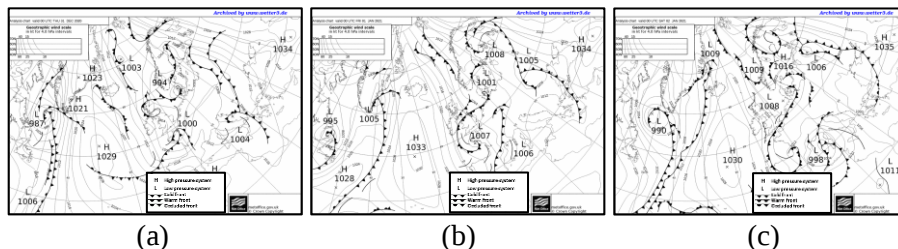
Vidutinės meteorologinių parametrų vertės nakties metu (21 val. – 06 val. UTC+0) buvo artimos viso tiriamojo laikotarpio vidutinėms vertėms. Vidutinė oro temperatūra nakties metu per visą laikotarpį siekė $-0,87\text{ }^{\circ}\text{C}$ (nuo $-18,50\text{ }^{\circ}\text{C}$ iki $5,30\text{ }^{\circ}\text{C}$), vidutinis santykinis oro drėgnumas buvo 94,32% (tarp 100,00% ir 76,00%). Suminis kritulių kiekis šiame periode siekė 14,20 mm (SD: 0,13 mm), vidutinė vėjo greičio vertė buvo 3,10 m/s, kito nuo 0,80 m/s iki 8,20 m/s. Vidutinis atmosferos slėgis buvo 1014,54 hPa, svyravo tarp 996,30 hPa ir 1030,00 hPa.

Meteorologinės sąlygos buvo svarbus veiksnys, daręs stiprią įtaką KD masės koncentracijų lygiams Naujųjų metų išvakarėse bei leidžiant fejerverkus. Vilniuje gruodžio 31 d. aukščiausia oro temperatūra siekė $3,20\text{ }^{\circ}\text{C}$, vidutinis vėjo greitis buvo 1,54 m/s (5a pav.). Tą dieną santykinis oro drėgnumas buvo didelis – vidutinė vertė siekė 97,58%, o atmosferos slėgis buvo kiek žemesnis – 1009,70 hPa. Vilniaus apylinkėse nuo šios dienos 8 val. ryto iki sausio 1 d. 6 val. ryto tvyrojo rūkas, buvo debesuota, tačiau žymesnių kritulių nebuvo.



5 pav. Meteorologinė situacija: (a) Meteorologiniai parametrai (vertikalinio maišymosi sluoksnio storis, vėjo greitis, santykinis drėgnumas, oro temperatūra) Vilniaus oro uoste nuo 2020 m. gruodžio 18 d. iki 2021 m. sausio 15 d., ir (b) vidutinio slėgio jūros lygyje pasiskirstymas virš Europos 2021 m. sausio 1 d., 00 val. (UTC+0).

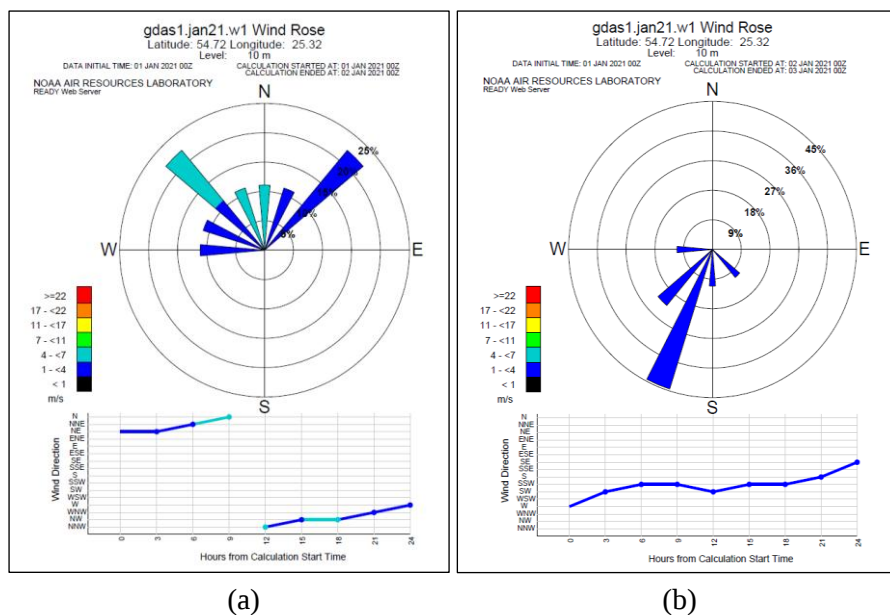
Gruodžio 31 d. ir sausio 1 d. orus lėmė santykinai aukštesnio slėgio sritis su mažu slėgio gradientu (5b pav. ir 6a,b pav.).



6 pav. Sinoptiniai žemėlapiai Naujųjų metų išvakarėse (a), Naujųjų metų naktį (b) ir sausio 2 d. (c).

Šios sąlygos lėmė, jog Vilniuje vyravo rūkas ir ūkanotas oras. Vidutinė oro temperatūra naktį iš gruodžio 31 d. į sausio 1 d. buvo $-0,81\text{ }^{\circ}\text{C}$ (svyravo nuo $-1,70\text{ }^{\circ}\text{C}$ iki $0,00\text{ }^{\circ}\text{C}$), artima vidutinei oro temperatūrai naktimis viso tiriamojo laikotarpio metu (5a pav.). Atmosferos slėgis tą naktį siekė 1010,54 hPa (kito tarp 1009,20 ir 1011,80 hPa). Nors tą parą tvyrojo rūkanoti orai, dėl ankstyvą Naujųjų metų rytą atslinkusio ciklono iš pietryčių su šiltuoju frontu priešakyje iškrito negausūs krituliai lietaus ir sniego pavidalu. Suminis

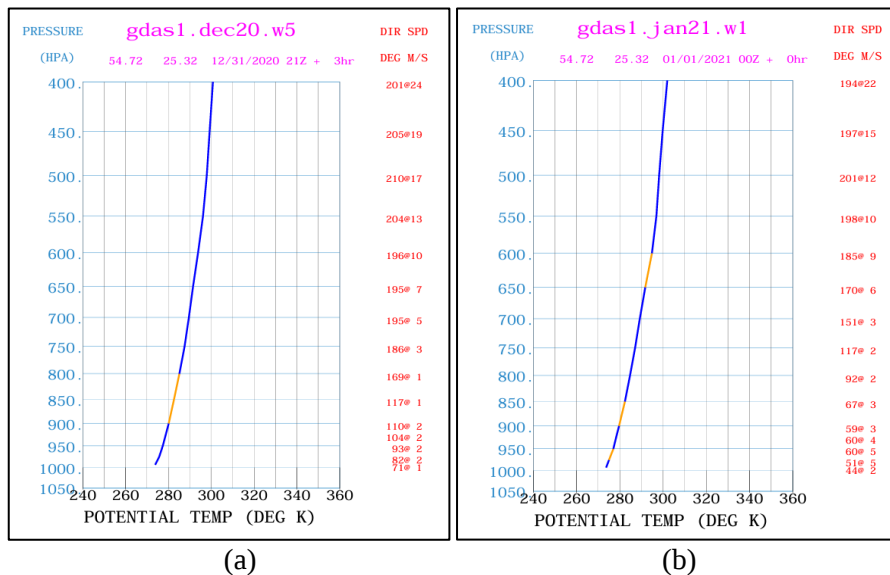
kritulių kiekis Naujųjų metų naktį siekė tik 1,1 mm, tačiau viso tiriamojo laikotarpio kritulių kiekis buvo 13 kartų didesnis ir siekė 14,20 mm. Naujųjų metų išvakarėse vėjas buvo besikeičiančios krypties, tačiau sausio 1 d. vyravo šiaurės rytų ir šiaurės vakarų vėjai (7a pav.).



7 pav. Vėjų rožė 2021 m. sausio 1 d. (a) ir 2 d. (b).

Vidutinis vėjo greitis buvo 1,30 m/s (nuo 0,90 iki 1,90 m/s), tai yra 2,3 kartų žemesnė vertė nei viso tiriamojo laikotarpio vidutinis vėjo greitis. Sausio 2 d. orų sąlygos buvo panašios į dvi ankstesnes dienas. Nors virš šiaurinės Europos dalies tuo metu vyravo žemo slėgio sritis, orų sąlygos Lietuvoje buvo veikiamos santykinai aukštesnio slėgio (1018,30 hPa tuo metu) srities su mažu slėgio gradientu (6c pav.). Šiomis dienomis tvyrojo rūkas su trumpais snigio periodais ryte, santykinis oro drėgnumas siekė vidutiniškai 97,40%. Tokios sąlygos vyraavo ankstesnėmis dienomis. Tačiau sausio 2 d. oro temperatūra buvo kiek žemesnė (vidutiniškai $-1,37^{\circ}\text{C}$), vyraavo vakarų–pietvakarių vėjai, vėlų vakarą pasikeitę į pietryčių vėją (7b pav.). Vėjuotumas truputį padidėjo iki vidutiniškai 2,1 m/s.

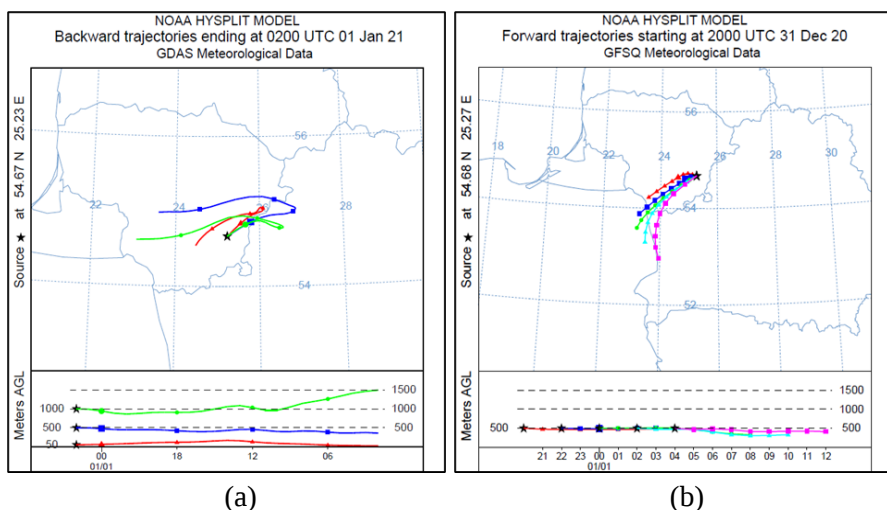
Naujųjų metų naktį susiformavusią oro temperatūros inversiją rodo vertikalusis oro temperatūros profilis (8 pav.).



8 pav. Vertikalusis oro potencialiosios temperatūros profilis Naujųjų metų išvakarėse (a) ir naktį (b).

Potencialiosios oro temperatūros (θ) vertikaliją kaitą žyminčios kreivės segmentai, pažymėti oranžine spalva, žymi kritinės inversijas. Šie segmentai atitiko Heffter ir kt. (1983) suformuotus kriterijus, pagal kuriuos kritinės inversijos atveju vertikalusis oro maišymasis yra sustabdomas atmosferos paribio sluoksnyje. Mėlyna spalva pažymėti kreivių segmentai žymi potencialiosios oro temperatūros kaitą, atitinkančią oro tūrio judėjimą (kilimą) drėgnuoju adiabatiniu būdu (NOAA ARL, 2019). Inversijos sluoksnis susidarė 900 – 800 hPa izobariniame lygyje Naujųjų metų išvakarėse (8a pav.). Sausio 1 d. naktį susiformavo keli temperatūros inversijos sluoksniai tarp 600 ir kiek daugiau nei 900 hPa izobariniuose lygiuose (8b pav.). Virš 500 hPa lygio inversija nebuvo nagrinėjama, kadangi oro taršos epizodas buvo stebimas atmosferos maišymosi sluoksnyje. Potencialiosios oro temperatūros kreivės yra tolygiai kylančios. Tai sutapo su atmosferos stabilumu Naujųjų metų išvakarėse. Stabilios atmosferos sąlygos ir oro temperatūros inversija padarė neigiamą įtaką oro kokybei miesto foninėje aplinkoje Vilniuje. Toks reiškinys buvo pastebėtas ir Ji ir kt. (2012) tyrime. Stabili atmosferos stratifikacija dažniausiai susidaro inversijos metu ir dėl to sutrinka atmosferos paribio sluoksnio vystymasis: susilpnėja atmosferos konvekcija ir turbulencija, todėl dalelės ir teršalai kaupiasi po inversiniu sluoksniu (Ji ir kt., 2012).

Per šį periodą atmosferos paribio sluoksnio aukštis kito nuo 99,00 – 180,00 m gruodžio 31 d. ryte iki 327,00 – 343,00 m sausio 1 d. Pagal Paskvilio atmosferos stabilumo klases (NOAA ARL, 2022), atmosferos sąlygos buvo neutralios (D klasė), šiek tiek stabilios (E klasė) ir vidutiniškai stabilios (F klasė). Atsižvelgiant į atmosferos stabilumą, santykinai žemą oro temperatūrą, mažą vėjo greitį bei tvyrojusį rūką, meteorologinės sąlygos buvo palankios atmosferos aerolio dalelių akumuliacijai atmosferoje Naujųjų metų išvakarėse ir naktį. Trumpos oro masių trajektorijos nurodo lėtai judėjusias oro mases, kuriose galėjo susikaupti didesnė oro teršalų koncentracija (9 pav.).



9 pav. Oro masių trajektorijos, apskaičiuotos HYSPLIT modeliu (Rolph ir kt., 2017; Stein ir kt., 2015): (a) atgalinės 24 val. oro masių trajektorijos receptorinį Vilniaus tašką pasiekė 2021 m. sausio 1 d. 2:00 val. (UTC+0); (b) pirmynėgės trajektorijos, apskaičiuotos kas 2 val., pradžios data: 2020 m. gruodžio 31 d. 20:00 val. (UTC+0).

Kaip matoma 9 pav., žemiausiai slinkusi atgalinė oro masių trajektorija (pažymėta raudona spalva) judėjo tik Lietuvos teritorijoje. Kitos trajektorijos slinko virš Lietuvos ir vakarinės Baltarusijos teritorijų (9a pav.). Šaltuoju metų sezonu biomase (malkomis, biokuru) šildomi namai, intensyvus eismas didesniuose miestuose ir šventiniai fejerverkai išmeta aerolio daleles į aplinką. Esant palankioms meteorologinėms sąlygoms, šios dalelės kaupiasi atmosferos paribio sluoksnyje. Tad trumpos ir lėtai judančios oro masės savo kelyje link receptorinio taško akumuliuoja atmosferos teršalus ir pakelia jų masės koncentracijos lygį miesto foninėje aplinkoje. Atsižvelgiant į aerolio dalelių masės koncentracijos lygio kritimą po Naujųjų metų nakties (10 pav.),

pirmynėigės oro masių trajektorijos, lėtai judėjusios nuo Vilniaus į pietvakarius (9b pav.), potencialiai galėjo dalį oro teršalų nunešti iš tiriamosios miesto foninės aplinkos. Panašios meteorologinės sąlygos dominavo vėlesnėmis tiriamojo periodo dienomis (pvz., sausio 5 ir 6 d.) ir, išskyrus Naujųjų metų išvakarės, kitas aerolio dalelių masės koncentracijos padidėjimas nebuvo stebėtas. Nors meteorologija atliko svarbų vaidmenį oro teršalų akumuliacijai atmosferoje, tačiau Naujųjų metų išvakarėse galėjo būti kitų faktorių, nulėmusių išaugusią oro taršą miesto foninėje aplinkoje Vilniuje.

Yra žinoma, jog rūkas, kaip kondensacijos produktų (lašų bei kristalų) sanaua prie paviršiaus (Rimkus, 2011), išaua aerolio daleles iš atmosferos paribio sluoksnio. Kondensacijos procesai, kaip ir krituliai, atlieka pagrindinį vaidmenį šalinant dujines medžiagas ir aerolio daleles iš atmosferos (Armalis, 2009). Toks išplovimo efektas buvo stebimas įvairiuose moksliniuose tyrimuose (Olofson ir kt., 2009; Safai ir kt., 2019; Phung Ngoc ir kt., 2021).

Šio tiriamojo darbo atveju, oro taršos lygio padidėjimas prieš ir per Naujųjų metų naktį buvo stebimas tvyrant rūkui. Tačiau stabilios atmosferos sąlygos ir mažas vėjo greitis galėjo daryti didelę įtaką KD_1 komonenčių masės koncentracijos pakilimui. Mažesnio aukščio paribio sluoksnio poveikio atmosferos aerolio dalelių koncentracijai mechanizmas yra ištirtas kituose tyrimuose (Jiang ir kt., 2021; Safai ir kt., 2019), kuriose teigiama, kad mažesnis paribio sluoksnio aukštis sulėtina oro teršalų išsisklaidymą atmosferoje, o tai skatina oro taršos vystymąsi.

3.1.2 Aerolio dalelių komonenčių koncentracijų pokyčiai

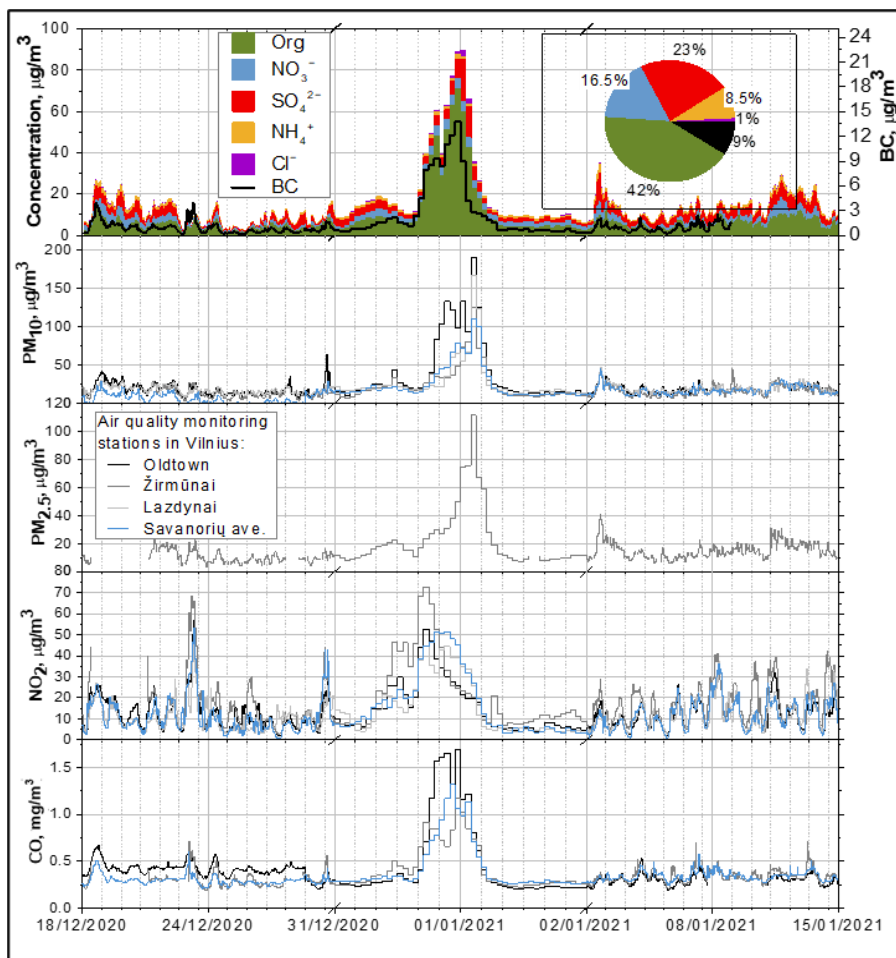
Tyrimo laikotarpiu nuo 2020 m. gruodžio 18 d. iki 2021 m. sausio 15 d. buvo analizuojamos atmosferos aerolio dalelių rūšių laiko eigos ir jų santykinis įnašas į KD komponentes kartu su kai kuriais kitais oro kokybės parametrais. Aukščiausios oro teršalų masės koncentracijos buvo išmatuotos Naujųjų metų išvakarėse nuo 2020 m. gruodžio 31 d. iki 2021 m. sausio 1 d. (nuo 21:00 iki 6:00 val.), lyginant su visu tiriamuoju laikotarpiu (10 ir 11 pav., 2 lentelė). Pirker ir kt. (2022) tiriamajame darbe taip pat pastebėjo panašią tendenciją. Todėl paskutinė 2020 m. diena ir pirmoji Naujųjų metų diena buvo išskirtos didesne skiriamąja raiška, siekiant stebėti KD_1 komonenčių koncentracijos lygio kitimą Naujųjų metų išvakarėse (10 pav.).

2 lentelė. Atmosferos aerolio dalelių ir jų komponentų koncentracijų ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) aprašomoji statistika kontroliniam periodui (2020 m. gruodžio 18 d. – 2021 m. sausio 15 d.) ir Naujųjų metų išvakarėms.

FTMC	Kontrolinis periodas be Naujųjų metų nakties (21 val. - 6 val.)				Naujųjų metų naktis (21 val. - 6 val.)			NY max/P75
	Mediana	P75	P99	Max	23:30	00:30	Max	
Org	4,10	9,11	12,00	12,00	71,10	60,00	71,10	7,81
SO_4^{2-}	3,20	5,84	7,80	8,50	9,50	20,30	20,30	3,48
NO_3^-	1,70	2,60	7,50	8,20	5,00	5,03	5,03	1,93
NH_4^+	0,96	1,50	3,20	3,40	1,90	1,40	1,90	1,27
Cl^-	0,05	0,10	0,44	0,46	1,30	3,20	3,20	32,00
BC	0,52	1,4	1,44	2,74	13,80	8,90	13,80	9,86
KD_1	13,00	21,50	28,70	50,40	103,00	98,50	103,00	4,79
AAA oro kokybės stotys								
$\text{KD}_{2.5}$ (Žirmūnai)	11,00	15,00	25,00	30,80	47,60	74,00	*112,00	7,47
KD_{10} (Žirmūnai)	11,80	15,90	26,00	33,80	49,50	74,00	*125,00	7,86
KD_{10} (Senamiestis)	15,90	20,70	38,90	41,60	98,50	133,00	*191,00	9,23
KD_{10} (Savanorių pr.)	12,00	17,30	30,00	30,80	77,90	71,00	*110,00	6,36
KD_{10} (Lazdynai)	16,90	21,30	31,80	33,40	65,40	54,00	*167,00	7,84

* Didžiausios vertės oro kokybės tyrimo stotyse buvo stebimos 2:30 val. nakties metu; 2020 m. gruodžio 31 d. 23:30 ir 2021 m. sausio 1 d. 00:30 yra laikai, kuomet buvo užfiksuotos aerolio dalelių ir jų komponentų masės koncentracijos prieš pat ir iš karto po fejerverkų leidimo; P75 yra 75-asis procentilis, P99 – 99-asis procentilis.

KD_1 komponentų masės koncentracija atmosferoje Naujųjų metų išvakarėse buvo padidėjusi nuo kelių iki poros dešimčių kartų (maksimali vertė pasiekta 00:00 val.) ir tuo pačiu pasiekė aukščiausias vertes per visą tiriamąjį laikotarpį (10 pav.). Tačiau tik Cl^- ir SO_4^{2-} didžiausios koncentracijos buvo pasiektos iš karto po Naujųjų metų vidurnakčio, to priežastimi galėjo būti panaudoti fejerverkai. Didžiausias koncentracijos padidėjimas – 32 kartus, lyginant su kontrolinio periodo 75-ojo procentilio (Q3) verte, buvo stebėtas chloridų masės koncentracijai (2 lentelė). Mažesnis, tačiau žymus masės koncentracijos padidėjimas per 8 ir 10 kartų buvo stebėtas organinėms aerolio dalelėms ir BC, o sulfatų komponentės koncentracija išaugo 3,5 karto Naujųjų metų naktį. Nitratų ir amonio masės koncentracijų pakilimas šventinę naktį taip pat buvo stebimas, tačiau lygis išliko žemiau šių komponentų kontrolinio matavimų periodo trečiosios kvartilės verčių.

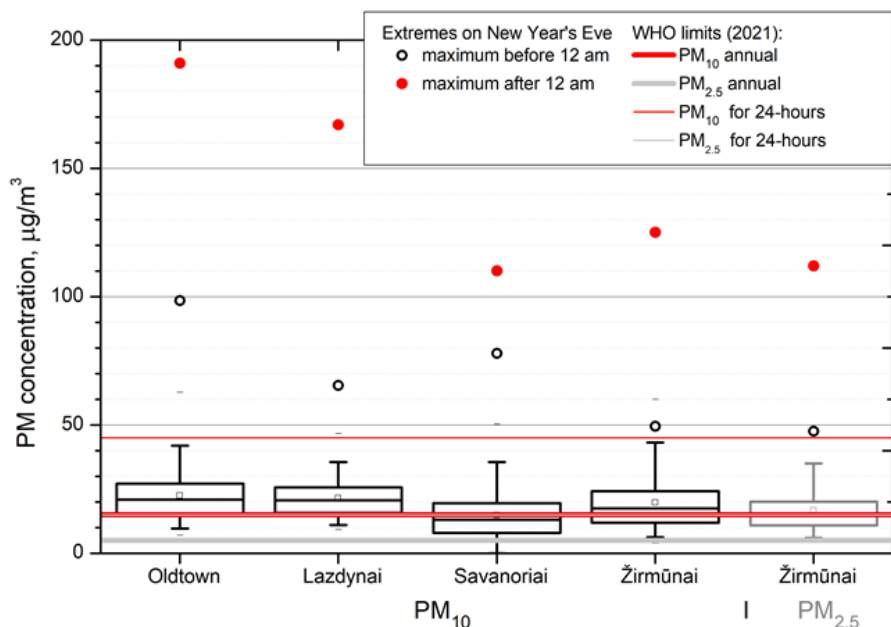


10 pav. Organinio aerozolio dalelių ir jų komponentių: sulfatų, amonio, nitratų, chloridų ir BC masės koncentracijų laiko eigos FTMC pastato išorėje bei $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_2 ir CO vidutinės masės koncentracijos, matuotos valstybinio aplinkos oro monitoringo oro kokybės tyrimo stotyse prieš, per ir po Naujųjų metų.

Pagal skritulinę diagramą 10 pav. matoma, jog KD_1 komponentės pagal masės koncentracijų lygius tipiniame matavimų laikotarpyje išsidėstė tokia tvarka: $Org > SO_4^{2-} > NO_3^- > BC > NH_4^+ > Cl^-$. Pirmosios trys komponentės sudarė 80% visos KD_1 masės.

Fejerverkų leidimo metu į atmosferą išmetamos ne tik kietosios dalelės, bet ir dujiniai teršalai, tokie kaip SO_2 , NO_x , CO ir kt. (Singh ir kt., 2019). Šių dujų aptikimas ir masės koncentracijos padidėjimas fejerverkų leidimo metu taip pat gali padėti atpažinti fejerverkus kaip oro taršos šaltinį. Pagal vieno

mėnesio trukmės matavimus, apėmusius laikotarpį prieš Naujuosius metus ir po jų, Vilniaus senamiesčio teritorijoje vidutinės CO ir NO₂ koncentracijos buvo $0,35 \pm 0,09 \text{ mg/m}^3$ ir $12,20 \pm 7,8 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, atitinkamai (10 pav.). Aukščiausios vertės buvo išmatuotos Naujųjų metų išvakarėse: $1,66 \text{ mg/m}^3$ (CO) ir $56,60 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (NO₂). To vakaro CO masės koncentracijos pakilimas sutapo su eismo piko valandomis: koncentracijos augimas prasidėjo nuo 16 val. ir tęsėsi ilgiau nei įprastą darbo dieną. Didžiausios CO masės koncentracijos vertės Naujųjų metų išvakarėse buvo išmatuotos 22:00 val. Savanorių prospekto oro kokybės monitoringo stotyje (siekė $1,32 \text{ mg/m}^3$) ir 23:00 val. Žirmūnų oro kokybės monitoringo stotyje ($1,18 \text{ mg/m}^3$). Vilniaus senamiestyje tuo metu aukščiausia CO koncentracija siekė $1,70 \text{ mg/m}^3$. NO₂ atveju, masės koncentracijos lygis daugiausiai priklauso nuo transporto priemonių eismo intensyvumo. Gruodžio 30 d. šių dujų masės koncentracija dienos metu buvo padidėjusi iki $35 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Tačiau po 18 val. koncentracijos vertės pradėjo mažėti. Panašiu dienos metu gruodžio 23 d. NO₂ masės koncentracija pasiekė aukščiausią vertę ($56,60 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) ir vakaro valandomis palaipsniui mažėjo. Gruodžio 31 d. šių dujų koncentracijos lygis pradėjo kilti ryto piko metu, maksimalią vertę ($73,00 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) pasiekė 16:00 – 17:00 val. ir pradėjo kristi 18:00 – 20:00 val. bei nakties metu. Vilniaus senamiesčio oro kokybės monitoringo stotyje NO₂ maksimali masės koncentracija dienos metu paprastai siekdavo mažiau nei $35 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Meteograma (5a pav.) parodo, jog meteorologinės sąlygos tuo metu buvo išskirtinės vėjo greičio, oro drėgmės ir atmosferos stabilumo atžvilgiu. Mažas vėjo greitis išliko ir savaitę po Naujųjų metų šventės, sausio 8 ir 10 dienomis, tačiau žymesnio CO, KD₁₀ ir KD_{2,5} koncentracijų pakilimo nebuvo pastebėta (10 pav.). Tuo metu vyraujant žemai vidutinei oro temperatūrai, mažam vėjo greičiui ir aukštam santykiniam drėgnumui, meteorologinės sąlygos buvo palankios oro teršalų kaupimuisi atmosferoje. Tačiau, dėl iškritusio sniego, akumuliacijos procesas galėjo būti sutrikdytas.



11 pav. „Box-Whisker“ sklaidos diagrama: kontrolinio matavimų laikotarpio ir Naujųjų metų nakties (po 00:00 val.) didžiausios KD₁₀ ir KD_{2.5} masės koncentracijos (raudoni apskritimai) kartu su PSO nustatytomis KD₁₀ ir KD_{2.5} masės koncentracijos ribinėmis vertėmis (raudonos ir pilkos spalvų tiesės). Grafiko stulpelių paklaidų juostos („ūšai“): 1-asis ir 99-asis procentiliai; stulpeliai: Q1 ir Q3 kvartilės; horizontali linija stulpeliuose: mediana; kvadratėliai stulpeliuose: vidurkis.

KD₁₀ koncentracijos svyravimai, matuoti oro kokybės monitoringo stotyse, bei vidutinė koncentracija Naujųjų metų naktį pavaizduoti 10 ir 11 pav. Didžiausios KD masės koncentracijos tą naktį nuo maždaug 6 iki 9 kartų viršijo kontroliniame periode išmatuotų koncentracijų trečiąją kvartilę (Q3) (2 lentelė). Didžiausias koncentracijos lygio pakilimas buvo išmatuotas Vilniaus senamiestyje, kuriame fejerverkai buvo leidžiami intensyviausiai. PSO yra nustačiusi KD_{2.5} masės koncentracijų normas aplinkos ore: metinis vidurkis – 5,00 µg/m³, 24 valandų vidutinė vertė – 15,00 µg/m³ (World Health Organization, 2021). Kontroliniame matavimų laikotarpyje Vilniaus oro kokybės monitoringo stotyse išmatuotos KD₁₀ vidutinės masės koncentracijos buvo artimos arba viršijo metinę KD₁₀ koncentracijos normą, lygią 15,00 µg/m³ (World Health Organization, 2024b). Vilniaus senamiesčio monitoringo stotyje išmatuota KD₁₀ masės koncentracija maždaug 4 kartus viršijo PSO pasaulinėse oro kokybės gairėse nustatytą 24 val. ribinę KD₁₀

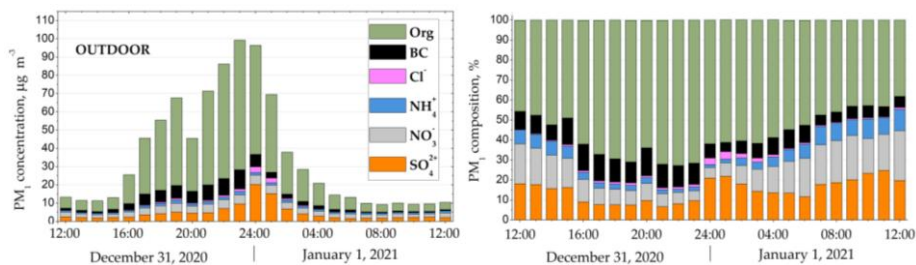
vertę ($45,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (World Health Organization, 2024b) (11 pav.). Šis skirtumas buvo didžiausias tarp visų oro kokybės tyrimo stočių išmatuotų koncentracijų ir PSO rekomenduojamų leistinų normų. Vidutinės KD_{10} koncentracijos visose monitoringo stotyse buvo artimos arba viršijo PSO metinę leistiną KD_{10} koncentraciją. $\text{KD}_{2,5}$ koncentracija buvo matuojama tik Žirmūnų oro kokybės monitoringo stotyje, esančioje prie judraus kelio. Vidutinė $\text{KD}_{2,5}$ masės koncentracija kontroliniu matavimų periodu buvo 3 kartus didesnė nei PSO nustatyta metinė leistina riba. Naujų metų išvakarėse $\text{KD}_{2,5}$ koncentracijos lygis buvo 2,5 kartų didesnis nei 24 val. ribinė vertė. Tačiau toks padidėjimas buvo stebimas prieš fejerverkų leidimą. KD_1 dalelių didžiausia masės koncentracija buvo pasiekta jau 23:00 val. Tokios tendencijos buvo tirtos Pirker ir kt. (2022) tyrime. Taip pat buvo pastebėta, jog fejerverkai neturėjo įtakos KD_1 masės koncentracijai FTMC matavimo vietoje (iš šios stoties $\text{KD}_{2,5}$ ir KD_{10} duomenų nebuvo). Tačiau $\text{KD}_{2,5}$ ir KD_{10} dalelių masės koncentracijų padidėjimas buvo stebimas oro kokybės tyrimo stotyse (10 pav.). Tokią tendenciją tiriamajame darbe stebėjo ir Khedr ir kt. (2022). Oro kokybės monitoringo stotyse valandinės $\text{KD}_{2,5}$ koncentracijos išaugo 2 kartus (maksimumą pasiekė 2:30 val. nakties). KD_{10} dalelių masės koncentracijos padidėjo 1,4–2,6 karto, lyginant didžiausias valandines vertes, pasiektas 2:30 val. nakties, su vertėmis paskutinę valandą prieš sausio 1d. naktį.

3.1.3 KD_1 dalelių cheminės sudėties pokyčiai

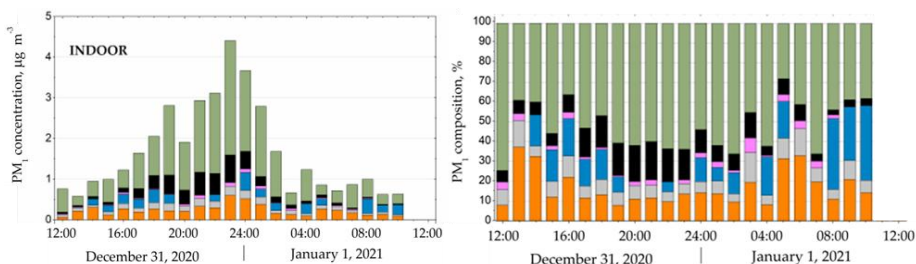
Tolesnei analizei tik nakties valandos (nuo 21 val. iki 6 val.) buvo analizuojamos. Šis laikas pasirinktas neįtraukiant vakarinio ir rytinio piko valandų. Viso matavimo periodo duomenys buvo atrinkti ir suvidurkinti tipinei naktčiai, išskiriant Naujų metų išvakarės laiką, bei tos pačios valandos buvo pasirinktos palyginimui su Naujų metų šventės duomenimis. Tipinė naktis kontrolinio matavimo periode reprezentuoja sumažėjusį žmogaus veiklos ir eismo intensyvumą bei laikotarpį be išskirtinių įvykių – fejerverkų leidimo. Matavimų nakties valandomis rezultatai padeda atskirti įprastas aplinkos sąlygas tipinės nakties metu nuo aplinkos sąlygų šventinę Naujų metų naktį.

Naujų metų išvakarėse buvo pastebėti žymūs KD_1 aerozolio dalelių cheminės sudėties ir OA faktorių pasikeitimai (12 ir 13 pav. bei skritulinė diagrama 10 pav.). Kontrolinio matavimų periodo tipinės nakties valandomis lauko oro mėginiuose KD_1 dalelių cheminėje sudėtyje vyravo OA (42,00%), sulfatai (23,00%), nitratai (16,50%), BC (9,00%), amonis (8,50%) ir pėdsakiniai elementai (1,00%). Tuo tarpu patalpos ore aerozolio dalelių

cheminė sudėtis tipinėmis naktimis buvo panaši į lauko oro mėginių KD_1 dalelių sudėtį: (OA – 47%, SO_4^{2-} – 21%, NO_3 – 10%, BC – 3%, pėdsakiniai elementai – 1%). Per naujametinę naktį (nuo 21 val. iki 6 val. ryto) OA indėlis į KD_1 bendrą cheminę sudėtį padidėjo nuo 43% iki 70% ir nuo 47% iki 60% lauko ir patalpos oro filtrų mėginiuose, atitinkamai. Reikšmingas indėlis į BC masės koncentraciją naujametinę naktį buvo stebimas tiek lauko oro (iki 9%), tiek patalpos oro (iki 11%) mėginiuose. Šie rezultatai sutapo su kitų atliktų studijų rezultatais (Khedr ir kt., 2022; Zhang ir kt., 2019).



12 pav. KD_1 dalelių cheminės sudėties valandinė kaita lauko oro mėginiuose Naujųjų metų naktį.



13 pav. KD_1 dalelių cheminės sudėties valandinė kaita patalpų oro mėginiuose Naujųjų metų naktį.

Dėl fejerverkų leidimo emisijos Cl^- masės koncentracija padidėjo ~4 kartus, maksimalią vertę – $0,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lauke (12 pav.) ir $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ patalpos ore (13 pav.) – pasiekus 2:30 val. nakties metu, palyginus su šios komponentės masės koncentracija tipinę naktį – $0,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lauke ir $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ patalpoje. Taip pat SO_4^{2-} masės koncentracija Naujųjų metų naktį (2 val. 30 min.) lauko (12 pav.) ir patalpos (13 pav.) ore padidėjo iki $4,70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $0,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, atitinkamai, palyginus su tipinės nakties vidutinėmis koncentracijomis – $3,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lauko ore (12 pav.) ir $0,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ patalpos ore (13 pav.). NO_3^- masės koncentracijos naujametinę naktį siekė $4,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (12 pav.) ir $0,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (13 pav.) lauko ir patalpos ore, atitinkamai, t. y. 1,8 ir 1,9 karto daugiau nei tipinę naktį.

Sulfatų ir chloridų masės koncentracijos padidėjo daugiausiai, lyginant su šių KD_1 dalelių komponentų masės koncentracijomis tipinėmis matavimų naktimis (2 lentelė). Priešingai nei BC ir Org atveju, minėtųjų komponentų koncentracijos padidėjimas prieš vidurnaktį buvo nedidelis ir tik po vidurnakčio buvo fiksuotas ryškus padidėjimas 2 ir 2,5 karto, atitinkamai, sulfatams ir chloridams. Tokia tendencija galimai atskleidžia fejerverkų leidimo emisijų svarbią įtaką tokiam komponentų masės koncentracijų padidėjimui.

Šis tiriamasis darbas parodė santykinai gerą koreliaciją (r vertė iki 0,9) tarp tų pačių KD_1 cheminių komponentų masės koncentracijų, išmatuotų patalpos ir lauko ore, visam tiriamajam laikotarpiui (3 lentelė).

3 lentelė. Koreliacija tarp tų pačių aerozolio dalelių cheminių komponentų išorės ir patalpos ore.

Komponentė	r
OA	0,65
NO ₃	0,62
SO ₄	0,54
NH ₄	0,10
Cl	0,13
BC	0,90

Tokia tendencija nurodo svarbų lauko oro taršos indėlį patalpų oro kokybei dėl mažiau efektyvaus KD_1 dalelių filtravimo pajėgumo. Vidaus ir lauko oro kokybės santykio tyrimai parodo efektyvesnių ventiliavimo ir filtravimo sistemų poreikį, kurios galėtų sulaikyti oro teršalus bei padėtų sumažinti KD_1 dalelių kiekį patalpose oro taršos padidėjimo atvejais. Mendoza ir kt. (2021) savo tyrime įrodė, kad lauko oro tarša yra svarbus veiksnys, darantis įtaką vidaus oro kokybei – į vidų patekę oro teršalai stipriai priklauso nuo dalelių taršos šaltinių.

3.1.4 Juodosios anglies šaltinių išskyrimas patalpos ir lauko ore

Naujųjų metų naktį (tarp 18:00 val. ir 6:00 val.) juodosios anglies, išmestos į atmosferą dėl iškastinio kuro deginimo (BC_{ff}), masės koncentracija lauke svyravo nuo 1,38 iki 11,04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (vidurkis $4,93 \pm 3,72 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Biomasės deginimo (BC_{bb}) išmestos BC masės koncentracija kito nuo 0,42 iki 2,80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (vidurkis $1,55 \pm 0,90 \mu\text{g}/\text{m}^3$). BC_{bb} indėlis į bendrą BC masės koncentraciją siekė 24,00%. Patalpos ore BC_{ff} ir BC_{bb} koncentracijų intervalai

buvo $0,04 - 0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (vidurkis $0,18 \pm 0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bei $0,01 - 0,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (vidurkis $0,13 \pm 0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$), atitinkamai. Per šią šventinę naktį BC_{bb} santykinė dalis vidaus/lauko oro mėginiuose buvo apie 13%. $\text{BC}_{\text{bb}}/\text{BC}$ masės koncentracijų santykis buvo panašus tiek vidaus, tiek lauko ore. Tai leidžia daryti prielaidą, kad BC šaltinių pasiskirstymas abiejų erdvių atžvilgiu nepakito dėl oro srauto įtekėjimo iš išorės į vidų (patalpą).

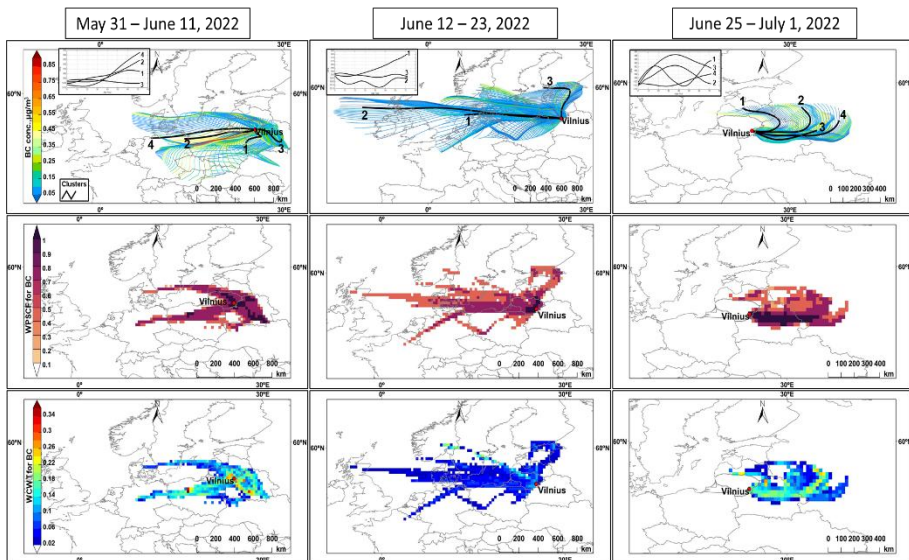
Šie rezultatai buvo lyginami su BC vertėmis tipinę matavimų naktį. BC_{bb} masės koncentracijos buvo 11,2 ir 26,5 kartų aukštesnės lauko ir patalpos ore, atitinkamai, per šventinę naktį. BC_{ff} koncentracija buvo 10,1 (lauko ore) ir 11,1 (patalpos ore) karto didesnė Naujųjų metų naktį, lyginant su koncentracijos vertėmis tipinę naktį.

Išmatuotos lauko ore BC masės koncentracijos ir šaltinių pasiskirstymai Vilniuje buvo panašūs arba mažesni nei kituose Europos miestuose, tokiuose kaip Augsburgas (Vokietija). Šio miesto foninėje aplinkoje ekvivalentinės juodosios anglies masės koncentracijos lygis kilo nuo $5,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2020 m. gruodžio 31 d. vakarą iki $33,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2021 m. Naujųjų metų naktį. Fejerverkų indėlis į eBC koncentraciją 2021 m. Naujųjų metų dieną sudarė apie 12% (Khedr ir kt., 2022).

3.1.5 Tolimoji oro masių pernaša ir galimų oro taršos šaltinių indėlis oro kokybei Vilniaus mieste

Trims tiriamiesiems taršos epizodams šiltuoju metų laiku Vilniuje, kuomet buvo stebimas padidėjęs juodosios anglies masės koncentracijos lygis receptoriniame taške, buvo apskaičiuotos 72 val. atgalinės oro masių trajektorijos ir jų klasteriai (14 pav.). Pirmajame tyrimo epizode oro masių trajektorijų santykinis kiekis kiekvienam klasteriui skyrėsi nedaug, nuo 20,49 iki 32,29% (4 lentelė). 1-asis klasteris reprezentuoja iš pietų–pietvakarių keliavusias oro mases, tuo metu į 3-įjį klasterį buvo sugrupuotos iš rytų–pietryčių atslinkusių oro masių trajektorijos. 2-ajam ir 4-ajam klasteriams buvo priskirtos vakarų krypties oro masių 72 val. atgalinės trajektorijos, tačiau šiems dviems klasteriams priklausiusios trajektorijos skyrėsi ilgiu. Kadangi 2-ajam ir 4-ajam klasteriams, atitinkamai, priklausė 32,29% ir 20,83% visų trajektorijų, vakarų kryptis buvo vyraujanti pirmajame tyrimo epizode.

Antrajame epizode iš vakarų slinkusios oro masės taip pat buvo dominuojančios – 1-ajame ir 2-ajame klasteriuose buvo 70,29% ir 15,94%, atitinkamai, visų apskaičiuotų oro masių trajektorijų. Iš šiaurės slinkusių oro masių trajektorijų 3-iajame klasteryje buvo mažiausiai, apie 13,77% visų trajektorijų (14 pav., 4 lentelė).



14 pav. Oro masių atgalinės trajektorijos ir jų klasteriai, kartu su WPSCF ir WCWT vertėmis trims analizės periodams.

4 lentelė. Apskaičiuotos atgalinių oro masių trajektorijos ir klasteriai Vilniaus receptoriniam taškui 2022 m. birželio mėn.

Bendra klasterių statistika					BC _{BB} trajektorijos		
	Klasteris	Kryptis	Trajektorijų kiekis	Trajektorijų santykinis kiekis	Trajektorijų kiekis	Vidutinė koncentracija, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Standartinis nuokrypis
1 Epizodas	1	P	59	20,49%	59	0,13	0,10
	2	PV	93	32,29%	93	0,23	0,19
	3	PR	76	26,39%	76	0,20	0,13
	4	PV	60	20,83%	60	0,16	0,12
	Iš viso		288	100%	288	0,19	0,15
2 Epizodas	1	V	194	70,29%	194	0,10	0,08
	2	V	44	15,94%	44	0,06	0,02
	3	Š	38	13,77%	36	0,09	0,06

Iš viso		276	100%		274	0,09	0,08
3 Epizodas	1	Š	21	12,50%	21	0,16	0,14
	2	ŠR	41	24,40%	41	0,18	0,12
	3	R	63	37,50%	61	0,15	0,12
	4	R	43	25,60%	43	0,17	0,14
	Iš viso		168	100%	166	0,16	0,13

Trečiojo epizodo metu oro masių trajektorijos buvo susikongrėvusios šiaurės–rytų sektoriuje su stipria oro masių iš rytų prietaka, o tai yra priešinga tendencija ankstesniems tyrimo epizodams. 1-ajam klasteriui buvo priskirta mažiausiai šiaurės–šiaurės rytų–rytų oro masių trajektorijų iš visų šio periodo klasterių – 12,50% visų apskaičiuotų atgalinių oro masių trajektorijų. Oro masės iš šiaurės rytų ir rytų buvo priskirtos 2-ajam – 4-ajam klasteriams ir sudarė, atitinkamai, 24,40%, 37,50 % ir 25,60 % visų apskaičiuotų trajektorijų (4 lentelė).

Svertinių potencialaus šaltinio indėlio nustatymo funkcijos (angl. *weighted potential source contribution function*, WPSCF) ir svertinių koncentracija normuotų trajektorijų (angl. *weighted concentration weighted trajectory*, WCWT) grafikai buvo naudojami BC_{bb} galimų šaltinių indėlio analizei. WPSCF žemėlapiuose (14 pav. antroji eilutė) spalvos parodo sąlyginę tikimybę, jog tam tikros spalvos tiriamosios teritorijos gardelės laukelis yra BC_{bb} šaltinis. Tuo tarpu WCWT žemėlapiuose (14 pav. trečioji eilutė) spalvos nurodo svertines vidutines BC_{bb} masės koncentracijas tiriamosios teritorijos gardelės laukeliuose (Berriban ir kt., 2022).

Pirmajame epizode aukščiausios WPSCF vertės BC_{bb} komponentei buvo stebėtos Baltarusijos teritorijos vakarinėje, šiaurės vakarinėje, centrinėje ir pietinėje dalyse, Lenkijos vakarinėse ir Latvijos pietvakarinėse teritorijose. Jų potencialus indėlis į BC_{bb} masės koncentraciją siekė 1,0 – 1,1. Iš šių teritorijų atmosferoje buvusi BC_{bb} Vilnių pasiekė 1-uoju, 2-uoju ir 3-uoju klasteriais bei darė įtaką šios komponentės masės koncentracijai ore.

Geografinis aukščiausių WPSCF verčių pasiskirstymas antrajame epizode buvo platesnis nei pirmajame periode. Aukščiausios vertės (iki 1,1) buvo apskaičiuotos šiaurinėje ir pietvakarinėje Lenkijos dalyje, didesnėje Latvijos teritorijoje, išskyrus šiaurinę ir rytinę dalis, šiaurės vakarinėje Rusijos dalyje (Sankt Peterburgo apylinkėse) ir teritorijose, nuo Vilniaus nutolusiose į

vakarus. Nuo šių teritorijų oro masės, priskirtos 1-ajam – 3-iajam klasteriams, atnešė atmosferoje sklandžiusias aerozolio daleles su BC_{bb} komponente į Vilnių.

Aukščiausios WPSCF vertės trečiajame epizode buvo stebėtos Baltarusijos vakarinėje, centrinėje ir rytinėje dalyse ir vakarų Rusijoje. Nuo šių sričių oro masės su BC_{bb} pasiekė Vilnių trajektorijomis, priskirtomis visiems apskaičiuotiems klasteriams.

Pirmajame tyrimo epizode didžiausios BC_{bb} masės koncentracijos pagal WCWT vertes su oro masėmis atslinko iš vakarų Lenkijos (iki $0,37 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir iš pietinės ir vakarinės Baltarusijos dalies (iki $0,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Taigi pagal WCWT analizės rezultatus minėtosios teritorijos labiausiai prisidėjo prie aukštesnio BC_{bb} masės koncentracijos lygio Vilniuje per pirmąjį tiriamąjį epizodą. Žemiausios WCWT vertės BC_{bb} komponentei buvo stebėtos nuo Vilniaus į pietus, vakarus, šiaurės vakarus ir šiaurę nutolusiose teritorijose (šių teritorijų indėlis į BC_{bb} masės koncentraciją receptoriniame taške siekė $0,03 - 0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Antrajame epizode, aukščiausios WCWT vertės buvo apskaičiuotos pietrytinėje Norvegijos pusėje ($0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$), vakarinėje ir pietrytinėje Švedijos dalyje ($0,18 - 0,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir vakarinėje Latvijos teritorijoje ($0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Teritorijoms, nuo Vilniaus nutolusioms į vakarus ir šiaurę–šiaurės rytus, buvo apskaičiuotos mažiausios WCWT vertės: $0,02 - 0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Aukščiausios WCWT vertės trečiajame periode buvo priskirtos pietinei Latvijos daliai ($0,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Baltarusijos rytinei ir vakarinei dalims (iki $0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir vakarinei Rusijos sričiai (iki $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Žemiausios vertės ($0,02 - 0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo apskaičiuotos teritorijoms, nuo receptorinio taško nutolusioms į šiaurę–šiaurės rytus, rytus ir pietryčius. Todėl būtent šios teritorijos turėjo mažiausią įtaką BC_{bb} masės koncentracijos lygiui Vilniuje.

Pagal statistinę klasterių analizę visiems tyrimo periodams (4 lentelė), didžiausios vidutinės BC_{bb} masės koncentracijos vertės priklausė 2-ajam ir 3-iajam klasteriams pirmajame tyrimo epizode ($0,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $0,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, atitinkamai). Tačiau šie klasteriai tarpusavyje skyrėsi kryptimi ir ilgiu. Jiems priskirtos oro masių trajektorijos, judėjusios skirtingomis kryptimis, ir 3-iajame klasteryje esančios trajektorijos yra žymiai trumpesnės, palyginus su 2-ojo klasterio turimomis trajektorijomis, dėl to galimai oro teršalai šiose oro masėse pateko iš regioninių taršos šaltinių. 2-ojo klasterio atveju, oro tarša galėjo kilti dėl tolimesios teršalų pernašos oro masėmis. Tačiau verta atkreipti dėmesį į tai, jog 2-asis ir 4-asis klasteriai išsidėstė Europos žemyno viduje, todėl jiems priklaususių oro masių trajektorijų taršos lygiams stiprią įtaką turėjo tolimi oro taršos šaltiniai. Vidutinė BC_{bb} masės koncentracija 1-ajame

klasteryje siekė $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$, t. y. 1,2 – 1,7 karto mažiau nei kituose klasteriuose.

Antrajame epizode taršos lygis buvo žemiausias, vertinant BC_{bb} masės koncentracijas. Per šį periodą aukščiausias koncentracijos lygis buvo stebėtas 1-ajame klasteryje ($0,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), o žemiausia vidutinė vertė siekė $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2-ajame klasteryje – tai yra 1,6 karto mažiau nei kituose klasteriuose. Abu klasteriai atvaizduoja vakarų krypties oro masių trajektorijas, slenkančias virš Danijos ir pietinės Baltijos jūros dalies, tačiau trajektorijos, esančios 2-ajame klasteryje, yra dvigubai ilgesnės (prasidedančios nuo Atlanto vandenyno vidurio) ir galėjo būti siejamos su tolimąja švaresnių oro masių pernaša.

3.1.6 Skyriaus išvados

Tyrimo laikotarpiu (2020 m. gruodžio 18 d. – 2021 m. sausio 15 d.) buvo identifikuoti reikšmingi aerozolio dalelių masės koncentracijos svyravimai, ypač ryškūs Naujųjų metų išvakarėse ir naktį (nuo 2020 m. gruodžio 31 d. iki 2021 m. sausio 1 d.). Didžiausios aerozolio dalelių masės koncentracijos buvo fiksuotos laikotarpiu nuo 21:00 iki 6:00 val., kai reikšmingą dalį KD masės koncentracijų lėmė fejerverkų emisijos. Fejerverkų poveikis oro taršai pasireiškė ne tik padidėjusia KD koncentracija, bet ir ryškiais aerozolio dalelių cheminės sudėties pokyčiais, kuomet, pvz., sulfatų ir chloridų masės koncentracijos po vidurnakčio žymiai išaugo.

Aukštas oro taršos lygis tyrimo laikotarpiu buvo susijęs su palankiomis teršalų kaupimuisi orų sąlygomis, įskaitant santykinai aukštesnio slėgio sritį su mažu slėgio gradientu, žemą oro temperatūrą (vidutiniškai $-0,81\text{ }^{\circ}\text{C}$), mažą vėjo greitį (vidutiniškai $1,34\text{ m/s}$) ir susiformavusius temperatūros inversijos sluoksnius. Meteorologinės sąlygos, tokios kaip temperatūros inversija, reikšmingai apribojo vertikalų teršalų sklaidymąsi, taip sustiprindamos lokalias ir regioninės taršos poveikį oro kokybei.

Didžiausias teršalų masės koncentracijos šuolis šventės išvakarėse buvo užfiksuotas chloridų Cl^- koncentracijai, padidėjusiai 32 kartus, lyginant su kontrolinio periodo trečiosios kvartilės verte. Kitų anglingų aerozolio dalelių, sudėtyje turinčių organinių medžiagų ir juodosios anglies, masės koncentracijos šuolis siekė 8 ir 10 kartų atitinkamai. Tuo tarpu SO_4^{2-} – 3,5 karto. Tačiau nitratų ir amonio masės koncentracijų didžiausios vertės buvo žemesnės nei kontrolinio periodo trečiosios kvartilės vertės.

Vilniaus senamiesčio oro kokybės monitoringo stotyje, vieno mėnesio matavimų duomenimis, vidutinės CO ir NO_2 masės koncentracijos siekė $0,35 \pm 0,09\text{ mg}/\text{m}^3$ ir $12,20 \pm 7,80\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, atitinkamai. Naujųjų metų išvakarėse užfiksuoti reikšmingi šių teršalų šuoliai – CO koncentracija padidėjo iki 1,66

mg/m³, o NO₂ – iki 56,60 µg/m³. KD₁₀ ir KD_{2,5} aerozolio dalelių masės koncentracijų analizė atskleidė, kad jų vertės padidėjo 5 – 7 kartus, palyginus su kontrolinio periodo trečiosios kvartilės verte. Vilniaus senamiesčio monitoringo stotyje KD₁₀ masės koncentracija Naujųjų metų išvakarėse viršijo PSO nustatytą 24 val. ribinę vertę (45,00 µg/m³) net 4 kartus. Tuo tarpu kontrolinio matavimo periodo vidutinė KD_{2,5} masės koncentracija buvo 3 kartus didesnė už PSO nustatytą metinę leistiną ribą (5,00 µg/m³) ir 2,5 karto didesnė nei nustatyta 24 val. ribinė vertė (15,00 µg/m³).

Naujųjų metų išvakarėse stebėti ryškūs submikroninio dydžio aerozolio dalelių (KD₁) cheminės sudėties pokyčiai. Naktį organinio aerozolio dalelių masės koncentracija padidėjo nuo 43% iki 70% lauko ore ir nuo 47% iki 60% patalpų ore. Chloridų (Cl⁻) koncentracija padidėjo 4 kartus siekdamas iki 0,60 µg/m³ lauke ir iki 0,05 µg/m³ viduje. Sulfatų (SO₄²⁻) masės koncentracijos padidėjimas siekė iki 4,70 µg/m³ lauko ore ir iki 0,30 µg/m³ patalpoje, o nitratų (NO₃⁻) koncentracija padidėjo iki 4,00 µg/m³ lauke ir iki 0,10 µg/m³ patalpoje.

Lauko ore BC_{ff} masės koncentracija siekė 1,38 – 11,04 µg/m³ (vidutinė vertė 4,93 ± 3,72 µg/m³), o BC_{bb} atveju 0,42 – 2,80 µg/m³ (vidutiniškai 1,55 ± 0,90 µg/m³). Patalpos ore BC_{ff} ir BC_{bb} koncentracijos buvo mažesnės: 0,04 – 0,35 µg/m³ (vidutinė vertė 0,18 ± 0,12 µg/m³) ir 0,01 – 0,32 µg/m³ (vidutinė vertė 0,13 ± 0,12 µg/m³), atitinkamai.

Šio monitoringo tyrimo ir analizių rezultatai parodė didelę fejerverkų ir meteorologinių sąlygų įtaką oro kokybei Naujųjų metų naktį.

Siekiant įvertinti padidėjusios oro taršos BC dalelėmis lygi šiltuoju metų laiku Vilniaus miesto foninėje aplinkoje, 2022 m. birželio mėn. buvo vykdyti matavimai, kurios rezultatai atskleidė vyrausias oro masių su didesnėmis BC masės koncentracijomis kryptis receptorinio taško Vilniuje atžvilgiu. Pirmajame periode aukščiausios WPSCF vertės priskirtos vakarinėms, šiaurės vakarinėms, centrinei ir pietinėms Baltarusijos teritorijos dalims, vakarinei Lenkijos teritorijai ir pietvakarių Latvijoje (1,0 – 1,1). Didžiausios BC_{bb} masės koncentracijos pagal WCWT vertes buvo vakarų Lenkijoje (iki 0,37 µg/m³) ir pietinėje bei vakarinėje Baltarusijos teritorijos dalyje (iki 0,31 µg/m³), o žemiausios vertės buvo apskaičiuotos į pietus, vakarus, šiaurę ir šiaurės vakarus nuo Vilniaus receptorinio taško nutolusiose teritorijose (0,03 – 0,06 µg/m³).

Antrajame tyrimo epizode didžiausios WPSCF vertės (iki 1,1) buvo apskaičiuotos šiaurinėje ir pietvakarinėje Lenkijos dalyje, didžiojoje Latvijos teritorijos dalyje ir šiaurės vakarinėje Rusijos teritorijoje. Didžiausių WCWT verčių geografinis išsidėstymas gerokai skyrėsi nuo pirmojo ir trečiojo epizodo WCWT verčių išsidėstymo. Aukščiausios WCWT vertės buvo

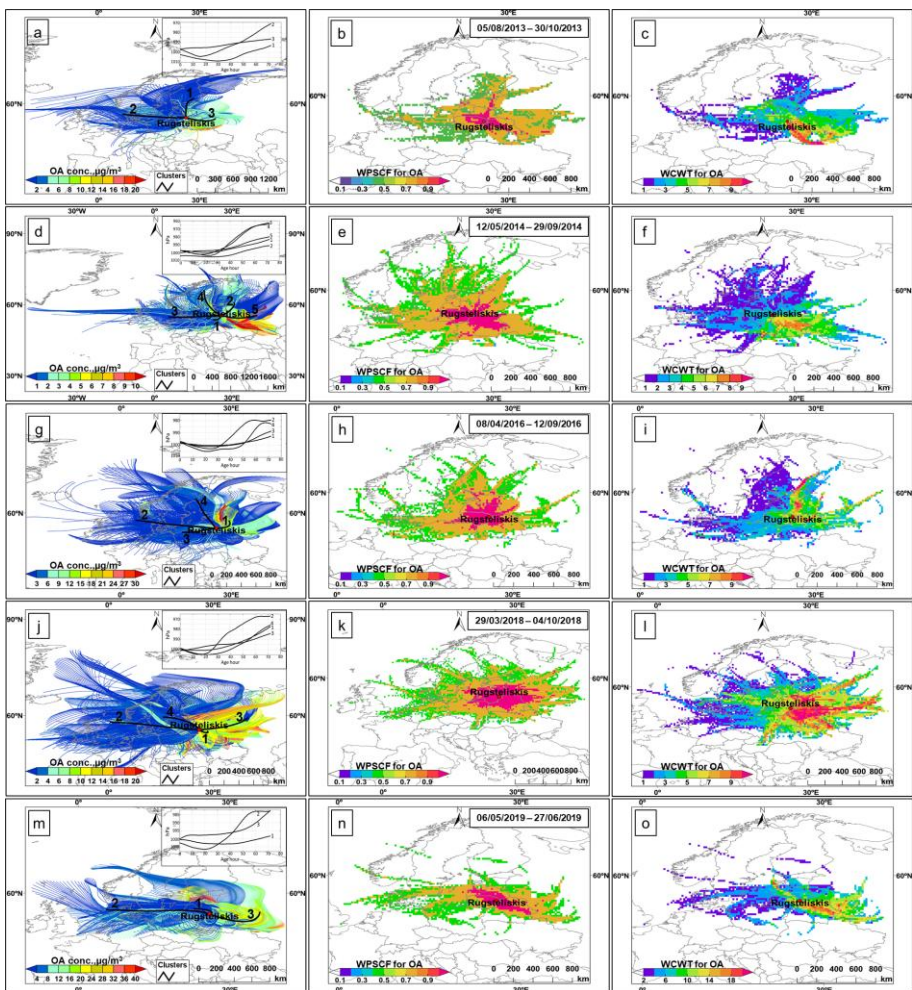
aptiktos pietrytinėse Norvegijos vietovėse ($0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$), vakarinėse ir pietrytinėse Švedijos teritorijose ($0,18 - 0,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir vakarinėje Latvijos dalyje ($0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Taip pat ir žemiausios WCWT vertės buvo kiek kitaip išsidėsčiusios geografiškai – tai buvo teritorijos, nutolusios į vakarus ir šiaurę–šiaurės rytus nuo Vilniaus receptorinio taško ($0,02 - 0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Trečiajame tyrimo periode didžiausios WPSCF vertės buvo apskaičiuotos teritorijoms, nuo receptorinio taško nutolusioms į rytus: vakarinėje, centrinėje ir rytinėje Baltarusijos dalyje bei vakarinėje Rusijos dalyje. Šioms teritorijoms (Baltarusijai – iki $0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Rusijai – iki $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bei pietinei Latvijos daliai ($0,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo priskirtos ir didžiausios WCWT vertės. Toliau į šiaurę–šiaurės rytus, rytus ir pietryčius nuo receptorinio taško nutolusiose teritorijose buvo apskaičiuotos žemiausios WCWT vertės, siekusios ($0,02 - 0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Rezultatai padeda suprasti anglies turinčių aerolio dalelių pasiskirstymo tendencijas Šiaurės Europoje šiltuoju metų laiku.

3.2 Aerolio dalelių sudėtyje turinčių organinių junginių masės koncentracijos priklausomybė nuo oro masių pernašos

Siekiant nustatyti oro masių pernašos poveikį organinės anglies turinčių aerolio dalelių masės koncentracijai, atlikta atgalinių trajektorijų klasterinė analizė 2013, 2014, 2016, 2018 ir 2019 metais. Apskaičiuotos 72 val. atgalinės oro masių trajektorijos sugrupuotos į klasterius (15 pav.). Iš gautų klasterinės analizės rezultatų matyti, kad oro masių, pasiekusių receptorinį tašką, mastas ir judėjimo keliai buvo skirtingi. Išsiskyrė ir OA masės koncentracijų lygiai tiriamaisiais metais Rūgšteliškyje (5 lentelė).



15 pav. Oro masių pernašos atgalinės trajektorijos ir klasteriai (1-asis stulpelis), PSCF (2-asis stulpelis) ir CWT (3-iasis stulpelis).

Pagal atgalinių oro masių trajektorijų klasterių statistinę analizę (5 lentelė), nustatyta, kad aukščiausios vidutinės OA masės koncentracijos buvo susijusios su 2019 m. oro masių atgalinių trajektorijų 3-uoju ir 1-uoju klasteriais, kurių vidutinės koncentracijos siekė $17,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $12,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$, atitinkamai. 2013 metais 3-asis klasteris, reprezentuojantis oro masių pernašą iš rytų buvo susijęs su aukščiausia OA masės koncentracijos verte šiais tiriamaisiais metais, kuri siekė $7,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. 1-ajame klasteriye (šiaurės kryptis) vidutinė OA masės koncentracija siekė $4,68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir 2-ajame klasteriye iš vakarų – $3,28 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pagal 2014 m. oro masių klasterių statistinę analizę, 1-asis, 2-asis ir 5-asis klasteriai, atitinkamai, iš pietvakarių, šiaurės rytų ir rytų

krypčių buvo susiję su didesne vidutine OA koncentracija. Vidutinės šių klasterių masės koncentracijų vertės buvo 5,35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 3,41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ir 7,32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, atitinkamai. Tačiau 3-asis klasteris iš vakarų (su 2,67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ OA koncentracija) ir 4-asis klasteris iš šiaurės vakarų (su 2,24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo susieti su mažesne OA masės koncentracija.

5 lentelė. Oro masių atgalinių trajektorijų klasterių statistinė analizė.

Bendra klasterių statistika					OA trajektorijos		
Metai	Klasteris	Kryptis	Trajektorijų kiekis	Trajektorijų santykinis kiekis	Trajektorijų kiekis	Vidutinė koncentracija, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Standartinis nuokrypis
2013	1	Š	527	37,17%	413	4,68	2,54
	2	V	444	31,31%	354	3,28	2,10
	3	R	447	31,52%	435	7,75	3,52
	Iš viso		1418	100%	1202	5,38	3,39
2014	1	PV	704	20,99%	419	5,35	3,16
	2	ŠR	779	23,23%	508	3,41	2,04
	3	V	703	20,96%	443	2,67	1,50
	4	ŠV	421	12,55%	394	2,24	1,28
	5	R	747	22,27%	461	7,32	2,90
	Iš viso		3354	100%	2225	4,23	2,98
2016	1	ŠR	1111	36,80%	715	7,07	5,08
	2	V	845	27,99%	530	3,00	2,23
	3	PV	604	20,01%	290	4,22	2,40
	4	ŠV	459	15,20%	401	2,75	1,66
	Iš viso		3019	100%	1936	4,64	4,00
2018	1	PR	1783	39,43%	1347	9,18	4,81
	2	V	1181	26,12%	886	2,93	2,79
	3	R	769	17,01%	695	9,30	3,77
	4	ŠV	789	17,45%	618	5,32	3,40
	Iš viso		4522	100%	3546	6,97	4,80
2019	1	Š	525	42,48%	453	12,09	7,47
	2	V	436	35,28%	436	5,64	3,24
	3	R	275	22,25%	275	17,30	6,59
	Iš viso		1236	100%	1164	10,90	7,51

2016 metais 1-asis klasteris iš šiaurės rytų–rytų išsiskyrė tuo, jog jam priskirtos oro masių atgalinės trajektorijos buvo susietos su didesnėmis OA vidutinėmis koncentracijomis ($7,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$). 2-ajam, 3-ajam ir 4-ajam klasteriams iš vakarų, pietvakarių ir šiaurės vakarų, atitinkamai, buvo apskaičiuotos ir priskirtos $\sim 1,7 - 2,6$ karto žemesnės OA vidutinės masės koncentracijos nei 1-ajam klasteriui.

2018 m. 1-asis ir 3-asis klasteriai, reprezentuojantys pernašas rytų–pietryčių kryptimis, pasižymėjo didžiausiomis OA vidutinėmis masės koncentracijomis, $9,18$ ir $9,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, atitinkamai. Tačiau oro masių pernašos, priskirtos 2-ajam ir 4-ajam oro masių trajektorijų klasteriams iš vakarų ir šiaurės vakarų, buvo susijusios su $\sim 3,17$ karto mažesnėmis vidutinėmis OA koncentracijomis nei 1-ajame ir 3-ajame klasteriuose. 2019 m. 2-ajam klasteriui priskirtos oro masės iš vakarų buvo susijusios su $2,14 - 3$ karta žemesnėmis vidutinėmis OA koncentracijomis ($5,64 \mu\text{g}/\text{m}^3$), lyginant su anksčiau minėtais 1-uoju ir 3-uoju klasteriais (5 lentelė).

2013 m. vyraujanti oro masių pernaša fiksuota iš šiaurės (1-asis klasteris, $37,17\%$ visų oro masių trajektorijų), vakarų (2-asis klasteris, $31,31\%$ trajektorijų) ir rytų (3-asis klasteris, $31,52\%$) regionų (15a pav. ir 5 lentelė). Aukščiausia vidutinė OA masės koncentracija ($7,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo susijusi su oro masėmis, atslinkusiomis iš rytinio regiono. Pagal potencialių taršos šaltinių indėlio analizės rezultatus, 2013 m. aukščiausios svertinės PSCF (WPSCF) vertės buvo apskaičiuotos ir priskirtos Suomijos įlankai, pietryčių–rytų Estijai, palei Saremos salą, pietų–pietryčių Latvijai, vakarų–šiaurės vakarų–centrinėms ir rytinėms Baltarusijos dalims bei Rusijos vakarinei daliai. Sąlyginė tikimybė, jog šios teritorijos yra svarbūs OA taršos šaltiniai, siekė $1,0 - 1,1$ (15b pav.). Didžiausios svertinės CWT (WCWT) vertės 2013 m. dažniausiai buvo nustatytos virš Baltarusijos teritorijų (iki $13,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir šiaurinės Ukrainos dalies ($11,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Žemiausios WCWT vertės ($1,00 - 2,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo nustatytos virš teritorijų, nuo receptorinio taško nutolusių į šiaurės rytus, vakarus ir pietvakarius (15c pav.). Tokie rezultatai parodė regionus, turėjusius mažiausią įtaką OA masės koncentracijai Rūgštelisųkyje.

2014 m. žemiausia vidutinė OA masės koncentracija ($2,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo susieta su oro masėmis (sudarė $12,55\%$ visų trajektorijų), slinkusiomis iš šiaurės vakarinių regionų ir buvo $1,2 - 3,3$ karto žemesnė nei kituose klasteriuose. 5-ajam klasteriui iš rytų, kurį sudarė $22,27\%$ visų oro masių trajektorijų, buvo apskaičiuota ir priskirta vidutinė OA masės koncentracija ($7,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (15d pav. ir 5 lentelė). Šiuos rezultatus patvirtina didžiausios WPSCF vertės, apskaičiuotos prie rytinės Baltijos jūros pakrantės, vakarų–pietų–pietryčių–rytų Latvijoje, šiaurės rytų ir pietryčių Estijos dalyse, vakarinėse Rusijos teritorijose, Baltarusijoje, šiaurės vakarų Ukrainos ir

šiaurės rytų Lenkijos dalyse (15e pav.). Didžiausios WCWT vertės buvo apskaičiuotos didžiojoje dalyje Baltarusijos teritorijos ($8,70 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Ukrainos šiaurės vakarinėse teritorijose ($9,64 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir vakarinėje Rusijos dalyje ($8,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Teritorijos, turėjusios žemiausias WCWT vertes ($1,00 - 2,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$), buvo į šiaurę, šiaurės vakarus, vakarus ir pietryčius nuo Lietuvos bei tolimose pietrytinėse Rusijos teritorijose (15f pav.).

2016 m. iš vidutinių OA masės koncentracijų aukščiausia vertė ($7,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$) priklausė 1-ajam klasteriui, kurį sudarė 36,80% visų oro masių trajektorijų. Mažiausia vertė ($2,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo apskaičiuota 4-ajam klasteriui (15,20%), kuri buvo mažesnė 1,1 – 2,6 karto už kitų klasterių turimas vidutinės OA masės koncentracijas (15g pav. ir 5 lentelė). Šiuos statistinius rezultatus papildė WPSCF analizės rezultatai, kurių aukščiausios vertės buvo apskaičiuotos pietinei Suomijos daliai ir Suomijos įlankai, pietinėms ir pietrytinėms Estijos teritorijoms, didžiajai daliai Latvijos teritorijos, vakarinėms–šiaurės vakarinėms–šiaurinėms Baltarusijos dalims, vakarų Rusijai ir didžiajai daliai Kaliningrado teritorijos bei šiaurinėms–šiaurės rytinėms Lenkijos dalims (15h pav.). Aukščiausios WCWT vertės buvo nustatytos Baltarusijos šiaurinėje dalyje ($11,65 \mu\text{g}/\text{m}^3$), šiaurės rytinėje Latvijoje ($10,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$), pietinėje Estijos teritorijoje (iki $10,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$), pietinėse–rytinėse Suomijos teritorijose (iki $13,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir vakarinėje Rusijos dalyje ($11,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Toliau į vakarus, šiaurės vakarus, šiaurę ir pietus nuo Lietuvos esančioms teritorijoms buvo apskaičiuotos mažiausios WCWT vertės ($1,00 - 2,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (15i pav.). 2014 m. ir 2016 m. vidutinės OA masės koncentracijos visuose klasteriuose buvo panašios.

2018 m. aukščiausia vidutinė OA masės koncentracija ($9,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo stebėta oro masėse, kurių trajektorijų kiekis santykinai buvo mažiausias (17,01%) ir buvo priskirtos 3-ajam klasteriui. Tuo metu žemiausias vidutinis OA koncentracijos lygis ($2,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo apskaičiuotas 2-ajam klasteriui, kurį sudarė 26,12% visų trajektorijų. Šis dydis buvo nuo 1,8 iki 3,2 karto mažesnis nei kituose klasteriuose (15j pav. ir 5 lentelė). Galimų taršos šaltinių indėlio į OA masės koncentraciją analizė 2018 m. atskleidė, jog aukščiausios WPSCF vertės buvo pasiskirsčiusios pakankamai tolygiai aplink receptorinį tašką (15k pav.). Didžiausios svertinių koncentracijų normuotų trajektorijų vertės buvo priskirtos pietų–pietryčių Estijos teritorijoms (iki $12,28 \mu\text{g}/\text{m}^3$), šiaurinėse–šiaurės rytinėse ir rytinėse Latvijos dalyse (iki $10,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$), vakarinėse Rusijos teritorijose (iki $13,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$), didžiojoje dalyje Baltarusijos teritorijos (iki $13,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir šiaurinėje Ukrainos dalyje (iki $17,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Žemiausios WCWT vertės ($1,00 - 2,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo stebėtos arealuose, nutolusiuose nuo Lietuvos į šiaurę, šiaurės vakarus, vakarus ir pietvakarius (15l pav.).

Pagal 2019 m. klasterių statistinę analizę (5 lentelė) buvo nustatytos dominavusios oro masės iš šiaurės vakarų, kurių slinkimo trajektorijos buvo priskirtos 1-ajam klasteriui ir sudarė 42,48% visų trajektorijų. Aukščiausia vidutinė OA masės koncentracija buvo apskaičiuota 3-ajam klasteriui iš rytų ir siekė $17,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tuo metu žemiausia vidutinė koncentracija buvo 2-ajame klasteryje ir siekė $5,64 \mu\text{g}/\text{m}^3$, t. y. iki 2,1 – 3,1 karto mažesnė vidutinė vertė nei kituose oro masių trajektorijų klasteriuose (15m pav.). Šiuos 2019 m. laikotarpio statistinius rezultatus patvirtina apskaičiuotos didžiausios WPSCF vertės didesnei Latvijos teritorijos daliai, vakarų–šiaurės ir rytų Baltarusijos teritorijoms bei kelioms teritorijoms Rusijos vakarinėje dalyje (15n pav.). Šie rezultatai sutampa su didžiausiomis WCWT vertėmis, apskaičiuotomis pietinėje ir šiaurės vakarinėje Latvijos teritorijoje ($15,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$), vakarinėje Estijos dalyje, įskaitant Saremos salą (nuo $19,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ iki $22,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$), didesnėje Baltarusijos dalyje (iki $21,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$), šiaurinėje Ukrainos dalyje ($16,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir vakarinėje Rusijos teritorijoje (iki $21,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Tuo metu žemiausios WCWT reikšmės ($2,00 - 4,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo apskaičiuotos arealuose, nuo Lietuvos nutolusiuose į šiaurę, vakarus ir pietvakarius (15o pav.).

Šiame tyrime išskirtos galimos OA dalelių šaltinių teritorijos įeina į Baltijos jūros regioną. Pietinei regiono daliai būdingi tankiai žmonių apgyvendinti ir pramoniniai rajonai, tačiau vidutinio klimato sąlygomis dominuoja žemės ūkio veikla. Šiaurinėje regiono dalyje vyrauja borealinis (vidutiniškai šaltas vidutinių platumų (Zech ir kt., 2022)) klimatas. Lyginant su pietine regiono dalimi, yra išlikęs didesnis kaimo vietovių skaičius, taip pat, tik mažesniu mastu, užsiimama žemės ūkio veikla, o miškai užima didesnius plotus (Zandersen ir kt., 2019). Pagal 2021 m. oro kokybės Europoje ataskaitą (angl. *European Environment Agency, 2021*), žemės ūkio sektorius yra pagrindinis NH_3 , organinių ir neorganinių nitratų šaltinis. Kaimo vietovėse ir jūrinėje aplinkoje tiek natūralūs (augmenija, jūriniai mikroorganizmai), tiek antropogeniniai šaltiniai (žemės ūkis) labai prisideda prie nemetaninių lakiųjų organinių junginių ir biogeninių lakiųjų organinių junginių emisijų (Kumar ir kt., 2018; Zhang ir kt., 2023), iš kurių atmosferoje gali susiformuoti organinio aerozolio dalelės (Li ir kt., 2021; Wang ir kt., 2024).

Pagal oro kokybės Europoje ataskaitą 2021 m., energijos gavyba yra pagrindinis SO_2 šaltinis Europoje. Tačiau gamybos ir gavybos pramonės sektorius yra pagrindinis nemetaninių LOJ ir antras pagal dydį SO_2 dujų šaltinis (European Environment Agency, 2021).

Laivyba Baltijos jūroje yra labai intensyvi, kadangi joje plaukioja įvairių tipų laivai: naftos produktų eksporto, keleiviniai, konteinerius kabenantys, įvairių tipų krovininiai laivai (Zandersen ir kt., 2019). Laivų kuro degimo

proceso metu degaluose ir tepalinėje alyvoje esanti siera virsta SO₂ dujomis, vėliau SO₃ ir sulfatais išmetamose kietosiose dalelėse (Grigoriadis ir kt., 2021). Iš SO₂ susidaranti sieros rūgštis gali katalizuoti ant aerozolio dalelių paviršiaus vykstančias chemines reakcijas, po kurių susiformuoja organiniai junginiai, įeinantys į SOA sudėtį (Zhao ir kt., 2018). Šalia vandens transporto priemonių išmetamų į atmosferą oro teršalų verta paminėti ir pagrindinį išmetamų į aplinką azoto oksidų (NO_x) emisijų šaltinį Europoje ir Baltijos jūros regione – kelių transporto priemonės (European Environment Agency, 2021).

Šiame tiriamajame darbe mažiausios WCWT vertės buvo priskirtos teritorijoms, nuo receptorinio taško nutolusioms į šiaurę, šiaurės vakarus, vakarus ir pietvakarius. Tai parodo su vyraujančiais vakarinių kryptų vėjais atslenkančių jūrinių poliarinių oro masių įtaką OA masės koncentracijos lygiui Rūgšteliškyje.

Oro masės pernašos kryptys gali kisti dėl vandenynų ir žemynų įtakos oro masių energijos (šiluminės energijos ir vandens garų) kiekiui, taip pat pėdsakiniais atmosferos komponentams ir aerozolio dalelėms. Taigi oro masė apibūdinama ne tik pagal jos kilmę, bet ir pagal žemyninės/jūrinės įtakos mastą. Remiantis Tunved ir kt. (2005), mišrios arktinės oro masės yra aiškiai susijusios su švaraus oro srautu iš šiaurės rytų. Tačiau mišrių vidutinių platumų oro masių trajektorijos pirmiausia atslenka iš Vidurio/Rytų Europos, todėl įprastai stebimos didelės aerozolio dalelių koncentracijos, ypač Aitkeno modos dydžio diapazone (Tunved ir kt., 2005). Iš pietų atslenkanti tolimoji oro masių pernaša paprastai įtraukia gana užterštą oro srautą iš žemyninių oro teršalų šaltinių. Iš šiaurės link pietinių platumų vykstanti tolimoji pernaša yra susijusi su sąlyginai švarios jūrinės oro masės advekcija (Tunved ir kt., 2004).

Visi šie Baltijos jūros regiono aplinkos faktoriai kompleksiskai veikia aerozolio dalelių koncentraciją oro masėse, tuo pačiu ir šių dalelių masės koncentracijos lygį receptoriniame taške Šiaurės Europoje.

3.2.1 Skyriaus išvados

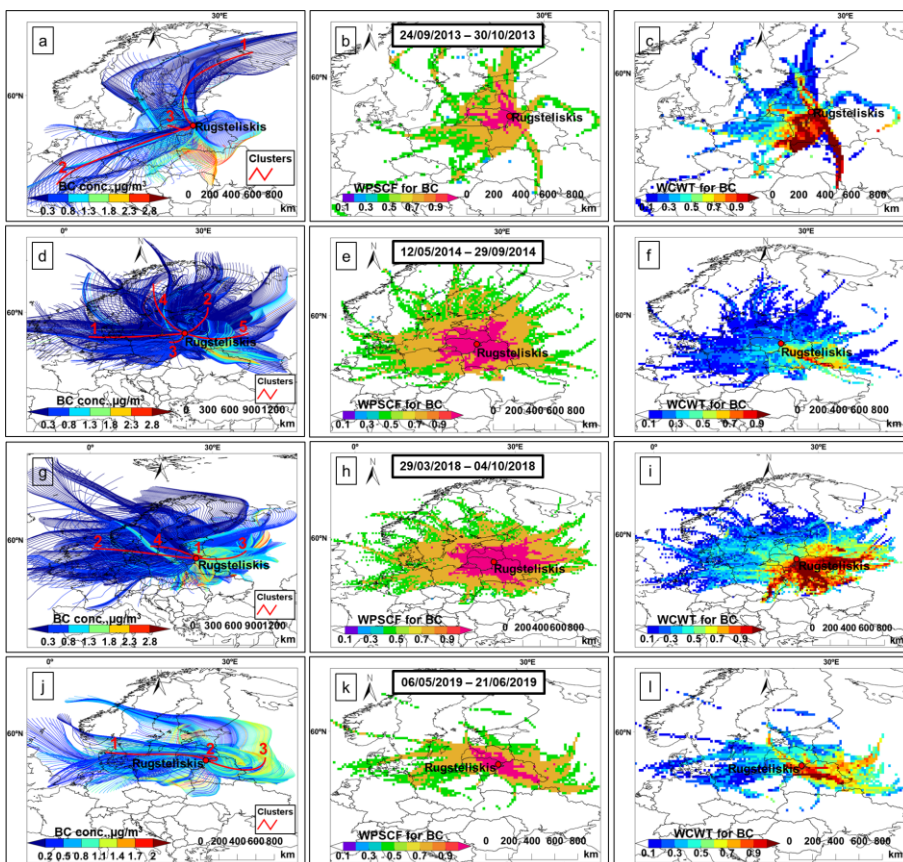
Didžiausios vidutinės OA masės koncentracijos Rūgšteliškyje buvo susijusios su tolimąja oro masių pernaša iš rytų: vidutinė metinė OA koncentracija siekė nuo 7,07 iki 17,30 µg/m³. Mažiausia vidutinė OA koncentracija buvo susijusi su oro masių pernaša iš vakarų ir šiaurės vakarų (atitinkamai, 2,67 ir 2,24 µg/m³).

Potencialių oro taršos šaltinių analizė parodė, kad prie oro taršos OA dalelėmis labiausiai prisidėjo šaltiniai, esantys Estijos, Latvijos, Baltarusijos, Lenkijos ir vakarinės Rusijos teritorijose.

WPSCF rezultatus patvirtina WCWT rezultatai – aukščiausios vertės buvo apskaičiuotos virš vakarinės Rusijos (maksimali vertė siekė $21,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2019 m.), Baltarusijos ($21,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2019 m.), šiaurinės Ukrainos (2018 m. iki $17,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$), šiaurinės Latvijos teritorijų dalių ($15,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2019 m.) bei pietinės ir vakarinės Estijos teritorijos dalių (aukščiausia vertė apskaičiuota 2019 m. ir siekė iki $22,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Mažiausios WCWT vertės buvo priskirtos teritorijoms, nuo receptorinio taško nutolusioms į šiaurę, šiaurės vakarus, vakarus ir pietvakarius.

3.3 Juodosios anglies masės koncentracijos priklausomybė nuo oro masių pernašos

Siekiant nustatyti oro masių pernašos poveikį BC masės koncentracijai, atlikta atgalinių oro masių trajektorijų klasterinė analizė 2013, 2014, 2018 ir 2019 m. 72 val. trukmės atgalinės trajektorijos buvo suskirstytos į klasterius (16 pav.): trys klasteriai buvo apskaičiuoti 2013 ir 2019 m., o penki ir keturi klasteriai – 2014 ir 2018 m., atitinkamai.



16 pav. Oro masių atgalinės trajektorijos ir klasteriai (pirmasis stulpelis), PSCF analizė (antrasis stulpelis) ir CWT analizė (trečiasis stulpelis) ketveriems tyrimo metams.

Pagal klasterių statistinę analizę (6 lentelė), aukščiausia vidutinė BC masės koncentracija buvo susieta su vakarų krypties klasteriu 2013 m., kuomet vidutinė vertė siekė $1,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Antroji pagal didumą vidutinė BC koncentracija ($0,97 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo apskaičiuota klasteryje iš rytų 2018 m. ir 2019 m.

6 lentelė. Oro masių atgalinių trajektorijų klasterių statistinė analizė.

Bendra klasterių statistika					BC trajektorijos		
Metai	Klasteris	Kryptis	Trajektorijų kiekis	Trajektorijų santykinis kiekis	Trajektorijų kiekis	Vidutinė koncentracija, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Standartinis nuokrypis
2013	1	Š	173	19,70%	173	0,27	0,24
	2	PV	123	14,01%	121	0,50	0,25
	3	V	582	66,29%	580	1,04	0,74
	Iš viso		878	100%	874	0,81	0,7
2014	1	V	718	21,29%	694	0,26	0,21
	2	ŠR	779	23,10%	703	0,29	0,24
	3	P	707	20,97%	665	0,40	0,33
	4	ŠV	421	12,49%	419	0,24	0,26
	5	R	747	22,15%	620	0,59	0,48
	Iš viso		3372	100%	3101	0,36	0,34
2018	1	ŠR	1486	32,59%	1473	0,80	0,57
	2	V	1181	25,90%	1175	0,41	0,29
	3	R	1221	26,78%	1214	0,97	0,55
	4	ŠV	672	14,74%	665	0,51	0,38
	Iš viso		4560	100%	4527	0,70	0,53
2019	1	V	526	47,13%	526	0,54	0,29
	2	R	315	28,23%	314	0,86	0,39
	3	R	275	24,64%	275	0,97	0,26
	Iš viso		1116	100%	1115	0,74	0,37

Atskirai analizuojant tyrimo metus, 2013 m. oro masių trajektorijų klasteriui iš vakarų apskaičiuota vertė ($1,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo 2,1 – 3,9 karto didesnė už kitoms klasteriams – iš pietvakarių ($0,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir šiaurės ($0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) – apskaičiuotas vertes. 2013 m. oro masių iš vakarų klasteris yra gerokai trumpesnis nei kiti apskaičiuoti klasteriai šiais tiriamaisiais metais. Trumpos ir lėtai judančios oro masės slinkdamos link receptorinio taško savo

tūryje kaupia atmosferos teršalus ir pakelia jų koncentracijos lygį receptoriniame taške. Kai kurios didžiausios BC masės koncentracijos buvo priskirtos oro masėms, atslinkusioms į receptorinį tašką iš pietų ir pietryčių (16a pav.). Galimų BC šaltinių regionų analize buvo apskaičiuotos didžiausios svertinės PSCF (WPSCF) vertės virš Estijos, Latvijos, Baltarusijos ir Lietuvos (16b pav.). Sąlyginė tikimybė, jog šie arealai yra svarbūs BC šaltiniai, siekė 1,0 – 1,1.

Aukščiausios svertinės CWT (WCWT) vertės 2013 m. daugiausia buvo apskaičiuotos Baltarusijos (iki $1,72 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir šiaurės vakarinėms Ukrainos ($1,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$) teritorijoms. Šie rezultatai sutapo su oro masių trajektorijų analizės rezultatais. Žemiausiomis WCWT vertėmis ($0,10 - 0,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo įvertintos teritorijos, esančios toliau į šiaurę, šiaurės vakarus ir pietvakarius – vakarus nuo Lietuvos bei turėjo mažiausią indėlį į BC masės koncentracijos lygį Rūgšteliškyje (16c pav.).

2014 m. klasteriai iš rytų ir pietų buvo susieti su didesnių vidutinių BC koncentracijų tolimąja pernaša – atitinkamai $0,59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $0,40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Palyginus su vidutinėmis BC masės koncentracijos reikšmėmis rytų krypties klasteryje, klasteriai iš vakarų ir šiaurės vakarų buvo susiję su 2,3 – 2,5 karto mažesne vidutine BC koncentracija receptoriniame taške (16d pav. ir 6 lentelė). Šie rezultatai buvo patvirtinti WPSCF aukščiausiomis vertėmis, apskaičiuotomis Lenkijos, Baltarusijos, Ukrainos, Latvijos, Estijos ir vakarų Rusijos bei Kaliningrado teritorijoms, taip pat ir rytinei Baltijos jūros pakrantei (16e pav.). Šie rezultatai iš dalies sutampa su didžiausiomis WCWT vertėmis Baltarusijos ir šiaurės Ukrainos teritorijose bei Rusijos vakarinėje dalyje. Arealai su mažiausiomis WCWT vertėmis ($0,10 - 0,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) buvo išsidėstę toliau į vakarus, šiaurę ir rytus nuo Lietuvos (16f pav.).

2018 m. klasteriai iš rytų ir šiaurės rytų buvo susiję su didžiausių vidutinių BC masės koncentracijų tolimąja pernaša – koncentracijos lygis siekė $0,97$ ir $0,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, atitinkamai. Oro masių atgalinės trajektorijos, suskirstytos į klasterius iš vakarų ir šiaurės vakarų, buvo susietos su $\sim 1,6 - 2,4$ karto žemesnėmis vidutinėmis BC koncentracijomis, lyginant su rytų ir šiaurės rytų krypties trajektorijų klasteriais (16g pav. ir 6 lentelė). WPSCF analizė 2018 metams parodė didžiausias vertes, išsidėsčiusias tolygiai aplink receptorinį tašką (16h pav.). Visgi maksimalios WCWT vertės buvo priskirtos vakarinei Rusijos daliai (iki $1,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Ukrainos (iki $1,90 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir Baltarusijos (iki $1,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$) teritorijoms. Tačiau arealai su mažiausiomis WCWT vertėmis buvo išsidėstę toliau į šiaurės rytus, šiaurę, šiaurės vakarus ir vakarus nuo Lietuvos (16i pav.).

2019 m. analizėje klasteris iš vakarų buvo susietas su $\sim 1,8$ karto mažesne vidutine BC masės koncentracija ($0,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$), lyginant su anksčiau aprašytu

klasteriu iš rytų ($0,97 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (16j pav. ir 6 lentelė). Klasterinės analizės rezultatai buvo patvirtinti WPSCF ir WCWT gautais analizių rezultatais. Aukščiausios WPSCF vertės 2019 metams buvo apskaičiuotos teritorijoms Lietuvoje, Latvijoje ir Baltarusijoje (16k pav.). Be to, šie rezultatai iš dalies sutinka su didžiausiomis WCWT vertėmis, apskaičiuotomis Baltarusijoje (iki $1,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir Rusijos vakarinėse teritorijose ($1,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Tačiau teritorijos, turėjusios mažiausias WCWT vertes (iki $0,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), vėlgi buvo išsidėsčiusios toliau į šiaurę ir vakarus nuo Lietuvos (16l pav.).

Kiekvieniems tyrimo metams atskleistos BC masės koncentracijų verčių ir oro masių trajektorijų krypčių tendencijos buvo panašios: beveik visais atvejais aukščiausios vertės buvo susietos su rytų ir pietų krypčių oro masėmis, mažiausios vertės – su šiaurės ir vakarų kryptimis (16a, d, g, j pav. ir 6 lentelė). Šie rezultatai buvo papildyti WPSCF ir WCWT analizių rezultatais, parodžiusiais teritorijas, labiausiai prisidėjusias prie pakilusio BC masės koncentracijos lygio receptoriniame taške: Latvija, Baltarusija, Rusija ir šiaurinės–šiaurės vakarinės Ukrainos teritorijos dalys. Rūgšteliškyje BC koncentracijos didėjimui mažiausiai įtakos turėjo teritorijos, nuo Lietuvos nutolusios į šiaurę, šiaurės vakarus ir vakarus.

Analizuojant receptorinį tašką pasiekusių skirtingų krypčių oro masių poveikį BC masės koncentracijos lygiui Rūgšteliškyje, pastebėta, kad oro masių kilmė ir jų trajektorijos yra svarbūs faktoriai. Šiame tyrime prie aukščiausių vidutinių BC masės koncentracijų verčių Rūgšteliškyje labiausiai prisidėjo rytų krypčių oro masės, kurioms pasiekus receptorinį tašką buvo fiksuotos santykinai didesnės BC masės koncentracijos, nurodant galimą taršos pernašą žemyninėmis oro masėmis iš rytuose (Rūgšteliškio vietos atžvilgiu) esančių taršos šaltinių.

Žemesni BC koncentracijos lygiai receptoriniame taške buvo susiję su šią vietą pasiekusiomis šiaurinių ir vakarinių krypčių oro masėmis iš Šiaurės Atlanto vandenyno ir Skandinavijos. Panaši BC masės koncentracijos lygio ir oro masių kilmės sąsaja pajūrio aplinkoje buvo atskleista Byčenkienės ir kt. (2011) tiriamajame darbe. Toks tendencingumas parodo oro masių, atslinkusių iš minėtųjų regionų, galimą orą valantį efektą ir/arba efektyvesnę oro teršalų kontrolę Šiaurės Europos regione.

Šiame tyrime apskaičiuotos ir pavaizduotos juodosios anglies dalelių galimų šaltinių teritorijos, kaip ir ankstesniame (3.2) skyrelyje aprašyta, įeina į Baltijos jūros regioną, kurio pietinei daliai būdingi tankiau žmonių apgyvendinti ir pramonės rajonai, dominuoja žemės ūkio veikla, o Baltijos jūra pasižymi intensyvia laivyba (Zandersen ir kt., 2019). Transportas, anglies ir iškastinio kuro deginimas, cemento gamyba, metalurgija ir atliekų deginimas yra vienos iš pramoninių ir techninių veiklų, kurių metu

susiformuoja ir į atmosferą išmetamos pirminės aerozolio dalelės (Thén, Salma, 2022). Taip pat verta paminėti pavasario sezonu aptinkamus biomasės deginimo atvejus Kaliningrado srityje, Ukrainoje ir Rusijoje (Ulevicius ir kt., 2016). Taigi biomasės degimo proceso metu į atmosferą taip pat išmetamos pirminės aerozolio dalelės, tarp jų ir juodoji anglis (Andreae, 2019; Li ir kt., 2021).

3.3.1 Skyriaus išvados

Tyrime buvo analizuojamas oro masių pernašos poveikis BC masės koncentracijai Rūgšteliškio receptoriniame taške 2013, 2014, 2018 ir 2019 metais, naudojant atgalinių oro masių trajektorijų klasterinę analizę. Kiekvieniems tyrimo metams trajektorijos buvo suskirstytos į kelis klasterius. Analizės rezultatai parodė, kad didžiausios vidutinės BC masės koncentracijos buvo susietos su vakarų krypties klasteriu 2013 m. ($1,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir rytų krypties klasteriu 2018 m. bei 2019 m. ($0,97 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Pagal klasterinės analizės rezultatus buvo stebimi BC masės koncentracijų verčių skirtumai tarp klasterių. 2013 m. klasteris iš vakarų turėjo 2,1 – 3,9 karto didesnę BC masės koncentraciją, lyginant su kitais klasteriais iš šiaurės ir pietvakarių. 2014 m. klasteriai iš rytų ir pietų turėjo didesnes BC koncentracijas ($0,59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $0,40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) lyginant su klasteriais iš vakarų, šiaurės vakarų ir šiaurės rytų. 2018 m. oro masių trajektorijų klasterinės analizės rezultatai parodė panašią tendenciją: iš rytų ir šiaurės rytų atslinkusios oro masės pasižymėjo didesnėmis BC koncentracijomis ($0,97 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $0,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nei šiaurės vakarų ir vakarų krypčių klasteriai ($0,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $0,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$, atitinkamai). Galiausiai, 2019 m. klasterinės analizės rezultatai parodė labai panašią BC masės koncentracijos ir oro masių krypčių sąsają, lyginant su ankstesniais tyrimo rezultatais: klasteris iš vakarų buvo susietas su 1,6 – 1,8 karto mažesne vidutine BC masės koncentracija ($0,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$), lyginant su klasteriais iš rytų.

WPSCF ir WCWT analizių rezultatai parodė stipriausius BC šaltinius teritorijose, nuo receptorinio taško nutolusiose į rytus, pietryčius ir pietus. Visų tiriamųjų metų didžiausios WPSCF vertės dažniausiai buvo apskaičiuotos virš Estijos, Latvijos, Baltarusijos ir vakarų Rusijos teritorijų. WCWT didžiausios vertės rodė galimus stipriausius BC šaltinius Baltarusijoje, šiaurės ir šiaurės vakarinėje Ukrainos dalyje ir vakarinėse Rusijos teritorijose. Mažiausios WCWT vertės juodajai angliai buvo stebimos teritorijose, nutolusiose į šiaurę, šiaurės vakarus ir vakarus nuo Lietuvos.

Šie rezultatai atskleidžia reikšmingą oro masių pernašos poveikį BC masės koncentracijai Rūgšteliskyje, priklausomai nuo trajektorijų krypties ir pernašos metų.

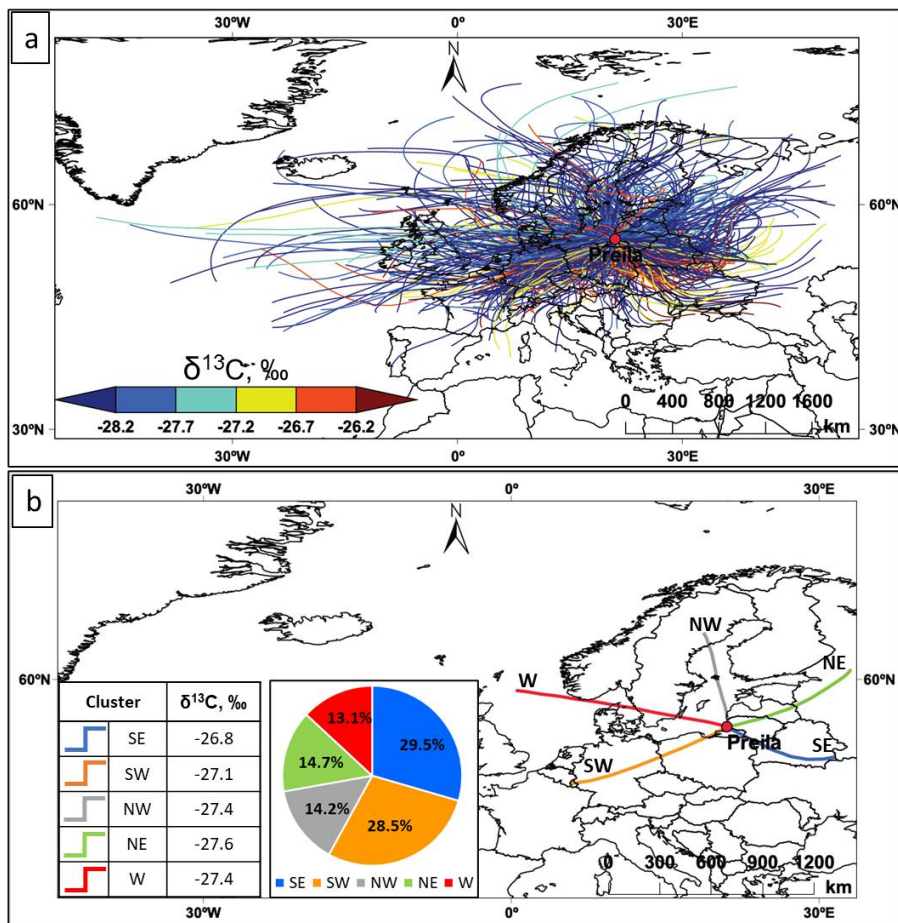
3.4 Anglies turinčių aerolio dalelių koncentracijos ir stabilųjų anglies izotopų ^{13}C ir ^{12}C santykio kaita Vilniuje ir Preiloje

Anglies turinčių aerolio dalelių izotopinės sudėties tyrimai Vilniaus ir Preilos receptoriniuose taškuose buvo atlikti taikant atgalinių oro masių trajektorijų analizės metodą bei siekiant nustatyti šių dalelių šaltinių geografines vietas (Rolph ir kt., 2017). Klasterizavimo metodas buvo pasitelktas siekiant nustatyti vyraujančias oro masės regione, BC ir OA masės koncentracijos ir $\delta^{13}\text{C}$ (anglies stabilųjų izotopų ^{13}C ir ^{12}C santykio) geografinį pasiskirstymą bei priklausomybę nuo oro masių krypties ir nustatyti anglies izotopinius pokyčius abejose tyrimo vietose. Visam tyrimo laikotarpiui klasterinės analizės pagalba buvo identifikuoti penki pagrindiniai klasteriai receptoriniams taškams (17b pav. ir 18b pav.).

Preilos receptorinio taško atžvilgiu, klasteris iš pietryčių (Baltarusijos teritorija), kurį sudarė 29,50% visų oro masių trajektorijų (17b pav.), turėjo aukščiausią vidutinę BC masės koncentraciją – $1,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir taip pat aukščiausią vidutinę $\delta^{13}\text{C}$ vertę ($-26,80 \text{ ‰}$) (17a pav., 7 lentelė). Šio klasterio izobarinis lygis nuo pradinio kelionės taško (72 val. prieš pasiekiant Preilą) iki receptorinio taško svyravo nuo 975,00 hPa iki 1013,00 hPa. Klasteris, kuriam priskirtos oro masės atslinko iš pietvakarių nuo Liuksemburgo, Vokietijos, Lenkijos ir Kaliningrado teritorijų, turėjo 28,50% visų apskaičiuotų trajektorijų bei turėjo antrą pagal dydį BC vidutinę masės koncentraciją ($0,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir $\delta^{13}\text{C}$ vertę ($-27,05 \text{ ‰}$) (7 lentelė).

7 lentelė. Oro masių trajektorijų klasterių statistika.

Klasterio kryptis	Trajektorijų santykinis kiekis, %	BC vidutinė koncentracija, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\delta^{13}\text{C}$ vidutinė vertė, ‰
PR	29,50	1,13	-26,80
PV	28,50	0,74	-27,05
ŠV	14,20	0,32	-27,40
ŠR	14,70	0,50	-27,60
V	13,10	0,35	-27,40



17 pav. 72 val. trukmės atgalinės oro masių trajektorijos, pasiekusios Preilos receptorių tašką, ir $\delta^{13}C$ (a) bei klasterinė analizė (b).

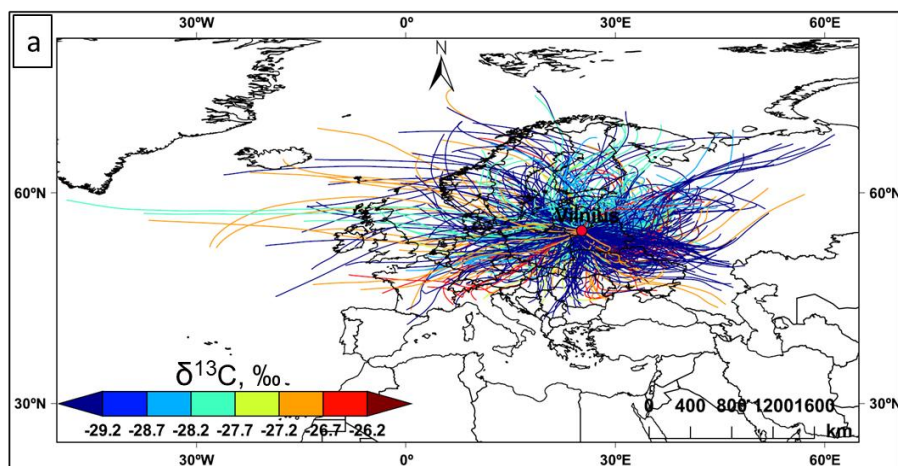
Žemiausia vidutinė BC masės koncentracijos vertė ($0,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) priklausė klasteriui iš šiaurės–šiaurės vakarų, slinkusiam virš Švedijos teritorijos ir Baltijos jūros. 14,20% visų oro masių trajektorijų priklausė šiam klasteriui (17b pav.), kurio izobarinis lygis kito nuo 965,00 hPa pradžios taške (72 val. prieš pasiekiant receptorių tašką) iki 1010,00 hPa lygio pasiekus Preilą. Tuo tarpu žemiausia vidutinė $\delta^{13}C$ vertė ($-27,61\text{‰}$) priklausė klasteriui, slinkusiam virš Rusijos ir Latvijos teritorijų (šiaurės rytų kryptis), kuri sudarė 14,70% visų trajektorijų (17b pav., 7 lentelė). Šio klasterio izobarinis lygis svyravo nuo 977,00 hPa pradžios taške iki 1017,00 hPa receptoriniame taške. Kuomet oro masės praslinko virš santykinai švaresnių teritorijų (vakarų Europos regiono) per paskutiniąsias 72 val. iki pasiekiant Preilos receptorių

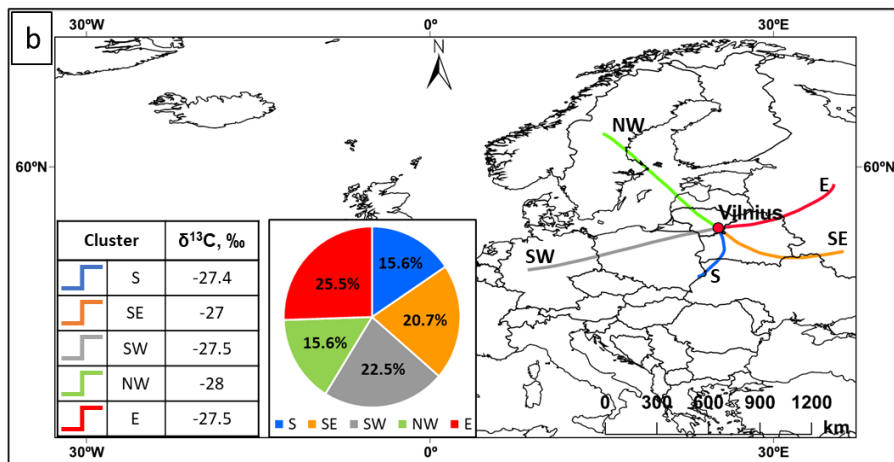
tašką, buvo laikoma, kad mėginiai buvo minimaliai paveikti oro teršalų atmosferoje.

Anglies izotopinės sudėties kitimas (18a pav.) miesto foninėje aplinkoje (Vilniuje) buvo panašus į pajūrio aplinkoje (Preiloje) vykusius sudėties svyravimus. Visam tiriamajam laikotarpiui atlikta klasterinė analizė nustatė penkis pagrindinius trajektorijų klasterius receptoriniam taškui (18b pav., 8 lentelė), tačiau dominuojančių oro masių kryptys šiek tiek skyrėsi nuo pajūrio receptorinio taško vyravusių trajektorijų krypčių.

8 lentelė. Oro masių trajektorijų klasterių statistika.

Klasterio kryptis	Trajektorijų santykinis kiekis, %	BC vidutinė koncentracija, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\delta^{13}\text{C}$ vidutinė vertė, ‰
P	15,60	2,60	-27,40
PR	20,70	2,50	-27,00
PV	22,50	1,60	-27,50
ŠV	15,60	1,17	-28,00
R	25,50	3,50	-27,50





18 pav. 72 val. trukmės atgalinės oro masių trajektorijos, pasiekusios Vilniaus receptorinį tašką, ir $\delta^{13}\text{C}$ (a) bei klasterinė analizė (b).

Aukščiausia vidutinė BC masės koncentracija ($3,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) priklausė klasteriui iš rytų (18b pav.). Šiam klasteriui priskirtos oro masių trajektorijos slinko virš Baltarusijos ir Rusijos teritorijų ir sudarė 25,50% visų apskaičiuotų trajektorijų. Šio klasterio izobarinis lygis varijavo nuo 972,00 hPa iki 1004,00 hPa, vertinant pokytį nuo apskaičiuoto pradinio trajektorijų taško (72 val. iki pasiekiant Vilnių) iki receptorinio taško. Aukščiausia $\delta^{13}\text{C}$ vertė ($-27,00\text{‰}$) priklausė pietryčių krypties klasteriui, slinkusiam virš Baltarusijos, Ukrainos ir Rusijos teritorijų, ir kuriam priklausė 20,70% visų trajektorijų (18b pav., 8 lentelė). Šis klasteris pradiniam taške buvo 977 hPa izobariniame lygyje, o pasiekus receptorinį tašką jau buvo 1003 hPa lygyje. Taipogi antros pagal dydį BC masės koncentracijos vertė ir $\delta^{13}\text{C}$ vertė, atitinkamai $2,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $-27,40\text{‰}$, priklausė klasteriui iš pietų, keliavusiam virš Lenkijos, Ukrainos ir Baltarusijos teritorijų. Šį klasterį sudarė 15,60% visų apskaičiuotų oro masių trajektorijų. Tuo metu žemiausia vidutinė BC masės koncentracijos vertė ir $\delta^{13}\text{C}$ vertė ($1,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $-28,00\text{‰}$, atitinkamai) buvo apskaičiuotos klasteriui, kurio trajektorijos, apėmusios 15,60% visų trajektorijų, slinko virš Švedijos, Baltijos jūros ir Latvijos, t. y. šiaurės vakarų kryptimi. Šis klasteris pradiniam taške siekė 963,00 hPa izobarinį lygį, o receptorinį tašką pasiekė nusileidęs į 997,00 hPa lygį.

Pagal gautus rezultatus galima pastebėti, kad oro masių trajektorijų klasterių su aukščiausiomis vidutinėmis BC ir $\delta^{13}\text{C}$ vertėmis vyraujančios kryptys buvo rytai, pietryčiai, pietūs ir pietvakariai, šioms trajektorijoms slenkant virš Lenkijos, Ukrainos, Baltarusijos ir Rusijos teritorijų. Taip pat Vilniaus ir Preilos receptorinių taškų atžvilgiu, žemiausios vidutinės BC ir

$\delta^{13}\text{C}$ vertės buvo priskirtos klasteriams iš šiaurės vakarų ir šiaurės rytų (oro masėms praslinkus virš Švedijos, Baltijos jūros ir Latvijos teritorijų). Tai leidžia daryti išvadą, jog šiomis kryptimis slinkusios ir receptorinius taškus pasiekusios oro masės buvo sąlyginai švaresnės. Vis dėlto nedidelis vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ verčių skirtumas Vilniuje aiškiai nurodo, kad oro masei judant link urbanizuotos teritorijos susidaro palankios sąlygos susiformuoti įvairiems $\delta^{13}\text{C}$ pėdsakams. Dėl to vietinių taršos šaltinių indėlis į $\delta^{13}\text{C}$ gali būti pastebimai didelis Vilniaus miesto foninėje aplinkoje. Analizių rezultatai parodo, kad $\delta^{13}\text{C}$ būdingi pėdsakai žymiai nesikeičia tarp skirtingų šalies regionų iki oro masėms pasiekiant Preilą ir Vilnių.

3.4.1 Skyriaus išvados

Šiame tyrime buvo analizuota anglies turinčių aerozolio dalelių izotopinė sudėtis ir juodosios anglies masės koncentracijos lygis Vilniaus ir Preilos receptoriniuose taškuose, atlikus atgalinių oro masių trajektorijų analizę. Vilniaus receptorinio taško atžvilgiu didžiausia vidutinė BC masės koncentracija ($3,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) priklausė klasteriui iš rytų, kuriam priskirtos oro masės slinko virš Baltarusijos ir Rusijos teritorijų. Aukščiausia $\delta^{13}\text{C}$ vertė ($-27,00\%$) priklausė pietryčių krypties klasteriui, kurio oro masių trajektorijos slinko iš pietryčių – iš Baltarusijos, Ukrainos ir Rusijos teritorijų. Žemiausia vidutinė BC masės koncentracija ir $\delta^{13}\text{C}$ vertė ($1,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $-28,00\%$, atitinkamai) buvo apskaičiuotos klasteriui, kurio trajektorijos slinko virš Švedijos, Baltijos jūros ir Latvijos, t. y. šiaurės vakarų kryptimi. Tokia tendencija dar kartą parodo virš Skandinavijos regiono pro Vilnių atslenkančių oro masių santykinį švarumą, nulemiantį žemesnį oro taršos lygį miesto foninėje aplinkoje.

Preilos receptorinio taško atžvilgiu, klasteris iš pietryčių, kuriam priskirtos oro masių trajektorijos slinko virš Baltarusijos teritorijos, turėjo didžiausią vidutinę BC masės koncentraciją ($1,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir taip pat aukščiausią vidutinę $\delta^{13}\text{C}$ vertę ($-26,80\%$). Tuo tarpu žemiausia vidutinė BC masės koncentracijos vertė ($0,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) priklausė klasteriui iš šiaurės–šiaurės vakarų, oro masių trajektorijoms praslinkus virš Švedijos teritorijos ir Baltijos jūros į receptorinį tašką. Klasteriui iš šiaurės rytų (oro masėms praslinkus virš Rusijos ir Latvijos teritorijų) buvo priskirta mažiausia vidutinė $\delta^{13}\text{C}$ vertė ($-27,61\%$).

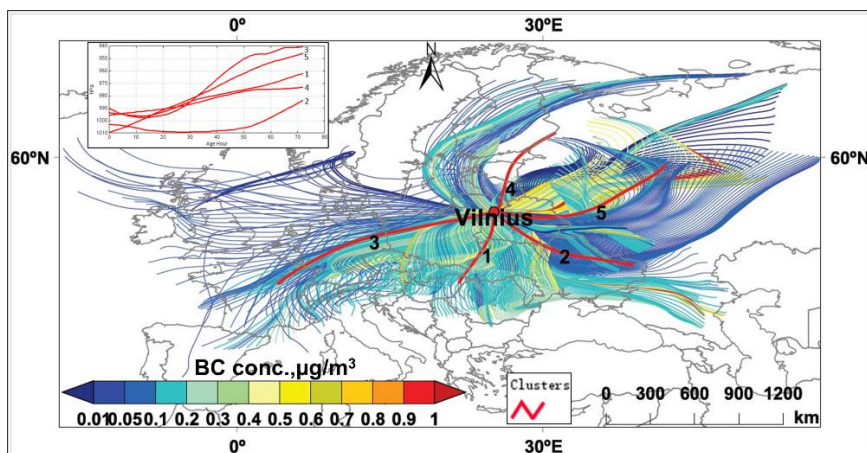
Apibendrinant, aukščiausios BC ir $\delta^{13}\text{C}$ vertės buvo stebėtos oro masėms, atslinkusioms iki receptorinių taškų iš rytinių, pietrytinių, pietinių ir pietvakarinių regionų. Abiejuose receptoriniuose taškuose žemiausios BC ir $\delta^{13}\text{C}$ vertės buvo susietos su oro masėmis, atkeliavusiomis iš šiaurės vakarinių ir šiaurės rytinių regionų. Miesto foninėje aplinkoje anglies izotopiniai

pėdsakai rodo didesnę vietinių taršos šaltinių poveikį, lyginant su pajūrio aplinka. Nedidelis vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ verčių miesto fono aplinkoje skirtumas (nuo $-27,40\text{ ‰}$ iki $-28,00\text{ ‰}$) rodo, kad oro masės slenkant link urbanizuotų teritorijų, kryptis tampa mažiau reikšminga, nes, nepriklausomai nuo krypties, vyraujantys teršalų šaltiniai yra panašios kilmės.

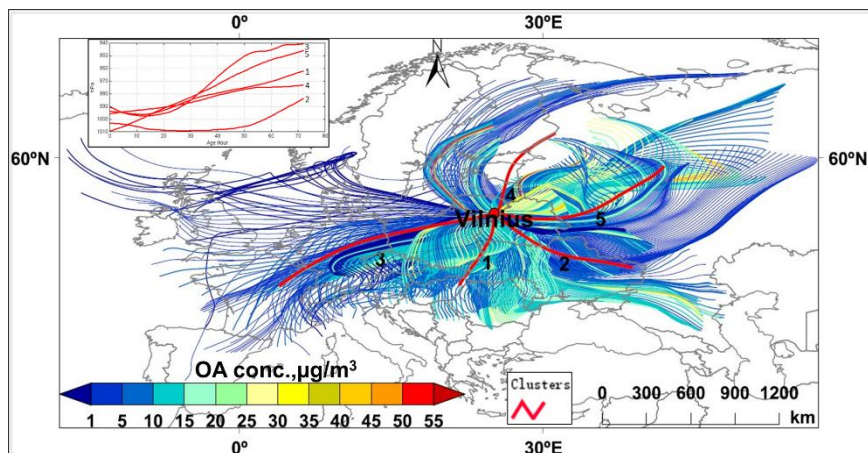
Šio tyrimo išvados leidžia geriau suprasti anglies turinčių aerosolio dalelių pasiskirstymo modelius ir jų šaltinius, priklausomai nuo oro masių kilmės ir judėjimo trajektorijų.

3.5 Anglies turinčių aerosolio dalelių šaltiniai šaltuoju metų sezonu Vilniaus mieste

OA ir BC klasterinei analizei buvo apskaičiuotos 72 val. atgalinės oro masių trajektorijos ir sugrupuotos į penkis klasterius (19 pav. ir 20 pav.).



19 pav. Oro masių atgalinės trajektorijos ir klasteriai su susieta BC masės koncentracija 2014 m. sausio ir vasario mėn.



20 pav. Oro masių atgalinės trajektorijos ir klasteriai su susieta OA masės koncentracija 2014 m. sausio ir vasario mėn.

Oro masių trajektorijos, klasterinėje analizėje priskirtos 1-ajam ir 3-iajam klasteriams, atslinko iš pietvakarių ir sudarė 33,83% ir 13,56% visų trajektorių, atitinkamai. Rytų–pietryčių krypčių trajektorijos, priskirtos 2-ajam ir 5-ajam klasteriams, sudarė 18,79% bei 24,51% visų trajektorių. Tuo metu iš šiaurės judėjusios ir Vilnių pasiekusios oro masės buvo priskirtos 9,32% visų trajektorių, o pastarosios sugrupuotos į 4-ąjį klasterį (9 lentelė). Klasteriai taip pat buvo apibūdinti pagal izobarinio lygio (hPa) svyravimus (mažesni grafikai 19 pav. ir 20 pav.).

9 lentelė. Oro masių trajektorių klasterių statistika.

Bendra klasterių statistika			BC trajektorijos			OA trajektorijos		
Klasteris	Trajektorių kiekis	Trajektorių santykinis kiekis	Trajektorių kiekis	Vidutinė koncentracija, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Standartinis nuokrypis	Trajektorių kiekis	Vidutinė koncentracija, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Standartinis nuokrypis
1	479	33,83%	479	0,21	0,12	473	11,15	5,85
2	266	18,79%	264	0,19	0,19	254	9,60	6,26
3	192	13,56%	192	0,11	0,09	164	4,90	3,59
4	132	9,32%	120	0,12	0,09	132	8,04	8,49
5	347	24,51%	297	0,25	0,21	346	12,27	8,03
Iš viso	1416	100%	1352	0,19	0,16	1369	10,10	7,00

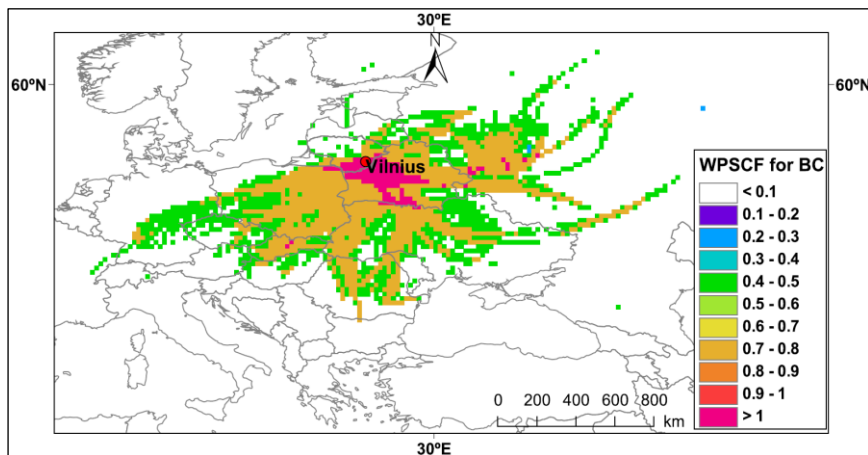
Pradžioje, 1-asis klasteris siekė 962,00 hPa lygį, vėliau receptoriniame taške nusileido į 994,00 hPa izobarinį lygį. Tuo metu 2-ojo klasterio oro masių

slėgis svyravo mažiausiai nuo 983,00 hPa pradiniam taške (72 val. prieš pasiekiant Vilnių) iki 1003,00 hPa galutiniame taške. 3-iojo klasterio tolimosios pernašos izobarinis lygis pradžioje siekė beveik 940,00 hPa ir nusileido iki 990,00 hPa receptoriniame taške. 4-asis klasteris nuo 973,00 hPa lygio pradžioje leidosi iki 995,00 hPa izobarinio lygio galutiniame taške. 5-ajam klasteriui priskirtos oro masės pasižymėjo didžiausia slėgių amplitude: nuo 945,00 hPa lygio tolimosios pernašos pradžioje (72 val. prieš pasiekiant receptorinį tašką) iki beveik 1009,00 hPa lygio Vilniuje.

Pagal statistinę klasterių analizę (9 lentelė), didžiausia vidutinė BC masės koncentracija buvo apskaičiuota 5-ajame klasteryje ($0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir 1-ajame klasteryje ($0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Nuo 1,1 iki 2,3 karto žemesnę nei kituose klasteriuose vidutinę BC masės koncentracijos vertę turėjo 3-iasis klasteris ($0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

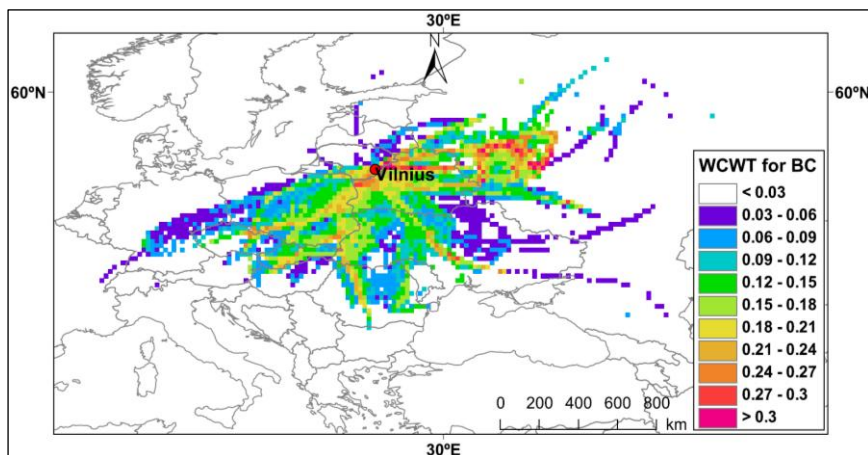
Oro masėse, kurių trajektorijos buvo priskirtos 5-ajam ir 1-ajam klasteriams, taip pat buvo aptiktos aukščiausios vidutinės OA masės koncentracijos, atitinkamai $12,27$ ir $11,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Mažiausia vidutinė OA koncentracija 3-iajame klasteryje buvo $1,6 - 2,5$ karto žemesnė, lyginant su kitiems klasteriams priskirtomis masės koncentracijos vertėmis.

21 paveikslėlyje, parodančiame juodosios anglies WPSCF vertes, spalvos žymi sąlyginę tikimybę, apibūdinančią galimų BC šaltinių erdvinį pasiskirstymą (Polissar ir kt., 1999) WCWT grafike (22 pav.) spalvos žymi svertines vidutines BC masės koncentracijos vertes kiekviename tiriamos teritorijos gardelės laukelyje (Berriban ir kt., 2022). Pagal 21 pav., didžiausios juodosios anglies WPSCF vertės tiriamojo ploto gardelės laukelyje buvo susijusios su oro masėmis, atslinkusiomis iš šiaurės rytų Lenkijos, šiaurės-centrinės Slovakijos, šiaurės vakarų–vakarų–pietų ir pietryčių Baltarusijos, šiaurės vakarų Ukrainos ir vakarinės Rusijos dalies, kuomet WPSCF vertės siekė 1,1.



21 pav. Svertinės potencialaus šaltinio indėlio nustatymo funkcijos vertės juodajai angliai Vilniuje, 2014 m. sausio ir vasario mėn.

Iš anksčiau įvardintų teritorijų BC recepterinį tašką pasiekė su oro masėmis, kurių trajektorijos buvo sugrupuotos į 1-ąjį, 2-ąjį ir 5-ąjį klasterius. Tuo tarpu WCWT verčių pasiskirstymas parodo galimų BC šaltinių indėlį į juodosios anglies masės koncentracijos lygį matavimo vietoje (22 pav.).

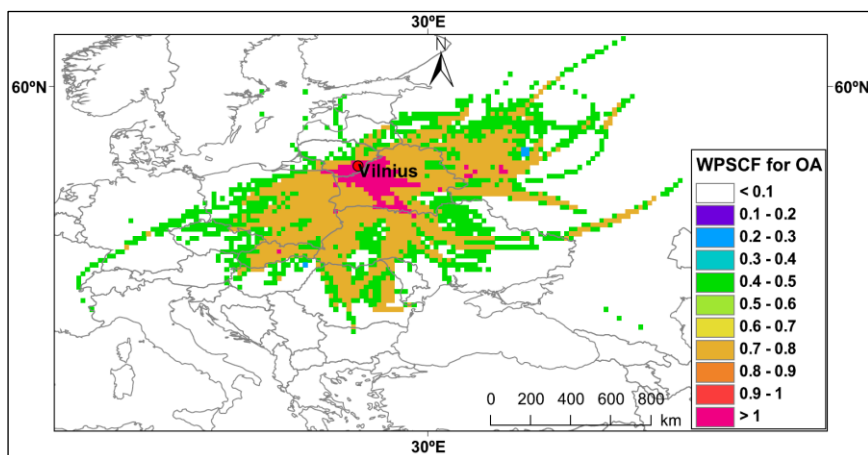


22 pav. Svertinės koncentracija normuotų trajektorijų vertės juodajai angliai Vilniuje, 2014 m. sausio ir vasario mėn.

Aukščiausios BC masės koncentracijos atkeliavo su oro masėmis iš Rusijos vakarinės dalies (indėlis į BC koncentraciją receptoriniame taške siekė iki $0,40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Baltarusijos šiaurės vakarinių, vakarinių, centrinės ir šiaurės rytinių teritorijų (iki $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Ukrainos šiaurės vakarinės,

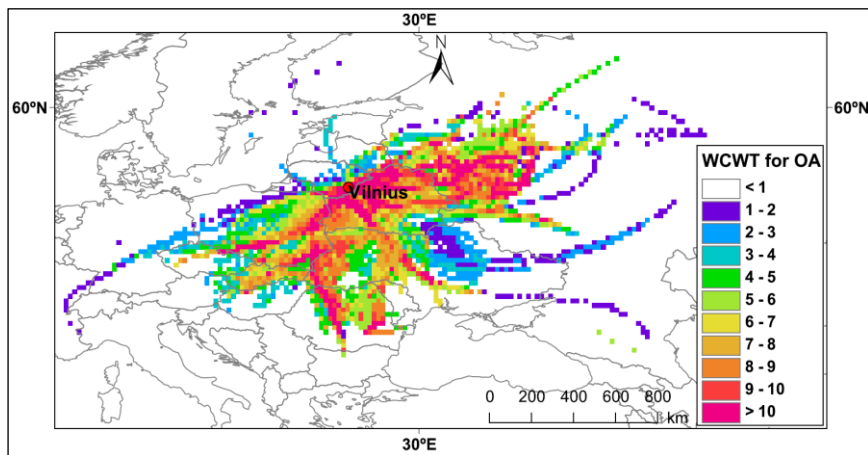
vakarinės, centrinės, pietvakarinės ir pietinės dalies (iki $0,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$), šiaurės vakarinės–pietinės Rumunijos (iki $0,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$), pietvakarinės ir šiaurinės Slovakijos dalies (indėlis į BC koncentraciją iki $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Čekijos šiaurės rytinių ir pietinių teritorijų (iki $0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir šiaurės rytinių, rytinių, pietrytinių, pietinių ir pietvakarinių Lenkijos teritorijų (iki $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Pagal WCWT analizės rezultatus, šios teritorijos padarė didžiausią įtaką BC masės koncentracijos lygio padidėjimui Vilniuje. Tačiau žemiausios išmatuotos BC koncentracijos buvo susijusios su oro masėmis, atslinkusiomis iš toliau nuo receptorinio taško esančių teritorijų šiaurėje, pietvakariuose, pietryčiuose ir rytuose. WCWT vertės kito nedideliame intervale tarp $0,03$ ir $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Šie rezultatai parodo, jog toliau esantys regionai turėjo mažiausią įtaką BC masės koncentracijai Vilniuje.

Aukščiausios WPSCF vertės organinio aerolio dalelių šaltinių analizei (23 pav.) buvo apskaičiuotos centrinėje Slovakijos dalyje, rytų–šiaurės rytų Lenkijos teritorijoje, vakarinėje, pietinėje ir rytinėje Baltarusijos dalyje, šiaurės vakarų Ukrainoje ir vakarinėje Rusijos dalyje. Šių WPSCF verčių intervalas buvo $1,0 - 1,1$.



23 pav. Svertinės potencialaus šaltinio indėlio nustatymo funkcijos vertės organinio aerolio dalelėms Vilniuje, 2014 m. sausio ir vasario mėn.

Atmosferoje buvusi OA iš šių teritorijų atslinko iki receptorinio taško su oro masėmis, kurių trajektorijos buvo klasterizuotos į 1-ąją, 2-ąją ir 5-ąją klasterius. Ši prietaka turėjo stiprią įtaką OA masės koncentracijos lygiui. Galimų taršos šiomis dalelėmis šaltinių indėlis OA koncentracijai Vilniuje pavaizduotas 24 pav.



24 pav. Svertinės koncentracija normuotų trajektorijų vertės organinio aerozolio dalelėms Vilniuje, 2014 m. sausio ir vasario mėn.

Aukščiausios OA masės koncentracijos buvo susijusios su oro masėmis, atkeliavusiomis iš centrinės Europos (vakarinės, centrinės, šiaurės rytinės Čekijos dalies, Slovakijos, Lenkijos (išskyrus vakarines ir šiaurines teritorijas), šiaurės rytinės Vengrijos), pietryčių Europos (Rumunijos šiaurės rytinių, rytinių, centrinių, pietinių ir šiaurės vakarinių teritorijų), rytų Europos (Ukrainos šiaurės vakarinės, vakarinės, pietvakarinės, pietinės dalies, šiaurės vakarų Moldovos, Baltarusijos (išskyrus pietrytinę dalį)), pietrytinės Latvijos ir Rusijos vakarinės dalies. Aukščiausios svertinės CWT vertės svyravo tarp 9,70 ir 16,37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kaip pavaizduota 24 pav., šios teritorijos, turėjusios didžiausią įtaką OA masės koncentracijos lygiui Vilniuje, buvo plačiai geografiškai išsidėsčiusios.

Regionai, darę silpniausią poveikį OA masės koncentracijai receptoriniame taške, buvo nustatyti toliau į vakarus–pietvakarius, pietryčius ir šiaurę nuo Lietuvos bei toliau į rytus–pietryčius Rusijos teritorijoje.

3.5.1 Skyriaus išvados

Siekiant nustatyti pro Vilnių atslinkusių oro masių, kurios lėmė didesnę organinio aerozolio dalelių ir juodosios anglies masės koncentraciją, atgalines trajektorijas bei potencialius taršos šaltinių regionus, buvo taikomi aerozolio dalelių masės koncentracijos šaltinio-receptoriaus ryšio nustatymo metodai: klasterinė analizė, potencialaus šaltinio indėlio funkcija ir koncentracija normuotos trajektorijos. Pagal klasterių statistinę analizę, didžiausia vidutinė BC masės koncentracija buvo siejama su 5-uoju ($0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir 1-uoju ($0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$) klasteriais, kuriems buvo priskirtos oro masės iš rytų ir pietų–pietvakarių, atitinkamai. Žemiausia vidutinė BC masės koncentracija buvo užfiksuota 3-iajame klasteryje ($0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$), kurio oro masės slinko iš pietvakarių. Didžiausios vidutinės OA masės koncentracijos taip pat buvo susietos su 5-uoju ir 1-uoju klasteriu (atitinkamai $12,27$ ir $11,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$), o mažiausia koncentracijos vertė buvo susieta su 3-uoju klasteriu.

BC masės koncentracijos padidėjimai siejami su oro masėmis, atslinkusiomis iš šiaurės rytų Lenkijos, šiaurės–centrinės Slovakijos, šiaurės vakarų–pietų Baltarusijos, šiaurės vakarų Ukrainos ir vakarinės Rusijos dalies (WPSCF vertė siekė $1,0 - 1,1$). Pagal WCWT analizės rezultatus, aukščiausios BC masės koncentracijos siejamos su galimais BC šaltiniais Rusijos (WCWT vertė siekė iki $0,40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Baltarusijos (iki $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Ukrainos (iki $0,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Rumunijos (iki $0,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Slovakijos (iki $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Čekijos (iki $0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir Lenkijos (iki $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) teritorijose.

Organinio aerozolio dalelių galimų šaltinių analizės atveju, didžiausios WPSCF vertės ($1,0 - 1,1$) buvo apskaičiuotos centrinėje Slovakijos dalyje, rytų–šiaurės rytų Lenkijos teritorijoje, vakarų, pietų ir rytų Baltarusijoje, šiaurės vakarų Ukrainoje ir vakarinėje Rusijos dalyje.

WCWT analizės rezultatai rodo, kad didžiausios vidutinės OA masės koncentracijos Vilniuje buvo susijusios su oro masėmis, į Vilnių slinkusiomis virš Centrinės, Pietryčių ir Rytų Europos regionų, taip pat Latvijos ir Rusijos vakarinių teritorijų. Didžiausios svertinės CWT vertės kito nuo $9,70$ ir $16,37 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Į vakarus–pietvakarius, pietryčius ir šiaurę nuo Lietuvos nutolę regionai ir virš jų slinkusios oro masės silpniausiai veikė OA masės koncentracijos lygį receptoriniame taške.

IŠVADOS

1. Fejerverkų leidimas, kartu su stabiliomis atmosferos sąlygomis ir oro temperatūros inversija reikšmingai padidino organinio aerolio dalelių indėlį submikroninio dydžio aerolio dalelių masės koncentracijai lauko ore (nuo 43 iki 70%) ir patalpose (nuo 47 iki 60%). Didžiausias koncentracijos padidėjimas, net 32 kartus, lyginant su trečiuoju kvartiliu, buvo susijęs su chloridų (Cl^-) koncentracija, atskleidžiant ryškų fejerverkų leidimo indėlį į bendrą teršalų lygio augimą.
2. Biomasės deginimo kilmės juodosios anglies (BC_{bb}) masės koncentracija fejerverkų leidimo metu patalpų ore didėjo daugiau (26,5 karto), palyginti su iškastinio kuro kilmės juodosios anglies (BC_{ff}) koncentracijos padidėjimu (11,1 karto). Priešingai, lauko ore BC_{bb} ir BC_{ff} rodė panašų koncentracijos padidėjimą, atitinkamai 11,2 ir 10,1 karto.
3. Kaimo aplinkoje aukščiausia vidutinė aerolio dalelių, turinčių sudėtyje organinių junginių (OA) ir juodosios anglies (BC), masės koncentracija kinta priklausomai nuo oro masių pernašos krypties. Aukščiausia vidutinė koncentracija OA ($7,32 - 17,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir BC ($0,59 - 0,97 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dalelėse siejama su tolimąją oro masių pernaša iš rytų, o žemiausia ($2,24 - 5,64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ir $0,24 - 0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, atitinkamai) – su vakarų ir šiaurės vakarų oro masių trajektorijų kryptimis.
4. Aukščiausios vidutinės BC koncentracijos ($1,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir $\delta^{13}\text{C}$ vertės ($-26,80\text{‰}$) foninėje aplinkoje stebėtos esant oro masių pernašai iš rytų, pietryčių, pietų ir pietvakarių krypčių, apimančių Lenkijos, Ukrainos, Baltarusijos ir Rusijos teritorijas. Žemiausios vidutinės BC ($0,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ir $\delta^{13}\text{C}$ ($-27,61\text{‰}$) vertės nulemtos sąlyginai švaresnių oro masių, joms atslinkus iš šiaurės vakarų ir šiaurės rytų regionų, įskaitant Švedijos, Baltijos jūros ir Latvijos teritorijas. Nedidelis $\delta^{13}\text{C}$ vidutinių verčių skirtumas miesto foninėje aplinkoje ($-27,40$ ir $-28,00\text{‰}$) rodo, kad oro masei judant link urbanizuotų teritorijų, susidaro palankios sąlygos oro taršos formavimuisi dėl išaugusio antropogeninių taršos šaltinių skaičiaus ir intensyvumo.

LITERATŪROS SĄRAŠAS

- Aggarwal, S. G., & Kawamura, K. (2008). Molecular distributions and stable carbon isotopic compositions of dicarboxylic acids and related compounds in aerosols from Sapporo, Japan: Implications for photochemical aging during long-range atmospheric transport. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 113(14). <https://doi.org/10.1029/2007JD009365>
- Al-Abadleh, H. A. (2021). Aging of atmospheric aerosols and the role of iron in catalyzing brown carbon formation. *Environmental Science: Atmospheres*, 1(6), 297–345. <https://doi.org/10.1039/d1ea00038a>
- Alshetty, D., & Shiva Nagendra, S. M. (2022). Urban characteristics and its influence on resuspension of road dust, air quality and exposure. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 15(2), 273–287. <https://doi.org/10.1007/s11869-021-01102-x>
- Al-Thani, H., Koç, M., Fountoukis, C., & Isaifan, R. J. (2020). Evaluation of particulate matter emissions from non-passenger diesel vehicles in Qatar. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 70(2), 228–242. <https://doi.org/10.1080/10962247.2019.1704939>
- Andreae, M. O. (2019). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning - An updated assessment. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(13), 8523–8546. <https://doi.org/10.5194/acp-19-8523-2019>
- Andreae, M. O., & Gelencsér, A. (2006). Atmospheric Chemistry and Physics Black carbon or brown carbon? The nature of light-absorbing carbonaceous aerosols. *Atmos. Chem. Phys*, 6, 3131–3148. www.atmos-chem-phys.net/6/3131/2006/
- Arfin, T., Pillai, A. M., Mathew, N., Tirpude, A., Bang, R., & Mondal, P. (2023). An overview of atmospheric aerosol and their effects on human health. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(60), 125347–125369. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-29652-w>
- Armalis, S. (2009). *Atmosferos chemija. Vadovėlis aukštosios mokykloms, Vilniaus universiteto leidykla*. Vilnius Universiteto leidykla.
- Ashbaugh, L. L., Malm, W. C., & Sadeh, W. Z. (1985). A residence time probability analysis of sulfur concentrations at grand Canyon

- National Park. *Atmospheric Environment* (1967), 19(8), 1263–1270. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(85\)90256-2](https://doi.org/10.1016/0004-6981(85)90256-2)
- Askariyeh, M. H., Zietsman, J., & Autenrieth, R. (2020). Traffic contribution to PM_{2.5} increment in the near-road environment. *Atmospheric Environment*, 224. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117113>
- Babu, S. S., Kompalli, S. K., & Moorthy, K. K. (2016). Aerosol number size distributions over a coastal semi urban location: Seasonal changes and ultrafine particle bursts. *Science of the Total Environment*, 563–564, 351–365. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.246>
- Baker, L. H., Collins, W. J., Olivie, D. J. L., Cherian, R., Hodnebrog, Myhre, G., & Quaas, J. (2015). Climate responses to anthropogenic emissions of short-lived climate pollutants. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(14), 8201–8216. <https://doi.org/10.5194/acp-15-8201-2015>
- Baldwin, N., Gilani, O., Raja, S., Batterman, S., Ganguly, R., Hopke, P., Berrocal, V., Robins, T., & Hoogterp, S. (2015). Factors affecting pollutant concentrations in the near-road environment. *Atmospheric Environment*, 115, 223–235. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.024>
- Bari, M. A., Baumbach, G., Kuch, B., & Scheffknecht, G. (2011). Air pollution in residential areas from wood-fired heating. *Aerosol and Air Quality Research*, 11(6), 749–757. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.09.0079>
- Berriban, I., Azahra, M., Chham, E., Ferro-García, M. A., Milena-Pérez, A., Nouayti, A., Orza, J. A. G., Brattich, E., Tositti, L., Piñero-García, F., El Bardouni, T., Ziani, H., El Yaakoubi, H., & El Barbari, M. (2022). PSCF and CWT methods as a tool to identify potential sources of ⁷Be and ²¹⁰Pb aerosols in Granada, Spain. *Journal of Environmental Radioactivity*, 251–252. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106977>
- Bond, T. C., & Bergstrom, R. W. (2006). Light absorption by carbonaceous particles: An investigative review. *Aerosol Science and Technology*, 40(1), 27–67. <https://doi.org/10.1080/02786820500421521>
- Bond, T. C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Berntsen, T., Deangelo, B. J., Flanner, M. G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P. K., Sarofim, M. C., Schultz, M. G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., ...

- Zender, C. S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 118(11), 5380–5552. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50171>
- Brereton, C. A., & Johnson, M. R. (2012). Identifying sources of fugitive emissions in industrial facilities using trajectory statistical methods. *Atmospheric Environment*, 51, 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.01.057>
- Brown, S. S., Ryerson, T. B., Wollny, A. G., Brock, C. A., Peltier, R., Sullivan, A. P., Weber, R. J., Dubé, W. P., Trainer, M., Meagher, J. F., Fehsenfeld, F. C., & Ravishankara, A. R. (2006). Variability in Nocturnal Nitrogen Oxide Processing and Its Role in Regional Air Quality. *Science*, 311(5757), 67–70. <https://doi.org/10.1126/science.1120120>
- Brüggemann, M., Xu, R., Tilgner, A., Kwong, K. C., Mutzel, A., Poon, H. Y., Otto, T., Schaefer, T., Poulain, L., Chan, M. N., & Herrmann, H. (2020). Organosulfates in Ambient Aerosol: State of Knowledge and Future Research Directions on Formation, Abundance, Fate, and Importance. *Environmental Science and Technology*, 54(7), 3767–3782. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06751>
- Byčenkienė, S., Ulevicius, V., & Kecorius, S. (2011). Characteristics of black carbon aerosol mass concentration over the East Baltic region from two-year measurements. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(4), 1027–1038. <https://doi.org/10.1039/c0em00480d>
- Cai, J., Wu, C., Wang, J., Du, W., Zheng, F., Hakala, S., Fan, X., Chu, B., Yao, L., Feng, Z., Liu, Y., Sun, Y., Zheng, J., Yan, C., Bianchi, F., Kulmala, M., Mohr, C., & Daellenbach, K. R. (2022). Influence of organic aerosol molecular composition on particle absorptive properties in autumn Beijing. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(2), 1251–1269. <https://doi.org/10.5194/acp-22-1251-2022>
- Casini, M. (2021). Holistic building design approach. In *Construction 4.0: Advanced Technology, Tools and Materials for the Digital Transformation of the Construction Industry* (pp. 61–149). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-821797-9.00001-5>
- Ceburnis, D., Masalaite, A., Ovadnevaite, J., Garbaras, A., Remeikis, V., Maenhaut, W., Claeys, M., Sciare, J., Baisnée, D., & O'Dowd, C. D. (2016). Stable isotopes measurements reveal dual carbon pools

- contributing to organic matter enrichment in marine aerosol. *Scientific Reports*, 6. <https://doi.org/10.1038/srep36675>
- Chen, B., & Xiang-De, X. U. (2017). Climatology of wintertime long-distance transport of surface-layer air masses arriving urban Beijing in 2001–2012. *Atmospheric Environment*, 151, 70–81. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.003>
- Cheng, I., Zhang, L., Blanchard, P., Dalziel, J., & Tordon, R. (2013). Concentration-weighted trajectory approach to identifying potential sources of speciated atmospheric mercury at an urban coastal site in Nova Scotia, Canada. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(12), 6031–6048. <https://doi.org/10.5194/acp-13-6031-2013>
- Christodoulou, A., Stavroulas, I., Vrekoussis, M., Desservettaz, M., Pikridas, M., Bimenyimana, E., Kushta, J., Ivančič, M., Rigler, M., Goloub, P., Oikonomou, K., Sarda-Estève, R., Savvides, C., Afif, C., Mihalopoulos, N., Sauvage, S., & Sciare, J. (2023). Ambient carbonaceous aerosol levels in Cyprus and the role of pollution transport from the Middle East. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 23(11), 6431–6456. <https://doi.org/10.5194/acp-23-6431-2023>
- Climate & Clean Air Coalition (a UNEP convened initiative). (n.d.). *Short-lived climate pollutants: Black carbon*. Retrieved April 22, 2025, from <https://www.ccacoalition.org/short-lived-climate-pollutants/black-carbon>
- Colbeck, I., & Lazaridis, M. (2010). Aerosols and environmental pollution. *Naturwissenschaften*, 97, 117–131. <https://doi.org/10.1007/s00114-009-0594-x>
- DIN EN ISO 16890. (n.d.). *DIN EN ISO 16890*. Retrieved April 14, 2025, from <https://airfiltration.mann-hummel.com/en-uk/insights/filter-classification/din-en-16890.html>
- Donaldson, D. J., & Valsaraj, K. T. (2010). Adsorption and reaction of trace gas-phase organic compounds on atmospheric water film surfaces: A critical review. *Environmental Science and Technology*, 44(3), 865–873. <https://doi.org/10.1021/es902720s>
- Donnelly, A. A., Broderick, B. M., & Misstear, B. D. (2015). The effect of long-range air mass transport pathways on PM₁₀ and NO₂ concentrations at urban and rural background sites in Ireland: Quantification using clustering techniques. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous*

- Substances and Environmental Engineering*, 50(7), 647–658.
<https://doi.org/10.1080/10934529.2015.1011955>
- Dorling, S. R., Davies, T. D., & Pierce, C. E. (1992). Cluster analysis: A technique for estimating the synoptic meteorological controls on air and precipitation chemistry—Method and applications. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 26(14), 2575–2581. [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(92\)90110-7](https://doi.org/10.1016/0960-1686(92)90110-7)
- Dudoitis, V., Mordas, G., Byčenkienė, S., Plauškaitė, K., Pauraitė, J., Jasinevičienė, D., Marozas, V., Pivoras, G., Mozgeris, G., Augustaitis, A., & Ulevičius, V. (2018). Aerosol particle formation in the Lithuanian hemi-boreal forest. *Lithuanian Journal of Physics*, 58(3), 283–293.
<https://doi.org/https://doi.org/10.3952/physics.v58i3.3817>
- Emami, F., & Hopke, P. K. (2017). Effect of adding variables on rotational ambiguity in positive matrix factorization solutions. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 162, 198–202.
<https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2017.01.012>
- European Environment Agency. (2021). *Europe's air quality status 2021*. Publications Office of the European Union.
<https://doi.org/10.2800/549289>
- European Environment Agency. (2022, November 24). *Air quality in Europe 2022. Health impacts of air pollution in Europe, 2022*. Web Report. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022/health-impacts-of-air-pollution>
- European Environment Agency. (2024a, January 25). *Costs of industrial pollution from largest facilities decline in Europe but remain at 2% of EU GDP*. Press Releases.
<https://www.eea.europa.eu/en/newsroom/news/costs-of-industrial-pollution>
- European Environment Agency. (2024b, December 9). *Air pollution quick country facts*. Air Pollution Country Fact Sheets 2024.
<https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/air-pollution/air-pollution-country-fact-sheets-2024/quick-country-facts>
- European Environment Agency. (2024c, December 10). *Harm to human health from air pollution in Europe: burden of disease status, 2024*. Briefing.
<https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/harm-to-human-health-from-air-pollution-2024>
- Fang, S., Zhuang, S., Goto, D., Hu, X., Sheng, L., & Huang, S. (2022). Coupled modeling of in- and below-cloud wet deposition for

- atmospheric ^{137}Cs transport following the Fukushima Daiichi accident using WRF-Chem: A self-consistent evaluation of 25 scheme combinations. *Environment International*, 158. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106882>
- Fisseha, R., Saurer, M., Jäggi, M., Siegwolf, R. T. W., Dommen, J., Szidat, S., Samburova, V., & Baltensperger, U. (2009). Determination of primary and secondary sources of organic acids and carbonaceous aerosols using stable carbon isotopes. *Atmospheric Environment*, 43(2), 431–437. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.08.041>
- Flammini, A., Adzmir, H., Karl, K., & Tubiello, F. N. (2023). Quantifying greenhouse gas emissions from wood fuel use by households. *Earth System Science Data*, 15(5), 2179–2187. <https://doi.org/10.5194/essd-15-2179-2023>
- Fleming, Z. L., Monks, P. S., & Manning, A. J. (2012). Review: Untangling the influence of air-mass history in interpreting observed atmospheric composition. *Atmospheric Research*, 104–105, 1–39. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.09.009>
- Fraile, R., Calvo, A. I., Castro, A., Fernandez-Gonzalez, D., & Garc'ia-Ortega, E. (2006). The behavior of the atmosphere in long-range transport. *Aerobiologia*, 22, 35–45. <https://doi.org/10.1007/s10453-005-9014-7>
- FTMC. (n.d.-a). *SRI FTMC*. Retrieved February 1, 2025, from <https://www.ftmc.lt/en/>
- FTMC. (n.d.-b). *VMTI FTMC*. Retrieved February 1, 2025, from <https://www.ftmc.lt/>
- Galindo, N., Clemente, Á., Yubero, E., Nicolás, J. F., & Crespo, J. (2021). PM₁₀ chemical composition at a residential site in the western mediterranean: Estimation of the contribution of biomass burning from levoglucosan and its isomers. *Environmental Research*, 196. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110394>
- Garbaras, A., Masalaite, A., Garbariene, I., Ceburnis, D., Krugly, E., Remeikis, V., Puida, E., Kvietkus, K., & Martuzevicius, D. (2015). Stable carbon fractionation in size-segregated aerosol particles produced by controlled biomass burning. *Journal of Aerosol Science*, 79, 86–96. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2014.10.005>
- Garbarienė, I., Šapolaitė, J., Garbaras, A., Ežerinskis, Ž., Pocevičius, M., Krikščikas, L., Plukis, A., & Remeikis, V. (2016). Origin identification of carbonaceous aerosol particles by carbon isotope

- ratio analysis. *Aerosol and Air Quality Research*, 16(6), 1356–1365. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.07.0443>
- George, C., Ammann, M., D’Anna, B., Donaldson, D. J., & Nizkorodov, S. A. (2015). Heterogeneous Photochemistry in the Atmosphere. *Chemical Reviews*, 115(10), 4218–4258. <https://doi.org/10.1021/cr500648z>
- George, I. J., & Abbatt, J. P. D. (2010). Heterogeneous oxidation of atmospheric aerosol particles by gas-phase radicals. *Nature Chemistry*, 2(9), 713–722. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/nchem.806>
- Godri, K. J., Green, D. C., Fuller, G. W., Dall’osto, M., Beddows, D. C., Kelly, F. J., Harrison, R. M., & Mudway, I. S. (2010). Particulate oxidative burden associated with Firework activity. *Environmental Science and Technology*, 44(21), 8295–8301. <https://doi.org/10.1021/es1016284>
- González Ortiz, Alberto., Guerreiro, Cristina., & Soares, Joana. (2020). *Air quality in Europe : 2020 report*. Publications Office of the European Union. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/air-quality-in-europe-2020-report>
- Greer, M. A., Goodman, G., Pleus, R. C., & Greer, S. E. (2002). Health Effects Assessment for Environmental Perchlorate Contamination: The Dose Response for Inhibition of Thyroidal Radioiodine Uptake in Humans. *Environmental Health Perspectives*, 110(9). <https://doi.org/10.1289/ehp.02110927>
- Grennfelt, P., Engleryd, A., Forsius, M., Hov, Ø., Rodhe, H., & Cowling, E. (2020). Acid rain and air pollution: 50 years of progress in environmental science and policy. *Ambio*, 49(4), 849–864. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01244-4>
- Greven, F. E., Vonk, J. M., Fischer, P., Duijm, F., Vink, N. M., & Brunekreef, B. (2019). Air pollution during New Year’s fireworks and daily mortality in the Netherlands. *Scientific Reports*, 9(1), 5735. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42080-6>
- Griffin, R. J. (2013). The Sources and Impacts of Tropospheric Particulate Matter. *Nature Education Knowledge*, 4(5), 1. <https://repository.rice.edu/server/api/core/bitstreams/6e4eac87-1128-4f4a-af77-c8a05ee45f0f/content>
- Grigoriadis, A., Mamarikas, S., Ioannidis, I., Majamäki, E., Jalkanen, J. P., & Ntziachristos, L. (2021). Development of exhaust emission factors for vessels: A review and meta-analysis of available data.

- Guardans, R. (2024). Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in biota, water and sediments: its role in screening for unregulated POPs, in compiling time trends of regulated POPs under the Stockholm Convention (SC) and their relevance for biodiversity in a changing climate. *Environmental Science: Advances*, 3(8), 1111–1123. <https://doi.org/10.1039/d4va00023d>
- Guo, Y., Lin, C., Li, J., Wei, L., Ma, Y., Yang, Q., Li, D., Wang, H., & Shen, J. (2021). Persistent pollution episodes, transport pathways, and potential sources of air pollution during the heating season of 2016–2017 in Lanzhou, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(12). <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09597-8>
- Han, Y. J., Holsen, T. M., & Hopke, P. K. (2007). Estimation of source locations of total gaseous mercury measured in New York State using trajectory-based models. *Atmospheric Environment*, 41(28), 6033–6047. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.03.027>
- Haszpra, T. (2019). Intricate features in the lifetime and deposition of atmospheric aerosol particles. *Chaos*, 29(7). <https://doi.org/10.1063/1.5110385>
- Heffter, J. L., Secretary, M. B., Byrne, J. V., & Ludwig Director, G. H. (1983). *NOAA Technical Memorandum ERL ARL-121 Branching Atmospheric Trajectory (BAT) model united states department of commerce*. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/19688/>
- Hickey, C., Gordon, C., Galdanes, K., Blaustein, M., Horton, L., Chillrud, S., Ross, J., Yinon, L., Chen, L. C., & Gordon, T. (2020). Toxicity of particles emitted by fireworks. *Particle and Fibre Toxicology*, 17(1). <https://doi.org/10.1186/s12989-020-00360-4>
- Hsu, Y.-K., Holsen, T. M., & Hopke, P. K. (2003). Comparison of hybrid receptor models to locate PCB sources in Chicago. *Atmospheric Environment*, 37(4), 545–562. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00886-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00886-5)
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2023a). Short-lived Climate Forcers. In *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis* (pp. 817–922). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.008>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2023b). The Earth’s Energy Budget, Climate Feedbacks and Climate Sensitivity. In *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis*

- (pp. 923–1054). Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/9781009157896.009>
- Jacobson, M. Z. (2002). *Atmospheric pollution history, science, and regulation*. Cambridge University Press, California.
<https://www.cambridge.org/lt/universitypress/subjects/earth-and-environmental-science/atmospheric-science-and-meteorology/atmospheric-pollution-history-science-and-regulation?format=PB&isbn=9780521010443>
- Ji, D., Wang, Y., Wang, L., Chen, L., Hu, B., Tang, G., Xin, J., Song, T., Wen, T., Sun, Y., Pan, Y., & Liu, Z. (2012). Analysis of heavy pollution episodes in selected cities of northern China. *Atmospheric Environment*, 50, 338–348.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.053>
- Jiang, Y., Xin, J., Wang, Y., Tang, G., Zhao, Y., Jia, D., Zhao, D., Wang, M., Dai, L., Wang, L., Wen, T., & Wu, F. (2021). The thermodynamic structures of the planetary boundary layer dominated by synoptic circulations and the regular effect on air pollution in Beijing. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(8), 6111–6128. <https://doi.org/10.5194/acp-21-6111-2021>
- Jo, D. S., Nault, B. A., Tilmes, S., Gettelman, A., McCluskey, C. S., Hodzic, A., Henze, D. K., Nawaz, M. O., Fung, K. M., & Jimenez, J. L. (2023). Global Health and Climate Effects of Organic Aerosols from Different Sources. *Environmental Science and Technology*, 57(37), 13793–13807.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.3c02823>
- Kabashnikov, V., Milinevsky, G., Chaikovsky, A., Miatselskaya, N., Danylevsky, V., Aculinin, A., Kalinskaya, D., Korchemkina, E., Bovchaliuk, A., Pietruczuk, A., Sobolewsky, P., & Bovchaliuk, V. (2014). Localization of aerosol sources in East-European region by back-trajectory statistics. *International Journal of Remote Sensing*, 35(19), 6993–7006.
<https://doi.org/10.1080/01431161.2014.960621>
- Kabashnikov, V. P., Chaikovsky, A. P., Kucsera, T. L., & Metelskaya, N. S. (2011). Estimated accuracy of three common trajectory statistical methods. *Atmospheric Environment*, 45(31), 5425–5430.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.006>
- Kanakidou, M., Myriokefalitakis, S., & Tsigaridis, K. (2018). Aerosols in atmospheric chemistry and biogeochemical cycles of nutrients. *Environmental Research Letters*, 13(6).
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabcbd>

- Karataş, A. E., & Gülder, Ö. L. (2012). Soot formation in high pressure laminar diffusion flames. *Progress in Energy and Combustion Science*, 38(6), 818–845. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2012.04.003>
- Kaskaoutis, D. G., Badarinath, K. V. S., Kharol, S. K., Sharma, A. R., & Kambezidis, H. D. (2009). Variations in the aerosol optical properties and types over the tropical urban site of Hyderabad, India. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 114(22). <https://doi.org/10.1029/2009JD012423>
- Katulski, J. R., Namieśnik, J., Sadowski, J., Stefański, J., & Wardencki, W. (2011). Monitoring of Gaseous Air Pollution. In M. K. Khallaf (Ed.), *The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources*. InTech. <https://doi.org/10.5772/20771>
- Keller, F., & Schragen, C. (2021). Determination of Particulate Matter Emission Factors of Common Pyrotechnic Articles. *Propellants, Explosives, Pyrotechnics*, 46(5), 825–842. <https://doi.org/10.1002/prop.202000292>
- Khedr, M., Liu, X., Hadiatullah, H., Orasche, J., Zhang, X., Cyrys, J., Michalke, B., Zimmermann, R., & Schnelle-Kreis, J. (2022). Influence of New Year's fireworks on air quality – A case study from 2010 to 2021 in Augsburg, Germany. *Atmospheric Pollution Research*, 13(3). <https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101341>
- Kim, D., & Ramanathan, V. (2008). Solar radiation budget and radiative forcing due to aerosols and clouds. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 113(2). <https://doi.org/10.1029/2007JD008434>
- Kirillova, E. N., Andersson, A., Sheesley, R. J., Kruså, M., Praveen, P. S., Budhavant, K., Safai, P. D., Rao, P. S. P., & Gustafsson, Ö. (2013). 13C- And 14C-based study of sources and atmospheric processing of water-soluble organic carbon (WSOC) in South Asian aerosols. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 118(2), 614–626. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50130>
- Kirk-Davidoff, D. (2018). The Greenhouse Effect, Aerosols, and Climate Change. In B. Török & T. Dransfield (Eds.), *Green Chemistry: An Inclusive Approach* (pp. 211–234). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809270-5.00009-1>
- Kohse-Höinghaus, K. (2023). Combustion, Chemistry, and Carbon Neutrality. *Chemical Reviews*, 123(8), 5139–5219. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.2c00828>

- Kumar, A., Singh, D., Kumar, K., Singh, B. B., & Jain, V. K. (2018). Distribution of VOCs in urban and rural atmospheres of subtropical India: Temporal variation, source attribution, ratios, OFP and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 613–614, 492–501. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.096>
- Lee, J. H., & Hopke, P. K. (2006). Apportioning sources of PM_{2.5} in St. Louis, MO using speciation trends network data. *Atmospheric Environment*, 40(2), 360–377. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.11.074>
- Lewinschal, A., Ekman, A. M. L., Hansson, H. C., Sand, M., Berntsen, T. K., & Langner, J. (2019). Local and remote temperature response of regional SO₂ emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(4), 2385–2403. <https://doi.org/10.5194/acp-19-2385-2019>
- Lewis, A. C., Jenkins, D., & Whitty, C. J. (2023). Indoor air pollution: Five ways to fight the hidden harms. *Nature*, 614, 220–223.
- Lewis, A., & Moller, S. J. (2022). *Chief Medical Officer's Annual Report 2022 Air pollution Executive summary. Department of Health and Social Care*. <https://www.gov.uk/government/publications/chief-medical-officers-annual-report-2022-air-pollution>
- Li, W., Ge, P., Chen, M., Tang, J., Cao, M., Cui, Y., Hu, K., & Nie, D. (2021). Tracers from biomass burning emissions and identification of biomass burning. *Atmosphere*, 12(11). <https://doi.org/10.3390/atmos12111401>
- Li, W., Shi, Z., Yan, C., Yang, L., Dong, C., & Wang, W. (2013). Individual metal-bearing particles in a regional haze caused by firecracker and firework emissions. *Science of the Total Environment*, 443, 464–469. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.109>
- Liakakou, E., Kaskaoutis, D. G., Grivas, G., Stavroulas, I., Tsagkaraki, M., Paraskevopoulou, D., Bougiatioti, A., Dumka, U. C., Gerasopoulos, E., & Mihalopoulos, N. (2020). Long-term brown carbon spectral characteristics in a Mediterranean city (Athens). *Science of the Total Environment*, 708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135019>
- Liati, A., Schreiber, D., Dimopoulos Eggenschwiler, P., Arroyo Rojas Dasilva, Y., & Spiteri, A. C. (2016). Electron microscopic characterization of soot particulate matter emitted by modern direct injection gasoline engines. *Combustion and Flame*, 166, 307–315. <https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2016.01.031>

- Lin, C., Ceburnis, D., Huang, R. J., Xu, W., Spohn, T., Martin, D., Buckley, P., Wenger, J., Hellebust, S., Rinaldi, M., Cristina Facchini, M., O'Dowd, C., & Ovadnevaite, J. (2019). Wintertime aerosol dominated by solid-fuel-burning emissions across Ireland: Insight into the spatial and chemical variation in submicron aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(22), 14091–14106. <https://doi.org/10.5194/acp-19-14091-2019>
- Lorenzo, G. R., Bañaga, P. A., Cambaliza, M. O., Cruz, M. T., Aghdam, M. A., Arellano, A., Betito, G., Braun, R., Corral, A. F., Dadashazar, H., Edwards, E.-L., Eloranta, E., Holz, R., Leung, G., Ma, L., Macdonald, A. B., Reid, J. S., Bernard Simpas, J., Stahl, C., ... Sorooshian, A. (2021). Measurement report: Firework impacts on air quality in Metro Manila, Philippines, during the 2019 New Year revelry. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(8), 6155–6173. <https://doi.org/10.5194/acp-21-6155-2021>
- Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Frontiers in Public Health*, 8. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>
- Mašalaitė, A., Garbarienė, I., Garbaras, A., Šapolaitė, J., Ežerinskis, Bučinskis, L., Dudoitis, V., Kalinauskaitė, A., Pashneva, D., Minderytė, A., Remeikis, V., & Byčenkienė, S. (2024). Dual-isotope ratios of carbonaceous aerosols for seasonal observation and their assessment as source indicators. *Science of the Total Environment*, 949. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175094>
- Masalaite, A., Holzinger, R., Ceburnis, D., Remeikis, V., Ulevičius, V., Röckmann, T., & Dusek, U. (2018). Sources and atmospheric processing of size segregated aerosol particles revealed by stable carbon isotope ratios and chemical speciation. *Environmental Pollution*, 240, 286–296. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.073>
- Masalaite, A., Holzinger, R., Remeikis, V., Röckmann, T., & Dusek, U. (2017). Characteristics, sources and evolution of fine aerosol (PM₁) at urban, coastal and forest background sites in Lithuania. *Atmospheric Environment*, 148, 62–76. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.10.038>
- Masalaite, A., Remeikis, V., Garbaras, A., Dudoitis, V., Ulevičius, V., & Ceburnis, D. (2015). Elucidating carbonaceous aerosol sources by the stable carbon $\delta^{13}\text{C}_{\text{TC}}$ ratio in size-segregated particles.

- Atmospheric Research*, 158–159, 1–12.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.01.014>
- Masalaite, A., Remeikis, V., Zenker, K., Westra, I., Meijer, H. A. J., & Dusek, U. (2020). Seasonal changes of sources and volatility of carbonaceous aerosol at urban, coastal and forest sites in Eastern Europe (Lithuania). *Atmospheric Environment*, 225. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117374>
- Mathai, S., Veghte, D., Kovarik, L., Mazzoleni, C., Tseng, K. P., Bucci, S., Capek, T., Cheng, Z., Marinoni, A., & China, S. (2023). Optical Properties of Individual Tar Balls in the Free Troposphere. *Environmental Science and Technology*, 57(44), 16834–16842. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c03498>
- Matthews, R., Mortimer, N., Lesschen, J. P., Lindroos, T. J., Sokka, L., Morris, A., Henshall, P., Hatto, C., Mwabonje, O., Rix, J., Mackie, E., & Sayce, M. (2015). *Carbon impacts of biomass consumed in the EU: quantitative assessment. Final report, project: DG ENER/C1/427 Part A: Main Report*. https://static.eseficiencia.es/media/2016/12/20160408_eu-carbon-impacts-biomass-consumed-eu-final.pdf
- Mendoza, D. L., Benney, T. M., & Boll, S. (2021). Long-term analysis of the relationships between indoor and outdoor fine particulate pollution: A case study using research grade sensors. *Science of the Total Environment*, 776. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145778>
- Meskhidze, N., Völker, C., Al-Abadleh, H. A., Barbeau, K., Bressac, M., Buck, C., Bundy, R. M., Croot, P., Feng, Y., Ito, A., Johansen, A. M., Landing, W. M., Mao, J., Myriokefalitakis, S., Ohnemus, D., Pasquier, B., & Ye, Y. (2019). Perspective on identifying and characterizing the processes controlling iron speciation and residence time at the atmosphere-ocean interface. *Marine Chemistry*, 217. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2019.103704>
- Michelsen, H. A., Colket, M. B., Bengtsson, P. E., D'Anna, A., Desgroux, P., Haynes, B. S., Miller, J. H., Nathan, G. J., Pitsch, H., & Wang, H. (2020). A review of terminology used to describe soot formation and evolution under combustion and pyrolytic conditions. *ACS Nano*, 14(10), 12470–12490. <https://doi.org/10.1021/acs.nano.0c06226>
- Michoud, V., Hallemans, E., Chiappini, L., Leoz-Garziandia, E., Colomb, A., Dusanter, S., Fronval, I., Gheusi, F., Jaffrezo, J. L., Léonardis, T., Locoge, N., Marchand, N., Sauvage, S., Sciare, J.,

- & Doussin, J. F. (2021). Molecular characterization of gaseous and particulate oxygenated compounds at a remote site in Cape Corsica in the western Mediterranean Basin. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(10), 8067–8088. <https://doi.org/10.5194/acp-21-8067-2021>
- Miettinen, J., & Ollikainen, M. (2024). The impacts of climate and energy policy instruments on forest bioeconomy. *Forest Policy and Economics*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2024.103338>
- Minderytė, A., Pauraite, J., Dudaitis, V., Plauškaitė, K., Kilikevičius, A., Matijošius, J., Rimkus, A., Kilikevičienė, K., Vainorius, D., & Byčenkienė, S. (2022). Carbonaceous aerosol source apportionment and assessment of transport-related pollution. *Atmospheric Environment*, 279. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119043>
- Monks, P. S. (2005). Nucleobases Gas-phase radical chemistry in the troposphere. *Chemical Society Reviews*, 34(5), 376–395. <https://doi.org/10.1039/b307982c>
- Napolitano, D. C., Hartnett, H. E., & Herckes, P. (2020). A novel method for carbonate quantification in atmospheric particulate matter. *Atmosphere*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/atmos11060661>
- Navarro, J. C. A., Varma, V., Riipinen, I., Seland, Kirkevåg, A., Struthers, H., Iversen, T., Hansson, H. C., & Ekman, A. M. L. (2016). Amplification of Arctic warming by past air pollution reductions in Europe. *Nature Geoscience*, 9(4), 277–281. <https://doi.org/10.1038/ngeo2673>
- Ngagine, H. S. (2022). *Chemical heterogeneity of atmospheric particles in urbanized and industrialized environments during pollution events*. <https://www.researchgate.net/publication/363466905>
- Ni, H., Huang, R. J., Pieber, S. M., Corbin, J. C., Stefenelli, G., Pospisilova, V., Klein, F., Gysel-Beer, M., Yang, L., Baltensperger, U., Haddad, I. El, Slowik, J. G., Cao, J., Prévôt, A. S. H., & Dusek, U. (2021). Brown Carbon in Primary and Aged Coal Combustion Emission. *Environmental Science and Technology*, 55(9), 5701–5710. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08084>
- NOAA ARL. (2019). *How to interpret potential temperature versus height diagrams*. <https://www.ready.noaa.gov/READYthetahelp.php>
- NOAA ARL. (2022, January 3). *Pasquill Stability Classes*. <https://www.ready.noaa.gov/READYpgclass.php>

- Noad, N. C., Bonnaventure, P. P., Gilson, G. F., Jiskoot, H., & Garibaldi, M. C. (2023). Surface-based temperature inversion characteristics and impact on surface air temperatures in northwestern Canada from radiosonde data between 1990 and 2016. *Arctic Science*, 9(3), 545–563. <https://doi.org/10.1139/as-2022-0031>
- Olofson, K. F. G., Andersson, P. U., Hallquist, M., Ljungström, E., Tang, L., Chen, D., & Pettersson, J. B. C. (2009). Urban aerosol evolution and particle formation during wintertime temperature inversions. *Atmospheric Environment*, 43(2), 340–346. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.080>
- Olsen, Y., Nøjgaard, J. K., Olesen, H. R., Brandt, J., Sigsgaard, T., Pryor, S. C., Ancelet, T., Viana, M. del M., Querol, X., & Hertel, O. (2020). Emissions and source allocation of carbonaceous air pollutants from wood stoves in developed countries: A review. *Atmospheric Pollution Research*, 11(2), 234–251. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.10.007>
- Pace, G., Di Sarra, A., Meloni, D., Piacentino, S., & Chamard, P. (2006). Aerosol optical properties at Lampedusa (Central Mediterranean). 1. Influence of transport and identification of different aerosol types. *Atmos. Chem. Phys*, 6, 697–713. www.atmos-chem-phys.net/6/697/2006/
- Parent, P., Laffon, C., Trillaud, V., Grauby, O., Ferry, D., Limoges, A., Missamou, T., & Piazzola, J. (2023). Physicochemical Characterization of Aerosols in the Coastal Zone: Evidence of Persistent Carbon Soot in the Marine Atmospheric Boundary Layer (MABL) Background. *Atmosphere*, 14(2). <https://doi.org/10.3390/atmos14020291>
- Pekney, N., Davidson, C., Zhou, L., & Hopke, P. (2006). Application of PSCF and CPF to PMF-modeled sources of PM_{2.5} in Pittsburgh. *Aerosol Science and Technology*, 40(10), 952–961. <https://doi.org/10.1080/02786820500543324>
- Pérez, I. A., Artuso, F., Mahmud, M., Kulshrestha, U., Sánchez, M. L., & García, M. Á. (2015). Applications of air mass trajectories. *Advances in Meteorology*, 2015, 1–20. <https://doi.org/10.1155/2015/284213>
- Peters, R., Mudway, I., Booth, A., Peters, J., & Anstey, K. J. (2021). Putting Fine Particulate Matter and Dementia in the Wider Context of Noncommunicable Disease: Where are We Now and What Should We Do Next: A Systematic Review. *Neuroepidemiology*, 55(4), 253–265. <https://doi.org/10.1159/000515394>

- Phung Ngoc, B. A., Delbarre, H., Deboudt, K., Dieudonné, E., Nguyen Tran, D., Le Thanh, S., Pelon, J., & Ravetta, F. (2021). Key factors explaining severe air pollution episodes in Hanoi during 2019 winter season. *Atmospheric Pollution Research*, 12(6). <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101068>
- Piazzola, J., Mihalopoulos, N., Canepa, E., Tedeschi, G., Prati, P., Zarnmpas, P., Bastianini, M., Missamou, T., & Cavaleri, L. (2016). Characterization of aerosols above the Northern Adriatic Sea: Case studies of offshore and onshore wind conditions. *Atmospheric Environment*, 132, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.044>
- Pirker, L., Velkavrh, Ž., Osīte, A., Drinovec, L., Močnik, G., & Remškar, M. (2022). Fireworks—a source of nanoparticles, PM_{2.5}, PM₁₀, and carbonaceous aerosols. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 15(7), 1275–1286. <https://doi.org/10.1007/s11869-021-01142-3>
- Pokhrel, R. P., Beamesderfer, E. R., Wagner, N. L., Langridge, J. M., Lack, D. A., Jayarathne, T., Stone, E. A., Stockwell, C. E., Yokelson, R. J., & Murphy, S. M. (2017). Relative importance of black carbon, brown carbon, and absorption enhancement from clear coatings in biomass burning emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(8), 5063–5078. <https://doi.org/10.5194/acp-17-5063-2017>
- Polissar, A. V., Hopke, P. K., Paatero, P., Kaufmann, Y. J., Hall, D. K., Bodhaine, B. A., Dutton, E. G., & Harris, J. M. (1999). The aerosol at Barrow, Alaska: long-term trends and source locations. *Atmospheric Environment*, 33(16), 2441–2458. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00423-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00423-3)
- Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 56(6), 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Priestley, M., Kong, X., Pei, X., Hammes, J., Bäckström, D., Pathak, R. K., Pettersson, J. B. C., & Hallquist, M. (2023). Pros and cons of wood and pellet stoves for residential heating from an emissions perspective. *Environmental Science: Atmospheres*, 3(4), 717–730. <https://doi.org/10.1039/d2ea00022a>
- Ravindra, K., Kumar, S., & Mor, S. (2022). Long term assessment of firework emissions and air quality during Diwali festival and impact of 2020 fireworks ban on air quality over the states of Indo

- Gangetic Plains airshed in India. *Atmospheric Environment*, 285. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119223>
- Ren, L., Yang, Y., Wang, H., Zhang, R., Wang, P., & Liao, H. (2020). Source attribution of Arctic black carbon and sulfate aerosols and associated Arctic surface warming during. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(14), 9067–9085. <https://doi.org/10.5194/acp-20-9067-2020>
- Rimkus, E. (2011). *Meteorologijos pagrindai*. Vilnius Universitetas.
- Rindelaub, J. D., Davy, P. K., Talbot, N., Pattinson, W., & Miskelly, G. M. (2021). The contribution of commercial fireworks to both local and personal air quality in Auckland, New Zealand. *Environmental Science and Pollution Research International*, 28(17), 21650–21660. <https://doi.org/10.1007/S11356-020-11889-4>
- Rolph, G., Stein, A., & Stunder, B. (2017). Real-time Environmental Applications and Display sYstem: READY. *Environmental Modelling and Software*, 95, 210–228. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.025>
- Rönkkö, T., Pirjola, L., Karjalainen, P., Simonen, P., Teinilä, K., Bloss, M., Salo, L., Datta, A., Lal, B., Hooda, R. K., Saarikoski, S., & Timonen, H. (2023). Exhaust particle number and composition for diesel and gasoline passenger cars under transient driving conditions: Real-world emissions down to 1.5 nm. *Environmental Pollution*, 338, 122645. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122645>
- Rudolph, J., Anderson, R. S., Czapiewski, K. V., Czuba, E., Ernst, D., Gillespie, T., Huang, L., Rigby, C., & Thompson, A. E. (2003). The stable carbon isotope ratio of biogenic emissions of isoprene and the potential use of stable isotope ratio measurements to study photochemical processing of isoprene in the atmosphere. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 44, 39–55. <https://doi.org/10.1023/A:1022116304550>
- Safai, P. D., Ghude, S., Pithani, P., Varpe, S., Kulkarni, R., Todekar, K., Tiwari, S., Chate, D. M., Prabhakaran, T., Jenamani, R. K., & Rajeevan, M. N. (2019). Two-way relationship between aerosols and fog: A case study at IGI airport, New Delhi. *Aerosol and Air Quality Research*, 19(1), 71–79. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.11.0542>
- Saini, D., Gunture, N., Kaushik, J., Aggarwal, R., Tripathi, K. M., & Sonkar, S. K. (2021). Carbon Nanomaterials Derived from Black Carbon Soot: A Review of Materials and Applications. *ACS*

- Applied Nano Materials*, 4(12), 12825–12844. <https://doi.org/10.1021/acsanm.1c02840>
- Samset, B. H., Myhre, G., Forster, P. M., Hodnebrog, Andrews, T., Faluvegi, G., Fläschner, D., Kasoar, M., Kharin, V., Kirkevåg, A., Lamarque, J. F., Olivié, D., Richardson, T., Shindell, D., Shine, K. P., Takemura, T., & Voulgarakis, A. (2016). Fast and slow precipitation responses to individual climate forcings: A PDRMIP multimodel study. *Geophysical Research Letters*, 43(6), 2782–2791. <https://doi.org/10.1002/2016GL068064>
- Sand, M., Berntsen, T. K., Ekman, A. M. L., & Lewinschal, A. (2020). Surface temperature response to regional black carbon emissions: Do location and magnitude matter-. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(5), 3079–3089. <https://doi.org/10.5194/acp-20-3079-2020>
- Sandradewi, J., Prévôt, A. S. H., Weingartner, E., Schmidhauser, R., Gysel, M., & Baltensperger, U. (2008). A study of wood burning and traffic aerosols in an Alpine valley using a multi-wavelength Aethalometer. *Atmospheric Environment*, 42(1), 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.034>
- Saxena, P., & Sonwani, S. (2019). Criteria Air Pollutants and their Impact on Environmental Health. In *Criteria Air Pollutants and their Impact on Environmental Health*. Springer Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-9992-3>
- Schmidl, C., Marr, I. L., Caseiro, A., Kotianová, P., Berner, A., Bauer, H., Kasper-Giebl, A., & Puxbaum, H. (2008). Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid-European Alpine regions. *Atmospheric Environment*, 42(1), 126–141. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.028>
- Seibert, P., Kromp-Kolb, H., Baltensperger, U., Jost, D. T., Schwikowski, M., Kasper, A., & Puxbaum, H. (1994). Trajectory analysis of aerosol measurements at high alpine sites. *Transport and Transformation of Pollutants in the Troposphere*, 15(9), 689–693.
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2012). *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change* (2nd ed.). John Wiley & Sons.
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change* (3rd ed.). John Wiley & Sons, Hoboken New Jersey, USA.

- Shindell, D., Bréon, F., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., Zhang, H., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., ... Midgley, P. (2013). *Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.* https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf
- Shindell, D. T., Faluvegi, G., Rotstayn, L., & Milly, G. (2015). Spatial patterns of radiative forcing and surface temperature response. *Journal of Geophysical Research*, 120(11), 5385–5403. <https://doi.org/10.1002/2014JD022752>
- Shrivastava, M., Cappa, C. D., Fan, J., Goldstein, A. H., Guenther, A. B., Jimenez, J. L., Kuang, C., Laskin, A., Martin, S. T., Ng, N. L., Petaja, T., Pierce, J. R., Rasch, P. J., Roldin, P., Seinfeld, J. H., Shilling, J., Smith, J. N., Thornton, J. A., Volkamer, R., ... Zhang, Q. (2017). Recent advances in understanding secondary organic aerosol: Implications for global climate forcing. *Reviews of Geophysics*, 55(2), 509–559. <https://doi.org/10.1002/2016RG000540>
- Singh, A., Pant, P., & Pope, F. D. (2019). Air quality during and after festivals: Aerosol concentrations, composition and health effects. *Atmospheric Research*, 227, 220–232. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.05.012>
- Singh, D. P., Gadi, R., Mandal, T. K., Dixit, C. K., Singh, K., Saud, T., Singh, N., & Gupta, P. K. (2010). Study of temporal variation in ambient air quality during Diwali festival in India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 169(1), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1145-9>
- Sirois, A., & Bottenheim, J. W. (1995). Use of backward trajectories to interpret the 5-year record of PAN and O₃ ambient air concentrations at Kejimikujik National Park, Nova Scotia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 100(D2), 2867–2881. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/94JD02951>

- Skipitytė, R., Mašalaitė, A., Garbaras, A., Mickienė, R., Ragažinskienė, O., Baliukonienė, V., Bakutis, B., Šiugždaitė, J., Petkevičius, S., Maruška, A. S., & Remeikis, V. (2017). Stable isotope ratio method for the characterisation of the poultry house environment. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 53(3), 243–260. <https://doi.org/10.1080/10256016.2016.1230609>
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., & Miller, H. L. (eds.). (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg1/>
- Squizzato, S., & Masiol, M. (2015). Application of meteorology-based methods to determine local and external contributions to particulate matter pollution: A case study in Venice (Italy). *Atmospheric Environment*, 119, 69–81. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.026>
- Srivastava, P., & Naja, M. (2021). Characteristics of carbonaceous aerosols derived from long-term high-resolution measurements at a high-altitude site in the central Himalayas: radiative forcing estimates and role of meteorology and biomass burning. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(12), 14654–14670. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11579-1>
- Stein, A. F., Draxler, R. R., Rolph, G. D., Stunder, B. J. B., Cohen, M. D., & Ngan, F. (2015). NOAA's HYSPLIT Atmospheric Transport and Dispersion Modeling System. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96(12), 2059–2077. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1>
- Steinhauser, G., & Klapötke, T. M. (2010). Using the chemistry of fireworks to engage students in learning basic chemical principles: A lesson in eco-friendly pyrotechnics. *Journal of Chemical Education*, 87(2), 150–156. <https://doi.org/10.1021/ed800057x>
- Stjern, C. W., Samset, B. H., Myhre, G., Forster, P. M., Hodnebrog, Ø., Andrews, T., Boucher, O., Faluvegi, G., Iversen, T., Kasoar, M., Kharin, V., Kirkevåg, A., Lamarque, J. F., Olivie, D., Richardson, T., Shawki, D., Shindell, D., Smith, C. J., Takemura, T., & Voulgarakis, A. (2017). Rapid Adjustments Cause Weak Surface Temperature Response to Increased Black Carbon Concentrations.

- Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 122(21), 11,462–11,481. <https://doi.org/10.1002/2017JD027326>
- Subri, M. S. M., Arifin, K., Sohaimin, M. F. A. M., & Abas, A. (2024). The parameter of the Sick Building Syndrome: A systematic literature review. *Heliyon*, 10(12). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e32431>
- Tanda, S., Ličbinský, R., Hegrová, J., & Goessler, W. (2019). Impact of New Year's Eve fireworks on the size resolved element distributions in airborne particles. *Environment International*, 128, 371–378. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.071>
- Tarptautinių žodžių žodynas. (2013). *Komponentas*. <https://vlkk.lt/konsultacijos/5136-komponentas>
- Tegen, I., & Schepanski, K. (2018). Climate Feedback on Aerosol Emission and Atmospheric Concentrations. *Current Climate Change Reports*, 4(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s40641-018-0086-1>
- Thén, W., & Salma, I. (2022). Particle Number Concentration: A Case Study for Air Quality Monitoring. *Atmosphere*, 13(4), 570. <https://doi.org/10.3390/atmos13040570>
- Thomas, M. A., Devasthale, A., & Kahnert, M. (2022). Marine aerosol properties over the Southern Ocean in relation to the wintertime meteorological conditions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(1), 119–137. <https://doi.org/10.5194/acp-22-119-2022>
- Thomson, H., & Liddell, C. (2015). The suitability of wood pellet heating for domestic households: A review of literature. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1362–1369. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.11.009>
- Thorsen, T. J., Ferrare, R. A., Kato, S., & Winker, D. M. (2020). Aerosol Direct Radiative Effect Sensitivity Analysis. *Journal of Climate*, 33(14), 6119–6139. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-19-0669.1>
- Tunved, P., Korhonen, H., Ström, J., Ström, S., Hansson, H.-C., Lehtinen, K. E. J., & Kulmala, M. (2004). A pseudo-Lagrangian model study of the size distribution properties over Scandinavia A pseudo-Lagrangian model study of the size distribution properties over Scandinavia: transport from Aspvreten to Värriö A pseudo-Lagrangian model study of the size distribution properties over Scandinavia. *Atmos. Chem. Phys. Discuss*, 4, 7757–7794. www.atmos-chem-phys.org/acpd/4/7757/
- Tunved, P., Nilsson, E. D., Hansson, H. C., Ström, J., Kulmala, M., Aalto, P., & Viisanen, Y. (2005). Aerosol characteristics of air

- masses in northern Europe: Influences of location, transport, sinks, and sources. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 110(7), 1–13. <https://doi.org/10.1029/2004JD005085>
- UAB Hnit-Baltic. (2025). www.maps.lt.
- Ueda, S., Miura, K., Kawata, R., Furutani, H., Uematsu, M., Omori, Y., & Tanimoto, H. (2016). Number–size distribution of aerosol particles and new particle formation events in tropical and subtropical Pacific Oceans. *Atmospheric Environment*, 142, 324–339. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.055>
- Ulevicius, V., Byčėnkiene, S., Bozzetti, C., Vlachou, A., Plauškaite, K., Mordas, G., Dudoitis, V., Abbaszade, G., Remeikis, V., Garbaras, A., Masalaite, A., Blees, J., Fröhlich, R., Dällenbach, K. R., Canonaco, F., Slowik, J. G., Dommen, J., Zimmermann, R., Schnelle-Kreis, J., ... Prévôt, A. S. H. (2016). Fossil and non-fossil source contributions to atmospheric carbonaceous aerosols during extreme spring grassland fires in Eastern Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(9), 5513–5529. <https://doi.org/10.5194/acp-16-5513-2016>
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2024, September 6). *Why dirty air costs us trillions every year*. <https://www.unep.org/news-and-stories/video/why-dirty-air-costs-us-trillions-every-year>
- Uraoka, M., Maegawa, K., & Ishizaka, S. (2017). Raman Spectroscopy of Single Light-Absorbing Carbonaceous Particles Levitated in Air Using an Annular Laser Beam. *Analytical Chemistry*, 89(23), 12866–12871. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.7b03455>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2022). *Supplement to the 2019 Integrated Science Assessment for Particulate Matter (Final Report)*, 2022). <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=354490#tab-3>
- Van Drooge, B. L., & Grimalt, J. O. (2015). Particle size-resolved source apportionment of primary and secondary organic tracer compounds at urban and rural locations in Spain. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(13), 7735–7752. <https://doi.org/10.5194/acp-15-7735-2015>
- Velásquez-García, M. P., Hernández, K. S., Vergara-Correa, J. A., Pope, R. J., Gómez-Marín, M., & Rendón, A. M. (2024). Long-range transport of air pollutants increases the concentration of hazardous components of PM_{2.5} in northern South America. *Atmospheric*

- Chemistry and Physics*, 24(20), 11497–11520.
<https://doi.org/10.5194/acp-24-11497-2024>
- Vennam, L. P., Vizuete, W., Talgo, K., Omary, M., Binkowski, F. S., Xing, J., Mathur, R., & Arunachalam, S. (2017). Modeled Full-Flight Aircraft Emissions Impacts on Air Quality and Their Sensitivity to Grid Resolution. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 122(24), 13,472–13,494.
<https://doi.org/10.1002/2017JD026598>
- Visuotinė lietuvių enciklopedija. (n.d.). *Fejerverkas*. Retrieved April 11, 2025, from <https://www.vle.lt/straipsnis/fejerverkas/>
- Vogel, B., Müller, R., Günther, G., Spang, R., Hanumanthu, S., Li, D., Riese, M., & Stiller, G. P. (2019). Lagrangian simulations of the transport of young air masses to the top of the Asian monsoon anticyclone and into the tropical pipe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(9), 6007–6034. <https://doi.org/10.5194/acp-19-6007-2019>
- Wang, H., Liu, X., Wu, C., & Lin, G. (2024). Regional to global distributions, trends, and drivers of biogenic volatile organic compound emission from 2001 to 2020. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 24(5), 3309–3328. <https://doi.org/10.5194/acp-24-3309-2024>
- Wang, H., Zhang, L., Cao, X., Zhang, Z., & Liang, J. (2013). A-Train satellite measurements of dust aerosol distributions over northern China. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*, 122, 170–179.
<https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2012.08.011>
- Wang, P., Yang, Y., Xue, D., Ren, L., Tang, J., Leung, L. R., & Liao, H. (2023). Aerosols overtake greenhouse gases causing a warmer climate and more weather extremes toward carbon neutrality. *Nature Communications*, 14(1), 7257.
<https://doi.org/10.1038/s41467-023-42891-2>
- Wang, Q., Ye, J., Wang, Y., Zhang, T., Ran, W., Wu, Y., Tian, J., Li, L., Zhou, Y., Hang Ho, S. S., Dang, B., Zhang, Q., Zhang, R., Chen, Y., Zhu, C., & Cao, J. (2019). Wintertime Optical Properties of Primary and Secondary Brown Carbon at a Regional Site in the North China Plain. *Environmental Science and Technology*, 53(21), 12389–12397. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03406>
- Wang, Y., Gu, M., Wu, J., Cao, L., Lin, Y., & Huang, X. (2021). Formation of soot particles in methane and ethylene combustion: A reactive molecular dynamics study. *International Journal of*

- Hydrogen Energy*, 46(73), 36557–36568.
<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.08.125>
- Wang, Y. Q., Zhang, X. Y., & Draxler, R. R. (2009). TrajStat: GIS-based software that uses various trajectory statistical analysis methods to identify potential sources from long-term air pollution measurement data. *Environmental Modelling & Software*, 24(8), 938–939.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.01.004>
- Widory, D. (2006). Combustibles, fuels and their combustion products: A view through carbon isotopes. *Combustion Theory and Modelling*, 10(5), 831–841.
<https://doi.org/10.1080/13647830600720264>
- World Health Organization. (2021). *Global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*.
<https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- World Health Organization. (2024a, October 16). *Household air pollution*.
<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/household-air-pollution-and-health>
- World Health Organization. (2024b, October 24). *Ambient (outdoor) air pollution*.
[https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- World Health Organization. Regional Office for Europe. (2004). *Health aspects of air pollution: results from the WHO project “Systematic review of health aspects of air pollution in Europe.”*
<https://iris.who.int/handle/10665/107571>
- World Health Organization. Regional Office for Europe. (2019). Noncommunicable diseases and air pollution: *European High-Level Conference on Noncommunicable Diseases. Time to Deliver: Meeting NCD Targets to Achieve Sustainable Development Goals in Europe*, 1–12. <https://iris.who.int/handle/10665/346416>
- Wu, D., Zhang, F., Lou, W., Li, D., & Chen, J. (2017). Chemical characterization and toxicity assessment of fine particulate matters emitted from the combustion of petrol and diesel fuels. *Science of the Total Environment*, 605–606, 172–179.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.058>
- Xu, J., Shi, J., Zhang, Q., Ge, X., Canonaco, F., Prévôt, A. S. H., Vonwiller, M., Szidat, S., Ge, J., Ma, J., An, Y., Kang, S., & Qin, D. (2016). Wintertime organic and inorganic aerosols in Lanzhou,

- China: Sources, processes, and comparison with the results during summer. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(23), 14937–14957. <https://doi.org/10.5194/acp-16-14937-2016>
- Yang, A., Tan, Q., Rajapakshe, C., Chin, M., & Yu, H. (2022). Global premature mortality by dust and pollution PM_{2.5} estimated from aerosol reanalysis of the modern-era retrospective analysis for research and applications, version 2. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.975755>
- Yang, L., Gao, X., Wang, X., Nie, W., Wang, J., Gao, R., Xu, P., Shou, Y., Zhang, Q., & Wang, W. (2014). Impacts of firecracker burning on aerosol chemical characteristics and human health risk levels during the chinese new year celebration in jinan, china. *Science of the Total Environment*, 476–477, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.110>
- Yang, Y., Ren, L., Wu, M., Wang, H., Song, F., Leung, L. R., Hao, X., Li, J., Chen, L., Li, H., Zeng, L., Zhou, Y., Wang, P., Liao, H., Wang, J., & Zhou, Z. Q. (2022). Abrupt emissions reductions during COVID-19 contributed to record summer rainfall in China. *Nature Communications*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28537-9>
- Yang, Y., Wang, H., Smith, S. J., Zhang, R., Lou, S., Yu, H., Li, C., & Rasch, P. J. (2018). Source Apportionments of Aerosols and Their Direct Radiative Forcing and Long-Term Trends Over Continental United States. *Earth's Future*, 6(6), 793–808. <https://doi.org/10.1029/2018EF000859>
- Yang, Y., Zeng, L., Wang, H., Wang, P., & Liao, H. (2023). Climate effects of future aerosol reductions for achieving carbon neutrality in China. *Science Bulletin*, 68(9), 902–905. <https://doi.org/10.1016/j.scib.2023.03.048>
- Younes, C., Shdid, C. A., & Bitsuamlak, G. (2012). Air infiltration through building envelopes: A review. *Journal of Building Physics*, 35(3), 267–302. <https://doi.org/10.1177/1744259111423085>
- Zandersen, M., Hyytiäinen, K., Meier, H. E. M., Tomczak, M. T., Bauer, B., Haapasaari, P. E., Olesen, J. E., Gustafsson, B. G., Refsgaard, J. C., Fridell, E., Pihlainen, S., Le Tissier, M. D. A., Kosenius, A. K., & Van Vuuren, D. P. (2019). Shared socio-economic pathways extended for the Baltic Sea: exploring long-term environmental problems. *Regional Environmental Change*, 19(4), 1073–1086. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1453-0>

- Zanis, P., Akritidis, D., Georgoulas, A. K., Allen, R. J., Bauer, S. E., Boucher, O., Cole, J., Johnson, B., Deushi, M., Michou, M., Mulcahy, J., Nabat, P., Olivie, D., Oshima, N., Sima, A., Schulz, M., & Takemura, T. (2020). Fast responses on pre-industrial climate from present-day aerosols in a CMIP6 multi-model study. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(14), 8381–8404. <https://doi.org/10.5194/acp-20-8381-2020>
- Zech, W., Schad, P., & Hintermaier-Erhard, G. (2022). Boreal Zone (Taiga Zone). In *Soils of the World* (pp. 23–52). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-30461-6_3
- Zhang, C., Zhang, Z., Xiong, W., Yang, Y., & Wang, Y. (2024). Molecular dynamics investigation on structural and interfacial characteristics of aerosol particles containing mixed organic components. *Atmospheric Environment*, 319. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.120305>
- Zhang, J. P., Zhu, T., Zhang, Q. H., Li, C. C., Shu, H. L., Ying, Y., Dai, Z. P., Wang, X., Liu, X. Y., Liang, A. M., Shen, H. X., & Yi, B. Q. (2012). The impact of circulation patterns on regional transport pathways and air quality over Beijing and its surroundings. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(11), 5031–5053. <https://doi.org/10.5194/acp-12-5031-2012>
- Zhang, L., Luo, Z., Du, W., Li, G., Shen, G., Cheng, H., & Tao, S. (2020). Light absorption properties and absorption emission factors for indoor biomass burning. *Environmental Pollution*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115652>
- Zhang, S., Huang, Z., Alam, K., Li, M., Dong, Q., Wang, Y., Shen, X., Bi, J., Zhang, J., Li, W., Li, Z., Wang, W., Cui, Z., & Song, X. (2023). Derived Profiles of CCN and INP Number Concentrations in the Taklimakan Desert via Combined Polarization Lidar, Sun-Photometer, and Radiosonde Observations. *Remote Sensing*, 15(5), 1216. <https://doi.org/10.3390/RS15051216>
- Zhang, Y., Favez, O., Petit, J.-E., Canonaco, F., Truong, F., Bonnaire, N., Crenn, V., Amodeo, T., Prévôt, A. S. H., Sciare, J., Gros, V., & Albinet, A. (2019). Six-year source apportionment of submicron organic aerosols from near-continuous highly time-resolved measurements at SIRTa (Paris area, France). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(23), 14755–14776. <https://doi.org/10.5194/acp-19-14755-2019>
- Zhao, D., Schmitt, S. H., Wang, M., Acir, I. H., Tillmann, R., Tan, Z., Novelli, A., Fuchs, H., Pullinen, I., Wegener, R., Rohrer, F., Wildt,

J., Kiendler-Scharr, A., Wahner, A., & Mentel, T. F. (2018). Effects of NO_x and SO₂ on the secondary organic aerosol formation from photooxidation of α -pinene and limonene. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(3), 1611–1628. <https://doi.org/10.5194/acp-18-1611-2018>

PRIEDAI

PADĖKA

Mano nuoširdi padėka skiriama mokslinėms vadovėms dr. Steigvilei Byčenkienei ir dr. Kristinai Plauškaitei–Šukienei už prieš trejus metus suteiktą galimybę mokytis ir dirbti aplinkotyros mokslo srityje kartu su draugiškais, darbščiais ir palaikančiais kolegomis Aplinkotyros skyriuje. Jūs visi buvote labai supratingi, nedvejojantys padėti ir patarti. Noriu padėkoti dr. Steigvilei Byčenkienei už nepaprastą kantrumą, įžvalgumą ir pagalbą man stengiantis atsakyti į klausimus ir įveikti išbandymus moksliniame kelyje.

Norėčiau padėkoti savo kolegoms iš Tribologijos laboratorijos – dr. Daliai Bražinskienei, doktorantei Paulinai Nemaniutei ir dr. Tadui Matijošiui. Džiaugiuosi galėjusi dirbti su Jumis, labai vertinau ir vertinu Jūsų geranoriškumą, draugiškumą ir darbštumą – darbas chemijos laboratorijoje nebūdavo toks sunkus ir vienišas dėka Jūsų.

Esu dėkinga šeimai ir giminaičiams, palaikantiems didelių poryčių ir išbandymų laikotarpiams, mokantiems nuraminti, paguosti ir padrąsinti eiti sudėtingu mokslo keliu bei kantriai laukiantiems mano studijų pabaigos.

Per visus doktorantūros studijų metus jatau, kokį didelį poveikį tam, kur esu dabar, padarė mano Mokytojai – lietuvių kalbos ir literatūros mokytoja Dalia Mekšėnaitė, mano diplominių darbų vadovė dr. Rasa Čepulytė, dr. Irena Nedveckytė ir dr. Rita Linkevičienė bei profesorius dr. Egidijus Rimkus. Jūs ne tik atvėrėte man duris į mokslo pasaulį, kantriai mokėte mokslinio darbo, atskleidėte įvairias perspektyvas studijuojant Gamtos mokslus, bet ir suteikdavote pasitikėjimo savimi man stengiantis geriau suprasti mokslo pasaulį. Dėka Jūsų skirto laiko, pastangų ir dėmesio aš ėjau ir einu toliau Gamtos pažinimo keliu. Ačiū Jums.

Ypatingai noriu padėkoti draugėms Skaistei, Daivai, Agnei, Sonatai, Kamilei, Eglei, Simonai, Brigitai ir Daliai bei protmūšių draugų pulkeliui. Jūs tikėjote manimi ir nepykote dėl ilgų tylos savaitių. Dėkoju už tai, kad mane supratote ir palaikėte.

Disertaciją skyriu žmogui, visa gyvenimą mane mokiui atkaklumo, ryžtingumo, kantrybės bei pakantumo kitiems – mano a. a. Mamai.

INTRODUCTION

Work relevance

Air quality is directly linked to human health – long-term and short-term exposure to air pollutants can cause diseases of respiratory and cardiovascular systems, as well as affect the nervous system and overall resilience of organism. Particularly pernicious are fine particulate matter (PM_{2.5}), black carbon, and various chemical compounds that can penetrate deep into the lungs and enter the bloodstream. Aerosol particles also influence the Earth–Atmosphere energy balance, because depending on their chemical composition, they scatter and/or absorb solar radiation, thus directly affecting the climate (Wang et al., 2023; Yang et al., 2023). Moreover, acting as cloud condensation nuclei, aerosol particles change cloud properties and thus the atmospheric water cycle, which indirectly affects climate (Yang et al., 2022). Therefore, identifying the sources of aerosol particles and their changes has become a relevant research area in environmental and atmospheric sciences.

Fireworks are a significant short-term source of air pollution, that emit great amounts of PM_{2.5}, metals and gaseous pollutants. These atmospheric pollutants not only have a direct impact on air quality, but can also take part in complex chemical processes in the atmosphere that cause environmental changes. In this regard, assessing the pollution caused by fireworks is important step in order to better understand the dynamics of air pollutants under constantly changing meteorological conditions, their impact on human health and long-term processes of the climate change.

The newest scientific studies have revealed that approximately 12% of premature deaths worldwide have been caused by PM_{2.5} which were linked to non-local air pollutants (Yang et al., 2022). Regional air pollution by aerosol particles can be influenced by both local emissions and long-range air mass transport (Velásquez-García et al., 2024). Research findings indicate that in Europe, long-range transport is a significant factor in atmospheric pollution (Grennfelt et al., 2020; Guardans, 2024; Yang et al., 2018). Air pollutants released to the atmosphere can remain suspended in the air and circulate around the globe for several days to several weeks, depending on meteorological conditions. These pollutants often flow and reach the distant regions thousands of kilometers away from their primary emission sources. For this reason, the study of long-range air mass transport is crucial for assessing its impact on local and regional air quality.

Analysis of the stable carbon isotopes can be employed to distinguish the origin and contribution of pollutant sources to concentrations of atmospheric aerosol particles, and especially to differentiate between biological and industrial sources. By examining changes in the carbon isotope ratio values alongside the air mass transport data, it is possible to identify which sources and regions have the greatest impact on air quality.

Recent studies provide a deeper comprehension of how concentrations of submicron aerosol particles from biomass and fossil fuel combustion vary with air mass transport, and how they affect the air quality and climate. This knowledge is essential for developing effective strategies of air quality management and pollution control on both local and regional scale. It can also help improve protection of the public health by predicting and reducing risks associated with air pollution.

Scientific problem

Air pollution is one of the most important environmental problems in the world, with a significant impact on human health, ecosystems and climate change.

Two factors that determine air pollution are analyzed in the thesis:

Fireworks are an episodic, temporary and intense source of air pollution, which is most often observed during various events. The use of fireworks causes a rapid increase in the concentrations of aerosol particles, metals and other chemical compounds in the atmosphere. The impact of fireworks is momentary but significant, especially in densely populated areas, because the short-term increment of air pollution can have a direct impact on human health.

Long-range air mass transport is a continuous, long-term atmospheric process which determines the movement of air pollutants between regions around the globe. This factor includes the transport of the natural and anthropogenic pollutants, such as Saharan dust, volcanic ash, sea salt or industrial pollutants. The transport of air masses has a significant impact on air quality, especially in the regions which are not major sources of air pollutants, however, are affected by incoming pollutants.

However, despite the increasing attention to air pollution issues, there is still a scarcity of comprehensive data of intense short-term pollution sources in urban sites, such as fireworks displays, which significantly affect the composition and concentration of aerosol particles in the atmosphere. Furthermore, meteorological conditions, such as fog, can further exacerbate the effects of these pollutants by prolonging their persistence in the

atmosphere and increasing their impact on human health. Therefore, it is essential to analyze the dynamics, chemical composition, and dispersion of air pollution caused by fireworks more deeply in order to better understand their impact on the environment and climate change.

Long-range air mass transport is an important atmospheric process that influences air quality on a global scale, as air pollutants including PM_{2.5}, black carbon and organic compounds can be transported over long distances – from several hundred to several thousand kilometres, depending on meteorological conditions. This phenomenon means that regions without major pollution sources can experience significant air quality degradation due to the transportation of polluted air masses.

The analysis of these two factors clues in on better understanding of the dynamics of air pollution and its impact on the environment and human health. The study highlights how different types of pollution sources – both episodic and long-term – contribute to overall air quality.

Novelty of the work

In this work the changes in organic compounds contained in submicron aerosol particles in indoor and outdoor air before and after the New Year's holiday were determined, with special attention to the foggy conditions in Vilnius city.

The contribution of long-range air mass transport to the mass concentration of aerosol particle components of different origins and the carbon isotope ratio in three different environments of the Baltic region – urban background, rural and coastal – was also assessed.

Practical value of the work

New data on the contribution of New Year's fireworks and long-range air mass transport to the concentration and chemical composition of aerosol particles and the ratio of stable carbon isotopes ¹³C ir ¹²C will allow for the refinement of the modeling algorithms. These improvements will be beneficial for the development and implementation of advanced machine learning models aimed at more accurately predicting aerosol particle dynamics and source contributions in various environments.

The aim of the work

To determine the contributions of fireworks' burning and long-range air mass transport to the mass concentration of aerosol particles containing organic compounds and black carbon.

Tasks of the work

1. To investigate the contribution of burning of fireworks to the dynamics of the mass concentration of submicron aerosol particle (PM₁) components outdoors and indoors and to assess the impact of the synoptic and meteorological conditions.
2. To determine the prevailing directions of air mass transport in relation to the receptor sites in an urban and rural environments, moreover, to assess the contribution of the long-range transport to the chemical composition of aerosol particles.
3. To identify the dependence of the ratio of stable carbon isotopes ¹³C and ¹²C and mass concentration of black carbon on the long-range air mass transport in background (Preila) and urban background (Vilnius) environments.

Defensive statements

1. The impact of fireworks on air pollution is evidenced not only by increased mass concentration, but also by substantial changes in the chemical composition of aerosol particles.
2. The mass concentration of black carbon originating from biomass burning during fireworks display determines an increase in the mass concentration in indoor air to a greater extent than the mass concentration of black carbon originating from fossil fuels.
3. The highest average mass concentrations of organic compounds and black carbon contained in aerosol particles are associated with long range air mass transport from the east, and the lowest – with inflow from the west and north–west directions.
4. The average values of the stable carbon isotope ratio in the urban background environment indicate that while air masses are moving towards urbanized areas, conducive conditions arise for the intensification of air pollution processes related to the increased variety of emissions and their origin.

An analysis of synoptic situations and meteorological conditions was carried out for this work. Moreover, backward trajectories of air masses were calculated, evaluated and visually displayed, as well as their clustering was performed and potential geographical regions of pollution sources of aerosol particles were determined using TrajStat software developed on the basis of a geographic information system (GIS).

In order to indicate the prevailing directions of air mass movement according to backward air mass trajectories, the clustering method of the angular distance or the Euclidean distance was applied. Meanwhile, in order to determine possible geographical regions of pollution sources of aerosol particles, two different methods of identifying the source–receptor relationship were applied: potential source contribution function (PSCF) and concentration weighted trajectory (CWT).

LITERATURE REVIEW

Aerosol particles

Aerosol particles (or particulate matter, PM) in the atmosphere originate from natural sources, such as soil and rock debris (soil dust), volcanic activity, sea spray, biomass burning and chemical reactions between natural gases emitted into the atmosphere, as well as anthropogenic activities, which include four main sources of aerosol particles: fossil fuel combustion, industrial activities, non-industrial short-term sources (road dust from paved and unpaved roads, wind-induced erosion of agricultural land, construction work, etc.) and vehicles (Saxena, Sonwani, 2019).

The aerosol particles are removed from the atmosphere in two ways: by settling on the Earth's surface (dry deposition) and by turning into cloud droplets during precipitation formation processes (wet deposition) (in the thesis see chapter 1.1, Figure 1). These processes result in a relatively short lifetime of aerosol particles in the troposphere – typically from a few days to a few weeks (Zhang et al., 2012).

The influence of fireworks on the mass concentration of aerosol particles

Fireworks that can reach high altitudes and are ignited and detonated near the ground are often used for various festive occasions. Since these pyrotechnic products are usually ignited close to the ground, a sudden increase in the concentration levels of particulate matter is often observed (Khedr et al., 2022), especially in cases when meteorological conditions are favorable for the accumulation of air pollutants. Since primary (smoke) and secondary aerosol particles are found among the emitted air pollutants during detonation of fireworks, they have been observed to affect indoor air quality. Smoke particles generated during fireworks displays may be too small to be captured by building air filtration systems (Mendoza et al., 2021). Pollutants emitted from outdoor fireworks can also enter indoor air through natural and forced ventilation (Younes et al., 2012). Indoor air pollution is a major problem for people living in cities, as they spend about 90% of their time indoors (Casini, 2021). Since aerosol particles generated during smoke-plumes produced by fireworks and accumulate in large quantities in a very short period of time, they pose a risk to the environmental and human health. For this reason, determining the chemical composition of atmospheric aerosol particles and their sources is a very important step in maintaining the quality of the environmental and public health (Tanda et al., 2019).

Aerosol particles originating from biomass burning and fossil fuel combustion

Unlike fossil fuel combustion, during which greenhouse gases are emitted to the atmosphere and thus contributes to global climate change, wood burning is considered a neutral energy source (Bari et al., 2011). Wood burning in residential places is the largest source of PM across Europe, especially during winter season (Lin et al., 2019). It is also an important and sometimes predominant source of primary organic aerosol particles (OA), black and organic carbon, and polyaromatic hydrocarbons (Priestley et al., 2023).

Fossil fuel combustion is an anthropogenic source of emissions. The components of aerosol particles emitted from fossil fuel combustion are BC, OA, sulphate (SO_4^{2-}), various metals and ash. The combustion of coal (as a fuel) produces submicron soot particles, OA and sulphate. Most soot particles emitted from fossil fuel combustion contain BC coated with a layer of polycyclic aromatic hydrocarbons and possibly covered by a shell of organic and inorganic compounds (Saini et al., 2021).

Aerosol particles in rural and urban background environments

In rural areas, aerosol particles are mostly of natural origin, however, aerosol particles typical of anthropogenic sources are also detected in this type of environment (Van Drooge, Grimalt, 2015). In rural areas, air quality, the chemical composition and diversity of aerosol particles are also affected by the long-range transport of air pollutants from urban or industrial areas to rural environment (Donnelly et al., 2015; Saxena, Sonwani, 2019).

In the urban background environment, aerosol particles may be a mixture of primary (directly emitted from industrial, transport, energy production processes and natural sources) and secondary (formed by the conversion of volatile chemical compounds and other gaseous precursors to particulate matter) aerosol particles. Typically, the number concentration of aerosol particles near busy roads is one order of magnitude higher than in the urban environment. However, the concentration of these particles decreases rapidly due to their dispersion in every 100 meters away from the road (Baldwin et al., 2015).

Change in the ratio of carbon ^{13}C and ^{12}C isotopes ($\delta^{13}\text{C}$) in aerosol particles

The analysis of the stable carbon isotopes ^{13}C and ^{12}C ratio ($\delta^{13}\text{C}$) is widely used in scientific works of the identification of sources of air pollutants,

including atmospheric aerosol particles (Ceburnis et al., 2016; Garbarienė et al., 2016; Masalaite et al., 2018; Skipitytė et al., 2017). $\delta^{13}\text{C}$ also provides valuable information when studying processes related to carbonaceous aerosol particles in the atmosphere (Kirillova et al., 2013) (in the thesis see chapter 1.7, Figure 2). The interval of $\delta^{13}\text{C}$ values in various types of fuels can vary from $-28.0 \pm 0.9\text{‰}$ (Masalaite et al., 2017) in liquid fossil fuels to $-23.0 \pm 2.0\text{‰}$ in coal (Widory, 2006). Meanwhile, the $\delta^{13}\text{C}$ value in the composition of aerosol particles emitted during biomass burning can reach $-25.5 \pm 1.0 \text{‰}$ (Garbaras et al., 2015). Thus, previous studies (Masalaite et al., 2015, 2018) have shown that the identification of the primary sources of air pollution during cold season in Lithuania based on the $\delta^{13}\text{C}$ values of total carbon (TC) ($\delta^{13}\text{C}_{\text{TC}}$) is feasible. In addition, $\delta^{13}\text{C}$ is considered a reliable indicator that helps investigate the contribution of various atmospheric processes to the quantity of the carbonaceous aerosol particles. A previous study (Masalaite et al., 2020) demonstrated that seasonal differences are evident between different study environments (urban, coastal and forested areas), thus detecting the photochemical aging of aerosol particles and/or the formation of secondary organic aerosol particles in summer season.

Long range air mass transport

The transportation of aerosol particles by air masses encompasses different spatial and temporal scales (Vennam et al., 2017). It has been observed that the optical depth and other properties of aerosol particles, as well as the chemical composition of the atmosphere, are strongly influenced by air masses (Pace et al., 2006; Kabashnikov et al., 2014). The analysis of air mass back trajectories is a commonly used measure to determine the type of synoptic scale atmospheric transport and/or the origin of air (Pérez et al., 2015). The transport of atmospheric chemical compounds and aerosol particles by air masses from their sources to a receptor point can be easily traced by using the analysis method of backward air mass trajectories (Fleming et al., 2012).

METHODS

Measurements Sites Description

The impact of two pollution sources – fireworks burning and long-range air mass transport – on different aerosol components was assessed during various time periods based on continuous measurements collected by the State research institute Center for Physical Sciences and Technology (SRI FTMC) at different locations.

- Fireworks burning: December 18, 2020 – January 15, 2021, in Vilnius (changes in the chemical composition of PM₁ particles).
- Long-range air mass transport:
 - Vilnius: January 1 – December 30, 2014 (PM₁ particles: BC and $\delta^{13}\text{C}$); January – February 2014 (OA and BC); June 1 – July 1, 2022 (BC);
 - Rūgštelėškis: 2013–2016, 2018–2019 (BC, OC);
 - Preila: January 1 – December 30, 2014 (PM₁ particles: BC and $\delta^{13}\text{C}$).

A unified system of equipment and air mass clustering was applied for the analysis of all study periods.

To study the impact of New Year's Eve fireworks burning on air pollution, the chemical composition and sources of PM₁ particles deposited on filters of indoor and outdoor air samples were analyzed at the SRI FTMC, www.ftmc.lt/en/, in the urban background site in Vilnius (54°43' N, 25°19' E) from December 18, 2020 to January 15, 2021 (in the thesis see chapter 2.3, Figure 3). Mass concentrations of PM_{2.5}, PM₁₀, NO₂ and CO, and meteorological parameters were measured at the air quality monitoring stations belonging to the Environmental Protection Agency in Vilnius Old Town, Žirmūnai, Lazdynai and Savanorių avenue. Hourly average values were calculated from the first to the last minute of the hour (e.g., 00:01:00–01:00:00).

A study of sources of BC-containing aerosol particles was conducted in June 2022 at the air pollution research site in Vilnius, which belongs to the SRI FTMC. This measurement site is located in Antakalnis district in Vilnius city, 6–7 km northeast of the city center (54°43' N, 25°19' E, 161 m a.s.l.). This site is considered to be a representative urbanized background environment.

The measurements of organic aerosol particles and black carbon were carried out at the Aukštaitija Integrated Monitoring Station (IMS LT01, 55°27' N, 26°00' E, 170 m a.s.l.), located in Utena district, in Aukštaitija National Park. The nearest cities: Utena (population ~ 32,000 people) is located to the west of the measurement site; Ignalina (population ~ 6,000 people) is located to the southeast of Rūgštelėškis. The monitoring station is located in a forested rural environment, dominated by Scots pine (*Pinus sylvestris* (Linnaeus)), Norway spruce (*Picea abies* (Linnaeus) H. Karst.) and mixed forests. The territory is surrounded by Lake Utenas in the southwest, and the village of Rūgštelėškis is located to the southeast. There are no large local sources of anthropogenic pollution around this area (Dudoitis et al., 2018). Measurements were made at a height of approximately 1.5 m a.g.l. The OA and BC particle survey covered the spring, summer and autumn seasons of 2013, 2014, 2016, 2018 and 2019, except for 2016 in the case of the BC measurement campaign.

For the purpose of investigating the changes in the mass concentrations of carbonaceous aerosol particles and the ratio of stable carbon isotopes ^{13}C and ^{12}C ($\delta^{13}\text{C}$), air samples of PM_{10} particles were collected during a mass concentration measurement campaign from 1 January to 30 December 2014 at two locations in Lithuania. The first sampling site was in Vilnius city (54°38' N, 25°10' E, 160 m a.s.l.), which had a population of 541,200 people that year. The sampling site is surrounded by forested environment, and a busy highway is 250 m to the south. Northeasterly winds bring air pollutants from the urban area to the measurement site (Masalaite et al., 2015).

The second sampling site was a coastal air pollution monitoring station in Preila (55°22' N, 21°1' E; 5 m a.s.l.), on the Curonian Spit, surrounded by the Baltic Sea and the Curonian Lagoon. The road connecting all towns on the Spit is located within 300 m from the sampling site. The nearest industrial site in the city is the Klaipėda Seaport, located 40 km north of the air pollution monitoring station. The distance between Vilnius and Preila is 280 km (straight line) (Masalaite et al., 2015).

In the winter of 2014 (January–February), an intensive 2-month span field measurement campaign was carried out in the urban background site at the laboratory of the Department of Environmental Research (SRI FTMC), located in Vilnius (54°38' N, 25°10' E, 197 m a.s.l.), 12 km southwest of the city center. Continuous real-time measurements of OA chemical composition and BC mass concentration were performed on the top floor of this building. The sampling site is quite far from densely populated residential areas. The measuring station is surrounded by forests from the north/northeast, and by

less densely populated areas from the south/east. The nearest road is 300 m to the southwest, on the opposite side – a light traffic road 600 m away.

Clusterization of air mass back trajectories

The 72-hour air mass back trajectories and the areas over which they moved before reaching the receptor point were analyzed using the GIS-based software TrajStat (Wang et al., 2009).

In order to determine the directions of air masses according to the backward trajectories of air masses, the angle distance or the Euclidean distance clustering method was applied. In the case of the Euclidean distance clustering method, it was used to determine latitude and longitude positions as distance variables between two trajectories according to formula (1) (see thesis' chapter 2.2).

The angle distance method was used to classify the backward trajectories of air masses into N clusters according to the formula (2) (see chapter 2.2 in the thesis).

Meteorological parameters characterizing the physical state of the atmosphere were taken from the National Centers for Environmental Prediction/National Center for Atmospheric Research (NCEP/NCAR) Reanalysis Archive database. These data were used to calculate the backward trajectories of air masses using the Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory model HYSPLIT-4 (Rolph et al., 2017; Stein et al., 2015). The obtained data are presented in the UTC+0 time zone.

Identification of geographical regions of air pollution source

In order to determine the directions of air masses arriving at the receptor site with a higher concentration of aerosol particles or their components, as well as potential pollution source regions, three methods for determining the source–receptor relationship were applied: cluster analysis, potential source contribution function (PSCF) and concentration weighted trajectory (CWT). The size and spatial resolution of the study area for each study were determined individually according to the scale of the territory encompassed by the calculated air mass back trajectories. Furthermore, depending on the type of receptor point and the environment, the descent height of the trajectories of the approaching air masses was determined individually.

PSCF is a conditional probability function that determines the geographical location of sources of air pollution using backward trajectories of air masses (Ashbaugh et al., 1985). The PSCF values for the field ij of the study area are

calculated according to formula (3) (see chapter 2.2.1. in the thesis). Meanwhile, the CWT model differentiates the strength of air pollution source by distributing the mass concentration values of an air pollutant, measured at a receptor site, along the air mass trajectories (Guo et al., 2021). The CWT values are calculated according to formula (5) (see chapter 2.2.1. in the thesis).

Databases of meteorological data

Meteorological data and synoptic maps (the received data is in the UTC+0 time zone) were obtained from various Lithuanian, German, USA and other data archives:

- Lithuanian Hydrometeorological Service's data archives;
- National Oceanic and Atmospheric Administration, (NOAA) Air Resources Laboratory (ARL) database of archived meteorological data;
- archived database of Germany's National Meteorological Service (Deutscher Wetterdienst, DWD);
- Weather Underground database;
- National Centers for Environmental Prediction/National Center for Atmospheric Research (NCEP/NCAR) database.

Measurement Techniques

Aerosol Chemical Speciation Monitor (ACSM)

The aerosol chemical speciation monitor (ACSM, Aerodyne Research, Inc., Billerica, MA, USA) was used to detect non-refractory submicron aerosol (NR-PM₁) particulate components (NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, and organic components). Molecular fragments were detected by a quadrupole mass spectrometer. A 30-min time interval was used. The 30-min ACSM detection limits for the organic aerosol particulate component, nitrate, and sulfate were 0.2, 0.08, and 0.05 µg/m³, respectively.

Aethalometer

Aethalometers AE31 (A Magee Scientific, Model AE31 Spectrum, manufactured by Optotek, Slovenia) and AE33 (Magee Scientific model AE33) were used to measure the mass concentration of black carbon outdoors and indoors. The optical transmission of carbonaceous aerosol particles was measured at seven wavelengths. The standard channel for BC mass concentration measurements is 880 nm, since black carbon is the main light-

absorbing aerosol particle at this wavelength. The flow rate in the measuring device was 4.9 L/min. The measurement data of the AE31 model aethalometer were recorded at 5-minute intervals. Meanwhile, the sampling time resolution of the AE33 model aethalometer was 1 min.

Collection and preparation of aerosol particle samples for carbon isotopic composition studies

Aerosol particle samples were collected at two different locations to reveal seasonal variations in carbon isotopic composition. PM₁ particle samples were collected using samplers on 150 mm diameter quartz fiber filters that were heated for 8 hours. At the Vilnius receptor site, aerosol particle samples were collected for 24 hours on weekdays and 48 or 72 hours on weekends. Meanwhile, at the Preila receptor site, sample collection lasted for 24 hours. Sample filters were heat-treated for 12 hours. On average, 6 and 9 samples per month were collected for aerosol particle analysis from Vilnius and Preila study sites, respectively.

Analysis of the stable carbon isotope ratio $\delta^{13}\text{C}$

The ratio of the stable carbon isotopes in TC was determined using a Thermo Flash EA1112 elemental analyzer connected to a Thermo Delta V Advantage isotope ratio mass spectrometer. To determine seasonal TC and $\delta^{13}\text{C}_{\text{TC}}$ fluctuations, 72 filters from an urban measuring station and 103 filters from a coastal measuring station were analyzed at both receptor points (Mašalaitė et al., 2024).

RESULTS

Air pollution events caused by New Year's fireworks and biomass burning

During the study period (December 18, 2020 – January 15, 2021), significant fluctuations in the mass concentration of aerosol particles were identified, especially pronounced on New Year's Eve and at night (from December 31, 2020 to January 1, 2021). The highest aerosol mass concentrations were recorded in the period from 21:00 to 06:00 on New Year's Eve, when a significant part of the PM mass concentrations were determined by fireworks emissions. The impact of fireworks on air pollution was manifested not only in increased PM mass concentrations, but also in pronounced changes in the chemical composition of aerosol particles, e.g., sulfates and chlorides, the mass concentrations of which increased significantly after midnight (in the thesis see chapter 3.1.2, Figure 10, and Table 2).

The high level of air pollution during the study period was associated with favorable weather conditions for the accumulation of pollutants, including a relatively high pressure area with a small pressure gradient (in the thesis see chapter 3.1.1, Figure 6), low air temperature (average $-0.81\text{ }^{\circ}\text{C}$), low wind speed (average 1.30 m/s) (in the thesis see chapter 3.1.1, Figures 5 and 7) and the formation of temperature inversion layers (in the thesis see chapter 3.1.1, Figure 8). Meteorological conditions, such as temperature inversion, significantly limited the vertical dispersion of pollutants, thus enhancing the impact of local and regional pollution on air quality.

The largest jump in pollutant mass concentrations on the eve of New Year was recorded for chloride Cl^- concentration, which increased by 32 times compared to the third quartile value of the control period. The peaks in mass concentrations of other carbonaceous aerosol particles, containing black carbon and organic matter, reached 10 and 8 times, respectively. Meanwhile, SO_4^{2-} – 3.5 times. However, the maximum values of nitrate and ammonium mass concentrations were lower than the values of the third quartiles in the measurement control period (in the thesis see chapter 3.1.2, Table 2).

At the Vilnius Old Town air quality monitoring station, according to one-month measurements, the average CO and NO_2 mass concentrations reached $0.35 \pm 0.09\text{ mg/m}^3$ and $12.20 \pm 7.8\text{ }\mu\text{g/m}^3$, respectively. Significant spikes in mass concentrations of these pollutants were recorded on New Year's Eve – the CO concentration increased to 1.66 mg/m^3 , and NO_2 – to $56.60\text{ }\mu\text{g/m}^3$. Analysis of the mass concentrations of PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ aerosol particles revealed that their values increased by 5 – 7 times compared to the third

quartile value of the control period. At the Vilnius Old Town monitoring station, the mass concentration of PM_{10} on New Year's Eve exceeded the World Health Organization's (WHO) set 24-hour limit value ($45.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (World Health Organization, 2024b) by as much as 4 times. It should be noted that the average $PM_{2.5}$ mass concentration during the control measurement period was 3 times higher than the annual permissible limit set by WHO ($5.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and 2.5 times higher than the established 24-hour limit value ($15.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (World Health Organization, 2024b) (in the thesis see chapter 3.1.2, Figure 10, and Figure 11).

On New Year's Eve, significant changes in the chemical composition of PM_1 were observed. At night, the mass concentration of organic aerosol particles increased from 43 to 70% in outdoor air and from 47 to 60% in indoor air. The mass concentration of chlorides (Cl^-) increased 4-fold, reaching $0.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ outdoors and $0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ indoors. The mass concentration of sulfates (SO_4^{2-}) increased to $4.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ outdoors and $0.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ indoors, and the concentration of nitrates (NO_3^-) increased to $4.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ outdoors and $0.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ indoors (in the thesis see chapter 3.1.3, Figures 12 and 13). In outdoor air, the mass concentration of BC_{ff} was $1.38 - 11.04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mean value $4.93 \pm 3.72 \mu\text{g}/\text{m}^3$), and BC_{bb} was $0.42 - 2.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mean value $1.55 \pm 0.90 \mu\text{g}/\text{m}^3$). In indoor air, the concentrations of BC_{ff} and BC_{bb} were lower – $0.04 - 0.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mean value $0.18 \pm 0.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and $0.01 - 0.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mean value $0.13 \pm 0.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$), respectively (in the thesis see chapter 3.1.3, Figures 12 and 13).

The results of this monitoring study and analysis showed a significant impact of fireworks and meteorological conditions on air quality on New Year's Eve in the urban background site.

Long range transport of air masses and the contribution of potential air pollution sources to air quality in Vilnius

With the aim of assessing the level of increased air pollution with BC particles during the warm season in the urban background environment of Vilnius city, a measurement campaign was carried out in June 2022. The results revealed the prevailing directions of air masses with higher BC mass concentrations in relation to the receptor point in Vilnius. In the first period, the highest WPSCF values were assigned to the western, northwestern, central and southern parts of the territory of Belarus, the western territory of Poland and southwestern Latvia ($1.0 - 1.1$). The highest BC_{bb} mass concentrations according to WCWT values were in western Poland (up to $0.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and in the southern and western parts of Belarus (up to $0.31 \mu\text{g}/\text{m}^3$), while the lowest

values were calculated in territories distant to the south, west, north and north-west from the Vilnius receptor point ($0.03 - 0.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (in the thesis see chapter 3.1.5, 1st column of Figure 14).

In the second study episode, the highest WPSCF values (up to 1.1) were calculated in the northern and southwestern parts of Poland, most of the territory of Latvia and the northwestern territory of Russia. Meanwhile, the geographical distribution of the highest WCWT values differed significantly from the distribution of WCWT values in the first and third episodes. The highest WCWT values were found in southeastern Norway ($0.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$), western and southeastern Sweden ($0.18 - 0.20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and western Latvia ($0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). The lowest WCWT values were also located somewhat differently geographically – these were areas located to the west and north-northeast of the Vilnius receptor site ($0.02 - 0.04 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (in the thesis see chapter 3.1.5, 2nd column of Figure 14).

In the third study period, the highest WPSCF values were calculated for the territories located to the east of the receptor point: in the western, central and eastern parts of Belarus and in the western part of Russia. The highest WCWT values were also assigned to these territories (Belarus – up to $0.27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Russia – up to $0.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and the southern part of Latvia ($0.22 \mu\text{g}/\text{m}^3$). The lowest WCWT values were calculated in the territories located further north-northeast, east and southeast of the receptor point, reaching ($0.02 - 0.04 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (in the thesis see chapter 3.1.5, 3rd column of Figure 14).

The results help to understand the distribution trends of carbonaceous aerosol particles in Northern Europe during the warm season.

Dependence of the mass concentration of organic compounds contained in aerosol particles on the transport of air masses

The highest average OA mass concentrations in Rūgštelīškis were associated with long range air mass transport from the east: the average annual OA concentration ranged from 7.07 to $17.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The lowest average OA concentration was associated with air mass transport from the west and northwest (2.67 and $2.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively) (in the thesis see chapter 3.2, Table 5).

Analysis of potential air pollution sources showed that the sources located in the territories of Estonia, Latvia, Belarus, Poland and western Russia contributed the most to air pollution with OA particles (in the thesis see chapter 3.2, Figure 15b,e,h,k,n).

The WPSCF results are confirmed by the WCWT results – the highest values were calculated over western Russia (maximum value reached 21.75

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ in 2019), Belarus ($21.07 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in 2019), northern Ukraine (up to $17.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in 2018), parts of northern Latvia ($15.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in 2019) and parts of southern and western Estonia (the highest value was calculated in 2019 and reached $19.20 - 22.88 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Meanwhile, the lowest WCWT values were assigned to the areas located to the north, northwest, west and southwest of the receptor point (in the thesis see chapter 3.2, Figure 15c,f,i,l,o).

Relationship of black carbon mass concentration on air mass transport

The study analyzed the impact of air mass transport on BC mass concentrations at the Rūgštelīškis receptor site in 2013, 2014, 2018 and 2019 using cluster analysis of backward air mass trajectories. The results of the analysis showed that the highest average BC mass concentrations were associated with the westerly cluster in 2013 ($1.04 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and the eastward cluster in 2018 and 2019 ($0.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (in the thesis see chapter 3.3, Table 6).

In addition, the results of WPSCF and WCWT analyses indicated the strongest BC sources in areas to the east, southeast and south of the receptor point. The highest WPSCF values in all years of study were mostly calculated over the territories of Estonia, Latvia, Belarus and western Russia. The highest WCWT values indicated the possibly strongest BC sources in Belarus, northern and northwestern parts of Ukraine and western Russian territories. The lowest WCWT values for black carbon were observed in areas to the north, northwest and west of Lithuania (in the thesis see chapter 3.3, Figure 16 and Table 6).

These results reveal a significant effect of air mass transport on the BC mass concentration in Rūgštelīškis, depending on the direction of trajectories and the year of transport.

Changes in the concentration of carbonaceous aerosol particles and the ratio of stable carbon isotopes ^{13}C and ^{12}C in Vilnius and Preila

This study analyzed the isotopic composition of carbonaceous aerosol particles and black carbon mass concentration levels at the Vilnius and Preila receptor sites using air mass back trajectory analysis. For the Vilnius receptor point, the highest average BC mass concentration ($3.50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) belonged to the cluster from the east, whose assigned air masses moved over the territories of Belarus and Russia. Meanwhile, the highest $\delta^{13}\text{C}$ value (-27.00‰) belonged to the southeast-oriented cluster, whose air mass trajectories moved from the southeast – from the territories of Belarus, Ukraine and Russia. The lowest average BC mass concentration and $\delta^{13}\text{C}$ value ($1.20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and –

28.00‰, respectively) were calculated for the cluster, whose trajectories moved over Sweden, the Baltic Sea and Latvia, i.e. in the northwest direction (in the thesis see chapter 3.4, Figure 18b and Table 8).

In relation to the Preila receptor site, the cluster from the southeast, to which the air mass trajectories were assigned to pass over the territory of Belarus, had the highest average BC mass concentration ($1.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and also the highest average $\delta^{13}\text{C}$ value (-26.80‰). Meanwhile, the lowest average BC mass concentration value ($0.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) belonged to the cluster from the north–northwest, with the air mass trajectories passing over the territory of Sweden and the Baltic Sea to the receptor point. The cluster from the northeast (with the air masses passing over the territories of Russia and Latvia) was assigned the lowest average $\delta^{13}\text{C}$ value (-27.61‰) (in the thesis see chapter 3.4, Figure 17b and Table 7).

In the urban background site, carbon isotopic traces indicate a greater influence of local pollution sources compared to the coastal site. The small difference in average $\delta^{13}\text{C}$ values in the urban background environment (from -27.40‰ to -28.00‰) indicates that as air masses move towards urbanized areas, direction becomes less significant, since, regardless of direction, the dominant pollutant sources are of similar origin.

Sources of carbonaceous aerosol particles during the cold season in Vilnius

In order to determine the air masses backward trajectories, which moved past Vilnius and determined higher levels of OA and BC mass concentrations, and potential pollution source regions, methods for determining the source–receptor relationship were applied. According to the statistical analysis of clusters, the highest average BC mass concentration was associated with the 5th ($0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and 1st ($0.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$) clusters, which were assigned air masses from the east and south-southwest, respectively. The lowest average BC mass concentration was recorded in the 3rd cluster ($0.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$), whose air masses moved from the southwest (in the thesis see chapter 3.5, Table 9 and Figure 19). Meanwhile, the highest average OA mass concentrations were also associated with the 5th and 1st clusters (12.27 and $11.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively), while the lowest concentration value was associated with the 3rd cluster (in the thesis see chapter 3.5, Table 8 and Figure 20).

The increases in BC mass concentrations are associated with air masses displaced from northeastern Poland, north–central Slovakia, northwestern–southern Belarus, northwestern Ukraine and western Russia (the WPSCF value reached $1.0 - 1.1$) (in the thesis see chapter 3.5, Figure 21). According to the results of the WCWT analysis, the highest BC mass concentrations are

associated with potential BC sources in the territories of Russia (WCWT value reached up to $0.40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Belarus (up to $0.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Ukraine (up to $0.29 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Romania (up to $0.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Slovakia (up to $0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), the Czech Republic (up to $0.27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and Poland (up to $0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (in the thesis see chapter 3.5, Figure 22).

Meanwhile, in the case of the analysis of potential sources of OA particles, the highest WPSCF values (1.0 – 1.1) were calculated in the central part of Slovakia, the territory of east-northeast Poland, west-south and east Belarus, north-west Ukraine and the western part of Russia (in the thesis see chapter 3.5, Figure 23).

The results of the WCWT analysis show that the highest average OA mass concentrations in Vilnius were associated with air masses moving towards Vilnius over the Central, South-Eastern and Eastern European regions, as well as the southeastern part of Latvia and western territories of Russia. The highest weighted CWT values ranged from 9.70 and $16.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Meanwhile, regions located to the west-southwest, east and north of Lithuania and the air masses moving over them had the weakest effect on the OA mass concentration level at the receptor point (in the thesis see chapter 3.5, Figure 24).

CONCLUSIONS

1. Fireworks burning, combined with stable atmospheric conditions and air temperature inversion, significantly increased the contribution of organic aerosol particles to the mass concentration of submicron aerosol particles in outdoor air (from 43 to 70%) and indoors (from 47 to 60%). The largest increase in mass concentration, as much as 32 times compared to the third quartile, was associated with chloride (Cl^-) concentration, indicating a significant contribution of fireworks to the overall increase in pollutant levels.
2. The mass concentration of biomass burning-derived black carbon (BC_{bb}) in indoor air during fireworks increased more (26.5 times) compared to the increase in the concentration of fossil fuel derived black carbon (BC_{ff}) (11.1 times). Meanwhile, in outdoor air, BC_{bb} and BC_{ff} showed similar increases in concentration, 11.2 and 10.1 times, respectively.
3. In rural environments, the highest average mass concentration of organic compounds (OA) and black carbon (BC) in aerosol particles varies depending on the direction of air mass transport. The highest average concentration of OA ($7.32 - 17.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and BC ($0.59 - 0.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in particles is associated with long-range air mass transport from the east, and the lowest ($2.24 - 5.64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $0.24 - 0.27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively) – from the west and northwest directions.
4. The highest average BC ($1.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and $\delta^{13}\text{C}$ (-26.80‰) values in the background environment are associated with air mass transport from the east, southeast, south and southwest, covering the territories of Poland, Ukraine, Belarus and Russia. Meanwhile, the lowest average BC ($0.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and $\delta^{13}\text{C}$ (-27.61‰) values are determined by relatively cleaner air masses as they move over the northwestern and northeastern regions, including the territories of Sweden, the Baltic Sea and Latvia. The small difference in average $\delta^{13}\text{C}$ values in the urban background environment (-27.40 and -28.00‰) indicates that as the air mass moves towards urbanized areas, favorable conditions emerge for air pollution.

LIST OF PUBLICATIONS

Results of the thesis were included in 6 Clarivate Analytics Web of Science (CA WoS) published articles:

1. S. Byčenkienė, T. Gill, A. Khan, **A. Kalinauskaitė**, V. Ulevicius, K. Plauškaitė, “Estimation of Carbonaceous Aerosol Sources under Extremely Cold Weather Conditions in an Urban Environment”, *Atmosphere*, 14(2), 2023, 310; <https://doi.org/10.3390/atmos14020310>
2. **A. Kalinauskaitė**, L. Davulienė, J. Pauraitė, A. Minderytė, S. Byčenkienė, “New Year Fireworks Influence on Air Quality in Case of Stagnant Foggy Conditions”, *Urban Science*, 8 (2), 2024, 54; <https://doi.org/10.3390/urbansci8020054>
3. T. Gill, J. Pauraitė, **A. Kalinauskaitė**, S. Byčenkienė, K. Plauškaitė, “Long-term study of chemical characteristics of aerosol compositions in the rural environment of Rūgštelis (Lithuania)”, *Atmospheric Pollution Research*, 15 (4), 2024, 102048; <https://doi.org/10.1016/j.apr.2024.102048>
4. L. Davulienė, L. Janicka, A. Minderytė, **A. Kalinauskaitė**, P. Poczta, M. Karasewicz, A. Hafiz, D. Pashneva, V. Dudoitis, K. Kandrotaitė, D. Valiulis, C. Böckmann, D. Schüttemeyer, I. S. Stachlewska, S. Byčenkienė, “Synergic use of in-situ and remote sensing techniques for comprehensive characterization of aerosol optical and microphysical properties”, *Science of the Total Environment*, 906, 2024, 167585; <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167585>
5. A. Mašalaitė, I. Garbarienė, A. Garbaras, J. Šapolaitė, Ž. Ežerinskis, L. Bučinskas, V. Dudoitis, **A. Kalinauskaitė**, D. Pashneva, A. Minderytė, V. Remeikis, S. Byčenkienė, “Dual-isotope ratios of carbonaceous aerosols for seasonal observation and their assessment as source indicators”, *Science of The Total Environment*, 949, 2024, 175094; <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175094>
6. T. Gill, **A. Kalinauskaitė**, V. Dudoitis, S. Kecorius, S. Byčenkienė, K. Plauškaitė, “A 4-Year study of carbonaceous aerosol particle sources in a rural environment of Eastern Europe, Lithuania”, *Atmospheric Pollution Research*, 16(4), 2025, 102428; <https://doi.org/10.1016/j.apr.2025.102428>

Clarivate Analytics Web of Science (CA WoS) articles not related with thesis:

1. **A. Kalinauskaitė**, I. S. Stachlewska, S. Byčenkienė, "Long-range transport and potential source contribution of black carbon during BIOSURE Campaign in Vilnius, 2022", *RepOD*, V1, 2023; <https://doi.org/10.18150/KW8DWY>

LIST OF CONFERENCES

The results of the thesis were presented at 5 conferences:

1. **A. Kalinauskaitė**, I. Garbarienė, A. Minderytė, J. Pauraite, V. Dudoitis, L. Davulienė, K. Plauškaitė-Šukienė, V. Kovalevskij, M. Gaspariūnas, S. Byčenkienė „Investigation of multielemental contents of PM1 in indoor and outdoor air.“*65th International Conference for Students of Physics and Natural Science „Open Readings“*, (virtually, poster), p. 418, Vilnius, 2022;
2. **A. Kalinauskaitė**, I. Garbarienė, A. Minderytė, J. Pauraite, V. Dudoitis, L. Davulienė, K. Plauškaitė-Šukienė, V. Kovalevskij, M. Gaspariūnas, S. Byčenkienė „Oro taršos šaltinių kilmės nustatymas Vilniaus mieste.“ *12th FTMC Young Scientists Conference FizTech2022* (19th–20th October, 2022, oral presentation), p. 27, Vilnius;
3. **A. Kalinauskaitė**, I. Garbarienė, A. Minderytė, J. Pauraite, V. Dudoitis, L. Davulienė, K. Plauškaitė-Šukienė, V. Kovalevskij, M. Gaspariūnas, S. Byčenkienė "Outdoor-indoor air pollution: case of fireworks." *European Aerosol Conference EAC 2023*, (3rd–8th September, 2023, poster), Malaga, Spain ;
4. **A. Kalinauskaitė**, J. Pauraitė, T. Gill, A. Khan, V. Ulevicius, K. Plauškaitė, S. Byčenkienė „Oro taršos šaltinių kilmės nustatymas receptoriniams taškams miesto ir kaimo aplinkose.“ *13th FTMC Young Scientists Conference FizTech2023*, (18th–19th October, 2023, oral presentation), p. 23, Vilnius;
5. **A. Kalinauskaitė**, I. Garbarienė, A. Minderytė, J. Pauraite, V. Dudoitis, L. Davulienė, K. Plauškaitė-Šukienė, V. Kovalevskij, M. Gaspariūnas, S. Byčenkienė "Impact of New Year's fireworks on outdoor and indoor air quality." *5th International Baltic Earth Winter School for Young Scientists on "Earth System Science for the Baltic Sea Region"*, (18th–22th March, 2024, poster), Sopot, Poland.

Results unrelated to the thesis were presented at the conferences:

1. **A. Kalinauskaitė**, M. Jurkūnas, S. Asadauskas „Measurement of storage modulus in uncured elastomers using plate-plate and moving die techniques.“ *64th International Conference for Students of Physics and Natural Science „Open Readings“*, (virtually, poster), p. 403, Vilnius, 2021;
2. **A. Kalinauskaitė**, D. Bražinskienė, S. Asadauskas „Tendencies of solid phase formation in deep eutectic solvents of betaine and xylitol.“ *23rd International Conference–School Advanced Materials and Technologies*, (poster), p. 177, Palanga, 2021;
3. **A. Kalinauskaitė**, M. Jurkūnas, S. Asadauskas „Measurement of storage modulus in uncured elastomers using plate-plate and moving die techniques (Importance of mastication for polyisoprene rubber).“ *16th International Conference of Lithuanian Chemical Society „Chemistry and Chemical Technology 2021“*, (poster), p. 123, Vilnius, 2021;
4. **A. Kalinauskaitė**, D. Bražinskienė, S. Asadauskas „Kietos fazės formavimas betaino ir ksilitolio natūraliuose eutektiniuose tirpikliuose.“ *11th FTMC Young Scientists Conference FizTech2021*, (oral presentation), p. 36, Vilnius, 2021.

PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS

Tyrimų rezultatai paskelbti 6 Clarivate Analytics Web of Science (CA WoS) straipsniuose:

1. S. Byčenkienė, T. Gill, A. Khan, **A. Kalinauskaitė**, V. Ulevicius, K. Plauškaitė, “Estimation of Carbonaceous Aerosol Sources under Extremely Cold Weather Conditions in an Urban Environment”, *Atmosphere*, 14 (2), 2023, 310; <https://doi.org/10.3390/atmos14020310>
2. **A. Kalinauskaitė**, L. Davulienė, J. Pauraitė, A. Minderytė, S. Byčenkienė, “New Year Fireworks Influence on Air Quality in Case of Stagnant Foggy Conditions”, *Urban Science*, 8 (2), 2024, 54; <https://doi.org/10.3390/urbansci8020054>
3. T. Gill, J. Pauraitė, **A. Kalinauskaitė**, S. Byčenkienė, K. Plauškaitė, “Long-term study of chemical characteristics of aerosol compositions in the rural environment of Rūgšteliškis (Lithuania)”, *Atmospheric Pollution Research*, 15 (4), 2024, 102048; <https://doi.org/10.1016/j.apr.2024.102048>
4. L. Davulienė, L. Janicka, A. Minderytė, **A. Kalinauskaitė**, P. Poczta, M. Karasewicz, A. Hafiz, D. Pashneva, V. Dudoitis, K. Kandrotaitė, D. Valiulis, C. Böckmann, D. Schüttemeyer, I. S. Stachlewska, S. Byčenkienė, “Synergic use of in-situ and remote sensing techniques for comprehensive characterization of aerosol optical and microphysical properties”, *Science of the Total Environment*, 906, 2024, 167585; <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167585>
5. A. Mašalaitė, I. Garbarienė, A. Garbaras, J. Šapolaitė, Ž. Ežerinskis, L. Bučinskas, V. Dudoitis, **A. Kalinauskaitė**, D. Pashneva, A. Minderytė, V. Remeikis, S. Byčenkienė, “Dual-isotope ratios of carbonaceous aerosols for seasonal observation and their assessment as source indicators”, *Science of The Total Environment*, 949, 2024, 175094; <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175094>
6. T. Gill, **A. Kalinauskaitė**, V. Dudoitis, S. Kecorius, S. Byčenkienė, K. Plauškaitė, “A 4-Year study of carbonaceous aerosol particle sources in a rural environment of Eastern Europe, Lithuania”,

Clarivate Analytics Web of Science (CA WoS) straipsniai nesusiję su disertacijos medžiaga:

1. **A. Kalinauskaitė**, I. S. Stachlewska, S. Byčenkienė, "Long-range transport and potential source contribution of black carbon during BIOSURE Campaign in Vilnius, 2022", *RepOD*, V1, 2023; <https://doi.org/10.18150/KW8DWY>

Pranešimai konferencijose

Disertacijos medžiaga pristatyta 5 konferencijose:

1. **A. Kalinauskaitė**, I. Garbarienė, A. Minderytė, J. Pauraite, V. Dudoitis, L. Davulienė, K. Plauškaitė-Šukienė, V. Kovalevskij, M. Gaspariūnas, S. Byčenkienė „Investigation of multielemental contents of PM₁ in indoor and outdoor air.“ *65th International Conference for Students of Physics and Natural Science „Open Readings“*, (stendinis pranešimas, virtualiai), p. 418, Vilnius, 2022;
2. **A. Kalinauskaitė**, I. Garbarienė, A. Minderytė, J. Pauraite, V. Dudoitis, L. Davulienė, K. Plauškaitė-Šukienė, V. Kovalevskij, M. Gaspariūnas, S. Byčenkienė „Oro taršos šaltinių kilmės nustatymas Vilniaus mieste.“ *12-ji Fizinių ir technologijos mokslų centro (FTMC) doktorantų ir jaunųjų mokslininkų konferencija FizTech2022*, (žodinis pranešimas), p. 27, Vilnius, 2022;
3. **A. Kalinauskaitė**, I. Garbarienė, A. Minderytė, J. Pauraite, V. Dudoitis, L. Davulienė, K. Plauškaitė-Šukienė, V. Kovalevskij, M. Gaspariūnas, S. Byčenkienė "Outdoor-indoor air pollution: case of fireworks." *European Aerosol Conference EAC 2023*, (stendinis pranešimas), Malaga, Ispanija, 2023 m. rugsėjo 3–8 d.;
4. **A. Kalinauskaitė**, J. Pauraitė, T. Gill, A. Khan, V. Ulevicius, K. Plauškaitė, S. Byčenkienė „Oro taršos šaltinių kilmės nustatymas receptoriniams taškams miesto ir kaimo aplinkose.“ *13-ji Fizinių ir technologijos mokslų centro (FTMC) doktorantų ir jaunųjų mokslininkų konferencija FizTech2023*, (žodinis pranešimas), p. 23, Vilnius, 2023;

5. **A. Kalinauskaitė**, I. Garbarienė, A. Minderytė, J. Pauraite, V. Dudoitis, L. Davulienė, K. Plauškaitė–Šukienė, V. Kovalevskij, M. Gaspariūnas, S. Byčenkienė “Impact of New Year's fireworks on outdoor and indoor air quality.” *5th International Baltic Earth Winter School for Young Scientists on “Earth System Science for the Baltic Sea Region”*, (stendinis pranešimas), Sopotas, Lenkija, 2024 m. kovo 18–22 d.

Konferencijose buvo pristatyti su disertacija nesusiję rezultatai:

1. **A. Kalinauskaitė**, M. Jurkūnas, S. Asadauskas „Measurement of storage modulus in uncured elastomers using plate-plate and moving die techniques.“ *64th International Conference for Students of Physics and Natural Science „Open Readings“*, (virtualiai, 2021 m. kovo 16-19 d., stendinis pranešimas), p. 403, Vilnius, 2021;
2. **A. Kalinauskaitė**, D. Bražinskienė, S. Asadauskas „Tendencies of solid phase formation in deep eutectic solvents of betaine and xylitol.“ *23rd International Conference–School Advanced Materials and Technologies*, (stendinis pranešimas), p. 177, Palanga, 2021;
3. **A. Kalinauskaitė**, M. Jurkūnas, S. Asadauskas „Measurement of storage modulus in uncured elastomers using plate-plate and moving die techniques (Importance of mastication for polyisoprene rubber).“ *16th International Conference of Lithuanian Chemical Society „Chemistry and Chemical Technology 2021“*, (stendinis pranešimas), p. 123, Vilnius, 2021;
4. **A. Kalinauskaitė**, D. Bražinskienė, S. Asadauskas „Kietos fazės formavimas betaino ir ksilitolio natūraliuose eutektiniuose tirpikliuose.“ *11-ji Fizinių ir technologijos mokslų centro (FTMC) doktorantų ir jaunųjų mokslininkų konferencija FizTech2021*, (žodinis pranešimas), p. 36, Vilnius, 2021.

GYVENIMO APRAŠYMAS

Vardas: Audrė
Pavardė: Kalinauskaitė
El. paštas: audre.kalinauskaite@ftmc.lt

Išsilavinimas:

2020–2024: Valstybinis mokslinių tyrimų institutas Fizinių ir technologijos mokslų centras (VMTI FTMC),

Aplinkotyros skyrius.

Doktorantūra (gamtos mokslai, chemija – N 003).

2017–2019: Vilniaus universitetas, Chemijos ir geomokslų fakultetas,

Hidrometeorologijos magistro laipsnis.

2012–2016: Vilniaus universitetas, Gamtos mokslų fakultetas,

Ekologijos bakalauro laipsnis.

Profesinė veikla:

2024–2025: Jaunesnioji mokslo darbuotoja, VMTI FTMC;

2023–2024: Vyresnioji inžinierė, VMTI FTMC;

2021–2023: Inžinierė, VMTI FTMC;

2021–2022: Chemijos laboratorijos technologė-tyrėja, UAB *Provectus redivivus*;

2019–2020: Direktorius pavaduotoja, UAB *Antras kartas*;

2017–2019: Biologė, VMTI Gamtos tyrimų centras;

2015-05–2015-08: Laborantė, VMTI Gamtos tyrimų centras.

CURRICULUM VITAE

Name: Audrė
Surname: Kalinauskaitė
E-mail: audre.kalinauskaite@ftmc.lt

Education:

2020–2024: State research institute Center for Physical Sciences and Technology (SRI FTMC),

Department of Environmental Research.

Ph.D. studies (Natural Sciences, Chemistry – N 003).

2017–2019: Vilnius University, Faculty of Chemistry and Geosciences,
Master's degree in Hydrometeorology.

2012–2016: Vilnius University, Faculty of Natural Sciences,
Bachelor's degree in Ecology.

Work experience:

2024–2025: Junior researcher, SRI FTMC;

2023–2024: Senior engineer, SRI FTMC;

2021–2023: Engineer, SRI FTMC;

2021–2022: Chemical laboratory technologist-researcher, UAB *Provectus redivivus*;

2019–2020: Deputy director, UAB *Antras kartas*;

2017–2019: Biologist, SRI The Nature Research Centre;

2015-05–2015-08: Laboratory assistant, SRI The Nature Research Centre.

UŽRAŠAMS

UŽRAŠAMS

Vilniaus universiteto leidykla
Saulėtekio al. 9, III rūmai, LT-10222 Vilnius
El. p. info@leidykla.vu.lt, www.leidykla.vu.lt
bookshop.vu.lt, journals.vu.lt
Tiražas 20 egz.