

Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitāte
Latvia University of Life Sciences and Technologies
Meža un vides zinātņu fakultāte
Faculty of Forest and Environmental Sciences



Mg.sc.ing. **Jovita Pilecka-Uļčugačeva** 

promocijas darbs – tematiski vienotu zinātnisko publikāciju apkopojums

**PILSĒTAS GAISA PIESĀRŅOJUMA AR SMAGAJIEM METĀLIEM
TELPISKĀS IZPLATĪBAS RISKA NOVĒRTĒJUMS**

***THE RISK ASSESSMENT OF SPATIAL SPREAD OF URBAN AIR
POLLUTION BY HEAVY METALS***

Promocijas darba KOPSAVILKUMS
zinātnes doktora grāda (Ph.D.) iegūšanai

SUMMARY
of the Doctoral thesis for the Doctoral degree of Science (Ph.D.)

Jelgava

2024

INFORMĀCIJA

Promocijas darbs izstrādāts: Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes Meža un ūdens resursu zinātniskajā laboratorijā un Meža un vides zinātņu fakultātes, Ainavu arhitektūras un vides inženierijas institūtā laika posmā no 2020. līdz 2024. gadam.

Promocijas darba zinātniskie vadītāji:

Ph.D. Inga Grīnfelde, Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitāte asociētā profesore

Ph.D. Linda Grinberga, Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitāte asociētā profesore

Oficiālie recenzenti:

Edmunds Teirumnieks, Dr.sc.ing., Rēzeknes Tehnoloģiju akadēmijas Inženieru fakultātes profesors, vadošais pētnieks;

Piotr Rybarczyk, Ph.D., Gdaņskas Tehnoloģiju universitātes, docents;

Roman Rolbiecki, Ph.D., Bidgoščas zinātņu un tehnoloģiju universitātes, Profesors.

Promocijas padomes sastāvs:

Ainis Lagzdīņš, Dr.sc.ing., Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes Meža un vides zinātņu fakultātes, Ainavu arhitektūras un vides inženierijas institūta profesors, vadošais pētnieks, promocijas padomes priekšsēdētājs;

Māris Kļaviņš, Dr.habil.chem., Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un zemes zinātņu fakultātes Vides aizsardzības katedras profesors, vadošais pētnieks, promocijas padomes priekšsēdētāja vietnieks;

Zane Vincēviča-Gaile, Dr.chem., Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un zemes zinātņu fakultātes Vides zinātnes nodaļas vadošā pētniece;

Laima Bērziņa, Dr.sc.ing., Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes Meža un vides zinātņu fakultātes, Ainavu arhitektūras un vides inženierijas institūta, vadošā pētniece, asociētā profesore;

Juris Burlakovs, Dr. geogr., Rīgas Tehniskās universitātes Būvniecības un Mašīnzinību fakultātes tenūras profesors;

Edmunds Teirumnieks, Dr.sc.ing., Rēzeknes Tehnoloģiju akadēmijas Inženieru fakultātes profesors, vadošais pētnieks;

Inga Grīnfelde, Ph.D., Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes Meža un vides zinātņu fakultātes, Ainavu arhitektūras un vides inženierijas institūta vadošā pētniece;

Kristīne Valujeva, Ph.D., Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes Meža un vides zinātņu fakultātes, Ainavu arhitektūras un vides inženierijas institūta docente, vadošā pētniece;

Linda Grinberga, Ph.D., Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes Meža un vides zinātņu fakultātes, Ainavu arhitektūras un vides inženierijas institūta asociētā profesore, vadošā pētniece, promocijas padomes sekretāre.

Promocijas darba aizstāvēšana notiks LBTU vides inženierijas un enerģētikas

nozares promocijas padomes atklātā sēdē 2024. gada 16. oktobrī plkst. 14:00 Meža un vides zinātņu fakultātes sēžu zālē, Akadēmijas ielā 11, Jelgavā.

Ar promocijas darba kopsavilkumu var iepazīties LBTU Fundamentālajā bibliotēkā, Lielā ielā 2, Jelgava.

Atsauksmes sūtīt promocijas padomes sekretārei, PhD Lindai Grinbergai (Jelgavā, Akadēmijas ielā 11, LV-3001, Jelgava, Latvija, e-pasts: linda.grinberga@lbtu.lv).

INFORMATION

The research was carried out at the Latvia University of Life Sciences and Technologies, Scientific Laboratory of Forest and Water Resources, Faculty of Forest and Environmental Sciences from year 2020 to 2024.

Scientific supervisors:

Ph.D. Inga Grīnfelde, Latvia University of Life Sciences and Technologies

Ph.D. Linda Grinberga, Latvia University of Life Sciences and Technologies

Official reviewers:

Edmunds Teirumnieks, Dr.sc.ing., Rezekne Academy of Technologies

Piotr Rybarczyk, Ph.D., Gdańsk University of Technology;

Roman Rolbiecki, Ph.D., Bydgoszcz University of Science and Technology.

Promotion Board:

Professor, Dr.sc.ing. Ainis Lagzdīņš, chairman;

Professor, Dr.habil.chem. Māris Kļaviņš, vice-chairman;

Associate professor, Dr.sc.ing. Laima Bērziņa;

Tenured professor, Dr. geogr. Juris Burlakovs;

Professor, Dr.sc.ing. Edmunds Teirumnieks;

Leading researcher, Dr.chem. Zane Vincēviča-Gaile;

Assistant professor, Ph.D. Kristīne Valujeva;

Leading researcher, Ph.D. Inga Grīnfelde;

Associate professor, Ph.D. Linda Grinberga, the secretary of the Promotion Board.

The thesis will be defended at a public session of the Promotion Board of the Sector of Environmental Engineering and Energy on October 16, 2024 at 14:00 PM in the meeting hall of the Faculty of Forest and Environmental Sciences, 11 Akadēmijas Street, Jelgava.

The thesis and summary are available at the Fundamental Library of Latvia University of Life Sciences and Technologies, 2 Liela Street, Jelgava.

References should be addressed to the secretary of the Promotion Board, associate professor of the Faculty of Forest and Environmental Sciences, Ph.D. Linda Grinberga (11 Akadēmija street, Jelgava, Latvia, LV-3001, e-mail: linda.grinberga@lbtu.lv).

SATURS

PUBLIKĀCIJU SARAKSTS / <i>LIST OF PUBLICATIONS</i>	6
AUTORA IEGULDĪJUMS / <i>THE CONTRIBUTION OF THE AUTHOR</i>	8
PROMOCIJAS DARBA APROBĀCIJA / <i>APPROBATION OF RESEARCH RESULTS</i>	9
CITAS ZINĀTNISKĀS AKTIVITĀTES PROMOCIJAS DARBA IZSTRĀDES LAIKĀ/ <i>OTHER SCIENTIFIC ACTIVITIES DURING THE DEVELOPMENT OF THE PROMOTIONAL THESIS</i>	14
1. IEVADS	20
1.1. Promocijas darba robežas	25
1.2. Promocijas darba mērķis	25
1.3. Promocijas darba pētnieciskie uzdevumi	26
1.4. Promocijas darbā aizstāvamās tēzes	26
1.5. Promocijas darba novitāte	26
1.6. Promocijas darba pētījuma uzbūve	26
2. MATERIĀLI UN METODES	27
2.1. Pētāmā objekta raksturojums	27
2.1.1. Ilglaicīgā piesārņojuma noteikšanas metodes	29
2.1.2. Īslaicīgā piesārņojuma noteikšanas metodes	33
2.2. Paraugu apstrāde un analizēšana	36
2.3. Pētījumā izmantotie dati un statistikas metodes	37
3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA	40
3.1. Ilglaicīgā un īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu aprobācija un pilnveide	40
3.1.1. Ilglaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu aprobācija	40
3.1.2. Īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu aprobācija	42
3.1.3. Ilglaicīgā un īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu pilnveide	44
3.2. Gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem un citu ķīmisku elementu koncentrāciju noteikšana	47
3.3. Gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem izplatības telpiskā analīze	50
3.4. Gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem avotu identifikācija	57
4. SECINĀJUMI UN PRIEKŠLIKUMI	65
1. INTRODUCTION	67
1.1. The limits of the thesis	71
1.2. Aim of the study	71
1.3. Research tasks	71
1.4. Thesis statements	72
1.5. Scientific novelty	72
1.6. Structure of study	72

2. MATERIALS AND METHODS.....	73
2.1. Description of the research object.....	73
2.1.1. Long-term pollution detection methods.....	75
2.1.2. Methods for determining short-term pollution.....	78
2.2. Sample processing and analysis.....	81
2.3. Data and statistical methods used in the study.....	82
3. RESULTS AND DISCUSSION.....	85
3.1. Approbation and development of long-term and short-term air pollution detection methods.....	85
3.1.1. Approbation of long-term air pollution detection methods.....	85
3.1.2. Approbation of short-term air pollution detection methods.....	87
3.1.3. Improvement of long-term and short-term air pollution detection methods.....	90
3.2. Determination of air pollution with heavy metals and concentrations of other chemical elements.....	93
3.3. Spatial analysis of the distribution of air pollution with heavy metals.....	96
3.4. Identification of sources of air pollution with heavy metals.....	104
4. CONCLUSIONS AND PROPOSALS.....	112
IZMANTOTĀS LITERATŪRAS SARAKSTS / <i>REFERENCES</i>	113

PUBLIKĀCIJU SARAKSTS / LIST OF PUBLICATIONS

Promocijas darbs balstīts uz trīspadsmit publikācijām, uz kurām atsaucēs tekstā veidotas, izmantojot romiešu ciparus:

The thesis is based on thirteen publications, referred in the text with Roman numerals:

- I** **Pilecka, J.**, Grinfelde, I., Valujeva, K., Straupe, I., & Purmalis, O. (2018). The temporal and spatial analysis of transport impact on trace elements in snow samples. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 18(4.2), 671–677. <https://doi.org/10.5593/sgem2018/4.2/S19.086> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- II** **Pilecka, J.**, Grinfelde, I., Valujeva, K., Frolova, O., & Purmalis, O. (2018). The spatial analysis of air pollution with trace elements using snow sampling. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 18(4.2), 663–669. <https://doi.org/10.5593/sgem2018/4.2/S19.085> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- III** **Pilecka, J.**, Valujeva, K., Grinfelde, I., Vebere, L. L., & Purmalis, O. (2019). Analyzing differently prepared snow samples to determine air quality in the city. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 19(4.1), 859–866. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/4.1/S19.109> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- IV** **Pilecka, J.**, Valujeva, K., Grinfelde, I., Eihe, P., & Purmalis, O. (2019). Snow in the cities as an indicator of air pollution caused by traffic. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 19(4.1), 1069–1076. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/4.1/S19.136> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- V** **Pilecka, J.**, Grinfelde, I., Purmalis, O., Valujeva, K., & Ulcugacevs, V. (2020). The heavy metal deposition in snow: case study of Jelgava city. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 2020-Augus(4.1), 507–514. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/4.1/s19.063> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- VI** **Pilecka, J.**, Grinfelde, I., Purmalis, O., & Burlakovs, J. (2020). Car transport intensity impact on heavy metal distribution in urban environment. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 578(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/578/1/012032> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- VII** Stankevica, M., Grinfelde, I., Bakute, A., **Pilecka-Ulcugaceva, J.**, &

- Purmalis, O. (2021). Heavy metals air pollution in Jelgava city Latvia. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 21(4.2), 75–84. <https://doi.org/10.5593/sgem2021V/4.2/s19.a12> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- VIII** Pilecka-Ulcugaceva, J., Zabelins, V., Grinfelde, I., Liepa, S., & Purmalis, O. (2021). Distribution and pollution of chemical elements in Jelgava urban environment. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 21(4.1), 261–268. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/4.1/s19.43> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- IX** Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., Bertins, M., Viksna, A., Rudovica, V., Liepa, S., & Burlakovs, J. (2021). Dataset of trace elements concentrations in snow samples collected in Jelgava City (Latvia) in December 2020. Data in Brief, 38. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2021.107300> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- X** Pilecka-Ulcugaceva, J., Bakute, A., & Grinfelde, I. (2022). Prevalence of long-term and short-term pollution of chemical elements in the city of Jelgava. Research for Rural Development, 37, 288–292. <https://doi.org/10.22616/rrd.28.2022.041> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- XI** Pilecka-Ulcugaceva, J., Grinfelde, I., Mednis, R., Bakute, A., & Siltumens, K. (2022). The spatial and temporal distribution of zinc in snow: case study of Jelgava city. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 22(4.1), 421–428. <https://doi.org/10.5593/sgem2022/4.1/s19.54> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- XII** Pilecka-Ulcugaceva, J., Grinfelde, I., Bakute, A., Burlakovs, J., & Bertins, M. (2023). The spatial and temporal distribution of aluminum emissions in air from transport in Jelgava. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 23(4.1), 347–353. <https://doi.org/10.5593/sgem2023/4.1/s19.44> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs*).
- XIII** Pilecka-Ulcugaceva, J., Bakute, A., Bertins, M., Siltumens K., & Grinfelde, I. (2023). The distribution of tungsten in Jelgava city at 2022 and 2023. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 23 (4.2), <https://doi.org/110.5593/sgem2023V/4.2/s19.39> (*indeksēta SCOPUS un WoS datubāzēs, vēl nav apstipināts*).

AUTORA IEGULDĪJUMS / THE CONTRIBUTION OF THE AUTHOR

Nr.	Ideja / <i>Original idea</i>	Pētījuma plāns / <i>Study design</i>	Datu ievākšana / <i>Data collection</i>	Datu analīze / <i>Data analysis</i>	Manuskripta sagatavošana / <i>Manuscript preparation</i>	Promocijas darba autora ieguldījums % / <i>Contribution of author, %</i>
I	JP	JP, IS	JP, IG	JP, IG, OP	JP, IG, KV	85%
II	JP	JP	JP, IG	JP, IG, OP	JP, OF, KV	85%
III	JP	JP	JP, IG	JP, IG, OP	JP, LLV, KV, IG	85%
IV	JP	JP, IG	JP, IG	JP, IG, OP	JP, PE, KV	85%
V	JP	JP	JP, IG	JP, IG, OP	JP, KV, VU	75%
VI	JP	JP, IG	JP, IG	JP, IG, OP	JP, JB	90%
VII	JPU	JPU; MS	JPU, IG	JPU, IG, OP	JPU, MS, AB	70%
VIII	JPU	JPU, VZ	JPU, IG	JPU, IG, OP	JPU, VZ, SL	75%
IX	JPU	JPU, IG	JPU, IG	JPU, IG, MB, VR	JPU, IG, AV, SL	60%
X	JPU	JPU	JPU, IG	JPU, IG	JPU, AB	90%
XI	JPU	JPU	JPU, IG	JPU, IG	JPU, RM, AB, KS	70%
XII	JPU	JPU, JB	JPU, IG	JPU, IG, MB	JPU, AB	90%
XIII	JPU	JPU, KS	JPU, IG	JPU, IG, MB	JPU, IG, AB	90%

JP un JPU-Jovita Pilecka-Uļčugačeva; IG-Inga Grīnfelde; KV-Kristīne Valujeva; IS-Inga Straupe; OP-Oskars Purmalis; AB-Anda Bakute; OF-Olga Frolova (Olga Šķiste); LLV-Lāsma Lūcija Vēbere; PE-Paula Eihe (Paula Miezāka); VU- Vadims Uļčugačevs; JB-Juris Burlakovs; MS-Madara Stankeviča; VZ- Valters Zabelīns; SL-Sindija Liepa; MB- Māris Bērtiņš; AV- Arturs Vīksna; VR-Vīta Rudoviča; RM-Reinis Mednis; KS-Kristaps Siltumēns.

PROMOCIJAS DARBA APROBĀCIJA / APPROBATION OF RESEARCH RESULTS

Promocijas darbs ir ticis aprobēts vairākos līmeņos. Promocijas darba izstrādes laikā uzkrātās zināšanas un kompetences tika izmantotas zinātnisko projektu realizācijā. Ir sniegti vairāk nekā 14 ziņojumi starptautiskās zinātniskajās konferencēs. Promocijas darba rezultāti ir publicēti zinātnisko rakstu krājumos un žurnālos, kas indeksēti SCOPUS datubāzē. Uzkrātās kompetences tiek pielietotas 4 studiju kursu realizāšanā (skat. 1.1. tab.), tiek vadīti 3 maģistra darbi. Notiek regulāra sadarbība ar Jelgavas pilsētu saistībā ar pilsētas gaisa kvalitāti.

The doctoral thesis has been approved at several levels. The knowledge and competencies accumulated during the development of the doctoral thesis have been utilized in the implementation of scientific projects. More than 14 reports have been presented at international scientific conferences. The results of the doctoral thesis have been published in collections of scientific articles and journals indexed in the SCOPUS database. The accumulated competencies are applied in the implementation of 4 study courses (see Table 1.1.), and supervision of 3 master's theses. Regular collaboration with the city of Jelgava is ongoing regarding the city's air quality.

Projekti / Projects

Promocijas darba izstrādes laikā ir ņemta dalība 7 projektos, kas ir tieši un pakārtoti saistīti ar gaisa kvalitāti:

During the development of the doctoral thesis, participation was taken in 7 projects that are directly and indirectly related to air quality:

1. 2019. – 2022. Augsburges ķīmiskā sastāva ietekme uz SEG emisijām no lauksaimniecībā izmantojamās zemes LLU pētniecības projekts, pētnieks
2. 2020. Meliorācijas ietekmes novērtēšana klimata pārmaiņu (plūdu riska) mazināšanā (S373) Valsts pārvaldes iestādes finansēts projekts, zinātniskais asistents
3. 2021. "Nacionāla un starptautiska mēroga pasākumu īstenošana izglītojamo talantu attīstībai" ESF projekts, eksperts - recenzents
4. 2021. Meliorācijas ietekmes novērtēšana klimata pārmaiņu (plūdu riska) mazināšanā (S401) Valsts pārvaldes iestādes finansēts projekts, zinātniskais asistents
5. 2020. – 2023. Aramzemes un ilggadīgo zālāju apsaimniekošanas radītās siltumnīcefekta gāzu (SEG) emisijas un oglekļa dioksīda (CO₂) piesaistes uzskaites sistēmas pilnveidošana un atbilstošu metodisko risinājumu izstrāde Pētniecības (zinātnisko izstrāžu) līgumdarbs (pakalpojuma līgums) ar Latvijas vai ārvalstu uzņēmumiem, organizācijām (komersantiem),

zinātniskais asistents

2023. Meliorācijas ietekmes novērtēšana klimata pārmaiņu (plūdu riska) mazināšanā (S445) Valsts pārvaldes iestādes finansēts projekts, zinātniskais asistents
2024. Meliorācijas ietekmes novērtēšana klimata pārmaiņu (plūdu riska) mazināšanā (S492) Valsts pārvaldes iestādes finansēts projekts, zinātniskais asistents

**Publikācijas, kas indeksētas SCOPUS un/vai WoS datubāzēs /
*Publications indexed in SCOPUS and/or WoS databases***

- Pilecka-Ulcugaceva, J., Grinfelde, I., Valujeva, K., Berzina, L., & Purmalis, O. (2021). Assessment of chemical elements pollution from vehicle emissions: case study of Jelgava city. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 21(4.1), 211–220. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/4.1/s19.37>
- Pilecka, J., Grinfelde, I., Valujeva, K., Straupe, I., & Purmalis, O. (2017). Heavy metal concentration and distribution of snow and Lichea samples in urban area: Case study of Jelgava. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 17(41), 459–466. <https://doi.org/10.5593/sgem2017/41/S19.058>
- Pilecka, J., Grinfelde, I., Valujeva, K., Straupe, I., & Purmalis, O. (2017). Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Jelgava. Research for Rural Development, 1, 173–179. <https://doi.org/10.22616/rrd.23.2017.026>
- Berzina, L., Grinfelde, I., Frolova, O., Karina, Z., & Pilecka, J. (2018). Tool of consistent reporting of ghg and air pollutant emissions: Case study of Latvia's agricultural sector. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 18(4.2), 703–710. <https://doi.org/10.5593/sgem2018/4.2/S19.090>
- Eihe, P., Veberis, L. L., Grinfelde, I., Pilecka, J., Sachpazidou, V., & Grinberga, L. (2019). The effect of acidification of pig slurry digestate applied on winter rapeseed on the ammonia emission reduction. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 390(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/390/1/012043>
- Frolova, O., Grinfelde, I., Berzina, L., Valujeva, K., & Pilecka, J. (2018). Soil moisture impact on ammonia soil fluxes with input of mineral nitrogen. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 18(4.2), 607–614. <https://doi.org/10.5593/sgem2018/4.2/S19.078>
- Frolova, O., Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., & Berzina, L. (2021). Ammonia and methane emissions from digested manure after land

- application. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 21(4.1), 195–202. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/4.1/s19.35>
8. Grinfelde, I., Pilecka, J., Berzina, L., Eihe, P., & Valujeva, K. (2019). The ammonia emission reduction effect of acidification of pig slurry digestate applied on winter wheat. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 19(4.1), 1101–1108. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/4.1/S19.140>
 9. Valujeva, K., Pilecka, J., Frolova, O., Berzina, L., & Grinfelde, I. (2017). Measurement time estimation of CO₂, CH₄, N₂O and NH₃ in closed chambers and recirculation system with picarro g2508 analyser. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 17(41), 519–526. <https://doi.org/10.5593/sgem2017/41/S19.066>

Ziņojumi konferencēs / Presentations in international scientific conferences

Promocijas darba izstrādes laikā ir sniegti 50 ziņojumi starptautiskās zinātniskās konferencēs, no kuriem 14, kas norādīti sarakstā zemāk, ir tieši sasiṭīti ar promocijas darba pētījuma tēmu:

During the development of the research, 50 reports have been provided at international scientific conferences, 14 of which, listed below, have been directly hit with the topic of the research:

1. The Distribution of Tungsten in Jelgava City at 2022 and 2023. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Anda Bakute, Maris Bertins, Kristaps Siltumens, Inga Grinfelde, XXIIIrd SGEM GeoConference – “Green Science for Green Life”, Vienna, Austria, 28 Nov - 1 Dec, 2023.
2. The spatial and temporal distribution of aluminum emissions in air from transport in Jelgava. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Inga Grinfelde, Anda Bakute, Juris Burlakovs, Maris Bertins, 23rd International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM, Albena, Bulgaria, 03-09 July, 2023. Bulgarian Academy of Sciences, 2023.
3. Prevalence of long-term and short-term pollution of chemical elements in the city of Jelgava. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Anda Bakute, Inga Grinfelde, Research for Rural Development 2022, Jelgava, Latvia, 18-20 May, 2022.
4. 3. The spatial and temporal distribution of zinc in snow: case study of Jelgava city. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Inga Grinfelde, Reinis Mednis, Anda Bakute, Kristaps Siltumens, 22nd International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM, Albena, Bulgaria, 04-10 July, 2022. Bulgarian Academy of Sciences Albena, 2022.
5. The spatial and temporal distribution of zinc in snow: case study of Jelgava city. Reinis Mednis, Inga Grinfelde, **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, 17th

- International Scientific Conference "Students on their way to science" (undergraduate, graduate, post-graduate students), Jelgava, Latvia, April 22, 2022, Latvia University of Life Sciences and Technologies Jelgava, 2022.
6. The spatial and temporal distribution of lead in snow: case study of Jelgava city. Kristaps Siltumens, Inga Grinfelde, Sindija Liepa, **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Anda Bakute, Linnaeus ECO-TECH 2022, 13th International conference "Establishment of cooperation between companies and institutions in the Nordic countries, the Baltic Sea region and the world", Kalmar, Sweden, November 21-23, 2022. Linnaeus University Kalmar, 2022.
 7. Heavy metals air pollution in Jelgava city Latvia. Inga Grinfelde, Kristaps Siltumens, Sindija Liepa, **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Anda Bakute, Linnaeus ECO-TECH 2022, 13th International conference "Establishment of cooperation between companies and institutions in the Nordic countries, the Baltic Sea region and the world", Kalmar, Sweden, November 21-23, 2022. Linnaeus University Kalmar, 2022.
 8. Assessment of chemical elements pollution from vehicle emissions: case study of Jelgava city. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Inga Grinfelde, Sindija Liepa, Oskars Purmalis, Kristaps Siltumēns, Linnaeus ECO-TECH 2022, 13th International conference "Establishment of cooperation between companies and institutions in the Nordic countries, the Baltic Sea region and the world", Kalmar, Sweden, November 21-23, 2022. Linnaeus University Kalmar, 2022.
 9. The spatial and temporal distribution of zinc in snow: case study of Jelgava city. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Inga Grinfelde, Sindija Liepa, Reinis Mednis, Anda Bakute, Kristaps Siltumens, Linnaeus ECO-TECH 2022, 13th International conference "Establishment of cooperation between companies and institutions in the Nordic countries, the Baltic Sea region and the world", Kalmar, Sweden, November 21-23, 2022. Linnaeus University Kalmar, 2022.
 10. Heavy metals air pollution in Jelgava city Latvia. M. Stankevica, I. Grinfelde, A. Bakute, **J. Pilecka-Ulcugaceva**, O. Purmalis, 21st International multidisciplinary scientific GeoConference SGEM, Albena, Bulgaria, 7-10 December, 2021. Bulgarian Academy of Sciences Sofia, 2021.
 11. Assessment of chemical elements pollution from vehicle emissions: case study of Jelgava city. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Inga Grinfelde, Kristine Valujeva, Laima Berzina, Oskars Purmalis, 21st International multidisciplinary scientific GeoConference SGEM 2021, Albena, Bulgaria, 16-22 August, 2021. Bulgarian Academy of Sciences Energy and clean technologies. Sofia, 2021.
 12. Distribution and pollution of chemical elements in Jelgava urban environment. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Valters Zabelins, Inga Grinfelde, Sindija Liepa, Oskars Purmalis, 21st International multidisciplinary scientific GeoConference SGEM 2021, Albena, Bulgaria, 16-22 August, 2021.

- Bulgarian Academy of Sciences Energy and clean technologies. Sofia, 2021.
13. The risk assesment of air pollution caused by heavy metals using spatial modelling for 2018 and 2019. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Inga Grinfelde, 16th International Scientific Conference "Students on their way to science" (undergraduate, graduate, post-graduate students): collection of abstracts, Jelgava, Latvia, April 23, 2021. Latvia University of Life Sciences and Technologies Jelgava, 2021.
 14. Trace elements footprint of transport in urban areas: case study of Jelgava city. **Jovita Pilecka-Ulcugaceva**, Inga Grinfelde, 12th International conference on establishment of cooperation between companies and institutions in the Nordic countries, the Baltic Sea region and the world, Kalmar, Sweden, 23–25 November 2020. Linnaeus University Kalmar, 2020.

Apbalvojumi / Awards

Jelgavas pilsētas domes balva izveidota, lai veicinātu Jelgavas pilsētas un Zemgales reģiona attīstību, atbalstītu zinātniskās izstrādnes un jaunatnes interesi par zinātni. Jelgavas pilsētas domes balvas konkursā (2018.gada nogalē) iegūta 1. vieta ar darbu “Ķīmisko elementu ilglaicīgā un īslaicīgā piesārņojuma izplatība Jelgavas pilsētā.”

The Jelgava City Council Award is established to promote the development of Jelgava city and the Zemgale region, support scientific research, and encourage youth interest in science. In the Jelgava City Council Award competition (at the end of 2018), the 1st place was awarded for the work "Distribution of Long-term and Short-term Pollution of Chemical Elements in the City of Jelgava."

Akadēmiskais darbs / Academic work

Promocijas darba izstrādes laikā iegūtās zināšanas un iestrādes tiek izmantotas Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes pamatstudiju studentu un maģistrantu zinātniskajos darbos. Promocija darba iestrādņu integrācija izglītojošā darbā ir apkopota 1.1. tabulā.

The knowledge and tools acquired during the development of the doctoral thesis are used in the scientific works of undergraduate students and master's students of the Latvian University of Life Sciences and Technologies he integration of the doctoral thesis in educational work is summarized in 1.1. in the table.

1.1.tabula **Promocija darba iestrādņu integrācija izglītojošā darbā/**
Table 1.1. The research intedration in academic work

N.p.k.	Aktivitāte / Activity	Pilsētas gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem telpiskās izplatības riska novērtējums izmantošana / Use risk assessment of spatial spread of urban air pollution by heavy metals
1.	Ievads vides inženierijā 2 KP	Smago metālu un gaisā suspendēto cieto daļiņu (PM) piesārņojuma izplatība pilsētvidē.
2.	Zinātniskās aktualitātes 5 KP	Iepazīstas pilsētas gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem telpiskās izplatības riska novērtēšanas iespējām.
3.	Industriālo teritoriju projektēšana 8 KP	Ilglaicīgā un īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu pielietojums pilsētvidē.
4.	Ilgspējīga resursu apsaimniekošana 3 KP	Gaisa kvalitāte, gaisa kvalitātes noteikšanas metodes, gaisa kvalitātes uzlabošana.

CITAS ZINĀTNISKĀS AKTIVITĀTES PROMOCIJAS DARBA IZSTRĀDES LAIKĀ/ OTHER SCIENTIFIC ACTIVITIES DURING THE DEVELOPMENT OF THE PROMOTIONAL THESIS

Promocijas darba izstrādes laikā ņemta daļība projektos, kas tieši nav saistīti ar promocijas darba tēmu, kā arī veikta pētnieciskā darbība dažādos zinātnes virzienos.

During the development of the doctoral thesis, participation was taken in projects that are not directly related to the topic of the doctoral thesis, as well as research activities were carried out in various scientific directions.

Projekti / Projects

1. 2019. – 2022. Klimata pārmaiņu samazināšanas pasākumu demonstrēšana auglīgu meliorētu organisko augšņu apsaimniekošanā Baltijas valstīs un Somijā – LIFE OrgBalt (LIFE01), zinātniskais asistents
2. 2020. – 2021. Atbildīga ūdens resursu apsaimniekošana lauku attīstībai vietējā līmenī un Baltijas jūras reģionā (R094) – WATERDRIVE (INT10), zinātniskais asistents
3. 2021. Lēmumu pieņemšanas atbalsta sistēmas izstrāde ziemas kviešu lapu un vārpu slimību ierobežošanai Valsts pārvaldes iestādes finansēts projekts,

pētnieks

4. 2023. Dabisko un antropogēno faktoru ietekmes uz slāpekļa un fosfora savienojumu zudumiem no lauksaimniecības zemēm novērtējums (S466) Valsts pārvaldes iestādes finansēts projekts, zinātniskais asistents

5. 2023. Atsevišķu pārvaldes uzdevumu deleģēšana 2023. gadā (K96) Valsts pārvaldes iestādes finansēts projekts, zinātniskais asistents

**Publikācijas, kas indeksētas SCOPUS un/vai WoS datubāzēs /
*Publications indexed in SCOPUS and/or WoS databases***

1. Bakute, A., Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., Liepa, S., & Siltumens, K. (2021). The land use and climate change impact on lake usma hydrological regime. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 21(3.2), 159–165. <https://doi.org/10.5593/sgem2021V3.2/s12.24>
2. Burlakovs, J., Jani, Y., Grinfelde, I., Pilecka, J., & Valujeva, K. (2020). Geophysical aspects of abandoned landfill geomorphological and material properties macro-characterization. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 2020-Augus(1.2), 551–557. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/1.2/s05.070>
3. Burlakovs, J., Jani, Y., Kriipsalu, M., Grinfelde, I., Pilecka, J., & Hogland, W. (2020). Implementation of new concepts in waste management in tourist metropolitan areas. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 471(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/471/1/012017>
4. Burlakovs, J., Kriipsalu, M., Porshnov, D., Jani, Y., Ozols, V., Pehme, K.-M., Rudovica, V., Grinfelde, I., Pilecka, J., Vincevica-Gaile, Z., Hogland, W., & Klavins, M. (2019). Gateway of landfilled plastic waste towards circular economy in Europe. Separations, 6(2). <https://doi.org/10.3390/separations6020025>
5. Burlakovs, J., Ozola-Davidane, R., Vincevica-Gaile, Z., Wdowin, M., Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., & Zekker, I. (2022). Towards ‘beyond the zero waste concept’: innovative solutions for valorization of fine residual waste fraction from landfills: rare earth elements potential. Research for Rural Development, 37, 254–257. <https://doi.org/10.22616/rrd.28.2022.036>
6. Burlakovs, J., **Pilecka, J.**, Grinfelde, I., Arbidans, L., Arina, D., & Setyobudi, R. H. (2021). Sustainable landfill fine fraction of waste reuse opportunities in covering layer development. Research for Rural Development, 36, 303–310. <https://doi.org/10.22616/rrd.27.2021.043>
6. Burlakovs, J., **Pilecka, J.**, Grinfelde, I., & Ozola-Davidane, R. (2020). Clay minerals and humic substances as landfill closure covering material

- constituents: First studies. *Research for Rural Development*, 35, 219–226. <https://doi.org/10.22616/rrd.26.2020.032>
7. Burlakovs, J., **Pilecka-Ulcugaceva, J.**, Grinfelde, I., Siltumens, K., & Vincevica-Gaile, Z. (2022). Potentiometrical screening of landfill mined fine fraction of waste. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 22(1.1), 491–498. <https://doi.org/10.5593/sgem2022/1.1/s04.057>
 8. Burlakovs, J., Vincevica-Gaile, Z., Krievans, M., Jani, Y., Horttanainen, M., Pehme, K.-M., Dace, E., Setyobudi, R. H., **Pilecka, J.**, Denafas, G., Tamm, T., & Klavins, M. (2020). Platinum group elements in geosphere and anthroposphere: Interplay among the global reserves, urban ores, markets and circular economy. *Minerals*, 10(6), 1–19. <https://doi.org/10.3390/min10060558>
 9. Butenaite, D., Grinfelde, I., **Pilecka-Ulcugaceva, J.**, Vincevica-Gaile, Z., & Liepa, S. (2021). The nitrous oxide isotope measurements for soil samples under laboratory conditions. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 21(5.1), 529–536. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/5.1/s21.114>
 10. Butenaite, D., Liepa, S., Siltumens, K., Pilecka-Ulcugaceva, J., & Grinfelde, I. (2022). Farm management practice impact on N2O emission. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 22(4.2), 273–279. <https://doi.org/10.5593/sgem2022V/4.2/s19.34>
 11. Eihe, P., Grinfelde, I., Pilecka, J., Bakute, A., & Veberē, L. L. (2020). Impacts of erosion in Svete river. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 2020-Augus(3.1), 177–184. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/3.1/s12.024>
 12. Eihe, P., Grinfelde, I., Pilecka, J., Valujeva, K., & Veberē, L. L. (2020). The impact of soil treatment and moisture regime on N2O emissions from agricultural soil. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 2020-Augus(4.1), 515–522. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/4.1/s19.064>
 13. Grazule, D., Grinfelde, I., Bakute, A., Pilecka-Ulcugaceva, J., Burlakovs, J., & Siltumens, K. (2022). Challenges for the development of lowland rivers ecosystem services in the context of sustainable development goals. *Research for Rural Development*, 37, 259–265. <https://doi.org/10.22616/rrd.28.2022.037>
 14. Grazule, D., Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., Burlakovs, J., & Valujeva, K. (2021). The development of ecosystem services as premise of sustainable development: case study of Svete river in Latvia. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining*

- Ecology Management, SGEM, 21(3.1), 289–296. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/3.1/s12.44>
15. Grinfelde, I., Bakute, A., Pilecka, J., Berzina, L., & Vebere, L. L. (2019). The impact of landscape structure of catchment area on lake hydrology. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 19(3.1), 569–576. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/3.1/S12.073>
 16. Grinfelde, I., Bakute, A., Steinberga, K., & Pilecka, J. (2017). The changes of lake hydrological cycle: A case study of Lake Usma in Latvia. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 17(31), 655–662. <https://doi.org/10.5593/sgem2017/31/S12.082>
 17. Grinfelde, I., Briede, B., Pilecka-Ulcugaceva, J., Valujeva, K., & Liepa, S. (2021). The education for sustainable development for environmental engineering students. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 21(5.1), 583–590. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/5.1/s22.123>
 18. Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., Bakute, A., Berzina, L., & Liepa, S. (2021). The conceptual framework of GHG module integration in conceptual hydrological model METQ. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 21(4.1), 361–368. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/4.1/s19.60>
 19. Hogland, W., Burlakovs, J., Grinfelde, I., Pilecka, J., & Rage, A. (2018). The role of triple helix in soil remediation projects. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 18(5.4), 305–312. <https://doi.org/10.5593/sgem2018/5.4/S22.039>
 20. Kleinberga, I., Grinfelde, I., Straupe, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., & Liepa, S. (2021). Phytoremediation plant development in common and eco friendly household dish washing products. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 21(5.1), 175–181. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/5.1/s20.046>
 21. Liepa, S., Butenaite, D., Bakute, A., Grinfelde, I., & Pilecka-Ulcugaceva, J. (2021). Composition of the isotopes of nitrous oxide in the clay soil at different moisture conditions. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 21(4.2), 59–66. <https://doi.org/10.5593/sgem2021V/4.2/s19.a09>
 22. Liepa, S., Butenaite, D., Pilecka-Ulcugaceva, J., Siltumens, K., & Grinfelde, I. (2023). Formation of N₂O isotopes in agricultural soils. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 23(4.1), 285–292. <https://doi.org/10.5593/sgem2023/4.1/s19.36>

23. Liepa, S., Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., Burlakovs, J., & Bakute, A. (2022). Opportunities for the development of seasonal ecosystem services in the context of sustainable river hydrology. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 22(3.1), 137–144. <https://doi.org/10.5593/sgem2022/3.1/s12.17>
24. Liepa, S., Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., Valujeva, K., & Burlakovs, J. (2021). The conceptual framework of development of environmentally friendly land drainage system elements technical solutions. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 21(3.1), 279–287. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/3.1/s12.43>
25. Liepa, S., Siltumens, K., Pilecka-Ulcugaceva, J., Grinfelde, I., & Butenaite, D. (2022a). Effect of soil physical properties on N2O isotope formation. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 22(4.1), 317–323. <https://doi.org/10.5593/sgem2022/4.1/s19.41>
26. Liepa, S., Siltumens, K., Pilecka-Ulcugaceva, J., Grinfelde, I., & Butenaite, D. (2022b). Influence of grown culture on N2O formation. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 22(4.2), 319–325. <https://doi.org/10.5593/sgem2022V/4.2/s19.40>
27. Pehme, K.-M., Burlakovs, J., Kriipsalu, M., Pilecka, J., Grinfelde, I., Tamm, T., Jani, Y., & Hogland, W. (2019). Urban hydrology research fundamentals for waste management practices. *Research for Rural Development*, 1, 160–167. <https://doi.org/10.22616/rrd.25.2019.024>
28. Pilecka, J., Grinfelde, I., Jumite, L. E., Valujeva, K., & Didze, V. L. (2020). The anthropogenic impact on surface water quality: Case study of Latvia. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 2020-Augus(3.1), 329–337. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/3.1/s12.043>
29. Porshnov, D., Burlakovs, J., Kriipsalu, M., Pilecka, J., Grinfelde, I., Jani, Y., & Hogland, W. (2019). Geoparks in cultural and landscape preservation context. *Research for Rural Development*, 1, 154–159. <https://doi.org/10.22616/rrd.25.2019.023>
30. Rozenvalde, A., Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., Burlakovs, J., & Pelse, M. (2021). The circular economy model of wastewater transformation to renewable energy. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 21(4.1), 101–110. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/4.1/s17.21>
31. Rudovica, V., Rotter, A., Gaudêncio, S. P., Novoveská, L., Akgül, F., Akslen-Hoel, L. K., Alexandrino, D. A. M., Anne, O., Arbidans, L.,

- Atanassova, M., Pilecka-Ulcugaceva, J., Zekker, I., & Burlakovs, J. (2021). Valorization of Marine Waste: Use of Industrial By-Products and Beach Wrack Towards the Production of High Added-Value Products. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.723333>
32. Siltumens, K., Grinfelde, I., Liepa, S., Pilecka-Ulcugaceva, J., & Bakute, A. (2022). POLDER SYSTEM IMPACT ON NATURA 2000 TERRITORIES: A CASE STUDY OF VALGUNDE LATVIA. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 22(3.2), 157–164. <https://doi.org/10.5593/sgem2022V/3.2/s12.18>
33. Siltumens, K., Grinfelde, I., Pilecka-Ulcugaceva, J., Veberis, L. L., & Bakute, A. (2021). Hydrological regime optimization model for sustainable management of lake: case study of Tasu lake. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 21(3.1), 123–130. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/3.1/s12.17>
34. Valujeva, K., Burlakovs, J., Grinfelde, I., Pilecka, J., Jani, Y., & Hogland, W. (2018). Phytoremediation as tool for prevention of contaminant flow to hydrological systems. *Research for Rural Development*, 1, 188–194. <https://doi.org/10.22616/rrd.24.2018.029>
35. Valujeva, K., Nipers, A., Lupikis, A., Pilecka, J., & Schulte, R. P. O. (2019). Assessment of land use change scenario to increase primary productivity function at local scale. *Research for Rural Development*, 1, 181–187. <https://doi.org/10.22616/rrd.25.2019.027>
36. Valujeva, K., Nipers, A., Pilecka, J., & Zarins, J. (2019). Exploring the trade-offs between soil functions at local scale. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 19(3.2), 203–208. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/3.2/S13.027>
37. Valujeva, K., Pilecka, J., Grinberga, L., Grinfelde, I., & Burlakovs, J. (2019). Environmental management of Remediative and revitalization initiatives in Baltic sea region. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 19(5.1), 253–259. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/5.1/S20.032>
38. Valujeva, K., Pilecka, J., Grinfelde, I., & Nipers, A. (2020). Optimisation of land use for improved soil based ecosystem services: An example from Latvia. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 2020-Augus(3.1), 479–485. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/3.1/s13.062>
39. Valujeva, K., Pilecka-Ulcugaceva, J., & Grinfelde, I. (2023). The effects of soil tillage and crop rotation on ghg emissions from clay soil: case study from Latvia. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying*

- Geology and Mining Ecology Management, SGEM, 23(3.1), 287–294. <https://doi.org/10.5593/sgem2023/3.1/s13.35>
40. Valujeva, K., Pilecka-Ulcugaceva, J., Darguza, M., Siltumens, K., Lagzdins, A., & Grinfelde, I. (2024). Environmental parameters and management as factors affecting greenhouse gas emissions from clay soil. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 74(1), 2290828. <https://doi.org/10.1080/09064710.2023.2290828>
 41. Valujeva, K., Pilecka-Ulcugaceva, J., Liepa, S., & Grinfelde, I. (2021). Towards an improved understanding of greenhouse gas emissions from organic soils used for agricultural production. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 21(3.1), 419–425. <https://doi.org/10.5593/sgem2021/3.1/s13.70>
 42. Valujeva, K., Pilecka-Ulcugaceva, J., Skiste, O., Liepa, S., Lagzdins, A., & Grinfelde, I. (2022). Soil tillage and agricultural crops affect greenhouse gas emissions from Cambic Calcisol in a temperate climate. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science*, 72(1), 835–846. <https://doi.org/10.1080/09064710.2022.2097123>
 43. Veberē, L. L., Eihe, P., Pilecka, J., Grinfelde, I., & Purmalis, O. (2020). The water quality in river and role of incoming flows: Case study of Svete river. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 2020-Augus(3.1), 347–354. <https://doi.org/10.5593/sgem2020/3.1/s12.045>
 44. Vincevica-Gaile, Z., Sachpazidou, V., Bisters, V., Klavins, M., Anne, O., Grinfelde, I., Hanc, E., Hogland, W., Ibrahim, M. A., Jani, Y., Kriipsalu, M., Pal, Pilecka-Ulcugaceva, J., Zekker, I., & Burlakovs, J. (2022). Applying Macroalgal Biomass as an Energy Source: Utility of the Baltic Sea Beach Wrack for Thermochemical Conversion. *Sustainability (Switzerland)*, 14(21). <https://doi.org/10.3390/su142113712>
 45. Zalite, A. A., Pilecka-Ulcugaceva, J., Valujeva, K., Grinfelde, I., Liepa, S., Burlakovs, J., & Vincevica-Gaile, Z. (2021). The impact of crop on ghg emissions from clay soils: case study of Latvia. *Research for Rural Development*, 36, 295–302. <https://doi.org/10.22616/rrd.27.2021.042>

1.IEVADS

Vairāk nekā puse - 56% pasaules iedzīvotāju dzīvo pilsētās (World Bank, 2023). Tiek prognozēts, ka līdz 2050. gadam pilsētu iedzīvotāju īpatsvars pieaugs līdz 68 % (United Nations, 2018). Pēc 2021. gada datiem aptuveni 38,9% Eiropas Savienības iedzīvotāju dzīvo pilsētās, bet priekšpilsētās dzīvojošo skaita īpatsvars sasniedz 35,9% (Eurostat, 2023). Latvijas pilsētās dzīvojošo iedzīvotāju skaita īpatsvars 2023. gadā pieaudzis līdz 69,8% (Oficiālās statistikas

portāls, 2023). Palielinoties iedzīvotāju skaitam pilsētās, aizvien aktuālāks paliek jautājums par gaisa kvalitāti pilsētvidē. Apmēram 92% no pasaules iedzīvotāju dzīvo vietās, kur gaisa piesārņojuma līmenis neatbilst pieļaujamajām robežvērtībām (Battista & de Lieto Vollaro, 2017). Satiksmes izraisītais gaisa piesārņojums ir svarīga vides un veselības problēma visā pasaulē (Wahab et al., 2020), kā arī satiksme ir galvenais gaisa piesārņojuma cēlonis lielākajā daļā pilsētu (Bučko et al., 2011; D'Amato et al., 2013; Sun et al., 2018), jo transportlīdzekļi gan rada, gan pārnes piesārņojumu, sausā laikā paceļot putekļus gaisā veicinot pilsētu piesārņojuma līmeņa paaugstināšanos (Faiz et al., 2009; Hoodaji et al., 2012; Lu et al., 2009; Wahab et al., 2020). Daudzpusīgs metālu maisījums gaisā nāk no automašīnu riepiem, bremžu daļu nodiluma un izplūdes gāzēm (Faiz et al., 2009; Mortazavi et al., 2019; Wahab et al., 2020). Gaisā suspendēto daļiņu emisijas joprojām ir viena no aktuālākajām gaisa kvalitātes problēmām pilsētās visā pasaulē (Fosmire, 1990; Z. Li et al., 2013). Latvijā situācija ir sliktāka nekā vidēji ES tieši daļiņu PM_{2,5} ietekmes ziņā, kur Latvijai ir 17. sliktākā vieta starp 41 novērtēto Eiropas valsti (Turap et al., 2019; World Health Organization, 2021).

Apskatot jēdzienu, risks var atrast daudz un dažādas šī termina interpretācijas. Piemēram, Iveta Briška terminu risks definē šādi: “Risks - (angļu val. *risks, hazard, danger*) – ir rezultāts jeb galaprodukts, ko ik dienu veido mūsu lēmumu pieņemšana, ko rada lēmumu sekas. Risku var traktēt arī kā nākotnes kaitējuma bīstamību.” Eiropas Vides aģentūra definē, ka gaisa piesārņojums ir vienīgais lielākais vides izraisīts risks veselībai Eiropā (EEA, 2018). Saskaņā ar Pasaules Veselības organizācijas rekomendācijām veselības riska novērtējums ietver trīs posmus (World Health Organization, 2016). Pirmais posms ir novērtē iedzīvotāju pakļautību attiecīgo piesārņojošo vielu iedarbībai, otrais posms ir aplēst ar gaisa piesārņojumu saistīto veselības risku, un trešais posms ir aprēķināt nenoteiktību (EEA, 2018). Kopumā pilsētu gaisa piesārņojuma telpiskās izplatības riska novērtējums sniedz vērtīgu informāciju, lai izprastu sarežģīto mijiedarbību starp gaisa kvalitāti, cilvēku veselību un vides ilgtspējību pilsētvidē. Riska raksturojumā novērtē pilsētu gaisa piesārņojuma iespējamo ietekmi uz cilvēku populācijām, tostarp elpceļu slimības, sirds un asinsvadu sistēmas traucējumus, vēža risku un citus nelabvēlīgus rezultātus veselībai.

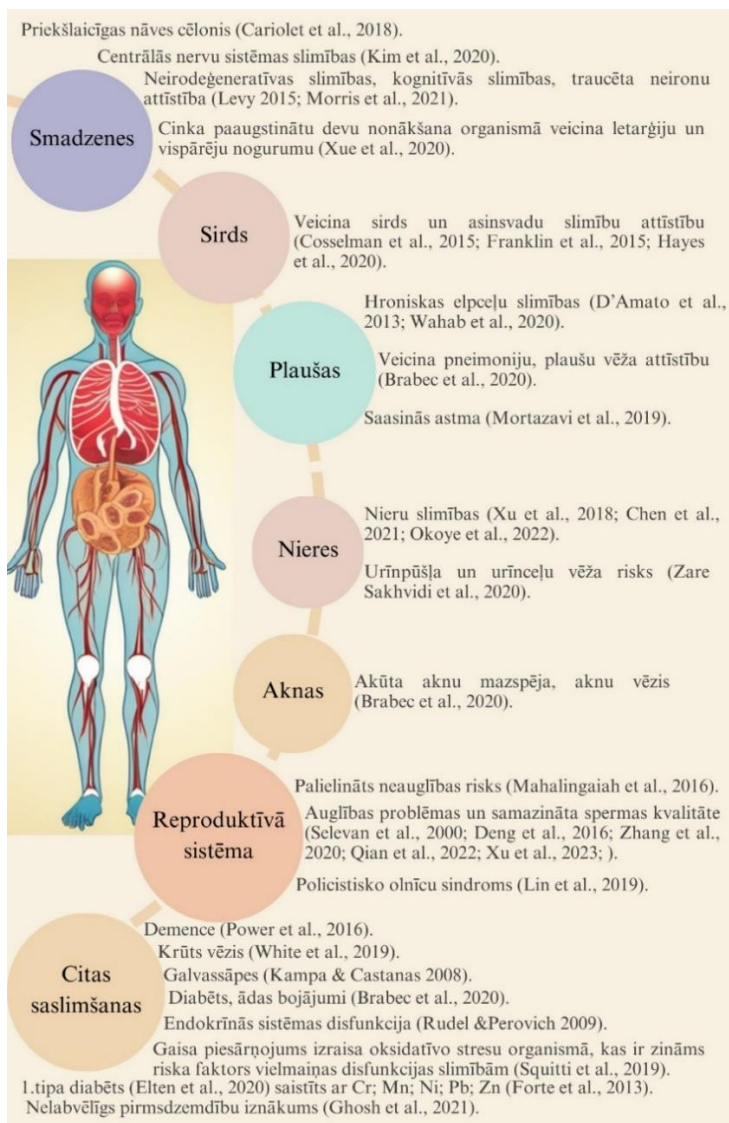
Šajā promocijas darbā ievāktie un uzkrātie dati, kā arī piesārņojuma telpiskās izplatības riska kvantitatīvā analīze paver iespējas veikt veselības riska novērtējumus, iedarbības un reakcijas attiecības, lai kvantitatīvi noteiktu veselības riskus, kas saistīti ar gaisa piesārņotāju iedarbību.

Slikta gaisa kvalitāte negatīvi ietekmē dzīves kvalitāti, īpaši pilsētu iedzīvotājiem, jo cilvēks ik dienu ir pakļauts putekļu daļiņu ietekmei (Mortazavi et al., 2019; Wahab et al., 2020). Gaisa piesārņojums ietekmē cilvēka veselību nepārtraukti, tostarp putekļi, kas satur dažādus metālus, ir atzīts par vienu no cilvēka veselības kritiskāko problēmu (She et al., 2017), jo tie viegli iekļūst

cilvēka elpceļos (Alasfar & Isaifan, 2021; Cereceda-Balic et al., 2012; Kikaj et al., 2023). Lielākā daļa smago metālu nonāk atmosfērā kā aerosola daļiņas (Tsai et al., 2014). Smago metālu nogulsņēšanās var būt ar tiešu un netiešu ietekme uz ekosistēmām un cilvēku veselību (Cadelis et al., 2014; Ochoa-Hueso et al., 2017; Feng et al., 2019). Gaisa piesārņojums ietekmē visneaizsargātākās personu grupas, piemēram, grūtnieces, bērnus (Cadelis et al., 2014), vecāka gadagājuma cilvēkus, cilvēkus ar ierobežotiem ienākumiem un ierobežotu piekļuvi ārstiem. Īpaši tiek ietekmēti cilvēki, kuriem jau ir hroniskas saslimšanas, šiem cilvēkiem rodas komplikācijas un smagākas veselības problēmas (Cadelis et al., 2014; D'Amato et al., 2013; IARC, 2015; She et al., 2017). Gaisa piesārņojums var izraisīt virkni veselības problēmas un izraisīt nāvējošas saslimšanas (skat. 1.1.attēlu.). Pēdējos gados arvien vairāk tiek veikti pētījumi par sniega piesārņojuma slodzi izpēti mērenajā un arktiskajā klimata joslā (Kuoppamäki et al., 2014). Vairākos pētījumos sniegs izmantots kā pilsētas gaisa piesārņojuma indikators (Dossi et al., 2007; Engelhard et al., 2007; Liu et al., 2021), jo sniegs ir, ļoti labs, materiāls gaisa piesārņojuma noteikšanai vairāku iemeslu dēļ, tas darbojas kā dabisks filtrs dažādiem ķīmiskiem elementiem, daļiņām un putekļiem, īpaši tiem, kas rodas antropogēno darbību rezultātā, piemēram, ceļu satiksmē (Adamiec et al., 2013; Bučko et al., 2011) un rūpniecībā (Bučko et al., 2011; Engelhard et al., 2007; Z. Li et al., 2013). Sniega paraugus var viegli savākt un analizēt, gaisa piesārņojuma akumulēšanās laiku nosaka meteoroloģiskie apstākļi, sniegs labi absorbē no atmosfēras gan organiskos, gan neorganiskos piesārņotājus (Sun et al., 2018). Sedimentācija atmosfērā notiek gan mitros, gan sausus procesos, ko kopā dēvē par masu nogulsņēšanos. Mitrās nogulsņēšanās laikā daļiņas un gāzes tiek nogulsnētas ar nokrišņiem, t.i., lietus, sniega, krusas un miglas palīdzību (Tsai et al., 2014). Sniegpārslas no atmosfēras uzkrāj vairāk piesārņojošo vielu nekā ūdens pilieni (lietus lāses), jo tām ir lielāks virsmas laukums un lēnāks krišanas ātrums (Bučko et al., 2011; Engelhard et al., 2007; Telmer et al., 2004). Pateicoties tam, mērenajā un arktiskajā klimata joslu valstīs sniega savākšana ir laba gaisa kvalitātes noteikšanas metode (D'Amato et al., 2013; Engelhard et al., 2007). Sniegs efektīvi uzkrāj dažādus piesārņotājus no atmosfēras, sniega segā pie ceļiem (Sillanpää & Koivusalo, 2013), kā arī ielu putekļus, kurus veido ceļa nodiluma materiāls, smiltis un citi materiāli, kas izkaisīti uz ceļiem ziemas laikā (Furberg et al., 2019), kā arī riepu un bremžu nodilums, dzinēji (degšana un berze) un transportlīdzekļu korozija (Peltola & Wikström, 2006), riepu ar radzēm izmantošana pilsētā rada papildu nodilumu radzēm, kas satur volframu (Bäckström et al., 2003; Furberg et al., 2019). Galvenā uzmanība jāpievērš mikroelementu koncentrācijām, kas uzkrājas ilgtermiņā un var uzkrāties pilsētvides ekosistēmu barības ķēdēs (Faiz et al., 2009; Wahab et al., 2020).

Dažādu smago metālu avotus var iedalīt divās grupās dabiskie un antropogēnie avoti. Pētījumi par gaisa piesārņojumu, ko rada putekļi no dabīgiem

avotiem tiek apskatīta putekļu daļiņu transportēšana no Sahāras tuksneša uz Eiropu, ietekmējot tādas valstis kā Spānija, Itālija un Grieķija (Querol et al., 2009). Turklāt vulkāna izvirdumi īpaši akcentējot Eiropas reģionu Itālijā un Īslandē var izdalīt atmosfērā lielu daudzumu pelnu un putekļu, ietekmējot tuvējos reģionus un pat sasniedzot tālus apgabalus atkarībā no atmosfēras apstākļiem (Arnalds 2010; Horwell et al., 2017). Ķīmisko elementu klātbūtne sniega ūdenī norāda uz vienu vai vairākiem specifiskiem piesārņotājiem, piemēram, dzelzs (Fe) klātbūtne sniegā norāda uz fosilā kurināmā, automašīnu dzinēju un transportlīdzekļu virsbūves nodilumu, varu (Cu), hromu (Cr), vanādiņu (V) un arsēnu (As) iegūst, sadedzinot fosilo kurināmo (Pacyna et al., 2001; Rodella et al., 2017). Vara (Cu) klātbūtne sniegā vairāk saistīta ar transportlīdzekļu dažādu daļu nodilumu, nevis izplūdes gāzu emisiju (Hildemann et al., 1991). Cinks (Zn) norāda uz ogļu sadedzināšanu un satiksmes radītajām emisijām (Mijić et al., 2010). Cinks (Zn) (Apegyei et al., 2011; Wahab et al., 2020), varš (Cu), niķelis (Ni), svins (Pb) (Pacyna et al., 2001) un mangāns (Mn) ir saistīti ar satiksmes putekļiem (Sofowote et al., 2019). Piemēram, alumīnijs avotus var iedalīt šādi: dabiskie (laika apstākļi, kad alumīnijs augsnes daļiņu veidā tiek pārnesti ūdenī un gaisā) un antropogēnie avoti (automobiļi, rūpniecība, atkritumu sadedzināšana, ogļu sadedzināšana) (Al-Thani et al., 2020; Alasfar & Isaifan, 2021; World Health Organization, 2021). Volframa koncentrācija strauji samazinās, attālinoties no brauktuves, kas liecina par neapstrīdamu transporta piesārņojuma avotu (Bäckström et al., 2003).



1.1.att. Gaisa piesārņojuma radītas veselības problēmas

Pateicoties zemajai volframa koncentrācijai dabiskajā vidē, tas var būt piemērots ceļu un satiksmes piesārņojuma identifikators (Bäckström et al., 2003). Volframs dabiski izplūst atmosfērā ar vēja izpūstiem putekļiem no

augšnes, vai arī tas var iekļūt ūdeņos, izskalojoties. Vairākos pētījumos ir ziņots par palielinātu volframa saturu ceļu putekļu lietus ūdens notecē no ceļa un ceļmalas augsnēm, kas ir saistīts ar riepu radžu nodilumu, automašīnu nodilumu un intensīvu satiksmes plūsmu (Peltola & Wikström, 2006; Bučko et al., 2011).

Lielākā Latvijas iedzīvotāju daļa dzīvo pilsētās, tādēļ gaisa kvalitātes pētījumi, kuros iekļauti sniega un ielu putekļu analīze ir ļoti svarīgi, lai noteiktu smago metālu izcelsmi, izplatību un līmeni pilsētvidē, ielu un ceļu tuvumā. Pilsētvides gaisa kvalitātes pētījumi ir vitāli nepieciešami pilsētvides plānošanas dokumentu izstrādē un pilsētas ilgtspējīgas attīstības stratēģijas mērķu nospraušanai.

1.1. Promocijas darba robežas

Ekoloģiskie riski (angļu val. ecological risks) ir saistīti ar iespējamo kaitējumu dabai, sabiedrībai un individuālajai veselībai, kas rodas sakarā ar dažādiem ekoloģiskiem faktoriem. Šie riski rodas gan cilvēka apzinātas darbības rezultātā, piemēram, piesārņojot vidi, gan arī nezināmas vai neinformētas darbības dēļ, kad cilvēki nav pilnībā apzinājušies to ietekmi. Ekoloģiskie riski apdraud cilvēku darbu, dzīves un atpūtas apstākļus, kā arī veselību, un tie var ievērojami ietekmēt dzīves kvalitāti (Beck, 1995; Bartell 2008). Saskaņā ar Pasaules Veselības organizācijas rekomendācijām veselības riska novērtējums ietver trīs posmus (World Health Organization, 2016). Pirmais posms ir novērtēt iedzīvotāju pakļautību attiecīgo piesārņojošo vielu iedarbībai, otrais posms ir aplēst ar gaisa piesārņojumu saistīto veselības risku, un trešais posms ir aprēķināt nenoteiktību (EEA, 2018). Lai izprastu dažādu piesārņotāju ietekmi uz veselību, tiek izmantoti dati par iedzīvotāju pakļautību dažādu piesārņojošo vielu iedarbībai, epidemioloģiskie dati un toksikoloģiskie pētījumi. Pēc piesārņojuma līmeņa noteikšanas dati tālāk ir izmantoti, lai veiktu riska raksturojumu, kas ietver iedarbības datu integrēšanu ar datiem par ietekmi uz veselību, lai novērtētu negatīvas ietekmes uz veselību iespējamību populācijā, kas pakļauta noteikta līmeņa gaisa piesārņojumam.

Promocijas darbā ir veikts Pasaules Veselības organizācijas rekomendācijās noteiktā risku izvērtējuma pirmais posms: noteiktas dažādu piesārņojošo vielu koncentrācijas un izstrādātas piesārņojuma līmeņa telpiskās izplatības riska kartes.

1.2. Promocijas darba mērķis

Promocijas darba mērķis ir izstrādāt metodiku gaisa piesārņojuma telpiskās izplatības riska novērtēšanai, balstoties uz bioindikācijas metodēm un smago metālu koncentrācijām sniegā.

1.3. Promocijas darba pētnieciskie uzdevumi

1. Smago metālu un gaisā suspendēto cieto daļiņu (PM) gaisa piesārņojuma pētījumu pieredzies apkopošana;
2. Ilglaicīgā un īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu aprobācija Jelgavas pilsētā;
3. Gaisa piesārņojuma ar ķīmiskajiem elementiem koncentrāciju noteikšana Jelgavas pilsētā;
4. Gaisa piesārņojuma ar ķīmiskajiem elementiem izplatības telpiskā analīzes veikšana;
5. Gaisa piesārņojuma avotu identifikācija, izmantojot daudzveidīgas statistikas metodes.

1.4. Promocijas darbā aizstāvamās tēzes

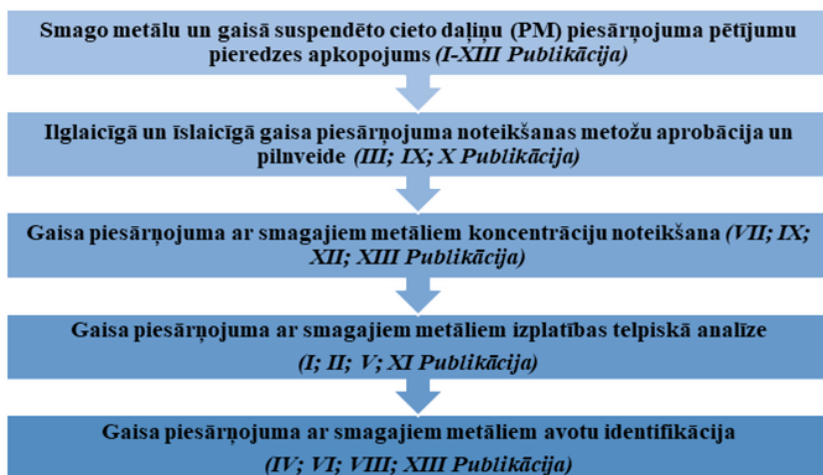
1. Sniegs ir labs indikators pilsētvides gaisa kvalitātes novērtēšanai.
2. Kompleksi vērtējot ilglaicīgo un īslaicīgo gaisa piesārņojumu ir iespējams novērtēt pilsētvides gaisa piesārņojuma dinamiku laikā un telpā.

1.5. Promocijas darba novitāte

1. Pētījumā pirmo reizi Eiropā iegūti nepārtraukti 7 gadu dati par dažādu smago metālu un citu ķīmisku elementu uzkrāšanos sniega segā pilsētvidē ar augstu izšķirtspēju, pārklājot visu pilsētas teritoriju.
2. Pirmo reizi veikti kompleksi pētījumi īslaicīgā un ilglaicīgā gaisa piesārņojuma identifikācijai, izmantojot ķīmiskās analīzes un bioindikācijas metodes.
3. Izmantojot ArcGIS un kompleksas statistikas metodes, ir veikta galveno piesārņojuma avotu radīto risku analīze urbānā vidē.
4. Precizēts gaisa kvalitātes parauglūkumu optimālais blīvums urbānā vidē.
5. Precizēta sniega paraugu sagatavošanas metode pirms ICP ķīmisko analīžu veikšanas.
6. Pārbaudīts, ka sniega parauga analīzēm vispiemērotākā ķīmisko analīžu veikšanas metode ir ICP-MS.

1.6. Promocijas darba pētījuma uzbūve

Promocijas darba pētījums veidots vairākās pakāpēs, lai sasniegtu promocijas darbam izvirzīto mērķi (skat.1.2.att.).



1.2.att. Promocijas darba pētījuma galvenie soļi

2. MATERIĀLI UN METODES

Balstoties uz promocijas darba mērķi, tika apskatītas dažādas iespējas novērtēt gaisa piesārņojuma līmeni pilsētvidē, izmantojot dažādas gaisa piesārņojuma noteikšanas metodes. Uzsākot pētījumus, tika veikta ķērpju inventarizācija (X Publikācija), veikta Dzeltēnā sienas ķērpja (*Xanthoria parietina*) ķīmiskās analīzes (X Publikācija) un ķērpja Pūslīšu hipogimnija (*Hypogymnia physodes*) transplantu izvietošana Jelgavas pilsētā (X Publikācija).

Promocijas darbā apskatīts 7 gadu periods (2017. - 2023. gads) ievācot sniega paraugus un tos, analizējot (I-XIII Publikācija). Apskatīta parauglūkumu ierīkošanas pilnveidošana un dažādu iekārtu nepieciešamība analizējot sniega paraugus, lai iegūtu maksimāli precīzus rezultātus.

2.1. Pētāmā objekta raksturojums

Jelgava atrodas Latvijas centrālajā daļā, iekļaujoties Zemgales līdzenumā (skat.2.1.att.). Pilsētu šķērso Lielupe un Driksa, savukārt Svētes upe tek pa tās teritoriju. Jelgavas pilsētas platība sasniedz 60,32 km². Visu Jelgavas pilsētas teritoriju iedala 11 funkcionālajās zonās (savrupmāju apbūves teritorija, mazstāvu dzīvojamās apbūves teritorija, daudzstāvu dzīvojamās apbūves teritorija, publiskās apbūves teritorija, jauktas centra apbūves teritorija, rūpnieciskās apbūves teritorija, transporta infrastruktūras teritorija, tehniskās apbūves teritorija, dabas un apstādījumu teritorija, mežu teritorija, ūdeņu

teritorija). Jelgavas pilsētā dabas pamatnes teritorijas, kas ietver apstādījumus, pļavas, mežus, ūdenstilpes un ūdenstece, dabiskas ūdensmalas, dabas lieguma “Lielupes palienes pļavas” teritoriju, kā arī ielu un ceļu malas bez speciāli izveidotiem apstādījumiem aizņem 2610,9 ha jeb 43,3% no visas pilsētas teritorijas (Jelgavas pilsētas pašvaldība, 2017). Ar savu iedzīvotāju skaitu Jelgava ir viena no lielākajām Latvijas pilsētām. Saskaņā ar oficiālajiem statistikas portāla datiem no 2017. gada sākuma līdz 2023. gada sākumam iedzīvotāju skaits Jelgavā ir svārstījies no 56026 līdz 54836, un šis skaits katru gadu samazinās (Oficiālais statistikas portāls, 2023).



2.1.att. Jelgavas pilsētas ģeogrāfiskā atrašanās vieta

Jelgavas klimats pieder mēreni kontinentālajai zonai. Ziemas vidējā gaisa temperatūra ir ap $-5,5$ °C, bet vasarā tā sasniedz $+17,1$ °C. Mēneša vidējā temperatūras amplitūda gada laikā ir $22,1$ °C. Vidēji gadā ir 150–155 dienas ar mākoņainu laiku un 170–180 dienas ar nokrišņiem. Vidējais gada nokrišņu daudzumi svārstās no 550 līdz 560 mm. Vislielākais absolūtais gaisa mitrums ir jūnijā, bet vismazākais - februārī. Bez sala periods ilgst no 135 līdz 145 dienām (Latvijas Vides, Ģeoloģijas un Meteoroloģijas centrs, 2020). Parasti pastāvīgā sniega sega veidojas decembra beigās. Sniega segas biezums ir ļoti mainīgs un svārstās no 10 līdz 25 cm (Latvijas Vides, Ģeoloģijas un Meteoroloģijas centrs, 2020).

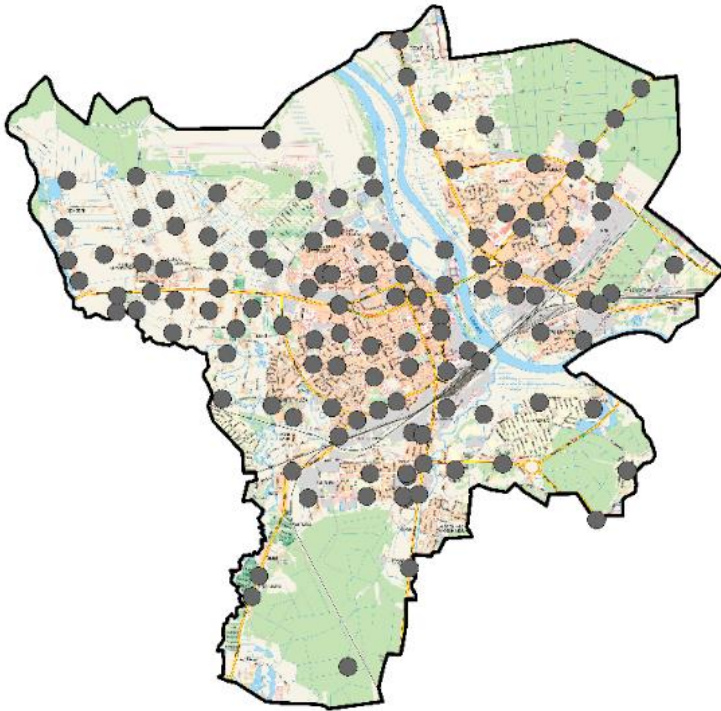
Sekojošā rindkopa iekļauta promocijas darba materiālu un metožu sadaļā “Pētāmā objekta raksturojums”. Jelgavas pilsētā ir veikta kampaņveidīga automašīnu uzskaitē. Automašīnu skaitīšanā, kas veikta 2020. gada jūlijā uz Dobeles šosejas pie Svētes upes tilta, vidēji 24 h saskaitītas 10488 vieglās automašīnas, 758 smagās automašīnas un 375 auto sastāvi. Automašīnu

skaitīšanā, kas veikta 2021. gada 19. jūlijā, netālu no Miera ielas un Bauskas ielas krustojuma, kur atrodas viens no parauglaukumiem vidēji 24 h saskaitītas 11192 vieglās automašīnas, 949 smagās automašīnas un 986 auto sastāvi. Automašīnu skaitīšanā, kas veikta 2022. gada 21. maijā Viskaļu ielā vidēji 24 h saskaitītas 1476 vieglās automašīnas, 111 smagās automašīnas un 48 auto sastāvi.

Kārniņu ceļā, kur atrodas divi no pētījumā iekļautajiem parauglaukumiem (N 56° 37' 33"; E 23° 46' 27" un N 56° 37' 33"; E 23° 46' 27"), automašīnu skaits no 2023. gada 18. janvāra līdz 24. janvārim, kur vidēji 24 h ir konstatētas 549 vieglās automašīnas, 37 smagās automašīnas un 21 auto sastāvs. Automašīnu skaitīšanas rezultāti no Rīgas ielas un Skautu ielas krustojuma, skaitīšana veikta 2023. gada jūnijā, vidēji 24 h uzskaitītas 661 vieglā automašīna un 11 smagās automašīnas. Kalnciema ceļā pie Loka maģistrāles ar skatu uz centru automašīnu skaitīšana veikta 2023. gada martā, kur vidēji 24 h saskaitītas 2094 vieglās automašīnas, pārējās automašīnas nav skaitītas.

2.1.1. Ilglaicīgā piesārņojuma noteikšanas metodes

Lihenoindikācijas metode. Jelgavas pilsētas teritorijā ir daudzveidīgs ēku blīvums un uzņēmumu darbības intensitāte pa pilsētu sadalīta nevienmērīgi. Lihenoindikācijas nolūkā pilsētu sadalīja 104 parauglaukumos, ņemot vērā ēku blīvumu, rūpniecisko uzņēmumu klātbūtni un galveno transporta ceļu novietojumu. Centrālais rajons tika sadalīts 52 parauglaukos ar platību 500 m x 500 m, bet pārējā pilsētas teritorija - 1000 m x 1000 m parauglaukos, kas kopā veidoja vēl 52 parauglaukus (X Publikācija). Šis parauglaukumu izvietojums tika izstrādāts, balstoties uz gaisa kvalitātes pētījumiem, kas veikti 1996. un 2006. gadā. 2016. gadā teritorijai tika pievienoti vēl 21 parauglaukums, atbilstoši pilsētas attīstībai un apbūves paplašināšanai (Grinfelde et al., 2017). Kopumā 2016. gadā lihenoindikācija tika veikta 125 parauglaukos (skat.2.2.att.).



2.2.att. Lihenoindikācijas parauglaukumu izvietojums Jelgavas pilsētā

Jelgavas pilsētas pētījumā veicot, lihenoindikāciju kopumā tika atlasīti un apsekoti 1250 lapu koki: ābeles *Malus spp.*, āra bērzi *Betula pendula*, baltalkšņi *Alnus incana*, bumbieres *Pyrus spp.*, liepas *Tilia spp.*, melnalkšņi *Alnus glutinosa*, ošlapu kļavas *Acer negundo*, parastie ozoli *Quercus robur*, parastās kļavas *Acer platanoides*, parastās zirgkastaņas *Aesculus hippocastanum*, parastās gobas *Ulmus glabra*, parastās vīksnas *Ulmus laevis*, pīlādži *Sorbus spp.*, plūmes *Prunus spp.* un vītoli *Salix spp.* Jelgavas pilsētas pētījumā veicot, lihenoindikāciju kopumā tika atlasīti 1250 dažādu sugu lapu koki. Koki tika izvēlēti tā, lai tie būtu aptuveni vienādā augstumā, līdzīgu vainagu formu, līdzīgi izmērā un vecumā. Būtiski bija tas, lai tie augtu līdzīgās vietās – galvenokārt ielu un ceļu malās. Kopumā visā Jelgavas pilsētas teritorijā bija 125 parauglaukumi, katrā parauglaukumā tika izvēlēti 10 koki, ķērpju sugu skaitīšana tika veikta visiem desmit izvēlētajiem kokiem, visā koka stumbra platībā no 30 cm līdz 2 m augstumā. Ķērpju procentuālais segums pēc sugām tika novērtēts pēc tās koka stumbra puses, kurā bija visvairāk ķērpju (Grinfelde et al., 2017).

Pirmo reizi gaisa tīrības indeksa aprēķinu aprakstīja Leblanc un DeSloover

1970. gadā. Gaisa tīrības indeksu (IAP - *Index of Atmospheric Purity*) aprēķina katram parauglaukumam. Apskata un sastāda visu ķērpju sugu toksiskotolerances faktora Q vērtību un seguma sastopamības pakāpes f vērtību reizinājuma summu. To aprēķina pēc 1. formulas.

To aprēķina pēc 1. formulas:

$$IAP = \sum_1^n \frac{(Q \times f)}{10}, \quad (1)$$

kur:

IAP – gaisa tīrības indekss;

n – ķērpju sugu skaits pētāmajā teritorijā;

Q – toksikotolerances faktors (konstants katrai ķērpju sugai), ko aprēķina izmantojot 2.formulu:

$$Q = n_1 / n_2, \quad (2)$$

kur:

n₁ – visu ķērpju sugu kopējais skaits visos parauglaukumos, kuros ir interesējošā suga;

n₂ – parauglaukumu summa, kuros ir sastopama interesējošā suga;

f – seguma sastopamības pakāpe, ko nosaka pēc ķērpju sugas procentuālā seguma un ķērpju sugas sastopamības biežuma kombinējuma katrā parauglaukumā.

f vērtības:

1 – suga reta, ar niecīgu segumu;

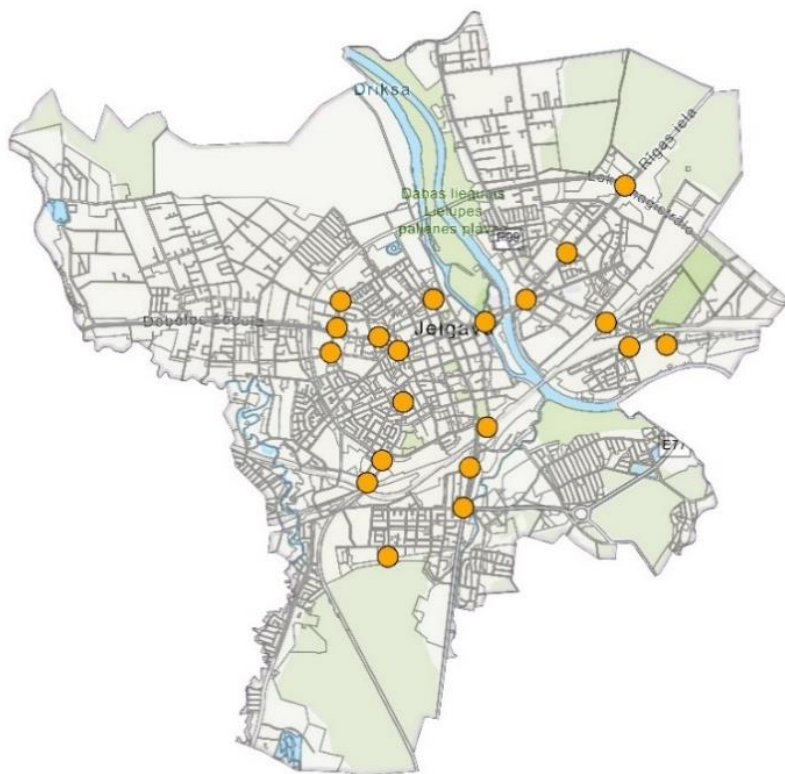
2 – suga reti vai ar 1-5% segumu;

3 – suga ne bieži vai ar 5-10% segumu;

4 – suga bieži vai ar 10-20% segumu;

5 – suga ļoti bieži ar segumu, kas lielāks par 20% (Leblanc & DeSloover, 1970).

Ķērpju paraugu analīze metode. Lai veiktu ķērpju ķīmisko analīzi, tika ievākts Dzeltēnais sienas ķērpis (*Xanthoria parietina*), lai varētu noteikt ilgtermiņa piesārņojumu, kas uzkrājas ķērpjos. Ķērpja paraugi tika iegūti no 20 parauglaukumiem (skat.2.3.att.), katrā no tiem 3 atkārtojumos. Dzeltēnā sienas ķērpja (*Xanthoria parietina*) koordinātas norādītas Pilecka et al. (2017) publikācijā.



2.3.att. **Dzeltenā sienas ķērpja (*Xanthoria parietina*) paraugu ievākšanas vietas Jelgavas pilsētā**

Šie parauglaukumi atrodas Jelgavas pilsētas daļās, kurās ir visintensīvākā antropogēnā ietekme. Tie ietver gan daudzstāvu dzīvojamās ēku kvartālus, gan privātmāju rajonus, rūpniecības zonas, intensīvus satiksmes posmus un citas antropogēnas ietekmes raksturojošas vietas. Salīdzinājuma nolūkos tika savākti arī paraugi no dabiska meža, kas atrodas aptuveni 5 km attālumā no pilsētas robežas (X Publikācija).

Dzeltenais sienas ķērpis (*Xanthoria parietina*) tika savākts no lapu koku stumbriem aptuveni 1,3 – 1,5 metru augstumā virs zemes. Ķērpis tika ievākts atdalot tā laponi no koka stumbra ar pinceti, savāktie paraugi tika ievietoti absolūti tīros stikla traukos un ķērpju vākšanas laikā tika izmantoti putekļus nesaturošus nitrila cimdi (skat.2.4.att.).

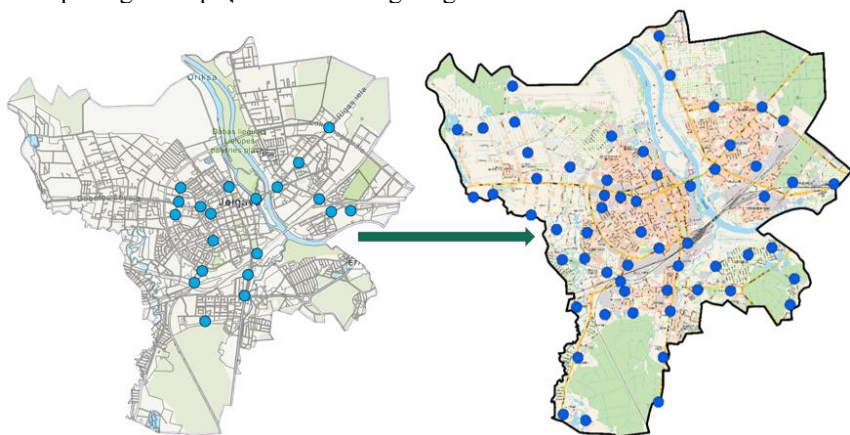


2.4.att. Dzeltenā sienas ķērpja (*Xanthoria parietina*) paraugs, kas ievākts no koka stumbra

2.1.2. Īslaicīgā piesārņojuma noteikšanas metodes

Ķērpju transplantācijas metode. Pārskatot dažādus pētījumus un strādājot ar bioindikācijas metodēm, ir svarīgi ņemt vērā dažādus būtiskus parametrus, kas ietekmē piesārņojuma līmeni un tā izkliedi ielu kanjonos: ielu izmērus, vēja ātrumu un virzienu, ēku novietojumu, siltuma stratifikāciju, transportlīdzekļu kustību (izmēru, skaitu) u.c. (Xie et al., 2005). Pauglaurumi tika atlasīti pilsētas centrālajā daļā, kurā ir lielākā antropogēnā slodze un apdzīvotība (skat.2.5.att.). Ķērpja (*Hypogymnia phydosis*) paraugi tika ievākti mežā aptuveni 5 km attālumā no Jelgavas pilsētas centra. Transplanti tika novietoti parauglaukumos, piestiprinot tos esošajiem koku zariem ar metāla stiepli, kas atradās 1,5 metru augstumā virs zemes (X Publikācija). Visi transplanti bija izvietoti koka DR pusē (skat.2.6.att.).

Sniega paraugu analīzes metode. Sniega paraugu analīze ir viena no metodēm, kas tiek izmantota, lai noteiktu īslaicīgo gaisa piesārņojumu ar ķīmiskajiem elementiem pilsētu teritorijās (Engelhard et al., 2007; Cereceda-Balic et al., 2012; Vasić et al., 2012; Xue et al., 2020). Kopumā sniega paraugi ir ievākti no 2017. gada līdz 2023. gadam (I-XIII Publikācija). Sniega uzkrāšanās periods ir no 5-9 dienām. Pētījumu uzsākot 2017. gadā, sniega paraugi tika ievākti 20 parauglaukumos tuvāk pilsētas centram (papildus 1 parauglaukums 5 km attālumā ārpus pilsētas, Mežciema meža masīvā), bet, sākot ar 2018. gadu, sniega paraugi ievākti 59 parauglaukumos, kas izvietoti Jelgavas pilsētā un 1 parauglaukumā, kas ir 5 km attālumā ārpus pilsētas, Mežciema meža masīvā (skat.2.7.att.). Lai nodrošinātu vienmērīgu un maksimāli precīzu rezultātu uz katru pilsētas kvadrātkilometru (vidēji uz 1 km² ir 1 parauglaukums) ir jāizveido viens parauglaukums. Katrā parauglaukumā tika ievākti 3 sniega paraugi, ievācot katru paraugu tiek paņemta visa sniega sega.

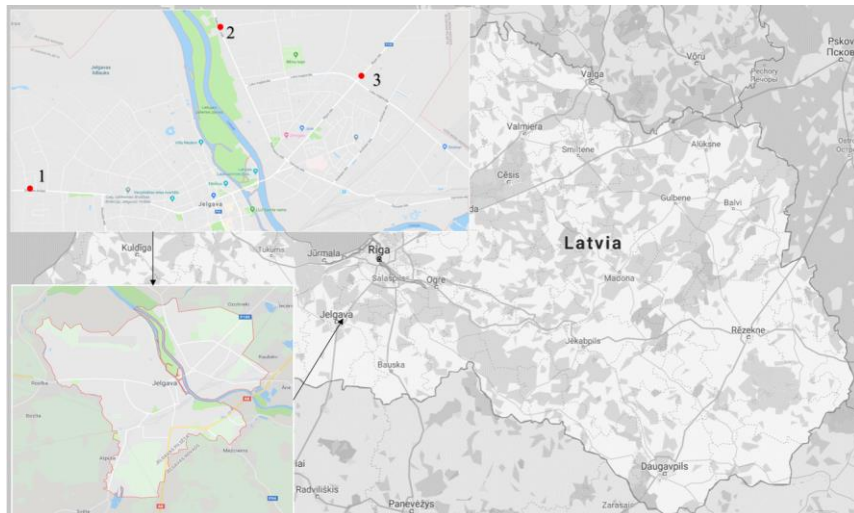


2.7. att. **Sniega parauglaukumu izvietojuma attīstība Jelgavas pilsētā no 2017. gada līdz 2023. gadam**

Sniegs tika savākts, izmantojot vienreizējās lietošanas putekļus nesaturošus nitrila cimdus. Šie paraugi tika iegūti 5 metru attālumā no ceļa braucamās daļas. Sniegs tika savākts sterilos plastmasas traukos, un nekavējoties nogādāti ledusskapī un tad transportēti uz laboratoriju.

Sniega paraugu ievākšana transporta piesārņojuma monitoringam. Sniegs ir labs materiāls, kas spēj uzkrāt informāciju par apkārtnējo gaisa kvalitāti un to izmanto par indikatoru nosakot transporta ietekmi uz kopējo pilsētas gaisa kvalitāti (Adamiec et al., 2013; Kuoppamäki et al., 2014). Sniega paraugi tika ņemti no 3 dažādiem ceļiem Jelgavas pilsētā ar atšķirīgu satiksmes intensitāti

(skat.2.8.att.). Katrā ceļa posmā bija 6 parauglaukumi, katrā ceļa pusē pa 3. Katra paraugu ņemšanas vieta atrodas trīs dažādos punktos pilsētā. Paraugi, kas ievākti 2018. gada janvārī ņemti 1 m, 50 m un 100 m attālumā no ceļa brauktuves (VI Publikācija). Paraugi ievākti 2019. gada janvārī, 1 m, 10 m un 20 m attālumā no ceļa brauktuves (IV Publikācija).



2.8. att. Sniega parauglaukumu izvietojums transporta piesārņojuma monitoringam Jelgavas pilsētā

2.2. Paraugu apstrāde un analizēšana

ICP spektrometri var tikt izmantoti, lai analizētu vides paraugus, dažādus bioindikatorus, piemēram, ķērpjus, sūnas u.c., kā arī ūdens paraugus. Ievāktie sniega paraugi laboratorijā tiek nogādāti izkusušā veidā. Paraugu sagatavošana katrai iekārtai ir aprakstīta publikācijās. Paraugu, kas analizēti ar ICP-AES, sagatavošana aprakstīta (I un II Publikācija), paraugu, kas analizēti ar ICP-OES, sagatavošana aprakstīta (III-VIII, X-XII Publikācijā) (induktīvi savienotā plazmas atomu emisijas spektroskopija (ICP-AES) tiek saukta arī par induktīvi saistītās plazmas optiskās emisijas spektroskopiju (ICP-OES)). Paraugu, kas analizēti ar ICP-MS, sagatavošana aprakstīta (IX, XI-XIII Publikācijā).

Izmantojot un salīdzinot dažādu paraugu sagatavošanu ICP-OES iekārtai, tika apskatīti varianti, ka sniega paraugus filtrē caur papīra filtru un paskābina līdz 1% HNO_3 , savukārt otrs variants, ka sniega paraugus paskābina līdz 1% HNO_3 , iztur 3 dienas un pēc tam filtrē caur papīra filtru (III Publikācija).

Paraugi, kas ievākti 2017. gadā un 2018. gadā tika analizēti gan ar ICP-AES

(*Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry*), gan ar ICP-OES (*Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*) spektrometru. Apskatot tabulu 2.1. var redzēt, ka dati, kas iebūti ar ICP-AES izmantoti divās publikācijās (I un II Publikācija). Paraugi, kas ievākti 2019. gadā tika analizēti ar ICP-OES spektrometru. Paraugi no 2020. - 2023. gadam tika analizēti ar 8900 Triple Quadrupole ICP-MS (*Inductively coupled plasma mass spectrometry*) spektrometru (skat.2.1. tab.).

Analizējot, Dzelteno sienas ķērpi (*Xanthoria parietina*) tika izmantots ICP-OES (X Publikācija), ķērpis pirms analizēšanas ir izžāvētā veidā un atdalīts no vismazākajiem piemaisījumiem (koka lapām, mizām utt.). Precīza ķērpja sagatavošana analizēšanai skatāma X Publikācijā.

2.3. Pētījumā izmantotie dati un statistikas metodes

Pētījumā ir izmantota lihenoidikācijas metode, kur 125 parauglaukumos veikta ķērpju inventarizācija, kas sīkāk aprakstīts desmitajā publikācijā (X Publikācija), ķērpja Pūslīšu hipogimnija (*Hypogymnia physodes*) transplantu metode (Grinfelde et al., 2017). Izmantota metode, kur Dzeltenais sienas ķērpis (*Xanthoria parietina*) ievākts 20 parauglaukumos un veiktas ķīmiskās analīzes (X Publikācija). Sniega paraugu 2017. gadā ievākti 20 parauglaukumos (I un X Publikācija) un no 2018.-2023. gadam 60 parauglaukumos (II, III, V, VII, VIII, IX, XI, XII, XII Publikācija). Apskatot transporta koridorus, ievākti sniega paraugi 18 parauglaukumos 2018. un 2019. gadā (IV un VI Publikācija) (skat. 2.1. tab.).

Pētījumā izmantotās datu kopas un statistikas metodes, kas, izmantotas pētījumā, ir apkopots 2.1. tabulā. Ģeogrāfiskās informācijas sistēmas (GIS) nodrošina piemērotus rīkus telpisko attiecību aprakstīšanai. Lai izprastu gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem telpisko izplatību, tika pielietots ArcGIS programmatūru. Telpiskās analīze veikta ar ArcGIS programmatūrā iebūvēto IDW (*Inverse-Distance Weighting*) metodi (I, II, V un XI publikācijas). Metode izvēlēta, balstoties uz literatūru par metodes atbilstību, analizējot gaisa piesārņojuma datus (Garcia et al., 2016; Chen et al., 2018), kā arī, salīdzinot ar citiem rīkiem, IDW ir viegli pielietojama programma, jo tai nav nepieciešama iepriekšēja datu modelēšana vai subjektīvi pieņēmumi (Jumaah et al., 2019; Xu et al., 2022).

2.1. tabula. Pētījumā iekļautās datu kopas un statistikas metodes

Publikācijas	Metodes un datu kopas	
	Monitoringa punktu koordinātas	Sniega Parauglaukumu skaits
Dzeltenā sienas ķērpja (<i>Xanthoria parietina</i>) parauglaukumu skaits		
Ķērpju inventarizācijas parauglaukumu skaits		
	2017	
	2018	
	2019	
	2020	
	2021	
	2022	
	2023	
Skābināšana pirms filtrācijas		
Skābināts pēc filtrācijas		
ICP-OES/ ICP-AES		
ICP-MS		
Aprakstošā statistika		
Kastu diagramma		
Klasteru analīze ACH Eikfīda attāluma Ward metode		
Kruskal-Wallis		
GIS IDW (<i>Inverse-Distance Weighting</i>)		
Steel-Dwass-Crichlow-Fligner		
I	20	
II	60	
III	X 60	
IV	18	
V	60	
VI	18	
VII	60	
VIII	X 60	
IX	X 60	
X	20 20 125	X
XI	60	X X X X
XII	60	X X X X
XIII	60	X X X X

Pētījumā kopumā iekļauti vairāk nekā 20 ķīmiskie elementi, no kuriem trīspadsmit ir smagie metāli, kam promocijas darbā ir pievērsta īpaša uzmanība.

Visvairāk pētījumā ir analizēti un apraktīti smagie metāli tādi kā svins, niķelis varš un cinks. Pētījumā, iekļautie ķīmiskie elementi, kas, apskatīti un apraktīti dažādās publikācijās, ir apskatāmi 2.2. tabulā.

2.2. tabula. Pētījumā iekļautie ķīmiskie elementi

Publikācijas	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Svins (Pb)	X		X	X	X	X	X	X	X	X			
Niķelis (Ni)	X		X	X	X	X	X	X	X	X			
Varšs (Cu)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
Vanādijs (V)	X		X	X			X	X		X			
Dzelzs (Fe)	X	X						X	X	X			
Hroms (Cr)	X			X				X	X	X			
Arsēns (As)	X								X	X			
Cinks (Zn)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
Alumīnijs (Al)		X						X	X			X	
Mangāns (Mn)			X	X	X	X		X	X				
Silīcijs (Si)				X				X	X				
Kalcijs (Ca)							X	X					
Kālijs (K)								X					
Magnijs (Mg)								X					
Nātrijs (Na)								X					
Bārijs (Ba)								X	X				
Kadmijs (Cd)								X	X				
Kobalds (Co)								X					
Molibdēns (Mo)								X	X				
Stroncijs (Sr)								X					
Volframs (W)									X				X

* Smagie metāli iekrāsoti oranžā krāsā.

3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

Šajā nodaļā ir apkopoti galvenie promocijas darba pētījuma rezultāti, kas iedalīti četrās apakšnodaļās, kur pirmajā apakšnodaļā atspoguļota ilglaicīgā un īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu aprobācija un pilnveide. Otrajā apakšnodaļā aprakstīta gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem koncentrāciju noteikšana. Trešajā apakšnodaļā veikta gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem izplatības telpiskā analīze. Gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem avotu identifikācija aprakstīta ceturtajā apakšnodaļā.

3.1. Ilglaicīgā un īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu aprobācija un pilnveide

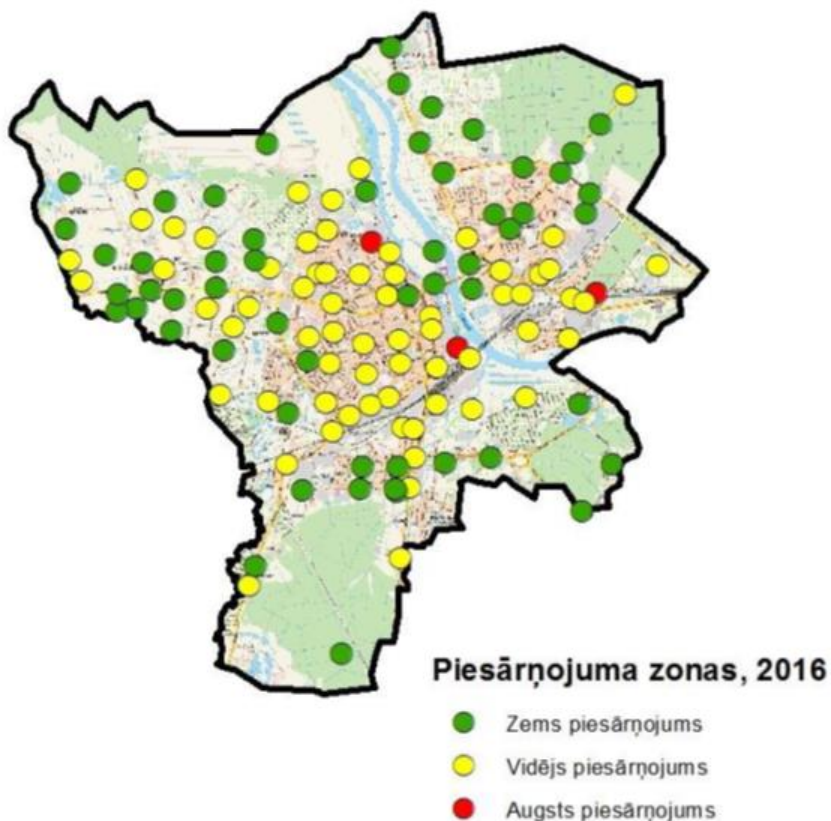
Šajā apakšnodaļā ir apkopotas ilglaicīgā un īslaicīgā piesārņojuma noteikšanas metožu aprobācija un pilnveide. Sniegts detalizēts apraksts par metožu aprobāciju un pilnveidi. Gaisa piesārņojuma noteikšanai var izmantot ilglaicīgā un īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metodes un šo metožu aprobācija, un pilnveide (III, IX, X Publikācija) ir neizbēgama darba sastāvdaļa.

3.1.1. Ilglaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu aprobācija

Pastāv dažādas metodes ilgtermiņa piesārņojuma novērtēšanai, kuras var iedalīt gan ķīmiskajās, gan bioloģiskajās metodēs. Viena no ilglaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metodēm, kas pieder bioloģisko metožu sadaļai, ir gaisa tīrības indeksa (*Index of Atmospheric Purity*) aprēķināšana. Ķērpji labi atspoguļo vietas, kuras ietekmē sēra dioksīds (Orlova et al. 2015), slāpekļa oksīdi (Mateos un González 2016) un smagie metāli (Kularatne un De Freitas 2013; Parzych et al., 2016). Toksisko elementu uzkrāšanās ķērpjos korelē ar attālumu no piesārņotāja (Attanayaka un Wijeyaratne 2013). Jelgavas pilsētas ilglaicīgā gaisa kvalitātes noteikšanai arī ir izmantota Dzeltenā sienas ķērpja (*Xanthoria parietina*) ievākšanas un analīzes metode (Pilecka et al., 2017), kas ir otrā ilglaicīgā piesārņojuma noteikšanas metode, kas pieder dažādu ķīmisko vielu analīzei organismos un šūnās.

Jelgavas pilsētas teritorijā gaisa kvalitāti novērtēja, izmantojot datus no 125 parauglaukumiem, un identificēja trīs gaisa piesārņojuma zonas. Augsta piesārņojuma zona (1. grupa) bija teritorija ar minimālu ķērpju skaitu vai izdzīvošanu (IAP no 0-110). Vidēja piesārņojuma zona (2. grupa) bija ierobežota ķērpju populācijas jeb pārejas zona (IAP = 111 – 200). Zema piesārņojuma zona (3. grupa) ietilpa teritorijās, kur ķērpju klātbūtne bija bagāta vai kurās valdīja dabiska vides zona (IAP > virs 200). Saskaņā ar Grinfelde u.c., 2017. gada pētījumu, augsta gaisa piesārņojuma zona Jelgavā 2016. gadā aizņēma 1,66 km²

jeb 2,75% no visām pilsētas teritorijām. Šī zona tika konstatēta 4 parauglaukumos: trīs Jelgavas centrā (teritorijā, kur ir Jelgavas notekūdeņu attīrīšanas iekārtas; Meiju ceļa un Kazarmes ielu krustojumā, Palīdzības ielas rajonā) un vienā ārpus centra (pie Langervaldes meža). Vidēja gaisa piesārņojuma zona Jelgavā 2016. gadā aizņēma 26,54 km² jeb 44,0% no kopējās platības. Salīdzinot ar iepriekšējiem rezultātiem no 1996. gada, vidējā gaisa piesārņojuma platība nedaudz palielinājās no 25,76 km² līdz 26,54 km², bet salīdzinot ar 2006. gada rezultātiem, tā samazinājās no 29,26 km² jeb 48,51% līdz 26,54 km² jeb 44,0%. Zema gaisa piesārņojuma jeb tīra gaisa zona Jelgavā 2016. gadā aizņēma vairāk nekā pusi no pilsētas teritorijas – 32,12 km² jeb 53,25%.



3.1. att. Gaisa kvalitātes zonas pēc IAP indeksa

3.1.2. Īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu aprobācija

Īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanai var izmantot gan ķērpju transplantu metodi, gan sniega paraugu ievākšanas metodi. Jelgavas pilsētas īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanai ir izmantotas abas metodes, ķērpja Pūslīšu hipogimnija (*Hypogymnia physodes*) transplantu metode izmantota Jelgavas pilsētas gaisa kvalitātes monitoringam kopš 1996. gada (Grinfelde et al., 2017).

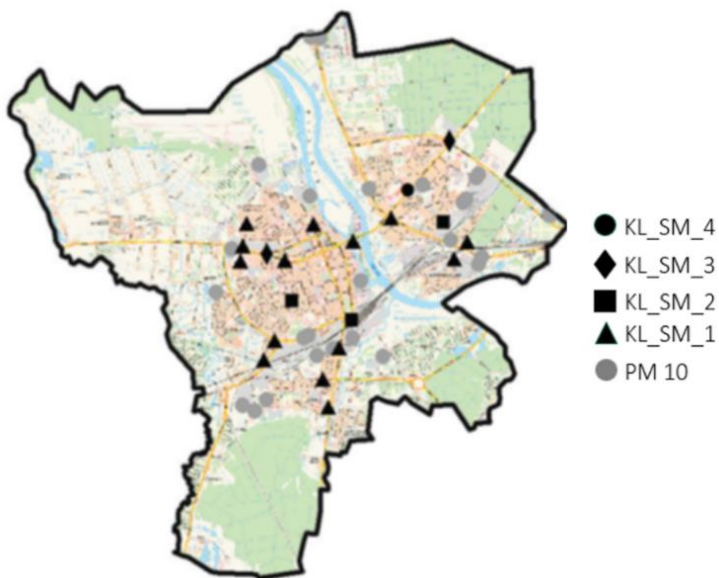
Monitorings, kas veikts 2016. gadā, liecina, ka Jelgavas pilsētas teritorijā ķērpju (*Hypogymnia physodes*) vitalitāte atšķiras. Divās monitoringu vietās - Prohorova iela/Neretas iela (Nr. 16) un Langervaldes mežs (Rubeņu ceļš) (Nr. 17) - ķērpju nekrozes un lapoņa nolobīšanās konstatētas jau pēc 2 mēnešiem (jūlija, augusta), tāpēc šajās vietās veikti atkārtoti pētījumi - atjaunoti ķērpju paraugi, kam nekrozes un lapoņa pilnīga nolobīšanās konstatēta attiecīgi pēc 31 un 90 dienām. Šis atšķirības perioda ilgumā varētu būt skaidrojamas ar ķērpju lielāku fizioloģisko aktivitāti vasaras periodā, salīdzinot ar rudens/zimas periodu. Trīs monitoringu vietās - Viskaļu iela/Lāču iela (Nr. 1), Lietuvas šoseja/Savienības iela (Nr. 3) un Ausekļa iela/Blaumaņa iela (Nr. 13) - ķērpju nekrozes konstatētas pēc 3 mēnešiem (92 dienām). Autotransporta radītais piesārņojums ietekmējis gaisa kvalitāti šajās vietās, it īpaši Lietuvas šosejas tuvums.

Nedaudz labāka situācija ir piecās monitoringu vietās - Lietuvas šoseja/Platonas iela (Nr. 2), Tērvetes ielas pārbrauktuve (Nr. 5), Satiksmes iela/Ganību iela (Statoil) (Nr. 12), Rīgas iela (RAF, Neste) (Nr. 19) un Dobeles šoseja/Satiksmes iela (Nr. 11) - ķērpju nekrozes konstatētas pēc 5 mēnešiem jeb 153 dienām, bet Dobeles šosejā pēc 6 mēnešiem jeb 184 dienām. Autotransporta radītais piesārņojums arī šajās vietās ir galvenais faktors. Savukārt trīs monitoringu vietās - Tērvetes iela/Pavasara iela (Nr. 7), Lielā iela/Ozola skvērs (Nr. 8) un Aspazijas iela/Asteru iela (5.vsk.) (Nr. 10) - ķērpju nekrozes konstatētas pēc 7 mēnešiem jeb 215 dienām. Labvēlīga ietekme šajās pēdējās vietās ir klajumiem ar apstādījumiem (Ozola skvēram un 5. vidusskolas sporta laukums), kas nodrošina piesārņojuma izkliedi. Ķērpjiem pēc 8 mēnešiem (243 dienas) tikai lapoņu krāsas izmaiņas konstatētas monitoringu vietās - Lielā iela/Driksas tilts (Nr. 14), Rīgas iela/Brīvības bulvāris (Nr. 15), Aviācijas iela (pie naftas bāzes) (Nr. 18) un TC Valdeka/Rīgas iela (Nr. 20). Ļoti labu vitalitāti (8 mēnešus jeb 243 dienas) saglabā ķērpji monitoringu vietās - Dzelzsceļa stacija (Nr. 4) un Lielā iela/Dobeles iela. Abām šīm vietām ir salīdzinoši lielas atklātas telpas, kā arī abās vietās koki, pie kuriem piestiprināti paraugi, ir ābeles.



3.2.att. Ķērpju transplants, kas izvietots Jelgavas dzelzceļa stacijā, 2016. gads

Aprobējot, īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metodes izmantojot sniega paraugus aprakstītas (III Publikācija).



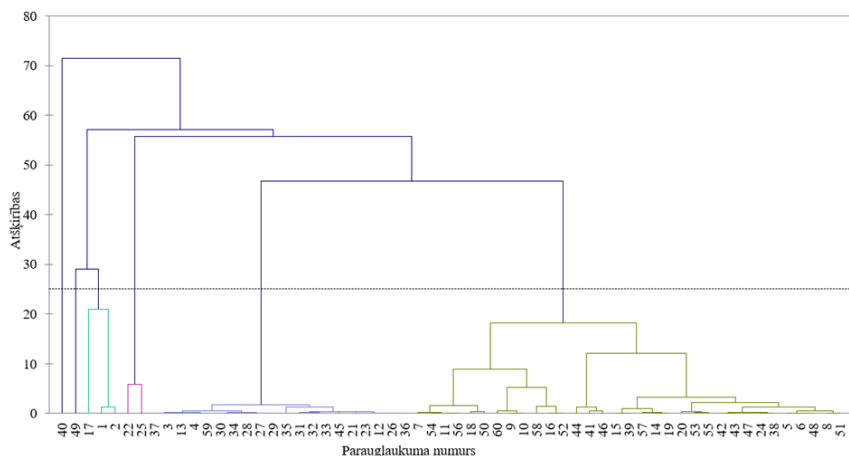
3.3. att. Īslaicīgā gaisa piesārņojuma klasteru analīzes rezultāti pēc sniega paraugu ķīmiskā sastāva, paraugi ievākti 14.02.2017

Klastera KL_SM_4 kopu raksturo ārkārtīgi augsts piesārņojums, kur primārais avots ir transporta radītais piesārņojums. Klasterim KL_SM_3 raksturīgs augsts transporta izplūdes gāzu radītais piesārņojums. Klasterim KL_SM_2 raksturīgs augsts piesārņojums, kas rodas rūpniecisko procesu rezultātā, bet klasterim KL_SM_1 raksturīgs samērā tīrs gaiss, ar nelielu transporta radīto piesārņojumu (Pilecka et al., 2018). Sniega klasteru analīzes rezultāti attēloti 3.3.attēlā.

3.1.3. Ilglaicīgā un īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metožu pilnveide

Apskatot dažādas metodes, ar kurām iespējams noteikt gan ilglaicīgā, gan īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas iespējas pilsētvidē ir iespēja izvēlēties labāko no metodēm. Darba gaitā ir veikta metožu pilnveide - no 20 sniega parauglaukumiem pilsētas centrālajā daļā, parauglaukumu skaits pieaudzis līdz 60 parauglaukumiem visā pilsētas teritorijā.

Tika izvērtētas un salīdzinātas divas paraugu sagatavošanas metodes (III Publikācija): 1 grupa kur izkusušais sniegs tiek filtrēts un pēc tam skābināts un 2. grupa kur izkusušais sniegs tiek skābināts un pēc tam filtrēts. Aprakstošā statistika par svinu (Pb), cinku (Zn), niķeli (Ni), vanādiju (V), varu (Cu), mangānu (Mn) pa analītiskajām grupām ir parādīta 1. tabulā, kur atšķirības starp analītiskajām grupām ir būtiskas. Piemēram, Zn, Cu un V maksimālā koncentrācija otrajā grupā atšķiras vairāk nekā 10 reizi.

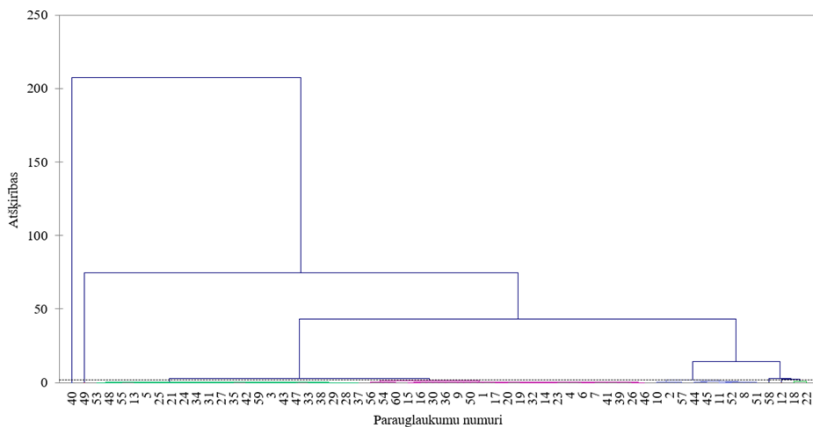


3.4. att. 1. grupas aglomeratīvās hierarhiskās klasterēšanas rezultāti

3.1. tabula. Smago metālu aprakstošā statistika pa analītiskajām grupām

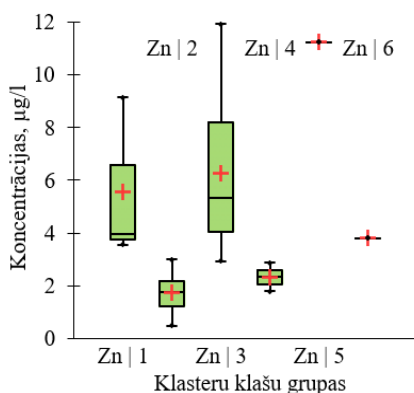
Statistika	Minimums, µg/l	Maksimums, µg/l	Pirmā kvartīle, µg/l	Mediāna, µg/l	Trešā kvartīle, µg/l	Vidējā vērtība, µg/l	Standartnovirze, µg/l
Pb 1.grupa	1,00	1,34	1,00	1,00	1,00	1,01	0,05
Pb 2.grupa	0,68	51,18	2,16	3,59	6,81	6,31	8,42
Zn 1.grupa	0,48	11,91	2,10	3,88	6,63	4,63	3,05
Zn 2.grupa	9,22	1002,05	22,32	45,91	81,51	79,62	135,32
Ni 1.grupa	0,55	0,71	0,60	0,60	0,60	0,60	0,02
Ni 2.grupa	0,40	40,75	1,00	1,59	2,85	2,80	5,24
V 1.grupa	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,00
V 2.grupa	0,55	64,16	0,60	0,67	2,21	2,92	8,31
Cu 1.grupa	0,86	6,28	0,90	1,17	1,71	1,44	0,82
Cu 2.grupa	2,82	829,49	5,78	8,93	23,34	28,66	105,24
Mn 1.grupa	0,47	9,36	0,93	2,08	3,09	2,29	1,62
Mn 2.grupa	5,89	1357,01	25,37	46,93	171,68	150,57	239,90

Pirmās grupas aglomeratīvās hierarhiskās klasterēšanas rezultāti ir parādīti 3.4 attēlā, tika noteiktas 6 klases, un atšķirība klases ietvaros ir 29%, bet starp klasēm 71%. Otrās grupas aglomeratīvās hierarhiskās klasterēšanas rezultāti ir parādīti 3.5. attēlā, tika definētas 8 klases un novirze klases ietvaros ir 2% un starp klasēm tā ir 98%.

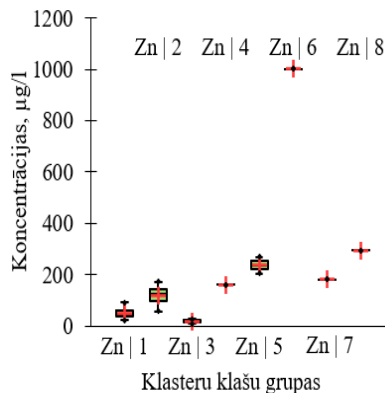


3.5. att. Otrās grupas aglomeratīvās hierarhiskās klasterēšanas rezultāti

Pirmās paraugu grupas 6 klašu cinka koncentrācijas ir parādītas 3.6. attēlā, kur ir pārklājums starp klasēm. Cinka koncentrācija 8 grupās un otrajā paraugu grupā ir parādīta 3.7. attēlā, kur cinka koncentrācija klases robežās ir viendabīga un starp klasēm nav pārklājuma.



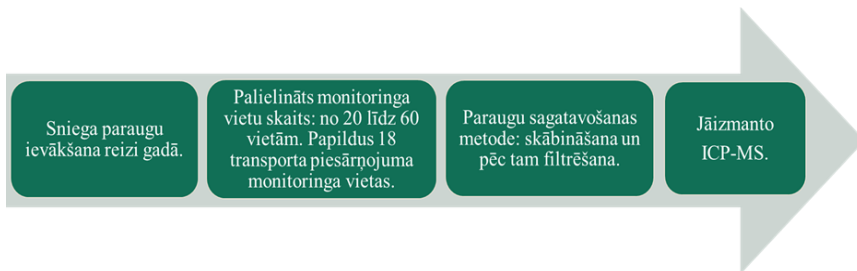
3.6. att. Pirmās paraugu grupas 6 klašu Zn koncentrācijas (µg/l)



3.7. att. Otrās paraugu grupas 8 klašu Zn koncentrācijas (µg/l)

Ilglaicīgā un īslaicīgā gaisa piesārņojuma noteikšanas metodes ir aprobētas un pilnveidotas. Dzeltēnā sienas ķērpja (*Xanthoria parietina*) analīžu rezultāti ir integrēti darbā, apvienojot ilglaicīgā un īslaicīgā piesārņojuma noteikšanas metodes. Izvēlēta sniega paraugu analizēšanas metode ir publicēta IX Publikācijā. Tika secināts, ka sniega paraugu analizēšanai nepieciešams izmantot

induktīvi saistītās plazmas masspektrometrs (ICP-MS), jo tam ir augstāka izšķirtspēja (skat. 3.8.att.).



3.8. att. Gaisa piesārņojuma noteikšanas metodes uzlabojumi un to posmi

3.2. Gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem un citu ķīmisku elementu koncentrāciju noteikšana

Šajā apakšnodaļā sniegti rezultāti vienkāršotai gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem koncentrāciju noteikšanai izmantojot sniega paraugu analizēšanu aprakstošās statistikas līmenī. Koncentrāciju noteikšanai izmantotas divas iekārtas induktīvi savienotas plazmas optiskās emisijas spektroskops (ICP-OES) un induktīvi saistītās plazmas masspektrometrs (ICP-MS). Induktīvi savienotā plazmas atomu emisijas spektroskopija (ICP-AES), ko dēvē arī par induktīvi saistītās plazmas optiskās emisijas spektroskopiju (ICP-OES) abas analītiskas metodes ir minētas rakstos.

Apkopojot 2019. gada vara (Cu) rezultātus, var secināt, ka tikai divos paraugos Nr.18 un Nr.39 vara koncentrācija bija augstāka nekā pārējiem paraugiem. Vara koncentrācija paraugā Nr.18 ir 12,5 µg/l, kas ir augstākais rezultāts. Šajā paraugā vara koncentrācija varētu būt tik augsta, jo gaisa kvalitāti varētu ietekmēt satiksmes plūsma, dzīvojamo ēku apbūve, blakus esošā dzelzceļa līnija un atkritumu nepareiza apstrāde vai nelikumīga dedzināšana privātajās teritorijās. Satiksme pilsētu teritorijās rada gan gaisa piesārņojumu, gan troksni. Parauga Nr.39 vara koncentrācija ir 11,7 µg/l. Vara koncentrāciju arī šajā paraugā varētu ietekmēt satiksme. Niķeļa (Ni) rezultāti liecina, ka tikai vienam paraugam ir augstāka niķeļa koncentrācija nekā citiem paraugiem. Niķeļa koncentrācija lielākajā daļā paraugu ir mazāka par 0,6 µg/l. Vislielākā niķeļa koncentrācija ir paraugā Nr.2., kur tā ir 4,4 µg/l. Paraugā Nr.2 niķeļa koncentrācija varētu būt tik augsta, jo gaisa kvalitāti varētu ietekmēt privātmāju apbūve, kas ziemas periodā izmanto nepiemērotu kurināmo materiālu ēku apkurei. Arī transporta koridors atrodas netālu no šīs parauga zonas, kas ietekmē gaisa kvalitāti intensīvās satiksmes dēļ. Svina koncentrācija paraugā Nr.13 ir

11.1 $\mu\text{g/l}$. Šajā paraugā svina koncentrācija varētu būt tik augsta, jo gaisa kvalitāti varētu ietekmēt satiksme pa tuvējo Lietuvas šoseju. Tādi piesārņotāji kā svins (Pb) un varš (Cu) nonāk gaisā no transportlīdzekļu izplūdes gāzēm (Pilecka et al., 2018).

Visaugstākā svina koncentrācija ir paraugā Nr.48. Svina koncentrācija šajā paraugā ir 72,3 $\mu\text{g/l}$. Salīdzinot ar svina koncentrāciju Viskaļu ielas paraugā, šis paraugs satur aptuveni septiņas reizes vairāk svina. Svina koncentrāciju var ietekmēt atkritumu sadedzināšana privātmājās (Pilecka et al., 2018). Vanādijs (V) daudzums lielākajā daļā paraugu ir mazāks par 0,7 $\mu\text{g/l}$, bet citos paraugos tas nav lielāks par 1 $\mu\text{g/l}$. Blakus ir intensīva satiksme un dzelzceļa līnija, tur vanādijs koncentrācija ir lielāka par 0,7 $\mu\text{g/l}$.

Cinka (Zn) rezultāti liecina, ka cinka koncentrācija trijos paraugos ir lielāka par 50 $\mu\text{g/l}$. Paraugiem Nr.39, Nr.46 un Nr.48 ir visaugstākie cinka rezultāti. Cinka koncentrācijas paraugā Nr.39 ir 53,7 $\mu\text{g/l}$ un paraugā Nr.46 73,2 $\mu\text{g/l}$ ietekmē satiksme. Augstākais cinka rezultāts parādās parauga Nr.48 rezultātos. Cinka koncentrācija šajā vietā ir 204,5 $\mu\text{g/l}$. Gaisa kvalitāti varētu ietekmēt satiksme un ēku apkure, izmantojot nepiemērotu kurināmo, piemēram, atkritumus.

Apskatot arī citu ķīmisku elementu koncentrāciju noteikšanu, šajā gadījumā alumīnija izplatību un koncentrācijas Jelgavas pilsētā datu apstrādei izmantoti 60 alumīnija mērījumu rezultāti no dažādām paraugu ievākšanas vietām Jelgavā laika periodā no 2018. gada līdz 2021. gadam. Lielākā daļa no paraugu ievākšanas vietām atrodas aptuveni 5 m attālumā no ceļu braucamās daļas vai gājēju ietvēm, kas varētu parādīt augstākas Al koncentrācijas.

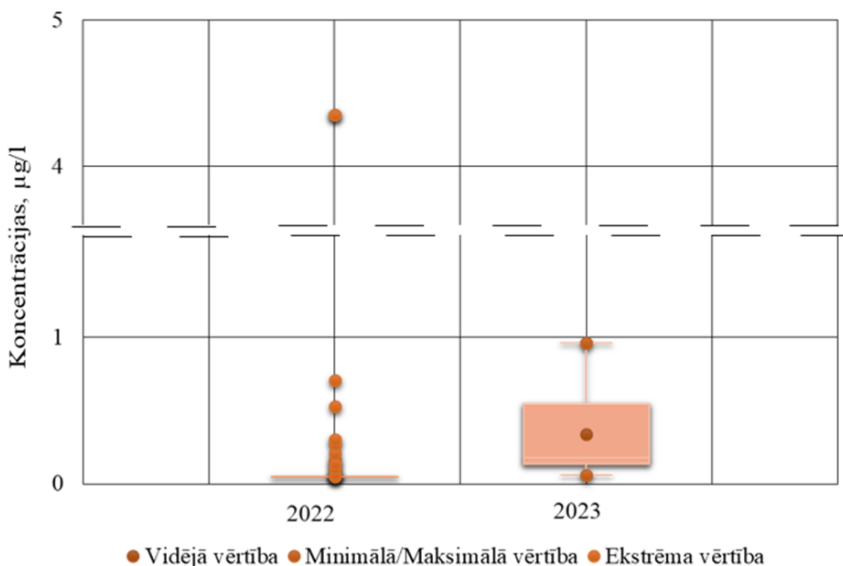
3.2. tabula. Alumīnija (Al) mērījumi sniegā no 2018. līdz 2021. gadam

Mainīgie lielumi		Al, $\mu\text{g/l}$			
		2018	2019	2020	2021
Skaitis	Derīgs	60	60	60	60
	Nederīgs	0	0	0	0
Vidējā vērtība		1,13	0,08	91,68	32,58
Vidējās vērtības standartklūda		0,48	0,01	22,56	6,67
Mediāna		0,25	0,06	38,59	12,20
Standartnovirze		3,68	0,06	173,30	51,23
Dispersija		13,53	0,004	30032,99	2624,48
Minimums		0,04	0,02	4,32	4,43
Maksimums		28,00	0,36	1183,66	315,17
Procentile	25	0,11	0,04	19,84	7,36
	50	0,25	0,06	38,59	12,20
	75	0,83	0,09	71,32	35,34

Kā iespējams redzēt 3.2.tabulā, tad caur gadiem alumīnija vidējās aritmētiskās vērtības būtiski atšķiras mazākajai vērtībai 2019. gadā esot 0,08 $\mu\text{g/l}$, bet 2020. gadā 91,68 $\mu\text{g/l}$. Vismazākā standartklūda ir 2019. gadā, tikai 0.01 $\mu\text{g/l}$, bet lielākā ir 2020. gadā sasniedzot 22,56 $\mu\text{g/l}$. Tāpat kā vidējās aritmētiskās vērtības arī mediānas pa gadiem būtiski atšķiras, 2019. gadā esot tikai 0,06 $\mu\text{g/l}$, bet 2020. gadā tā sasniedz – 38,59 $\mu\text{g/l}$. Pēc tabulas ir vērojams, ka lielākā standartnovirze ir vērojama 2020. gadā 173,30 $\mu\text{g/l}$, un 2019. gadā tā ir ievērojami mazāka 0,06 $\mu\text{g/l}$. Mazākā minimālā mērījumu vērtība konstatēta 2019. gadā esot 0,02 $\mu\text{g/l}$, bet lielākā minimālā vērtība konstatēta 2021. gadā – 4,43 $\mu\text{g/l}$. Mazākā maksimālā alumīnija vērtība konstatēta 2019. gadā – 0,36 $\mu\text{g/l}$, bet lielākā maksimālā alumīnija vērtība 2020. gadā sasniedzot 1183,66 $\mu\text{g/l}$. Kuoppamäki et al., (2014) savā pētījumā uzsver, ka satiksmes intensitātes un attāluma no ceļiem mijiedarbība bija statistiski nozīmīgs rādītājs. Satiksmes intensitātes ietekme uz izšķīdušajiem smagajiem metāliem bija dažāda, taču koncentrācija parasti bija augstāka blakus vai tuvu ceļiem, kā attālākās vietās pilsētā vai nostāk ceļam, īpaši attiecībā uz alumīniju, šādas tendences vērojamas arī Jelgavā veiktajā pētījumā izvērtējot alumīnija koncentrācijas pilsētvidē. Jelgavas pilsētas alumīnija maksimālo vērtību esamība ir izteikti gar galvenajiem transporta koridoriem, kas spilgti tos iezīmē. Kuoppamäki et al., (2014) nonāca pie rezultāta, ka alumīnija koncentrācijas bija augstākas arī uz augstas intensitātes ceļiem salīdzinājumā ar zemas intensitātes ceļiem (Kuoppamäki et al., 2014), arī šajā pētījumā redzamas šādas tendences, īpaši uzsvērot augstās koncentrācijas Lietuvas šosejas tuvumā. Paraugi, kas ievākti 2018. gadā un 2020. gadā iezīmē Dobeles šoseju un Rīgas ielu, kas ir galvenais ceļš, kas savieno Dobeles pilsētu, Jelgavas pilsētu ar Latvijas galvaspilsētu Rīgu. Jāpiemin, ka Jelgavas pilsētai ir tikai viens apvedceļš līdz, kuram ved Garozas iela, kur 2019. gadā konstatētas augstas alumīnija koncentrācijas 0,26 $\mu\text{g/l}$.

Nākotnē būtu jāanalizē vietējais mikroklimats un vēja virziens, jo apskatot parauglaukumos atrasto maksimālo vērtību izplatību pilsētā, ir redzamas kopīgas tendences pa gadiem, piemēram, 2021. gada visas maksimālās alumīnija vērtības ir grupējušās virzienā uz pilsētas dienvidiem.

Izvērtējot volframa koncentrāciju izmaiņas pa gadiem, minimālā vērtība 2022. gadā volframam Jelgavas teritorijā ir 0,05 $\mu\text{g/l}$, maksimālā vērtība 4,35 $\mu\text{g/l}$, bet mediāna ir 0,05 $\mu\text{g/l}$. Minimālā vērtība 2023. gadā volframam Jelgavas teritorijā ir 0,06 $\mu\text{g/l}$, maksimālā vērtība 0,96 $\mu\text{g/l}$, bet mediāna ir 0,18 $\mu\text{g/l}$ (skat.3.9.att).



3.9. att. Volframa izmaiņas pa gadiem

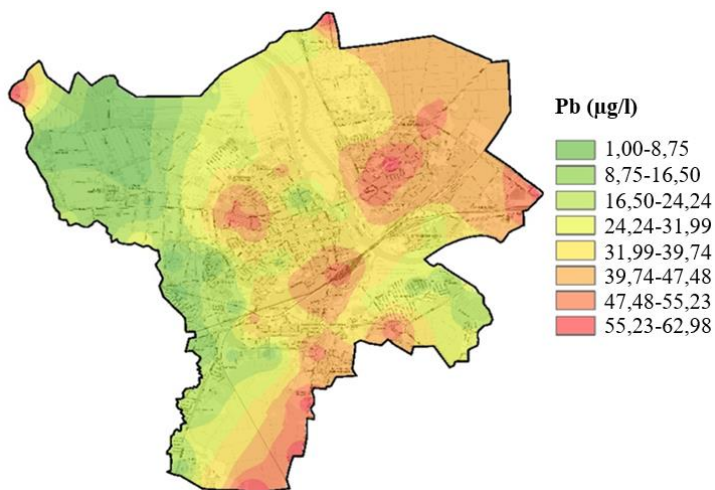
Izmantojot dažādas datu vizuālās interpretācijas metodes, tika secināts, ka koncentrāciju izplatību aprakstīšanai nepieciešams izmantot GIS rīkus. Apskatot smago metālu un citu ķīmisku elementu koncentrācijas, ir secināts, ka nepieciešams regulāri uzkrāt un publicēt datus atvērtas pieejas zinātniskajās datubāzēs. Dati par Jelgavas gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem un citu ķīmisku elementu koncentrācijām ir publicēti - *Data in brief* (IX Publikācija), datu aktualizēšana plānota reizi 3 gados papildinot datubāzē jau pieejamo informāciju.

3.3. Gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem izplatības telpiskā analīze

Šajā apakšnodaļā aprakstīta gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem izplatības telpiskā analīze. Telpiskās analīzes rezultātus labi var atspoguļot, izmantojot ArcGIS programmatūru, lietojot IDW (*Inverse-Distance Weighting*) metodi (Garcia et al., 2016; Chen et al., 2018) (V, II, II un XI Publikācijas). Pētījuma rezultāti no 2019. gada apliecina, ka lielākais piesārņojums ir lielāko ielu un krustojumu vietās. Viena no augstākajām vara (Cu) koncentrācijām ir Jelgavas pilsētas centra daļā - Lielās ielas un Dambja ielas krustojumā un pilsētas dienvidaustrumos, kur tās sasniedz 10,9-12,5 µg/l. Paaugstināta vara koncentrācija pilsētas centrā varētu būt skaidrojama ar ļoti intensīvu satiksmi starp Rīgu - Dobeli, Dobeli - Jelgavu, kā arī šajā krustojumā atrodas degvielas

uzpildes stacija, dažādi autoservisi, kur ikdienā cirkulē daudz automašīnu. Naftas un fosilo materiālu sadedzināšana ir saistīta ar vara izdalīšanos. Vara koncentrācija dažādās pilsētas ielās var atšķirties atkarībā no vara klātbūtnes automašīnu bremzēs un vietās, kur vara koncentrācijas izdalās bremzēšanas rezultātā (Engelhard et al., 2007). Piesārņojums dienvidaustumos varētu būt skaidrojams ar neatļautu atkritumu dedzināšanu privātmāju apkures sistēmās, kas ir viens no lielākajiem Cu emisiju radītājiem pilsētvidē (Rodella et al., 2017). Paaugstināta vara (Cu) koncentrācija Aviācijas ielā svārstās no 7,8-9,4 $\mu\text{g/l}$, kur atrodas viens no lielākajiem industriālajiem parkiem Latvijā ar kopējo platību 23 ha.

Šī parka teritorijā ietilpst gumijas ražošana un pārstrāde, metālapstrāde, PET pudeļu apstrāde, pulvermetālurģija un citi ražošanas procesi. Ievērojami paaugstināta niķeļa koncentrācija Jelgavas ziemeļrietumu daļā skaidrojama ar mežizstrādes darbiem, kas intensīvi tika veikta 2018. gada beigās un 2019. gada pirmajā ceturksnī. Piesārņojumu šajā teritorijā varētu ietekmēt tuvumā esošās auto darbnīcas aktivitātes. Lai precīzāk noskaidrotu Ni avotus, nepieciešams veikt papildu pētījumu, kur vietējā līmenī tiek noteikts niķeļa piesārņojuma avots.



3.10. att. Svina (Pb) izplatība Jelgavā 2019. gadā

Svins (Pb) attiecas uz antropogēno piesārņojumu no automašīnu emisijām, bremžu nodilumu (Xue et al., 2020). Jelgavas pilsētā veiktās sniega analīzes skaidri norāda uz vietām ar intensīvu satiksmi, biežiem sastrēgumiem un krustojumiem ar intensīvu automašīnu satiksmes plūsmu (skat. 3.10.att.).

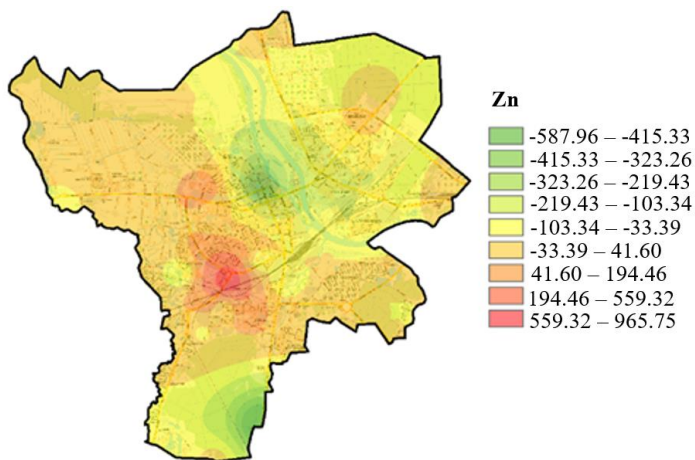
Visaugstākā mangāna (Mn) koncentrācija ir vietējos svarīgos krustojumos,

kas liecina par intensīvas satiksmes un sastrēgumu ietekmi uz pilsētas gaisa kvalitāti. Teritorijās ar piesārņojumu no 27 līdz 54 $\mu\text{g/l}$ varētu norādīt uz antropogēno piesārņojumu no privātmāju apkures sistēmām, jo ir zināms, ka Mn izdalās atkritumu un citu kurināmo sadedzināšanas laikā. Rūpnieciskajā zonā cinka līmenis parasti ir augstāks nekā citviet pilsētā, piemēram, Jelgavas pilsētā lielākās Zn koncentrācijas ir Aviācijas ielas parauglaukumos, kur tā svārstās robežās no 153,2 līdz 204,3 $\mu\text{g/l}$. Šajā teritorijā atrodas viens no lielākajiem industriālajiem parkiem Latvijā, kur notiek dažāda veida rūpnieciskā darbība.

Atsevišķi apskatot relatīvo koncentrāciju izmaiņas 2017. gada februārā un 2018. gada februāra datiem ir redzams, ka Jelgavā niķeļa (Ni) relatīvo koncentrāciju izmaiņas nav īpaši lielas taču koncentrācijas ir vienmērīgi sadalītas pa visu pilsētu. Niķeļa relatīvo koncentrāciju izmaiņu relatīvās maksimālās vērtības ir blakus Tērvetes ielas dzelzceļa pārvadam un Rūpniecības un Tērvetes ielas krustojumā. Lielas Ni relatīvās koncentrācijas izmaiņas parasti rada siltumenerģijas ražotāji, kā arī privātmāju apkures sistēmas. Vislielākais vara (Cu) koncentrācijas pieaugums ir Satiksmes ielas rajonā, kur atrodas sabiedriskā transporta stāvvietas. Vara (Cu) piesārņojums saistīts ar satiksmes intensitāti, privātmāju apkures sistēmām, fosilo kurināmo, ugunošanu un metālrūpniecību.

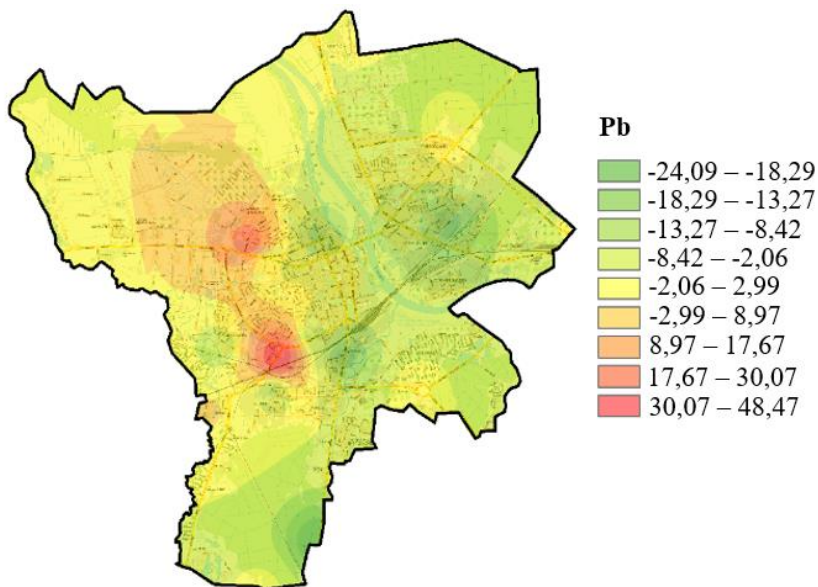
Cinks (Zn) tiek uzskatīts par toksisku metālu, tas rodas rūpnieciskās darbības procesā ogļu sadedzināšanas rezultātā, kā arī tas ir saistīts ar satiksmes intensitāti. Jelgavā cinka (Zn) relatīvo koncentrāciju izmaiņas nav lielas (skat.3.11. att.), taču koncentrācijas nav vienmērīgi sadalītas pa pilsētu.

Cinka (Zn) relatīvo koncentrāciju izmaiņu relatīvās maksimālās vērtības ir pie Tērvetes ielas dzelzceļa pārvada, Rūpniecības un Tērvetes ielas krustojumā, un Satiksmes ielas rajonā, kur atrodas sabiedriskā transporta stāvvietas.



3.11. att. Cinka (Zn) $\mu\text{g/l}$ relatīvo koncentrāciju izmaiņas (2017. gada februāris un 2018. gada februāris) Jelgavas pilsētā

Svina (Pb) relatīvo koncentrāciju izmaiņas Jelgavas pilsētā parādītas 3.12. attēlā. Svina (Pb) relatīvo koncentrāciju izmaiņu relatīvās maksimālās vērtības ir blakus Tērvetes ielas dzelzceļa pārvadam, Rūpniecības un Tērvetes ielas krustojumā un Satiksmes ielas teritorijā, kurā atrodas sabiedriskā transporta stāvvietā. Svina (Pb) klātbūtne Jelgavas pilsētā ir saistīta ar dedzināšanu, naftas un fosilo materiālu dedzināšanu un transportu.



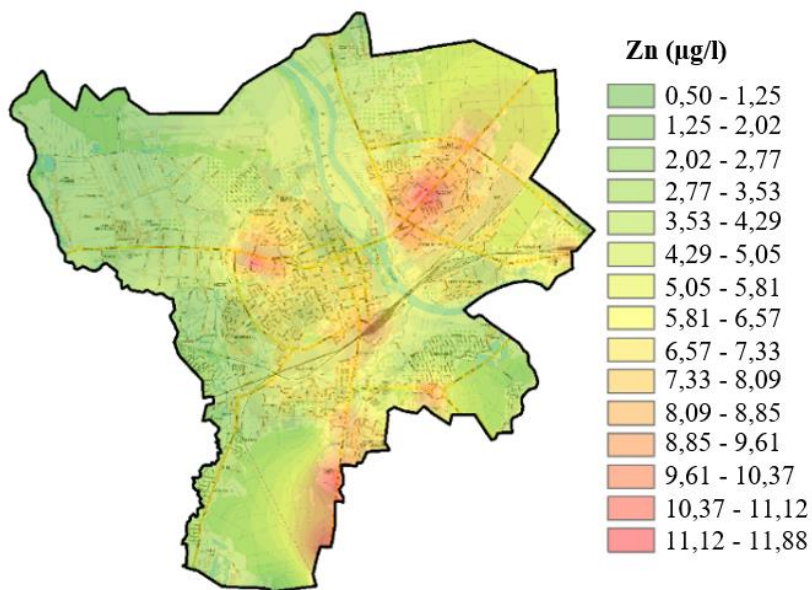
3.12. att. Svina (Pb) $\mu\text{g/l}$ relatīvo koncentrāciju izmaiņas Jelgavas pilsētā

Vanādijs (V) tiek uzskatīts par tipisku eļļas sadegšanas procesa indikatoru, Jelgavā vanādijs (V) relatīvo koncentrāciju izmaiņas nav īpaši lielas taču koncentrācijas nav vienmērīgi sadalītas pa pilsētu. Vanādijs (V) relatīvo koncentrāciju izmaiņu relatīvās maksimālās vērtības ir blakus Tērvetes ielas dzelzceļa pārvadam. Dzelzs (Fe) parasti rodas fosilā kurināmā sadegšanas rezultātā. Dzelzs daļiņu avots ir dzinēja un automašīnas virsbūves materiāla nodilums. Jelgavā dzelzs (Fe) relatīvo koncentrāciju izmaiņas nav īpaši lielas, taču koncentrācijas ir diezgan vienmērīgi sadalītas visā pilsētā.

Arsēna (As) un hroma (Cr) koncentrāciju relatīvais pieaugums ir koncentrēts Tērvetes ielas pārvada rajonā un Satiksmes ielā. Arsēnu (As) rodas fosilā kurināmā sadegšanas rezultātā, arī hroms (Cr) ir tieši saistīts ar satiksmes intensitāti un atkritumu sadedzināšanu.

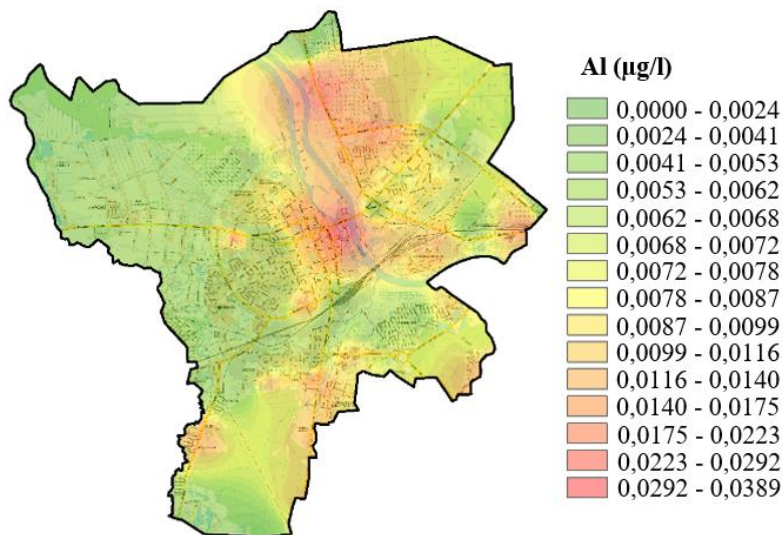
Apskatot dažādus veidus, kā veikt telpisko analīzi, piemēram, cinkam (Zn),

alumīnijam (Al), varam (Cu) un dzelzim (Fe), tie tika grupēti pēc koncentrācijām, izmantojot hierarhisku klasteru analīzi ar Eiklida attāluma algoritmu. Salīdzinoši tīras, viegli piesārņotas un piesārņotas teritorijas tika sadalītas, izmantojot ArcGIS programmatūru. Cinka (Zn) sadalījums pēc relatīvās koncentrācijas parādīts 3.13. attēlā. Klasteru analīze iedala 15 relatīvo koncentrāciju grupas. Pirmās piecas grupas ar cinka (Zn) koncentrāciju no 0,50 līdz 4,29 $\mu\text{g/l}$ definējām, kā salīdzinoši tīru teritoriju. Otrās piecas grupas ar cinka (Zn) koncentrāciju no 4,29 līdz 8,09 $\mu\text{g/l}$ definējām, kā salīdzinoši viegli piesārņotu teritoriju. Pēdējās piecas grupas ar cinka (Zn) koncentrāciju no 8,09 līdz 11,88 $\mu\text{g/l}$ definējām kā relatīvi piesārņotas teritorijas ar augstu antropogēno ietekmi. Galvenie cinka (Zn) avoti pilsētu teritorijās ir rūpniecība, ogļu dedzināšana un transports. Tādi transporta koridori kā Rīgas iela, Lielā iela un Lietuvas šoseja, kā arī dzelzceļš un apļveida krustojuma zona ir galvenie antropogēnie cinka (Zn) avoti Jelgavas pilsētā (skat. 3.13. att.).



3.13. att. Cinka (Zn) $\mu\text{g/l}$ izplatība Jelgavas pilsētā

Alumīnijs (Al) ir viens no galvenajiem atkritumu sadedzināšanas un uguņošanas indikatoriem. Alumīnija (Al) sadalījums pēc relatīvās koncentrācijas parādīts 3.14. attēlā. Klasteru analīze iedala 15 relatīvo koncentrāciju grupas.



3.14. att. Alumīnija (Al) µg/l izplatība Jelgavas pilsētā

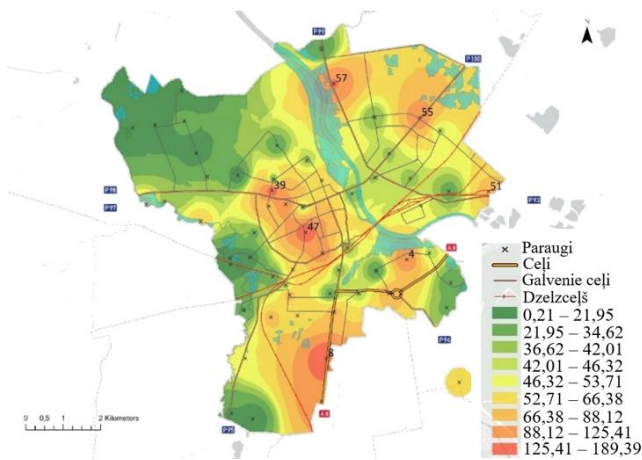
Pirmās piecas grupas ar alumīnija (Al) koncentrāciju no 0 līdz 0,007 µg/l definējām, kā salīdzinoši tīru laukumu. Otrās piecas grupas ar alumīnija (Al) koncentrāciju no 0,007 līdz 0,012 µg/l definējām, kā salīdzinoši viegli piesārņotu teritoriju. Pēdējās piecas grupas ar alumīnija (Al) koncentrāciju no 0,012 līdz 0,039 µg/l definējām kā relatīvi piesārņotas teritorijas ar augstu antropogēno ietekmi. Salīdzinoši augsta alumīnija (Al) koncentrācija ir teritorijās ar privātiem mājokļiem. Alumīnija (Al) piesārņojums virzās ziemeļu, ziemeļaustrumu virzienos no pilsētas centra zonas dominējošā vēja dēļ. Kalnciema ceļa privātmāju rajons un to apkures sistēmas varētu būt galvenais alumīnija (Al) avots šajā rajonā.

Varš galvenokārt rodas iekšdedzes dzinējos, sadegot naftas produktiem un atkritumiem. Klasteru analīze iedala 15 relatīvo koncentrāciju grupas. Pirmās piecas grupas ar vara (Cu) koncentrāciju no 0 līdz 2,01 µg/l definējām, kā salīdzinoši tīru laukumu. Otrās piecas grupas ar vara (Cu) koncentrāciju no 2,01 līdz 4,20 µg/l definējām, kā salīdzinoši viegli piesārņotu teritoriju. Pēdējās piecas grupas ar vara (Cu) koncentrāciju no 4,20 līdz 6,30 µg/l definējām kā relatīvi piesārņotas teritorijas ar augstu antropogēno ietekmi. Lielākā vara (Cu) koncentrācija Jelgavas pilsētā ir Lielā ielā un Rīgas ielā, kas savieno Jelgavu ar Rīgu. Katru dienu galveno ielu izmanto aptuveni 36000 automašīnu. Vara (Cu) koncentrācija rodas arī no nekontrolētas atkritumu dedzināšanas privātmāju rajonos.

Apskatot dzelzs (Fe) izplatību sniegūdenī, klasteru analīze iedala 13 relatīvo koncentrāciju grupas. Pirmās četras grupas ar dzelzs (Fe) koncentrāciju no 0 līdz 0,007 mg/l definējām, kā salīdzinoši tīru teritoriju. Otrās piecas grupas ar dzelzs (Fe) koncentrāciju no 0,007 līdz 0,017 mg/l definējām, kā salīdzinoši viegli piesārņotu teritoriju. Pēdējās četras grupas ar dzelzs (Fe) koncentrāciju no 0,017 līdz 0,024 mg/l definējām kā relatīvi piesārņotas teritorijas ar augstu antropogēno ietekmi. Paaugstināta dzelzs daļiņu koncentrēja bija galvenajos ceļu posmos, piemēram, Lielā ielā, Rīgas iela un Lietuvas šoseja. Dzelzs koncentrācijas aptver visu Jelgavas pilsētu, kas liecina, ka nav viens dzelzs (Fe) piesārņojuma avota, taču antropogēnās aktivitātes, piemēram, satiksme, apkures sistēmas, rūpniecība piesārņo gaisu, un paaugstina dzelzs (Fe) koncentrāciju pilsētās.

Pētot gaisa piesārņojuma izplatību pilsētvidē četru gadu periodā un apskatot aprakstošās statistikas rezultātus, redzams, ka 2018. gadā iegūts visaugstākais vidējais cinka mērījums – 79,62 µg/l, kas ir gandrīz 9 reizes lielāki par 2020. gadā iegūto vidējo mērījumu 8,88 µg/l. 2018. gadā iegūts vislielākais cinka mērījums 1002,05 µg/l un 2020. gadā iegūts vismazākais mērījums 0,99 µg/l. Apskatot vērtību procentiles sadalījumu redzams, ka 2018. gadā Jelgavas teritorijā iegūti ievērojami augstāki mērījumu rezultāti nekā 2019.-2021 gadā. 2019.-2021. gada mērījumu vērtības ir diez gan līdzīgas. Normalizēto cinka mērījumu telpisko reprezentāciju 2018. gadā. Visaugstākā cinka daļiņu koncentrācija konstatēta Dobeles un Satiksmes ielas krustojumā (39. punkts). Otra augstākā vērtība konstatēta netālu no reģionālā ceļa P99 (57. punkts), kā arī uz reģionālā ceļa P95 (17. un 21. punkts). Vēl ievērojami augstas koncentrācijas novērojamas uz valsts nozīmes autoceļa A8 (9. punkts). Īpaši augstas cinka koncentrācijas 2018. gadā var izskaidrot ar uguņošanu uz Pasta salas (48. punkts), kas kalpo kā pulcēšanās vieta dažādiem pasākumiem. Pārējos gadus paaugstināts cinka daļiņu piesārņojums 48. punktā nav konstatēts.

Ar vislielāko cinka piesārņojumu 2019. gadā izceļas tieši pilsētas centrs, kur iegūts vairums augstākie cinka daļiņu mērījumi. Visaugstākās vērtības novērotas tieši pilsētas centrā (45. un 47. punkts) un pie pilsētas centra ārējās robežas (38. un 43. punkts). 2020. gadā augstākās vērtības novērotas uz valsts nozīmes autoceļu A8. 3 mērījumi uz šī ceļa norādīja uz paaugstinātu cinka koncentrāciju (6.;8. un 9. punkts). Netālu no Dobeles šoseja, kā arī reģionālas nozīmes ceļam P100 (55. punkts) ir novērojama paaugstināta cinka daļiņu koncentrācija. Visi paaugstinātās koncentrācijas punkti norāda uz satiksmes kustību Rīgas virzienā. 2021. gadā centrā uz kopējo pilsētas fonu ir mazāks cinka daļiņu piesārņojums nekā citus gadus. Šajā gadā ievērojami cinka daļiņu mērījumi novēroti uz reģionālajiem ceļiem P99, P100 un P93, kā arī uz valsts nozīmes ceļa A8. Pirmo reizi 4 gadu laikā, paaugstinātas cinka koncentrācijas novērota 4. punktā. Šis punkts atrodas privātmāju rajonā. Iespējamo piesārņojumu varētu izskaidrot ar neatļautu atkritumu dedzināšanu privātmāju apkures sistēmās.



3.15. att. Cinka daļiņu izplatība Jelgavā 2018.-2021. gads

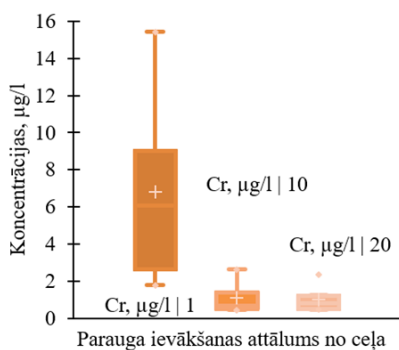
Apkopojot iegūtos rezultātus (skat. 3.15. att.) vēl vairāk izceļas jau gūtais priekšstats, pilsētas centrs un maģistrālie ceļi ir ar ievērojami lielāku cinka daļiņu piesārņojumu nekā pārējā Jelgava. Vislielākais cinka daļiņu piesārņojums novērojams uz valsts nozīmes ceļu A8 (8. punkts) un reģionālo ceļu P99 (57. punkts). Pilsētas centrā 4 gadu periodā vislielākais cinka daļiņu piesārņojums konstatēts Dobeles un Satiksmes ielas krustojumā (39. punkts) un Tērvetes un Pavasara ielas krustojumā (47. punkts). Ir vērts pieminēt, ka īpaši aizsargājamai dabas teritorijai Lielupes palienu pļavas paralēli iet reģionālais ceļš P99, kuram konstatēts paaugstināts cinka daļiņu piesārņojums un cinka daļiņu piesārņojums varētu nonākt aizsargājamā teritorijā.

Jelgavas pilsētā piesārņojums ir homogēns, tādēļ nepieciešamas identificēt piesārņojuma izcelsmes avotus.

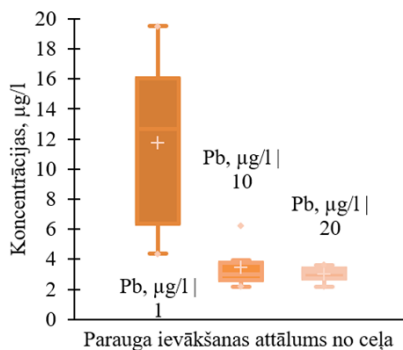
3.4. Gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem avotu identifikācija

Svarīgs aspekts, pētot gaisa piesārņojumu ar smagajiem metāliem, ir identificēt avotus. Apskatot, rezultātus par piesārņojošo vielu koncentrācijām gar brauktuvēm var redzēt, ka augstākas piesārņojošo vielu koncentrācijas tiek novērotas 1 m attālumā no brauktuves, salīdzinot ar paraugiem, kas ņemti no tālākām paraugu ņemšanas vietām. 3.16. un 3.17. attēlā parādīta tieša satiksmes ietekme uz Cr un Pb koncentrācijām, cieša satiksmes ietekme bija redzama arī uz tādiem ķīmiskajiem elementiem kā Mn un V. Piesārņojošo vielu koncentrācijas samazinās 10 m attālumā. Iegūtie rezultāti uzrādīja, ka Cu un Zn

koncentrāciju 20 m attālumā ietekmē arī citi avoti. Salīdzinot Pb, Zn un V koncentrācijas 1 m attālumā no brauktuves un 10 m attālumā no brauktuves, piesārņojošo vielu koncentrācijas samazinās 6 līdz 11 reizes.

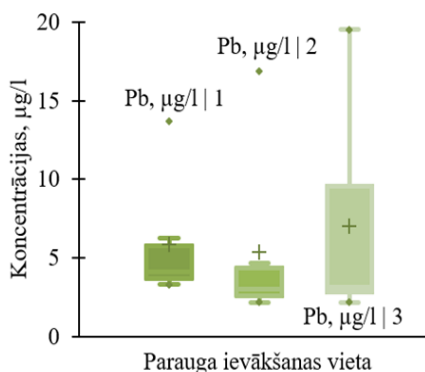


3.16. att. **Cr koncentrācijas atkarībā no attāluma no ceļa**

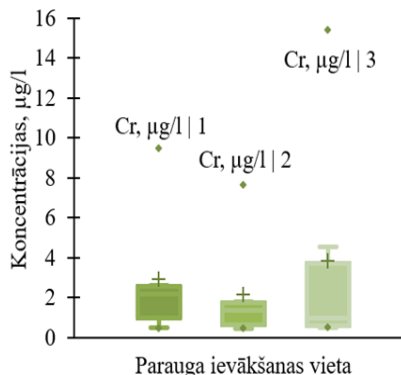


3.17. att. **Pb koncentrācijas atkarībā no attāluma no ceļa**

Lielākās Pb un Cr koncentrācijas atrodas uz autoceļa Jelgava-Rīga aptuveni 4 km no Jelgavas pilsētas centra (skat. 3.18. att. un 3.19. att.). Šajā ceļa posmā arī tika konstatētas lielākās koncentrācijas Cu, Mn, V un Zn. Jelgavas pilsētas ziemeļu un austrumu daļā Mn koncentrācijas būtiski neatšķiras. V koncentrācija mainās no zemākas koncentrācijas pilsētas rietumu daļā uz augstāku pilsētas austrumu daļā. Cr un Pb koncentrācijas ir zemākas Jelgavas pilsētas ziemeļu daļā, salīdzinot ar citām vietām (skat. 3.18. att. un 3.19. att.). Arī Cu koncentrācijas ir zemākas Jelgavas pilsētas ziemeļu daļā, salīdzinot ar citām vietām.



3.18. att. **Pb koncentrācijas atkarībā no atrašanās vietas**



3.19. att. **Cr koncentrācijas atkarībā no atrašanās vietas**

Apskatot 2018. gada datus, lai identificētu piesārņojuma avotus rezultāti, uzrāda augstas vara (Cu) 826,7 µg/l, niķeļa (Ni) 40,4 µg/l, svina (Pb) 50,5 µg/l, mangāna (Mn) 1351,1 µg/l un cinka (Zn) 992,8 µg/l, koncentrācijas dažādos pilsētas virzienos. Aprakstošā statistika par vara (Cu), niķeļa (Ni), svina (Pb), mangāna (Mn) un cinka (Zn) koncentrācijām izkusušā sniega paraugos sniegta 3.3. tabulā.

Sniega paraugos vara (Cu), niķeļa (Ni), svina (Pb), mangāna (Mn) un cinka (Zn) koncentrācijas tika analizētas pa atrašanās vietu grupām. Ceļa virzieni ir austrumu (A), ziemeļu (Z) rietumu (R) un pilsētas centrs (C). Kruskal-Wallis tests tika izmantots, lai noteiktu atšķirības starp grupām. Vara (Cu) un niķeļa (Ni) koncentrācijas uzrādīja statistiski nozīmīgas atšķirības starp atrašanās vietām Cu p-vērtība bija 0,028 un Ni p-vērtība bija 0,001, bet Pb, Mn un Zn statistiski nozīmīgas atšķirības pēc atrašanās vietas neuzrādīja.

3.3.tabula. Statistika par vara (Cu), niķeļa (Ni), svina (Pb), mangāna (Mn) un cinka (Zn) koncentrācijām

Metāli Statistika	Cu, µg/l	Ni, µg/l	Pb, µg/l	Mn, µg/l	Zn, µg/l
Novērojumu skaits	114	114	114	114	114
Iztrūkstošie novērojumi	0	0	0	0	0
Minimums	2,8	0,4	0,7	5,9	9,2
Maksimums	829,5	40,8	51,2	1357,0	1002,1
Diapazons	826,7	40,4	50,5	1351,1	992,8
Mediāna	11,2	2,0	3,6	46,9	34,7
Vidējais	24,5	3,4	6,2	151,6	86,6
Distance (n)	5957,7	20,1	50,7	52613,0	16154,6
Standartnovirze (n)	77,2	4,5	7,1	229,4	127,1

Tika izmantoti vairāki pāru salīdzinājumi, izmantojot *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* procedūru (Spurrier, 2007), lai noteiktu atšķirības starp Cu un Ni koncentrācijām pēc atrašanās vietas grupām (Rietumi (R); Ziemeļi (Z); Austrumi (A); Pilsētas centrs (C) Wij un grupa *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* procedūra pēc atrašanās vietu grupām ir parādīta 3.4. tabulā.

3.4. tabula. **Cu un Ni koncentrācijas Wij statistics un grupa pēc atrašanās vietu grupām, izmantojot *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* procedūru**

Cu, µg/l						
-	R	Z	A	C	Grupas	
Cu, µg/l R	-	2,46	1,48	3,87*	A	-
Cu, µg/l Z	-2,46	-	-0,27	1,85	A	B
Cu, µg/l A	-1,48	0,27	-	2,11	A	B
Cu, µg/l C	-3,87*	-1,85	-2,11	-	-	B
*p-value	<i><0,05</i>					
Ni, µg/l						
-	R	Z	A	C	Grupas	
Ni, µg/l R	-	2,37	1,52	5,17*	A	-
Ni, µg/l Z	-2,37	-	-0,56	2,50	A	B
Ni, µg/l A	-1,52	0,52	-	2,89	A	B
Ni, µg/l C	-5,17*	-2,50	-2,89	-	-	B
*p-value	<i><0,001</i>					

Vara (Cu), niķeļa (Ni) svina (Pb) cinka (Zn) koncentrācijas pēc attāluma no ceļa, izmantojot *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* procedūru, ir klasificētas divās grupās, kur 1 m 50 m un 100 m distance ir vienā grupā un 5 m otrajā grupā (skat. 3.5. tab.). Mangāna (Mn) koncentrācijas pēc attāluma no ceļa, izmantojot *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* procedūru, ir klasificētas trīs grupās, kur 1m un 50 m distance ir vienā grupā 50 m un 100 m otrajā grupā un 5 m trešajā grupā (skat. 3.5. tab.).

3.5. tabula. Cu, Ni, Pb, Mn, Zn koncentrācijas *Wij statistics* un grupa pēc attāluma grupām, izmantojot *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* procedūru

Cu, µg/l						
-	1	50	100	5	Grupas	
Cu, µg/l 1	-	7,25*	6,40*	6,44*	A	-
Cu, µg/l 50	-7,25*	-	-0,63	0,35	A	-
Cu, µg/l 100	-6,40*	0,63	-	1,04	A	-
Cu, µg/l 5	-6,44*	-0,35	-1,04	-	-	B
*p-value	<0,0001					
Ni, µg/l						
-	1	50	100	5	Grupas	
Ni, µg/l 1	-	7,25*	6,76*	7,85*	A	-
Ni, µg/l 50	-7,25*	-	-0,11	1,06	A	-
Ni, µg/l 100	-6,76*	0,11	-	1,65	A	-
Ni, µg/l 5	-7,85*	-1,06	-1,64	-	-	B
*p-value	<0,0001					
Pb, µg/l						
-	1	50	100	5	Grupas	
Pb, µg/l 1	-	6,35*	7,23*	5,79*	A	-
Pb, µg/l 50	-6,35*	-	0,29	-1,31	A	-
Pb, µg/l 100	-7,23*	-0,29	-	-1,98	A	-
Pb, µg/l 5	-5,79*	1,31	1,98	-	-	B
*p-value	<0,0001					
Mn, µg/l						
-	1	50	100	5	Grupas	
Mn, µg/l 1	-	6,80*	7,11*	6,00*	A	-
Mn, µg/l 50	-6,80*	-	0,67	-2,72	A	B
Mn, µg/l 100	-7,11*	-0,67	-	-3,84**	-	B
Mn, µg/l 5	-6,00*	2,72	3,84**	-	-	C
*p-value	<0,0001	**p-value	<0,034			
Zn, µg/l						
-	1	50	100	5	Grupas	
Zn, µg/l 1	-	7,11	7,25	6,84	A	-
Zn, µg/l 50	-7,11	-	-0,98	-2,03	A	-
Zn, µg/l 100	-7,25	0,98	-	-2,13	A	-
Zn, µg/l 5	-6,84	2,03	2,13	-	-	B

3.6. tabula. Klasteru centroīdu koordinātas

Ķīmiskais elements	Klastera centroīda koordinātas			
	1	2	3	4
Al (µg/l)	-0,57	1,11	1,06	1,16
Ca (µg/l)	-0,44	0,35	1,76	0,25
Fe (µg/l)	-0,58	0,41	1,11	0,45
K (µg/l)	-0,44	-0,17	0,55	-0,11
Mg (µg/l)	-0,40	0,31	2,24	0,51
Na (µg/l)	-0,50	0,61	3,84	-0,15
P (µg/l)	-0,34	-0,38	1,11	5,32
S (µg/l)	-0,70	0,21	2,54	2,38
As (µg/l)	-0,13	-0,13	-0,13	-0,13
Ba (µg/l)	-0,37	0,28	0,11	7,15
Cd (µg/l)	0,00	0,00	0,00	0,00
Co (µg/l)	-0,25	-0,26	2,36	0,43
Cr (µg/l)	-0,23	-0,23	-0,23	6,08
Cu (µg/l)	-0,85	0,46	0,22	1,80
Mn (µg/l)	-0,45	0,35	1,59	0,86
Mo (µg/l)	-0,30	-0,30	-0,30	-0,30
Ni (µg/l)	-0,23	-0,23	-0,23	-0,23
Pb (µg/l)	-0,06	-0,18	-0,20	7,52
Si (µg/l)	-0,53	0,67	1,02	0,70
Sr (µg/l)	-0,66	0,47	2,05	1,46
V (µg/l)	-0,32	-0,32	1,08	3,56
Zn (µg/l)	-0,45	0,01	-0,03	6,73

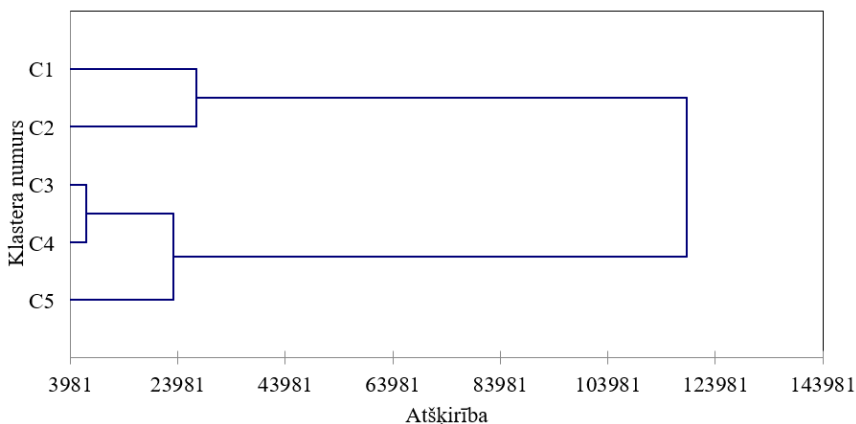
Rezultāti, kas parādās Jelgavas pilsētas izpētes datus par smagajiem metāliem parāda ļoti līdzīgus rezultātus ar citiem līdzīgiem pētījumiem, meklējot korelācijas starp transporta intensitāti un smago metālu piesārņojumu sniega kušanas ūdeņos (Engelhard et al., 2007). Vara (Cu), niķeļa (Ni), svina (Pb), mangāna (Mn) un cinka (Zn) koncentrācija pētījumā uzrāda lielu amplitūdu ar ļoti zemām vērtībām un ārkārtīgi augstām vērtībām. Jāatzīmē, ka grupās pēc paraugu ņemšanas vietas bija dažādas atšķirības. Pilsētas centrālajā daļā (C), ziemeļos (Z) un austrumos (A) bija atšķirības tikai Cu un Ni koncentrācijās, savukārt Mn, Pb un Zn neuzrādīja būtiskas atšķirības starp vietām. Šajā pētījumā sadalītās grupas parāda paraugu ņemšanas attāluma no ceļa nozīmi.

Darbā tika apskatītas iespējas identificēt gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem avotus, izmantojot hierarhisko klasteru metodi. Kopumā tika apskatīti

19 ķīmiskie elementi, no kuriem tālāk tika veikta monitoringa punktu klasifikācija, izmantojot hierarhisko klasteru metodi. Klastera centroīda koordinātas ir norādītas 3.6. tabulā.

Lielākajā daļā paraugu ķīmisko elementu koncentrācijas bija zemākas par instrumenta kļūdas vērtību, bet atsevišķiem paraugiem koncentrācija bija pietiekami augsta, lai to noteiktu. Šajā pētījuma daļā tika izdalīti vairāki klasteri. Pirmajā klasterī ir apvienotas teritorijas ar salīdzinoši zemu gaisa piesārņojumu, kur visas metālu vērtības ir zem vidējās vērtības un klasterī ir iekļauts kontroles monitoringa punkts. Otrajā klasterī ir aprakstīti monitoringa punkti, kuros ķīmisko elementu sastāvs ir raksturīgs satiksmes izraisītam piesārņojumam (Engelhard et al., 2007; Vasić et al., 2012). Trešais klasteris apvieno monitoringa punktus, kuros papildus satiksmes piesārņojumam ir identificēti atkritumiem un fosilā kurināmā sadegšanai raksturīgo ķīmisko elementu saturs (Pacyna et al., 2001; Veyseyre et al., 2001; Rodella et al., 2017; Gao et al., 2017). Ceturto klasteru veido viens monitoringa punkts, kurā papildus transporta piesārņojumam ir konstatētas paaugstinātas cinka un svina vērtības. Šie metāli izteikti norāda uz atkritumu dedzināšanu (Rodella et al., 2017), ko varētu skaidrot ar blīvu privātmāju apbūvi, kur veidojas izteikts ielas kanjons, kas apgrūrina gaisa cirkulāciju un veicina piesārņojuma uzkrāšanos.

Apskatot tikai viena metāla klasteru analīzes rezultātus, uzrādījās līdzīgas tendences, kā apskatot vairāku metālu kopu. Klasteru analīzes rezultātā izdalījās piecas volframa piesārņojuma riska grupas (skat. 3.20.att.). Pirmais klasteris ir ar vidējo vērtību 0,12 µg/l un mediāna ar 0,10 µg/l. Otrā klastera vidējā vērtība ir 2,31 µg/l un mediāna 2,31 µg/l. Trešā klastera vidējā vērtība ir 0,25 µg/l un mediāna 0,25 µg/l. Ceturtajā klasterī vidējā vērtība ir 0,35 µg/l un mediāna 0,36 µg/l. Piektajā klasterī vidējā vērtība ir 0,44 µg/l un mediāna 0,45 µg/l.



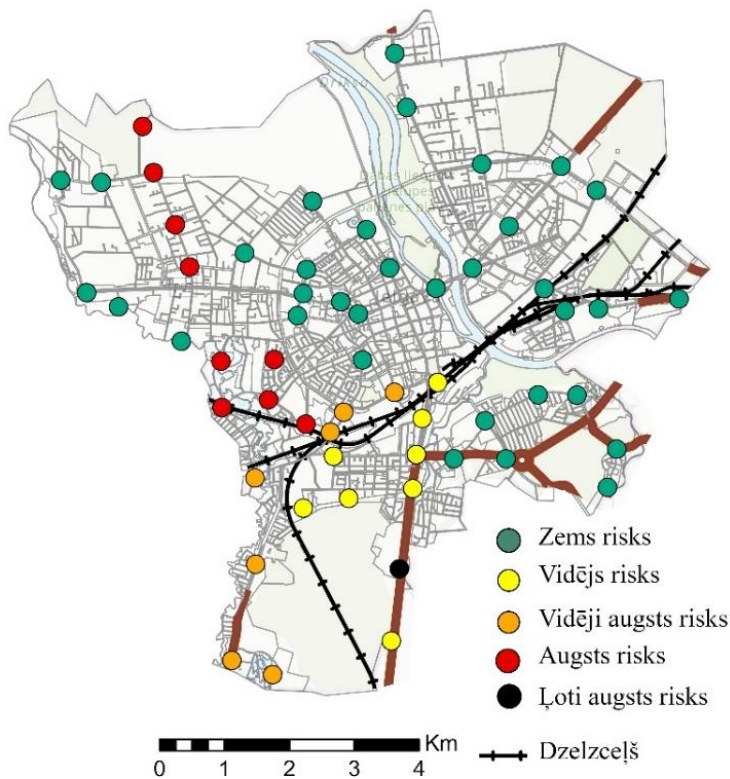
3.20. att. Volframa hierarhiskā klasteru analīze

Pētījumā, kas veikts Zviedrijā, volframa koncentrācija ziemā pieauga, bet vasarā bija daudz zemāka. Volframa vidējās vērtības notecē no ceļiem ziemā bija 9,18 µg/l, vasarā 1,06 µg/l Svaneberg pilsētā, Norsholm pilsētā vasarā tās bija 0,58 µg/l, bet ziemā 5,77 µg/l. Volframs bieži tiek atstāts novārtā ceļu noteces pētījumos, lai gan to bieži izmanto riepu radzēs (Bäckström et al., 2003). Mūsu pētījums parāda transporta koridoru būtisko ietekmi, īpaši augsts piesārņojuma risks ar volframu parādās galvenajā tranzīta virzienā uz Lietuvu, kur pie apdzīvotas vietas robežas, straujas bremsēšanas un uzsākšanas parādās visaugstākās volframa koncentrācijas, kur mediānas vērtība 2022. gadā bija 4,41 µg/l. Volframa minimālās, maksimālās, vidējās un mediānas vērtības apkopotas 3.7.tabulā. Rezultāti iegūti pēc klasteru analīzes Jelgavas pilsētai 2022. un 2023. gadam.

3.7. tabula. **Volframa aprakstošā statistika pa kopām**

Klasteris	Minimums (µg/l)	Maksimums (µg/l)	Vidējais (µg/l)	Mediāna (µg/l)	Riska līmenis
2022 1	0,05	1,01	0,09	0,05	Zems risks
2022 2	4,17	4,48	4,35	4,41	Ļoti augsts risks
2022 3	0,05	0,31	0,09	0,05	Vidējs risks
2022 4	0,05	0,29	0,07	0,05	Vidēji augsts risks
2022 5	0,05	0,05	0,05	0,05	Augsts risks
2023 1	0,05	0,25	0,14	0,14	Zems risks
2023 2	0,26	0,28	0,27	0,27	Ļoti augsts risks
2023 3	0,29	0,52	0,41	0,41	Vidējs risks
2023 4	0,53	0,74	0,64	0,64	Vidēji augsts risks
2023 5	0,75	0,99	0,87	0,87	Augsts risks

Bourcier et al. 1980 pētījumā lietusūdeņu paraugos no ceļiem, kas ietver, ielu putekļus volframs bija 15000 µg/l (Bourcier et al., 1980). Jelgavas pilsētā regulāri tiek savākti putekļi no asfaltētajām ielām. Pētījums parāda, ka ielās bez asfalta seguma ir augsts volframa piesārņojuma risks. Volframa koncentrācijas izkusušos sniega paraugos, kas ievākti Polijā, dažādās vietās bija 1,70 µg/l lidlaukā, pie šosejas 2,59 µg/l un 1,5 m attālumā no iebrauktuves autostāvvietā 1,93 µg/l (Adamiec et al., 2013). Pētījumā, kas veikts Jelgavas pilsētā, 2022. un 2023. gadā vidējās volframa koncentrācijas svārstījās robežas no 0,07 µg/l līdz 4,35 µg/l (skat. 3.21.att.).



3.21.att. Volframa izplatība Jelgavā apskatot riska līmeņus

4. SECINĀJUMI UN PRIEKŠLIKUMI

1. Pasaulē vairākas zinātnieku grupas veic pētījumus smago metālu un gaisā suspendēto cieto daļiņu (PM) gaisa piesārņojuma noteikšanai, tomēr jāmin, ka šie pētījumi ir fragmentāri, vērsti uz specifisku piesārņojuma veidu un neatspoguļo urbāno vidi kā sarežģītu un kompleksu gaisa piesārņojuma avotu.
2. Jelgavas pilsētā ir aprobēts un izveidots ilglaicīgā un īslaicīgā piesārņojuma monitoringa tīkls, kas ļauj novērtēt gaisa piesārņojuma dinamiku laikā un telpā. Ir izveidota datubāze, kas satur ķīmisko elementu koncentrācijas sniegā 60 parauglaukumos no 2018.-2024. gadam.
3. Jelgavas pilsētā ir ļoti plašs gaisa piesārņojuma ar smagajiem metāliem diapazons, cinka (Zn) koncentrācijas svārstās no 0,01-1002,10 $\mu\text{g/l}$, vara (Cu)

koncentrācijas svārstās no 0-829,50 µg/l, niķeļa (Ni) koncentrācijas svārstās no 0,001-40,40 µg/l, svina (Pb) koncentrācijas svārstās no 0,70-62,97 µg/l, mangāna (Mn) koncentrācijas svārstās no 5,90-1357,0 µg/l, alumīnija koncentrācijas svārstās no 0,01-1183,66 µg/l.

4. Gaisa piesārņojuma ar ķīmiskajiem elementiem izplatības telpiskā analīze parāda, ka transporta koridori ir vieni no galvenajiem faktoriem, kas nosaka piesārņojuma telpisko izplatību pilsētā.
5. Gaisa piesārņojumu avotu identifikācijai nepieciešamas izmantot vairākas statistikas metodes kombinācijā ar telpisko analīzi izmantojot GIS. Saskaņā ar Kruskal-Wallis testu varš (Cu), niķelis (Ni), svins (Pb), mangāns (Mn) un cinks (Zn) radīja būtiskas atšķirības starp attāluma grupām ar p vērtību < 0,0001.
6. Promocijas darbā ir veikt pirmais posms Pasaules Veselības organizācijas noteiktajā gaisa piesārņojuma riska izvērtējuma procedūrā, kas saistīts ar piesārņojuma koncentrācijām un to telpiskā izplatības risku. Nākamposmus var veikt medicīnas zinātnēs nozares speciālisti.
7. Pētījumu nepieciešams turpināt un analizēt paaugstinātu ķīmisko vielu koncentrāciju avotus, kas ir ļoti sarežģīts un komplekss uzdevums, jo pilsētvidē ir vesela virkne punktveida un difūzie piesārņojuma avoti, kuri ir mainīgi laikā un telpā, un kuru radītā piesārņojuma telpisko izplatību ietekmē, gan pilsētas struktūras, gan globālais un lokālais klimats.

1. INTRODUCTION

More than half, 56%, of the world's population lives in cities (World Bank, 2023). It is predicted that by 2050, this proportion will increase to 68% (United Nations, 2018). According to 2021 data, approximately 38.9% of the European Union population resides in cities, with another 35.9% living in suburbs (Eurostat, 2023). In 2023, the percentage of Latvian urban dwellers rose to 69.8% (Official Statistics Portal, 2023). As urban populations swell, the issue of air quality becomes increasingly pertinent. About 92% of the global populace resides where air pollution exceeds permissible limits (Battista & de Lieto Vollaro, 2017). Traffic-related air pollution emerges as a significant environmental and health concern worldwide (Wahab et al., 2020), with vehicles being the primary contributors to urban air pollution in most cities (Bučko et al., 2011; D'Amato et al., 2013; Sun et al., 2018). They generate and transport pollutants by kicking up dust during dry weather, elevating urban pollution levels (Faiz et al., 2009; Hoodaji et al., 2012; Lu et al., 2009; Wahab et al., 2020). A mix of metals from car tires, brake wear, and exhaust gases compounds this issue (Faiz et al., 2009; Mortazavi et al., 2019; Wahab et al., 2020). Airborne particulate emissions remain one of the foremost air quality challenges in cities globally (Fosmire, 1990; Z. Li et al., 2013). In Latvia, PM_{2.5} particles' impact surpasses the EU average, with Latvia ranking 17th among 41 evaluated European countries (Turap et al., 2019; World Health Organization, 2021).

Various interpretations of the term "risk" exist. Iveta Briška defines it as follows: "Risk - (or hazard, danger) - is the result or final product formed daily by our decision-making, caused by decision consequences. Risk can also be perceived as the danger of future harm." The European Environment Agency identifies air pollution as Europe's primary environmental health hazard (EEA, 2018). According to World Health Organization recommendations, health risk assessment comprises three stages (World Health Organization, 2016). The first involves estimating population exposure to relevant pollutants, the second assessing associated health risks, and the third calculating uncertainty (EEA, 2018). Overall, assessing the spatial distribution of urban air pollution yields crucial insights into the intricate interactions among air quality, human health, and environmental sustainability in urban settings. Risk characterization evaluates potential effects on human populations, encompassing respiratory disease, cardiovascular disease, cancer risk, and other adverse health outcomes.

The data collected and compiled in this thesis, along with the quantitative analysis of pollution spatial distribution risk, provide the opportunity to conduct health risk assessments, exposure-response relationships, and quantify the health risks associated with exposure to air pollutants.

Poor air quality significantly impacts quality of life, particularly for urban residents who are exposed to dust particles daily (Mortazavi et al., 2019; Wahab

et al., 2020). Air pollution, including dust containing various metals, is recognized as one of the most critical human health issues because these particles easily enter the respiratory tract (Alasfar & Isaifan, 2021; Cereceda-Balic et al., 2012; Kikaj et al., 2023). Most heavy metals enter the atmosphere as aerosol particles (Tsai et al., 2014). The deposition of heavy metals can have direct and indirect effects on ecosystems and human health (Cadelis et al., 2014; Ochoa-Hueso et al., 2017; Feng et al., 2019). Air pollution disproportionately affects vulnerable groups such as pregnant women, children, the elderly, and those with limited income and access to healthcare. Individuals with pre-existing chronic conditions are particularly susceptible, experiencing complications and more severe health issues (Cadelis et al., 2014; D'Amato et al., 2013; IARC, 2015; She et al., 2017). Air pollution can lead to a range of health problems and fatal diseases.

In recent years, research on snow pollution loads in temperate and arctic climate zones has increased (Kuoppamäki et al., 2014). Several studies have used snow as an indicator of urban air pollution (Dossi et al., 2007; Engelhard et al., 2007; Liu et al., 2021). Snow is an effective material for measuring air pollution due to its natural filtering properties for various chemical elements, particles, and dust, especially from anthropogenic activities such as road traffic and industry (Adamiec et al., 2013; Bućko et al., 2011; Engelhard et al., 2007; Z. Li et al., 2013). Snow samples are easily collected and analyzed, with accumulation time determined by meteorological conditions. Snow effectively absorbs both organic and inorganic pollutants from the atmosphere (Sun et al., 2018). Sedimentation in the atmosphere occurs through wet and dry deposition processes, with snowflakes accumulating more pollutants than raindrops due to their larger surface area and slower falling speed (Bućko et al., 2011; Engelhard et al., 2007; Telmer et al., 2004). Snow collection is thus a valuable method for assessing air quality in temperate and arctic regions. Snow cover near roads and street dust, composed of road wear material, sand, and other materials scattered during winter, accumulate pollutants from vehicle tire and brake wear, engine emissions, and vehicle corrosion (Peltola & Wikström, 2006; Furberg et al., 2019). Urban use of studded tires further contributes to wear and tungsten-containing studs (Bäckström et al., 2003; Furberg et al., 2019). The focus should be on micronutrient concentrations that accumulate over the long term and can bioaccumulate in urban ecosystems' food chains (Faiz et al., 2009; Wahab et al., 2020).

The sources of various heavy metals can be divided into two groups, natural and anthropogenic sources. Research on air pollution by dust from natural sources looks at the transport of dust particles from the Sahara desert to Europe, affecting countries such as Spain, Italy and Greece (Querol et al., 2009). In addition, volcanic eruptions, especially in the European region of Italy and Iceland, can release large amounts of ash and dust into the atmosphere, affecting

nearby regions and even reaching distant areas depending on atmospheric conditions (Arnalds 2010; Horwell et al., 2017). The presence of chemical elements in snow water indicates one or more specific contaminants, for example, the presence of iron (Fe) in snow indicates fossil fuels, car engine and vehicle body wear, copper (Cu), chromium (Cr), vanadium (V) and arsenic (As) is obtained by burning fossil fuels (Pacyna et al., 2001; Rodella et al., 2017). The presence of copper (Cu) in snow is more related to the wear and tear of different parts of vehicles than to the emission of exhaust gases (Hildemann et al., 1991). Zinc (Zn) indicates emissions from coal burning and traffic (Mijić et al., 2010). Zinc (Zn) (Apeageyi et al., 2011; Wahab et al., 2020), copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb) (Pacyna et al., 2001) and manganese (Mn) are associated with traffic dust (Sofowote et al., 2019). For example, sources of aluminum can be divided into: natural (weathering, when aluminum is transferred in the form of soil particles to water and air) and anthropogenic sources (automotive, industrial, waste incineration, coal burning) (Al-Thani et al., 2020; Alasfar & Isaifan, 2021; World Health Organization, 2021). Tungsten concentrations decrease rapidly with distance from the roadway, suggesting an indisputable source of transport pollution (Bäckström et al., 2003).

Due to the low concentration of tungsten in the natural environment, it can be a suitable identifier of road and traffic pollution (Bäckström et al., 2003). Tungsten naturally escapes into the atmosphere in wind-blown dust from the soil, or it can enter waters by leaching. Several studies have reported increased tungsten content in road dust stormwater runoff from road and roadside soils associated with tire stud wear, car wear and heavy traffic flow (Peltola & Wikström, 2006; Bučko et al., 2011).

Most of Latvia's population lives in cities, so air quality studies, which include snow and street dust analysis, are very important to determine the origin, distribution and level of heavy metals in the urban environment, near streets and roads. Urban air quality studies are vitally necessary for the development of urban planning documents and for setting the goals of the city's sustainable development strategy.

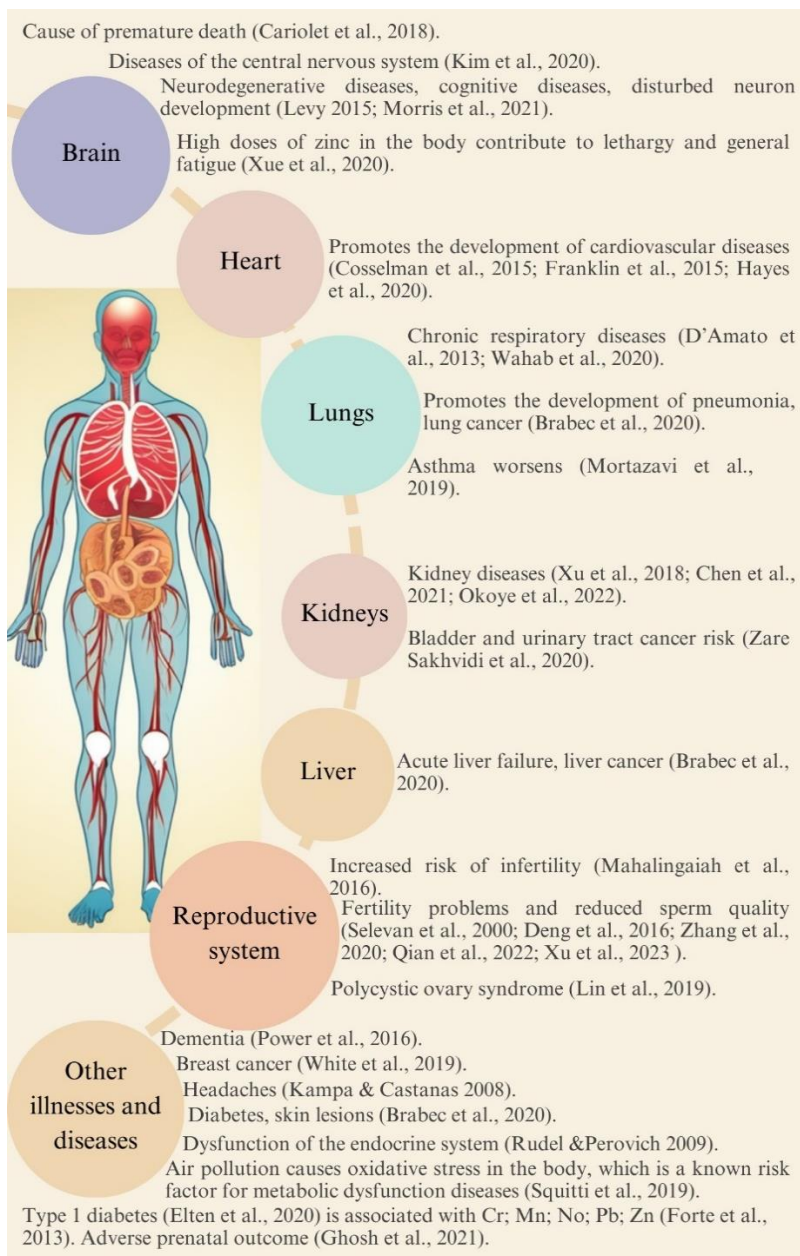


Fig. 1.1. Health problems caused by air pollution

1.1. The limits of the thesis

Ecological risks (English ecological risk) are related to possible damage to nature, society and individual health, arising due to various ecological factors. These risks arise both as a result of deliberate human activity, such as polluting the environment, and also as a result of unknown or uninformed activity, when people are not fully aware of their effects. Environmental risks threaten people's working, living and recreational conditions, as well as health, and can significantly affect the quality of life (Beck, 1995; Bartell 2008). According to the recommendations of the World Health Organization, health risk assessment includes three stages (World Health Organization, 2016). The first step is to estimate the population's exposure to the relevant pollutants, the second step is to estimate the health risk associated with air pollution, and the third step is to calculate the uncertainty (EEA, 2018). In order to understand the health effects of various pollutants, data on population exposure to various pollutants, epidemiological data and toxicological studies are used. After the pollution level is determined, the data can then be used to perform risk characterization, which involves integrating exposure data with health effects data to estimate the likelihood of adverse health effects in a population exposed to a given level of air pollution.

In the doctoral thesis, the first stage of the risk assessment determined by the recommendations of the World Health Organization has been carried out: the concentration of various polluting substances has been determined and risk maps of the spatial distribution of the level of pollution have been developed.

1.2. Aim of the study

The aim of the doctoral thesis is to develop a methodology for assessing the risk of spatial spread of air pollution, based on bioindication methods and heavy metal concentrations in snow.

1.3. Research tasks

1. Collection of research experience of air pollution of heavy metals and solid particles (PM) suspended in the air;
2. Approbation of long-term and short-term air pollution detection methods in the city of Jelgava;
3. Determination of concentrations of air pollution with chemical elements in the city of Jelgava;

4. Performing a spatial analysis of the distribution of air pollution with chemical elements;
5. Identification of sources of air pollution using modern statistical methods.

1.4. Thesis statements

1. Snow is a good indicator for assessing urban air quality.
2. By comprehensively assessing long-term and short-term air pollution, it is possible to assess the dynamics of urban air pollution in time and space.

1.5. Scientific novelty

1. For the first time in Europe, the study obtained continuous 7-year data on the accumulation of various heavy metals and other chemical elements in the snow cover in the urban environment with high resolution, covering the entire city area.
2. For the first time, complex studies were carried out for the identification of short-term and long-term air pollution using chemical analysis and bioindication methods.
3. Using ArcGIS and complex statistical methods, an analysis of the risks caused by the main sources of pollution in the urban environment has been carried out.
4. The optimal density of air quality sampling plots in the urban environment has been specified.
5. Specified method of snow sample preparation before ICP chemical analyses.
6. It has been verified that ICP-MS is the most suitable chemical analysis method for snow sample analyses.

1.6. Structure of study

The study of the doctoral thesis is made in several stages in order to achieve the goal set for the doctoral thesis (see Fig. 1.2).

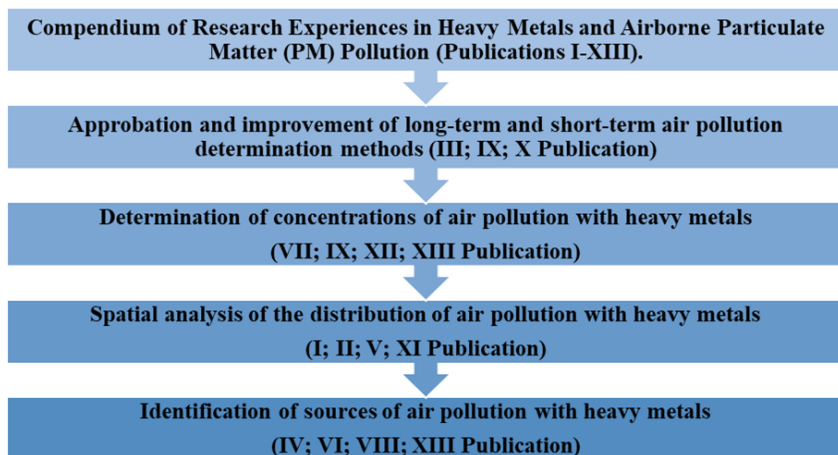


Fig. 1.2. The main steps of the dissertation research

2. MATERIALS AND METHODS

Based on the doctoral thesis's objective, various methods for assessing urban air pollution levels were explored. The research commenced with a lichen inventory (X Publication), followed by chemical analysis of Maritime sunburst lichen (*Xanthoria parietina*) (X Publication), and the placement of Tube Lichen transplants (*Hypogymnia physodes*) across Jelgava city (X Publication).

The doctoral thesis examines a 7-year period (2017 - 2023) involving the collection and analysis of snow samples (Publications I-XIII). It explores the improvement of sample collection sites and the necessity of various equipment when analyzing snow samples to obtain the most accurate results.

2.1. Description of the research object

Jelgava is located in the central part of Latvia, being part of the Zemgale plain (see Fig. 2.1). Lielupe and Driksa cross the city, while the Svēte river flows through its territory. The area of Jelgava city reaches 60.32 km². With its population, Jelgava is one of the largest cities in Latvia. According to official statistics portal data, from the beginning of 2017 to the beginning of 2023, the population of Jelgava has fluctuated from 56,026 to 54,836, and this number is decreasing every year (Oficiālais statistikas portāls, 2023).

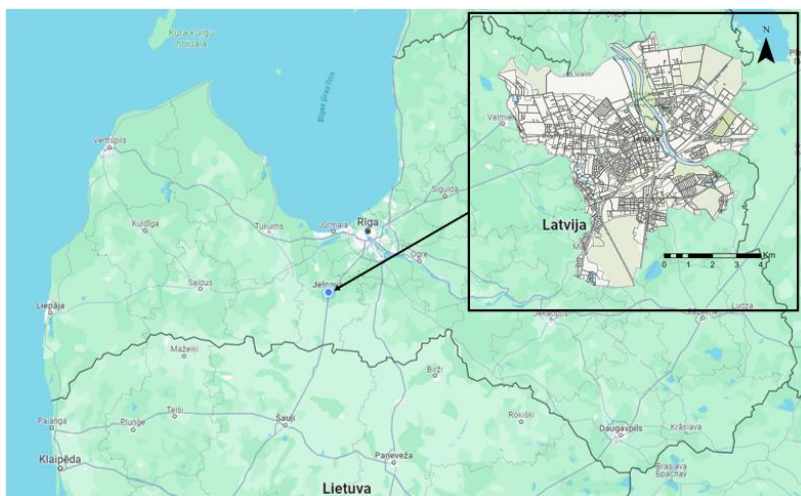


Fig. 2.1. Geographical location of the city of Jelgava

The climate of Jelgava belongs to the moderately continental zone. The average air temperature in winter is around $-5.5\text{ }^{\circ}\text{C}$, but in summer it reaches $+17.1\text{ }^{\circ}\text{C}$. The average monthly temperature range during the year is $22.1\text{ }^{\circ}\text{C}$. On average, there are 150-155 days with cloudy weather and 170-180 days with precipitation per year. Average annual rainfall ranges from 550 to 560 mm. The highest absolute air humidity is in June, and the lowest in February. The frost-free period lasts from 135 to 145 days (Latvijas Vides, Ģeoloģijas un Meteoroloģijas centrs, 202). Usually, the permanent snow cover is formed at the end of December. The thickness of the snow cover is very variable and ranges from 10 to 25 cm (Latvijas Vides, Ģeoloģijas un Meteoroloģijas centrs, 202).

A campaign-based vehicle count was conducted in the city of Jelgava. During the vehicle count on the Dobeles Highway near the Svete River bridge in July 2020, an average of 10488 passenger cars, 758 trucks, and 375 vehicle combinations were counted over 24 hours. On July 19, 2021, near the intersection of Miera Street and Bauska Street, where one of the sample plots is located, an average of 11192 passenger cars, 949 trucks, and 986 vehicle combinations were counted over 24 hours. On May 21, 2022, on Viskali Street, an average of 1476 passenger cars, 111 trucks, and 48 vehicle combinations were counted over 24 hours. On Karni Road, where two of the study's sample plots are located (N $56^{\circ} 37' 33''$; E $23^{\circ} 46' 27''$ and N $56^{\circ} 37' 33''$; E $23^{\circ} 46' 27''$), the vehicle count from January 18 to January 24, 2023, recorded an average of 549 passenger cars, 37 trucks, and 21 vehicle combinations over 24 hours. At the intersection of Rigas Street and Skautu Street in June 2023, an average of 661 passenger cars and 11

trucks were counted over 24 hours. On Kalnciema Road near the Loka magistral with a view towards the city center, vehicle counting was conducted in March 2023, where an average of 2094 passenger cars were counted over 24 hours other vehicles were not counted.

2.1.1. Long-term pollution detection methods

Lichen indication method. In the territory of the city of Jelgava, there is a diverse density of buildings and the intensity of business activity is unevenly distributed throughout the city. For the purpose of lichen-indication, the city was divided into 104 plots, taking into account the density of buildings, the presence of industrial enterprises and the location of the main transport routes. The central district was divided into 52 plots with an area of 500 m x 500 m, and the rest of the city into 1000 m x 1000 m plots, which made a total of 52 more plots (X Publication). This plot layout was developed based on air quality studies conducted in 1996 and 2006. In 2016, 21 more plots were added to the territory, according to the development of the city and the expansion of buildings (Grinfelde et al., 2017). In total, in 2016, lichen indication was performed in 125 sample plots (see Fig. 2.2).

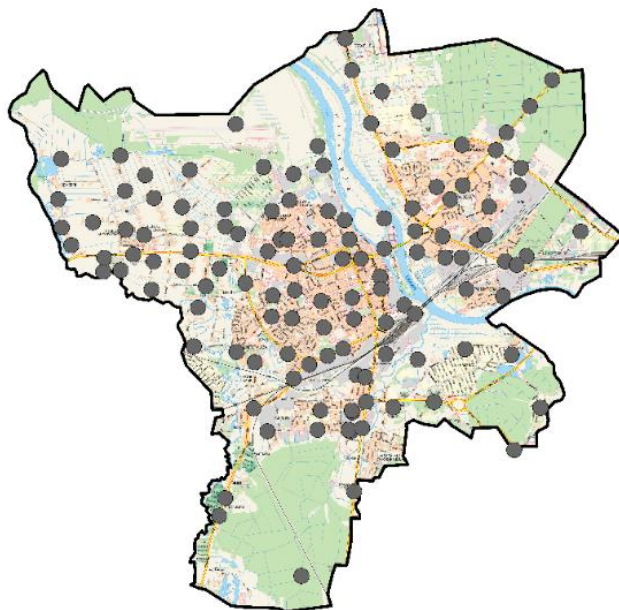


Fig. 2.2. Location of lichen indication plots in the city of Jelgava

In the study of the city of Jelgava, a total of 1,250 deciduous trees were selected and surveyed for lichen indication: Apple Trees (*Malus spp.*), Silver Birch (*Betula pendula*), Gray Alder (*Alnus incana*), Pear Tree (*Pyrus spp.*), Lime Tree (*Tilia spp.*), Alder (*Alnus glutinosa*), ashleaf Maple (*Acer negundo*), pedunculate Oak (*Quercus robur*), Norway Maple (*Acer platanoides*), parastās Horse chestnut (*Aesculus hippocastanum*), Wych Elm (*Ulmus glabra*), European white elm (*Ulmus laevis*), European rowan (*Sorbus spp.*), Plum Tree (*Prunus spp.*) and Willows (*Salix spp.*). The trees were selected to be approximately the same height, similar crown shape, similar size and age. It was important that they grow in similar places - mainly on the sides of streets and roads. In total, there were 125 sample plots in the entire territory of the city of Jelgava, 10 trees were selected in each sample plot, the count of lichen species was performed for all ten selected trees, in the entire area of the tree trunk from 30 cm to 2 m in height. Percent lichen cover by species was estimated from the side of the tree trunk with the most lichens (Grinfelde et al., 2017).

Calculation of the Air Purity Index (IAP) was first described by Leblanc and DeSloover in 1970. Index of Atmospheric Purity (IAP) is calculated for each plot. The sum of the product of the Q value of the toxic tolerance factor of all lichen species and the f value of the degree of occurrence of the cover is examined and compiled. It is calculated according to formula 1.

It is calculated according to formula 1:

$$IAP = \sum_1^n \frac{(Q \times f)}{10}, \quad (1)$$

where:

IAP – Index of Atmospheric Purity;

n – number of lichen species in the study area;

Q – toxicotolerance factor (constant for each lichen species), calculated using formula 2:

$$Q = n_1 / n_2, \quad (2)$$

where:

n₁ – the total number of all lichen species in all plots that contain the species of interest;

n₂ – sum of sample plots in which the species of interest is present;

f – degree of occurrence of cover, determined by the combination of the percentage cover of a lichen species and the frequency of occurrence of a lichen species in each plot.

f values:

1 – the species is rare, with little cover;

2 – species rare or with 1-5% coverage;

3 – species not often or with 5-10% coverage;

4 – species often or with 10-20% coverage;

5 – species very common with cover greater than 20% (Leblanc & DeSloover, 1970).

Lichen sample analysis method. For chemical analysis of the lichens, Maritime sunburst lichen (*Xanthoria parietina*) was collected in order to determine the long-term pollution accumulated in the lichens. Lichen samples were obtained from 20 sample plots (see Fig. 2.3), each of them in 3 repetitions. The coordinates of the yellow wall lichen (*Xanthoria parietina*) are given in Pilecka et al. (2017) in the publication

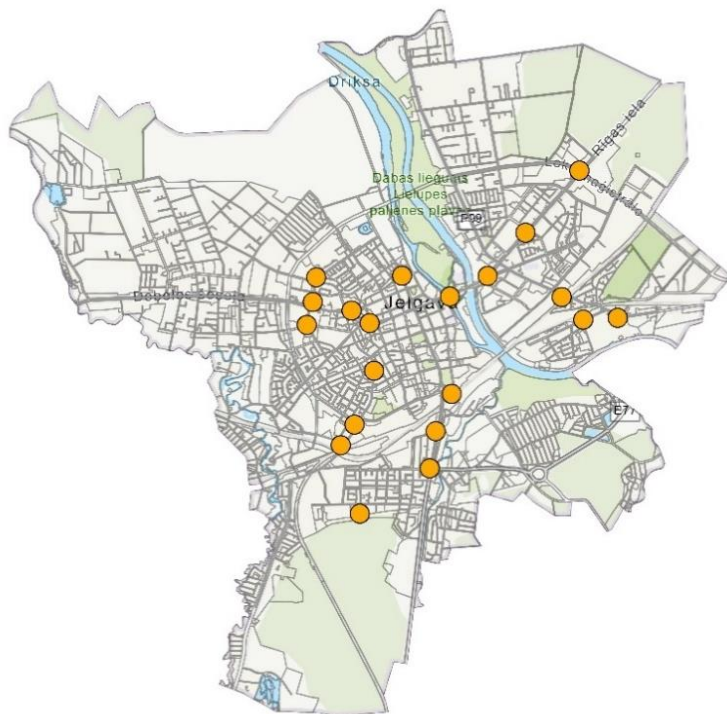


Fig. 2.3. Maritime sunburst lichen (*Xanthoria parietina*) sample collection sites in the city of Jelgava

These plots are located in the parts of the city of Jelgava, which have the most intense anthropogenic influence. They include blocks of high-rise residential buildings, residential districts, industrial zones, intensive traffic sections and other places characterized by anthropogenic influence. For comparison purposes, samples were also collected from a natural forest approximately 5 km from the city boundary (X Publication).

Maritime sunburst lichen (*Xanthoria parietina*) was collected from the trunks of deciduous trees at a height of about 1.3 – 1.5 meters above the ground. The lichen was collected by separating its leaves from the tree trunk with tweezers, the collected samples were placed in absolutely clean glass containers and dust-free nitrile gloves were used during lichen collection (see Fig. 2.4).



Fig. 2.4. A specimen of Maritime sunburst lichen (*Xanthoria parietina*) collected from a tree trunk

2.1.2. Methods for determining short-term pollution

Lichen transplantation method. When reviewing various studies and working with bioindication methods, it is important to take into account various important parameters that affect the level of pollution and its dispersion in street canyons: street dimensions, wind speed and direction, location of buildings, thermal stratification, movement of vehicles (size, number), etc. (Xie et al., 2005). Plots were selected in the central part of the city, which has the highest anthropogenic load and population (see Fig. 2.5). Samples of Tube Lichen (*Hypogymnia phydosis*) were collected in a forest approximately 5 km from Jelgava city center. Transplants were placed in the plots by attaching them to existing tree branches with metal wire at a height of 1.5 meters above the ground (X Publication). All transplants were placed on the SW side of the tree (see Fig. 2.6).

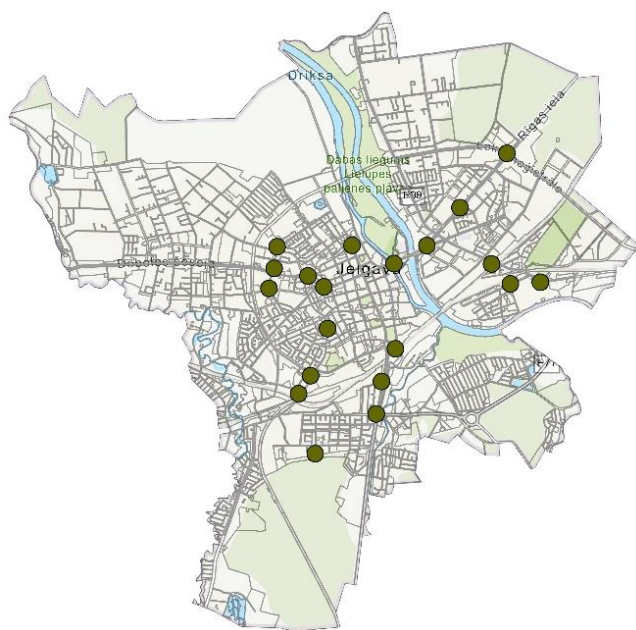


Fig. 2.5. Tube Lichen (*Hypogymnia physodes*) transplant plots



Fig. 2.6. Tube Lichen (*Hypogymnia physodes*) transplant at Jelgava railway station, 2016

Method of analysis of snow samples. Analysis of snow samples is one of the methods used to determine short-term air pollution by chemical elements in urban areas (Engelhard et al., 2007; Cereceda-Balic et al., 2012; Vasić et al., 2012; Xue et al., 2020). In general, snow samples have been collected from 2017 to 2023 (I-XIII Publication). The period of snow accumulation is from 5-9 days. When the research started in 2017, snow samples were collected in 20 sample plots closer to the city center (in addition, 1 sample plot 5 km outside the city, in the Mežciem forest massif), but starting in 2018, snow samples were collected in 59 sample plots located in the city of Jelgava and 1 in the sample plot, which is 5 km outside the city, in the Mežciem forest massif (see Fig. 2.7). In order to ensure an even and maximally accurate result, one sample plot must be created for each square kilometer of the city (on average there is 1 sample plot per 1 km²). 3 snow samples were collected in each sample area, the entire snow cover is taken when collecting each sample.

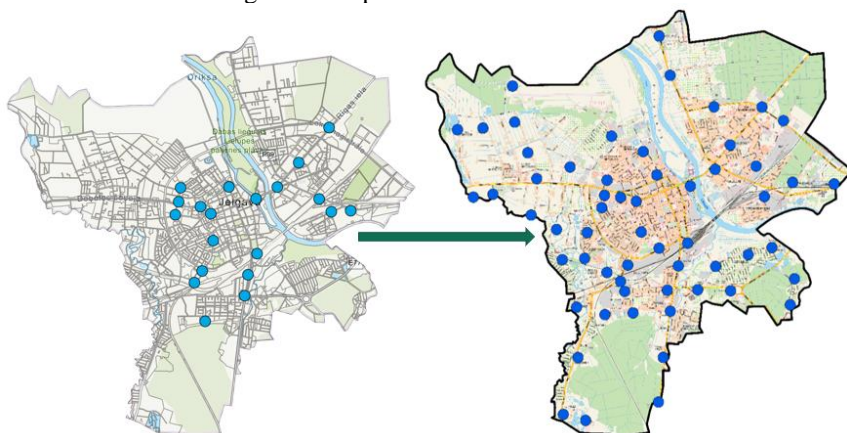


Fig. 2.7. Development of the location of snow plots in the city of Jelgava from 2017 to 2023

Snow was collected using disposable dust-free nitrile gloves. These samples were obtained at a distance of 5 meters from the roadway. The snow was collected in sterile plastic containers and immediately refrigerated and then transported to the laboratory.

Collection of snow samples for transport pollution monitoring. Snow is a good material capable of accumulating information about ambient air quality and is used as an indicator for determining the impact of transport on overall urban air quality (Adamiec et al., 2013; Kuoppamäki et al., 2014). Snow samples were taken from 3 different roads in the city of Jelgava with different traffic intensity

(see Fig. 2.8). Each road section had 6 sampling plots, 3 on each side of the road. Each sampling site is located at three different points in the city. The samples collected in January 2018 were taken at a distance of 1 m, 50 m and 100 m from the roadway (VI Publication). Samples were collected in January 2019, at a distance of 1 m, 10 m and 20 m from the roadway (IV Publication).

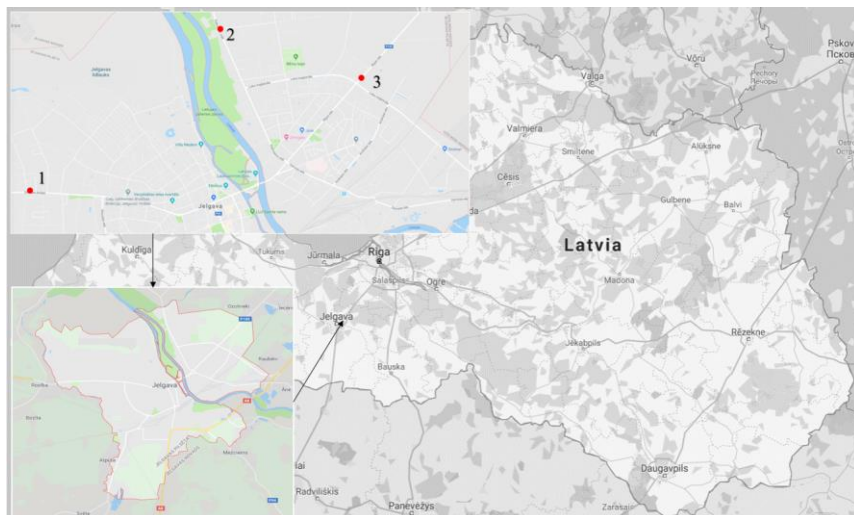


Fig. 2.8. Location of snow sample plots for transport pollution monitoring in the city of Jelgava

2.2. Sample processing and analysis

ICP spectrometers can be used to analyze environmental samples, various bioindicators such as lichens, mosses, etc., as well as water samples. The collected snow samples are brought to the laboratory in melted form. Sample preparation for each facility is described in publications. The preparation of samples analyzed by ICP-AES is described (in Publications I and II), the preparation of samples analyzed by ICP-OES is described (in (III-VIII, X-XII Publications) (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES) is also called inductively coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES). Preparation of samples analyzed by ICP-MS is described (IX, XI-XIII in Publication).

By using and comparing the preparation of different samples for the ICP-OES machine, the options were considered that snow samples are filtered through a paper filter and acidified to 1% HNO_3 , while the other option is that the snow samples are acidified to 1% HNO_3 , kept for 3 days and then filtered

through paper filter (III Publication).

The samples collected in 2017 and 2018 were analyzed with both ICP-AES (*Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry*) and ICP-OES (*Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*) spectrometers. Looking at table 2.1. it can be seen that the data obtained by ICP-AES are used in two publications (Publication I and II). The samples collected in 2019 were analyzed with an ICP-OES spectrometer. Samples from 2020 - 2023 were analyzed with an 8900 Triple Quadrupole ICP-MS (*Inductively coupled plasma mass spectrometry*) spectrometer (see Table. 2.1).

For analysis, Maritime sunburst lichen (*Xanthoria parietina*) was used for ICP-OES (X Publication), the lichen is dried and separated from the smallest impurities (tree leaves, barks, etc.) before analysis. The exact preparation of lichen for analysis can be seen in X Publication.

2.3. Data and statistical methods used in the study

The research uses the lichen indication method, where lichen inventory was carried out in 125 plots, which is described in more detail in the tenth publication (X Publication), the Tube Lichen (*Hypogymnia physodes*) transplant method (Grinfelde et al., 2017). A method was used where Maritime sunburst lichen (*Xanthoria parietina*) was collected in 20 plots and chemical analyzes were performed (X Publication). Snow samples were collected in 20 plots in 2017 (Publication I and X) and from 2018 to 2023 in 60 plots (Publication II, III, V, VII, VIII, IX, XI, XII, XII). When inspecting the transport corridors, snow samples were collected in 18 sample plots in 2018 and 2019 (IV and VI Publication) (see Table. 2.1).

Data sets and statistical methods used in the study, which are used in the study, are summarized in Section 2.1. in the table. Geographic information systems (GIS) provide suitable tools for describing spatial relationships. ArcGIS software was used to understand the spatial distribution of air pollution with heavy metals. Spatial analysis was performed with the IDW (*Inverse-Distance Weighting*) method built into the ArcGIS software (I, II, V and XI publications). The method was chosen based on the literature on the adequacy of the method when analyzing air pollution data (Garcia et al., 2016; Chen et al., 2018), and compared to other tools, IDW is an easy-to-use program because it does not require prior data modeling or subjective assumptions (Jumaah et al., 2019; Xu et al., 2022).

thesis. Heavy metals such as lead, nickel copper and zinc have been analyzed and described the most in the study. The chemical elements included in the study, which have been reviewed and described in various publications, can be viewed in 2.2. in the table.

Table 2.2. **Chemical elements included in the study**

Publications	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Lead (Pb)	X		X	X	X	X	X	X	X	X			
Nickel (Ni)	X		X	X	X	X	X	X	X	X			
Copper (Cu)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
Vanādījs (V)	X		X	X			X	X		X			
Iron (Fe)	X	X						X	X	X			
Chromium (Cr)	X			X				X	X	X			
Arsenic (As)	X								X	X			
Zinc (Zn)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
Aluminum (Al)		X						X	X			X	
Manganese (Mn)			X	X	X	X		X	X				
Silicon (Si)				X				X	X				
Calcium (Ca)							X	X					
Potassium (K)								X					
Magnesium (Mg)								X					
Sodium (Na)								X					
Barium (Ba)								X	X				
Cadmium (Cd)								X	X				
Cobalt (Co)								X					
Molybdenum (Mo)								X	X				
Strontium (Sr)								X					
Tungsten (W)									X				X

* Heavy metals are colored orange.

In the city of Jelgava, a long-term and short-term pollution monitoring network has been approved and established, which allows to assess the dynamics of air pollution in time and space. A database containing chemical element concentrations in snow in 60 sample plots from 2018-2024 has been created. For the year, which will be maintained and supplemented every year (Pilecka-Uļčugačeva 2024g; Pilecka-Uļčugačeva 2024f; Pilecka-Uļčugačeva 2024e; Pilecka-Uļčugačeva 2024d; Pilecka-Uļčugačeva 2024c; Pilecka-Uļčugačeva 2024b). The concentrations of chemical elements in snow, which characterize the 2020 data, are published in publication IX. The data of the first year of the study obtained from 20 sample plots in 2017 on the concentrations of chemical elements in snow are available in the Pilecka-Uļčugačeva (2024a) database.

3. RESULTS AND DISCUSSION

This chapter summarizes the main research results of the doctoral thesis, which are divided into four subsections, where the first subsection reflects the approval and improvement of long-term and short-term air pollution detection methods. The second subsection describes the determination of concentrations of air pollution with heavy metals. In the third subsection, a spatial analysis of the distribution of air pollution with heavy metals was carried out. The identification of sources of air pollution with heavy metals is described in the fourth subsection.

3.1. Approbation and development of long-term and short-term air pollution detection methods

This subsection summarizes the approval and development of long-term and short-term pollution detection methods. A detailed description of the approbation and improvement of the methods is given. Long-term and short-term air pollution detection methods can be used to determine air pollution, and the approbation and improvement of these methods (III, IX, X Publication) is an inevitable part of the work.

3.1.1. Approbation of long-term air pollution detection methods

There are various methods for assessing long-term pollution, which can be divided into both chemical and biological methods. One of the methods for determining long-term air pollution, which belongs to the section of biological methods, is the calculation of the Index of Atmospheric Purity. Lichens represent well areas affected by sulfur dioxide (Orlova et al. 2015), nitrogen oxides

(Mateos and González 2016) and heavy metals (Kularatne and De Freitas 2013; Parzych et al., 2016). Accumulation of toxic elements in lichens correlates with distance from the pollutant (Attanayaka and Wijeyaratne 2013). The Maritime sunburst lichen (*Xanthoria parietina*) collection and analysis method (Pilecka et al., 2017) has also been used to determine the long-term air quality of the city of Jelgava, which is the second long-term pollution detection method that belongs to the analysis of various chemical substances in organisms and cells.

In Jelgava city territory, air quality was assessed using data from 125 sample plots, and three air pollution zones were identified. A high pollution area (group 1) was an area with minimal lichen numbers or survival (IAP from 0-110). The medium pollution zone (group 2) was a limited lichen population or transition zone (IAP = 111 – 200). The low pollution zone (group 3) included areas where the presence of lichens was rich or where a natural environmental zone prevailed (IAP > above 200). According to a 2017 study by Grinfelde et al., the area of high air pollution in Jelgava occupied 1.66 km² or 2.75% of all city areas in 2016. This zone was found in 4 sample plots: three in the center of Jelgava (in the area where the Jelgava wastewater treatment facilities are located; at the intersection of Meiju road and Kazarmes streets, in the area of Palīdzības Street) and one outside the center (near the Langervalde Forest). In 2016, the medium air pollution zone in Jelgava occupied 26.54 km² or 44.0% of the total area. Compared to the previous results from 1996, the average area of air pollution slightly increased from 25.76 km² to 26.54 km², but compared to the results of 2006, it decreased from 29.26 km² or 48.51% to 26.54 km² or 44.0%. In 2016, the low air pollution or clean air zone in Jelgava occupied more than half of the city's territory - 32.12 km² or 53.25% (see Fig. 3.1.).

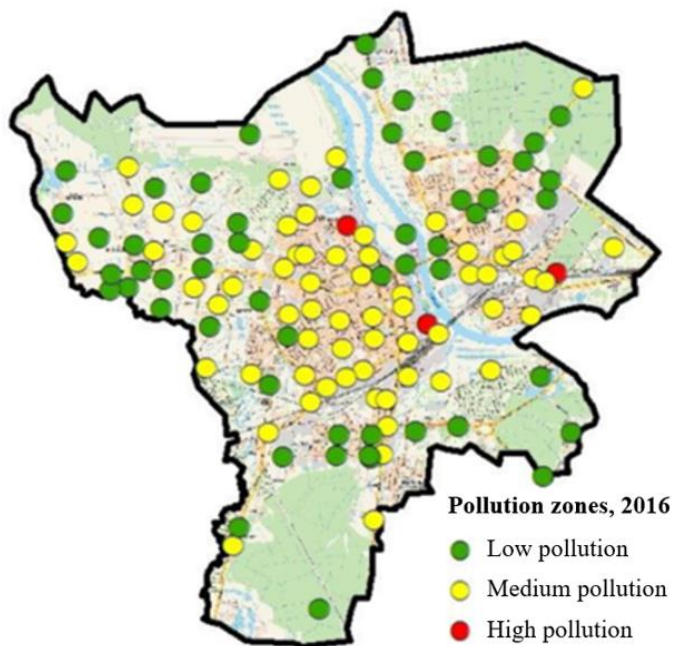


Fig. 3.1. Air quality zones according to the IAP index

3.1.2. Approbation of short-term air pollution detection methods

Both the lichen transplant method and the snow sampling method can be used to determine short-term air pollution. Both methods have been used to determine short-term air pollution in the city of Jelgava, the Tube Lichen (*Hypogymnia physodes*) transplant method has been used for air quality monitoring in the city of Jelgava since 1996 (Grinfelde et al., 2017).

Monitoring carried out in 2016 shows that the vitality of Tube Lichen (*Hypogymnia physodes*) varies in the area of Jelgava city. In two monitoring locations - Prohorova street/Neretas street (No. 16) and Langervalde forest (Rubeņu road) (No. 17) - lichen necrosis and peeling of leaves were detected after only 2 months (July, August), so repeated studies were carried out in these places - regenerated lichen samples, which showed necrosis and complete peeling of the leaf after 31 and 90 days, respectively. These differences in the duration of the period could be explained by the greater physiological activity of lichens in the summer period compared to the autumn/winter period. In three

monitoring locations - Viskaļu street/Lāču street (No. 1), Lietuvas highway/Savienības street (No. 3) and Ausekļa street/Blaumaņa street (No. 13) - lichen necrosis was detected after 3 months (92 days). The pollution caused by road transport has affected the air quality in these places, especially the proximity of the Lithuanian highway.

The situation is slightly better in five monitoring locations - Lietuvas highway/Platonis street (No. 2), Tērvetes street crossing (No. 5), Satiksmes street/Ganību street (No. 12), Rīgas street (No. 19) and Dobeles highway/Satiksmes street (No. 11) - lichen necrosis was detected after 5 months or 153 days, but on Dobeles highway after 6 months or 184 days. Pollution caused by road transport is also a major factor in these areas. On the other hand, in three monitoring locations - Tērvetes street/Pavasara street (No. 7), Lielā street/Ozola square (No. 8) and Aspazijas street/Asteru street (No. 10) - lichen necrosis was detected after 7 months or 215 days. Open spaces with greenery (Ozola Square and Aspazijas street/Asteru street) have a beneficial effect in these last places, which ensure the dispersion of pollution. For lichens, after 8 months (243 days), only leaf color changes were detected in monitoring locations - Lielā street/Lielā street/Pilsalas street (No. 14), Rīgas street/Brīvības bulvāris (No. 15), Aviācijas street (near the oil base) (No. 18) and TC Valdeka/Rīgas street (No. 20). Very good vitality (8 months or 243 days) is maintained by lichens in monitoring locations - Railway Station (No. 4) and Liela Street/Dobeles Street. Both of these sites have relatively large open spaces, and in both sites the trees to which the specimens are attached are apple trees.



Fig. 3.2. Lichen transplant placed at the Jelgava railway station, 2016

After testing, methods for determining short-term air pollution using snow samples are described (Publication III).

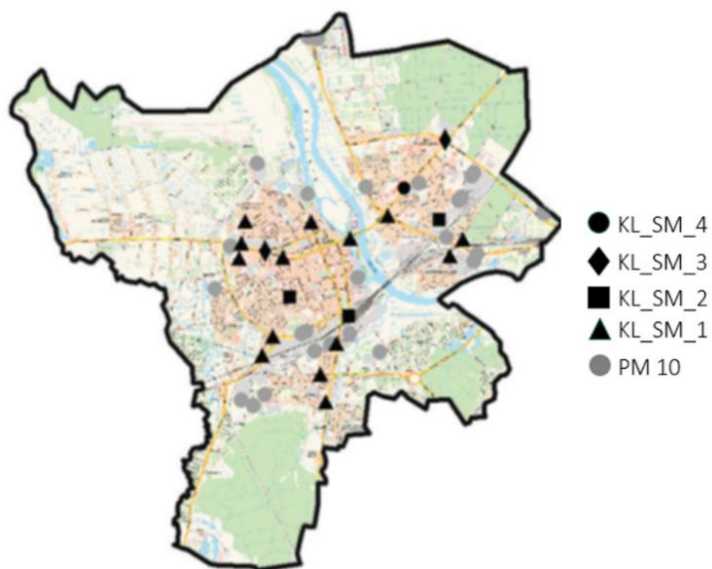


Fig. 3.3. Results of short-term air pollution cluster analysis based on the chemical composition of snow samples, samples collected on 14.02.2017

Cluster KL_SM_4 is characterized by extremely high pollution, where the primary source is pollution from transport. Cluster KL_SM_3 is characterized by high pollution caused by transport exhaust gases. Cluster KL_SM_2 is characterized by high pollution resulting from industrial processes, while cluster KL_SM_1 is characterized by relatively clean air with little pollution from transport (Pilecka et al., 2018). The results of the snow cluster analysis are shown in Figure 3.3.

3.1.3. Improvement of long-term and short-term air pollution detection methods

Looking at the various methods that can be used to determine both long-term and short-term air pollution detection options in the urban environment, it is possible to choose the best of the methods. In the course of the work, methods have been improved - from 20 snow sample plots in the central part of the city, the number of sample plots has increased to 60 sample plots throughout the city.

Two methods of sample preparation were evaluated and compared (Publication III): Group 1 where the melted snow is filtered and then acidified and Group 2 where the melted snow is acidified and then filtered. Descriptive statistics for lead (Pb), zinc (Zn), nickel (Ni), vanadium (V), copper (Cu), manganese (Mn) by analytical group are shown in Table 1, where differences between analytical groups are significant. For example, the maximum concentration of Zn, Cu and V in the second group differs by more than 10 times.

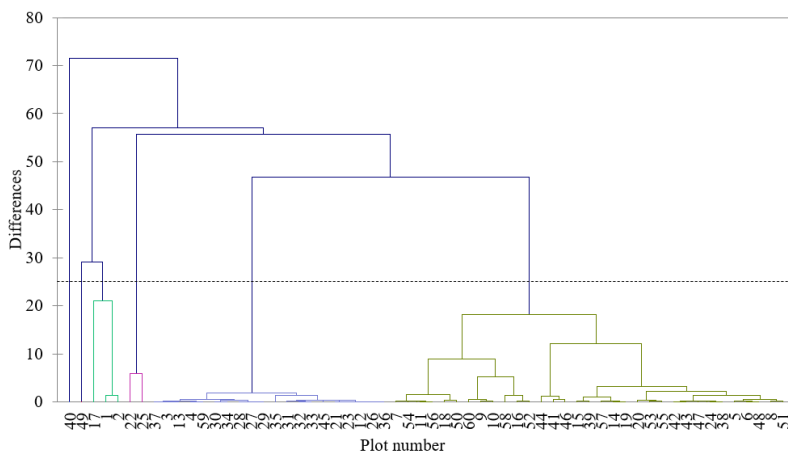


Fig. 3.4. Results of the first group's agglomerative hierarchical clustering

Table 3.1. Descriptive statistics of heavy metals by analytical groups

Statistics	Minimum, µg/l	Maximum, µg/l	First quartile, µg/l	Median, µg/l	Third quartile, µg/l	Mean value, µg/l	Standard deviation, µg/l
Pb 1st group	1.00	1.34	1.00	1.00	1.00	1.01	0.05
Pb 2nd group	0.68	51.18	2.16	3.59	6.81	6.31	8.42
Zn 1st group	0.48	11.91	2.10	3.88	6.63	4.63	3.05
Zn 2nd group	9.22	1002.05	22.32	45.91	81.51	79.62	135.32
Ni 1st group	0.55	0.71	0.60	0.60	0.60	0.60	0.02
Ni 2nd group	0.40	40.75	1.00	1.59	2.85	2.80	5.24
V 1st group	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	0.00
V 2nd group	0.55	64.16	0.60	0.67	2.21	2.92	8.31
Cu 1st group	0.86	6.28	0.90	1.17	1.71	1.44	0.82
Cu 2nd group	2.82	829.49	5.78	8.93	23.34	28.66	105.24
Mn 1st group	0.47	9.36	0.93	2.08	3.09	2.29	1.62
Mn 2nd group	5.89	1357.01	25.37	46.93	171.68	150.57	239.90

The results of the agglomerative hierarchical clustering of the first group are shown in Figure 3.4, 6 classes were identified, and the difference within the class is 29%, and between classes is 71%. The results of the agglomerative hierarchical clustering of the second group are shown in 3.5. in the figure, 8 classes were defined and the deviation within the class is 2% and between classes it is 98%.

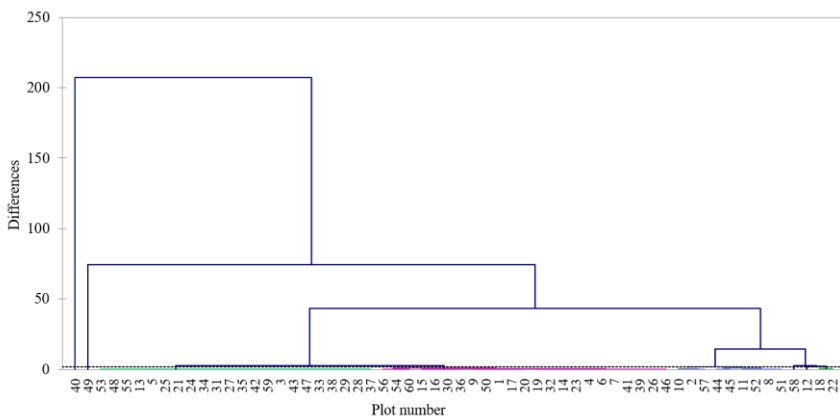


Fig. 3.5. The results of the agglomerative hierarchical clustering of the second group

Zinc concentrations of the first group of 6 classes are shown in 3.6. in Fig. where there is an overlap between the classes. The concentration of zinc in 8 groups and in the second group of samples is shown in 3.7. in the figure, where the zinc concentration within the class boundaries is homogeneous and there is no overlap between the classes.

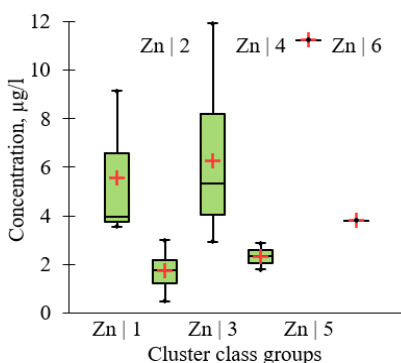


Fig. 3.6. Zn concentrations (µg/l) of the first group of 6 classes of samples

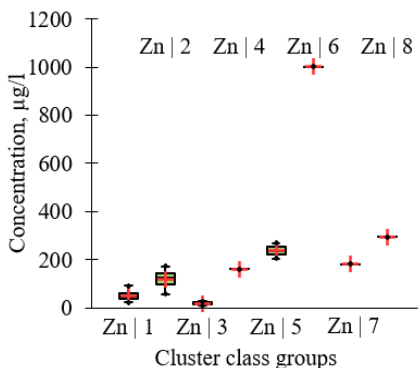


Fig. 3.7. Zn concentrations (µg/l) of the 8 classes of the second sample group

Methods for determining long-term and short-term air pollution have been approved and improved. The results of Maritime sunburst lichen (*Xanthoria*

parietina) analyzes are integrated into the work, combining long-term and short-term pollution detection methods. The chosen method for analyzing snow samples is published in Publication IX. It was concluded that for the analysis of snow samples it is necessary to use an inductively coupled plasma mass spectrometer (ICP-MS), because it has a higher resolution (see Fig. 3.8).

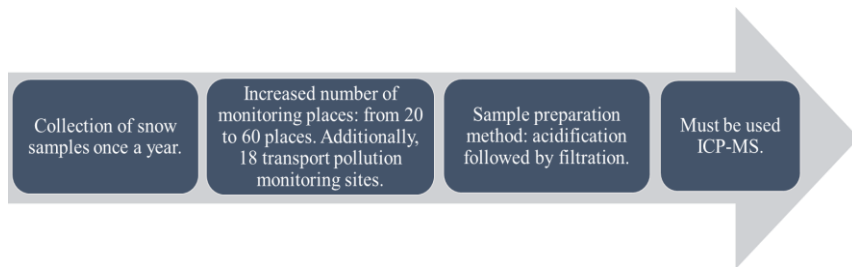


Fig. 3.8. Improvements in the air pollution detection method and their stages

3.2. Determination of air pollution with heavy metals and concentrations of other chemical elements

This subsection presents the results for a simplified determination of air pollution with heavy metals using the analysis of snow samples at the level of descriptive statistics. Two devices, an inductively coupled plasma optical emission spectroscope (ICP-OES) and an inductively coupled plasma mass spectrometer (ICP-MS), were used to determine concentrations. Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES), also known as Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES) both analytical methods are mentioned in articles.

Summarizing the copper (Cu) results of 2019, it can be concluded that only in two samples No. 18 and No. 39 the concentration of copper was higher than the other samples. The concentration of copper in sample No. 18 is 12.5 $\mu\text{g/l}$, which is the highest result. In this sample, copper concentrations could be so high because air quality could be affected by traffic flow, residential development, an adjacent rail line, and improper waste treatment or illegal burning in private areas. Traffic in urban areas creates both air pollution and noise. The copper concentration of sample No. 39 is 11.7 $\mu\text{g/l}$. The concentration of copper in this sample could also be affected by traffic. The nickel (Ni) results show that only one sample has a higher concentration of nickel than the other samples. Nickel concentration in most samples is less than 0.6 $\mu\text{g/l}$. The highest concentration of nickel is in sample No. 2, where it is 4.4 $\mu\text{g/l}$. In sample No. 2, the concentration

of nickel could be so high, because the air quality could be affected by the construction of private houses, which use unsuitable fuel for heating the buildings during the winter period. A transport corridor is also located near this sample area, which affects air quality due to heavy traffic. The concentration of lead in sample No. 13 is 11.1 µg/l. The lead concentration in this sample could be so high because air quality could be affected by traffic on the nearby Lithuanian highway. Pollutants such as lead (Pb) and copper (Cu) enter the air from vehicle exhaust (Pilecka et al., 2018).

The highest lead concentration is in sample No. 48. The lead concentration in this sample is 72.3 µg/l. Compared to the lead concentration in the Viskalį Street sample, this sample contains approximately seven times more lead. Lead concentration can be affected by waste incineration in private homes (Pilecka et al., 2018). The amount of vanadium (V) in most samples is less than 0.7 µg/l, but in other samples it is not more than 1 µg/l. There is heavy traffic and a railway line nearby, where the concentration of vanadium is greater than 0.7 µg/l.

Zinc (Zn) results show that zinc concentration in three samples is greater than 50 µg/l. Samples No. 39, No. 46 and No. 48 have the highest zinc results. Zinc concentration in sample No. 39 is 53.7 µg/l and in sample No. 46 73.2 µg/l is affected by traffic. The highest zinc result appears in the results of sample No. 48. The concentration of zinc in this place is 204.5 µg/l. Air quality could be affected by traffic and building heating using unsuitable fuels such as waste.

Looking at the determination of concentrations of other chemical elements, in this case, the results of 60 aluminum measurements from various sample collection sites in Jelgava in the period from 2018 to 2021 were used to process data on the distribution and concentration of aluminum in the city of Jelgava.

Table 3.2. Aluminum (Al) measurements in snow from 2018 to 2021.

Variables		Al, µg/l 2018	Al, µg/l 2019	Al, µg/l 2020	Al, µg/l 2021
Number	Valid	60	60	60	60
	Invalid	0	0	0	0
Average value		1.13	0.08	91.68	32.58
Standard error of the mean		0.48	0.01	22.56	6.67
Median		0.25	0.06	38.59	12.20
Standard deviation		3.68	0.06	173.30	51.23
Dispersion		13.53	0.004	30032.99	2624.48
Minimum		0.04	0.02	4.32	4.43
Maximum		28.00	0.36	1183.66	315.17
Percentile	25	0.11	0.04	19.84	7.36
	50	0.22	0.06	38.59	12.20
	75	0.83	0.09	71.32	35.34

Most of the sampling sites are located approximately 5 m from the roadway or pedestrian sidewalks, which could show higher aluminum concentrations.

As can be seen in Table 3.2, the average arithmetic values of aluminum differ significantly over the years, the lowest value being 0.08 µg/l in 2019, and 91.68 µg/l in 2020. The smallest standard error is in 2019, only 0.01 µg/l, but the largest is in 2020, reaching 22.56 µg/l. Just like the average arithmetic values, the medians differ significantly by year, being only 0.06 µg/l in 2019, and reaching 38.59 µg/l in 2020. According to the table, it can be seen that the largest standard deviation is observed in 2020 at 173.30 µg/l, and in 2019 it is significantly smaller at 0.06 µg/l. The lowest minimum measurement value was found in 2019 to be 0.02 µg/l, while the highest minimum value was found in 2021 – 4.43 µg/l. The lowest maximum aluminum value was found in 2019 – 0.36 µg/l, while the highest maximum aluminum value in 2020 reached 1183.66 µg/l. Kuoppamäki et al., (2014) in their study emphasize that the interaction of traffic intensity and distance from roads was a statistically significant indicator. The influence of traffic intensity on the dissolved heavy metals was different, but the concentration was usually higher near or near the roads, than in more remote places in the city or next to the road, especially in relation to aluminum, such trends can also be observed in the study conducted in Jelgava when evaluating aluminum concentrations in the urban environment. The existence of the maximum values of aluminum in the city of Jelgava is pronounced along the main transport corridors, which clearly mark them. Kuoppamäki et al., (2014) concluded that aluminum concentrations were also higher on high-intensity roads compared to low-intensity roads (Kuoppamäki et al., 2014), this study also shows such trends, especially emphasizing the high concentrations near the Lithuanian highway. The samples collected in 2018 and 2020 mark the Dobeles highway and Rīgas street, which is the main road connecting the city of Dobeles, the city of Jelgava with the capital of Latvia, Riga. It should be mentioned that the city of Jelgava has only one bypass road, which leads to Garozas Street, where in 2019 high aluminium concentrations of 0.26 µg/l were found.

In the future, the local microclimate and wind direction should be analyzed, because when looking at the distribution of the maximum values found in the sample plots in the city, common trends are visible by year, for example, all the maximum aluminum values of 2021 are grouped towards the south of the city.

Evaluating changes in tungsten concentrations over the years, the minimum value for tungsten in Jelgava territory in 2022 is 0.05 µg/l, the maximum value is 4.35 µg/l, and the median is 0.05 µg/l. The minimum value in 2023 for tungsten in Jelgava territory is 0.06 µg/l, the maximum value is 0.96 µg/l, and the median is 0.18 µg/l (see Fig. 3.9).

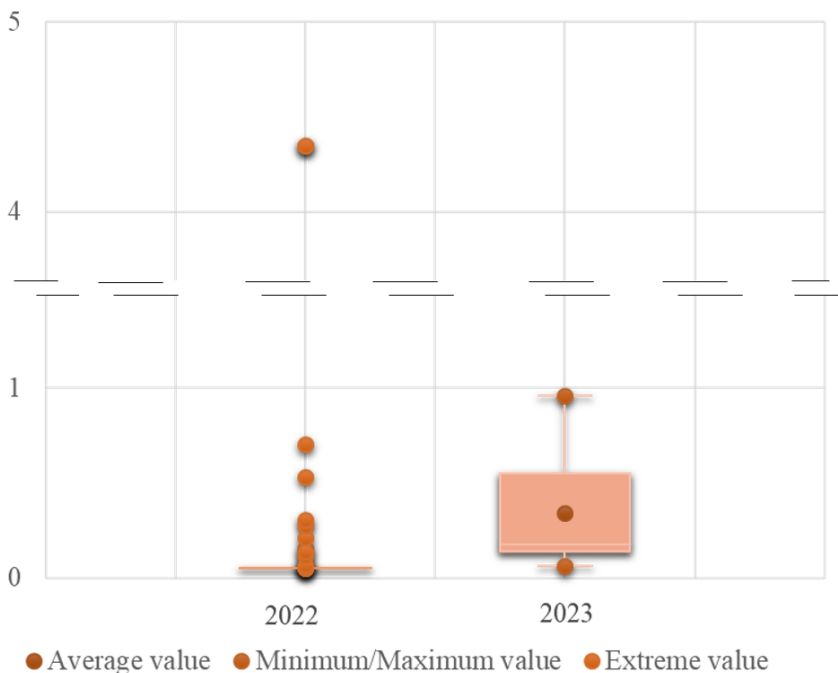


Fig. 3.9. Tungsten changes over the years

Using different methods of visual interpretation of data, it was concluded that it is necessary to use GIS tools to describe concentration distributions. Looking at the concentrations of heavy metals and other chemical elements, it has been concluded that it is necessary to regularly accumulate and publish data in open access scientific databases. Data on Jelgava air pollution with heavy metals and concentrations of other chemical elements have been published - Data in brief (IX Publication), data updating is planned every 3 years by supplementing the information already available in the database.

3.3. Spatial analysis of the distribution of air pollution with heavy metals

This subsection describes the spatial analysis of the distribution of air pollution with heavy metals. Spatial analysis results can be well represented using ArcGIS software using the Inverse-Distance Weighting (IDW) method (Garcia et al., 2016; Chen et al., 2018) (Publications V, II, II and XI). The results of the study from 2019 confirm that the greatest pollution is in the places of major streets and intersections. One of the highest concentrations of copper (Cu) is in

the center of Jelgava - at the intersection of Lielā street and Dambja street and in the southeast of the city, where it reaches 10.9-12.5 $\mu\text{g/l}$. The increased concentration of copper in the city center could be explained by the very intensive traffic between Riga - Dobeli, Dobeli - Jelgava, as well as at this intersection there is a gas station, various car repair shops, where many cars circulate on a daily basis. The burning of petroleum and fossil materials is associated with the release of copper. Copper concentrations can vary between city streets depending on the presence of copper in car brakes and where copper concentrations are released by braking (Engelhard et al., 2007). The pollution in the Southeast could be explained by unauthorized burning of waste in heating systems of private houses, which is one of the biggest sources of Cu emissions in the urban environment (Rodella et al., 2017). Elevated copper (Cu) concentration varies from 7.8-9.4 $\mu\text{g/l}$ in Aviācijas street, where one of the largest industrial parks in Latvia is located with a total area of 23 ha.

The territory of this park includes rubber production and processing, metal processing, PET bottle processing, powder metallurgy and other production processes. The significantly increased concentration of nickel in the northwestern part of Jelgava can be explained by logging works, which were intensively carried out at the end of 2018 and in the first quarter of 2019. The pollution in this area could be affected by the activities of a nearby car workshop. In order to more precisely clarify the sources of Ni, it is necessary to conduct an additional study where the source of nickel pollution is determined at the local level.

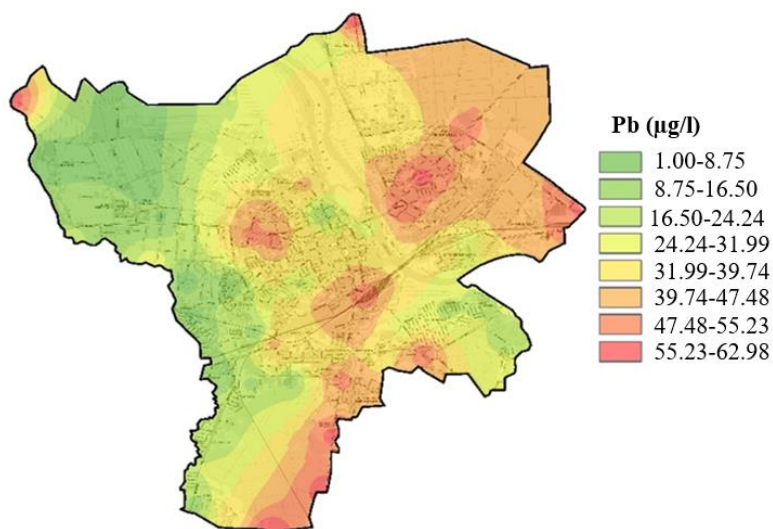


Fig. 3.10. Distribution of lead (Pb) in Jelgava in 2019

Lead (Pb) refers to anthropogenic pollution from car emissions, brake wear (Xue et al., 2020). The snow analyzes carried out in the city of Jelgava clearly indicate places with intense traffic, frequent traffic jams and intersections with intense car traffic flow (see Fig. 3.10).

The highest concentrations of manganese (Mn) are found at local important intersections, indicating the impact of heavy traffic and congestion on urban air quality. Areas with pollution from 27 to 54 µg/l could indicate anthropogenic pollution from heating systems of private houses, as Mn is known to be released during the burning of waste and other fuels. In the industrial zone, the level of zinc is usually higher than in other parts of the city, for example, in the city of Jelgava, the highest concentrations of Zn are found in Aviacias iela sample plots, where it ranges from 153.2 to 204.3 µg/l. This area is home to one of the largest industrial parks in Latvia, where various types of industrial activity take place.

Looking separately at the changes in relative concentrations in the data of February 2017 and February 2018, it can be seen that in Jelgava the changes in the relative concentrations of nickel (Ni) are not particularly large, but the concentrations are evenly distributed throughout the city. The relative maximum values of changes in the relative concentrations of nickel are next to the Tērvetes street railway overpass and at the intersection of Rūpniecības and Tērvetes streets. Large changes in the relative concentration of Ni are usually caused by heat energy producers as well as private house heating systems. The biggest increase in copper (Cu) concentration is in the area of Satiksmes Street, where public transport parking spaces are located. Copper (Cu) pollution is associated with traffic intensity, heating systems of private houses, fossil fuels, fireworks and metal industry.

Zinc (Zn) is considered a toxic metal, it is produced in the process of industrial activity as a result of the burning of coal, and it is also related to the intensity of traffic. In Jelgava, the changes in the relative concentrations of zinc (Zn) are not large (see Fig. 3.11), but the concentrations are not evenly distributed throughout the city.

The relative maximum values of changes in the relative concentrations of zinc (Zn) are at the Tērvetes street railway overpass, at the intersection of Rūpniecības and Tērvetes Streets, and in the area of Satiksmes street, where public transport parking spaces are located.

Changes in the relative concentrations of lead (Pb) in the city of Jelgava are shown in 3.12. figure. The relative maximum values of changes in the relative concentrations of lead (Pb) are next to the Tērvetes Street railway overpass, at the intersection of Rūpniecības and Tērvetes Streets and in the area of Satiksmes Street, where there is a public transport parking lot. The presence of lead (Pb) in the city of Jelgava is related to burning, burning of oil and fossil materials, and transport.

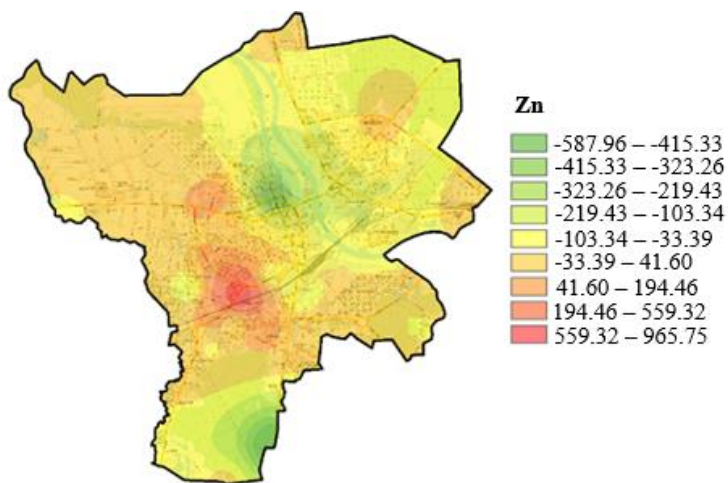


Fig. 3.11. Changes in zinc (Zn) $\mu\text{g/l}$ relative concentrations (February 2017 and February 2018) in the city of Jelgava

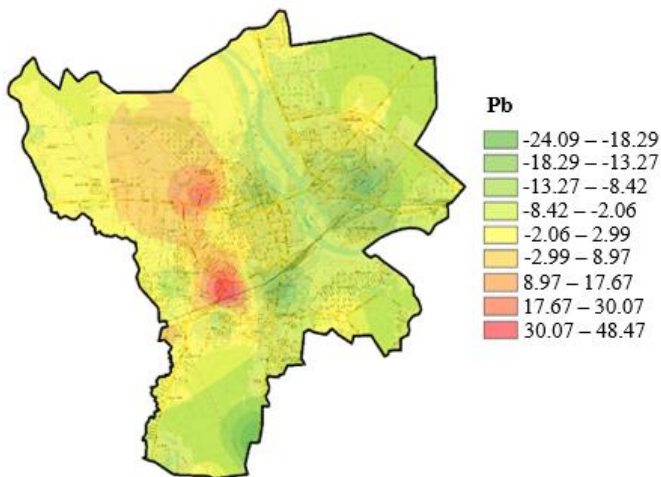


Fig. 3.12. Changes in relative concentrations of lead (Pb) $\mu\text{g/l}$ in the city of Jelgava

Vanadium (V) is considered a typical indicator of the oil combustion process, the changes in relative concentrations of vanadium (V) in Jelgava are not particularly large, but the concentrations are not evenly distributed throughout the city. The relative maximum values of changes in the relative concentrations of vanadium (V) are next to the Tērvetes street railway overpass. Iron (Fe) is

usually produced by burning fossil fuels. The source of iron particles is the wear and tear of the engine and car body material. In Jelgava, the changes in the relative concentrations of iron (Fe) are not particularly large, but the concentrations are fairly evenly distributed throughout the city.

The relative increase in arsenic (As) and chromium (Cr) concentrations is concentrated in the overpass area of Tērvetes street and Satiksmes street. Arsenic (As) is produced as a result of burning fossil fuels, chromium (Cr) is also directly related to traffic intensity and waste burning.

Looking at different ways to perform spatial analysis, such as zinc (Zn), aluminum (Al), copper (Cu) and iron (Fe), they were grouped by concentration using hierarchical cluster analysis with the Euclidean distance algorithm. Relatively clean, lightly polluted and polluted areas were divided using ArcGIS software. The distribution of zinc (Zn) by relative concentration is shown in 3.13. in the picture. Cluster analysis divides 15 groups of relative concentrations. We defined the first five groups with zinc (Zn) concentration from 0.50 to 4.29 $\mu\text{g}/\text{l}$ as relatively clean territory. We defined the second five groups with zinc (Zn) concentration from 4.29 to 8.09 $\mu\text{g}/\text{l}$ as relatively lightly polluted territory. We defined the last five groups with zinc (Zn) concentration from 8.09 to 11.88 $\mu\text{g}/\text{l}$ as relatively polluted areas with high anthropogenic influence. The main sources of zinc (Zn) in urban areas are industry, coal burning and transport. Such transport corridors as Rīgas street, Lielā street and Lietuvas Highway, as well as the railway and the roundabout area are the main anthropogenic sources of zinc (Zn) in the city of Jelgava (see Fig. 3.13).

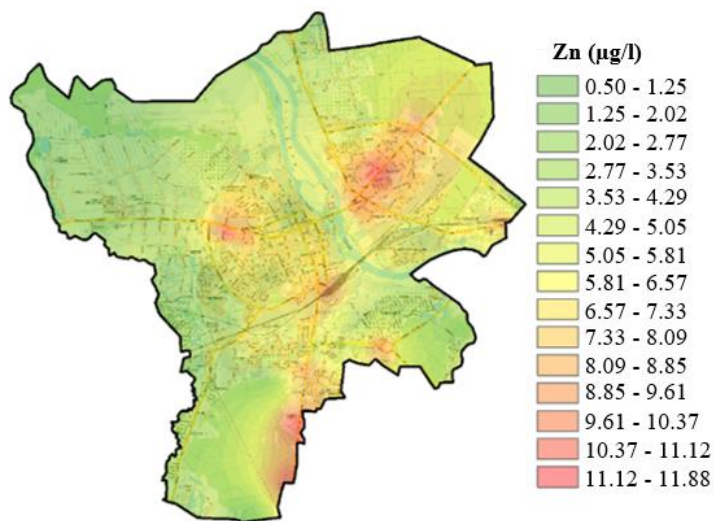


Fig. 3.13. Distribution of zinc (Zn) $\mu\text{g}/\text{l}$ in the city of Jelgava

Aluminum (Al) is one of the main indicators of waste incineration and fireworks. The distribution of aluminum (Al) by relative concentration is shown in 3.14. in the picture. Cluster analysis divides 15 groups of relative concentrations.

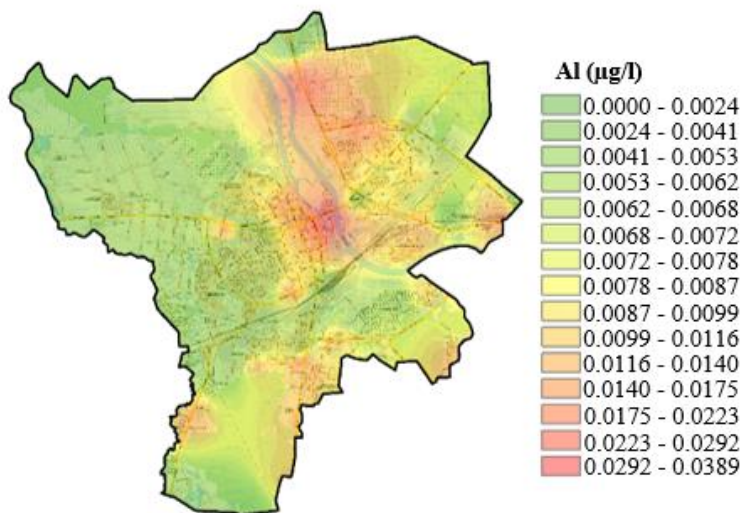


Fig. 3.14. **Distribution of aluminum (Al) µg/l in the city of Jelgava**

We defined the first five groups with aluminum (Al) concentration from 0 to 0.007 µg/l as a relatively clean area. We defined the second five groups with aluminum (Al) concentration from 0.007 to 0.012 µg/l as relatively lightly polluted territory. We defined the last five groups with aluminum (Al) concentration from 0.012 to 0.039 µg/l as relatively polluted areas with high anthropogenic influence. A relatively high concentration of aluminum (Al) is found in areas with private housing. Aluminum (Al) pollution moves in the north, northeast direction from the city center area due to the prevailing wind. The area of private houses on Kalnciema road and their heating systems could be the main source of aluminum (Al) in this area.

Copper is mainly produced in internal combustion engines from the combustion of petroleum products and waste. Cluster analysis divides 15 groups of relative concentrations. We defined the first five groups with copper (Cu) concentration from 0 to 2.01 µg/l as a relatively clean area. We defined the second five groups with copper (Cu) concentration from 2.01 to 4.20 µg/l as relatively lightly polluted territory. We defined the last five groups with copper (Cu) concentration from 4.20 to 6.30 µg/l as relatively polluted areas with high

anthropogenic influence. The largest concentration of copper (Cu) in the city of Jelgava is on Lielā Street and Rīgas Street, which connects Jelgava to Riga. About 36,000 cars use the main street every day. Copper (Cu) concentrations also arise from uncontrolled burning of waste in private residential areas.

Looking at the distribution of iron (Fe) in snow water, cluster analysis divides 13 groups of relative concentrations. We defined the first four groups with iron (Fe) concentration from 0 to 0.007 mg/l as relatively clean territory. We defined the second five groups with iron (Fe) concentration from 0.007 to 0.017 mg/l as relatively lightly polluted territory. We defined the last four groups with iron (Fe) concentration from 0.017 to 0.024 mg/l as relatively polluted areas with high anthropogenic influence. The concentration of iron particles was increased in the main road sections, for example Lielā street, Rīgas street and Lietuvas highway. Iron concentrations cover the entire city of Jelgava, which shows that there is no single source of iron (Fe) pollution, but anthropogenic activities such as traffic, heating systems, industry pollute the air and increase iron (Fe) concentrations in cities.

When studying the spread of air pollution in the urban environment over a four-year period and looking at the results of descriptive statistics, it can be seen that the highest average zinc measurement was obtained in 2018 - 79.62 µg/l, which is almost 9 times higher than the average measurement obtained in 2020 of 8.88 µg/l. The highest zinc measurement of 1002.05 µg/l was obtained in 2018 and the lowest measurement of 0.99 µg/l was obtained in 2020. Looking at the percentile distribution of values, it can be seen that significantly higher measurement results were obtained in Jelgava territory in 2018 than in 2019-2021. 2019-2021 year's measurement values are quite similar. Spatial representation of normalized zinc measurements in 2018. The highest concentration of zinc particles was found at the intersection of Dobeles and Satiksmes streets (item 39). The second highest value was found near the regional road P99 (point 57), as well as on the regional road P95 (points 17 and 21). Significantly high concentrations can also be observed on the national highway A8 (point 9). Particularly high concentrations of zinc in 2018 can be explained by fireworks on Post Island (point 48), which serves as a gathering place for various events. In other years, increased pollution of zinc particles was not detected in point 48.

In 2019, the center of the city stands out with the highest zinc pollution, where most of the highest measurements of zinc particles were obtained. The highest values were observed directly in the city center (points 45 and 47) and at the outer border of the city center (points 38 and 43). In 2020, the highest values were observed on the national highway A8. 3 measurements on this road indicated an increased concentration of zinc (points 6; 8 and 9). An increased concentration of zinc particles can be observed near the Dobeles highway, as well as the regional road P100 (point 55). All points of increased concentration

indicate the movement of traffic in the direction of Riga. In 2021, there is less zinc particle pollution in the city center than in other years. This year, significant measurements of zinc particles were observed on the regional roads P99, P100 and P93, as well as on the national road A8. For the first time in 4 years, increased zinc concentrations were observed in point 4. This point is located in an area of private houses. The possible contamination could be explained by the unauthorized burning of waste in the heating systems of private houses.

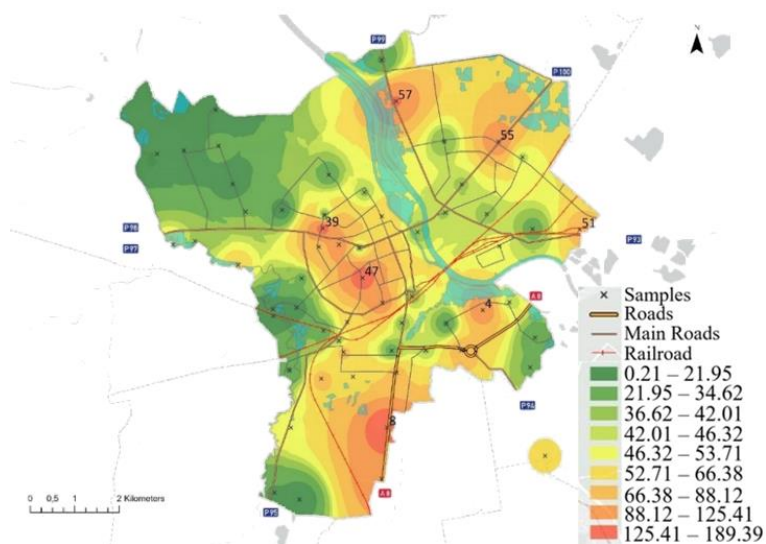


Fig. 3.15. Distribution of zinc particles in Jelgava 2018-2021. year

Summarizing the obtained results (see Fig. 3.15), the already obtained image stands out even more, the city center and main roads are significantly more polluted by zinc particles than the rest of Jelgava. The greatest pollution of zinc particles can be observed on the national road A8 (point 8) and the regional road P99 (point 57). In the center of the city, over a 4-year period, the highest pollution of zinc particles was found at the intersection of Dobeles and Satiksmes streets (point 39) and at the intersection of Tērvetes and Pavasara streets (point 47). It is worth mentioning that the regional road P99 runs parallel to the specially protected natural area Lielupe floodplain meadows, which has been found to be highly contaminated with zinc particles and could end up in the protected area.

In the city of Jelgava, pollution is homogeneous, so it is necessary to identify the sources of pollution.

3.4. Identification of sources of air pollution with heavy metals

An important aspect in the study of air pollution by heavy metals is to identify the sources. Looking at the results for pollutant concentrations along roadways, it can be seen that higher pollutant concentrations are observed 1 m away from the roadway compared to samples taken from further sampling locations. 3.16. and 3.17. Figure shows the direct impact of traffic on the concentrations of Cr and Pb, a close impact of traffic was also visible on such chemical elements as Mn and V. Concentrations of pollutants decrease at a distance of 10 m. The obtained results showed that the concentration of Cu and Zn at a distance of 20 m is also influenced by other sources. Comparing the concentrations of Pb, Zn, and V at a distance of 1 m from the roadway and at a distance of 10 m from the roadway, the concentrations of pollutants decrease by 6 to 11 times.

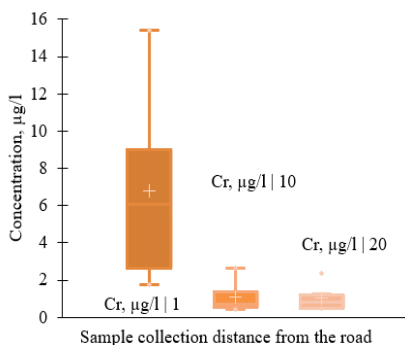


Fig. 3.16. Cr concentrations as a function of distance from the road

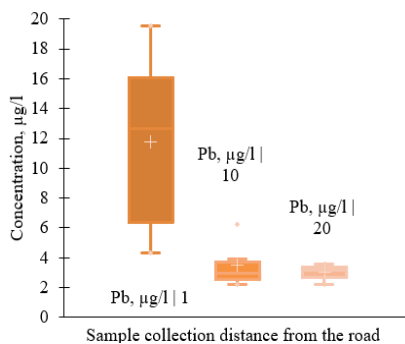


Fig. 3.17. Pb concentrations as a function of distance from the road

The highest concentrations of Pb and Cr are located on the Jelgava-Rīga highway approximately 4 km from Jelgava city center (see Fig. 3.18 and Fig. 3.19). The highest concentrations of Cu, Mn, V and Zn were also found in this section of the road. Mn concentrations do not differ significantly in the northern and eastern parts of the city of Jelgava. The concentration of V changes from a lower concentration in the western part of the city to a higher concentration in the eastern part of the city. Cr and Pb concentrations are lower in the northern part of Jelgava city compared to other places (see Fig. 3.18 and Fig. 3.19). Cu concentrations are also lower in the northern part of Jelgava city compared to other places.

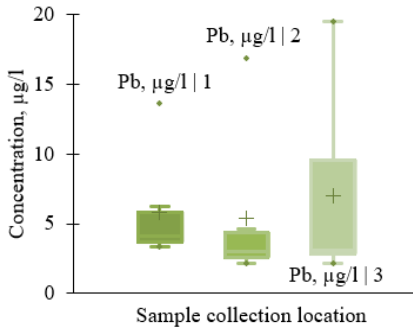


Fig. 3.18. **Pb concentrations by location**

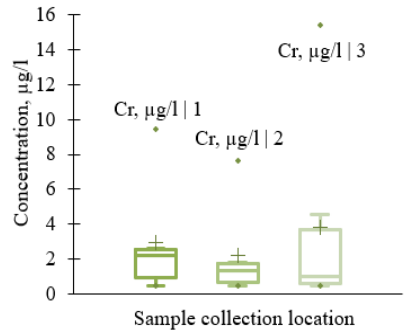


Fig. 3.19. **Cr concentrations by location**

Looking at the 2018 data to identify the sources of pollution, the results show high levels of copper (Cu) 826.7 µg/l, nickel (Ni) 40.4 µg/l, lead (Pb) 50.5 µg/l, manganese (Mn) 1351.1 µg/l and zinc (Zn) 992.8 µg/l, concentrations in different directions of the city. Descriptive statistics on concentrations of copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), manganese (Mn) and zinc (Zn) in melted snow samples are given in 3.3. in the table.

The concentrations of copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), manganese (Mn) and zinc (Zn) in the snow samples were analyzed by location group. The directions of the road are east (A), north (N), west (R) and city center (C). The Kruskal-Wallis test was used to determine differences between groups. Copper (Cu) and nickel (Ni) concentrations showed statistically significant differences between locations Cu p-value was 0.028 and Ni p-value was 0.001, but Pb, Mn and Zn did not show statistically significant differences by location.

Table 3.3. **Statistics on copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), manganese (Mn) and zinc (Zn) concentrations**

Metals Statistics	Cu, µg/l	Ni, µg/l	Pb, µg/l	Mn, µg/l	Zn, µg/l
Number of observations	114	114	114	114	114
Missing observations	0	0	0	0	0
Minimum	2.8	0.4	0.7	5.9	9.2
Maximum	829.5	40.8	51.2	1357.0	1002.1
Range	826.7	40.4	50.5	1351.1	992.8
Median	11.2	2.0	3.6	46.9	34.7
Average	24.5	3.4	6.2	151.6	86.6
Distance (n)	5957.7	20.1	50.7	52613.0	16154.6
Standard deviation (n)	77.2	4.5	7.1	229.4	127.1

Multiple pairwise comparisons using the Steel-Dwass-Critchlow-Fligner procedure (Spurrer, 2007) were used to determine differences between Cu and Ni concentrations by location group (West (W); North (N); East (E); Urban center (C) Wij and group Steel-Dwass-Critchlow-Fligner procedure by location groups is shown in Table 3.4.

Table 3.4. Wij statistics of Cu and Ni concentrations and group by location groups using the Steel-Dwass-Critchlow-Fligner procedure

Cu, µg/l						
-	R	Z	A	C	Groups	
Cu, µg/l W	-	2.46	1.48	3.874*	A	-
Cu, µg/l N	-2.46	-	-0.27	1.85	A	B
Cu, µg/l E	-1.48	0.27	-	2.11	A	B
Cu, µg/l C	-3.87*	-1.85	-2.11	-	-	B
<i>*p-value</i>	<i><0.05</i>					
Ni, µg/l						
-	R	Z	A	C	Groups	
Ni, µg/l W	-	2.37	1.52	5.17*	A	-
Ni, µg/l N	-2.37	-	-0.52	2.50	A	B
Ni, µg/l E	-1.52	0.52	-	2.89	A	B
Ni, µg/l C	-5.17*	-2.50	-2.885	-	-	B
<i>*p-value</i>	<i><0.001</i>					

Table 3.5. Wij statistics of Cu, Ni, Pb, Mn, Zn concentrations and group by distance groups using the Steel-Dwass-Critchlow-Fligner procedure

Cu, µg/l						
-	1	50	100	5	Groups	
Cu, µg/l 1	-	7.25*	6.40*	6.44*	A	-
Cu, µg/l 50	-7.25*	-	-0.63	0.35	A	-
Cu, µg/l 100	-6.40*	0.63	-	1.04	A	-
Cu, µg/l 5	-6.44*	-0.35	-1.04	-	-	B
*p-value	<0.0001					
Ni, µg/l						
-	1	50	100	5	Groups	
Ni, µg/l 1	-	7.25*	6.76*	7.85*	A	-
Ni, µg/l 50	-7.25*	-	-0.11	1.06	A	-
Ni, µg/l 100	-6.76*	0.11	-	1.64	A	-
Ni, µg/l 5	-7.85*	-1.06	-1.64	-	-	B
*p-value	<0.0001					
Pb, µg/l						
-	1	50	100	5	Groups	
Pb, µg/l 1	-	6.35*	7.23*	5.79*	A	-
Pb, µg/l 50	-6.35*	-	0.29	-1.31	A	-
Pb, µg/l 100	-7.23*	-0.29	-	-1.98	A	-
Pb, µg/l 5	-5.79*	1.31	1.98	-	-	B
*p-value	<0.0001					
Mn, µg/l						
-	1	50	100	5	Groups	
Mn, µg/l 1	-	6.80*	7.11*	6.00*	A	-
Mn, µg/l 50	-6.80*	-	0.67	-2.72	A	B
Mn, µg/l 100	-7.11*	-0.67	-	-3.84**	-	B
Mn, µg/l 5	-6.00*	2.72	3.84**	-	-	C
*p-value	<0.0001	**p-value	<0.034			
Zn, µg/l						
-	1	50	100	5	Groups	
Zn, µg/l 1	-	7.11	7.25	6.84	A	-
Zn, µg/l 50	-7.11	-	-0.98	-2.03	A	-
Zn, µg/l 100	-7.25	0.98	-	-2.13	A	-
Zn, µg/l 5	-6.84	2.03	2.13	-	-	B

Copper (Cu), Nickel (Ni) Lead (Pb) Zinc (Zn) concentrations by distance from the road using the Steel-Dwass-Critchlow-Fligner procedure are classified into two groups, with 1 m 50 m and 100 m distance in one group and 5 m in the

second group (see tab. 3.5). Manganese (Mn) concentrations are classified by distance from the road using the Steel-Dwass-Critchlow-Fligner procedure into three groups, with 1m and 50 m in one group, 50 m and 100 m in the second group, and 5 m in the third group (see Tab. 3.5.).

Table. 3.6. **Cluster centroid coordinates**

Chemical element	Cluster centroid coordinates			
	1	2	3	4
Al (µg/l)	-0.57	1.11	1.06	1.16
Ca (µg/l)	-0.44	0.35	1.76	0.25
Fe (µg/l)	-0.58	0.41	1.11	0.45
K (µg/l)	-0.44	-0.17	0.55	-0.11
Mg (µg/l)	-0.40	0.31	2.24	0.51
Na (µg/l)	-0.50	0.61	3.84	-0.15
P (µg/l)	-0.34	-0.38	1.11	5.32
S (µg/l)	-0.70	0.21	2.54	2.38
As (µg/l)	-0.13	-0.13	-0.13	-0.13
Ba (µg/l)	-0.37	0.28	0.11	7.15
Cd (µg/l)	0.00	0.00	0.00	0.00
Co (µg/l)	-0.25	-0.26	2.36	0.43
Cr (µg/l)	-0.23	-0.23	-0.23	6.08
Cu (µg/l)	-0.85	0.46	0.22	1.80
Mn (µg/l)	-0.45	0.35	1.59	0.86
Mo (µg/l)	-0.30	-0.30	-0.30	-0.30
Ni (µg/l)	-0.23	-0.23	-0.23	-0.23
Pb (µg/l)	-0.06	-0.18	-0.20	7.52
Si (µg/l)	-0.53	0.67	1.02	0.70
Sr (µg/l)	-0.66	0.47	2.05	1.46
V (µg/l)	-0.32	-0.32	1.08	3.56
Zn (µg/l)	-0.45	0.01	-0.03	6.73

The results appearing in the Jelgava city study data on heavy metals show very similar results to other similar studies looking for correlations between transport intensity and heavy metal pollution in snowmelt waters (Engelhard et al., 2007). The concentration of copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), manganese (Mn) and zinc (Zn) in the study shows a large amplitude with very low values and extremely high values. It should be noted that there were different differences between the groups according to the sampling site. The central (C), north (Z) and east (A) parts of the city showed differences only in Cu and Ni concentrations, while Mn, Pb and Zn did not show significant differences between sites. The split groups in this study show the importance of sampling distance from the road.

The paper examined the possibilities of identifying sources of air pollution with heavy metals using the hierarchical cluster method. In total, 19 chemical elements were examined, from which the classification of monitoring points was carried out using the hierarchical cluster method. The coordinates of the cluster centroid are given in 3.6. in the table.

Most of the samples had concentrations of chemical elements below the error value of the instrument, but some samples had concentrations high enough to be detected. Several clusters were distinguished in this part of the study. The first cluster includes territories with relatively low air pollution, where all metal values are below the average value and a control monitoring point is included in the cluster. The second cluster describes monitoring points where the composition of chemical elements is characteristic of traffic-induced pollution (Engelhard et al., 2007; Vasić et al., 2012). The third cluster combines monitoring points where, in addition to traffic pollution, the content of chemical elements characteristic of waste and fossil fuel combustion has been identified (Pacyna et al., 2001; Veysseyre et al., 2001; Rodella et al., 2017; Gao et al., 2017). The fourth cluster consists of one monitoring point where, in addition to transport pollution, elevated zinc and lead values have been detected. These metals strongly indicate waste burning (Rodella et al., 2017), which could be explained by the dense construction of private houses, where a pronounced street canyon is formed, which hinders air circulation and contributes to the accumulation of pollution.

Looking at the results of the single-metal cluster analysis showed similar trends as when looking at the multi-metal cluster. As a result of the cluster analysis, five tungsten pollution risk groups were distinguished (see Fig. 3.20). The first cluster has a mean value of 0.119 µg/l and a median of 0.097 µg/l. The mean value of the second cluster is 2.311 µg/l and the median is 2.311 µg/l. The mean value of the third cluster is 0.246 µg/l and the median is 0.251 µg/l. In the fourth cluster, the average value is 0.351 µg/l and the median is 0.355 µg/l. In the fifth cluster, the average value is 0.443 µg/l and the median is 0.445 µg/l.

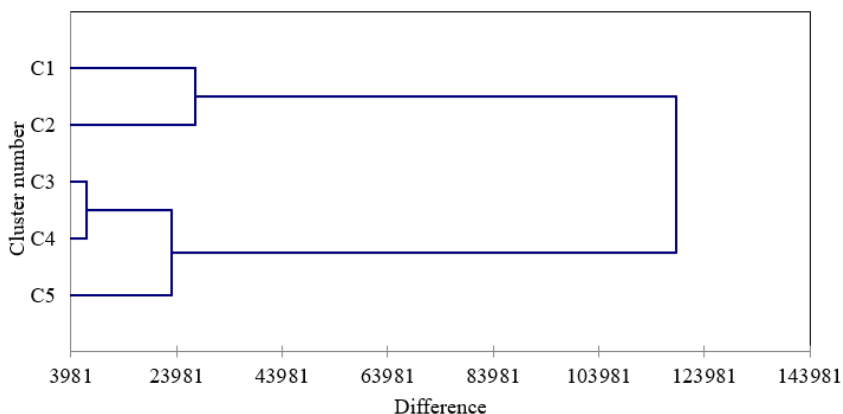


Fig. 3.20. Wolfram Hierarchical Cluster Analysis

In a study conducted in Sweden, tungsten concentrations increased in winter but were much lower in summer. Average tungsten values in road runoff in winter were $9.18 \mu\text{g/l}$, in summer $1.06 \mu\text{g/l}$ in Svaneberg town, in Norsholm town they were $0.58 \mu\text{g/l}$ in summer, and $5.77 \mu\text{g/l}$ in winter. Tungsten is often neglected in road runoff studies, although it is often used in tire studs (Bäckström et al., 2003). Our study shows the significant impact of transport corridors, especially high risk of contamination with tungsten appears in the main transit direction to Lithuania, where the highest tungsten concentrations appear at the border of the settlement, rapid braking and starting, where the median value in 2022 was $4.406 \mu\text{g/l}$.

The minimum, maximum, average and median values of tungsten are summarized in table 3.7. The results were obtained after cluster analysis for the city of Jelgava for 2022 and 2023.

Bourcier et al. In a 1980 study, tungsten was $15,000 \mu\text{g/l}$ in stormwater samples from roads containing street dust (Bourcier et al., 1980). In the city of Jelgava, dust is regularly collected from asphalted streets. The study shows that unpaved streets are at high risk of tungsten contamination. Tungsten concentrations in melted snow samples collected in Poland at different locations were $1.70 \mu\text{g/l}$ at the airport, $2.59 \mu\text{g/l}$ near the highway and $1.93 \mu\text{g/l}$ 1.5 m from the entrance in the parking lot (Adamiec et al., 2013). In the study conducted in the city of Jelgava, in 2022 and 2023, the average tungsten concentration ranged from $0.072 \mu\text{g/l}$ to $4.352 \mu\text{g/l}$ (see Fig. 3.21).

Table 3.7. Wolfram descriptive statistics by cluster

Cluster	Minimum (µg/l)	Maximum (µg/l)	Average (µg/l)	Median (µg/l)	Risk level
2022 1	0.050	1.009	0.093	0.050	Low risk
2022 2	4.165	4.483	4.352	4.406	Very high risk
2022 3	0.050	0.310	0.087	0.050	Medium risk
2022 4	0.050	0.288	0.072	0.050	Moderately high risk
2022 5	0.050	0.050	0.050	0.050	High risk
2023 1	0.050	0.250	0.144	0.143	Low risk
2023 2	0.260	0.280	0.270	0.270	Very high risk
2023 3	0.290	0.520	0.405	0.405	Medium risk
2023 4	0.530	0.740	0.635	0.635	Moderately high risk
2023 5	0.750	0.990	0.870	0.870	High risk

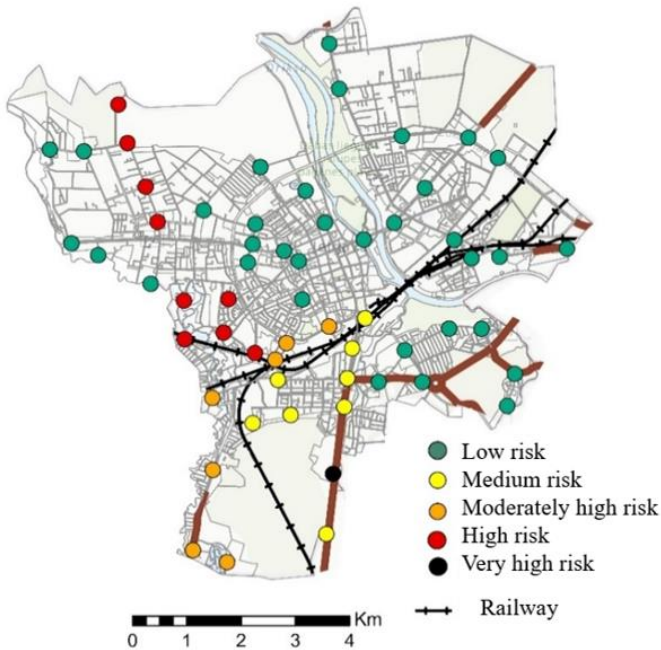


Fig. 3.21. Tungsten prevalence in Jelgava, looking at risk levels

4. CONCLUSIONS AND PROPOSALS

1. In the world, several groups of scientists conduct research to determine the air pollution of heavy metals and solid particles (PM) suspended in the air, however, it should be mentioned that these studies are fragmentary, focused on a specific type of pollution and do not reflect the urban environment as a complex and complex source of air pollution.
2. In the city of Jelgava, a long-term and short-term pollution monitoring network has been approved and established, allowing the dynamics of air pollution in time and space to be assessed. A database has been created containing concentrations of chemical elements in snow in 60 plots from 2018 to 2024.
3. Jelgava city has a very wide range of air pollution with heavy metals, zinc (Zn) concentrations vary from 0.007-1002.1 µg/l, copper (Cu) concentrations vary from 0-829.50 µg/l, nickel (Ni) concentrations vary from 0.0005 -40.40 µg/l, lead (Pb) concentrations range from 0.7-62.97 µg/l, manganese (Mn) concentrations range from 5.9-1357.0 µg/l, aluminum concentrations range from 0.01-1183.66 µg/l.
4. The spatial analysis of the distribution of air pollution with chemical elements shows that transport corridors are one of the main factors that determine the spatial distribution of pollution in the city.
5. For the identification of air pollution sources, it is necessary to use several statistical methods in combination with spatial analysis using GIS. According to the Kruskal-Wallis test, copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), manganese (Mn) and zinc (Zn) produced significant differences between distance groups with a p value < 0.0001.
6. In the doctoral thesis, the first step in the air pollution risk assessment procedure established by the World Health Organization, which is related to pollution concentrations and the risk of their spatial spread, is to be carried out. The next steps can be carried out by specialists in the field of medical sciences.
7. It is necessary to continue the research and analyze the sources of increased concentrations of chemical substances, which is a very difficult and complex task, because the urban environment has a whole series of point and diffuse pollution sources, which are variable in time and space, and which affect the spatial distribution of pollution, as well as city structures , both global and local climate.

IZMANTOTĀS LITERATŪRAS SARAKSTS / *REFERENCES*

- Adamiec, E., Wieszała, R., Strzebońska, M., & Jarosz-Krzemińska, E. (2013). An attempt to identify traffic related elements in snow. *Geology, Geophysics & Environment*, 39(4), 317.
<https://doi.org/10.7494/geol.2013.39.4.317>
- Alasfar, R. H., & Isaifan, R. J. (2021). Aluminum environmental pollution: the silent killer. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(33), 44587–44597. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14700-0>
- 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>
- Apegyei, E., Bank, M. S., & Spengler, J. D. (2011). Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment*, 45(13), 2310–2323.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015>
- Arnalds, O. (2010). Dust sources and deposition of aeolian materials in Iceland. *Icelandic Agricultural Sciences*, 23(1), 3-21.
- Attanayaka, A. N. P. M., & Wijeyaratne, S. C. (2013). Corticolous lichen diversity, a potential indicator for monitoring air pollution in tropics. *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka*, 41(2), 131–140.
<https://doi.org/10.4038/jnsfsr.v41i2.5707>
- Bäckström M., Nilsson U., Håkansson K., Allard B., Karlsson S., Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition, *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 147, pp 343–366, 2003.
- Bartell, S. M. (2008). Ecological Risk Assessment, *Encyclopedia of Ecology*, pp.1097-1101
- Battista, G., & de Lieto Vollaro, R. (2017). Correlation between air pollution and weather data in urban areas: Assessment of the city of Rome (Italy) as spatially and temporally independent regarding pollutants. *Atmospheric Environment*, 165, 240–247.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.050>
- Beck, U. (1995). *Ecological Enlightenment: Essays on the Politics of the Risk Society*. New Jersey: Humanities Press.
- Bourcier D. R., Hindin E., Cook J. C., Titanium and tungsten in highway runoff at Pullman, *International Journal of Environmental Studies*, vol. 15:2, pp 145-149, 1980.
- Brabec, J. L., Wright, J., Ly, T., Wong, H. T., McClimans, C. J., Tokarev, V., Lamendella, R., Sherchand, S., Shrestha, D., Uprety, S., Dangol, B.,

- Tandukar, S., Sherchand, J. B., & Sherchan, S. P. (2020). Arsenic disturbs the gut microbiome of individuals in a disadvantaged community in Nepal. *Heliyon*, 6(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03313>
- Briška, I. (2013). EKOLOĢISKIE RISKI LATVIJAS IEDZĪVOTĀJU VĒRTĒJUMĀ. Promocijas darba kopsavilkums. <https://doi.org/10.25143/prom-rsu>
- Bučko, M. S., Magiera, T., Johanson, B., Petrovský, E., & Pesonen, L. J. (2011). Identification of magnetic particulates in road dust accumulated on roadside snow using magnetic, geochemical and micro-morphological analyses. *Environmental Pollution*, 159(5), 1266–1276. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.030>
- Cadelis, G., Tourres, R., & Molinie, J. (2014). Short-term effects of the particulate pollutants contained in Saharan dust on the visits of children to the emergency department due to asthmatic conditions in Guadeloupe (French archipelago of the Caribbean). *PLoS ONE*, 9(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091136>
- Cariolet, J. M., Colombert, M., Vuillet, M., & Diab, Y. (2018). Assessing the resilience of urban areas to traffic-related air pollution: Application in Greater Paris. *Science of the Total Environment*, 615, 588–596. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.334>
- Cereceda-Balic, F., Palomo-Marín, M. R., Bernalte, E., Vidal, V., Christie, J., Fadic, X., Guevara, J. L., Miro, C., & Pinilla Gil, E. (2012). Impact of Santiago de Chile urban atmospheric pollution on anthropogenic trace elements enrichment in snow precipitation at Cerro Colorado, Central Andes. *Atmospheric Environment*, 47, 51–57. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.045>
- Chen, Y., Cao, F., Xiao, J. P., Fang, X. Y., Wang, X. R., Ding, L.H., Wang, D.G., Pan, H. F. (2021). Emerging role of air pollution in chronic kidney disease. *Environmental Science and Pollution Research International*, 28, 52610–52624.
- Chen, Y., Jiang, X., Wang, Y., & Zhuang, D. (2018). Spatial characteristics of heavy metal pollution and the potential ecological risk of a typical mining area: A case study in China. *Process Safety and Environmental Protection*, 113, 204–219. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.10.008>
- Cosselman, K. E., Navas-Acien, A., & Kaufman, J. D. (2015). Environmental factors in cardiovascular disease. In *Nature Reviews Cardiology* (Vol. 12, Issue 11, pp. 627–642). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/nrcardio.2015.152>
- D'Amato, G., Baena-Cagnani, C. E., Cecchi, L., Annesi-Maesano, I., Nunes, C., Ansotegui, I., D'Amato, M., Liccardi, G., Sofia, M., & Canonica, W. G. (2013). Climate change, air pollution and extreme events leading to

- increasing prevalence of allergic respiratory diseases. In *Multidisciplinary Respiratory Medicine* (Vol. 8, Issue 2). BioMed Central Ltd. <https://doi.org/10.1186/2049-6958-8-12>
- Deng, Z., Chen, F., Zhang, M., Lan, L., Qiao, Z., Cui, Y., An, J., Wang, N., Fan, Z., Zhao, X., & Li, X. (2016). Association between air pollution and sperm quality: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 208, 663–669. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.044>
- Dossi, C., Ciceri, E., Giussani, B., Pozzi, A., Galgaro, A., Viero, A., & Viganò, A. (2007). Water and snow chemistry of main ions and trace elements in the karst system of Monte Pelmo massif (Dolomites, Eastern Alps, Italy). *Marine and Freshwater Research*, 58(7), 649–656. <https://doi.org/10.1071/MF06170>
- Elten, M., Benchimol, E. I., Fell, D. B., Kuenzig, M. E., Smith, G., Chen, H., Kaplan, G. G., & Lavigne, E. (2020). Ambient air pollution and the risk of pediatric-onset inflammatory bowel disease: A population-based cohort study. *Environment International*, 138. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105676>
- Engelhard, C., De Toffol, S., Lek, I., Rauch, W., & Dallinger, R. (2007). Environmental impacts of urban snow management - The alpine case study of Innsbruck. *Science of the Total Environment*, 382(2–3), 286–294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.008>
- European Environment Agency (EEA). (2018). Assessing the risks to health from air pollution. 1–9. <https://doi.org/doi:10.2800/968750>
- Eurostat, 2023. Urban-rural Europe – introduction, https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Urban-rural_Europe_-_introduction
- Faiz, Y., Tufail, M., Javed, M. T., Chaudhry, M. M., & Naila-Siddique. (2009). Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. *Microchemical Journal*, 92(2), 186–192. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.03.009>
- Feng, W., Guo, Z., Peng, C., Xiao, X., Shi, L., Zeng, P., Ran, H., & Xue, Q. (2019). Atmospheric bulk deposition of heavy metal(loid)s in central south China: Fluxes, influencing factors and implication for paddy soils. *Journal of Hazardous Materials*, 371(January), 634–642. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.090>
- Forte, G., Bocca, B., Peruzzu, A., Tolu, F., Asara, Y., Farace, C., Oggiano, R., & Madeddu, R. (2013). Blood metals concentration in type 1 and type 2 diabetics. *Biological Trace Element Research*, 156(1–3), 79–90. <https://doi.org/10.1007/s12011-013-9858-6>
- Franklin, B. A., Brook, R., & Arden Pope, C. (2015). Air pollution and cardiovascular disease. *Current Problems in Cardiology*, 40(5), 207–238.

- <https://doi.org/10.1016/j.cpcardiol.2015.01.003>
- Furberg, A., Arvidsson, R., & Molander, S. (2019). Dissipation of tungsten and environmental release of nanoparticles from tire studs: A Swedish case study. *Journal of Cleaner Production*, 207, 920–928. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.004>
- Gao X., Yuan B., Yu Q.L., Brouwers H.J.H., Characterization and application of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash and waste granite powder in alkali activated slag, *Journal of Cleaner Production*, vol. 164, pp 410–419, 2017
- Garcia, C. A., Yap, P. S., Park, H. Y., & Weller, B. L. (2016). Association of long-term PM_{2.5} exposure with mortality using different air pollution exposure models: Impacts in rural and urban California. *International Journal of Environmental Health Research*, 26(2), 145–157. <https://doi.org/10.1080/09603123.2015.1061113>
- Gary J Fosmire. (1990). Zinc toxicity. 51, 225–227.
- Ghosh, R., Causey, K., Burkart, K., Wozniak, S., Cohen, A., & Brauer, M. (2021). Ambient and household PM_{2.5} pollution and adverse perinatal outcomes: A meta-regression and analysis of attributable global burden for 204 countries and territories. *PLoS Medicine*, 18(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1003718>
- Grīnfeldē, I., Straupe, I., Rums, O., Trifan, A., Pilecka, J., Valujeva, K., Kalnins, V. (2017). Pilsētvides kvalitātes izvērtēšana un gaisa piesārņojuma zonējuma izstrādāšana Jelgavas pilsētas administratīvajai teritorijai. Gala atskaite.
- Hayes, R. B., Lim, C., Zhang, Y., Cromar, K., Shao, Y., Reynolds, H. R., Silverman, D. T., Jones, R. R., Park, Y., Jerrett, M., Ahn, J., & Thurston, G. D. (2020). PM_{2.5} air pollution and cause-specific cardiovascular disease mortality. *International Journal of Epidemiology*, 49(1), 25–35. <https://doi.org/10.1093/ije/dyz114>
- Hildemann, L. M., Markowski, G. R., & Cass, G. R. (1991). Chemical Composition of Emissions from Urban Sources of Fine Organic Aerosol. *Environmental Science and Technology*, 25(4), 744–759. <https://doi.org/10.1021/es00016a021>
- Hoodaji, M., Ataabadi, M., & Najafi, P. (2012). Biomonitoring of Airborne Heavy Metal Contamination. *Air Pollution - Monitoring, Modelling, Health and Control*. <https://doi.org/10.5772/32963>
- Horwell, C. J., Sargent, P., Andronico, D., Castro, M. D. Lo, Tomatis, M., Hillman, S. E., & Michnowicz, S. A. K. (2017). The iron-catalysed surface reactivity and health-pertinent physical characteristics of explosive volcanic ash from Mt. Etna, Italy. *Journal of Applied Volcanology*, 6:12. <https://doi.org/10.1186/s13617-017-0063-8>

- IARC. (2015). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Outdoor Air Pollution. In IARC monographs (Vol. 109). ISBN: 978-92-832-0147-2
- Jelgavas pilsētas pašvaldība. (2017). Jelgavas pilsētas teritorijas plānojuma 2009.-2021.gadam grozījumi. 1–21. https://www.jelgava.lv/wp-content/uploads/2023/03/23112017_paskaidrojuma_raksts_grozijumi.pdf
- Jumaah, H. J., Ameen, M. H., Kalantar, B., Rizeei, H. M., & Jumaah, S. J. (2019). Air quality index prediction using IDW geostatistical technique and OLS-based GIS technique in Kuala Lumpur, Malaysia. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 10(1), 2185–2199. <https://doi.org/10.1080/19475705.2019.1683084>
- Kampa, M., & Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. In *Environmental Pollution* (Vol. 151, Issue 2, pp. 362–367). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>
- Kikaj, D., Chambers, S. D., Crawford, J., Kobal, M., Gregorič, A., & Vaupotič, J. (2023). Investigating the vertical and spatial extent of radon-based classification of the atmospheric mixing state and impacts on seasonal urban air quality. *Science of the Total Environment*, 872. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162126>
- Kim, J. B., Prunicki, M., Haddad, F., Dant, C., Sampath, V., Patel, R., Smith, E., Akdis, C., Balmes, J., Snyder, M. P., Wu, J. C., & Nadeau, K. C. (2020). Cumulative lifetime burden of cardiovascular disease from early exposure to air pollution. In *Journal of the American Heart Association* (Vol. 9, Issue 6). American Heart Association Inc. <https://doi.org/10.1161/JAHA.119.014944>
- Kularatne, K. I. A., & De Freitas, C. R. (2013). Epiphytic lichens as biomonitors of airborne heavy metal pollution. *Environmental and Experimental Botany*, 88, 24–32. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.02.010>
- Kuoppamäki, K., Setälä, H., Rantalainen, A. L., & Kotze, D. J. (2014). Urban snow indicates pollution originating from road traffic. *Environmental Pollution*, 195, 56–63. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.08.019>
- Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVĢMC). Pieejams: <https://www.meteo.lv/meklet/?q=klimats>
- Leblanc, F., & DeSloover, J. (1970). Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canadian Journal of Botany*. 48(8): 1485-1496. <https://doi.org/10.1139/b70-224>
- Levy, R. J. (2015). Carbon monoxide pollution and neurodevelopment: A public health concern. In *Neurotoxicology and Teratology* (Vol. 49, pp. 31–40). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/j.ntt.2015.03.001>
- Li, Z., Feng, X., Li, G., Bi, X., Zhu, J., Qin, H., Dai, Z., Liu, J., Li, Q., & Sun,

- G. (2013). Distributions, sources and pollution status of 17 trace metal/metalloids in the street dust of a heavily industrialized city of central China. *Environmental Pollution*, 182, 408–416. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.041>
- Lin, S. Y., Yang, Y. C., Chang, C. Y. Y., Lin, C. C., Hsu, W. H., Ju, S. W., Hsu, C. Y., & Kao, C. H. (2019). Risk of polycystic ovary syndrome in women exposed to fine air pollutants and acidic gases: A nationwide cohort analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(23). <https://doi.org/10.3390/ijerph16234816>
- Liu, K., Hou, S., Wu, S., Zhang, W., Zou, X., Yu, J., Song, J., Sun, X., Huang, R., Pang, H., & Wang, J. (2021). Assessment of heavy metal contamination in the atmospheric deposition during 1950–2016 A.D. from a snow pit at Dome A, East Antarctica. *Environmental Pollution*, 268, 115848. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115848>
- Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J., & Zhai, Y. (2009). Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2–3), 1058–1062. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.052>
- Mahalingaiah, S., Hart, J. E., Laden, F., Farland, L. V., Hewlett, M. M., Chavarro, J., Aschengrau, A., & Missmer, S. A. (2016). Adult air pollution exposure and risk of infertility in the Nurses' Health Study II. *Human Reproduction*, 31(3), 638–647. <https://doi.org/10.1093/humrep/dev330>
- Mateos, A. C., & González, C. M. (2016). Physiological response and sulfur accumulation in the biomonitor *Ramalina celastri* in relation to the concentrations of SO₂ and NO₂ in urban environments. *Microchemical Journal*, 125, 116–123. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2015.11.025>
- Mijić, Z., Stojić, A., Perišić, M., Rajšić, S., Tasić, M., Radenković, M., & Joksić, J. (2010). Seasonal variability and source apportionment of metals in the atmospheric deposition in Belgrade. *Atmospheric Environment*, 44(30), 3630–3637. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.06.045>
- Morris, R. H., Counsell, S. J., McGonnell, I. M., & Thornton, C. (2021). Early life exposure to air pollution impacts neuronal and glial cell function leading to impaired neurodevelopment. In *BioEssays* (Vol. 43, Issue 9). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/bies.202000288>
- Mortazavi, R., Attiya, S., & Ariya, P. A. (2019). Diversity of metals and metal-interactive bacterial populations in different types of Arctic snow and frost flowers: Implications on snow freeze-melt processes in a changing climate. *Science of the Total Environment*, 690, 277–289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.350>
- Ochoa-Hueso, R., Munzi, S., Alonso, R., Arróniz-Crespo, M., Avila, A., Bermejo, V., Bobbink, R., Branquinho, C., Concostrina-Zubiri, L., Cruz,

- C., Cruz de Carvalho, R., De Marco, A., Dias, T., Elustondo, D., Elvira, S., Estébanez, B., Fusaro, L., Gerosa, G., Izquieta-Rojano, S., ... Theobald, M. R. (2017). Ecological impacts of atmospheric pollution and interactions with climate change in terrestrial ecosystems of the Mediterranean Basin: Current research and future directions. In *Environmental Pollution* (Vol. 227, pp. 194–206). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.062>
- Oficiālās statistikas portāls. (2023). Iedzīvotāju skaits gada sākumā, tā izmaiņas un dabiskās kustības galvenie rādītāji reģionos, pilsētās un novados 2012 – 2023. Pieejams: https://data.stat.gov.lv/pxweb/lv/OSP_PUB/START_POP_IR_IRS/IR_S031
- Okoye, O. C., Carnegie, E., & Mora, L. (2022). Air Pollution and Chronic Kidney Disease Risk in Oil and Gas- Situated Communities: A Systematic Review and Meta-Analysis. In *International Journal of Public Health* (Vol. 67). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/ijph.2022.1604522>
- Orlova, K. N., Pietkova, I. R., & Borovikov, I. F. (2015). Analysis of air pollution from industrial plants by lichen indication on example of small town. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 91(1). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/91/1/012072>
- Pacyna, E. G., Pacyna, J. M., & Pirrone, N. (2001). European emissions of atmospheric mercury from anthropogenic sources in 1995. *Atmospheric Environment*, 35(17), 2987–2996. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00102-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00102-9)
- Peltola, P., & Wikström, E. (2006). Tyre stud derived tungsten carbide particles in urban street dust. *Boreal Environment Research*, 11(3), 161–168
- PILECKA, J., GRINFELDE, I., STRAUPE, I., & PURMALIS, O. (2018). THE ANTHROPOGENIC AIR POLLUTION SOURCE IDENTIFICATION IN URBAN AREAS USING SNOW SAMPLING. <https://doi.org/10.15544/rd.2017.180>
- Pilecka, J., Grinfelde, I., Valujeva, K., Straupe, I., Purmalis, O. (2017). Heavy metal concentration and distribution of snow and Lichea samples in urban area: Case study of Jelgava. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM* Volume 17, Issue 41, Pages 459 – 466,
- Pilecka-Uļčugačeva, J. (2024a). “2017 snow data in the city of Jelgava”, Mendelej Data, V1, Pieejams: <https://data.mendeley.com/datasets/93k8v674fg/1>
- Pilecka-Uļčugačeva, J. (2024b). “2018 snow data in the city of Jelgava”, Mendelej Data, V1, Pieejams: <https://data.mendeley.com/datasets/zf2bcv62vw/1>

- Pilecka-Uļčugačeva, J. (2024c). “2019 snow data in the city of Jelgava”,
Mendeley Data, V1, Pieejams:
<https://data.mendeley.com/datasets/xs3d7kkn9z/1>
- Pilecka-Uļčugačeva, J. (2024d). “2021 snow data in the city of Jelgava”,
Mendeley Data, V1, Pieejams:
<https://data.mendeley.com/datasets/2y6vwhw389/1>
- Pilecka-Uļčugačeva, J. (2024e). “2022 snow data in the city of Jelgava”,
Mendeley Data, V1, Pieejams:
<https://data.mendeley.com/datasets/9k6pwfyxh/1>
- Pilecka-Uļčugačeva, J. (2024f). “2023 snow data in the city of Jelgava”,
Mendeley Data, V1, Pieejams:
<https://data.mendeley.com/datasets/y8445nryvr/1>
- Pilecka-Uļčugačeva, J. (2024g). “2024 snow data in the city of Jelgava”,
Mendeley Data, V1, Pieejams:
<https://data.mendeley.com/datasets/sy3xbyhpd5/1>
- Power, M. C., Adar, S. D., Yanosky, J. D., & Weuve, J. (2016). Exposure to air pollution as a potential contributor to cognitive function, cognitive decline, brain imaging, and dementia: A systematic review of epidemiologic research. *NeuroToxicology*, 56, 235–253.
<https://doi.org/10.1016/j.neuro.2016.06.004>
- Qian, H., Xu, Q., Yan, W., Fan, Y., Li, Z., Tao, C. Zhang, F., Lu, C. (2021). Association between exposure to ambient air pollution and semen quality in adults: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 10792–10801
- Querol, X., Pey, J., Pandolfi, M., Alastuey, A., Cusack, M., Pérez, N., Moreno, T., Viana, M., Mihalopoulos, N., Kallos, G., Kleanthous, S. (2009). African dust contributions to mean ambient PM 10 mass-levels across the Mediterranean Basin. *Atmospheric Environment*, 43, 4266–4277.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.013>
- Rodella, N., Bosio, A., Dalipi, R., Zacco, A., Borgese, L., Depero, L. E., & Bontempi, E. (2017). Waste silica sources as heavy metal stabilizers for municipal solid waste incineration fly ash. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S3676–S3681. <https://doi.org/10.1016/j.arabjch.2014.04.006>
- Rudel, R. A., & Perovich, L. J. (2009). Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment*, 43(1), 170–181.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.025>
- Selevan, S. G., Borkovec, L., Slott, V. L., Zudová, Z., ě Rubes, J., Evenson, D. P., & Perreault, S. D. (2000). *Environmental Health Perspectives* • VOLUME (Vol. 108, Issue 9).
<http://ehpnet1.niehs.nih.gov/docs/2000/108p887-894selevan/abstract.html>

- She, Q., Peng, X., Xu, Q., Long, L., Wei, N., Liu, M., Han, J., Xiang, W., Peng, X., Jia, W., & Zhou, T. (2017). Air quality and its response to satellite-derived urban form in the Yangtze River Delta, China. *Ecological Indicators*, 75, 297–306. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.045>
- Sillanpää, N., & Koivusalo, H. (2013). Catchment-scale evaluation of pollution potential of urban snow at two residential catchments in southern Finland. *Water Science and Technology*, 68(10), 2164–2170. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.466>
- Sofowote, U. M., Di Federico, L. M., Healy, R. M., Debosz, J., Su, Y., Wang, J., & Munoz, A. (2019). Heavy metals in the near-road environment: Results of semi-continuous monitoring of ambient particulate matter in the greater Toronto and Hamilton area. *Atmospheric Environment: X*, 1(December 2018), 100005. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2019.100005>
- Spurrier, J. D. (2006). Additional tables for Steel-Dwass-Critchlow-Fligner distribution-free multiple comparisons of three treatments. *Communications in Statistics: Simulation and Computation*, 35(2), 441–446. <https://doi.org/10.1080/03610910600591834>
- Squitti, R., Negrouk, V., Perera, M., Llabre, M. M., Ricordi, C., Rongioletti, M. C. A., & Mendez, A. J. (2019). Serum copper profile in patients with type 1 diabetes in comparison to other metals. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 56, 156–161. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.08.011>
- Sun, C., Luo, Y., & Li, J. (2018). Urban traffic infrastructure investment and air pollution: Evidence from the 83 cities in China. *Journal of Cleaner Production*, 172, 488–496. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.194>
- Tanona, M., & Czarnota, P. (2020). Index of Atmospheric Purity reflects the ecological conditions better than the environmental pollution in the Carpathian forests. *Journal of Mountain Science*, 17(11), 2691–2706. <https://doi.org/10.1007/s11629-020-6266-1>
- Telmer, K., Bonham-Carter, G. F., Kliza, D. A., & Hall, G. E. M. (2004). The atmospheric transport and deposition of smelter emissions: Evidence from the multi-element geochemistry of snow, Quebec, Canada. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68(14), 2961–2980. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2003.12.022>
- Tsai, Y. I., Kuo, S. C., Young, L. H., Hsieh, L. Y., & Chen, P. T. (2014). Atmospheric dry plus wet deposition and wet-only deposition of dicarboxylic acids and inorganic compounds in a coastal suburban environment. *Atmospheric Environment*, 89, 696–706. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.013>
- Turap, Y., Talifu, D., Wang, X., Abulizi, A., Maihemuti, M., Tursun, Y., Ding, X., Aierken, T., & Rekefu, S. (2019). Temporal distribution and source

- apportionment of PM2.5 chemical composition in Xinjiang, NW-China. *Atmospheric Research*, 218(November 2018), 257–268. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.12.010>
- United Nations. (2018). 68% of the world population projected to live in urban areas by 2050, says UN. UNITED NATIONS. Pieejams: <https://www.un.org/development/desa/en/news/population/2018-revision-of-world-urbanization-prospects.html>
- Vasić M.V., Mihailović A., Kozmidis-Luburić U., Nemes T., Ninkov J., Zeremski-Škorić T., Antić B., Metal contamination of short-term snow cover near urban crossroads: Correlation analysis of metal content and fine particles distribution, *Chemosphere*, vol. 86/issue 6, pp 585 – 592, 2012.
- Veyseyre, A., Moutard, K., Ferrari, C., Velde, K. Van de, Barbante, C., Cozzi, G., Capodaglio, G., & Boutron, C. (2001). Heavy metals in fresh snow collected at different altitudes in the Chamonix and Maurienne valleys, French Alps: Initial results. *Atmospheric Environment*, 35(2), 415–425. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00125-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00125-4)
- Wahab, M. I. A., Razak, W. M. A. A., Sahani, M., & Khan, M. F. (2020). Characteristics and health effect of heavy metals on non-exhaust road dusts in Kuala Lumpur. *Science of the Total Environment*, 703, 135535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135535>
- White, A. J., Keller, J. P., Zhao, S., Carroll, R., Kaufman, J. D., & Sandler, D. P. (2019). Air pollution, clustering of particulate matter components, and breast cancer in the sister study: A U.S.-wide cohort. *Environmental Health Perspectives*, 127(10). <https://doi.org/10.1289/EHP5131>
- World Bank. (2023). Urban Development. The World Bank. Pieejams: <https://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/overview>
- World Health Organization. (2016). Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. september 2016, 1–132. <https://doi.org/https://doi.org/10.17159/2410-972X/2016/v26n2a4>
- World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines.
- Xie, X., Huang, Z., Wang, J.S., Xie, Z., 2005. The impact of solar radiation and street layout on pollutant dispersion in street canyon, *Building Environment*, 40:201–212.
- Xu, C., Wang, J., Hu, M., & Wang, W. (2022). A new method for interpolation of missing air quality data at monitor stations. *Environment International*, 169(May), 107538. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107538>
- Xu, R., Zhong, Y., Li, R., Li, Y., Zhong, Z., Liu, T., Wang, Q., Lv, Z., Huang, S., Duan, Y. G., Zhang, X., & Liu, Y. (2023). Association between exposure to ambient air pollution and semen quality: A systematic review and meta-analysis. In *Science of the Total Environment* (Vol. 870). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161892>

- Xu, X., Nie, S., Ding, H., & Hou, F. F. (2018). Environmental pollution and kidney diseases. In *Nature Reviews Nephrology* (Vol. 14, Issue 5, pp. 313–324). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/nrneph.2018.11>
- Xue, H., Chen, W., Li, M., Liu, B., Li, G., & Han, X. (2020). Assessment of major ions and trace elements in snow: A case study across northeastern China, 2017–2018. *Chemosphere*, 251, 126328. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126328>
- Zare Sakhvidi, M. J., Lequy, E., Goldberg, M., & Jacquemin, B. (2020). Air pollution exposure and bladder, kidney and urinary tract cancer risk: A systematic review. In *Environmental Pollution* (Vol. 267). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115328>
- Zhang, J., Cai, Z., Ma, C., Xiong, J., & Li, H. (2020). Impacts of Outdoor Air Pollution on Human Semen Quality: A Meta-Analysis and Systematic Review. *BioMed Research International*, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/7528901>