

DAUGAVPILS UNIVERSITĀTE
DZĪVĪBAS ZINĀTŅU UN TEHNOLOĢIJU INSTITŪTS



MARTA BARONE

**LATVIJAS ŪDENS EKOSISTĒMU MIKROPLASTMASAS PIESĀRŅOJUMA
RAKSTUROJUMS**

PROMOCIJAS DARBS

Zinātniskā doktora grāda (*PhD.*) dabaszinātnēs iegūšanai
(bioloģijas nozarē, ekoloģijas apakšnozarē)

Promocijas darba zinātniskā vadītāja:

Dr. biol. Inta Dimante-Deimantoviča

Daugavpils, 2025

Promocijas darbs ir izstrādāts: Daugavpils Universitātes aģentūrā “Latvijas Hidroekoloģijas institūts” laika posmā no 2021. gada līdz 2024. gadam.

Doktora studiju programma: Bioloģija, ekoloģijas apakšnozare

Promocijas darba forma: Zinātnisko publikāciju kopa

Promocijas darba zinātniskā vadītāja: Dr. biol., viesdocente Inta Dimante-Deimantoviča (Daugavpils Universitāte, Daugavpils, Latvija)

Promocijas darba recenzenti:

Dr. biol., prof. Artūrs Škute, Daugavpils Universitāte

Dr. habil. chem., prof. Māris Kļaviņš, Latvijas Universitāte

Dr. rer. nat. Martin G. J. Löder, Baireitas Universitāte

Promocijas padomes priekšsēdētājs: Dr. biol. prof. Arvīds Barševskis

Darba aizstāvēšana notiks: Daugavpils Universitātes Bioloģijas nozares promocijas padomes atklātā sēdē 2025. gada 30. jūnijā plkst. 12:00, Daugavpils Universitātē, Daugavpilī, Parādes ielā 1A, 130. auditorijā.

Ar promocijas darbu un tā kopsavilkumu var iepazīties Daugavpils Universitātes Bibliotēkā, Parādes ielā 1A, Daugavpilī (Latvija) un Daugavpils Universitātes mājaslapā www.du.lv

Atsauksmes sūtīt: promocijas darba sekretārei Parādes iela 1, Daugavpils, Latvija, LV-5401; mob. tālr. +371 26002593; e-pasts: jana.paidere@du.lv

Padomes sekretāre: Dr. Biol., pētniece Jana Paidere

Kopsavilkums

Mikroplastmasas piesārņojums ir salīdzinoši jauns un globāla mēroga izaicinājums. Tas uzkrājas vidē un pārvietojas barības ķēdē, radot potenciālus draudus kā ekosistēmām, tā dzīvo organismu, tai skaitā cilvēku, veselībai. Mikroplastmasas izplatībai nav robežu, un pēdējo gadu laikā šī piesārņotāja pētniecība ir kļuvusi īpaši nozīmīga, lai izprastu piesārņojuma avotus, apmēru, saistītos riskus un iespējamās risinājumus tā samazināšanai.

Tika veikts plašs pētījums, lai apzinātu mikroplastmasas piesārņojuma apmēru Latvijas teritorijas iekšzemes un jūras ūdeņos – jūras un ezeru ūdens virskārtā un nogulumos, upju ūdens virskārtā, kā arī ūdens un sauszemes mijiedarbības zonā – piekrastes pludmales smiltīs. Pētījuma kvalitātes nodrošināšanai tika izstrādāti ierosinājumi paraugu ievākšanas metodikas uzlabošanai un veikts eksperimentāls pētījums daļiņu atgūstamības novērtēšanai paraugu apstrādes laikā.

Pētījuma rezultāti liecina par mikroplastmasas sastopamību visās pētītajās vides matricās – gan virszemes ūdeņos un ūdens kolonnā, gan uz gultnes un piekrastē kopā ar dabiskajiem nogulumiem. Identificēto mikroplastmasas daļiņu koncentrācijas un īpašības dažādās matricās atšķirās. Vairums mikroplastmasas daļiņu bija no polietilēna vai polipropilēna polimēra ar izplatītāko formu – šķiedras un fragmenti. Tika novērots mikroplastmasas piesārņojuma koncentrāciju pieaugums līdz ar daļiņu izmēra samazināšanos. Tika konstatēts, ka uzkrājoties ūdenstilpju nogulumos, mikroplastmasas daļiņas laika gaitā var migrēt dziļāk nogulumos.

Iegūtie dati var tikt izmantoti kā bāzes informācija turpmākiem pētījumiem un modeļu simulācijām, mikroplastmasas piesārņojuma atšķirību novērtējumam starp reģioniem, paraugu ņemšanas vietām un laiku, mikroplastmasas piesārņojuma avotu un transporta ceļu identificēšanai, kā arī vides kvalitātes standartu references vērtību definēšanai.

Abstract

Microplastic pollution is a relatively new global environmental issue. It accumulates in the environment and moves through the food chain, creating potential threats to the health of ecosystems and living organisms, including humans. The transport of microplastics in the environment has no boundaries, and in recent years research on this pollutant has grown increasingly to understand the sources, extent, associated risks and possible solutions to reduce it.

An extensive study was conducted to identify the extent of microplastic pollution in the Latvian inland and marine ecosystems – lake and marine surface water and sediments, surface water of four major rivers flowing in the Gulf of Riga, as well as in the water and land interaction zone – sand of coastal beaches. In order to ensure the quality of the research, proposals were developed for improving the sample collection methodology, and an experimental assessment of microplastic particle recoverability during sample treatment was carried out.

The results of the study indicate the presence of microplastics in all studied environmental matrices – in surface waters, sediments and coast together with natural sediments. The concentrations and properties of the identified microplastic particles varied in different matrices; most microplastic particles were made of polyethylene or polypropylene polymer with the most common shape being fibres and fragments. An increase in microplastic contaminant concentrations was observed with decreasing particle size. Microplastic particles proved to be susceptible to downward vertical transport in lake sediments over time.

The obtained data can be used as baseline information for further studies and model simulations, for the assessment of differences in microplastic pollution between regions, sampling sites and time, to identify possible sources and transport routes of microplastic pollution, as well as to determine a reference value for the development of environmental quality standards.

Saturs

Ievads.....	7
Pētījumu rezultātu aprobācija	9
1. Mikroplastmasas piesārņojums	13
1.1. Mikroplastmasa vidē	15
1.2. Mikroplastmasas transports un uzkrāšanās ūdens ekosistēmās.....	16
1.3. Mikroplastmasas degradācija	18
1.4. Šķēršļi mikroplastmasas pētniecībā, normatīvie akti	20
2. Metodes	24
2.1. Pētījuma vietas apraksts	24
2.1.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)	24
2.1.2. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV).....	25
2.1.3. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)	26
2.1.4. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I).....	27
2.1.5. Mikroplastmasa jūras ūdens virskārtā (VI, VIII)	29
2.1.6. Mikroplastmasa jūras piekrastes pludmalēs (V)	30
2.2. Paraugu ievākšana	31
2.2.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)	31
2.2.2. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV).....	32
2.2.3. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)	32
2.2.4. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I).....	32
2.2.5. Mikroplastmasa jūras ūdens virskārtā (VI, VIII)	33
2.2.6. Mikroplastmasa jūras piekrastes pludmalēs (V)	33
2.3. Paraugu apstrāde.....	34
2.3.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)	36
2.3.2. Daļiņu atgūstamības novērtējums (VII)	36
2.3.3. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV).....	40
2.3.4. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)	41
2.3.5. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I).....	41
2.3.6. Jūras ūdens mikroplastmasa (VIII, VI)	42
2.3.7. Jūras piekrastes mikroplastmasa (V).....	42

2.4. Paraugu analīze.....	42
2.4.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)	42
2.4.2. Daļiņu atgūstamības novērtējums (VII)	43
2.4.3. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV).....	44
2.4.4. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)	45
2.4.5. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I).....	45
2.4.6. Jūras ūdens mikroplastmasa (VIII, VI)	46
2.4.7. Jūras piekrastes mikroplastmasa (V).....	47
3. Rezultāti.....	48
3.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)	48
3.2. Daļiņu atgūstamības novērtējums (VII)	49
3.3. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV).....	52
3.4. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)	55
3.5. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I).....	58
3.6. Jūras ūdens mikroplastmasa (VIII, VI)	65
3.7. Jūras piekrastes mikroplastmasa (V).....	70
4. Diskusija	75
4.1. Metodoloģijas novērtējums	75
4.2. Rezultātu interpretācija un salīdzinājums ar iepriekšējiem pētījumiem.....	78
4.3. Rekomendācijas monitoringa sistēmas izstrādei un turpmākai pētniecībai	84
Secinājumi	89
Pateicības	91
Izmantotie informācijas avoti	92

Ievads

Plastmasas polimēru ieviešana ir būtiski mainījusi cilvēku dzīvi, un pieprasījums pēc tiem eksponenciāli aug jau kopš plastmasas masveida ražošanas aizsākuma 1950. gados. Līdz ar pieprasījumu pēc plastmasas izstrādājumiem ir palielinājies arī nepienācīgi apsaimniekoto plastmasas atkritumu daudzums, kas, piemēram, jūras vidē veido līdz 85% no kopējā jūras atkritumu daudzuma. Viens no vidē sastopamās plastmasas veidiem ir mikroplastmasa, plastmasas daļiņas izmērā no 1 μm līdz 5 mm. Mikroplastmasas piesārņojums ir globāla problēma – mazā izmēra dēļ tas var tikt transportēts tūkstošiem kilometru attālumā uz vietām tālu no antropogēnās darbības centriem. Tam ir tendence uzkrāties sauszemes un ūdens ekosistēmās, tomēr esošās zināšanas par piesārņojuma izplatību, apjomu un potenciālajiem draudiem ir limitētas un neviennozīmīgas.

Gan starptautiskā, gan nacionālā mērogā tiek pieņemti normatīvie akti saistībā ar mikroplastmasas piesārņojuma apmēra apzināšanu un samazināšanu. Šis ir salīdzinoši jauns un neizprasts piesārņojuma veids, kura raksturošanai nav izveidota vienota metode, kā rezultātā dažādos pētījumos gūtie dati var nebūt savstarpēji salīdzināmi. Turklāt nav definētas mikroplastmasas piesārņojuma robežvērtības zinātnisko datu trūkuma dēļ. Latvijai saistošie normatīvie akti rosina veikt mikroplastmasas piesārņojuma pētījumus ūdens vidē. Upju baseinu apsaimniekošanas plānos rekomendēts īstenot mikroplastmasas piesārņojuma pētījumus un monitoringu saldūdeņos, lai noteiktu tā ietekmi uz organismiem un ūdeņu ekoloģisko kvalitāti; turpretim Latvijas Vides politikas pamatnostādņēs 2021.–2027. gadam iekļauta Vides monitoringa programma 2021.–2026. gadam, kurā ir definēti uzdevumi jūras atkritumu samazināšanai (Ministru kabinets, 2022). Programma paredz apzināt no sauszemes un upēm nesto cieto atkritumu (tai skaitā mikroplastmasas) slodzes un īstenot jūru piesārņojošo atkritumu monitoringu jūras ūdenī, nogulumos un piekrastē. Tāpat, līdz 2029. gadam nepieciešams nodrošināt informāciju par iespējamo apdraudējumu, kuru dzeramā ūdens avotiem rada mikroplastmasa (Official Journal of the European Union, 2020).

Mikroplastmasas monitoringa programmas nav izstrādātas zinātniskās informācijas trūkuma dēļ, tāpēc priekšizpētes veidā ir nepieciešams iegūt datus par mikroplastmasas piesārņojuma apjomu, izplatību, raksturojumu, avotiem, kā arī ietekmi uz sugām, biotopiem un ekosistēmu. Latvijas Hidroekoloģijas institūtā tiek veidota zinātnisko datu bāze, lai apzinātu jūras (ūdens virskārtas, piekrastes) un saldūdens (ūdens virskārta, nogulumi) mikroplastmasas piesārņojuma sākotnējo apmēru.

Izpratne par mikroplastmasas transporta īpatnībām, fragmentāciju un uzkrāšanos vidē ir nepilnīga. Šis ir pirmais pētījumu apkopojums, kas sniedz informāciju par mikroplastmasas piesārņojuma apmēru

un īpašībām Latvijas ūdens biotopos (ezeri, upes, jūra, piekraste), priekšlikumus paraugu ievākšanas un apstrādes kvalitātes paaugstināšanai un mikroplastmasas monitoringam ūdens biotopos. Iegūtie dati var kalpot kā pamata informācija Latvijas ūdeņu mikroplastmasas monitoringa programmas izstrādei un robežlielumu definēšanai.

Darba mērķis

Raksturot mikroplastmasas piesārņojumu Latvijas ūdens biotopos (jūrā, piekrastē, ezeros, upēs) un pilnveidot tā pētniecības metodes (paraugu ievākšana, apstrāde), lai nodrošinātu datus kā pamatu mikroplastmasas monitoringa programmas izstrādei un piesārņojuma robežlielumu priekšlikumu formulēšanai.

Darba uzdevumi

1. Pilnveidot mikroplastmasas paraugu ievākšanas un apstrādes metodes;
2. Raksturot mikroplastmasas piesārņojumu Latvijas ezeros – ūdens virskārtā un nogulumos;
3. Raksturot mikroplastmasas piesārņojumu Latvijas lielāko Rīgas līcī ieplūstošo upju ūdens virskārtā;
4. Raksturot mikroplastmasas piesārņojumu Latvijas jurisdikcijā esošos jūras ūdeņos – ūdens virskārtā un piekrastes nogulumos.

Darba struktūra

Literatūras apskatā izklāstīta informācija par mikroplastmasas piesārņojumu un to raksturojošajiem parametriem, transportu ūdens ekosistēmās un nepilnībām pētniecības metodēs. Pētījumā pielietotās paraugu ievākšanas, apstrādes un analīzes metodes aprakstītas atsevišķā nodaļā. Pētījuma rezultāti iedalīti 7 apakšnodaļās, no kurām katra apraksta atsevišķu pētījumu. Diskusijas sadaļā veikts izmantotās metodoloģijas novērtējums, rezultātu interpretācija un salīdzinājums ar iepriekšējiem pētījumiem, kā arī sniegtas rekomendācijas monitoringa sistēmas izstrādei un turpmākai pētniecībai. Darba noslēgumā apkopoti pētījumu secinājumi.

Pētījumu rezultātu aprobācija

Promocijas darbs ir balstīts uz publikācijām, kas disertācijas tekstā ir norādītas ar romiešu cipariem.

Zinātnisko publikāciju kopa

- I **Barone M.**, Svipta S., Bikše J., Dimante-Deimantovica I. Microplastics in FLOW: Seasonal patterns in major Latvian rivers. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 11, 101202. DOI: 10.1016/j.cscee.2025.101202
- II **Barone M.**, Antonsson E., Blache M., Buhhalko N., Mischke S., Saarni S., Svipta S., Dimante-Deimantovica I. Replicas for success – microplastics sampling strategy for low-polluted waterbodies. *ResearchSquare*. (2024). DOI: 10.21203/rs.3.rs-5266481/v1
- III **Barone M.**, Dimante-Deimantovica I., Busmane S., Koistinen A., Poikane R., Saarni S., Stivrins N., Tylmann W., Uurasjärvi E., Viksna A. What to monitor? Microplastics in a freshwater lake – From seasonal surface water to bottom sediments. *Environmental Advances*. 17 (2024). DOI: 10.1016/j.envadv.2024.100577
- IV Dimante-Deimantovica I., Saarni S., **Barone M.**, Buhhalko N., Stivrins N., Suhareva N., Tylmann W., Vianello A., Vollertsen J. Downward migrating microplastics in lake sediments is a tricky indicator for the onset of the Anthropocene. *Science Advances*. 10 (2024). DOI: 10.1126/sciadv.adi8136
- V Dimante-Deimantovica I., Bebrite A., Skudra M., Retiķe I., Viška M., Bikše J., **Barone M.**, Prokopovica A., Svipta A., Aigars J. The baseline for micro-and mesoplastic pollution in open Baltic Sea and Gulf of Riga beach. *Frontiers in Marine Science*. 10 (2023). DOI: 10.3389/fmars.2023.1251068
- VI **Barone M.**, Suhareva N., Aigars J., Putna-Nimane I., Dimante-Deimantovica I. Dataset on microplastic concentrations, characteristics, and chemical composition in the marine surface waters of Latvia – the Eastern Gotland basin and the Gulf of Riga. *Data in Brief*. 47 (2023), 108992. DOI: 10.1016/j.dib.2023.108992
- VII Dimante-Deimantovica I., Suhareva N., **Barone M.**, Putna-Nimane I., Aigars J. Hide-and-seek: Threshold values and contribution towards better understanding of recovery rate in microplastic research. *MethodsX*. 9 (2022), 101603. DOI: 10.1016/j.mex.2021.101603
- VIII Aigars J., **Barone M.**, Suhareva N., Putna-Nimane I., Dimante-Deimantovica I. Occurrence and spatial distribution of microplastics in the surface waters of the Baltic Sea and the Gulf of Riga. *Marine Pollution Bulletin*. 172 (2021), 112860. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112860

Autores ieguldījums (%) publikācijās

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Pētījuma dizaina izstrāde	50	50	10	20	30	30	40	30
Paraugu un datu iegūšana	35	35	20	40	30	100	80	100
Datu analīze un vizualizācija	100	20	100	10	10	100	5	20
Manuskripta sagatavošana	50	40	70	10	10	100	15	30

Citi izstrādātie darbi

Putna-Nimane, I., **Barone M.** HELCOM guidelines on monitoring of microlitter in the water column in the Baltic Sea. (2022), HELCOM.

Dimante-Deimantoviča, I., **Barone M.**, Suhareva N. Rekomendāciju izstrāde datu par mikroplastmasas piesārņojuma klātbūtni saldūdeņos ar dažādu aizsardzības un piesārņojuma pakāpi ieguvei un analīzei. Rekomendācijas/atskaite Latvijas vides aizsardzības fonda projektam. (2019).

Konferenču tēzes

Barone, M., Antonsson, E., Blache, M., Buhhalko, N., Mischke, S., Saarni, S., Svipsta, S., Dimante-Deimantovica, I. Replicating success: sampling microplastics in environments of low pollution levels. “Plastic pollution from macro to nano (MICRO 2024)”, 23 to 27 September 2024.

Barone, M. Small but mighty – microplastics in the environment. The international conference “Anthropogenic chemical pollutions impact on the Baltic Sea and its related ecosystems”, 2023. gada 11.-12. oktobris. Liepāja, Latvija

Svipsta S., **Barone M.**, Bebrīte A., Dimante-Deimantovica I. (2023) Rīgas līcī ieplūstošo latvijas upju ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojuma sezonālītātes novērtējums. Latvijas Universitātes 81. Starptautiskā zinātniskā konference "Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība", 2023. gada 20. aprīlis. Rīga, Latvija

Bebrīte A., **Barone M.**, Svipsta S., Vecmane E., Porkopovica A., Porkopovica U., Dimante-Deimantovica I. (2023) Mikroplastmasas piesārņojuma dinamika Baltijas jūras un Rīgas līča piekrastes smiltīs Latvijā – divu gadu salīdzinājums. Latvijas Universitātes 81. Starptautiskā zinātniskā konference "Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība", 2023. gada 15. marts. Rīga, Latvija

Barone M., Saarni S., Stivrins N., Uurasjaarvi E., Koistinen A., Tylmann W., Dimante-Deimantovica I. Understanding the path of microplastics in lake from surface water to sediments. International conference “Plastic pollution from macro to nano (MICRO 2022). Online Atlas edition”, 14 to 18 November 2022. sciencesconf.org:micro2022:426558

Barone M., Bebrite A., Porkopovica A., Svipsta S., Dimante-Deimantovica I. (2022) Citizen science project reveals micro and mesoplastics pollution throughout the coastline of Latvia. 12th international Micropol & Ecohazard Conference, 6 to 10 June 2022, Santiago de Compostela, Spain.

Bebrite A., **Barone M.**, Porkopovica A., Svipsta S., Dimante-Deimantovica I. (2022) Mikro un mezo plastmasas piesārņojums Baltijas jūras un Rīgas līča Latvijas piekrastes pludmales zonā. Latvijas Universitātes 80. starptautiskās zinātniskās konferences referātu tēzes. Rīga, Latvija.

Barone M., Aigars J., Suhareva N., Putna-Nimane I., Dimante-Deimantovica I. (2021) Occurrence and spatial distribution of microplastics in the surface waters of the Baltic Sea and the Gulf of Riga. Abstract book of 13th Baltic Sea Science Congress – understanding transitions on the Baltic Sea, 18 to 22 October 2021. Aarhus, Denmark.

Barone M., Robeznieks M., Lietina S., Borg Olesen K., Vianello A., Lanka A., Dimante-Deimantovica I. (2021) Continuous Microplastic Monitoring to Understand Microplastic Contamination and Its’ Seasonal Dynamics in Freshwater Ecosystem. Abstract Book of 12th Eastern European Young Water Professionals Conference IWA YWP, 31 March to 2 April 2021, Riga, Latvia.

Barone M., Putna-Nīmane I., Aigars J. (2021) Mikroplastmasas sastāva un telpiskās izplatības raksturojums Baltijas jūrā un Rīgas līcī. Latvijas Universitātes 79. starptautiskās zinātniskās konferences “Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne” referātu tēzes. 250 lpp. Rīga, Latvija.

Dimante-Deimantovica I., Buhhalko N., Stivrins N., Saarni S., **Barone M.**, Suhareva N., Vianello A., Tylmann W. (2021) Microplastic waste accumulation in lake sediments. Latvijas Universitātes 79. starptautiskās zinātniskās konferences “Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne” referātu tēzes. 250 lpp. Rīga, Latvija.

Barone M., Putna-Nimane I., Aigars J. (2019) The composition and distribution of marine litter in the surface water of Gulf of Riga. Abstract book of 12th Baltic Sea Science Congress - making connections for the future, 19 to 23 August 2019. Stockholm, Sweden.

Barone M., Putna-Nimane I., Aigars J. (2019) Composition and distribution of marine litter in Gulf of Riga. Abstract book of 14th international scientific conference “Students on their Way to Science”, 26 April 2019. Jelgava, Latvia.

Barone M., Putna-Nīmane I., Aigars J. (2019) Piesārņojuma ar cietajiem atkritumiem sastāvs un izplatība Rīgas līcī. 2019. Latvijas Universitātes 77. starptautiskās zinātniskās konferences “Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne” referātu tēzes. 345 lpp. Rīga, Latvija.

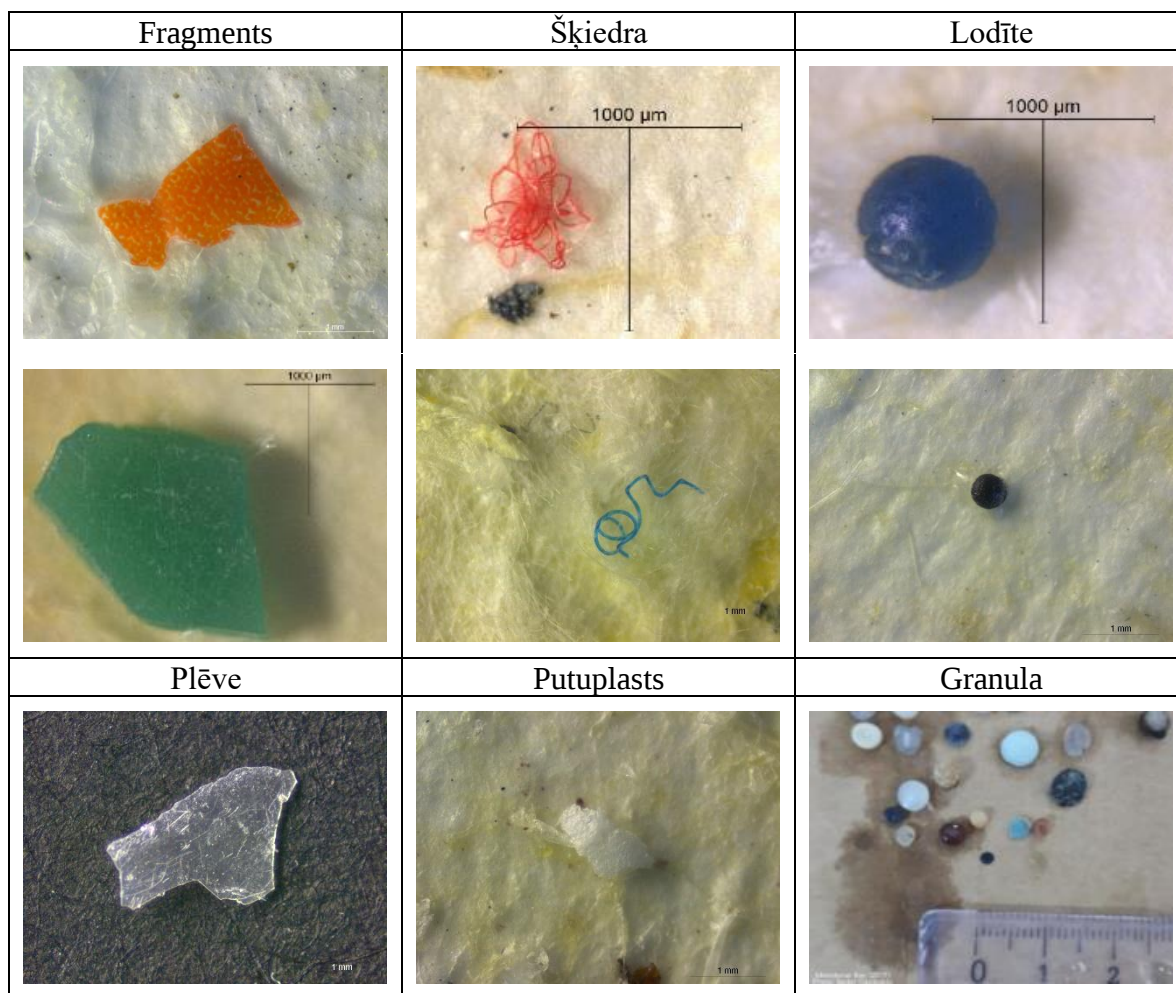
1. Mikroplastmasas piesārņojums

Plastmasa ir sintētisks vai ķīmiski modificēts dabisks polimērs, kura masveida ražošana globāli aizsākās 20. gadsimta vidū, kad gada laikā tika saražotas aptuveni 2 miljoni tonnu plastmasas. Pieprasījums pēc tās ir ievērojami audzis, un 2019. gadā tika saražots 230 reizes lielāks apjoms, sasniedzot 460 miljonus tonnu gadā (Geyer et al., 2017; OECD, 2022). Plastmasa ir kļuvusi par ikviena cilvēka neatņemamu dzīves sastāvdaļu – daudzpusīgā pielietojuma un izturības dēļ tā tiek izmantota teju visās nozarēs. Līdz ar konstanti pieaugošo patēriņu ir palielinājies arī plastmasas atkritumu daudzums. No kopējā ik gadu radītā plastmasas atkritumu daudzuma – 353 miljoniem tonnu – aptuveni 78 miljoni tonnu jeb 22% nonāk vidē nepienācīgas apsaimniekošanas dēļ (Geyer et al., 2017; OECD, 2022).

Vidē sastopamā plastmasa var būt dažādos izmēros, no nanometru lielām daļiņām līdz vairāku metru lieliem priekšmetiem. Viens no jaunākajiem un pēdējo gadu desmitu laikā aktuālākajiem vides piesārņojuma veidiem ir mikroplastmasa, plastmasas daļiņas ar garāko dimensiju izmēru robežā no 1 μm līdz 5 mm (Official Journal of the European Union, 2023; Prata et al., 2024). To raksturo ne tikai izmērs, bet arī daudzveidīgas un kompleksas fizikālās (izmērs, forma, blīvums u.c.) un ķīmiskās īpašības (polimērs, pievienoto ķīmisko vielu sastāvs u.c.) (Gago et al., 2022). Liela daļa mikroplastmasas piesārņojuma veidojas netīši, piemēram, fizikālu, ķīmisku un bioloģisku faktoru ietekmē sadaloties lielākiem plastmasas atkritumiem, riepu un ceļa krāsas nodiluma vai sintētiskā apģērba mazgāšanas rezultātā (sekundārā mikroplastmasa). Tomēr mikroplastmasa tiek ražota arī rūpnieciski izmantošanai industriālos un komerciālos produktos (primārā mikroplastmasa), piemēram, industriālās granulas, tekstila mazgāšanas līdzekļiem pievienotās abrazīvās lodītes (Gago et al., 2022; Prata et al., 2024). Eiropas Ķīmikāliju aģentūras aplēses liecina, ka katru gadu vidē nonāk 13-95 tūkstoši tonnu mikroplastmasas, kas mērķtiecīgi pievienota dažādiem produktiem (ECHA, 2020).

Mikroplastmasas daļiņu forma var būt daudzveidīga atkarībā no avota un degradācijas pakāpes. Forma ir būtisks faktors, kas nosaka daļiņu likteni vidē un kā tās ietekmēs dzīvos organismus. Biežāk vidē sastopamās formas ir šķiedra, fragments, lodīte, plēve, putuplasts un granulas (1.1. attēls), kuras raksturo atšķirīgas īpašības. Šķiedras ir gari, plāni, izturīgi un elastīgi pavedieni, kuru izcelsme visbiežāk ir sintētiski tekstilizstrādājumi, piemēram, poliestera un neilona drēbes, paklāji, zvejas tīkli un auklas. Fragmenti ir neregulāras formas daļiņas ar šķautņainām vai noapaļotām malām, kas veidojas fragmentējoties lielākiem plastmasas priekšmetiem. Lodītes ir regulāras formas, apaļas, un to izcelsme lielākoties saistīta ar sadzīves ķīmijas un ķermeņa kopšanas līdzekļiem (piemēram, veļas pulveri, zobu pastas) un abrazīviem materiāliem izmantošanai rūpnieciskos procesos. Plēves ir neregulāras formas

plānas, elastīgas plastmasas daļiņas, kas rodas fragmentējoties, piemēram, plastmasas maisiņiem, lauksaimniecības plēvē, pārtikas iepakojumam. Putuplastam raksturīga poraina morfoloģija ar gaisa ieslēgumiem, kas piešķir šīm daļiņām izteiktu pozitīvu peldspēju ūdens vidē. Turpretim granulas ir noapaļotas cilindriskas formas daļiņas, ko izmanto kā izejmateriālu plastmasas produktu ražošanā (Bošković et al., 2022; Rozman et al., 2023). Mikroplastmasas daļiņu krāsa netiek uzskatīta par vienu no primārajiem raksturojošajiem parametriem, tomēr tā var sniegt informāciju par aptuveno daļiņas uzturēšanās laiku vidē, avotu un iespējamām pievienotajām ķīmiskajām vielām (Rezania et al., 2018).



1.1. attēls. Mikroplastmasas daļiņu formu piemēri (attēlu autore Marta Barone).

Neskatoties uz mikroplastmasas mazo izmēru, tā rada bažas par iespējamo negatīvo ietekmi uz ekosistēmām un cilvēku veselību. Ārēju faktoru (gaisa masu plūsma, okeānu straumes, virszemes notece u.c.) ietekmē tā var tikt transportēta lielos attālumos no izcelsmes vietas un negatīvi ietekmēt dzīvos organismus, kļūstot par paliekošu barības ķēdes sastāvdaļu un apdraudot ekosistēmu kvalitāti (Hermabessiere et al., 2017; Jeong et al., 2024; Krause et al., 2021). Uz vidē esošās mikroplastmasas virsmas var tikt saistīti citi piesārņotāji, piemēram, smagie metāli, noturīgi organiskie piesārņotāji,

mikroorganismi un svešās sugas, kas tiek pārnesti no viena reģiona uz citu (Gago et al., 2022). Tāpat, plastmasas ražošanas procesā tai pievienotās ķīmiskās vielas laika gaitā var izdalīties apkārtējā vidē, kļūstot pieejamas dzīvajiem organismiem un veicinot to vielmaiņas vai attīstības traucējumus (Capolupo et al., 2020). Piemēram, Y. Li et al. (2023) apkopojumā par mikroplastmasas un ar to saistīto ķīmisko vielu ietekmi uz cilvēka veselību izcelta virkne potenciālo izmaiņu organismā, tostarp oksidatīvais stress, ģenētiskās informācijas bojājumi, orgānu disfunkcija, vielmaiņas traucējumi, nevēlamas imūnās sistēmas reakcijas, neirotoksicitāte, kā arī toksiska ietekme uz organisma reproduktīvo sistēmu un attīstību. Mikroplastmasas ilgtermiņa ietekme uz cilvēku veselību nav pilnībā izprasta, tomēr esošie pētījumi liecina par potenciāli nozīmīgām negatīvām sekām (ECHA, 2020; Jeong et al., 2024).

1.1. Mikroplastmasa vidē

Mikroplastmasa ir komplekss un visuresošs piesārņojuma veids – tas sastopams atmosfērā, sauszemes un ūdens ekosistēmās (okeānos, ezeros, upēs un to nogulumos, gruntsūdeņos), polārajos reģionos un dzīvajos organismos (Bergmann et al., 2019; Waldschlāger et al., 2020). Mazā izmēra dēļ piesārņojums var tikt pārvietots pat uz attālākajiem pasaules reģioniem tālu no antropogēnās darbības centriem un avotiem. Tā akumulēšanās vietas bieži vien ir augsne vai ūdens ekosistēmas, turklāt mikroplastmasas daļiņu īpašības (forma, izmērs, polimēra veids un blīvums, tām pievienotās vielas u.c.) ir būtiskas piesārņojuma izplatības, transporta un ietekmes vidē izprašanai.

Par mikroplastmasas avotiem sauc vietas, produktus vai procesus, kas rada mikroplastmasu. Tā kā ne visa mikroplastmasa nonāk vidē tieši, ir būtiski apzināt tās izplatības veidus (Waldschlāger et al., 2020). Piemēram, preču industriālās ražošanas vai mājāsaimniecību apģērbu mazgāšanas laikā radusies mikroplastmasa nonāk notekūdeņos, kas darbojas kā piesārņojuma ceļš uz vidi. Notekūdeņu izplūdes vietas, rūpnīcu vai ražotņu dūmeņi/skursteņi, no kuriem piesārņojums nonāk ezeros, upju grīvās, līčos un okeānos, ir uzskatāmi par punktveida mikroplastmasas piesārņojuma avotiem. Veicot primāro notekūdeņu attīrīšanu, no nonākšanas vidē tiek aizturēti vidēji 72% no notekūdeņos nonākušā mikroplastmasas piesārņojuma, turpretim, terciārā notekūdeņu attīrīšana aiztur vidēji 94% (Iyare et al., 2020). Vērts atzīmēt, ka pirms nonākšanas vidē tiek attīrīti vien 20% pasaulē ražoto notekūdeņu (Waldschlāger et al., 2020). Jūras vidē par mikroplastmasas punktveida avotiem uzskatāmi no kuģiem un to attīrīšanas iekārtām novadīti notekūdeņi, pazaudēti vai izmesti zvejas rīki, akvakultūras objekti, un sintētiskus polimērus saturošas kuģu korpusu krāsas (Karbalaei et al., 2018). Identificēt difūzos mikroplastmasas piesārņojuma avotus ir salīdzinoši grūtāk, jo tie ir izkliedēti, transportē piesārņojumu no plašiem reģioniem un pārvieto to no vienas teritorijas uz citu (Bailey et al., 2021; Su et al., 2020). Pie

šī piesārņojuma avota pieskaitāma, piemēram, piesārņojuma virszemes notece no urbānas teritorijas vai lauksaimniecības zemes pēc lietusegāzēm vai plūdiem, ar atmosfēras pārnesei transportētas apģērba tekstila šķiedras vai atkritumu dedzināšanas rūpnīcu izmeši, automašīnas riepu gumijas un ceļu horizontālo apzīmējumu daļiņas, plastmasas atkritumi jūras vidē, kas laika gaitā fragmentējas (Evangelidou et al., 2020; Huang et al., 2021; Werbowski et al., 2021). Notekūdeņu attīrīšanas rezultātā aizturētā mikroplastmasa nonāk bioloģiskajās dūņās, kuras tiek sadedzinātas, apglabātas poligonos vai izžāvētas un iestrādātas lauksaimniecības zemju augsnē (Karbalaei et al., 2018; Prata, 2018; Waldschläger et al., 2020); laika gaitā arī šīs lauksaimniecības zemes kļūst par difūzo piesārņojuma avotu.

1.2. Mikroplastmasas transports un uzkrāšanās ūdens ekosistēmās

Mikroplastmasas transporta ceļus var iedalīt trīs grupās – sauszemes, atmosfēras un ūdeņu. Ūdeņu grupa tiek sīkāk klasificēta saldūdeņos un sāļūdeņos, pamatojoties uz atšķirīgo ūdens blīvumu un hidroloģiskajām īpatnībām (Waldschläger et al., 2020). Mikroplastmasas piesārņojumam raksturīgās īpašības ir atšķirīgas saldūdenī un okeānos izplatības, avotu un potenciālās negatīvās ietekmes ziņā. Iekšzemes ūdensobjekti tiek pakļauti lielākai piesārņojuma slodzei sakarā ar salīdzinoši nelielo attālumu no potenciālajiem piesārņojuma avotiem, kamēr ūdensteces un straumes tiek uzskatītas gan par piesārņojuma transporta ceļu, gan, tāpat kā ūdensobjektu nogulumu, par piesārņojuma uzkrāšanās vietu (Darabi et al., 2021). Lielākoties mikroplastmasas piesārņojuma transports notiek no iekšzemes uz jūrām un okeāniem, tomēr iespējama arī pretēja virziena piesārņojuma pārvietošana.

Mikroplastmasas daļiņām raksturīga daudzveidīga forma, izmērs, polimēru un pievienoto ķīmisko vielu sastāvs, kas nosaka to transporta un uzkrāšanās īpašības ūdens ekosistēmās (Halsband, 2022). Mikroplastmasas atrašanās vietu ūdens ekosistēmās nosaka abiotiski faktori kā vēji, straumes, to īpašības u.c., kā arī mikroplastmasas daļiņu īpašības (forma, izmērs, vecums, polimēra veids, blīvums, saistītās vielas u.c.). Tā var atrasties ūdens virskārtā, kolonā, uz gultnes un nogulumos, kā arī dzīvajos organismos (Bhardwaj et al., 2024). Atrodoties ūdens kolonā, mikroplastmasas daļiņas rada potenciāli lielāko apdraudējumu pelaģiskajiem organismiem, kuri var to noturēt par barību un uzņemt organismā, veicinot kā bioakumulāciju, tā biomagnifikāciju; par spīti tam, mikroplastmasas izplatība ūdens kolonā ir maz pētīta (Bhardwaj et al., 2024; Petersen and Hubbart, 2021).

Ezeri

Ezeriem raksturīga salīdzinoši ilga ūdens apmaiņa un lēna ūdens plūsma, kā rezultātā ir samazināta ezera pašattīrīšanās spēja, un tajos nonākušo piesārņotāju izkliede ir ierobežota vai nenotiek (Petersen and Hubbart, 2021). Mikroplastmasas piesārņojums ezeros nonāk no atmosfēras, tajos ieplūstošajām

ūdenstecēm, ar virszemes noteci vai piesārņojumu veicinošām antropogēnām darbībām ezerā. Tas var atrasties jebkurā ezera daļā, bet ilgtermiņa uzkrāšanās ir nogulumos daļiņu vertikālā transporta dēļ vai piekrastes veģetācijā vēja un straumju mijiedarbības rezultātā. Reģionos, kur sezonalitāti nosaka izteiktas gaisa masu atšķirības temperatūras ziņā, iespējama aktīvāka mikroplastmasas grimšana ūdens kolonā un uzkrāšanās nogulumos laikā, kad ezers ir aizsalis un mazāk turbulents (III). Nogulumos esošais piesārņojums var tikt atgriezts ūdens kolonā resuspensijas ceļā, ko izraisa ūdens slāņu sezonālā sajaukšanās, bentisko organismu aktivitāte, piegrunts straumes (Xia et al., 2021).

Upes

Galvenie faktori, kas veicina mikroplastmasas transportu upēs ir upju plūsmas un daļiņu īpašības (Waldschläger et al., 2020). Upēm raksturīgā vienvirziena straumes plūsma lielā mērā nosaka to nozīmi mikroplastmasas piesārņojuma transportā no sauszemes un iekšzemes ūdenstilpēm uz citām iekšzemes ūdenstilpēm, jūrām vai okeāniem. Atkarībā no mikroplastmasas daļiņas īpašībām (polimēra, izmēra, formas, degradācijas pakāpes) un upes morfoloģijas, tās var tikt arī aizturētas upju nogulumos un krastu veģetācijā (Drummond et al., 2022; Frei et al., 2019; Nizzetto et al., 2016). Upes saņem piesārņojumu no visa sateces baseina, tāpēc zemes lietojumveids un sateces baseinā veiktā saimnieciskā darbība nosaka mikroplastmasas piesārņojuma īpašības un apjomu. Izmērā mazas daļiņas ar zemu blīvumu var tikt pārvietotas lielāku attālumu upes lejteces virzienā, turpretim lielākas un blīvākas daļiņas var akumulēties tuvāk piesārņojuma avotam (Waldschläger et al., 2020). Liela nozīme upēs nonākošā mikroplastmasas piesārņojuma transportā ir upei raksturīgajām pazīmēm kā straumes ātrumam, meandrētībai, gultnes substrātam, hidromorfoloģiskai pārveidotībai. Mikroplastmasas akumulācija upju sistēmās saistīta ar to krastiem un nogulumiem, kur piesārņojums var uzkrāties ilglaicīgi vai tikt resuspendēts un atkārtoti pārvietots ar ūdens plūsmu, kā arī ūdens plūsmas ātrumu – straujāk plūstošas upes spēs transportēt lielāka izmēra plastmasas daļiņas lielākos attālos (Drummond et al., 2022; Waldschläger et al., 2020).

Jūra un piekraste

Jūru un okeānu mikroplastmasas piesārņojuma avoti ir tādi paši kā iekšzemes ūdensobjektiem un saistīti ar tādu saimniecisko darbību jūrā kā kuģniecība un zveja (Bhardwaj et al., 2024). Jūras un okeāni uzskatāmi par pēdējo posmu, kurā uzkrājas mikroplastmasas piesārņojums, turklāt ūdens sāļais raksturs var ietekmēt mikroplastmasas fizikālās un ķīmiskās īpašības, potenciāli ietekmējot piesārņojuma izplatību un no tā izrietošo mijiedarbību ar dzīvajiem organismiem (Bhardwaj et al., 2024; Petersen and Hubbart, 2021). Būtiska nozīme globāla mēroga mikroplastmasas piesārņojuma izkliedei un akumulācijai noteiktos reģionos ir ūdens straumēm. Tās gan transportē piesārņojumu, gan veicina

uzkrāšanos vietās, kur novērojama straumju konverģence – visos Pasaules okeānos ir novērotas teritorijas ar augstām dažāda izmēra plastmasas daļiņu koncentrācijām, sauktām par atkritumu salām (Egger et al., 2020; Gago et al., 2022; Pabortsava and Lampitt, 2020). Piemēram, Ziemeļatlantijas okeānā šādā salā mikroplastmasas koncentrācija sasniesusi pat 580000 mikroplastmasas daļiņas/km², turklāt piesārņojums no sauszemes līdz šiem reģioniem nonāk salīdzinoši ātri, 40-120 dienu laikā (Law et al., 2010), un pavada tur 10-100 gadus līdz sākas grimšana ūdens kolonā vai nonāk barības ķēdē (IPRC, 2008). Tāpat, paaugstinātas piesārņojuma koncentrācijas novērojamas upju grīvu tuvumā, jūras un saldūdens konverģences zonā (VI, VIII). Mikroplastmasai raksturīga ne tikai horizontāla telpiskā pārvietošanās, bet arī vertikāla, ko nodrošina mainīgs ūdens un mikroplastmasas daļiņu blīvums (Choy et al., 2019; Pabortsava and Lampitt, 2020; Seville et al., 2020).

Mikroplastmasas piesārņojums ir sastopams kā ūdens virskārtā, kolonā un nogulumos, tā arī piekrastē, kur tas nonāk no sauszemes, jūras un atmosfēras vai tiek radīts fragmentējoties lielākiem plastmasas priekšmetiem (Chubarenko et al., 2018). Lai gan piekraste var kalpot gan kā mikroplastmasas piesārņojuma uzkrāšanās vieta, gan jūras piesārņojuma avots (Harris, 2020), tas šobrīd nav iekļauts Latvijas nacionālajā monitoringa plānā. Mikroplastmasas daļiņas pludmalē uzvedas līdzīgi kā dabiskas izcelsmes materiāli, piemēram, smiltis, gliemežvāki vai koka gabali, un tiek pārvietotas līdzīgos procesos. Tomēr dažādi ārēji vides apstākļi kā UV gaisma, viļņu un smilšu mehāniskā abrazija, temperatūras svārstības u.c. atstāj ievērojami atšķirīgu ietekmi uz plastmasas nekā dabiskas izcelsmes daļiņām. Tie izteikti novājina plastmasas struktūru, padarot to trauslu un pakļautu fragmentācijai (Chubarenko et al., 2018). Mikroplastmasas daļiņas pludmalē var tikt transportētas ar ūdens straumēm un vēju dziļāk jūrā vai gar piekrasti un uzkrāties tajā. Turklāt, jūras ūdens un krasta mijiedarbības zona var darboties arī kā atmosfēras piesārņojumu veicinošs avots – viļņiem lūstot atmosfērā nonāk mikroplastmasas daļiņas, kas ar gaisa masu kustību var tikt pārvietotas uz citiem reģioniem (Allen et al., 2020; Harris, 2020).

1.3. Mikroplastmasas degradācija

Plastmasas degradācija vidē noris fizikālu, ķīmisku un bioloģisku procesu rezultātā. Visbiežāk ir novērojama vienlaicīga dažādu faktoru ietekme uz plastmasas daļiņām, kas paātrina to struktūras novājināšanās un fragmentēšanās procesu (Wang et al., 2016). Tās ātrums atkarīgs no daļiņu veidojošā polimēra īpašībām kā struktūra, ķīmiskais sastāvs un blīvums, un apkārtējās vides apstākļiem kā temperatūra, mitrums un atrašanās vieta (ūdens, augsne, gaiss u.c.) (Avio et al., 2015; Corcoran, 2022; Enders et al., 2015). Augstākminētie faktori nosaka cik lielā mērā plastmasas objektu ietekmē saules

gaisma, dzīvo organismu darbība un mehāniskā abrāzija. Plastmasas daļiņas ar lielāku virsmas laukuma un tilpuma attiecību ir izteiktāk pakļautas degradācijai, īsākā laika periodā fragmentējoties līdz pat nanometru lieliem izmēriem, kas rada ievērojami augstāku negatīvu ietekmi uz dzīvajiem organismiem un paaugstina bioakumulācijas risku (Enfrin et al., 2020).

Plastmasas daļiņām ūdenī var būt pozitīva, neitrāla vai negatīva peldspēja atkarībā no to blīvuma (1.1. tabula), izmēra un virsmas laukuma, kas nosaka to atrašanās vietu ūdens kolonā un no tā izrietošo iespējamību mijiedarboties ar dzīvajiem organismiem (Bhardwaj et al., 2024; Halsband, 2022; Petersen and Hubbart, 2021). Polimēru, kuru blīvums ir augstāks par ūdens blīvumu (piemēram, polivinilhlorīds (PVC)), grimšanas ātrums ūdens kolonā ir salīdzinoši lielāks, bet zemāka blīvuma polimēri (piemēram, polietilēns (PE) un polipropilēns (PP)) atradīsies ūdens kolonā vai tā virsējā slānī ilgāku laika periodu. Plastmasas objekti, kuru blīvums ir augstāks par apkārtējās vides blīvumu, bet tajos ir iekļauts gaiss (piemēram, putuplasts (EPS)), arī atradīsies augstākos ūdens kolonas slāņos (Liu et al., 2022; Parrella et al., 2024). Plastmasas daļiņas virsmas apaugšana ar bioloģisko materiālu, ūdens organismu koloniju veidošanās uz tām un dažādu piesārņotāju adsorbēšana uz daļiņas virsmas palielina to masu, kā rezultātā tiek veicināts daļiņas vertikālais transports gultnes virzienā, turpretim, daļiņu fragmentēšanās, ražošanas procesā pievienoto vielu izdalīšanās un uz daļiņu virsmas adsorbēto vielu desorbēcija var samazināt tās blīvumu un veicināt vertikālo kustību ūdens virsmas virzienā (Darabi et al., 2021; Liu et al., 2022; Parrella et al., 2024).

1.1. tabula. Izplatītāko polimēru blīvums, g/cm³ (Avio et al., 2017; Enders et al., 2015).

Polimērs	Blīvums
Putuplasts (EPS)	0,011-0,032
Zema blīvuma polietilēns (LDPE)	0,89-0,93
Augsta blīvuma polietilēns (HDPE)	0,94-0,98
Polipropilēns (PP)	0,85-0,92
Polistirols (PS)	1,04-1,11
Gumija	1,10-1,52
Polivīnhlorīds (PVC)	1,20-1,45
Polietilēntereftelāts (PET)	1,38-1,41
Neilons 6,6	1,13-1,15

Mikroplastmasas fizikālā degradācija saistīta ar abrāziju, nonākot tiešā kontaktā ar dabiskas (smiltis, gliemežvāki, koks u.c.) vai antropogēnas (moli, dambji, asfaltēti ceļi u.c.) izcelsmes materiāliem ūdens un sauszemes ekosistēmās (Corcoran, 2022). Izteiktākā mikroplastmasas fizikālā degradācija novērojama jūras piekrastes zonā, kas ir pakļauta nepārtrauktai viļņu un saules gaismas (UV starojums) ietekmei, un izteiktām temperatūras un mitruma izmaiņām. To pastiprina vai iniciē ķīmiskā degradācija.

Fizikālā degradācija izpaužas kā daļiņas fragmentēšanās un virsmas īpašību izmaiņas – tā kļūst noapaļota un uz virsmas novērojamas skrāpējumiem līdzīgas deformācijas.

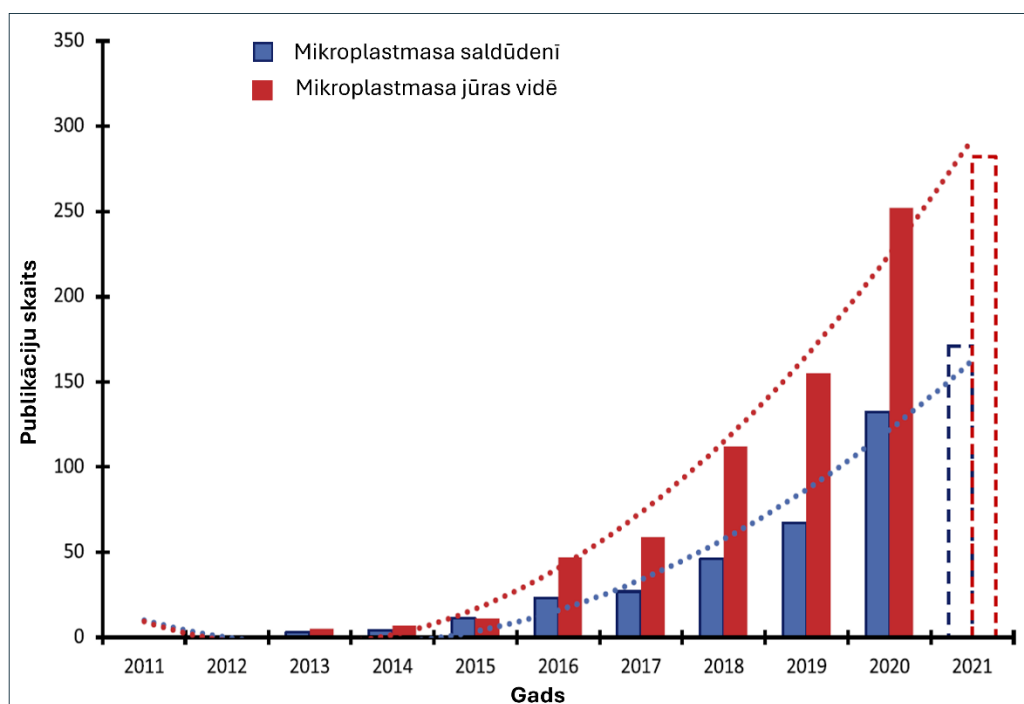
Ķīmiskās degradācijas intensitāte ir atkarīga no daļiņas polimēra veida un tam pievienotajām ķīmiskajām vielām (piemēram, UV starojuma stabilizatoriem), kā arī apkārtējās vides apstākļiem. Jāuzsver, ka plastmasas degradācija jūras vidē ir lēnāka nekā, piemēram, uz sauszemes vai pludmales smiltīs, kur novērojama intensīvāka saules gaismas ietekme uz plastmasas objektiem, kas ir saistīta ar temperatūras svārstībām un augstāku skābekļa pieejamību (Hermabessiere et al., 2017; Wang et al., 2016). Tāpat, sālsūdens veicina aktīvāku plastmasas degradāciju nekā saldūdens atšķirīga sāļuma, sārmainības un bioloģisko organismu aktivitātes dēļ (Corcoran, 2022). Ķīmiskā degradācija izpaužas kā daļiņas krāsas maiņa vai izbalēšana, molekulārā svara un izturības samazināšanās. Tā kā plastmasas mehāniskā noturība ir lielā mērā atkarīga no molekulārā svara, tā izmaiņas var padarīt daļiņu trauzlāku (Corcoran, 2022).

Bioloģiskās degradācijas laikā uz mikroplastmasas virsmas veidojas plastisfēra – mikroorganismu, piemēram, baktēriju, aļģu un sēņu, apaugums. Tādi faktori kā apkārtējās vides mitruma līmenis, temperatūra un gaismas pieejamība ir būtiski, lai plastmasas daļiņu virsmu kolonizētu mikroorganismi, veicinot biofragmentāciju un mineralizāciju, virsmas bojājumus un tādējādi palielinot virsmas laukumu. Izdalot enzīmus, mikroorganismi ir spējīgi sašķelt plastmasas polimērus mazākās molekulās, kuras var tikt asimilētas un izmantotas kā enerģijas avots. Aerobi vides apstākļi ir efektīvāki mikroplastmasas degradācijai; tai pat laikā, tie palēnina mikroplastmasas ķīmisko degradāciju, jo bioapaugums samazina daļiņas peldspēju un aizsargā no UV starojuma (Corcoran, 2022; Glaser, 2019).

1.4. Šķēršļi mikroplastmasas pētniecībā, normatīvie akti

Mikroplastmasas piesārņojums ūdens un sauszemes ekosistēmās ir globāla mēroga problēma; līdz ar to politikas veidotāju, sabiedrības un pētnieku interese, tai skaitā pētījumu daudzums, par šo tēmu ir strauji pieaudzis pēdējās desmitgades laikā (1.2. attēls) (Petersen and Hubbart, 2021). Par spīti tam, zināšanas par piesārņojuma avotiem, transporta ceļiem, izplatību un radīto negatīvo ietekmi ir fragmentāras – piesārņojuma mainīgais raksturs un harmonizētu pētniecības metožu trūkums apgrūtina skaidru secinājumu formulēšanu un rezultātu tiešu salīdzināšanu (Galgani et al., 2024). Pašlaik starptautiskā līmenī (Nacionālā okeānu un atmosfēras administrācija, Jūras stratēģijas pamatdirektīvas Jūras atkritumu tehniskā grupa u.c.) aktīvi tiek izstrādātas pielāgojamas vadlīnijas mikroplastmasas paraugu ievākšanas, apstrādes, analīzes un datu prezentēšanas metožu harmonizēšanai ar mērķi izveidot standartizētus protokolus un monitoringa programmas mikroplastmasas piesārņojuma robežlielumu

definēšanai un izmaiņu izsekošanai (Gago et al., 2022; Galgani et al., 2024, 2023; Masura et al., 2015). Tāpat, starptautiskā standartizācijas organizācija ir publicējusi standartu ISO 24187:2023, kas nosaka minimālās prasības mikroplastmasas piesārņojuma pētniecībā (neattiecinot uz monitoringu) līdz būs pieejami īpaši specifiskiem mērķiem paredzēti standarti (ISO, 2023a). Vienotas metodoloģijas piemērošana nodrošinātu ticamus un savstarpēji salīdzināmus, interpretējamus rezultātus, tādējādi veicinot piesārņojuma ietekmes izvērtējumu un padarot to pieejamāku politikas veidotājiem.



1.2. attēls. Ik gadu publicēto mikroplastmasas un nanoplastmasas pētījumu daudzums saldūdens un jūras ūdens vidē. Dati par 2021. gadu ietver pētījumus līdz 2021. gada 23. oktobrim (attēls pielāgots no Benson et al. (2022)).

Piesārņojuma monitoringa programmas ir būtiskas, lai novērtētu tā telpisko un temporālo izplatību, definētu pieļaujamās robežvērtības un sniegtu objektīvu informāciju par piesārņojumu samazinošu aktivitāšu efektivitāti. Latvijai saistošie normatīvie akti rosina veikt mikroplastmasas piesārņojuma pētījumus ūdens vidē, tomēr nav starptautiskā līmenī definētu vadlīniju. Tā kā mikroplastmasas piesārņojums ir visuresošs, tā monitoringa vadlīnijām jābūt reālistiskām un pielāgojamām daudzveidīgām ekosistēmām, apstākļiem un reģioniem. Viens no būtiskākajiem vadlīnijās skartajiem aspektiem ir pētījuma kvalitātes nodrošināšana paraugu ievākšanas, apstrādes un analīzes laikā, maksimāli samazinot paraugu netīšu piesārņošanu un zaudēšanu, ieviešot kā preventīvus pasākumus, tā novērtējot izmantoto metožu kvalitāti ar pozitīvo un negatīvo kontroles paraugu ieviešanu. Tāpat,

nepieciešama vienotas formas rezultātu noformēšana, izmantojot saskaņotas mērvienības, lai atvieglotu dažādu pētījumu salīdzināmību.

Latvijai galvenie ar mikroplastmasas piesārņojumu saistošie Eiropas līmeņa normatīvie akti ir Ūdens struktūrdirektīva 2000/60/EK (Eiropas Parlaments, 2000), Jūras stratēģijas pamatdirektīva 2008/56/EK (Official Journal of the European Union, 2008) un direktīva par dzeramā ūdens kvalitāti 2020/2184 (Eiropas Parlaments, 2020), kas uzsver ūdens kvalitātes monitoringa nepieciešamību, definē laba vides stāvokļa mērķus un sagaidāmos rezultātus. Piemēram, direktīva par dzeramā ūdens kvalitāti nosaka, ka, ja virszemes ūdeņi tiek izmantoti dzeramā ūdens sagatavošanai, dalībvalstīm īpaša uzmanība jāpievērš mikroplastmasas piesārņojumam attiecīgajos ūdensobjektos un vajadzības gadījumā jāprasa ūdens piegādātājiem to monitorēt. Līdz 2029. gadam Eiropas Komisijai ir jā sagatavo un jā iesniedz Eiropas Parlamentam ziņojums par iespējamo mikroplastmasas radīto apdraudējumu dzeramā ūdens avotiem un par saistītiem iespējamajiem riskiem veselībai (Eiropas Parlaments, 2020).

Latvijas Vides politikas pamatnostādņēs 2021.–2027. gadam iekļauta Vides monitoringa programma 2021.–2026. gadam, kurā ir definēti uzdevumi jūras atkritumu samazināšanai (Ministru kabinets, 2022). Viens no programmas rīcības virzieniem laba jūras vides stāvokļa sasniegšanai ir uzlabot informācijas bāzi par mikroplastmasas ienesi jūras piekrastē un ūdens vidē, jo šobrīd nav izstrādāti vides stāvokļa vērtēšanas indikatori un robežvērtības nepietiekamas zinātniskās informācijas dēļ. Minētā rīcības virziena ietvaros nepieciešams īstenot pētījumus, lai raksturotu un kvantificētu slodzi un slodzes ietekmes attiecībā uz mikroplastmasas piesārņojumu, izstrādāt stāvokļa indikatorus un vides mērķus, nodrošinot to saskaņotību Baltijas jūras reģionā, sagatavot jūras vides stāvokļa novērtējumu attiecībā uz mikroplastmasas piesārņojumu. Tāpat, programma paredz apzināt no sauszemes un upēm nestā mikroplastmasas piesārņojuma slodzes, īstenot jūru piesārņojošo atkritumu monitoringu jūras ūdenī, nogulumos un piekrastē, kā arī izstrādāt priekšlikumus pasākumiem piesārņojuma samazināšanai (Ministru kabinets, 2023). Turpretim upju baseinu apsaimniekošanas plānos cietie atkritumi, tai skaitā mikroplastmasa, nav identificēti kā būtiska slodze (LVGMC, 2024a, 2023a, 2023b), lai gan līdz šim nav veikta mikroplastmasas kā potenciālās slodzes izraisītāja novērtējums. Līdz ar to minētajos plānos ir izvirzīts aicinājums realizēt mikroplastmasas piesārņojuma pētījumus un monitoringu saldūdeņos, lai noteiktu tā ietekmi uz ūdens organismiem un ekoloģisko kvalitāti.

Robežlielumi

Piesārņojuma robežlielums ir svarīgs vides kvalitātes un piesārņojuma kontroles rādītājs, kas palīdz nodrošināt augstu cilvēku veselības, dzīves vides un ekosistēmu kvalitāti. Tas ir vērtība, kuru pārsniedzot

izpaužas nevēlama atbildes reakcija vai efekts, novērojamas negatīvas izmaiņas ekosistēmu kvalitātē. Mikroplastmasas piesārņojuma robežlielumu trūkums ievērojami apgrūtina piesārņojuma ietekmes noteikšanu – pašlaik nav skaidri definētu kritēriju, kas nosaka, kāds mikroplastmasas daudzums vai koncentrācija rada būtiskus draudus dažādām ekosistēmas komponentēm. Jūras stratēģijas pamatdirektīva nosaka, ka jūras vidē esošās mikroplastmasas īpašības un daudzums nedrīkst kaitēt piekrastes un jūras videi (Eiropas Parlaments, 2000); tomēr šim laba jūras vides stāvokļa kritērijam nav definēts robežlielums. Lai to izstrādātu, nepieciešama plaša un ilglaicīga uzraudzības datu kopa, kas atspoguļo mikroplastmasas piesārņojuma izmaiņas laikā un to saistību ar piekrastes un jūras vidi (Galgani et al., 2024). Tāpat, direktīva prasa izstrādāt standartizētas metodes Eiropas Savienības līmenī veicamam monitoringam, lai iegūtā informācija būtu salīdzināma (Official Journal of the European Union, 2008). Mikroplastmasas ietekme var atšķirties atkarībā no tādām īpašībām kā daļiņu izmērs, forma un ķīmiskais sastāvs, kas nosaka mikroplastmasas potenciālo toksicitāti un tās mijiedarbību ar apkārtējo vidi. Jāņem vērā, ka robežlielumi var būt mainīgi un atšķirties arī dažādos reģionos; tie ir atkarīgi no abiotiskiem un biotiskiem faktoriem (Werner et al., 2020). Tāpat, robežlielumi ir atkarīgi no to izveides mērķa – cilvēku veselības vai vides kvalitātes uzlabošana, saglabāšana vai uzraudzība. Līdz ar to, robežlielumu definēšanai nepieciešama plaša un kvalitatīva datu bāze, kas pamato to objektivitāti, sniedzot skaidrus un uzticamus datus ekosistēmu uzraudzībai un aizsardzībai.

2. Metodes

Mikroplastmasas piesārņojuma novērtēšanai Latvijas ūdeņu biotopos tika ievākti, apstrādāti un analizēti mikroplastmasas paraugi dažādās ūdens sistēmu matricās – jūras ūdens virskārtā un piekrastē, ezeru nogulumos un ūdens virskārtā un upju ūdens virskārtā. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošanai tika veikts pētījums par paraugu atkārtojumu lietderību. Augstas paraugu apstrādes kvalitātes nodrošināšanai tika veikts eksperimentāls pētījums par iespējamo mikroplastmasas daļiņu zudumu un to ietekmējošiem faktoriem paraugu apstrādes laikā.

2.1. Pētījuma vietas apraksts

2.1.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)

Paraugi tika ievākti divās Islandes ūdenstilpēs – Medhalfellsvatn ezerā un Fossvogur fjordā (2.1. attēls). Medhalfellsvatn ir 200 ha liels saldūdens ezers ar maksimālo dziļumu 19 m. Tam ir divas ietekas austrumu un dienvidu daļā un viena izteka ziemeļu daļā. Ezera sateces baseinu apdzīvo aptuveni 300 mājsaimniecību, no kurām lielākā daļa izmantotas kā vasarnīcas (Hjaltason, 2004; Sveinbjörnsdóttir, 2008). Fossvogur fjords ir sekls atzars no Skerjafjoredhur fjordu sistēmas ar vienu ieteku austrumu daļā un maksimālo dziļumu 6 m. Tam raksturīga izteikta paisuma un bēguma ūdens līmeņa mainība, līdz pat 3,8 m (Geirsdóttir and Eiríksson, 1994). Pētījuma vieta tika izvēlēta kā reprezentatīva ūdenstilpēm ar zemu mikroplastmasas piesārņojumu, lai izteiktāk akcentētu pētījuma problēmu.



2.1. attēls. Pētījuma vietas atrašanās Islandē, Reikjavīkas tuvumā (pielāgots attēls no II).

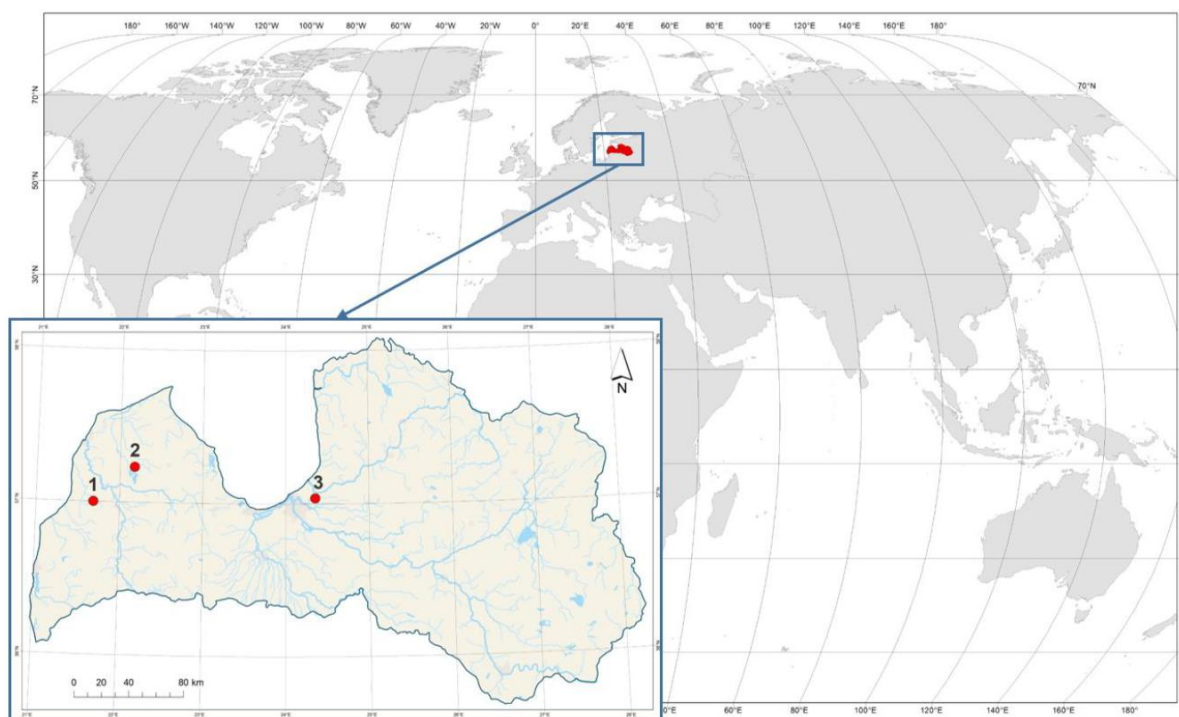
2.1.2. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV)

Lai novērtētu mikroplastmasas piesārņojuma uzkrāšanos Latvijas ezeru nogulumu arhīvos, tika izvēlēti trīs ezeri (2.2. attēls) atšķirīgos attālumos no pilsētvides teritorijām un dažāda līmeņa aizsardzības statusu, kas saistīts ar ezera atrašanos īpaši aizsargājamā dabas teritorijā (Pinku un Usmas ezers) vai tā atrašanos ūdensapgādes sistēmā (Sekšu ezers).

Pinku ezers atrodas Kuldīgas novadā, Ēdoles pagastā. Tas ir oligotrofs/mezotrofs ezers ar augstu ūdens kvalitāti un zemu minerālu saturu. Tā platība ir 29 ha, vidējais un lielākais dziļums 4,3 un 20 m. Pinku ezers barojas no netālu esošā Šalotes diķa un pazemes ūdeņiem, un tā ūdeņi pa novadgrāvi ietek Kauliņas upē. Kopš 2004. gada Pinku ezers un tam piegulošās teritorijas ir daļa no dabas parka, nodrošinot tam īpašu aizsardzības statusu. Dabas parka teritorija ir salīdzinoši dabiska un nepārveidota; tuvākais reģionālais autoceļš atrodas 600 m attālumā. Ezera piekrastē intensīva saimnieciska darbība netiek veikta. Pinku ezers ir iecienīta atpūtas vieta vasaras sezonā; tā piekrastē ir labiekārtotas peldvietas (Kuldīgas rajona Ēdoles pagasta padome, 2004).

Usmas ezers atrodas Ventspils novadā, Usmas pagastā. Tā virsmas laukums ir 3469,2 ha, vidējais un lielākais dziļums 5,4 un 27 m. Ezers uzskatāms par mezotrofu/eitrofu, tajā ir vairākas salas un vairāk kā 10 ietekas (upes, grāvju, strautu); no tā iztek viena upe – Engure. Daļa Usmas ezera (ārpus paraugu ievākšanas vietas) iekļauta dabas rezervāta un stingra režīma dabas rezervāta teritorijā. Rezervāta teritorija nav apdzīvota, bet ezers ir publiski pieejams atpūtas aktivitātēm. Ezerā tiek novadīti attīrīti notekūdeņi. Pašreizējā antropogēnā slodze teritorijā vērtējama kā minimāla. Tuvākais reģionālais nozīmes autoceļš atrodas aptuveni 680 m attālumā un ezeru ieskauj vairāki lokāla mēroga ceļi (Latvijas Dabas fonds, 2009).

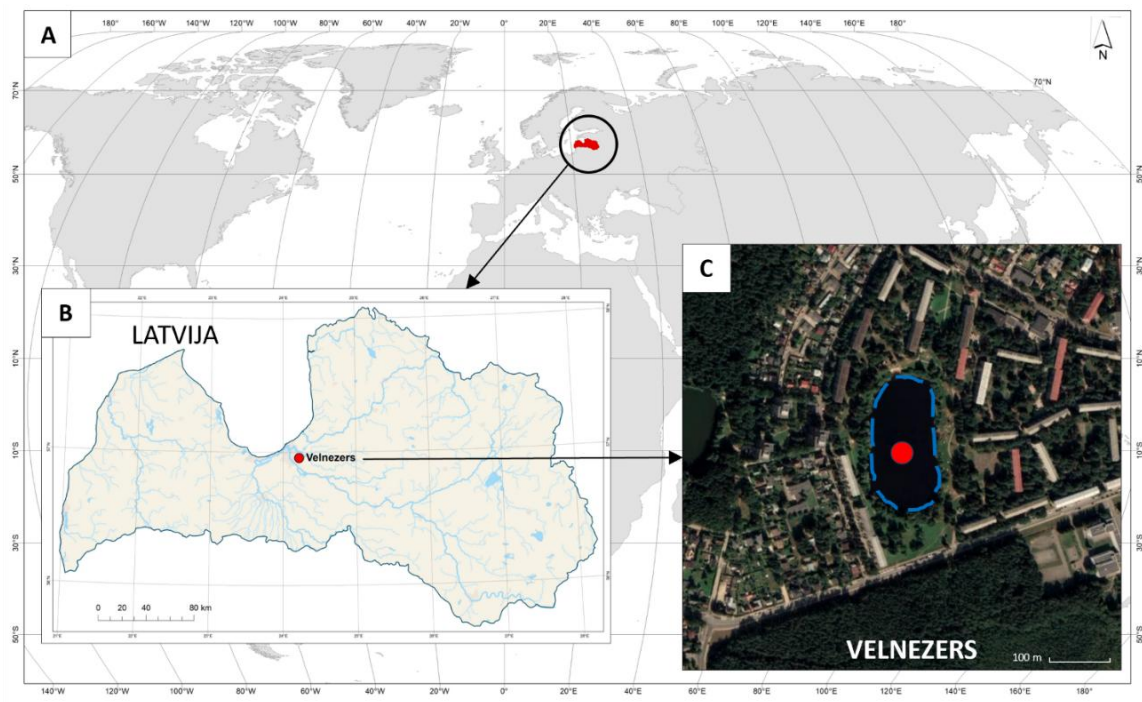
Sekšu ezers atrodas Ropažu novadā, Garkalnes pagastā ezers kāpu mežu ielokā. Tas ir eitrofs beznoteces ezers ar virsmas laukumu 7,9 ha, vidējo un lielāko dziļumu 2,5 un 6 m. Tā abās pusēs atrodas reģionālas nozīmes autoceļi, no kuriem tuvākais (aptuveni 850 m attālumā) ir viens no visvairāk izmantotajiem autoceļiem Latvijā. Sekšu ezers ir daļa no dzeramā ūdens apgādes sistēmas un ietilpst „Rīgas Ūdens” ūdensgūtnu aizsargājamajā teritorijā, Baltezera ūdens ņemšanas aizsargjoslu zonā, bagātinot pazemes ūdeņus Baltezera sūkņu stacijas tuvumā. Sekšu ezers atrodas stingra aizsardzības režīma zonā, līdz ar to piekļuve tam ir ierobežota un ezers nav pakļauts tiešai antropogēnai ietekmei (Zariņa, 2014).



2.2. attēls. Pētījuma vietas atrašanās Latvijā, ziemeļaustrumu Eiropā; 1 – Pinku ezers, 2 – Usma ezers, 3 – Sekšu ezers (pielāgots attēls no **IV**).

2.1.3. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)

Velnezers atrodas Rīgā, Juglas apkaimē, dzīvojamo māju ielokā (2.3. attēls). Tas ir eitrofs beznoteces ezers ar virsmas laukumu 3,5 ha, vidējo un lielāko dziļumu 4,0 un 7,4 m. Ezers barojas galvenokārt ar pazemes ūdeņiem (Pujāte, 2015). Līdz ar 19. gadsimta sākumu ezeram piegulošajās teritorijās strauji attīstījās industriālā nozare – tika nodibinātas cukura, lina audumu, papīra, sērskociņu, mucu un ķīmikāliju ražotnes (Cita Rīga, 2020). Vairums ražotņu tika slēgtas Otrā pasaules kara laikā, un teritorija iezīmējās kā tekstilmateriālu rūpniecības rajons. Ezera apkārtnes zemes lietojumveida maiņa sākās 1950. gados; 1960. gados notika intensīva teritorijas apbūve ar daudzstāvu dzīvokļu ēkām, sasniedzot mūsdienās esošo apbūves līmeni. Vēsturiski Velnezers ir ticis izmantots kā notekūdeņu novadīšanas vieta, līdz ar to novērojamas paaugstinātas biogēnu koncentrācijas, kas veicina ezera aizaugšanu (Lanka et al., 2024). Ezers tiek aktīvi izmantots kā rekreācijas vieta.



2.3. attēls. Pētījuma vietas atrašanās Ziemeļeiropā (A), centrālajā Latvijā (B) Velnezerā (C). Sarkana punkts apzīmē ezera dziļāko vietu un zilā pārtrauktā līnija ezera krasta robežu (pielāgots attēls no III).

2.1.4. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I)

Lai novērtētu upju nesto mikroplastmasas piesārņojumu, tika ievākti paraugi četrus lielākos Rīgas līcī ieplūstošos Latvijas upju ūdens virskārtā – Daugavā, Lielupē, Gaujā un Salacā (2.4. attēls).

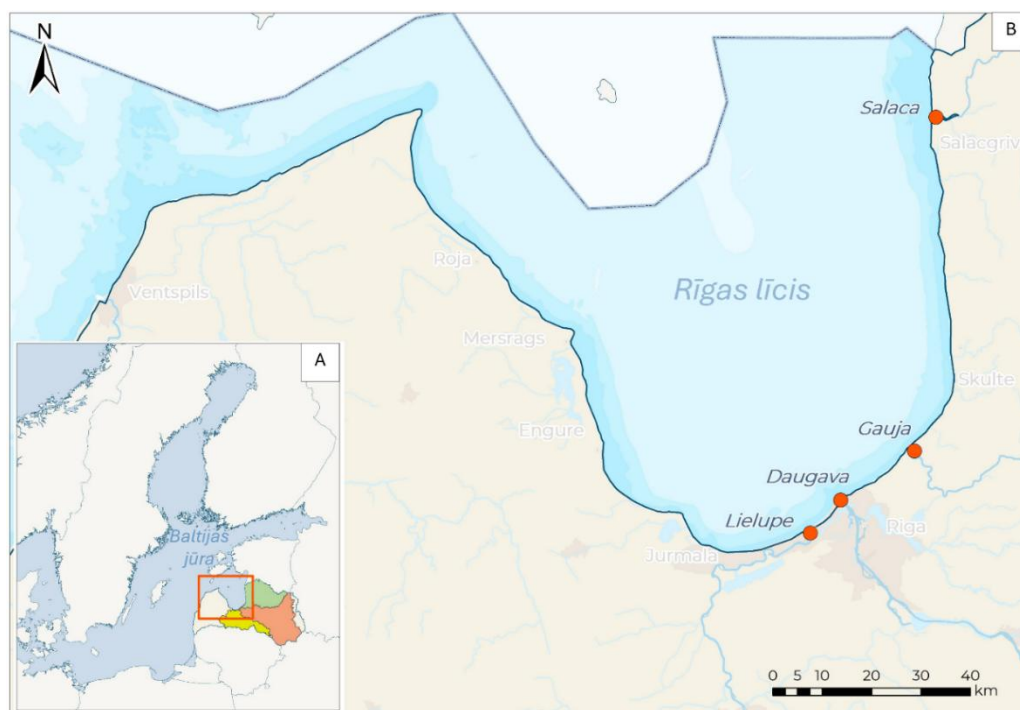
Daugava ir lielākā Latvijas upe, tās sateces baseins atrodas trīs valstīs (Baltkrievijas, Krievijas un Latvijas) teritorijā; no tā Latvijas teritorijā ir 24,7 tūkst. km² jeb 38% no kopējās sateces baseina platības (87,9 tūkst. km²). No Daugavas kopgaruma (1005 km) Latvijas teritorijā atrodas 352 km. Upes dziļums ir līdz 30 m un vidējais kritums 22 cm/km, Latvijas teritorijā – 28 cm/km. Upes gada vidējā notecē ir 20,5 km³. Rīgas pilsētā dzeramā ūdens sagatavošanai 50% no kopējā ūdens apjoma tiek iegūti no Daugava ūdeņiem. Uz upes izvietota hidroelektrostacija kaskāde, no kurām trīs lielākās atrodas Latvijas teritorijā. Pastiprinoties ZR vējiem, jūras līča ūdeņi tiek virzīti Daugavas grīvā, izraisot ūdens līmeņa paaugstināšanos un zemāku vietu applūšanu. Pēc zemes lietojuma veida baseina lielāko daļu aizņem meža teritorija (50%) un lauksaimniecībā izmantojamās zemes (20%) (Apsīte, 2018; LVĢMC, 2024a).

Lielupe ir otra lielākā Latvijas upe ar garumu 119 km. Tās sateces baseina kopējā platība ir 17,6 tūkst. km², un aptuveni puse (8,8 tūkst. km²) atrodas Latvijas teritorijā, bet atlikusī daļa Lietuvā, no kurienes tiek nests pārrobežā radītais piesārņojums. Upes dziļums var sasniegt 20 m, un kritums 9 cm/km. Upes gada vidējā notecē ir 3,6 km³. Mazūdens perioda laikā upes notecēi un straumes ātrumam raksturīgs

būtisks samazinājums. Lielupes gultne atrodas zemāk nekā vidējais Baltijas jūras līmenis, kā rezultātā rodas atpakaļ tecējums augsta jūras ūdens līmeņa gadījumā. Sateces baseinu apdzīvo 11,6% Latvijas iedzīvotāju, no kuriem lielākā daļa dzīvo tādās aglomerācijās kā Jelgava, Jūrmala, Olaine, Dobeles, Bauska. Pēc zemes lietojuma veida galvenās ir lauksaimniecības (52%) un meža teritorijas (44%), kas ir būtiskākās izkliedētā piesārņojuma slodzi radošās nozares šajā teritorijā (Apsīte, 2018; LVĢMC, 2023b).

Gauja ir garākā Latvijas upe (452 km) ar sateces baseina platību 9,1 tūkst. km², no kuriem Latvijas teritorijā ir 7,9 tūkst. km². Upes gada vidējā notecē ir 2,2 km³, dziļums un kritums ir mainīgi – dziļums līdz 9 m un kritums līdz 70 cm/km. Pēc zemes lietojuma veida baseina lielāko daļu aizņem meža teritorijas (59%), lauksaimniecībā izmantojamās zemes (30%) un purvi (5%). Gaujai raksturīgs straujš plūdums un izteikti augstāka sanešu pārvietošanas intensitāte kā citām Latvijas upēm (Apsīte, 2018; LVĢMC, 2023a).

Salacas garums ir 96 km, sateces baseina platība Latvijā ir 3,2 tūkst. km², bet Igaunijā – 0,2 tūkst. km² un upes gada notecē 1,1 km³. Salacas kritums ir 44 cm/km. Aptuveni 60% no baseina platības aizņem Burtnieku ezers ar pietekām, kas ietekmē Salacas noteces režīmu – rudens un pavasara maksimumi ir mērenāki kā citās upēs. Salacas upes baseina teritorijas lielāko daļu aizņem meži (59%), lauksaimniecībā izmantojamās zemes (34%) un purvi (4%) (Apsīte, 2018; Kokorīte and Ķolcova, 2021; LVĢMC, 2023a).



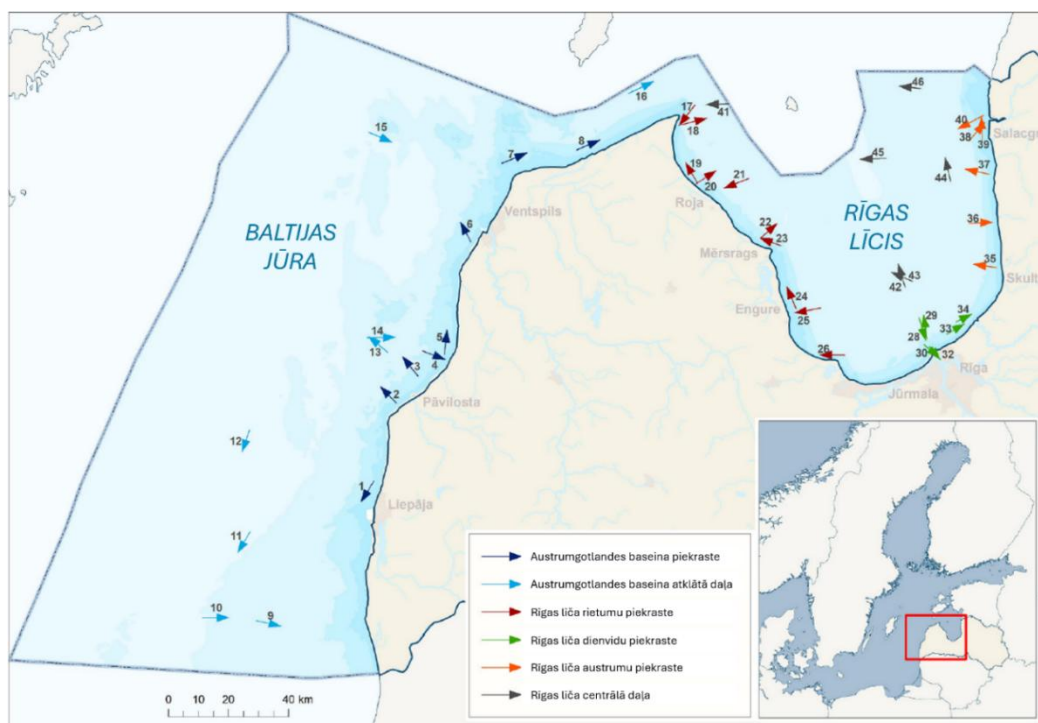
2.4. attēls. Pētījuma vieta Baltijas jūras reģionā (A), un paraugu ievākšanas vietas Latvijas lielāko Rīgas līcī ieplūstošo upju – Lielupes, Daugavas, Gaujas, Salacas – grīvās (B). Sarkanie punkti apzīmē paraugu ievākšanas vietas (pielāgots attēls no I).

2.1.5. Mikroplastmasa jūras ūdens virskārtā (VI, VIII)

Mikroplastmasas paraugi tika ievākti Latvijas jurisdikcijā esošā jūras teritorijā (2.5. attēls), lai novērtētu jūras ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojuma telpisko izplatību un raksturojumu.

Baltijas jūra ir ziemeļu-dienvidu virzienā izstiepta iekšzemes jūra, ko ieskauj deviņas valstis – Somija, Krievija, Igaunija, Latvija, Lietuva, Polija, Vācija, Dānija un Zviedrija. Tajā ieplūst ūdeņi no 1,6 miljonu km² liela sateces baseina, un tā tiek intensīvi izmantota gan kā transporta ceļš, gan komerciāliem un apgādes mērķiem, līdz ar to ir pakļauta augstam antropogēnam spiedienam (HELCOM, 2018; Latvijas Republikas Zemkopības ministrija, 2020). Latvijas jurisdikcijā atrodas 7,7% no Baltijas jūras kopplatības – teritoriālie ūdeņi līdz 12 jūras jūdzēm no krasta līnijas, kā arī ekonomiskā zona un kontinentālais šelfs 28 tūkstošu km² platībā. Latvijas jurisdikcijā esošos jūras ūdeņus var iedalīt divos apakšbaseinos – Baltijas jūras Atstrumgotlandes baseina daļa un Rīgas līcis. Katrai no šīm daļām piemīt atšķirīgas īpašības (Latvijas Republikas Zemkopības ministrija, 2020). Baltijas jūras un Rīgas līča ģeogrāfiskās īpatnības ierobežo ūdens apmaiņas režīmu, kas ir atkarīgs no dažādiem hidroloģiskiem un meteoroloģiskiem parametriem, kā rezultātā mikroplastmasas izkliede var būt apgrūtināta (Latvijas Hidroekoloģijas institūts, 2012).

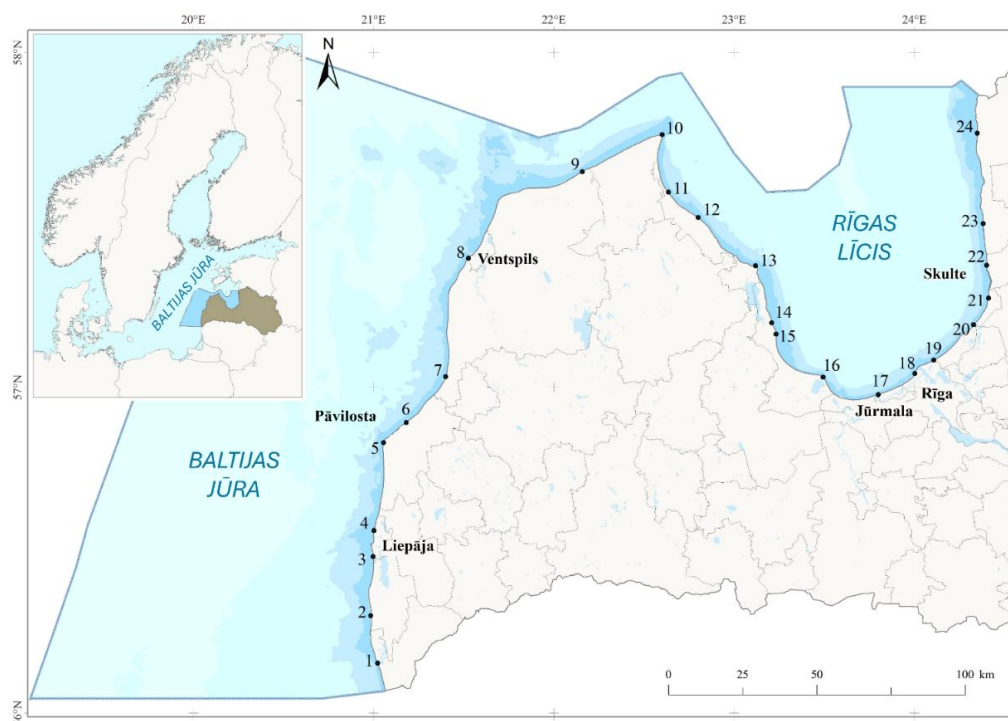
Rīgas līcī ieplūst piecas lielas, saimnieciski nozīmīgas upes (Daugava, Lielupe, Gauja, Salaca un Pērnavas), no kurām lielākā (Daugava) plūst cauri vairākām valstīm ar atšķirīgiem ūdens apsaimniekošanas nosacījumiem (VARAM, 2016). Rīgas līcim raksturīga pozitīva ūdens aprites bilance, ko nodrošina saldūdens pietece no sateces baseina (platība aptuveni 134 000 km²) un pazemes ūdeņiem. Šī iemesla dēļ ūdens sālums Rīgas līcī ir salīdzinoši zemāks (3-7 ‰) nekā atklātajā Baltijas jūras daļā. Atkarībā no hidrometeoroloģiskajiem faktoriem, ūdens apmaiņa starp Baltijas jūru un Rīgas līci ir vidēji 150-250 km³ gadā jeb aptuveni 25% no kopējās Rīgas līča ūdens masas. Galvenie faktori, kas nosaka ūdens apmaiņas intensitāti starp Rīgas līci un Baltijas jūru, ir Rīgas līča saldūdens budžets, straumes Irbes šaurumā un meteoroloģisko parametru radītās īstermiņa straumes. Rīgas līča relatīvi mazāk sāļais ūdens pa virsējiem Irbes šauruma slāņiem izplūst no tā, bet sāļākās (blīvākās) ūdens masas no atklātās jūras ieplūst pa Irbes šauruma apakšējiem ūdens slāņiem (Latvijas Hidroekoloģijas institūts, 2012; Lips et al., 2016a). Rīgas līcim ir raksturīga cikloniska tipa cirkulācija ūdens virskārtā (Leppāranta and Myrberg, 2009), ko izraisa galvenokārt valdošie vēji un ieplūstošo upju ūdens masas (Lapinskis, 2022; Lips et al., 2016a).



2.5. attēls. Jūras ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugu ievākšanas vietas Austrumgotlandes baseinā un Rīgas līcī; bultiņas norāda paraugu vākšanas transektes virzienu (pielāgots attēls no **VI, VIII**).

2.1.6. Mikroplastmasa jūras piekrastes pludmalēs (V)

Mikroplastmasas paraugi tika ievākti Latvijas piekrastes pludmalēs (2.6. attēls); piekrastes garums ir 498 km, un tā robežojas ar Austrumgotlandes baseinu Baltijas jūras atklātajā daļā un daļēji noslēgto Rīgas līcī. Vairums pludmaļu ir smilšainas, tomēr atsevišķās vietās pludmalēs novērojams grants, oļu un akmeņu segums. Piekrastes zonu apdzīvo aptuveni 40% valsts iedzīvotāju, no kuriem lielākā daļa uzturas četrās lielākajās piekrastes pilsētās – Rīgā, Jūrmalā, Liepājā un Ventspilī. Vasaras laikā piekrastes apdzīvotās vietās ievērojami palielinās iedzīvotāju skaits un slodze uz vidi.



2.6. attēls. Mikro- un mezoplastmasas paraugu ievākšanas vietas 24 pludmalēs Latvijas piekrastē (1 – Pape, 2 – Jūrmalciems, 3 – Liepāja, 4 – Liepājas Karosta, 5 – Akmeņrags, 6 – Pāvilosta, 7 – Jūrkalne, 8 – Ventspils, 9 – Irbes upes ieteka, 10 – Kolka, 11 – Pūrciems, 12 – Roja, 13 – Mērsrags, 14 – Abragciems, 15 – Engure, 16 – Lapmežciems, 17 – Majori, 18 – Daugavgrīva, 19 – Vecāķi, 20 – Lilaste, 21 – Saulkrasti, 22 – Lauču akmens, 23 – Tūja, 24 – Salacgrīva) (pielāgots attēls no V).

2.2. Paraugu ievākšana

2.2.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)

Paraugi tika ievākti 2023. gada septembrī Islandē Medhalfellsvatn ezerā un Fossvogur fjordā izmantojot Manta tīklu (ražotājs HydroBios, atvēruma platums 30 cm, atvēruma augstums 15 cm, acs izmērs 300 μm , materiāls neilons), kurš tika tralēts 20 minūtes no laivas sāna ar ātrumu aptuveni 1,2 mezgli. Izfiltrētā ūdens daudzuma (V , m^3) aprēķināšanai tika izmantots mehāniskais plūsmas mērītājs (ražotājs HydroBios) un formula

$$V = 0,3 \times r \times S, \text{ kur}$$

0,3 ir plūsmas mērītāja lāpstiņu rotāciju perimetrs, r ir plūsmas mērītāja lāpstiņu rotāciju skaits, un S ir tīkla atvēruma iegremdētais laukums ($0,021 \text{ m}^2$). Izfiltrētā ūdens tilpums paraugos variēja robežās $2,28\text{--}23,28 \text{ m}^3$ (vidēji $12,70 \text{ m}^3$). Pēc parauga ievākšanas tīkls no ārpuses tika skalots ar ezera vai fjorda ūdeni, lai sakoncentrētu tā iekšpusē esošo materiālu tīkla noņemamajā galā, kas pēc tam tika ieskalots

tīrā metāla bļodā. Izmantojot pinceti no parauga tika izlasītas lielākās organiskas izcelsmes daļiņas (piemēram, makroaļģes, dzīvie organismi, spalvas un citas), noskalotas ar filtrētu ūdeni, lai izvairītos no mikroplastmasas daļiņu zuduma, un izmestas. Tā kā šajā solī paraugs tika papildināts ar ūdeni, tas atkārtoti tika sakoncentrēts izmantojot nerūsējošā tērauda metāla sietu (ražotājs Retsch, sieta diametrs 10 cm, acs izmērs 200 μm), no kura tika pārvietots stikla traukā un noslēgts ar metāla vāku līdz apstrādei.

2.2.2. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV)

Nogulumu urbumi tika ievākti ezeru dziļākajā vietā izmantojot Kajaka tipa gravitācijas urbi ar iekšējo diametru 5,2 cm, kura caurule izgatavota no PVC materiāla. Pinku (56.9995 N°, 21.687422 E°) un Usmas (57.229256 N°, 22.174158 E°) ezeros 2019. gada augustā tika ievākti 25 cm gari urbumi, bet 2019. gada februārī Sekšu ezerā (57.036208 N°, 24.351869 E°) ievākts 45 cm garš urbums. Ievāktie nogulumu urbumi lauka apstākļos tika sadalīti 1 cm biezos slāņos; daļa katra 1 cm slāņa tika novirzīta nogulumu datēšanai, ķīmiskajām un fizikālajām analīzēm, kamēr atlikusī daļa, paredzēta mikroplastmasas analīzēm, tika ievietota iepriekš attīrītos (mazgātos un karsētos 500° C temperatūrā) stikla traukos un nosepta ar alumīnija foliju un metāla vāku. Paraugi tika uzglabāti 2-6 °C temperatūrā.

2.2.3. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)

Velnezera ūdens virskārtas paraugu ievākšana tika veikta septiņas reizes laika posmā no 2019. gada aprīļa līdz 2020. gada janvārim izmantojot metodi kā aprakstīts (II). Izfiltrētā ūdens tilpums paraugos variēja robežās 24,23-29,33 m³ (vidēji 27,23 m³). Pēc ievākšanas paraugi tika sasaldēti -4°C temperatūrā līdz apstrādei.

Nogulumu uztvērēji sastāv no divām uztvērējvertnēm (no PVC materiāla) ar iekšējo diametru 5,6 cm, bojām, plūsmas spārna un enkura. Nogulumu uztvērējs tika uzstādīts 2019. gada februārī ezera dziļākās vietas tuvumā, atstāts 6 mēnešus un iztukšots 2019. gada augustā, iegūstot paraugu, kas reprezentē pavasara/vasaras (produktīvo) sezonu. Nogulumu uztvērējs tika atkārtoti ievietots ezerā, atstāts uz 5 mēnešiem un iztukšots 2020. gada janvārī, iegūstot paraugu, kas reprezentē rudens/ziemas (stagnanto) sezonu.

Velnezera dziļākajā vietā (56.975949 N°, 24.247147 E°) 2019. gada februārī tika ievākts 32 cm garš nogulumu urbums kā aprakstīts (IV).

2.2.4. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I)

Lielupes, Daugavas, Gauja un Salacas ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugi tika ievākti līdz 300 m attālumā no upju grīvas laika periodā no 2022. gada aprīļa līdz 2023. gada jūnijam ar divu mēnešu

intervālu. 2022. gada decembrī paraugi netika ievākti Gaujā un Salacā nepiemērotu laikapstākļu dēļ. Paraugu ievākšanai tika izmantota līdzīga metode kā aprakstīts (II); tīkla acs izmērs bija 100 μm un parauga ievākšanas ilgums bija 30 minūtes upes augšteces virzienā. Izfiltrētā ūdens daudzums variēja robežās 4,67-44,96 m^3 (vidēji $22,29 \pm 1,35 \text{ m}^3$). Paraugu saglabāšana tika veikta kā aprakstīts (II).

2.2.5. Mikroplastmasa jūras ūdens virskārtā (VI, VIII)

Jūras ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugi tika ievākti laika periodā no 2018. gada maija līdz septembrim, ievācot 44 paraugus (28 Rīgas līcī un 16 Austrumgotlandes baseinā), izmantojot Manta tīklu (ražotājs HydroBios, tīkla garums 3 m, atvēruma platums 70 cm, atvēruma augstums 40 cm, acs izmērs 300 μm). Tas tika piestiprināts kuģa sānā attālumā, kur ūdens virskārtu neietekmē kuģa radītā ūdens turbulence, un ūdens slāņi netiek sajaukti. Tīkls tika tralēts divas jūras jūdzes aptuveni stundu ar ātrumu divi mezgli. Tika reģistrētas katra parauga ievākšanas sākuma un beigu koordinātas, lai gūtu informāciju par tralētās transektes garumu, kas tika izmantota izfiltrētā ūdens tilpuma (V , m^3) aprēķināšanai pēc formulas

$$V = L \times S, \text{ kur}$$

L ir transektes garums (m) un S ir tīkla atvēruma iegremdētais laukums ($0,175 \text{ m}^2$). Izfiltrētā ūdens tilpums paraugos variēja robežās 35-1575 m^3 (vidēji $639,1 \pm 197,4 \text{ m}^3$). Paraugu saglabāšana tika veikta kā aprakstīts (III).

2.2.6. Mikroplastmasa jūras piekrastes pludmalēs (V)

Laika posmā no 2021. gada jūnija līdz augustam tika ievākti 81 jūras piekrastes smilšu mikroplastmasas paraugi 24 Baltijas jūras un Rīgas līča Latvijas piekrastes pludmalēs, kas atšķīrās apdzīvotības, pieejamības, infrastruktūras nodrošinājuma un apmeklētības ziņā (Nikodemus et al., 2018). Detāls apsekoto pludmaļu raksturojums pieejams (V) pielikumā. Katrā pludmalē gar ūdens līnijas neapskaloto daļu tika iezīmēta 100 m gara transekte, uz tās pēc nejaušības principa izvēlēti trīs paraugu ievākšanas kvadranti (50x50 cm), no kuriem ar metāla lāpstiņu tika ievākta smilšu virsējā 5 cm kārtā (ievāktā parauga tilpums $0,0125 \text{ m}^3$). Paraugi tika sijāti caur nerūsējošā tērauda sietu ar acs izmēru 5 un 1 mm (ražotājs Retsch, sieta diametrs 30 cm) kaskādi, lai nodrošinātu daļiņu izmēru frakcionēšanu. Katra frakcija no sieta tika ieskalota stikla traukā izmantojot filtrētu ūdeni un nosepta ar metāla vāku. Gadījumos, kad smilts granulometrijas īpatnības nepieļāva parauga frakcionēšanu pēc izmēra to ievākšanas laikā, viss ievāktais paraugs tika saglabāts metāla tvertnē un nosegts ar metāla vāku, lai veiktu mikroplastmasas ekstrakciju laboratorijā.

2.3. Paraugu apstrāde

Mikroplastmasas daļiņas ir vieglas un ārēju faktoru ietekmē var tikt pārvietotas, tāpēc nepieciešams ievērot piesardzību darbojoties ar paraugiem, lai izvairītos no parauga piesārņošanas vai daļiņu zuduma (Kutralam-Muniasamy et al., 2023; Prata et al., 2024). Visi šķīdumi, kas nonāca saskarē ar paraugu, pirms lietošanas tika filtrēti caur stika šķiedras filtru ar poru izmēru 1,2 µm. Paraugu ievākšanas un sagatavošanas laikā tika izmantoti metāla vai stikla darba piederumi, kas pirms lietošanas trīs reizes tika skaloti ar ultratīru (MilliQ) ūdeni vai karsēti 500 °C temperatūrā divas stundas, pēc iespējas izvairoties no paraugu saskares ar plastmasas objektiem. Gadījumos, kad izvairīšanās no plastmasas priekšmetu saskares ar paraugiem nebija iespējama (piemēram, nogulumu urbja caurule (PVC), Manta tīkls (neilons), strūklenes (Teflons), laboratorijas cimdi (nitrils)), tika noteikts to veidojošais polimērs, tā spektrs saglabāts un izslēgts no turpmākas analīzes. Paraugu apstrādes un analīzes laikā tika lietots lina vai kokvilnas laboratorijas halāts. Paraugu apstrāde tika veikta velkmes vai laminārās plūsmas skapī. Laikā, kad ar paraugu netika veiktas darbības, tas tika nosepts ar foliju, lai samazinātu piesārņošanas risku. Katram paraugam pēc iespējas tika izmantota viena vārglāze visā apstrādes periodā, lai novērstu daļiņu zudumu. Paraugu netīšas piesārņošanas novērtēšanai tika izveidoti trīs negatīvie kontroles paraugi, kuri tika apstrādāti pēc garākā iespējamā protokola un analizēti tāpat kā īstie paraugi. Netīšā daļiņu zuduma novērtēšanai tika izveidoti trīs pozitīvās kontroles paraugi, kas katrs saturēja 100 PS lodītes (Ø 100 µm, blīvums 1,05 g/ml, Sigma-Aldrich produkts nr. 56969-10ML-F), filtrēšanai izmantojot 50 µm sietu (**I, II, III, IV, VI, VIII**), vai 100 PS granulas (Ø 2,1 mm, blīvums 1,05 g/ml), filtrēšanai izmantojot 1 mm sietu (**V**). Arī pozitīvās kontroles paraugi tika apstrādāti pēc garākā iespējamā protokola. Pozitīvās kontroles paraugos esošās lodītes pēc apstrādes tika saskaitītas zem binokulāra.

Lai atbrīvotos no paraugos esošā minerālā un organiskā piemaisījuma, paraugi tika attīrīti pielietojot īpaši izveidotu paraugu sagatavošanas protokolu (2.1. tabula), kas tika pielāgots atkarībā no paraugu īpašībām (minerālo un organisko piemaisījumu daudzums, to veids). Paraugu liofilizēšanai tie tika sasaldēti -20 °C temperatūrā un žāvēti vakuumā. Pēc katra apstrādes soļa paraugi tika filtrēti caur nerūsējošā tērauda sietu (acs izmērs 50 µm (**I, VII**), 100 µm (**IV, V**) vai 200 µm (**II, III, VI, VIII**)) vai vakuuma filtrēšanas iekārtā iestiprinātu nerūsējošā tērauda filtru (10 µm (**VII**) vai 50 µm (**III**)) un noskaloti ar ūdeni vismaz trīs reizes, lai atbrīvotos no iepriekšējā apstrādes solī izmantotā reaģenta. Paraugi ar nākamajai reakcijai atbilstošo šķīdumu tika no sieta vai filtra ieskaloti tiem paredzētajā vārglāzē, skalojot sietu vai filtru vismaz trīs reizes, lai nodrošinātu maksimālu daļiņu atgūstamību. Paraugu izmēru frakcionēšanai tika izmantots 500 µm nerūsējošā tērauda siets.

Pēc atsevišķu reaģentu pievienošanas tika regulēta paraugu temperatūra – pievienojot paraugiem ūdeņraža peroksīdu (H₂O₂), nātrija hidroksīdu (NaOH), nātrija deodecil sulfātu (SDS) un enzīmus (proteāze, amilāze, celulāze), tie tika inkubēti lineārās kratīšanas vannā 50 °C temperatūrā, bet pievienojot enzīmu hitināzi, tie tika inkubēti 37 °C temperatūrā. Pirms Fentona reakcijas paraugs tika atšķaidīts līdz 200 ml ar destilētu ūdeni un atdzesēts līdz 15-20 °C; reakcijas laikā parauga temperatūra tika uzturēta robežās 20-30 °C vismaz 4 h izmantojot ledus vannu, tad tie tika atstāti istabas temperatūrā 24 h. Enzimātiskām reakcijām tika izmantoti divi buferi ar atšķirīgu pH – acetātbuferis (pH 4,8) celulāzei, viskozīmam un hitināzei, TRIS buferis (pH 8,2) proteāzei un alkalāzei.

Lai nodalītu mikroplastmasas daļiņas no dabiskām neorganiskās izcelsmes daļiņām (piemēram, minerāliem), paraugs un paaugstināta blīvuma šķīdums nātrija politungstāts (blīvums 1,75 g/ml) tika ievietots šķirpiltuvē, manuāli aerēts 5 minūtes un nostādināts 24 stundas. Uz šķīduma virsmas esošās mikroplastmasas un organikas daļiņas tika izfiltrētas caur filtru vai sietu, skalotas ar 500 ml siltu (50 °C) destilētu ūdeni, 200 ml 50% etanola un novirzītas turpmākai attīrīšanai, kamēr nogulsnētai frakcijai tika veikta atkārtota blīvuma nodalīšana vēl divas reizes, lai samazinātu daļiņu zudumu un nodrošinātu pēc iespējas lielāku mikroplastmasas daļiņu atguvi.

2.1. tabula. Mikroplastmasas daļiņu ekstrahēšanai pielietotie paraugu attīrīšanas protokoli veiktajos pētījumos (I-VIII).

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Liofilizēšana				X			X	
30% H ₂ O ₂	X	X	X	X	X	X	X	X
10% NaOH	X	X			X	X		X
Blīvuma ekstrakcija I			X	X	X		X	
Izmēru frakcionēšana			X	X			X	
5% SDS			X	X			X	
Enzīmi TRIS buferī			X	X			X	
Enzīmi acetātbuferī			X	X	X	X	X	X
Fentona oksidācija		X	X	X	X		X	
Blīvuma ekstrakcija II			X	X			X	

2.3.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)

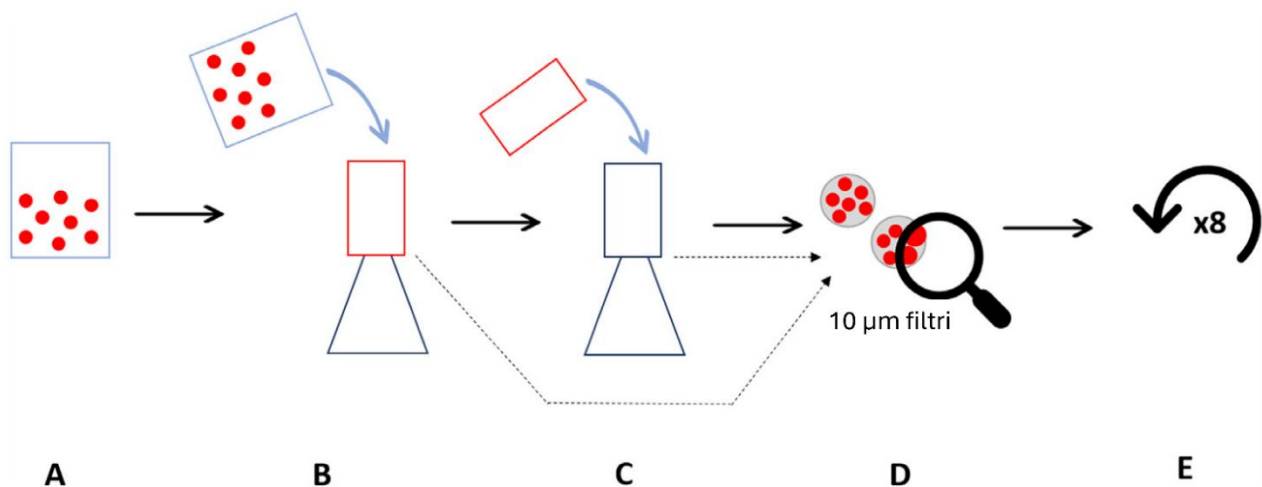
Lai atbrīvotos no paraugos esošā organiskā materiāla, paraugi trīs mēnešu garumā tika pūvēti istabas temperatūrā. Tam sekoja apstrāde ar 10% NaOH šķīdumu attiecībā 1:3 (1 daļa parauga : 3 daļas NaOH) un 30% H₂O₂ attiecībā 1:1. Paraugi, kuri pēc minētajiem apstrādes soļiem nebija pietiekoši attīrīti, tika novirzīti Fentona oksidācijas reakcijai. Pēc apstrādes paraugi tika filtrēti uz stikla šķiedras filtriem vakuumā filtrēšanas iekārtā un saglabāti stikla traukos vizuālai analīzei.

2.3.2. Daļiņu atgūstamības novērtējums (VII)

Mikroplastmasas daļiņu atgūstamība izmantojot dažādas filtrēšanas metodes

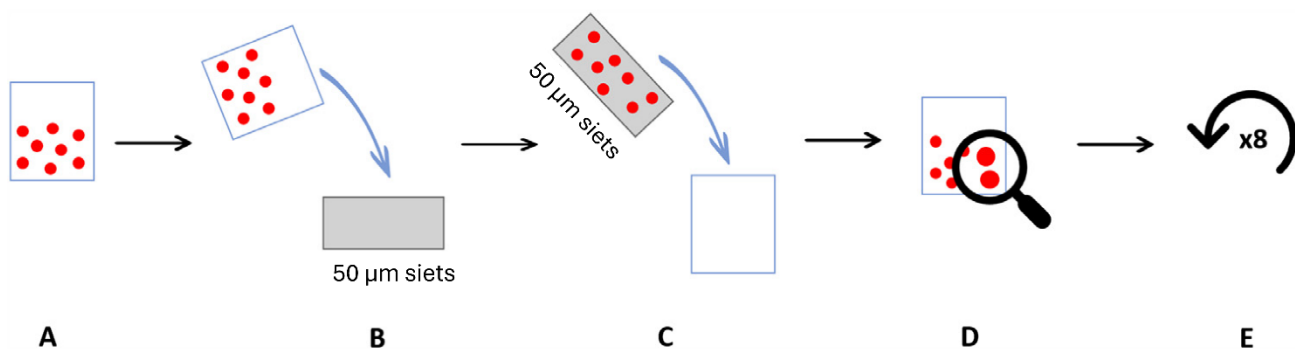
Lai novērtētu daļiņu atgūstamību paraugu filtrēšanas laikā, tika salīdzinātas divas metodes paraugu atbrīvošanai no reaģenta – filtrēšana caur (A) nerūsējošā tērauda filtru (diametrs 47 mm, acs izmērs 10 μm) vakuumā filtrēšanas iekārtā vai (B) nerūsējošā tērauda sietu (ražotājs Retsch, diametrs 10 cm, acs izmērs 50 μm). Tika sagatavoti seši paraugi, vārglāzē ievietojot 100 standartizētas sarkanas PS lodītes un 100 ml filtrēta ūdens, no kuriem trīs tika apstrādāti atbilstoši garākajam iespējamam deviņu soļu paraugu attīrīšanas protokolam (IV) izmantojot metodi A, un trīs izmantojot metodi B.

(A) filtrēšana izmantojot nerūsējošā tērauda filtru vakuumā filtrēšanas iekārtā – sagatavotie paraugi no vārglāzes tika ieskaloti filtrēšanas iekārtā uz metāla filtra, vairākas reizes rūpīgi izskalojot vārglāzi, lai pēc iespējas izvairītos no daļiņu zuduma (2.7. attēls). Filtrs ar lodītēm tika saglabāts Petri platē, un filtrēšanas iekārtā ievietots tīrs filtrs, uz kura tika noskalota iepriekš izmantotā filtrēšanas iekārtas glāze, lai nodrošinātu, ka uz tās savienojuma daļām pielipušās lodītes netiek zaudētas. Arī otrs filtrs tika ievietots Petri platē, un abi no tiem analizēti zem binokulāra, saskaitot uz tiem esošās lodītes. Pēc tam lodītes no filtriem tika ieskalotas vārglāzē, un parauga filtrēšana caur filtru un lodīšu skaitīšana tika atkārtota vēl astoņas reizes, lai simulētu paraugu apstrādes procesu.



2.7. attēls. Eksperimenta dizains mikroplastmasas daļiņu atgūstamības novērtēšanai, filtrēšanai izmantojot nerūsējošā tērauda filtru vakuuma filtrēšanas iekārtā. A – 100 polistirola lodītes vārglāzē ar 100 ml ūdens; B – parauga filtrēšana caur 10 µm nerūsējošā tērauda filtru; C – iepriekš izmantotās filtrēšanas iekārtas glāzes noskalošana uz tīra 10 µm nerūsējošā tērauda filtra; D – lodīšu skaitīšana zem binokulāra; E – procesa atkārtošana vēl 8 reizes (pielāgots attēls no VII).

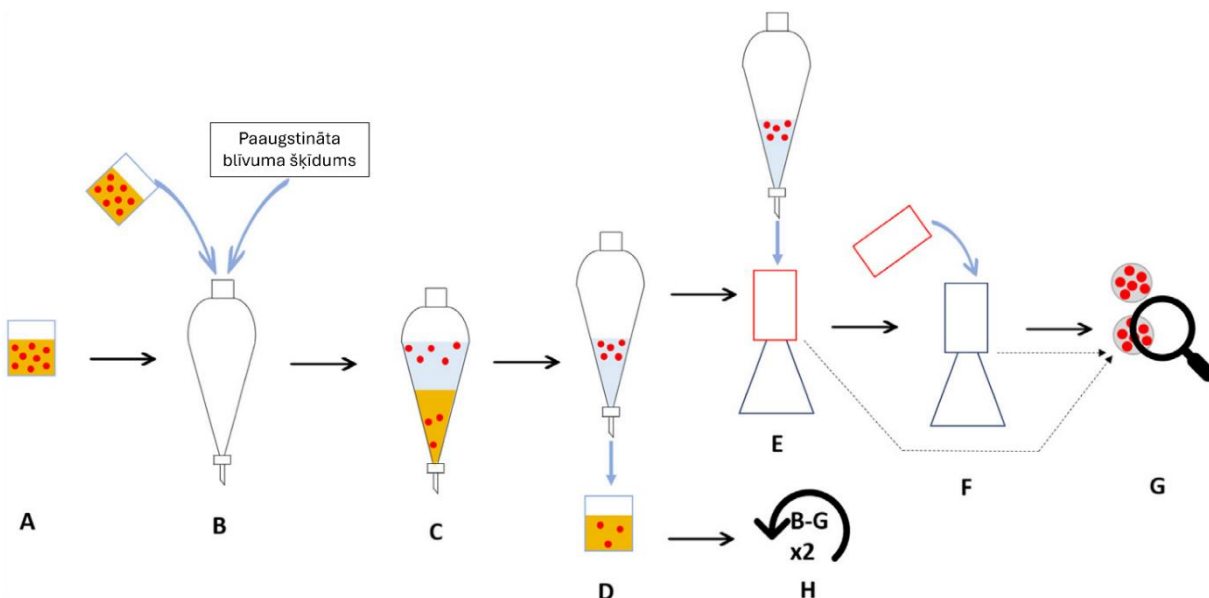
(B) filtrēšana izmantojot nerūsējošā tērauda sietu – sagatavotie paraugi no vārglāzes tika ieskaloti sietā, vairākas reizes rūpīgi izskalojot vārglāzi, lai pēc iespējas izvairītos no daļiņu zuduma (2.8. attēls). Lodītes no sietā tika ieskalotas tīrā vārglāzē un saskaitītas zem binokulāra. Parauga filtrēšana caur sietu un lodīšu skaitīšana tika atkārtota vēl astoņas reizes, lai simulētu paraugu apstrādes procesu.



2.8. attēls. Eksperimenta dizains mikroplastmasas daļiņu atgūstamības novērtēšanai, filtrēšanai izmantojot nerūsējošā tērauda sietu. A – 100 polistirola lodītes vārglāzē ar 100 ml ūdens; B – parauga filtrēšana caur 50 µm nerūsējošā tērauda sietu; C – lodīšu ieskalošana no sietā tīrā vārglāzē; D – lodīšu skaitīšana zem binokulāra; E – procesa atkārtošana vēl 8 reizes (pielāgots attēls no VII).

Mikroplastmasas daļiņu atgūstamība izmantojot dažāda tilpuma šķirpiltuves

Lai novērtētu daļiņu atgūstamību blīvuma ekstrakcijas laikā izmantojot dažāda tilpuma šķirpiltuves, tika sagatavoti seši paraugi, vārglāzē ievietojot 100 standartizētas sarkanas PS lodītes un 50 ml jūras nogulumu ar vidējo sauso masu $8,65 \pm 0,54$ g. Divi no sagatavotajiem paraugiem tika ieskaloti šķirpiltuvēs ar tilpumu 250 ml, divi šķirpiltuvēs ar tilpumu 500 ml un divi šķirpiltuvēs ar tilpumu 1000 ml. Paraugs no vārglāzes tika ieskalots attiecīgā šķirpiltuvē, vismaz trīs reizes izskalojot izmantoto vārglāzi ar paaugstināta blīvuma (1,75 g/ml) šķīdumu, lai pēc iespējas izvairītos no daļiņu zuduma (2.9. attēls). Pēc tam 2/3 šķirpiltuves tilpuma tika piepildītas ar paaugstināta blīvuma šķīdumu, noslēgtas ar teflona korķi, manuāli aerētas 5 minūtes un atstātas nostādināties 24 h. Nogulsnējusies parauga daļa pa šķirpiltuves apakšu tika nodalīta un saglabāta tīrā vārglāzē, vēlāk atkārtojot blīvuma ekstrakciju vēl divas reizes, kamēr tā virspusē esošais šķīdums filtrēts vakuuma filtrēšanas iekārtā caur 10 μ m filtru, izskalojot šķirpiltuvi ar ūdeni vismaz trīs reizes. Filtrs ar lodītēm tika saglabāts Petri platē, filtrēšanas iekārtā ievietots tīrs filtrs, uz kura tika noskalota iepriekš izmantotā filtrēšanas iekārtas glāze, lai nodrošinātu, ka uz tās savienojuma daļām pielipušās lodītes netiek zaudētas. Arī otrs filtrs tika ievietots Petri platē, un abi analizēti zem binokulāra, saskaitot uz tiem esošās lodītes.



2.9. attēls. Eksperimenta dizains mikroplastmasas daļiņu atgūstamības novērtēšanai izmantojot dažāda tilpuma šķirpiltuves. A – 100 polistirola lodītes vārglāzē ar 50 ml jūras nogulumu; B – sagatavotā parauga ievietošana šķirpiltuvē ar paaugstināta blīvuma šķīdumu; C – parauga nostādināšana 24 h; D – nogulsnējusies parauga daļas nodalīšana; E – parauga filtrēšana caur 10 μ m nerūsējošā tērauda filtru; F – iepriekš izmantotās filtrēšanas iekārtas glāzes noskalošana uz tīra 10 μ m nerūsējošā tērauda filtra; G – lodīšu skaitīšana zem binokulāra (pielāgots attēls no VII).

Mikroplastmasas daļiņu atgūstamība izmantojot dažādus apstrādes protokolus

Daļiņu atgūstamības novērtēšanai atkarībā no apstrādes protokolā ietverto soļu skaita un pielietotajām attīrīšanas reakcijām tika sagatavoti 15 paraugi, vārglāzē ievietojot 100 standartizētas sarkanas PS lodītes un 100 ml filtrēta ūdens. Paraugi tika apstrādāti atbilstoši četriem eksistējošiem protokoliem (trīs izveidotie paraugi katram protokolam), ko raksturo atšķirīgs pielietoto soļu skaits un attīrīšanas reakciju veids:

(a) *saldūdens nogulumu protokols nr. 1* ietver deviņus secīgus attīrīšanas soļus – H_2O_2 oksidāciju, liofilizēšanu, blīvuma ekstrakciju, SDS attīrīšanu, enzīmātiskās reakcijas TRIS un acetātbuferī, fentona oksidāciju, atkārtotu blīvuma ekstrakciju un fiksēšanu etanolā. Parauga attīrīšana tika sākta ar 30% H_2O_2 pievienošanu attiecībā 1:2 (1 daļa H_2O_2 : 2 daļas parauga), pēc tam paraugi tika liofilizēti un veikta pirmā mikroplastmasas daļiņu blīvuma ekstrakcija, atkārtojot to trīs reizes. Tad paraugam tika pievienots 200 ml 5% SDS šķīduma. Enzīmātiskā apstrāde tika veikta izmantojot 0,5 ml alkalāzi TRIS buferī, un 0,5 ml viskozīmu un celulāzi acetātbuferī, kam sekoja Fentona oksidācijas reakcija un otrā blīvuma ekstrakcija, kas veikta trīs reizes. Pēc tam paraugs tika ieskalots tīrā vārglāzē izmantojot 50% etanolu un žāvēts 40 °C temperatūrā divas nedēļas.

(b) *saldūdens nogulumu protokols nr. 2* sastāv no astoņiem secīgiem attīrīšanas soļiem un ir atvasināts no protokola (a) – pirmie divi apstrādes soļi (H_2O_2 oksidācija un liofilizēšana) samainīti vietām, blīvuma ekstrakcija sastāvēja no diviem ekstrakcijas atkārtojumiem, nevis trim kā protokolā (a), enzīmātiskās reakcijas laikā TRIS buferim pievienots 0,5 ml alkalāze un proteāze, un paraugs netika fiksēts etanolā.

(c) *jūras nogulumu protokols* sastāv no pieciem secīgiem attīrīšanas soļiem un ir atvasināts no protokola (a) – tas ietver blīvuma ekstrakciju ar diviem atkārtojumiem, H_2O_2 oksidāciju, enzīmātisko apstrādi izmantojot 0,5 ml proteāzi TRIS buferī un 0,5 ml viskozīmu un 0,1 ml hitināzi acetātbuferī, atkārtotu blīvuma ekstrakciju ar diviem atkārtojumiem.

(d) *jūras ūdens virskārtas protokols* sastāv no trīs secīgiem attīrīšanas soļiem – NaOH hidrolīzes, H_2O_2 oksidācijas un enzīmātiskās attīrīšanas. Parauga attīrīšana tika veikta ar 10% NaOH šķīdumu attiecībā 3:1 (3 daļas NaOH : 1 daļas parauga), 30% H_2O_2 attiecībā 2:1 (2 daļas H_2O_2 : 1 daļa parauga), un 0,5 ml viskozīma un celulāzes acetātbuferī.

Lai izvērtētu vai attīrīšanas protokolos izmantotie reaģenti ietekmē daļiņu atgūstamību, paraugi tika apstrādāti atbilstoši garākajai metodei (a), neizmantojot reaģentus. Līdz ar to, papildus daļiņu atgūstamībai, tika novērtēta arī relatīvā atgūstamība, ko aprēķināja kā zudušo daļiņu daudzumu attiecībā pret iepriekšējā apstrādes soļa rezultātu. Pēc katra apstrādes soļa paraugi tika filtrēti vakuuma filtrēšanas

iekārtā caur 10 µm filtru vakuuma filtrācijas iekārtā, lai atbrīvotos no iepriekšējā reakcijā izmantotā reaģenta, uz filtra esošās daļiņas tika saskaitītas zem mikroskopa un ieskalotas iepriekš izmantotajā vārglāzē turpmākai apstrādei atbilstoši attiecīgajam protokolam.

2.3.3. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV)

Mikroplastmasas noteikšanai tika apvienoti secīgi pieci 1 cm nogulumu slāņi (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm u.t.t.) Pinku un Usmas ezeros, bet Sekšu ezeram augstā ūdens satura dēļ augšējo nogulumu slāņi veidoja 10 cm, bet dziļākos slāņus 5 cm. Pirms paraugu apstrādes tika noteikta paraugu sausā masa. Paraugu attīrīšana tika veikta piemērojot secīgu apstrādes soļu protokolu.

Parauga attīrīšana tika sākta ar 30% H₂O₂ pievienošanu attiecībā 1:2 (1 daļa H₂O₂ : 2 daļas parauga), pēc tam paraugi tika liofilizēti un veikta mikroplastmasas daļiņu blīvuma ekstrakcija. Parauga izmēru frakcionēšanai tika izmantoti 100 un 500 µm nerūsējošā tērauda sieti. Paraugu tālākā apstrāde tika veikta tikai izmēru frakcijai 100-500 µm, pievienojot paraugam 300 ml 10% SDS šķīduma. Enzīmātiskā apstrāde tika veikta izmantojot 0,5 ml proteāzi, viskozīmu un celulāzi, kam sekoja Fentona oksidācijas reakcija un sekundārā blīvuma ekstrakcija, pēc kuras paraugs tika ieskalots 20 ml pudelītē izmantojot 50% etanola, žāvēts 50 °C temperatūrā līdz 5 ml tilpumam un saglabāts tālākām analīzēm.

Nogulumu datēšanai tika izmantota svina izotopa ²¹⁰Pb aktivitātes netieša noteikšana, identificējot polonija izotopu ²¹⁰Po ar alfa spektrometriju. Nogulumu paraugi ar tilpumu 0,2 g tika liofilizēti, tiem pievienots ²⁰⁹Po marķieris un koncentrētas skābes (slāpekļskābe HNO₃, perhlorskābe HClO₄ un fluorūdeņradis HF), paraugi apstrādāti 100°C temperatūrā. Pēc tam šķīdums tika iztvaicēts un izšķīdināts 0,5 M HCl. Polonija izotopi tika nogulsnēti uz sudraba diskiem 4 stundu laikā, noskaloti ar metanolu pirms ²¹⁰Po un ²⁰⁹Po analīzes ar 7200-04 APEX Alpha Analyst spektrometru, kas papildināts ar PIPS A450-18AM detektoru. Datēšanai tika izmantots ²¹⁰Pb pārpalikums (kopējās un atbalstītās ²¹⁰Pb aktivitātes starpība), izmantojot pastāvīgas nogulsnešanās principu (CFCS, anglicki – *constant flux constant sedimentation*) modeli. Papildus tika analizētas sfēriskās oglekļa daļiņas (SCP); analīze ietvēra ķīmisku attīrīšanu ar H₂O₂, kālija hidroksīdu KOH un sālsskābi HCl, lai atbrīvotos no organiskā materiāla, silikātiem un karbonātiem. Marķēšanai tika izmantotas *Lycopodium* tabletes ar zināmu sporu daudzumu, un SCP tika skaitītas, izmantojot mikroskopu ar 400 reižu palielinājumu. SCP koncentrācijas tika aprēķinātas kā daļiņu skaits uz 0,2 g sausu nogulumu. Datēšanai tika izmantoti 1 cm nogulumu slāņi; šķīdros virsējos nogulumos – 2 cm. Nogulumu vecuma-dziļuma modelis tika izstrādāts, kombinējot ²¹⁰Pb datēšanas un SCP analīzes rezultātus, izmantojot *Clam* nogulsnešanās modeli R vidē ar 95,4% pārliecības līmeni. ²¹⁰Pb datēšana rezultāti Piņķu ezeram 14 cm dziļumā norādīja maksimālo vecumu 1932 m. ē.

Līdz ar to nogulumu vecums dziļākos slāņos tika ekstrapolēts, pieņemot pastāvīgas nogulsšanās principu. Ekstrapolācija veicina nenoteiktību par dziļāko slāņu vecumu, tomēr slāņi, kas reprezentē 1950. gadu ir noteikti ar augstu pārliecību.

2.3.4. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)

Katrai pētījumā pētītajai ezera matricai tika izmantots pielāgots paraugu apstrādes protokols.

Ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugi tika attīrīti izmantojot 30% H₂O₂ attiecībā 1:1. Pēc apstrādes tie tika filtrēti uz stikla šķiedras filtriem vakuuma filtrēšanas iekārtā un saglabāti stikla traukos vizuālai analīzei.

No nogulumu uztvērēju paraugiem mikroplastmasa tika ekstrahēta veicot oksidāciju ar 30% H₂O₂ attiecībā 1:1 un blīvuma ekstrakciju. Izmēru frakcionēšanai tika izmantots 500 µm siets. Parauga frakcija 50-500 µm tika ieskalota 20 ml stikla pudelītēs izmantojot 50% etanolu, žāvēta 50 °C temperatūrā līdz 5 ml tilpumam un saglabāta tālākām analīzēm.

Organiskā materiāla nograuššanai nogulumu urbuma paraugi tika liofilizēti, tiem tika pievienots 30% H₂O₂ attiecībā 1:1, veikta pirmējā blīvuma ekstrakcija un izmēru frakcionēšanu ar 500 µm sietu. Turpmāka paraugu apstrāde tika veikta frakcijai 50-500 µm, pievienojot 300 ml 5% SDS šķīduma, un enzimatiskai reakcijai izmantojot 0,5 ml celulāzi, viskozīmu, alkalāzi un proteāzi, kam sekoja Fentona reakcija un sekundārā blīvuma ekstrakcija. Pēc tam paraugs tika ieskalots 20 ml stikla pudelītēs izmantojot 50% etanolu, žāvēts 50 °C temperatūrā līdz 5 ml tilpumam un saglabāts tālākām analīzēm.

Nogulumu datēšanai paraugi tika sagatavoti tāpat kā (IV). Nogulumu vecuma-dziļuma modeļa izveidei tika izmantots *Bayesian* modelis *Plum* programatūras R vidē.

2.3.5. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I)

Lai atbrīvotos no paraugos esošā organiskā materiāla, tika piemērota vairāku secīgu soļu apstrādes metode, izvērtējot katra nākamā attīrīšanas posma nepieciešamību atkarībā no parauga īpatnībām. Upju ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugi tika attīrīti izmantojot 30% H₂O₂ attiecībā 1:1, 10% NaOH šķīdumu attiecībā 1:3 (1 daļa parauga : 3 daļas NaOH) un blīvuma ekstrakciju. Pēc apstrādes tie tika filtrēti uz stikla šķiedras filtriem vakuuma filtrēšanas iekārtā un saglabāti stikla traukos vizuālai analīzei.

Suspendētā materiāla noteikšanai tika ievāks ūdens tīrā, iepriekš trīs reizes ar upes ūdeni izskalotā 5 L plastmasas pudelē no upes augšējā 20 cm slāņa paralēli MP paraugiem. Laboratorijā ūdens tika homogenizēts un, izmantojot vakuuma filtrēšanas sistēmu, filtrēts caur iepriekš nosvērtu membrānfiltru (0,45 µm, Cytiva Whatman™) līdz tas aizsērēja. Tika reģistrēts izfiltrētā ūdens tilpums (0,4-1,1 L). Pēc filtrēšanas membrānas filtrs tika žāvēts 50 °C temperatūrā 24 stundas un nosvērts, lai noteiktu suspendētā materiāla masu.

2.3.6. Jūras ūdens mikroplastmasa (VIII, VI)

Pirms apstrādes paraugi tika atkausēti un ievietoti vārglāzē, pievienojot 10% NaOH šķīdumu attiecībā 1:3 (1 daļa parauga : 3 daļas NaOH), kam sekoja oksidācija ar 30% H₂O₂ attiecībā 1:1. Tad tika veikta enzimatiskā reakcija ar 0,5 ml celulāzi un viskozīmu. Pēc paraugu apstrādes tie tika filtrēti uz stikla šķiedras filtriem vakuuma filtrēšanas iekārtā un saglabāti stikla traukos vizuālai analīzei.

2.3.7. Jūras piekrastes mikroplastmasa (V)

Parauga frakcija >5 mm tika noskalota ar destilētu ūdeni un novirzīta analīzei, kamēr frakcijai 1-5 mm tika veikta attīrīšana. Paraugi, kurus lauka apstākļos nebija iespējams izsijāt caur 1 mm sietu, tika homogenizēti, un no tiem paņemts 2 L apakšparaugs, kuram trīs reizes tika veikta mikroplastmasas ekstrakcija izmantojot pārsātinātu sāls šķīdumu (blīvums ~1,2 g/cm³). Lai atbrīvotos no paraugos esošā organiskā materiāla, tika piemērota vairāku secīgu soļu apstrādes metode, izvērtējot katra nākamā attīrīšanas posma nepieciešamību atkarībā no parauga īpatnībām. Apstrādes metode iekļāva attīrīšanu ar 30% H₂O₂ attiecībā 1:0,5 (1 daļa parauga : 0,5 daļas H₂O₂), 10% NaOH šķīdumu attiecībā 1:3 (1 daļa parauga : 3 daļas NaOH), 0,5 ml enzīmiem celulāze un viskozīms, kā arī Fentona oksidāciju. Pēc paraugu apstrādes tie tika filtrēti uz stikla šķiedras filtriem un saglabāti Petri platēs vizuālai analīzei.

2.4. Paraugu analīze

2.4.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)

Paraugi tika analizēti izmantojot stereomikroskopu ZEISS SteREO Discovery V8 ar tam pielāgoto kameru Axiocam 208 un datorprogrammu Labscope v3.4. Tika noteikta katras identificētas plastmasas daļiņas krāsa, forma (fragments vai šķiedra) un nomērīts katras daļiņas izmērs divās dimensijās – garākā ass un tai perpendikulāri garākā. Daļiņas, kuru izmērs bija piemērots manuālai pārvietošanai, ar pinceti tika izlasītas, un to polimērs noteikts izmantojot Pavājinātās pilnīgās atstarošanās Furjē transformācijas infrasarkanās gaismas (ATR-FTIR) spektroskopijas metodi (Nicolet iS20, Thermo Scientific) un OMNIC datorprogrammu, kas satur 30 bibliotēkas ar vairāk kā 15000 sintētiskas un dabiskas izcelsmes polimēru spektru. Automātiskā spektru sakritības robeža tika noteikta 70%, tomēr visas spektrālās sakritības tika manuāli pārbaudītas un verificētas. Katra mikroplastmasas daļiņa tika skenēta 32 reizes sekundē ar spektrālo izšķirtspēju 4 cm⁻¹, viļņa garuma diapazonu no 4000 līdz 400 cm⁻¹ un datu izkliedi 0,482 cm⁻¹. Iegūtie rezultāti tika atspoguļoti kā absorbcija. Daļiņu, kuru izmērs nebija piemērots manuālai pārvietošanai, sintētiskā izcelsme tika pārbaudīta piemērojot karstās adatas metodi, kas nesniedz informāciju par daļiņas ķīmisko sastāvu, bet ļauj noteikt vai tā ir dabiskas (karstuma ietekmē sadeg) vai sintētiskas (karstuma ietekmē izkūst) izcelsmes (Cutroneo et al., 2020).

Attiecībā uz datu analīzi, mikroplastmasas daļiņu koncentrācija (c_i , daļiņas/ m^3) tika aprēķināta pēc formulas

$$c_i = \frac{n_i}{V_i},$$

kur n_i ir paraugā i identificēto mikroplastmasas daļiņu skaits un V_i ir attiecīgajā paraugā izfiltrētā ūdens tilpums (m^3). Paraugu ņemšanas atkārtojumu vidējās svērtās mikroplastmasas koncentrācijas m tika aprēķinātas pēc formulas no Tanaka et al., 2022:

$$m = \sum c_i w_i, \quad ,$$

kur w_i ir parauga tilpuma svērtā vērtība ($w_i = V_i / \sum V_i$). Lai kvantificētu mērījuma nenoteiktību, tika aprēķināta vidējās mikroplastmasas koncentrācijas standartklūda (SE):

$$SE = \frac{\sqrt{s^2}}{\sqrt{N}} = \frac{1}{\sqrt{N-1}} \sqrt{(c_i - m)^2 w_i},$$

kur s^2 ir svērtā dispersija (Tanaka et al., 2022) un N ir paraugu ņemšanas atkārtojumu skaits. Lai novērtētu vidējo mikroplastmasas koncentrāciju mainīgumu ievācot vairākus secīgus paraugu atkārtojumus, tika izmantota Montekarlo simulācija. No 15 ievāktajiem paraugu atkārtojumiem pēc nejaušības principa tika izvēlēti N atkārtojumi un aprēķināta vidējā svērtā mikroplastmasas koncentrācija m . Šī simulācija tika atkārtota 200 reizes katram paraugu atkārtojumam, un katras simulācijas vidējai vērtībai tika aprēķināta standartklūda SE_s :

$$SE_{Tanaka} = \frac{10^{a/2} m^{b/2}}{\sqrt{N}},$$

kur a ir koeficients -0.80 un b ir koeficients 1.01 (Tanaka et al., 2022), N ir paraugu ņemšanas atkārtojumu skaits, m ir paraugu ņemšanas atkārtojumu vidējā svērtā mikroplastmasas koncentrācija ($m = 0,56$ daļiņas/ m^3 Medhalfellsvatn ezeram un $m = 0,46$ daļiņas/ m^3 Fossvogur fjordam). Lai kvantificētu paredzamo maksimālo atšķirību starp paraugu atkārtojumiem, tika noteikta atkārtojamības robeža r , kas raksturo maksimālo paredzamo atšķirību starp diviem mērījumiem 95% gadījumu (ISO, 2023b):

$$r = s_{means} \sqrt{2} t,$$

kur s ir 200 simulēto vidējo vērtību standartnovirze, un t ir Stjudenta koeficients ($t = 2$).

2.4.2. Daļiņu atgūstamības novērtējums (VII)

Lai salīdzinātu daļiņu atgūstamību izmantojot dažādas filtrēšanas metodes un to regresijas līknes, tika izmantots Manna Vitnija U-tests; rezultāts tika uzskatīts par statistiski nozīmīgu, ja p vērtība

bija $>0,05$. Lineārās regresijas analīze tika izmantota, lai noteiktu vidējo daļiņu atgūstamību, izmantojot dažādus paraugu attīrīšanas protokolus. Daļiņu atgūstamības robežlielumi tika aprēķināti pamatojoties uz iepriekšminēto regresijas līkni. Datu analīze un ilustrācijas tika izstrādātas programmā R 4.0.3.

2.4.3. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV)

Paraugu analīze tika veikta izmantojot mikro-Furjē transformācijas infrasarkanās gaismas (μ FTIR) spektroskopijas metodi (Perkin Elmer Spotlight 400). No 5 ml parauga tika paņemts vismaz 0,5 ml apakšparauga izmantojot kapilāro stikla pipeti (micro-classic, Brand GmbH, Vācija), ko izfiltrēja uz 11x11 mm silīcija filtra (Fraunhofer uzticamības un mikrointegrācijas institūts, Vācija) un žāvēja vismaz 12 h istabas temperatūrā. Analīzes tika veiktas transmisijas režīmā spektrālajā intervālā 4000-750 cm^{-1} ar izšķirtspēju 8 cm^{-1} . Tika skanēta visa filtra virsma un iegūti daļiņu infrasarkanie spektri. Analizēto daļiņu polimēru veids tika noteikts salīdzinot ar Tallinas Tehnoloģiju universitātes un Drēzdenes Polimēru izpētes institūta spektru bibliotēkā esošajiem, kas satur dažādu sintētisko polimēru, dabisko organisko un neorganisko materiālu spektrus. Automātiskā spektru sakritības robeža tika noteikta 70%, tomēr visas spektrālās sakritības tika manuāli pārbaudītas un verificētas. Tika veikta spektru noteikšanas interkalibrācija starp Tallinas Tehnoloģiju Universitāti un Alborgas Universitātes Civilās inženierijas departamentu. Plastmasas daļiņas tika identificētas un kategorizētas pēc to garākās dimensijas grupās 51-100 μm , 101-150 μm u.t.t. līdz 501-550 μm . Viens izmēru grupu solis (50 μm) zem un virs apstrādes laikā noteiktiem frakciju izmēriem tika izvēlēts, lai nodrošinātu pēc iespējas lielāku daļiņu atgūstamību. Lai raksturotu mikroplastmasas daļiņu formu, tika aprēķināta katras daļiņas īsākās un garākās dimensijas attiecība (AR), iedalot tās vienā no četrām definētajām grupām: $\text{AR} < 0,25$, $0,25-0,50$, $0,50-0,75$, $0,75-1$.

Statistiskās analīzes nolūkam tika pielietota daudzfaktoru analīze, lai noskaidrotu, kuri mainīgie un faktori veicina mikroplastmasas daļiņu vertikālo transportu uz dziļākiem nogulumu slāņiem. Lai pētīto ezeru nogulumu varētu tikt savstarpēji salīdzināti, nogulumu slāņu relatīvā blīvuma dati tika normalizēti atbilstoši to vecumam. Reprezentatīvākās daudzfaktoru analīzes dimensijas tika noteiktas piemērojot Kaizera kritēriju apvienojumā ar īpašvērtību statistiskās izlīdzināšanas diagrammu un biplotu vizualizāciju. Tika veikts Spīrmena rangu korelācijas tests starp nogulumu vecumu, AR un daļiņu sfēriskā diametra ekvivalentu visu pētīto ezeru apvienoto datu kopai, lai palielinātu datu kopas izmēru. Rezultāti tika uzskatīti par statistiski nozīmīgiem, ja p vērtība bija $>0,05$. Datu analīze un ilustrācijas tika izstrādātas programmā R 4.0.3. un GNU attēlu apstrādes programmā (GIMP) 21.10.30 tikai Pinku un Sekšu ezeram; Usmas ezera datu apjoms nebija pietiekoši liels datu analīzei.

2.4.4. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)

Ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugi tika analizēti izmantojot mikroskopu Leica DM400 B LED ar tam pielāgoto kameru DFC 295 un datorprogrammu Leica Application Suite V4.1. Identificētās daļiņas tika raksturotas un to polimērs vai sintētiskā izcelsme tika noteikta kā aprakstīts (II).

Lai analizētu nogulumu uztvērēju un urbuma mikroplastmasas paraugus, tie tika filtrēti uz sudraba membrānas filtriem (poru izmērs 5 μm , $\varnothing$ 12 mm, Sterlitech Co.) daļēji vai pilnā apjomā (29-100% no kopējā parauga tilpuma). Izfiltrētais tilpums tika pielāgots atkarībā no suspendēto daļiņu daudzuma, lai nodrošinātu parauga vienmērīgu pārklājumu vienā kārtā un spētu precīzi novērtēt mikroplastmasas daudzumu paraugā. Ar FTIR (Agilent Cary 670/620) spektrometru un pielāgotu attēla detektoru (angl. – *focal plane array*) atstarošanas režīmā tika analizēts viss uz sudraba membrānas filtra esošais paraugs. Mērījumi tika veikti 4 reizes sekundē ar spektrālo izšķirtspēju 8 cm^{-1} , viļņa garuma diapazonu 3800–800 cm^{-1} un 5,5 μm pikseļu izšķirtspēju. Dati tika analizēti ar siMPle datorprogrammu (Primpke et al., 2020) un salīdzināti ar spektru bibliotēku, kas satur biežāk sastopamo plastmasas un dabisko polimēru (PE, PP, PVC, poliamīds PA, polietilēntereftalāts PET, polistirols PS, akrilnitrila butadiēna stirols ABS, poliuretāns PU, polimetilmetakrilāts PMMA, poliakrilonitrils PAN, kokvilna, proteīni) spektrus. Minētā datorprogramma automātiski apkopo paraugā esošo mikroplastmasas daļiņu skaitu, identificē to veidojošo polimēru, nomēra garākās un tai perpendikulārās dimensijas garumu, un aprēķina katras daļiņas masu. Daļiņas formas noteikšanai tika aprēķināta katras daļiņas īsākās un garākās malas attiecība (angl. – *aspect ratio*, turpmāk tekstā – AR) – ja AR bija mazāks par 0,11, daļiņas forma tika klasificēta kā šķiedra, bet, ja AR bija lielāks par 0,11, tā tika klasificēta kā fragments. Lai novērtētu daļiņas formas saistību ar tās novietojumu nogulumu urbuma profilā, AR tika sadalīts 4 grupās: $\text{AR} < 0.25$, $0.25 \leq \text{AR} < 0.5$, $0.5 \leq \text{AR} < 0.75$, un $0.75 \leq \text{AR} \leq 1$.

Lai statistiski novērtētu mikroplastmasas daļiņu malu attiecības (AR), to novietojuma nogulumu slāņos, kā arī nogulumu slāņu relatīvā blīvuma korelāciju ar mikroplastmasas koncentrāciju attiecīgajā slānī, tika veikta analīze programmā R 4.0.3. Datu normālsadalījuma novērtēšanai tika izmantots Šapiro-Vilka normalitātes tests. Atkarībā no datu sadalījuma veida tika izmantots Pīrsona vai Spīrmena rangu korelācijas tests ar 95% pārlicības līmeni.

2.4.5. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I)

Paraugi tika analizēti kā aprakstīts (II). Mikroplastmasas piesārņojumu raksturojošie dati (koncentrācija, forma, izmērs, krāsa, polimērs) prezentēti kā trīs paraugu vākšanas atkārtojumu vidējā vērtība $\pm$ standartklūda. Sezonālo atšķirību novērtēšanai tika izmantots vienvirziena ANOVA tests, tālāk

ar pāru salīdzināšanu analizējot datus, kas uzrādīja statistiski būtiskas atšķirības (p vērtība $<0,05$). Datu normālsadalījuma novērtēšanai tikai izmantots Šapiro-Vilka normalitātes tests, bet datu mainības novērtēšanai Levīna tests. Piesārņojuma koncentrāciju un polimēru veidu sezonālo izmaiņu izpētei, kā arī piesārņojuma koncentrācijas saistībai ar upes caurplūdumu un ūdenī suspendētā materiāla daudzumu tikai izmantota regresijas analīze. Dispersijas proporcijas noteikšanai, kā faktoru izmantojot upi, tika aprēķinātas r^2 vērtības; statistiski nozīmīgi rezultāti tika tālāk analizēti ar Tukija HSD post-hoc testu. Gadījumā, kad dati nebija normālsadalīti, tika piemērots Kruskal-Wallis tests, un statistiski nozīmīgu rezultātu analīzei tika izmantots Danna tests ar Bonferroni korekciju. Lai nodrošinātu izlases datu apkopošanu vispārējai korelācijas analīzei, upju izplūdes datiem tika izmantota minimālās-maksimālās normalizācijas metode.

Dati par upju caurplūdumu tika iegūti no Latvijas Vides ģeoloģijas un meteoroloģijas centra (LVĢMC) datu bāzes – Lielupei stacijā “Kalnciems” 48 km no upes grīvas, Daugavai stacijā “Jēkabpils” 165 km no upes grīvas, Gaujai stacijā “Sigulda” 55 km no upes grīvas, un Salacai stacijā “Lagaste” 20 km no upes grīvas. Stacijai “Kalnciems” automātiskie caurplūduma mērījumi bija pieejami LVĢMC datu bāzē, turpretim pārējām upēm tas tika aprēķināts pamatojoties uz upes ūdens līmeņa mērījumiem izmantojot “*power-law*” modeli R programmatūras pakotnē *bdrc* (Hrafnkelsson et al., 2022). Tika izmantota funkcija *plm*, lai modelētu caurplūduma un ūdens līmeņa attiecību ar Beijesa hierarhisko modeli; šī pieeja izskaidro caurplūduma datus bieži novēroto heteroskedasticitāti, kur dispersijai ir tendence pieaugt līdz ar upes ūdens līmeņa izmaiņām. Modelis tika kalibrēts, izmantojot novērotos caurplūduma un ūdens līmeņa mērījumus, un prognozēts pētītajam laika periodam.

2.4.6. Jūras ūdens mikroplastmasa (VIII, VI)

Paraugi tika analizēti izmantojot mikroskopu Leica DM400 B LED ar tam pielāgoto kameru DFC 295 un datorprogrammu Leica Application Suite V4.1. Identificētās daļiņas tika raksturotas un to polimērs vai sintētiskā izcelsme tika noteikta kā aprakstīts (II). Šķiedru veidojošais polimērs tika noteikts salīdzinoši retāk apgrūtinātas manuālas pārvietošanas dēļ, un nebija iespējams izveidot reprezentatīvu datu kopu, tāpēc tās tika izslēgtas no turpmākas datu analīzes. Ievāktie paraugi tika iedalīti vienā no sešām definētajām grupām atbilstoši to ģeogrāfiskajam novietojumam Latvijas jurisdikcijā esošos jūras ūdeņos – Austrumgotlandes baseina piekrastes un atklāto ūdeņu daļa, Rīgas līča rietumu, dienvidu, austrumu un centrālā (atklāto ūdeņu) daļa.

Negatīvo kontroles paraugu šķiedru vidējais garums tika salīdzināts ar vidējo šķiedru garumu jūras ūdens virskārtas paraugos izmantojot t-testu. Dati tika iepriekš log-transformēti, lai atbilstu

normālsadalījumam. Daļiņu polimēru un izmēra saistības novērtēšanai tika izmantots neparametriskais Spīrmēna ranga korelācijas koeficients. Tika izmantota galveno komponentu analīze apvienojumā ar faktoru analīzi, kā arī ANOVA tests, lai novērtētu atšķirības starp paraugu ņemšanas reģioniem un identificētu iespējamās korelācijas starp piesārņojuma koncentrāciju, daļiņu izmēru, formu un polimēru.

2.4.7. Jūras piekrastes mikroplastmasa (V)

Paraugi tika analizēti izmantojot mikroskopu Leica DM400 B LED ar tam pielāgoto kameru DFC 295 un datorprogrammu Leica Application Suite V4.1. Identificētās daļiņas tika raksturotas un to polimērs vai sintētiskā izcelsme tika noteikta kā aprakstīts (II).

Statistikajam novērtējumam tika pielietota galveno komponentu (PCA) un hierarhiskā klasteru analīze (HCA), izvēloties septiņus granulometriju raksturojošos mainīgos lielumus un mikro- un mezoplastmasas daļiņu raksturlielumus: piesārņojuma koncentrācija (particles/kg), fragmentu un plēves formas daļiņu koncentrācija (non_Fiber concentration), šķiedras formas daļiņu koncentrācija (Fiber concentration), vidējais daļiņu garums (mean_length), vidējais smilšu granulometriskais sastāvs (mean_aritm), smalku smilšu granulometrijas grupas noteiktā nogulumu graudu izmēru procentuālā daļa 125-250 μm (f_sand), un attiecība starp 90. un 10. smilšu granulometriskā sadalījuma procentilēm (D90/D10). Mikro- un mezoplastmasas izmēru grupās identificētās daļiņas tika analizētas atsevišķi. Tika pārbaudīta mainīgo normalitāte un, ja nepieciešams, veikta logaritmiskā transformācija. Standartizācija (z vērtība) tika veikta gan normāli sadalītiem, gan logaritmiski transformētiem datiem, lai katram mainīgajam piešķirtu vienādu svaru.

Rīgas līča pludmales tika iedalītas trīs grupās atbilstoši to ģeogrāfiskajam novietojumam – rietumu daļas pludmales (10 – Kolka, 11 – Pūrciems, 12 – Roja, 13 – Mērsrags, 14 – Abragciems, 15 – Engure, 16 – Lapmežciems), dienvidu daļas pludmales (17 – Majori, 18 – Daugavgrīva, 19 – Vecāķi) un rietumu daļas pludmales (20 – Lilaste, 21 – Saulkrasti, 22 – Lauču akmens, 23 – Tūja, 24 – Salacgrīva).

Pludmaļu piemērotība rekreācijas aktivitātēm tika grupēta adaptējot Ruskule et al., 2018 izveidoto klasifikāciju. Tika izveidotas trīs grupas – 1. zema/ļoti zema piemērotība rekreācijas aktivitātēm, izteikta sezonāla apmeklētība; 2. vidēja piemērotība, plaši izmantota tradicionālām aktivitātēm; 3. augsta/ļoti augsta piemērotība rekreācijas aktivitātēm. Katra pludmale, kurā ievākti paraugi, tika iedalīta vienā no trim definētajām grupām.

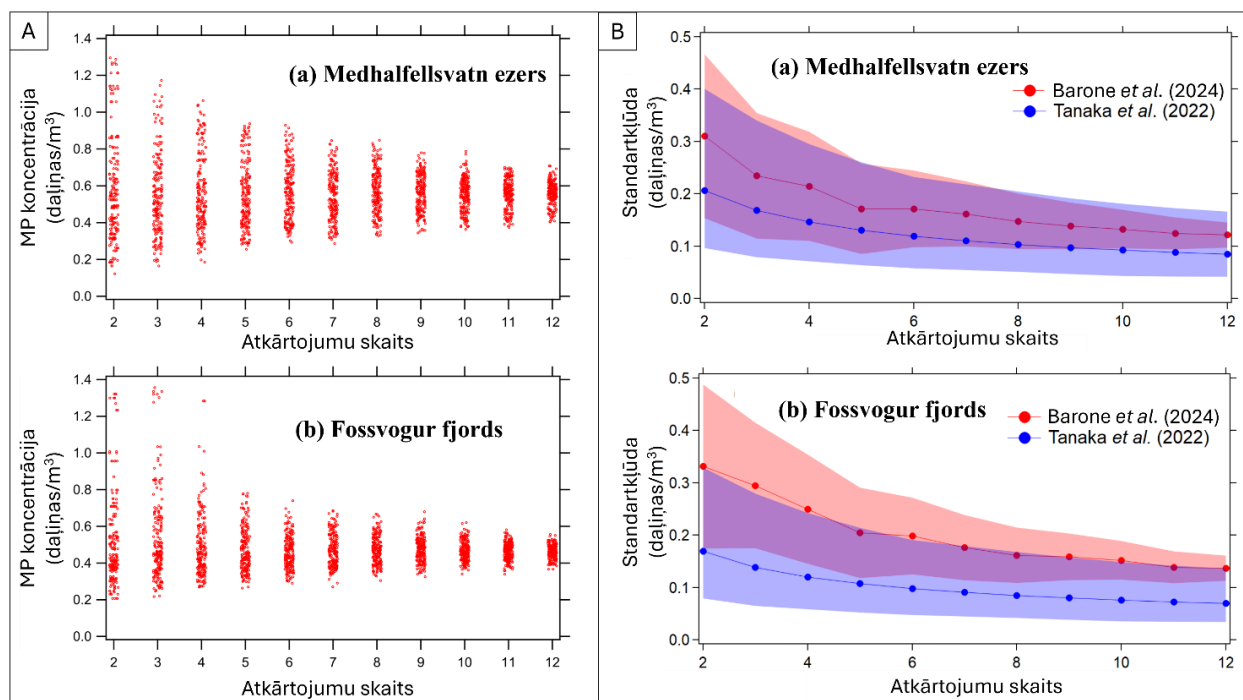
Daudzfaktoru statistiskā analīze tika veikta, izmantojot programmatūru SPSS v22, bet pārējie statistikas testi tika veikti programmās R v4.3.0, ArcMap10 un MS Excel. Attēlu vizualizācijām tika izmantota programma R ar ggplot2 pakotni.

3. Rezultāti

3.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)

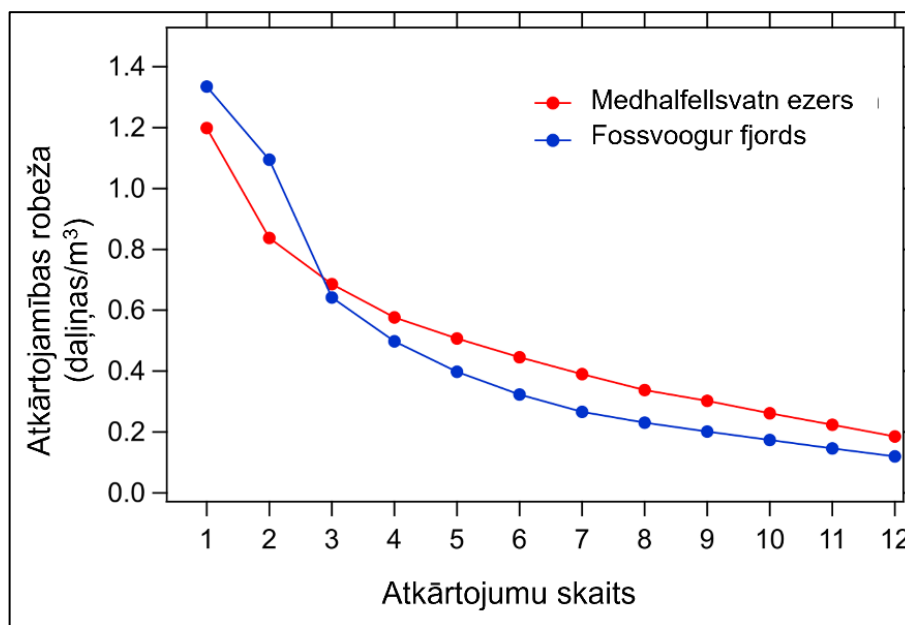
Paraugu ievākšanas metodes novērtējums

Mikroplastmasas daļiņu skaits variēja robežās 1-24 (vidēji 6,4 daļiņas) ievāktajos ezera paraugos un 2-13 (vidēji 6,4 daļiņas) Fossvogur fjordā. Mikroplastmasas koncentrācija bija 0,06-1,51 daļiņas/m³ (vidēji 0,56 ±0,11 daļiņas/m³) ezerā un 0,20-3,10 daļiņas/m³ (vidēji 0,46 ±0,12 daļiņas/m³) fjordā. Ievācot vairākus secīgus paraugu atkārtojumus, vidējās mikroplastmasas koncentrācijas (3.1. A attēls) un standartklūdas (3.1. B attēls) variācija samazinās.



3.1. attēls. (A) Vidējās mikroplastmasas (MP) koncentrācijas Medhalfellsvatn ezerā (a) un Fossvogur fjordā (b). Sarkanie punkti apzīmē aprēķinātās mikroplastmasas koncentrācijas, kas iegūtas Montekarlo simulācijās. (B) Montekarlo simulācijās iegūtās vidējās standartklūdas Medhalfellsvatn ezerā (a) un Fossvogur fjordā (b), salīdzinājumā ar (Tanaka et al., 2022) aprēķiniem. Punkti apzīmē standartklūdu vērtības un tonētie laukumi 95% pārliecības intervālu (pielāgots attēls no II).

Atkārtojamības robežas aprēķini no viena līdz 12 atkārtojumiem liecina par mainības samazinājumu līdz ar pieaugošu atkārtojumu skaitu (3.2. attēls) – no 1,2 līdz 0,19 daļiņām m³ Medhalfellsvatn ezeram un no 1,33 līdz 0,12 daļiņām/m³ Fossvogur fjordam ar 95% pārliecības intervālu. Izteiktākais atkārtojamības robežas kritums novērojams no pirmā līdz trešajam un trešā līdz piektajam atkārtojumam.



3.2. attēls. Mikroplastmasas koncentrāciju atkārtojamības robeža, izmantojot mainīgu paraugu atkārtojumu skaitu (pielāgots attēls no II).

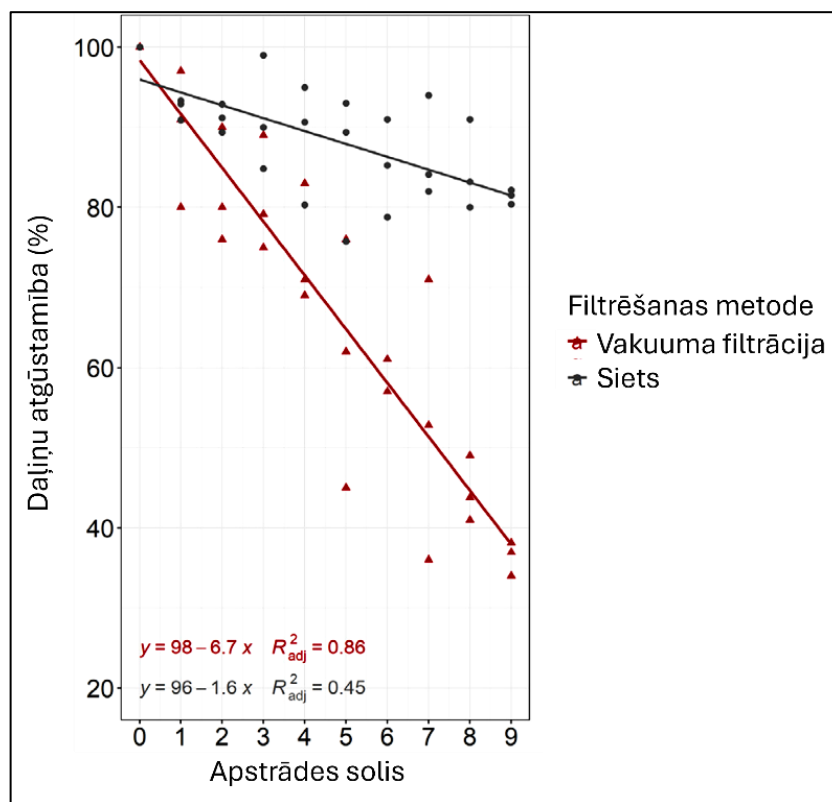
Kvalitātes kontroles rezultāti

Paraugu apstrādes negatīvās kontroles liecināja par iespējamu netīšu paraugu piesārņošanu vidēji $3,1 \pm 1,4\%$ apmērā. Pozitīvās kontroles liecināja par $89,0 \pm 7,8\%$ daļiņu atgūstamību. Rezultāti netika koriģēti pamatojoties uz negatīvās un pozitīvās kontroles rezultātiem.

3.2. Daļiņu atgūstamības novērtējums (VII)

Mikroplastmasas daļiņu atgūstamība izmantojot dažādas filtrēšanas metodes

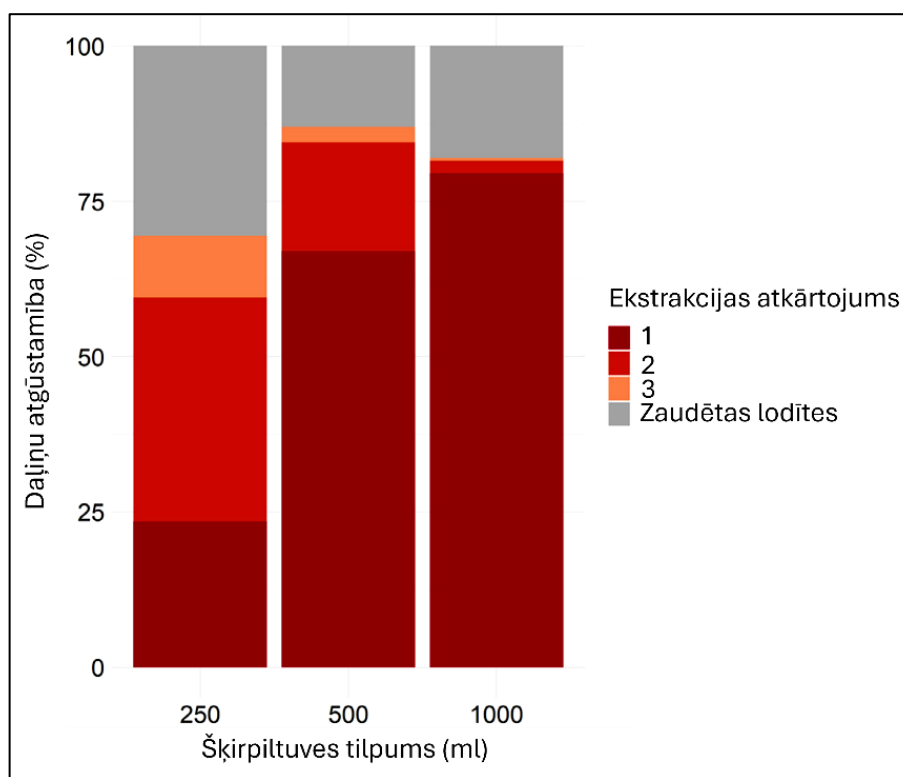
Salīdzinot divu apskatīto filtrēšanas metožu – vakuuma filtrēšanas un sietu – efektivitāti, novērojamas būtiskas atšķirības daļiņu atgūstamības ziņā atbilstoši Mann Whitney U Testam ($W = 172$, $p < 0,001$). Vakuuma filtrēšanas metode uzrādīja izteiktāku negatīvo slīpuma korekciju ($y = 98 - 6,7 \cdot x$, $R^2 = 0,86$, $F = 174,7$, $p < 0,001$, $RSE = 7,9$) nekā filtrēšana caur sietu ($y = 96 - 1,6 \cdot x$, $R^2 = 0,45$, $F = 24,9$, $p < 0,001$, $RSE = 5,1$), kas liecina par zemāku daļiņu atgūstamību (3.3. attēls). Daļiņu atgūstamība pēc pirmās, piektās un devītās filtrēšanas caur vakuuma iekārtu un sietu ir attiecīgi 91,3% un 94,4%, 64,5% un 88,0%, 37,7% un 81,6%. Pirmās trīs filtrēšanas reizēs nav novērojama statistiski nozīmīga atšķirība daļiņu atgūstamībā ($W = 47$, $p = 0,154$); tā būtiski palielinās pēc ceturtās filtrēšanas reizes ($W = 64$, $p = 0,045$).



3.3. attēls. Polistirola lodīšu atgūstamība (%) atkarībā no izmatotās filtrēšanas metodes (filtrēšana vakuuma filtrēšanas iekārtā vai caur sietu) pielietojot deviņu secīgu apstrādes soļu protokolu (pielāgots attēls no VII). Apstrādes soļi: 1 – oksidēšana ar 30% H₂O₂, 2 – liofilizēšana, 3 – blīvuma ekstrakcija, 4 – attīrīšana ar virsmaktīvo vielu, 5 un 6 – enzimatiskās reakcijas, 7 – oksidēšana ar Fentona reaģentu, 8 – otrā blīvuma ekstrakcija, 9 – saglabāšana etanolā.

Mikroplastmasas daļiņu atgūstamība izmantojot dažāda tilpuma šķirpiltuves

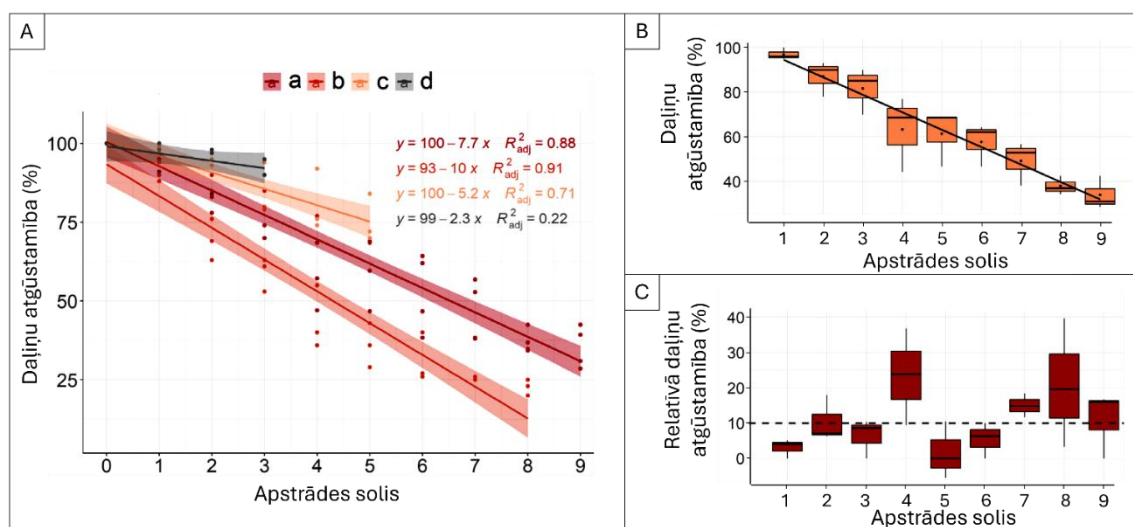
Veicot daļiņu ekstrakciju no vienāda tilpuma nogulumu paraugiem dažāda tilpuma (250, 500 un 1000 ml) šķirpiltuvēs, pēc trīs blīvuma ekstrakciju atkārtojumiem tika novērota augstāka daļiņu atgūstamība izmantojot 500 un 1000 ml šķirpiltuves (vidēji attiecīgi 87 ±6% un 82 ±7%) nekā 250 ml šķirpiltuves (vidēji 69 ±19%) (3.4. attēls). Turklāt, izmantojot lielākā tilpuma šķirpiltuvi, iespējams atgūt vairāk daļiņu jau pirmajā blīvuma ekstrakcijas reizē – 1000 ml šķirpiltuve nodrošināja 97 ±3% atgūstamību, 500 ml šķirpiltuve – 77 ±15% un 250 ml šķirpiltuve – 34 ±0,4%.



3.4. attēls. Polistirola lodīšu atgūstamība (%) blīvuma ekstrakcijas laikā (1, 2, 3 – secīgi blīvuma ekstrakcijas atkārtojumi) izmantojot dažāda tilpuma šķirpiltuves (pielāgots attēls no VII).

Mikroplastmasas daļiņu atgūstamība izmantojot dažādus apstrādes protokolus

Visos izmantotajos apstrādes protokolos novērojama tendence samazināties daļiņu atgūstamībai līdz ar pieaugošu apstrādes soļu skaitu (3.5. A attēls); šī tendence sakrīt ar eksperimenta par mikroplastmasas daļiņu atgūstamību izmantojot vakuuma filtrēšanas iekārtu rezultātiem (3.5. B attēls). Ķīmisko reaģentu ietekme uz daļiņu atgūstamību ir minimāla, lai gan relatīvā daļiņu atgūstamība izcēla apstrādes soļus, kas rada vairāk kā 10% daļiņu zudumu – SDS reakcija, Fentona oksidācija, otrā brīvuma separācija un parauga fiksēšana etanolā (3.5. C attēls).

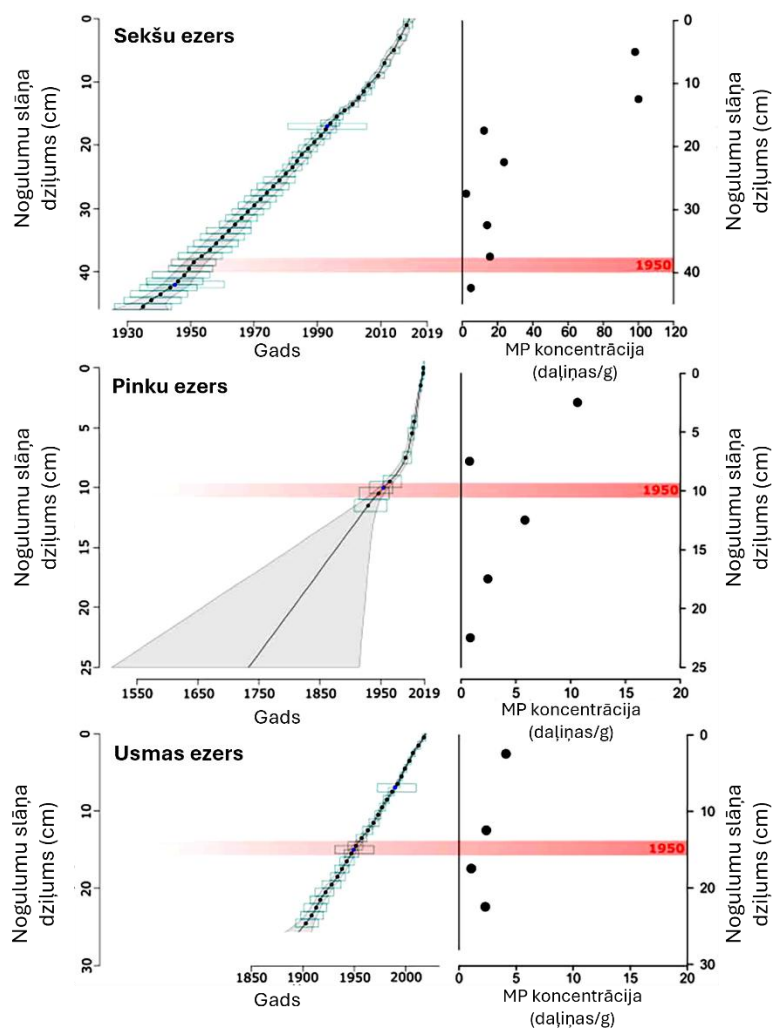


3.5. attēls. (A) Polistirola lodīšu atgūstamības (%) regresijas līknes atkarībā no pielietotā apstrādes protokola soļu skaita (saldūdens nogulumu protokols ar deviņiem (a) un astoņiem (b) apstrādes soļiem, jūras nogulumu protokols ar pieciem apstrādes soļiem (c) un jūras ūdens virskārtas protokols ar trīs apstrādes soļiem (d)). Polistirola lodīšu atgūstamība (%) izmantojot saldūdeņu nogulumu attīrīšanas protokolu (a) – (B) daļiņu atgūstamība salīdzinot ar sākotnējo daļiņu skaitu, (C) – relatīvā daļiņu atgūstamība salīdzinot ar daļiņu skaitu iepriekšējā apstrādes solī. Melnie punkti un līnija apzīmē daļiņu atgūstamību neizmantojot ķīmiskos reaģentus; melnā pārtrauktā līnija apzīmē robežu, kad zaudētas vairāk kā 10% no iepriekšējā apstrādes solī identificētajām daļiņām (pielāgots attēls no **VII**). Apstrādes soļi: 1 – oksidēšana ar 30% H_2O_2 , 2 – liofilizēšana, 3 – blīvuma ekstrakcija, 4 – attīrīšana ar virsmaktīvo vielu, 5 un 6 – enzimatiskās reakcijas, 7 – oksidēšana ar Fentona reaģentu, 8 – otrā blīvuma ekstrakcija, 9 – saglabāšana etanolā.

3.3. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV)

Mikroplastmasas piesārņojuma raksturojums

Mikroplastmasas piesārņojums tika atrasts visos paraugos, arī nogulumu slāņos, kas reprezentē laiku pirms plastmasas masveida ražošanas sākuma (3.6. attēls). Tika novērotas būtiskas atšķirības ezeru nogulumu mikroplastmasas koncentrācijās. Usmas ezerā mikroplastmasas koncentrācijas variēja robežās 1,07-4,11 daļiņas/g sausu nogulumu (vidēji $2,47 \pm 1,25$ daļiņas/g), Pinku ezerā 0,80-10,63 daļiņas/g (vidēji $4,12 \pm 4,18$ daļiņas/g) un Sekšu ezerā 2,25-100,09 daļiņas/g (vidēji $33,9 \pm 40,76$ daļiņas/g). Visos ezeros augstākās mikroplastmasas koncentrācijas bija novērojamas nogulumu urbuma augšējos slāņos un samazinājās līdz ar pieaugošu dziļumu.

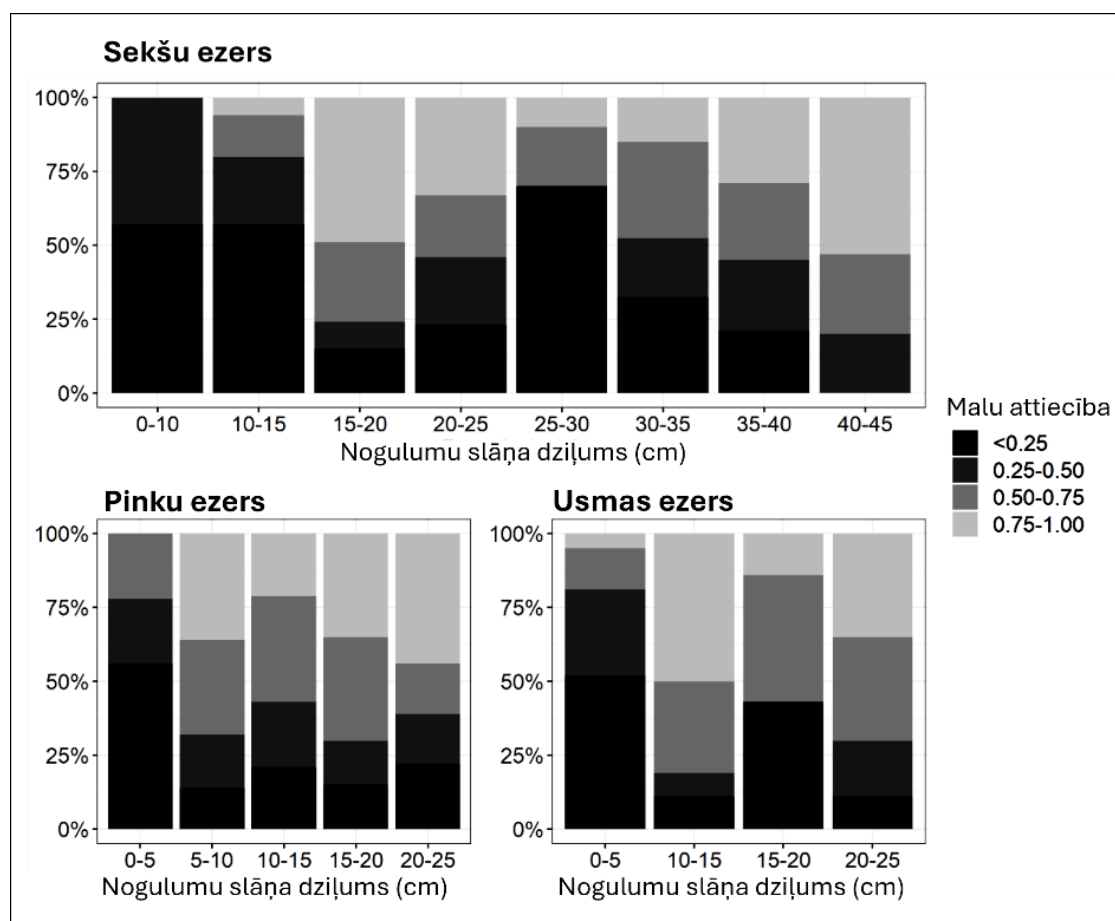


3.6. attēls. Sekšu, Pinku un Usmas ezeru nogulumu slāņu hronoloģija un mikroplastmasas (MP) piesārņojums. Melnā līnija norāda vidējās svērtās nogulumu slāņu vecuma vērtības, tonētais laukums norāda rekonstruēto 95% pārliecības intervālu. Svina izotopa ^{210}Pb un sfēriskā oglekļa daļiņu modeļa datējumu nenoteiktības robežvērtības ir attēlotas kā gaiši zili rāmji. Sarkanā līnija norāda 1950. gadu (pielāgots attēls no **IV**).

Pētīto ezeru nogulumos tika identificēti 14 polimēru veidi – 10 Pinku ezerā, 13 Usmas ezerā un 14 Sekšu ezerā. Biežāk sastopamie polimēri visos nogulumu urbumu slāņos bija poliamīds (PA), polietilēns (PE), poliuretāns (PUR), polivinilacetāts (PVA). Tādi polimēri kā poliesters (PES), polipropilēns (PP), polistirols (PS) un dažādas gumijas tika atrasti dziļākajos un seklākajos nogulumu slāņos. Atsevišķos paraugos tika noteiktas arī biodegradējamās plastmasas – polilaktīdskābe (PLA) un polihidroksibutirāts (PHB) – daļiņas. Sekšu ezera virsējā 15 cm slānī (reprezentē gadus 2019-1997) biežāk identificētie polimēri bija PE un PUR, veidojot 26,6%, turpretim Pinku ezera virsējā 5 cm slānī (2019-2002) 78,9% veidoja PUR un gumijas daļiņas. Gumijas daļiņas veidoja lielāko polimēru īpatsvaru (46,2%) arī Usmas

eзера nogulumu virsējā 5 cm slānī (2019-1997). Usmas ezera 5-10 cm nogulumu slānis tika bojāts apstrādes laikā, līdz ar to izslēgts no datu kopas.

Mikroplastmasas daļiņu formas atšķirās visos dziļumos, tomēr daļiņām ar lielāku īsākās un garākās dimensijas attiecību (apaļākām daļiņām) tika novērota tendence atrasties dziļākos nogulumu slāņos (3.7. attēls). Turklāt, to forma bija vienīgais parametrs, kas norādīja saistību ar mikroplastmasas daļiņu vertikālo transportu uz dziļākiem nogulumu slāņiem.



3.7. attēls. Mikroplastmasas daļiņu īsākās un garākās dimensijas attiecība Sekšu, Pinku un Usma ezeru nogulumu urbumos (pielāgots attēls no **IV**).

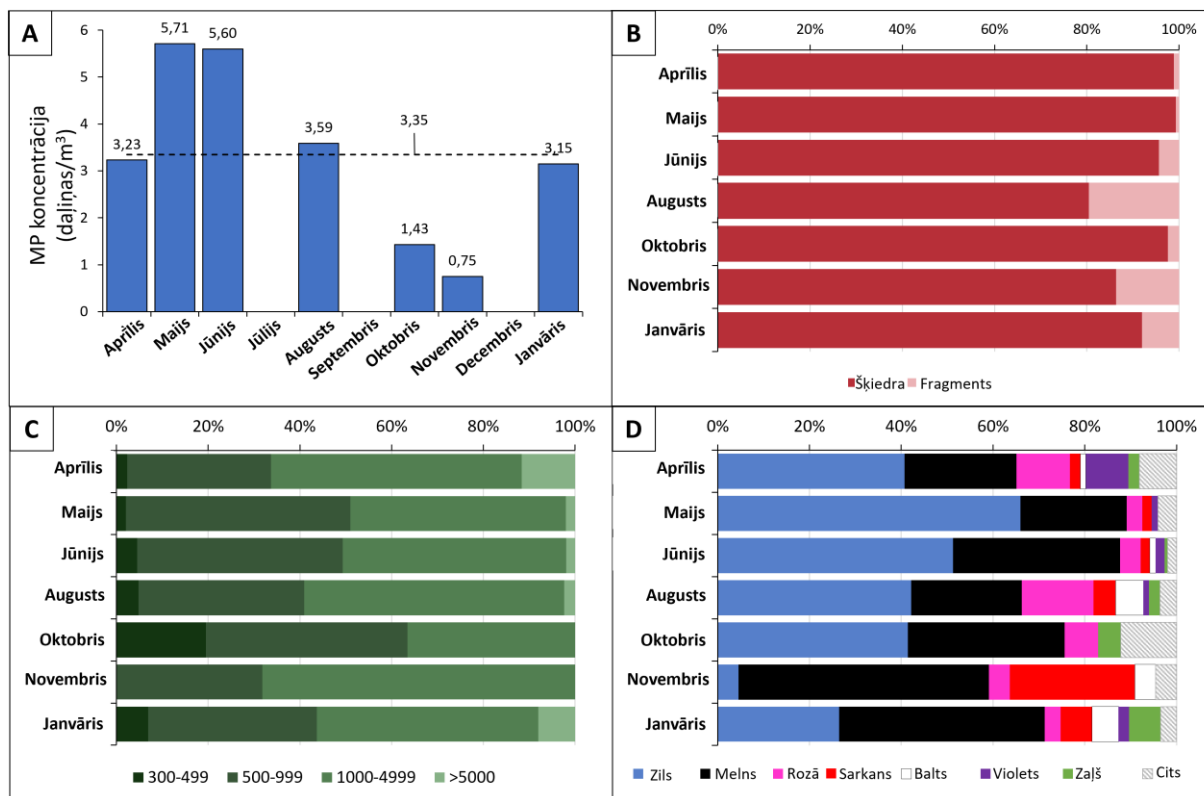
Kvalitātes kontroles rezultāti

Paraugu apstrādes negatīvās kontroles liecināja par iespējamu minimālu paraugu netīšu piesārņojumu; tajos identificētas galvenokārt viskozes daļiņas (65,7-100%), tāpēc paraugos atrastās viskozes daļiņas netika ņemtas vērā. Cita veida polimēri tika identificēti nenožīmīgā daudzumā. Pozitīvās kontroles liecināja par 32,6% daļiņu atgūstamību.

3.4. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)

Mikroplastmasa Velnezera ūdens virskārtā

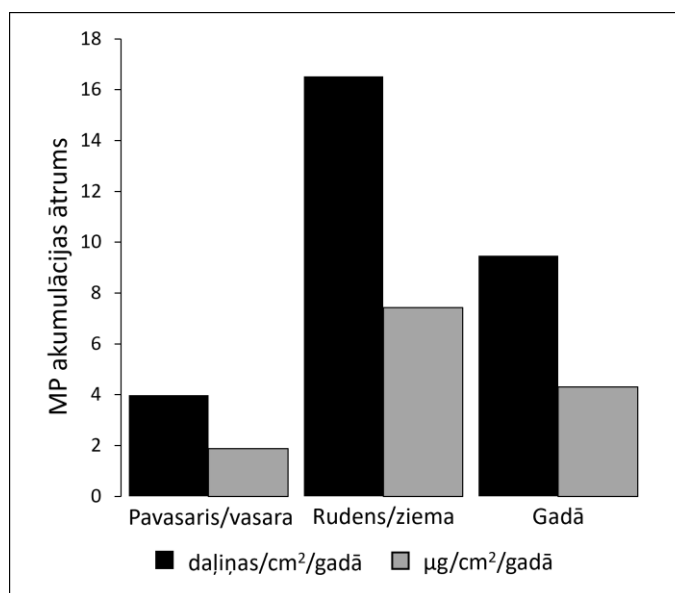
Mikroplastmasas daļiņas izmērā ≥ 300 μm tika atrastas visos paraugos, ar vidējo koncentrāciju 3,35 daļiņas/ m^3 . Augstāka piesārņojuma koncentrācija novērojama vasaras sākumā (5,71 daļiņas/ m^3), kas pakāpeniski samazinājās tuvojoties ziemai (0,75 daļiņas/ m^3) (3.8. A attēls). Šķiedras bija dominējošā daļiņu forma (95,65%), bet fragmenti veidoja salīdzinoši mazu īpatsvaru (4,35%) (3.8. B attēls). Vairums daļiņu bija izmēru grupās 1000-4999 μm (50,00%) un 500-999 μm (41,13%); retāk tika identificētas daļiņas izmērā 300-499 μm (4,84%) un >5000 μm (4,03%) (3.8. C attēls). Izplatītākā daļiņu krāsa bija zila (46,29%), melna (31,61%), rozā (6,77%) un sarkana (3,87%); citas krāsas bija mazāk pārstāvētas (3.8. D attēls). Polimērs tika noteikts tikai 3,06% no visām identificētajām daļiņām. PP veidoja 59,89%, PE 17,79%, PES un PS katrs 5,26%. Karstās adatas metode tika pielietota 11,65% no 96,94% spektroskopiski neanalizētajām daļiņām, atklājot, ka 57,14% no tām bija sintētiskas izcelsmes, bet 42,86% dabiskas izcelsmes daļiņas.



3.8. attēls. Velnezera ūdens virskārtas mikroplastmasas (MP) piesārņojuma raksturlielumi: (A) piesārņojuma koncentrācijas sezonālā mainība, (B) daļiņu formu procentuālais sadalījums, (C) daļiņu izmēru grupu procentuālais sadalījums, (D) daļiņu krāsu procentuālais sadalījums (pielāgots attēls no III).

Mikroplastmasas uzkrāšanās Velnezera nogulumos

Pētītajā viena gada periodā mikroplastmasas uzkrāšanās Velnezera nogulumos bija 9,47 daļiņas/cm²/gadā jeb 4,31 µg/cm²/gadā. Rudens/zimas sezonā piesārņojuma akumulācija bija novērojama lielākā apmērā (16,52 daļiņas/cm²/gadā jeb 7,43 µg/cm²/gadā) nekā pavasara/vasaras sezonā (3,98 daļiņas/cm²/gadā jeb 1,88 µg/cm²/gadā) (3.9. attēls). Dominējošā daļiņu forma bija fragmenti (99,54%); šķiedras tika identificētas vienīgi pavasara/vasaras paraugā. Tomēr paraugos lielāku īpatsvaru veidoja garenas formas – AR 0<0,25 un 0,25≤AR<0,5 – daļiņas, veidojot attiecīgi 16,65% un 47,06% pavasara/vasaras paraugā un 5,54% un 56,36% rudens/zimas paraugā, nekā apaļas formas (0,5≤AR<0,75 un 0,75≤AR≤1) daļiņas. Vairums identificēto daļiņu pēc garākās dimensijas pieder 100-199 µm (53,24%), 50-99 µm (21,30%) un 200-299 µm (14,81%) izmēru grupām. Galvenie daļiņas veidojošie polimēri bija PE (57,87%), PP (25,00%), PS (15,28%) un PS (1,85%). Rudens/zimas paraugā dominēja PE daļiņas, bet pavasara/vasaras paraugā – PP.

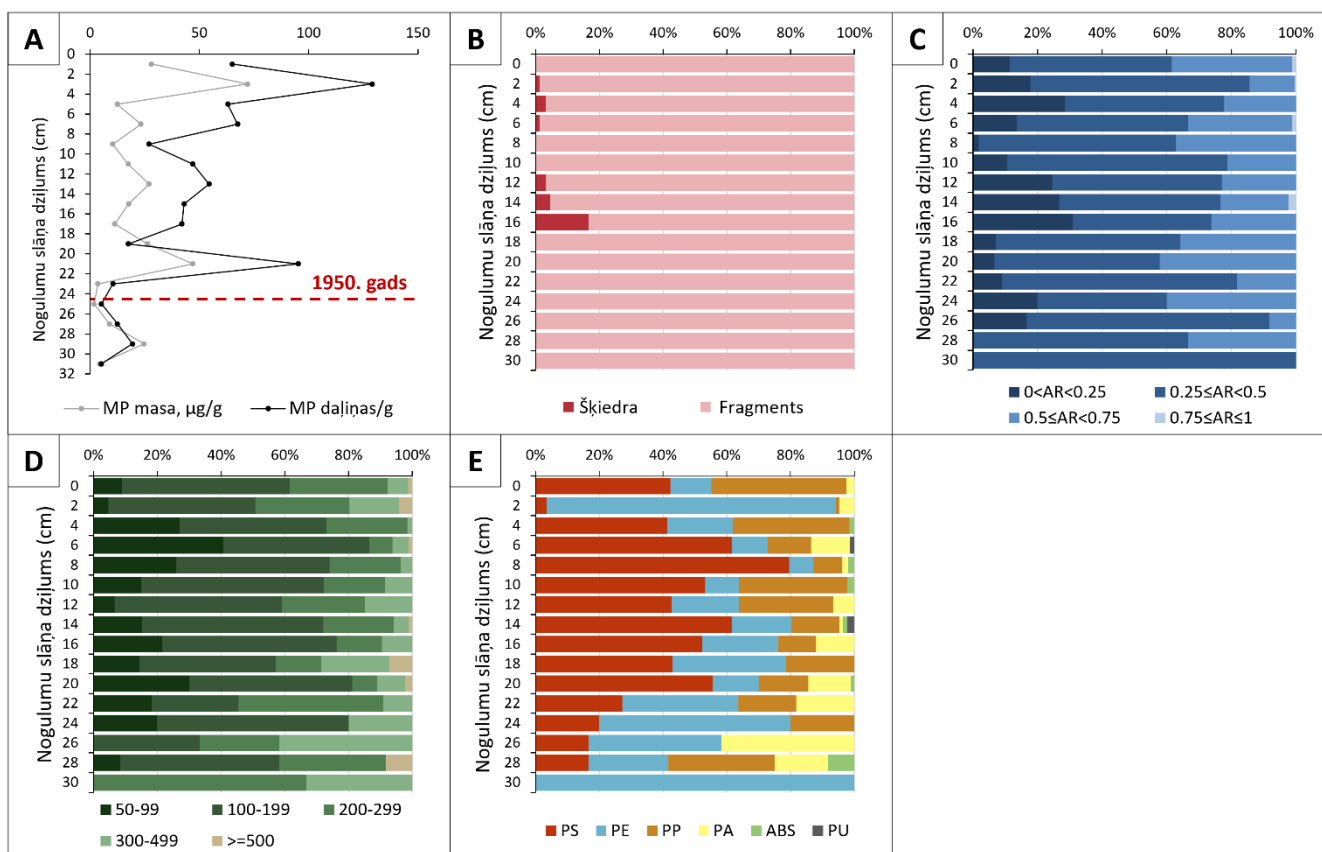


3.9. attēls. Mikroplastmasas (MP) daļiņu akumulācijas ātrums (daļiņas/cm²/gadā un µm/cm²/gadā) Velnezera nogulumos pētījuma periodā (pielāgots attēls no III).

Mikroplastmasa Velnezera nogulumu urbumā

Mikroplastmasa tika atrasta visā nogulumu urbumā ar vidējo koncentrāciju 43,96 ±34,69 daļiņas/g sauso nogulumu jeb 20,99 ±17,90 µg/g, kas variēja no 5,20 daļiņām/g jeb 4,43 µg/g dziļākajos slāņos (30-32cm, reprezentē gadus pirms 1890) līdz 129,00 daļiņām/g jeb 71,79 µg/g virsējos slāņos (2-4 cm, reprezentē gadus 2018-2016) (3.10. A attēls). Tika novērota negatīva korelācija ($r = -0,69$, $p = 0,003$, 95% CI [-0,884, -0,298]) starp nogulumu dziļumu un mikroplastmasas koncentrāciju, norādot uz

tendenci piesārņojumam samazināties līdz ar pieaugošu nogulumu dziļumu (pētījuma III pielikuma 2A attēls). Biežāk identificētā daļiņu forma bija fragmenti (97,93%) (3.10. B attēls), turklāt paraugos lielāku īpatsvaru veidoja garenas formas ($0,25 \leq AR < 0,5$ un $0 < AR < 0,25$) nekā apaļas formas ($0,5 \leq AR < 0,75$ un $0,75 \leq AR \leq 1$) daļiņas (3.10. C attēls). Netika novērota korelācija starp mikroplastmasas daļiņu formu un nogulumu slāņa dziļumu (pētījuma III pielikuma 2A attēls). Attiecībā uz daļiņu garāko dimensiju, biežāk bija sastopamas daļiņas izmēru grupā 100-199 μm (49,18%), 200-299 μm (22,57%) un 50-99 μm (16,25%) (3.10. D). Dominējošie polimēri bija PS, PE un PP, veidojot attiecīgi 38,28, 38,17 un 16,47% (3.10. E). Tādu polimēru kā PA, ABS un PU īpatsvars bija mazāks, attiecīgi 6,11, 0,65 un 0,33%. PU tika atrasts vienīgi slāņos 6-8 cm (2013-2009) un 14-16 cm (1991-1985).



3.10. attēls. Velnezera nogulumu urbuma mikroplastmasas (MP) piesārņojuma raksturlielumi: (A) piesārņojuma koncentrācijas mainība nogulumu slāņos, (B) daļiņu formu procentuālais sadalījums, (C) daļiņu platuma un garuma attiecības (AR) procentuālais sadalījums, (D) daļiņu izmēru grupu procentuālais sadalījums, (E) daļiņu polimēru procentuālais sadalījums; PS – polistirols, PE – polietilēns, PP – polipropilēns, PA – poliakrilāts, ABS – Akrilnitrila butadiēna stirols, PUR – poliuretāns (III).

Kvalitātes kontroles rezultāti

Ūdens virskārtas paraugu apstrādes negatīvās kontrolēs tika identificētas 7 šķiedras, liecinot par iespējamu netīšu paraugu piesārņošanu apmērā līdz 1,13%. No tām 3 bija melnas, 2 violetas, 1 zila un 1 rozā, izmēru robežās no 300 līdz 7450 μm . Pozitīvās kontroles liecināja par $93,3 \pm 1,8\%$ daļiņu atgūstamību.

Nogulumu paraugu apstrādes negatīvās kontrolēs tika identificēti 72 fragmenti (vidēji $24,0 \pm 11,53$ daļiņas) ar izmēriem no 51,7 līdz 595,8 μm , liecinot par iespējamu netīšu paraugu piesārņošanu apmērā līdz 1,39% nogulumu uztvērēja paraugiem un 0,33% nogulumu urbja paraugiem. Tos veidoja PET (91,55%) un PMMA (2,82%), kā arī PP, PE un PAN (kopā 5,63%). Sakarā ar augsto PET piesārņojumu un PMMA saturošu priekšmetu izmantošanu paraugu ievākšanas un apstrādes laikā, šie divi polimēri tika izņemti no paraugu datu rindām. Viena PAN daļiņa tika atrasta negatīvās kontroles paraugā, bet ne nogulumu paraugos. Nogulumu paraugos netika identificēta neviena daļiņa, kuras polimēra spektrs sakristu ar kādu no paraugu ievākšanas laikā izmantotā inventāra (piemēram, nogulumu urbja un uztvērēja PVC caurules) polimēriem. Pozitīvās kontroles liecināja par $91,7 \pm 0,7\%$ daļiņu atgūstamību nogulumu uztvērēja paraugiem un $78,95 \pm 3,9\%$ nogulumu urbja paraugiem.

Pētījuma rezultāti netika koriģēti pamatojoties uz negatīvās un pozitīvās kontroles rezultātiem, izņemot PET un PMMA daļiņu izslēgšanu no nogulumu paraugu datu rindām.

3.5. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I)

Mikroplastmasas piesārņojuma raksturojums

Mikroplastmasa tika konstatēta visos upju ūdens virskārtas paraugos (3.11. attēls), koncentrācijām svārstoties robežās no 0,63 līdz 132,88 daļiņām/ m^3 , ar vidējo vērtību $8,18 \pm 1,94$ daļiņas/ m^3 visiem paraugu atkārtojumiem. Zemākā mikroplastmasas koncentrācija tika konstatēta Lielupē ($1,49 \pm 0,24$ - $3,30 \pm 0,49$ daļiņas/ m^3 , vidēji $2,23 \pm 0,26$ daļiņas/ m^3). Mērens mikroplastmasas piesārņojums tika novērots Gaujā ($1,86 \pm 0,65$ - $19,61 \pm 10,84$ daļiņas/ m^3 , vidēji $6,51 \pm 2,67$ daļiņas/ m^3) un Daugavā ($1,17 \pm 0,25$ - $10,71 \pm 0,05$ daļiņas/ m^3 , vidēji $5,20 \pm 1,49$ daļiņas/ m^3). Augstākā vidējā mikroplastmasas koncentrācija tika novērota Salacas upes grīvā ($2,83 \pm 0,36$ - $49,75 \pm 41,56$ daļiņas/ m^3 , vidēji $20,27 \pm 7,70$ daļiņas/ m^3), kas bija būtiski augstāka nekā Lielupē ($r^2 = 0,371$, $p = 0,015$) un Daugavā ($r^2 = 0,281$, $p = 0,049$).

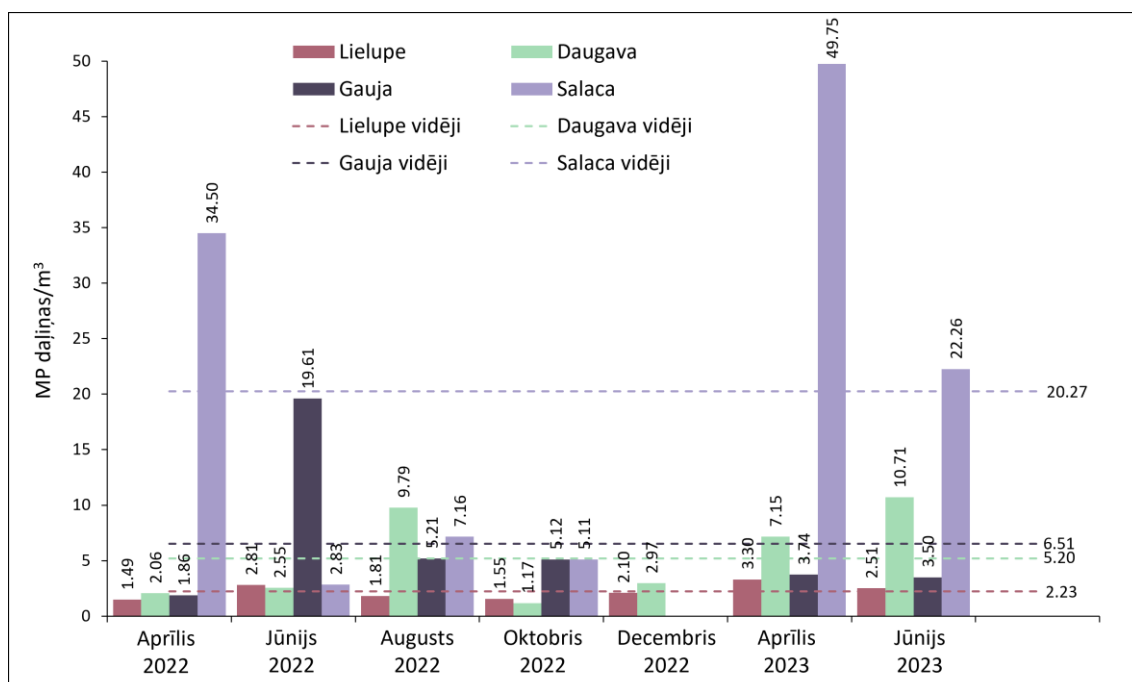
Piesārņojuma koncentrācija uzrādīja ievērojamas sezonālas svārstības. Lielupē mikroplastmasas koncentrācijas bija salīdzinoši zemas, norādot uz mērenu un stabilu piesārņojuma līmeni bez būtiskām atšķirībām starp mēnešiem ($p = 0,085$), ar zemāko koncentrāciju 2022. gada aprīlī –

1,49 ±0,24 daļiņas/m³ un augstāko koncentrāciju 2023. gada aprīlī – 3,30 ±0,49 daļiņas/m³. Lielupē novērojams pakāpenisks piesārņojuma koncentrācijas pieaugums novērojumu periodā.

Daugavā novērojama mērena mikroplastmasas koncentrācija, ar zemāko vērtību rudenī, 2022. gada oktobrī (1,17 ±0,25 daļiņas/m³), savukārt ievērojami augstāka (p = 0,049) koncentrācija konstatēta nākamā gada vasaras sākumā, 2023. gada jūnijā (10,71 ±0,05 daļiņas/m³).

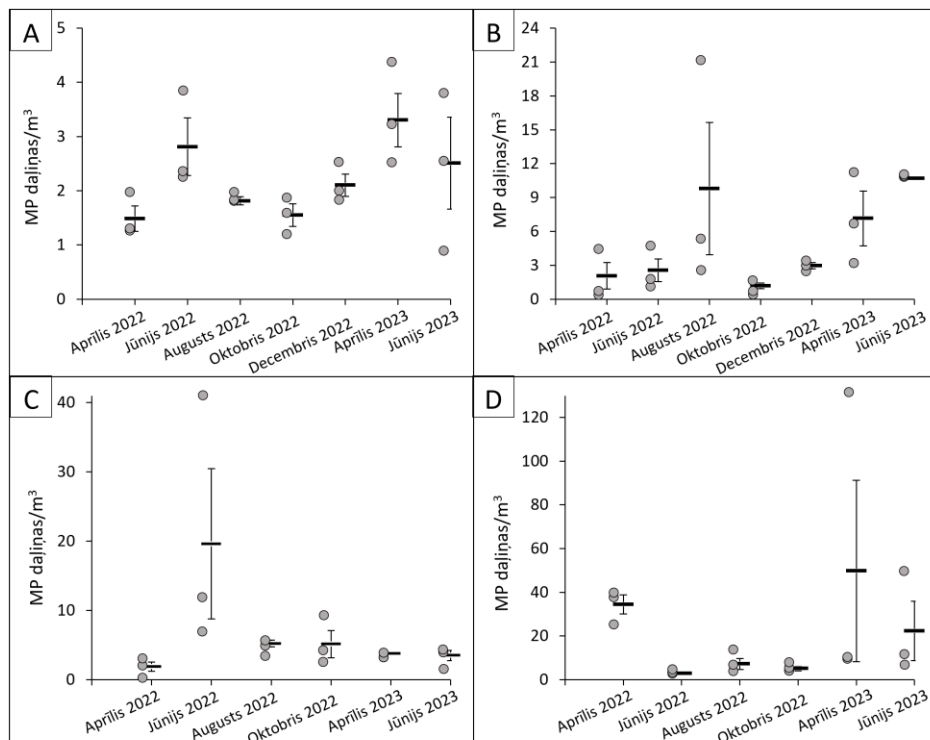
Mikroplastmasas koncentrācija Gaujā bija salīdzinoši zema, taču vasaras sākumā novērojams pieaugums, kam sekoja samazinājums nākamajos mēnešos. Zemākais piesārņojuma līmenis tika konstatēts 2022. gada aprīlī – 1,86 ±0,65 daļiņas/m³, kam sekoja būtisks koncentrācijas pieaugums (p = 0,0128) nākamajā paraugu ņemšanas reizē 2022. gada jūnijā, sasniedzot 19,61 ±10,84 daļiņas/m³. Turpmākajos mēnešos piesārņojuma līmenis svārstījās no 3,50 ±0,74 līdz 5,21 ±0,49 daļiņām/m³.

Salacā tika konstatētas krasas mikroplastmasas koncentrāciju svārstības, ar augstākajām vērtībām pavasarī – 2022. un 2023. gada aprīlī, attiecīgi 34,50 ±4,36 un 49,75 ±41,56 daļiņas/m³. Tam sekoja piesārņojuma samazinājums vasaras sākumā, kad koncentrācija 2022. gada jūnijā nokritās līdz 2,83 ±0,36 daļiņām/m³ (p = 0,027). Citos mēnešos mikroplastmasas koncentrācijas bija svārstīgas, taču salīdzinoši zemākas nekā 2023. gada aprīlī. Tika novērots mērens piesārņojuma pieaugums vasaras beigās un rudenī.



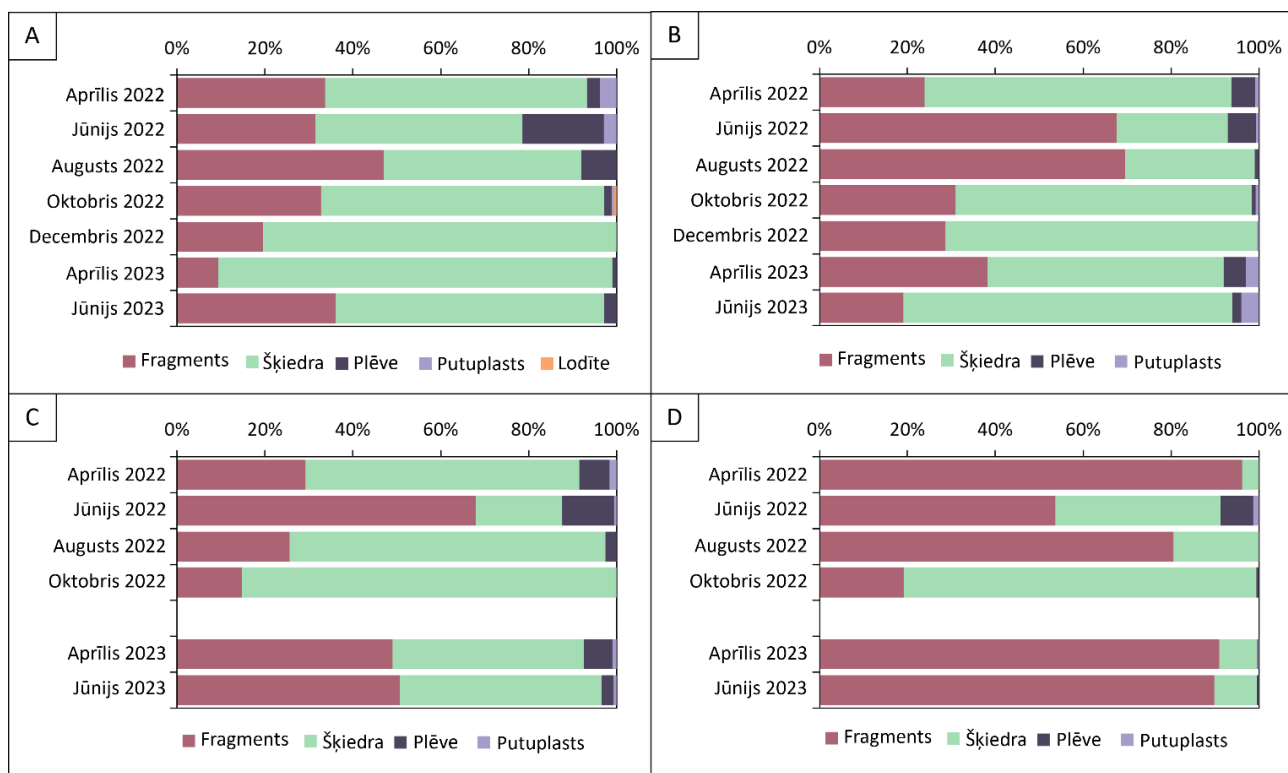
3.11. attēls. Lielupes, Daugavas, Gaujas un Salacas ūdens virskārtas mikroplastmasas (MP) piesārņojuma koncentrācijas pētītajās sezonās un vidējās koncentrācijas (pielāgots attēls no **I**).

Starp paraugu atkārtojumiem tika novērota augsta mikroplastmasas piesārņojuma koncentrāciju mainība (3.12. attēls).



3.12. Upju ūdens virskārtas mikroplastmasas (MP) koncentrāciju mainība paraugu atkārtojumos (A) Lielupē, (B) Daugavā, (C) Gaujā, (D) Salacā (pielāgots attēls no I).

Visās upēs šķiedras un fragmenti bija biežāk sastopamā daļiņu forma (3.13. attēls). Lielupē šķiedras veidoja lielāko daļiņu formu īpatsvaru (68,02%), turpretim citās upēs dominēja fragmenti – Salacā 86,22%, Daugavā 52,99% un Gaujā 47,34%. Tādas daļiņu formas kā plēves un putuplasts bija novērojamas retāk visās upēs; lodītes tika atrastas tikai Lielupē 2022. gada oktobrī.



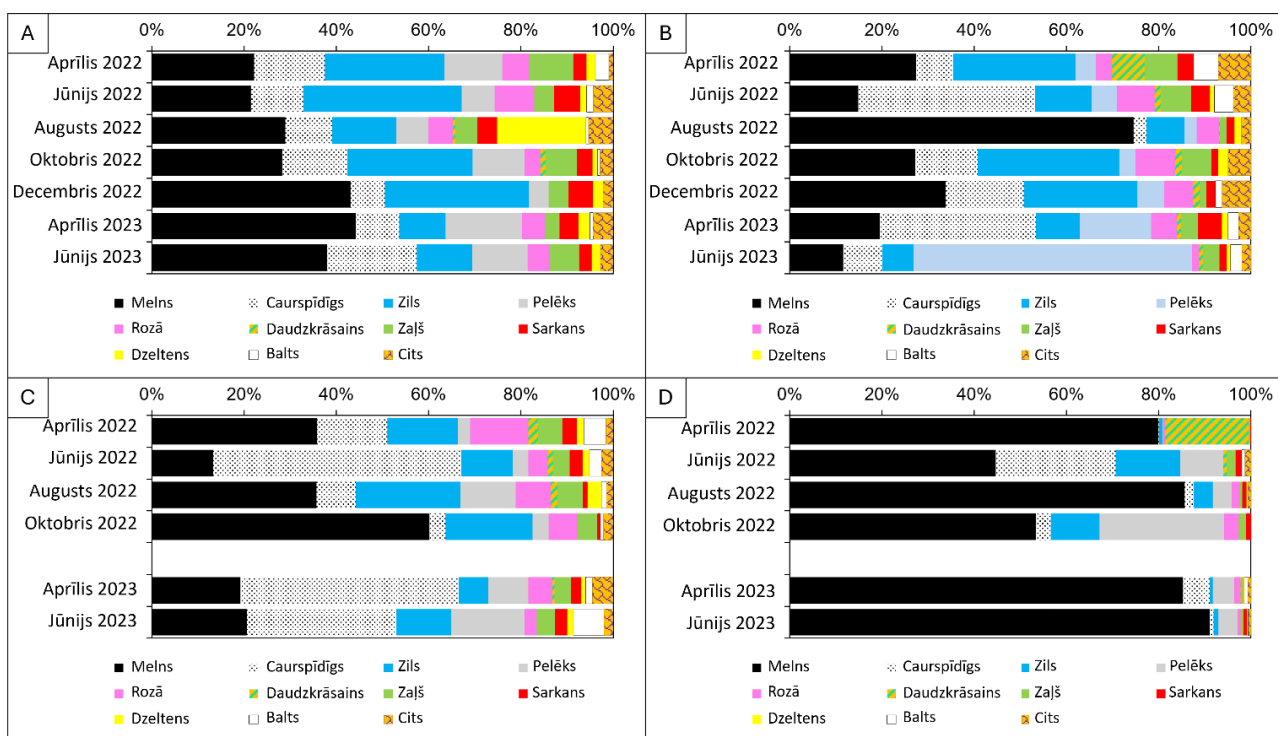
3.13. attēls. Upju ūdens virskārtas mikroplastmasas (MP) daļiņu formu procentuālais sadalījums (A) Lielupē, (B) Daugavā, (C) Gaujā, (D) Salacā (pielāgots attēls no I).

Visās piecās izdalītajās izmēru klasēs daļiņas 300-999 μm diapazonā bija visbiežāk sastopamas (52,45%), kam sekoja 1000-4999 μm izmēru grupa (27,62%) (3.14. attēls). Vismazāk pārstāvētā izmēru grupa ir daļiņas $>5 \text{ mm}$ (0,93%). Netika novērotas nozīmīgas sezonālas daļiņu izmēru sadalījuma izmaiņas, tomēr Lielupē 2022. gada jūnijā un Salacā 2023. gada aprīlī bija lielāks 100-199 μm izmēra daļiņu īpatsvars.



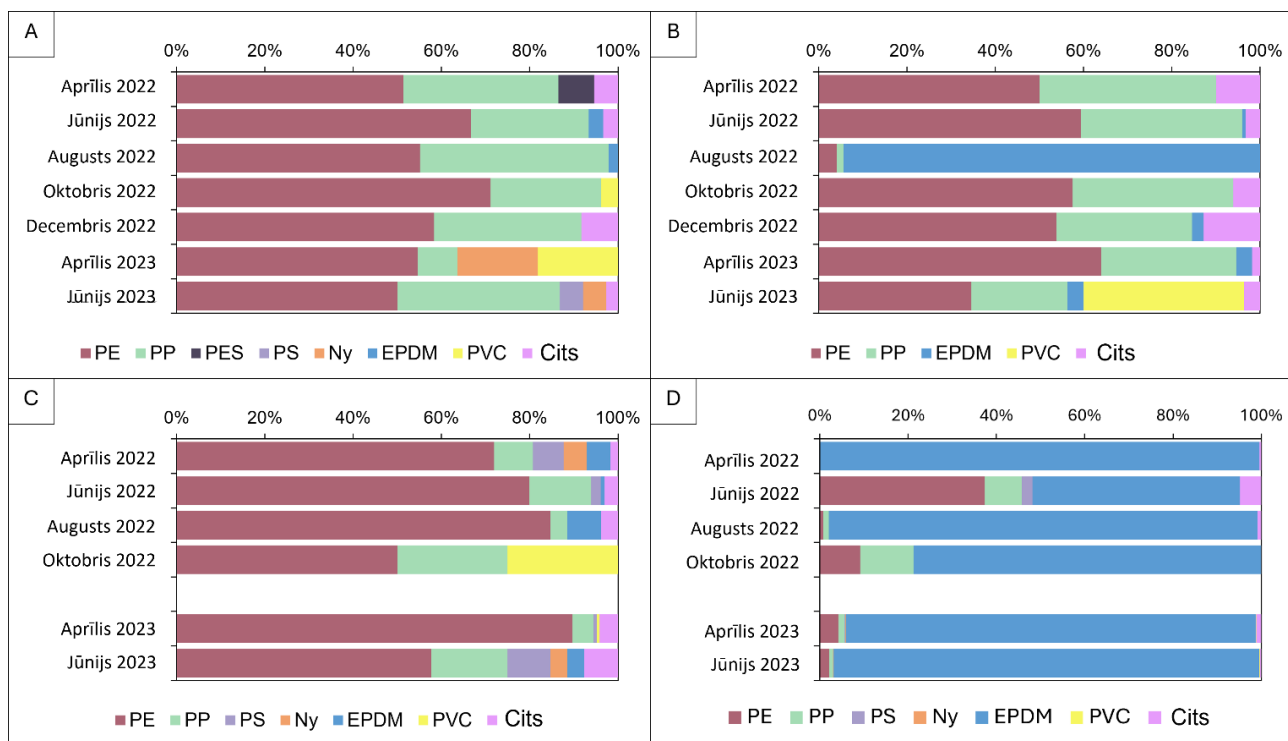
3.14. attēls. Upju ūdens virskārtas mikroplastmasas (MP) daļiņu izmēru procentuālais sadalījums (A) Lielupē, (B) Daugavā, (C) Gaujā, (D) Salacā (pielāgots attēls no I).

Vairums mikroplastmasas daļiņu bija melnas, caurspīdīgas un zilas; melna bija visbiežāk sastopamā daļiņu krāsa Salacā un caurspīdīgā – Gaujā (3.15. attēls). Lielupē novērojams vienmērīgākais daļiņu krāsu sadalījumu, izņemot 2022. gada augustu, kad ievērojamu īpatsvaru (67,92%) veidoja dzeltenas krāsas daļiņas. Daugavā 2023. gada jūnijā konstatēts augstāks pelēko daļiņu īpatsvars (51,36%) salīdzinājumā ar citām paraugu ņemšanas sezonām. Krāsas, kas veidoja mazāk par 3% no kopējā krāsu īpatsvara, tika klasificētas kā “citas” (violela, oranža, brūna).



3.15. attēls. Upju ūdens virskārtas mikroplastmasas (MP) daļiņu krāsu procentuālais sadalījums (A) Lielupē, (B) Daugavā, (C) Gaujā, (D) Salacā (pielāgots attēls no I).

Biežāk identificētie polimēri bija PE, PP un etilēnpropilēndiena monomērs (EPDM) (3.16. attēls). EPDM veidoja ievērojamu daļiņu īpatsvaru Salacas upē visos gadalaikos (vidēji 94,74%) un Daugavas upē 2022. gada augustā (94,41%). Citi polimēri kā PES, PS, neilons un PVC bija sastopami mainīgos daudzumos, dažos mēnešos uzrādot ievērojamu pieaugumu. Lineārās regresijas analīzes rezultāti neuzrādīja būtiskas tendences temporālajā polimēru sadalījumā Lielupē. PE uzrādīja mērenu pozitīvu tendenci ($p = 0,152$), PES negatīvu, nebūtisku tendenci ($p = 0,144$). Pārējo polimēru (PP, PS, neilons, EPDM, PVC, citi) tendences ir nenozīmīgas, ar p -vērtībām no 0,297 līdz 0,894. Arī Daugavā netika novērotas būtiskas temporālā polimēru sadalījuma tendences, p vērtībām esot virs 0,005. Gaujā PE uzrādīja sarūkošu, bet nebūtisku temporālo izmaiņu tendenci ($p = 0,107$), savukārt bija novērojams būtisks ($p = 0,033$) PP īpatsvara pieaugums. PS, neilons, EPDM, PVC un citi polimēri neuzrādīja būtiskas tendences, p vērtībām variējot no 0,207 līdz 0,880. Salacā izteikti dominēja EPDM gumijas daļiņas, tomēr, neskatoties un lielo īpatsvaru, tām, tāpat kā PE, PP, PS, PVC un neilonam, netika novērota temporālo izmaiņu tendence.



3.16. attēls. Upju ūdens virskārtas mikroplastmasas (MP) daļiņu polimēru procentuālais sadalījums (A) Lielupē, (B) Daugavā, (C) Gaujā, (D) Salacā. PE – polietilēns, PP – polipropilēns, PES – poliesters, PS – polistirols, Ny – neilons, EPDM - etilēnpropilēndiena monomērs, PVC – polivinil hlorīds (pielāgots attēls no I).

Kvalitātes kontroles rezultāti

Tika izveidoti un analizēti 21 negatīvās kontroles paraugi, kuros bija vidēji $6,76 \pm 0,73$ šķiedras. Pēc karstās adatas metodes tika konstatēts, ka 10% no kontrolēs atrastajām šķiedrām bija sintētiskas izcelsmes, bet 90% dabiskas. Paraugu apstrādes negatīvās kontroles liecināja par iespējamu nejaušu paraugu piesārņošanu vidēji 3,23% apmērā, ja tiek ņemtas vērā tikai sintētiskās šķiedras, vai 9,66% apmērā, ja vērā ņem gan sintētiskas, gan dabiskas izcelsmes šķiedras. Paraugu apstrādes pozitīvās kontroles liecināja par daļiņu atgūstamību $92 \pm 1,53\%$ apmērā. Rezultāti netika koriģēti pamatojoties uz negatīvās un pozitīvās kontroles rezultātiem.

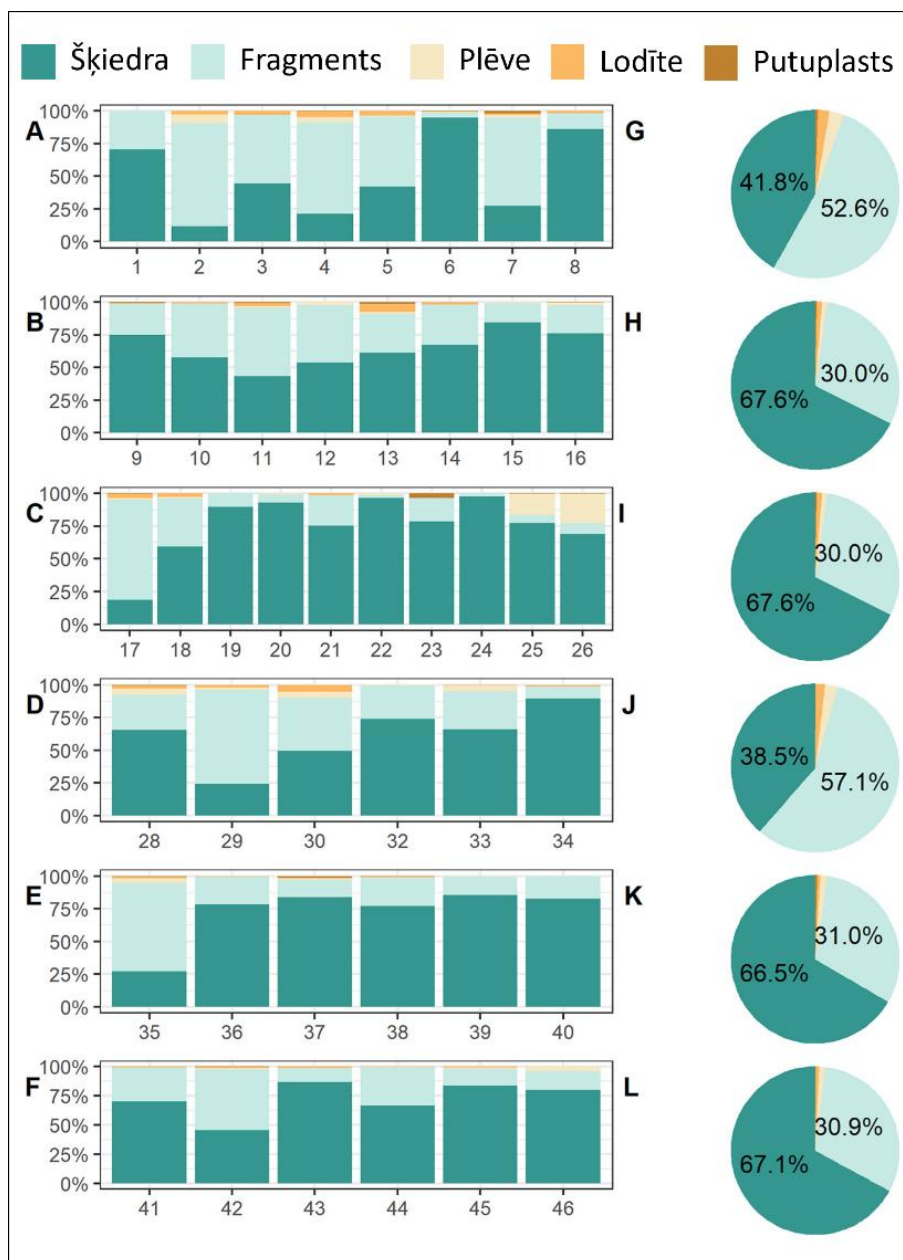
3.6. Jūras ūdens mikroplastmasa (VIII, VI)

Mikroplastmasas piesārņojuma raksturojums

Jūras ūdens virskārtas paraugos tik atrastas 16315 mikroplastmasas daļiņas (vidēji $370,8 \pm 515,2$ daļiņas paraugā), koncentrācijām variējot no 0,09 līdz $4,43$ daļiņām/ m^3 (pētījuma VIII 1. pielikums). Vidējās mikroplastmasas koncentrācijas bija $1,0 \pm 1,3$ daļiņas/ m^3 Rīgas līča rietumu daļā, $0,8 \pm 0,7$ daļiņas/ m^3 dienvidu daļā, $0,6 \pm 0,5$ daļiņas/ m^3 austrumu daļā un $0,4 \pm 0,1$ daļiņas/ m^3 centrālajā daļā. Austrumgotlandes baseina piekrastes daļā $0,5 \pm 0,3$ daļiņas/ m^3 un $0,4 \pm 0,3$ daļiņas/ m^3 atklātajā daļā. Piesārņojuma koncentrācija Rīgas līcī bija ievērojami augstāka nekā Austrumgotlandes baseina daļā ($F = 7,7$, $p = 0,008$). Tāpat, piesārņojuma koncentrācija bija augstāka piekrastes nekā atklāto ūdeņu daļās ($F = 5,0$, $p = 0,031$).

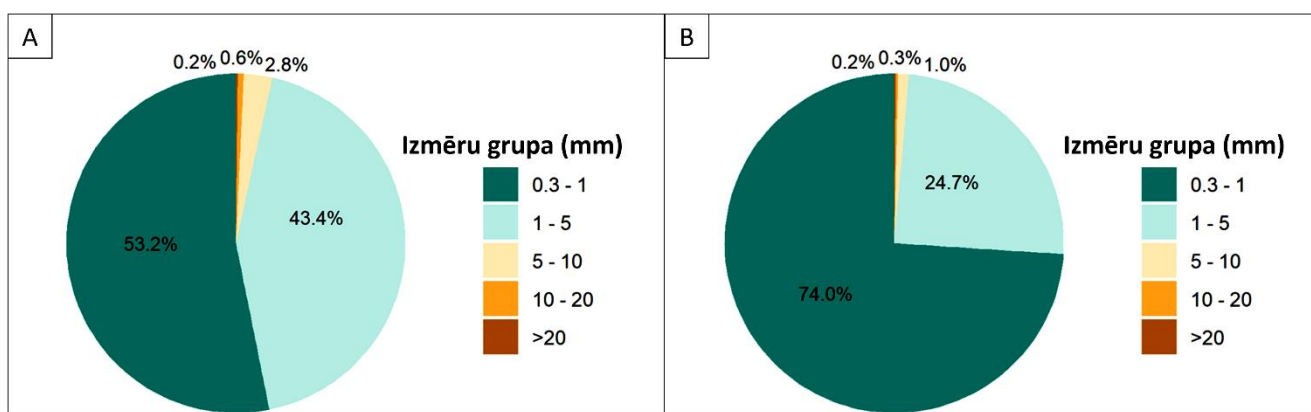
Dominējošās daļiņu krāsas bija balta (30,1%), melna (24,6%) un zila (20,5%). Citas krāsas daļiņas kā rozā (5,6%), zaļa (4,4%), pelēka (2,5%), violeta (2,4%), caurspīdīga (1,8%), dzeltena (1,4%), oranža (1,2%) un brūna (0,6%) veidoja salīdzinoši mazāku īpatsvaru. Jāizceļ, ka dominējošā šķiedru krāsa bija melna un zila, bet citas formas daļiņām – balta.

Šķiedras bija dominējošā daļiņu forma ($66,1 \pm 23,0\%$), turpretim fragmenti bija satopami retāk ($30,2 \pm 21,8\%$). Plēves, lodītes un putuplasta formas daļiņas tika novērotas salīdzinoši mazākā daudzumā, attiecīgi $2,2 \pm 4,1\%$, $1,2 \pm 1,5\%$ un $0,3 \pm 0,6\%$. Daļiņu formu īpatsvars ievērojami atšķīrās paraugu starpā (3.17. attēls); Rīgas līča rietumu un austrumu piekrastes daļā, šķiedras tika novērotas salīdzinoši vairāk nekā Rīgas līča dienvidu un Austrumgotlandes baseina piekrastes daļā.



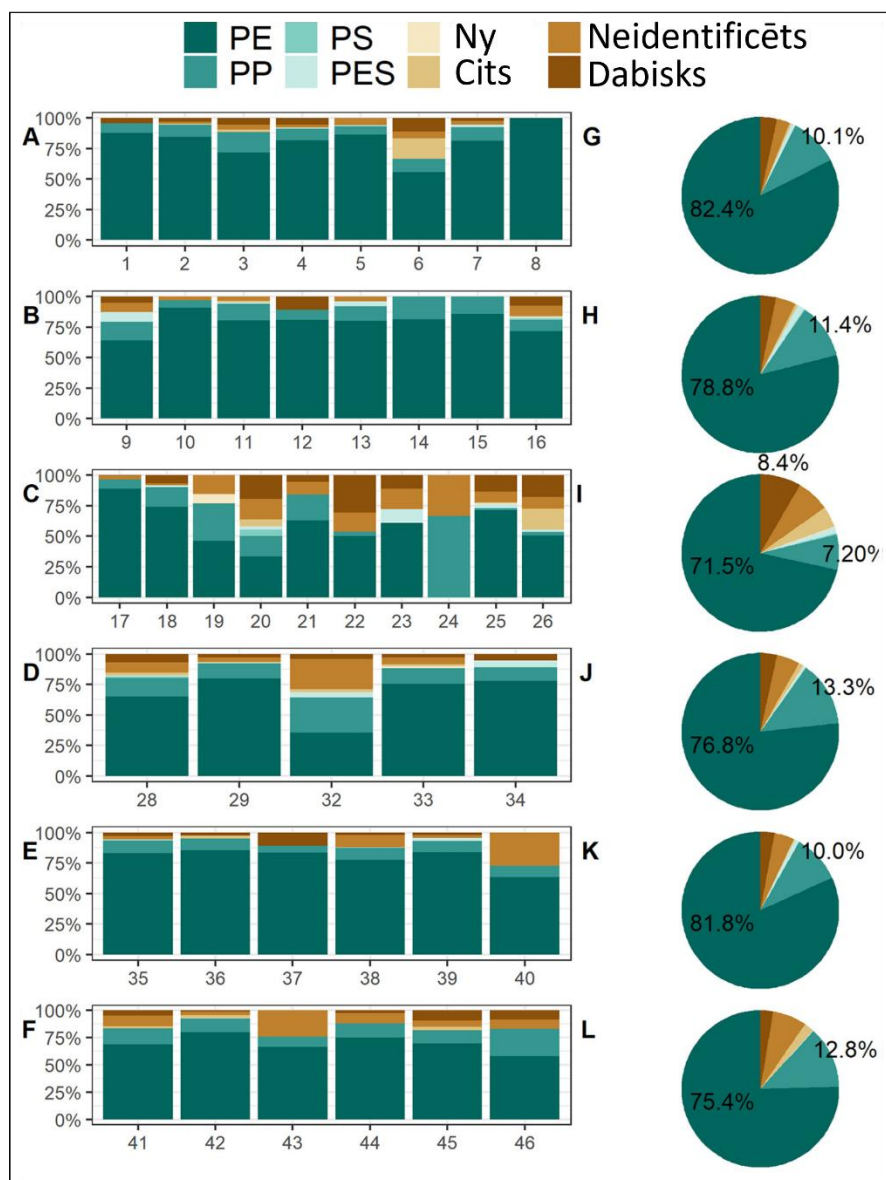
3.17. attēls. Mikroplastmasas daļiņu formu procentuālais sadalījums paraugu ņemšanas reģionos: (A) un (G) Austrumgotlandes baseina piekrastes daļa, (B) un (H) Austrumgotlandes baseina atklātā daļa, (C) un (I) Rīgas līča rietumu daļa, (D) un (J) Rīgas līča dienvidu daļa, (E) un (K) Rīgas līča austrumu daļa, (F) un (L) Rīgas līča centrālā daļa. 1-46 – paraugu ievākšanas vietas (pielāgots attēls no VIII, VI).

Daļiņas izmēru grupā 0,3-1 mm bija biežāk sastopamas (3.18. attēls), kam sekoja izmēru klase 1-5 mm. Vismazāk pārstāvētā izmēru grupa bija daļiņas ar garāko dimensiju >20 mm. Daļiņu izmēru sadalījums būtiski atšķīrās Rīgas līča un Austrumgotlandes baseina daļās ($F = 45$, $p = 0,04$) – Austrumgotlandes baseina daļā lielākā apjomā bija novērojamas daļiņas ar lielāku garāko dimensiju.



3.18. attēls. Mikroplastmasas daļiņu izmēru grupu procentuālais sadalījums (A) visas formas daļiņām un (B) šķiedrām (pielāgots attēls no **VIII, VI**).

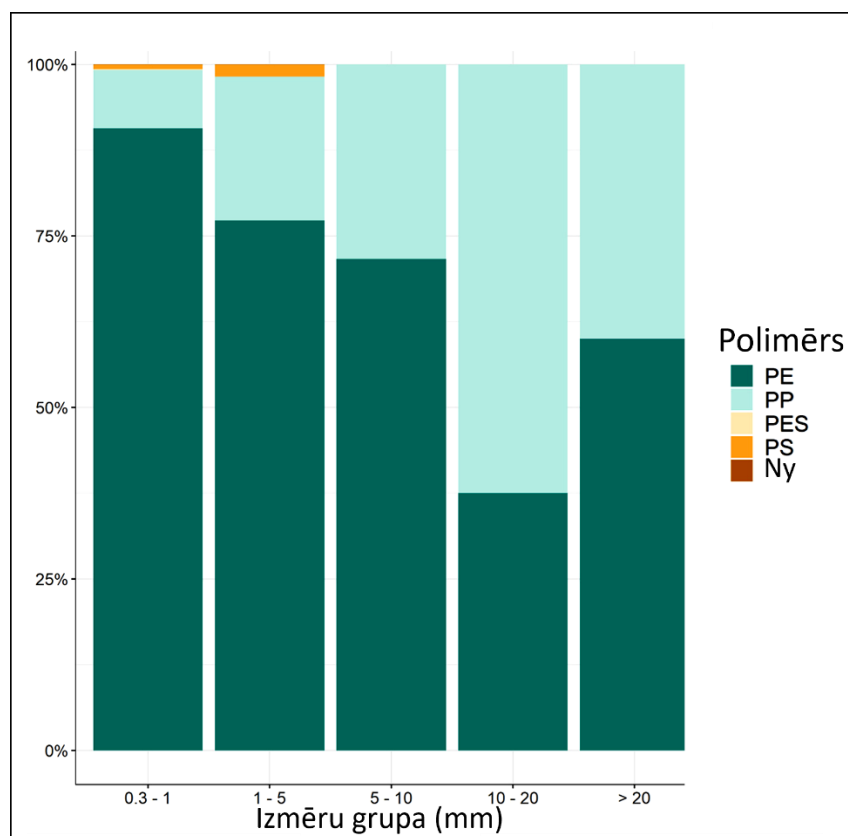
Polimērs tika noteikts 5285 jeb 74,45% daļiņu, neskaitot šķiedras. Dominējošie polimēri bija PE (77,9%) un PP (11,0%). Citi polimēri kā PS (0,8%), PES (0,1%), neilons (0,1%) tika sastopami retāk. Atsevišķās paraugu vākšanas vietās, īpaši Rīgas līča rietumu daļā, bija novērojams salīdzinoši lielāks (1,3%) citu polimēru – akrilāti, acetāti, PET, gumija, PVC, poliamīds – īpatsvars. Daļiņu polimēru īpatsvars ievērojami atšķīrās paraugu starpā (3.19. attēls), piemēram, paraugā nr. 24 netika identificēta neviena PE daļiņa, turpretim paraugā nr. 8 PE bija vienīgais identificētais polimērs.



3.19. attēls. Mikroplastmasas daļiņu polimēru procentuālais sadalījums paraugu ņemšanas reģionos: (A) un (G) Austrumgotlandes baseina piekrastes daļa, (B) un (H) Austrumgotlandes baseina atklātā daļa, (C) un (I) Rīgas līča rietumu daļa, (D) un (J) Rīgas līča dienvidu daļa, (E) un (K) Rīgas līča austrumu daļa, (F) un (L) Rīgas līča centrālā daļa. PE – polietilēns, PP – polipropilēns, PS – polistirols, PES – poliesters, Ny – neilons (pielāgots attēls no VIII, VI).

Tika novērota tendence PE īpatsvaram palielināties un PP īpatsvaram samazināties līdz ar daļiņu izmēra samazināšanos (3.20. attēls), tomēr tendences izņēmums bija izmēru grupa >20 mm (Spīrmena rangs korelācijas koeficients $r = -0,82$, $p < 0,001$ izslēdzot izmēru grupu >20 mm, un $r = -0,54$, $p < 0,001$ iekļaujot visas izmēru klases). Šajā izmēru grupā ietverto daļiņu skaits bija salīdzinoši mazs, līdz ar to nebija iespējams novērtēt vai tendence saglabātos arī pie lielākas datu kopas. Polimērs PS tika novērtots

izmēru grupās 0,3-1 mm, 1-5 mm un 10-20 mm, bet neilons – 1-5 mm un 50-10 mm; abi minētie polimēri izrādīja līdzīgu tendenci kā PP. PES daļiņas tika identificētas vienīgi izmēru grupā >20 mm.



3.20. attēls. Identificēto polimēru relatīvais īpatsvars izmēru grupās. PE – polietilēns, PP – polipropilēns, PES – poliesters, PS – polistirols, Ny – neilons (pielāgots attēls no VIII, VI).

No 9216 vizuāli identificētajām šķiedrām tikai 182 jeb 1,98% tika noteikts polimērs. Lielākā daļa polimēru bija PP (48,3%), PE (21,68%) un PET (6,1%). Citi polimēri kā neilons (3,9%), PES (3,3%), PS (1,1%) un PVA (1,1%) bija sastopami retāk. Daļa analizēto šķiedru (6,1%) bija dabiskas izcelsmes. Līdzīgi kā pārējās formas daļiņām, PE īpatsvars palielinājās un PP īpatsvars samazinājās līdz ar daļiņu izmēra samazināšanos. Citu polimēru – PET, neilona, PES, PS, PVA u.c. – īpatsvars bija mainīgs izdalītajās izmēru grupās.

Kvalitātes kontroles rezultāti

Paraugu apstrādes negatīvās kontroles liecināja par iespējamu nejaušu paraugu piesārņošanu vidēji 6,8% apmērā. Pozitīvās kontroles liecināja par 92,5 ±2,5% daļiņu atgūstamību. Rezultāti netika koriģēti pamatojoties uz negatīvās un pozitīvās kontroles rezultātiem.

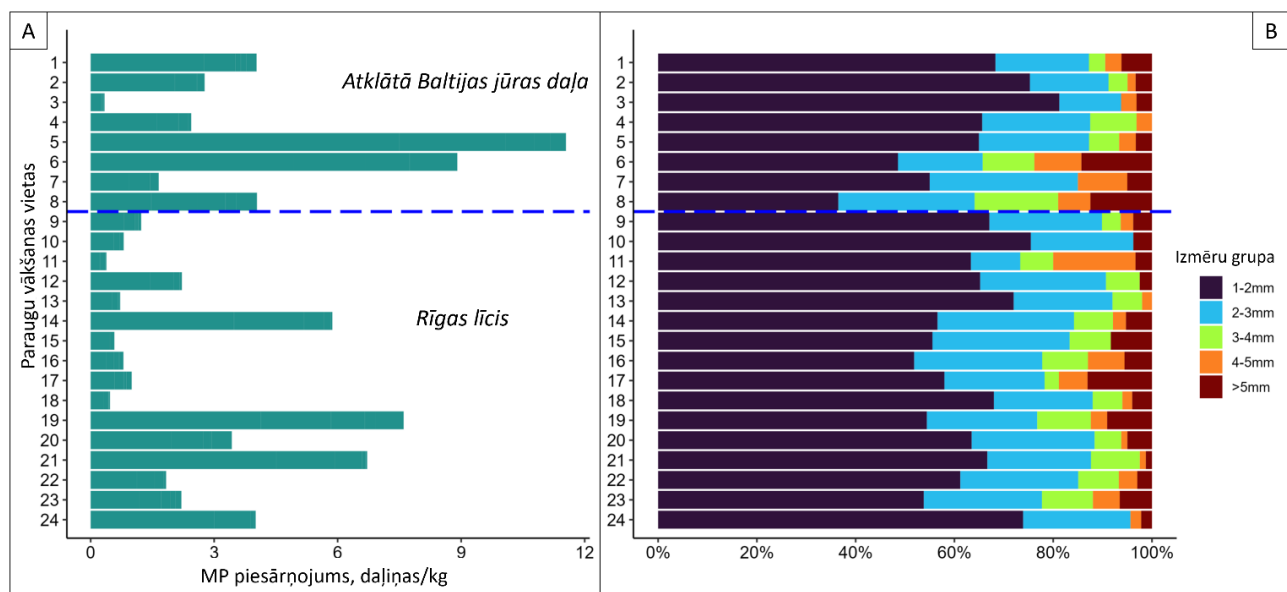
3.7. Jūras piekrastes mikroplastmasa (V)

Mikro- un mezoplastmasas piesārņojuma raksturojums

Mezoplastmasa (>5 mm) tika atrasta 22 no 24 pētītajām pludmalēm. Tās koncentrācija bija robežās no 0,01 daļiņām vienā kg sausu smilšu Liepājas, Jūrkalnes, Pūrciema, Saulkrastu un Salacgrīvas pludmalēs līdz 0,69 daļiņām/kg Vecāķu un 0,5 daļiņām/kg Ventspils pludmalēs (pētījuma V pielikuma S2. attēls, S5 tabula). Vidējā mezoplastmasas koncentrācija atvērtās Baltijas jūras piekrastes daļā bija 0,16 daļiņas/kg, un 0,10 daļiņas/kg Rīgas līča piekrastes pludmalēs.

Mikroplastmasa (1-5 mm) tika identificēta visos paraugos, ar koncentrācijām no 0,31 daļiņām/kg Liepājas līdz 11,17 daļiņām/kg Akmeņraga un 8,70 daļiņām/kg Pāvilostas pludmalēs (pētījuma V pielikuma S2. attēls, S4 tabula). Vidējā mikroplastmasas koncentrācija atklātās Baltijas jūras piekrastes daļā bija 3,93 daļiņas/kg, un 2,44 daļiņas/kg Rīgas līča piekrastes pludmalēs.

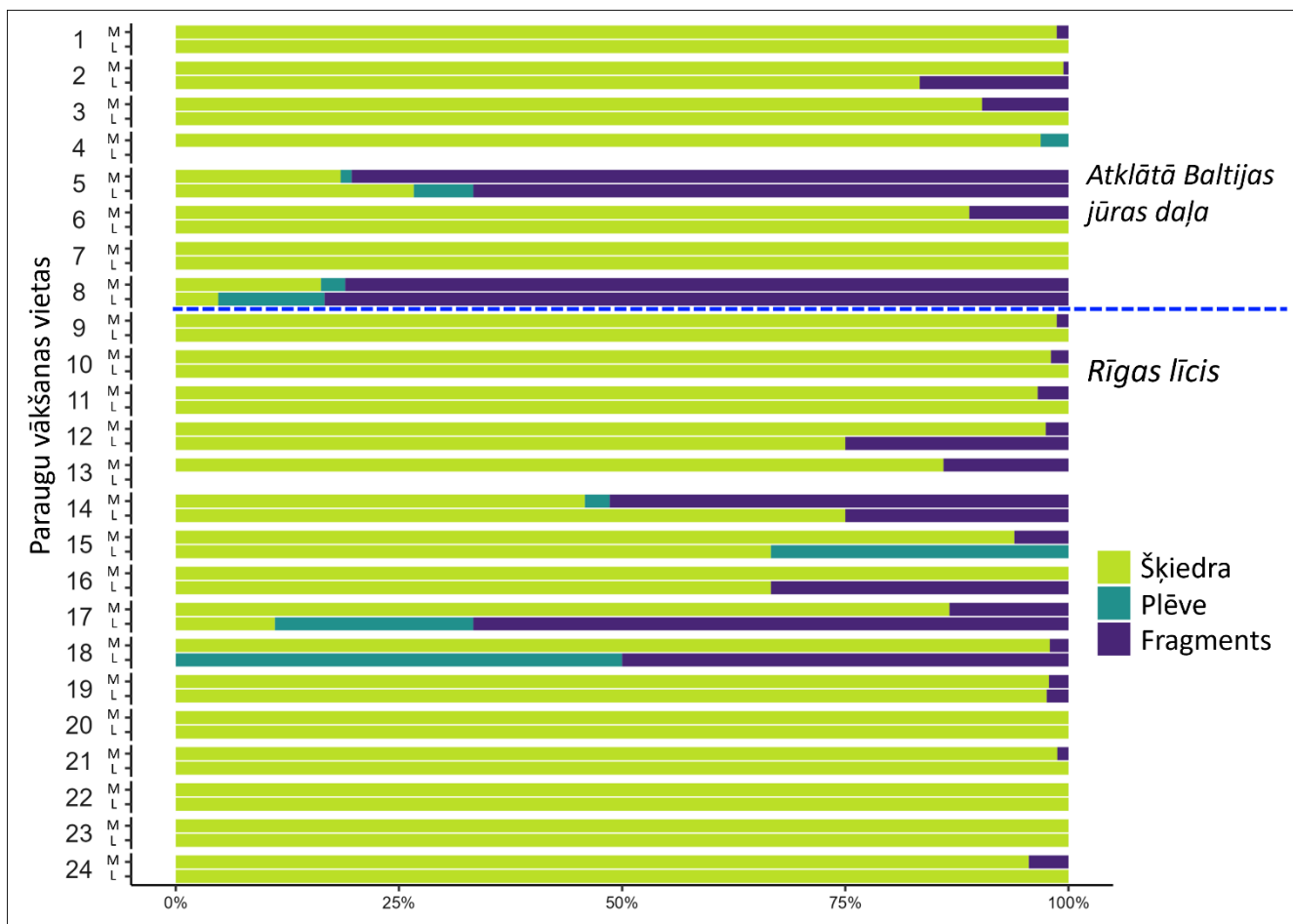
Daļiņas tika iedalītas izmēru grupās ar 1 mm intervālu. Maza izmēra daļiņas ar garāko dimensiju 1-2 mm tika novērotas biežāk nekā liela izmēra daļiņas ar garāko dimensiju >5 mm (3.21. attēls).



3.21. attēls. Mikro- un mezoplastmasas (MP) piesārņojums pētītajās pludmalēs Latvijas piekrastē (1-24 – paraugu vākšanas vietas, atšifrējums 2.6. attēlā): (A) piesārņojuma koncentrācija, (B) procentuālais daļiņu izmēru sadalījums (pielāgots attēls no V).

No mezoplastmasas daļiņām vairāk kā 60% bija šķiedras un aptuveni 31% fragmenti. Plēves formas daļiņas bija sastopamas retāk, veidojot aptuveni 5% no kopējā mezoplastmasas daļiņu daudzuma. Atsevišķās pludmalēs – Akmeņragā, Ventspilī un Majoros – izteikti dominēja fragmenti. Aptuveni 70%

no mikroplastmasas daļiņām bija šķiedras, 30% bija fragmenti, kas novērojami izteikti lielākā daudzumā Akmeņraga, Ventpils un Abrugciema pludmalēs, un mazāk kā 1% bija plēves daļiņas (3.22. attēls).



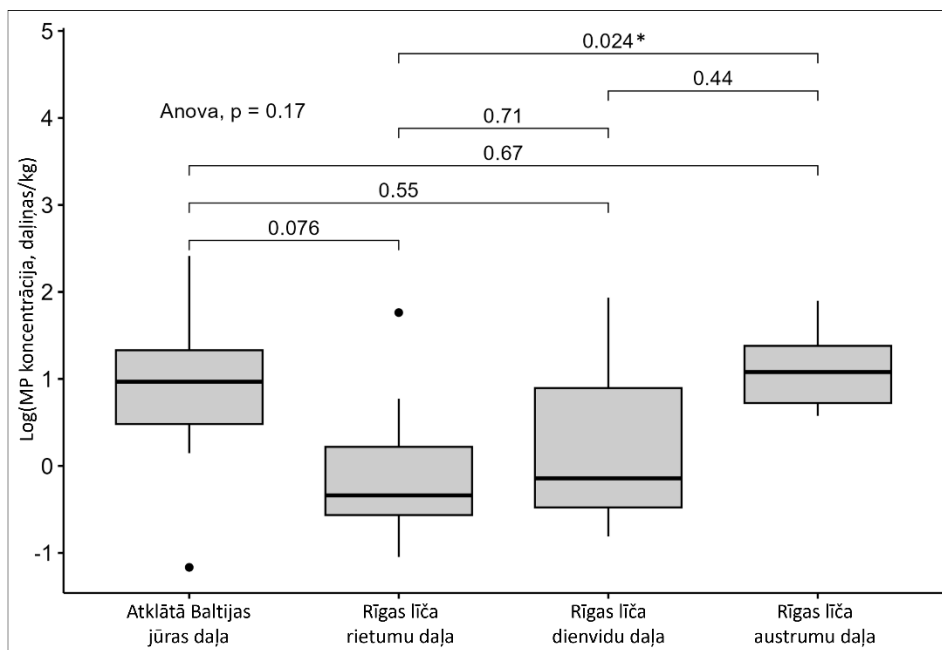
3.22. attēls. Procentuālais daļiņu formu sadalījums (pludmaļu kodu atšifrējums 2.6. attēlā). M apzīmē mikroplastmasas daļiņas, L apzīmē mezoplastmasas daļiņas. (pielāgots attēls no V).

Biežākās mikro- un mezoplastmasas daļiņu krāsas bija melna (attiecīgi 28 un 29%), balta (27 un 15%), zila (11 un 25%) un caurspīdīga (10 un 9%). Citas identificētās daļiņu krāsas – sarkana, rozā, violeta, zaļa, pelēka, oranža, dzeltena, brūna un daudzkrāsaina – nepārsniedza 9% īpatsvaru.

Mezoplastmasas izmēru grupā ķīmiskais sastāvs tika noteikts 76 daļiņām jeb 35,8% no visām paraugos identificētajām daļiņām. No tām 57,9% bija PE, 26,3% PP, 1,3% PS. Citi polimēru veidi kā PES, akrils, poliuretāns (PUR) u.c. veidoja līdz 13,2%. Mikroplastmasas izmēru grupā ķīmiskais sastāvs tika noteikts 988 daļiņām jeb 28,6% no visām paraugos identificētajām daļiņām. No tām 70,3% bija PE, 21,5% PP, 3,8% PS. Citi polimēru veidi kā PES, akrils, etilēnvīnīlacetāts (EVA), PET, polipienskābe (PLA) veidoja līdz 1,6%. Aptuveni 2% daļiņu tika identificētas kā dabiskas izcelsmes.

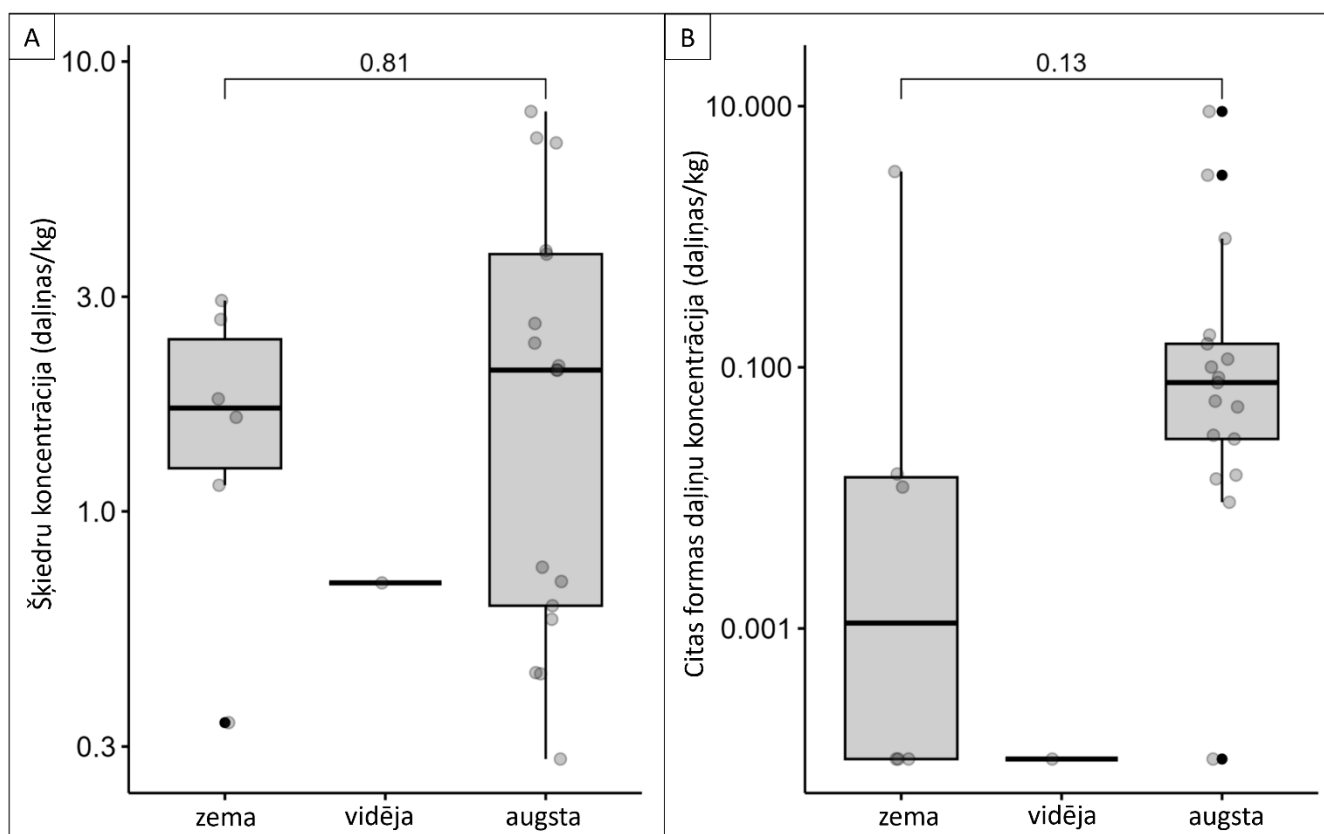
Piesārņojuma izplatības raksturojums

Salīdzinot Baltijas jūras atklātās daļas pludmales ar Rīgas līča rietumu, dienvidu un austrumu daļas pludmalēm, netika novērotas būtiskas atšķirības piesārņojuma koncentrācijā ($p = 0,706$ mezoplastmasai, $p = 0,184$ mikroplastmasai). Turpretim, salīdzinājums starp Rīgas līča austrumu un rietumu daļas pludmalēm atklāja būtiskas ($p = 0,027$) mikroplastmasas koncentrācijas atšķirības (3.23. attēls).



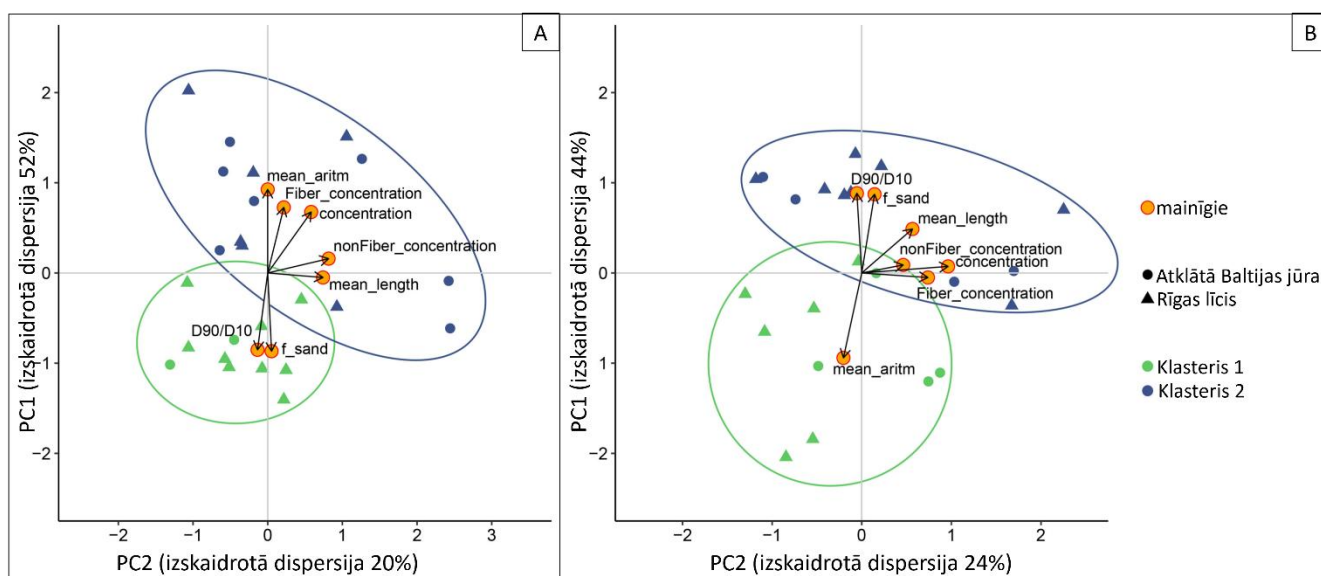
3.23. attēls. Mikro- un mezoplastmasas (MP) koncentrāciju (daļiņas/kg) atšķirības starp izdalītajiem pludmaļu reģioniem. Kvadrātveida iekavas apzīmē t-testa būtiskuma līmeni (pielāgots attēls no V).

Pludmales piemērotība rekreācijas aktivitātēm nekorelēja ar mikro- un mezoplastmasas piesārņojuma apmēru, tomēr statistiskās analīzes rezultāti liecina par atsevišķas formas daļiņu – fragmentu un plēves – koncentrāciju ciešāku saikni ar pludmales piemērotību atpūtas aktivitātēm (3.24. B attēls) nekā tādas formas daļiņām kā šķiedras (3.24. A attēls).



3. 24. attēls. (A) šķiedru un (B) citas formas daļiņu koncentrācijas (daļiņas/kg) korelācija ar izdalīto pludmaļu grupu piemērotību rekreācijas aktivitātēm (zema, vidēja, augsta piemērotība). Kvadrātveida iekavas apzīmē t-testa būtiskuma līmeni (pielāgots attēls no V).

Tika novērota sakarība starp mikroplastmasas daļiņu koncentrāciju, šķiedras forma daļiņu koncentrāciju un smilšu granulometrisko sastāvu – augstākas daļiņu, īpaši šķiedru, koncentrācijas, tika novērotas rupjāka izmēra smiltīs (pētījuma V pielikuma S3. attēls). Mezoplastmasas izmēru grupā netika novērota korelācija starp daļiņu izmēru un smilšu granulometrisko sastāvu (pētījuma V pielikuma S4. attēls, S4 tabula). Baltijas jūras atklātās un Rīgas līča austrumu daļas pludmalēs identificēto mikroplastmasas daļiņu un smilšu granulometriskās īpašības bija līdzīgākas nekā citiem izdalītajiem pludmaļu reģioniem (3.25. attēls).



3.25. attēls. Daudzfaktoru statistiskā analīze (A) mikroplastmasas un (B) mezoplastmasas datiem. Paraugi ir grupēti pēc krāsām atbilstoši HCA laikā izveidotajiem attiecīgajiem klasteriem un pēc formas atbilstošu paraugu atrašanās vietai Baltijas jūras atklātās daļas vai Rīgas līča piekrastē. Mainīgo koordinātas attiecībā pret galvenajām komponentēm PC1 un PC2 parāda granulometrijas mainīgos un daļiņu raksturlielumus. Divas paraugu ņemšanas vietas – 4. Liepāja Karosta un 13. Mērsrags – netika iekļauti mezoplastmasas datu (B) analīzē, jo šajos paraugos netika atrastas attiecīgā izmēra daļiņas (pielāgots attēls no V).

Kvalitātes kontroles rezultāti

Visos negatīvās kontroles paraugos kopā tika atrastas 5 šķiedras izmērā >1 mm. Pozitīvās kontroles liecināja par 99% daļiņu atgūstamību. Rezultāti netika koriģēti pamatojoties uz negatīvās un pozitīvās kontroles rezultātiem.

4. Diskusija

Promocijas darba mērķis ir pilnveidot mikroplastmasas paraugu ievākšanas (II) un apstrādes (VII) metodes un raksturot mikroplastmasas piesārņojumu Latvijas ūdens biotopos – ezeros (III, IV), upēs (I), jūrā (VI, VIII), jūras piekrastē (V). Veiktais pētījums prezentē sākotnējos datus Latvijas ūdens biotopu mikroplastmasas piesārņojuma novērtēšanai, kuri var tikt izmantoti kā bāzes vērtība monitoringa datu kopai, robežlielumu noteikšanai un sākumpunkts zinātniskās izpratnes veidošanā par mikroplastmasas piesārņojuma izplatību Latvijas ūdens ekosistēmās.

4.1. Metodoloģijas novērtējums

Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)

Pētījuma (II) rezultāti atklāja mikroplastmasas klātbūtni visos paraugos, tomēr piesārņojuma koncentrācija starp paraugu ievākšanas atkārtojumiem mēdza atšķirties pat vairāk kā desmit reizes. Lai gan citos pētījumos tiek norādīta piesārņojuma koncentrācijas standartklūda (Courtene-Jones et al., 2022; Syberg et al., 2020), tā bieži vien paļaujas uz vienu konkrētā vietā ievāktu parauga atkārtojumu un aprēķinu starp visu paraugu kopu; tas palielina iespēju iegūt reģionam nereprezentatīvus datus, atspoguļojot gadījuma rakstura piesārņojuma koncentrācijas. Šī problēma ir īpaši aktuāla reģionos ar zemu mikroplastmasas piesārņojumu, kad pat dažu paraugā nonākušo daļiņu dēļ var tikt būtiski ietekmēti rezultāti. Lai no tā izvairītos un iegūtu pēc iespējas precīzākus reālo piesārņojumu atspoguļojošus datus, nepieciešams palielināt parauga apjomu vai ievākt vairākus paraugu atkārtojumus (Pasquier et al., 2022). Parauga apjoma palielināšana var novest pie tīkla aizsērēšanas un ūdens filtrēšanas efektivitātes samazināšanās ūdenī suspendētā materiāla dēļ (Lusher et al., 2014). Līdzīgi kā Bruge et al. (2020) veiktajā pētījumā, arī (II) pētījums atklāja, ka, palielinot paraugu ievākšanas atkārtojumu skaitu, samazinās standartklūda, kas ļauj kvantitatīvi novērtēt mērījumu nenoteiktību un iegūt patiesāku informāciju par piesārņojuma koncentrāciju. Pētījums (II) atklāja, ka trīs līdz pieci paraugu ievākšanas atkārtojumi ievērojami samazināja atkārtojamības robežu. Lai gan augstāks atkārtojumu skaits nodrošina lielāku precizitāti, jāņem vērā ne tikai sagaidāmo rezultātu kvalitāte, bet arī pieejamiem resursiem samērīgs ieguldītais laiks, darbs un izmaksas. Tāpēc, vadoties pēc pētījumā gūtajiem rezultātiem un pieredzes, tiek secināts, ka reprezentatīvi un resursefektīvi ir ievākt ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugus ar vismaz trīs atkārtojumiem.

Ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojums ir dinamisks, un tā koncentrācija atkarīga no vairākiem faktoriem, piemēram, meteoroloģiskie un hidroloģiskie apstākļi (Fischer et al., 2016), turklāt ūdens virskārtā sastopamo polimēru daudzveidība attiecībā uz to blīvumu ir ierobežota (Atugoda et al.,

2020; Kumar et al., 2021). Ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugu ievākšanai visbiežāk izmantotā metode ir Manta tīkls (Pasquier et al., 2022). Alternatīvas tam ir kopējā parauga ievākšana, kas ir ierobežots tilpuma ziņā un līdz ar to piemērotāks vietām ar augstu piesārņojuma līmeni vai maza izmēra daļiņu identificēšanai. Tāpat, ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugus var ievākt ar pumpjiem un filtru kaskādēm, kas padara iespējamu mazāka izmēra daļiņu ievākšanu. Tīkla vai filtra acs izmērs nosaka cik lielu ūdens daudzumu būs iespējams izfiltrēt – jo mazāks filtrēšanas iekārtas acs izmērs, jo ātrāk filtrēšanas laukums aizsērēs ar ūdenī suspendēto materiālu. Ūdens mikroplastmasas paraugu ievākšanai visbiežāk izmanto Manta tīklu ar acs izmēru 300 μm , kas ir optimāls variants arī regulāra monitoringa vajadzībām un nodrošina liela ūdens apjoma filtrēšanu (Galgani et al., 2024; Hengstmann et al., 2018; Pasquier et al., 2022), tomēr pilnīgāku informāciju par vidē esošo mikroplastmasas piesārņojumu, un secīgi – par tās radītajiem draudiem, var iegūt, izmantojot mazāka acs izmēra filtrēšanas rīkus (Thornton Hampton et al., 2022). Jāuzsver, ka mazāka izmēra mikroplastmasas paraugu ievākšana saistās ar intensīvāku, laika un resursu ietilpīgāku paraugu apstrādi un analīzi, tāpēc, veidojot pētījuma dizainu, jāņem vērā resursu pieejamība un minimālās mikroplastmasas izmēru robežas atbilstība pētījuma mērķim.

Daliņu atgūstamības novērtējums (VII)

Mikroplastmasas koncentrācija ir galvenais piesārņojumu raksturojošais elements, kas var tikt ietekmēts paraugu sagatavošanas laikā, netīši piesārņojot paraugu vai zaudējot daļiņas; tā dēļ iegūtie rezultāti par mikroplastmasas piesārņojumu var tikt pārvērtēti vai novērtēti par zemu (Kutralam-Muniasamy et al., 2023; Way et al., 2022; Weber et al., 2021). Daļiņu atgūstamības testi liecina, ka vidē esošā mikroplastmasas piesārņojuma daudzums var tikt novērtēts pat 14% par zemu (Way et al., 2022), tāpēc pozitīvo kontroles paraugu ieviešana ir svarīga pētījumu kvalitātes celšanā. Identificējot procesus, kas sniedz lielāko ieguldījumu parauga daļiņu zaudēšanā, iespējams tos attiecīgi koriģēt. Pētījums (VII) atklāja, ka daļēji noslēgtās vakuuma filtrēšanas iekārtas augšējās daļas savienojuma vietā pēc filtrēšanas vienmēr bija pielipušas lodītes, līdz ar to, daļiņu atgūstamības palielināšanai, tika pieņemts lēmums turpmāk izmantoto filtrēšanas iekārtas daļu skalot uz cita filtra tīrā filtrēšanas iekārtā. Tas arī apliecināja, ka daļēji noslēgtas filtrēšanas sistēmas palielina nejaušu daļiņu zuduma iespēju, atšķirībā no slēgtām filtrēšanas iekārtām – sietiem. Iegūtie rezultāti apstiprina Nakajima et al. (2019) atklājumu, ka sietu izmantošana filtrēšanai nodrošina augstāku daļiņu atgūstamību gan maza (100-500 μm), gan liela (500-1000 μm) izmēra mikroplastmasas daļiņām. Tomēr sietu izmantošana paraugu filtrēšanai nav piemērota gadījumos, kad pētījuma objekts ir mikroplastmasas daļiņas izmērā mazākas par 50 μm , kas saistītas ar apgrūtinātu šķīduma plūšanu caur sieta porām virsmas spraiguma dēļ.

Pētījums (VII) apliecināja arī paraugu apstrādes soļu skaita saistību ar daļiņu zudumu – vairāk apstrādes, un attiecīgi filtrēšanas, soļu noveda pie zemākas daļiņu atgūstamības. Tas saskan ar Olesen et al. (2019) pozitīvo kontroles paraugu rezultātiem, kad 96% pievienoto PS lodīšu tika atgūts pielietojot īsāko ūdens paraugu apstrādes protokolu, 75% atgūstamība bija novērojama faunas paraugiem, un 64% daļiņu atgūstamība piemērojot nogulumu apstrādes protokolu, kas iekļāva visvairāk apstrādes soļu. No tā izriet ierosinājums pēc iespējas samazināt apstrādes soļu skaitu, lai izvairītos no mikroplastmasas daļiņu mehāniskas zaudēšanas apstrādes laikā, īpaši gadījumos, ja ievāktajā paraugā sagaidāms zems mikroplastmasas piesārņojums (Enders et al., 2020; Nakajima et al., 2019). Tomēr apstrādes soļu skaits nav vienīgais daļiņu atgūstamību ietekmējošais faktors – negatīvu ietekmi var atstāt tādi faktori kā ilgs apstrādes process, augsta paraugu inkubēšanas temperatūra un izmantoto ķīmikāliju koncentrācija (Pfeiffer and Fischer, 2020). Piemēram, Karami et al. (2017) atklāja, ka kālija hidroksīds ir efektīvs līdzeklis organiskā materiāla nograuššanai, lai gan tā izmantošana temperatūrā augstākā par 50 °C noveda pie polimēru morfoloģijas un struktūras bojājumiem un samazināja daļiņu atgūstamības rādītājus.

Pētījums (VII) uzrādīja augstāku daļiņu atgūstamības efektivitāti izmantojot lielāka izmēra šķirpiltuvi blīvuma ekstrakcijas apstrādes soļa laikā. Gadījumos, kad nepieciešams pielietot blīvuma ekstrakciju liela apjoma paraugam, ieteicams to sadalīt vairākās daļās, lai atvieglotu un uzlaboto mikroplastmasas izdalīšanu no parauga. Tomēr daļiņu atgūstamību nosaka ne vien izvēlētais šķirpiltuves tilpums, bet arī nogulumu sastāvs un granulometriskās īpašības, mikroplastmasu raksturojošie parametri (forma, izmērs, blīvums), ekstrakcijai izvēlēta metode un paaugstināta blīvuma šķīdums (Crutchett and Bornt, 2024; Enders et al., 2020; Quinn et al., 2017). Visi minētie parametri ir jāņem vērā un jāizvērtē atbilstoši pētījuma mērķim un pieejamajiem resursiem. Piemēram, paaugstināta blīvuma šķīdums ir viens no būtiskākajiem elementiem, lai atgūtu pēc iespējas lielāku mikroplastmasas daļiņu daudzumu – jo augstāks ir tā blīvums, jo vairāk polimēru iespējams izdalīt no parauga. Tai pat laikā, augstāka blīvuma šķīdumi bieži vien saistāmi ar lielākām izmaksām, un atsevišķos gadījumos arī toksicitāti (Katsumi et al., 2022). Attiecībā uz mikroplastmasas daļiņu raksturlielumiem, piemēram, arī daļiņu forma un izmērs nosaka to atgūstamību (Hengstmann et al., 2018). Hurley et al. (2018) novēroja 100% atgūstamību PE lodītēm izmērā 425-500 un 850-1000 µm, bet 82% atgūstamību PET šķiedrām izmērā 322-395 µm, kas tika skaidrots ar šķiedru izteiktāku saistīšanos ar nogulumu daļiņām un pielipšanu pie separācijas trauka sienām.

Būtiski ir piemērot daļiņu atgūstamības novērtējumu visam paraugu apstrādes procesam (Enders et al., 2020), pretējā gadījumā, novērtējot tikai vienu no apstrādes soļiem, tiek radīts maldīgs pozitīvs iespaids par prezentētā pētījuma kvalitāti (Hengstmann et al., 2018; Imhof et al., 2012). Pētījumā (VII) daļiņu atgūstamības novērtējumam tika izmantotas standartizētas lodītes ar diametru 100 µm, tomēr

šādas formas daļiņas vidē ir sastopamas salīdzinoši mazākā daudzumā un var neatspoguļot citu formu daļiņu, piemēram, šķiedru vai fragmentu, atgūstamības rādītājus (Hengstmann et al., 2018; Olesen et al., 2019). Pētījumu būtu iespējams pilnveidot, kontroles paraugos ieviešot lielāku daļiņu formu daudzveidību, lai reprezentatīvāk atspoguļotu vides paraugos esošās mikroplastmasas atgūstamību.

4.2. Rezultātu interpretācija un salīdzinājums ar iepriekšējiem pētījumiem

Ezeri

Mikroplastmasas piesārņojuma līmenis Velnezera ūdens virskārtā ($0,75-5,71$ daļiņas/ m^3) ir līdzīgs kā citos pētījumos (III), piemēram, Winnipeg ezerā Kanādā mikroplastmasas ($>333 \mu m$) koncentrācijas bija robežās $0,58-8,31$ daļiņas/ m^3 (Anderson et al., 2017), bet Itālijas ezeros Čusi un Bolsēna ($>300 \mu m$), attiecīgi $2,68-3,36$ un $0,82-4,41$ daļiņas/ m^3 (Fischer et al., 2016). Zemāks piesārņojuma līmenis novērots Somijas ezerā Kallavesi ($>333 \mu m$) $0,037-0,66$ daļiņas/ m^3 (Uurasjärvi et al., 2020) un Itālijas subalpīnajos ezeros ($>300 \mu m$) $0,02-0,28$ daļiņas/ m^3 (Sighicelli et al., 2018). Ūdenstilpes blīvi apdzīvotu un urbānu teritoriju tuvumā, kā arī to izmērs un reģionam raksturīgās meteoroloģiskās īpatnības ir faktori, kas nosaka piesārņojuma apjomu (Nava et al., 2023). Ķīnas trešajā lielākajā ezerā Taihu, kas atrodas augsti attīstītā un industriālā reģionā, novērotas vienas no pasaulē augstākajām mikroplastmasas ($>333 \mu m$) koncentrācijām saldūdens ekosistēmās, sasniedzot $3400-25800$ daļiņas/ m^3 (Su et al., 2016). Velnezera apkārtnē ir tikusi ievērojami mainīta pēdējā gadsimta laikā, pieaugot urbanizācijas un industrializācijas līmenim, kas varētu būt viens no vadošajiem iemesliem ezera piesārņojumā, tomēr, salīdzinot ar mikroplastmasas piesārņojuma apmēru citviet pasaulē, Velnezera mikroplastmasas piesārņojums vērtējams kā mērens vai salīdzinoši zems. Līdzīgi kā citos pētījumos, arī Velnezērā biežāk bija sastopamas šķiedras formas daļiņas, kas ir raksturīgi ūdenstilpēm apdzīvotu vietu tuvumā (Kumar et al., 2021; Uurasjärvi et al., 2020). Attiecībā uz identificētajiem polimēriem, izplatītākie pētījumā (III) un citos (Malla-Pradhan et al., 2023; Sighicelli et al., 2018; Uurasjärvi et al., 2020) bija PP un PE, tomēr jāuzsver, ka ķīmiskais sastāvs tika noteikts salīdzinoši nelielai grupai identificēto daļiņu ($3,06\%$) un rezultāti varētu būt citādāki, ja tiktu izmantota lielāka datu kopa. Karstās adatas metode tika pielietota, lai noteiktu daļiņu sintētisko izcelsmi, pārbaudot 11% daļiņu un atklājot, ka gandrīz puse no tām ($42,86\%$) bija dabiskas izcelsmes. Dabiskas izcelsmes daļiņu pārsvars ticis izcelts arī citās saldūdens ekosistēmās (Stanton et al., 2019) un jūras vidē (Suaria et al., 2020), apliecinot, ka vairāk kā 90% ūdens virskārtā peldošo šķiedru var būt dabiskas izcelsmes. Līdz ar to, ir būtiski papildus optiskajai mikroskopijai pielietot arī analītiskās ķīmijas metodes daļiņu izcelsmes identificēšanai, lai izvairītos no mikroplastmasas koncentrāciju pārvērtēšanas.

Ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugi, kas tika ievākti pavasara beigās (Maijs, 2019) un vasaras sākumā (Jūnijs, 2019), saturēja ne vien vairāk mikroplastmasas, bet arī organiskā piemaisījuma – mikroaļģes, kas ir raksturīga parādība sekliem eitrofiem ezeriem produktīvajā sezonā. Ūdenstilpju ziedēšanas laikā ir novērots, ka mikroplastmasas daļiņas tiek ieslodzītas suspendētajā organiskajā materiālā, un tādējādi palielinās kopējais ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojuma daudzums (Atugoda et al., 2020; J. Li et al., 2023). Sākoties rudenim, tika novērots mikroplastmasas piesārņojuma koncentrācijas samazinājums Velnezera ūdens virskārtā, kas varētu būt saistīts ar organiskā materiāla grimšanu (III). Secīgi, nogulumu uztvērēju paraugos tika novērots augstāks mikroplastmasas piesārņojums rudens/ziemas sezonā nekā pavasara/vasaras periodā, kas saistīts ar detrīta un mikroplastmasas vertikālo transportu gultnes virzienā.

Nogulumu uztvērēji ir plaši pielietots rīks ģeoloģijā, tomēr mikroplastmasas pētniecībā tā ir jauna metode (Saarni et al., 2023, 2021). Tie atspoguļo piesārņojuma uzkrāšanās ātrumu konkrētā periodā, un potenciāli raksturo arī ūdens kolonas piesārņojumu, neatkarīgi no nogulumu uzkrāšanās ātruma. Ilglaicīgai un regulārai nogulumu uztvērēju metodes pielietošanai konkrētā teritorijā ir potenciāls ar laiku aizstāt nogulumu urbuma pētījumus vēsturiskā piesārņojuma analīzei. Velnezērā tika novērota gandrīz septiņas reizes augstāka ($22,20$ daļiņas/ $\text{cm}^2/\text{gadā}$) mikroplastmasas akumulācija nekā urbānā Somijas ezerā Haukivesi ($3,24$ daļiņas/ $\text{cm}^2/\text{gadā}$) (Saarni et al., 2021) un vairāk kā 300 reizes augstāka nekā Kallavesi ezerā ($0,07\text{--}0,27$ daļiņas/ $\text{cm}^2/\text{gadā}$) (Saarni et al., 2023). Lēna ūdens apmaiņa palielina mikroplastmasas vertikālo transportu un uzkrāšanos nogulumos (Lambert and Wagner, 2018), īpaši mazos ezeros kā Velnezers. Attiecībā uz mikroplastmasas daļiņu raksturlielumiem, tie bija līdzīgi kā citos pētījumos – vairums daļiņu bija fragmenti, ko veidoja galvenokārt PP un PE polimēri (Saarni et al., 2023, 2021). Bieži vien nogulumos tiek atrasts lielāks fragmentu īpatsvars, bet ūdens virskārtā – šķiedru. Tas, iespējams, izriet no šķiedru fragmentēšanās procesa, kad laika gaitā tās iegūst fragmentu dimensijas.

Visu pētīto ezeru nogulumos tika atrasts mikroplastmasas piesārņojums par spīti tam, ka trim no pētītajiem četriem ezeriem – Usmas, Pinku un Sekšu – ir piešķirts aizsardzības statuss. Sekšu ezers ir daļa no dzeramā ūdens sagatavošanas sistēmas un publiska piekļuve tam ir ierobežota, tomēr tajā novērotas augstākās piesārņojuma koncentrācijas salīdzinot ar pārējiem diviem aizsargātajiem ezeriem. No šī izriet secinājums, ka piekļuves un saimnieciskās darbības ierobežojumi ezera teritorijā nerisina mikroplastmasas piesārņojuma problēmu un nenodrošina aizsardzību pret to sakarā ar daudzveidīgiem piesārņojuma avotiem, kuru apturēšana nav iespējama. Piemēram, būtiskākie ezeru mikroplastmasas koncentrāciju nosakošie faktori šajā kontekstā varētu būt atmosfēras pārnese (Evangelidou et al., 2020; Huang et al., 2021) un virszemes notece (Werbowski et al., 2021), kas veicina piesārņojuma transportu no tā avota uz uzkrāšanās vietām – ezeru nogulumiem.

Mikroplastmasas pētniecībā pēdējo gadu laikā tika diskutēts par datētu nogulumu izmantošanas potenciālu kā antropocēna epohas sākuma indikatoru, tomēr pētījumu (**III** un **IV**) rezultāti apgāž šo pieņēmumu, pierādot, ka mikroplastmasas daļiņas atrodamas arī nogulumu slāņos, kas reprezentē laiku pirms plastmasas masveida ražošanas sākuma, par ko uzskata 20. gadsimta 50. gadus. Iespējamais skaidrojums daļiņu klātbūtnei senākos nogulumu slāņos ir mikroplastmasas morfoloģiskās un nogulumu īpašības, kas veicina daļiņu vertikālo transportu dziļāk nogulumos. Līdz ar to, mikroplastmasas uzkrāšanās nav uzskatāma par statisku un var ietekmēt arī vidi, kas līdz šim tikusi uzskatīta par neskartu, piemēram, pazemes ūdenskrātuves (Xu et al., 2024). Ir vairāki papildus faktori, kas var veicināt mikroplastmasas daļiņu pārvietošanu no virsējiem uz dziļākiem nogulumu slāņiem, piemēram, materiāla fiziska pārvietošana veicot nogulumu urbšanu, resuspensija vai bioturbācija (Näkki et al., 2017). Ne esošie (**III**, **IV**), ne citi pētījumi (Brandon et al., 2019; Turner et al., 2019) neliecina par nozīmīgu daļiņu transportu dziļāk nogulumos urbšanas procesa dēļ, turklāt parauga apjoms ir vairākkārt lielāks par tā saskares laukumu ar urbja caurules sienām. Tāpat, esošajos pētījumos tika izmantotas caurules ar salīdzinoši lielu diametru un īsu urbuma dziļumu, un ezeru nogulumu nebija blīvi kompresēti – tie tiek uzskatīti par parametriem, kas nodrošina daļiņu nepārvietošanu urbuma paraugos (Tuit and Wait, 2020). Nogulumu slāņu vecuma noteikšanai pētījumā (**IV**) tika paralēli izmantotas divas datēšanas metodes, kas palielina rezultātu ticamību; precīzie un līdz ar to uzticamie datēšanas rezultāti izslēdz mikroplastmasas nonākšanu dziļākos nogulumu slāņos resuspensijas un bioturbācijas ceļā. Pinku ezerā vairāk kā 40% mikroplastmasas daļiņu tika atrastas slāņos pirms 1950. gada, un ievērojama piesārņojuma daļa arī Sekšu, Usmas un Velnezera identificēta dziļākajos nogulumu slāņos. Arī negatīvās kontroles paraugi izslēdz daļiņu nonākšanu šajos slāņos netīšas paraugu piesārņošanas dēļ. Iespējamie daļiņu vertikālo transportu ietekmējošie faktori saistāmi ar nogulumu īpašībām kā sastāvu, blīvumu un porūdens kustību, kā arī mikroplastmasas daļiņu morfoloģiju (**IV**).

Upes

Upju grīvas ir pārejas zonas starp saldūdens un sāļūdens ekosistēmām, kam raksturīga dinamiska ūdens plūsma, piesārņotāju resuspensija no gultnes vai to uzkrāšanās, kā arī piesārņojuma transports (Waldschläger et al., 2020). Pēdējo gadu laikā arvien vairāk tiek pētīts mikroplastmasas piesārņojums upju sistēmās ar mērķi izprast to nozīmi kā piesārņojuma ceļam no iekšzemes ūdensobjektiem un sauszemes uz jūru, tomēr piesārņojuma sezonālā dinamika ir pētīta nepietiekamā līmenī (Huang et al., 2023). Vairums upju ūdens mikroplastmasas piesārņojuma sezonālās mainības novērtējumam pētījumu ir veikti reģionos ar izteiktām nokrišņu daudzuma svārstībām, tomēr reģionos, kur gada griezumā sezonas definē temperatūras svārstības, šāda veida pētījumu ir maz (Waldschläger et al., 2020). Nokrišņu un

virszemes notece sniedz acīmredzamāku saikni ar mikroplastmasas piesārņojuma koncentrāciju izmaiņām nekā temperatūras svārstību ietekme (Atugoda et al., 2020; Huang et al., 2023; Werbowski et al., 2021). Iepriekšējie pētījumi ir uzsvēruši nepieciešamību pēc laika apstākļu un piesārņojuma koncentrāciju saistības novērtējuma, lai izprastu tā dinamiku (Forrest et al., 2022). Piemēram, ir zināms, ka sniegs darbojas kā vektors mikroplastmasas transportam no atmosfēras (Bergmann et al., 2019; Evangeliou et al., 2020) un akumulē piesārņojumu vietās, kur tas izkrīt. Pēc temperatūras paaugstināšanās gadalaiku maiņas rezultātā mikroplastmasas piesārņojums tiek transportēts vidē caur virszemes noteci (Werbowski et al., 2021). Piemēram, Kanādā sniega kušanas laikā pavasarī tika novērota mikroplastmasas koncentrāciju palielināšanās 114 reizes urbānā strautā un 11 reizes urbānā upē (Forrest et al., 2022). Tas liecina par sezonālo izmaiņu, ko izraisa temperatūras izraisīti nokrišņi, nozīmi upju mikroplastmasas piesārņojuma izprašanā.

Mikroplastmasas sezonālais novērtējums Houjin upē Taivānā atklāja augstāku mikroplastmasas piesārņojumu sausajā ($183,33 \pm 128,95$ daļiņas/ m^3) nekā lietus ($102,08 \pm 45,80$ daļiņas/ m^3) sezonā (Huang et al., 2023), turpretim Jangtze upē Ķīnā tika novērots pretējais – sausajā sezonā piesārņojuma koncentrācija bija zemāka ($0,70 \pm 0,28$ daļiņas/ m^3), bet lietus sezonā gandrīz divas reizes augstāka ($1,32 \pm 1,09$ daļiņas/ m^3) (Wu et al., 2024). Lai gan Latvijai nav raksturīgas izteiktas atšķirības upju ūdens caurplūdumā sezonu ietvaros, salīdzinoši lielāks ūdens apjoms ir vērojams divas reizes gadā – pavasarī pēc sniega kušanas un rudenī ilglaicīgu nokrišņu gadījumā (LVĢMC, 2024b). Tomēr pētījuma laikā netika novērota pārliecinoša korelācija starp gadalaikiem un mikroplastmasas piesārņojuma apmēru, visticamāk neizteiksmīgu ūdens līmeņa svārstību un pielietotās mikroplastmasas paraugu ievākšanas metodikas dēļ (I).

Neskatoties uz sezonālās aspekta, Houjin upē piesārņojuma līmenis bija ievērojami lielāks nekā Latvijas upēs (I), kas skaidrojams ar tās plūšanu caur vienu no blīvāk apdzīvotajām un augstāk industrializētajām pilsētām Taivānā, vienlaicīgi saņemot tās mājāsaimniecību un ražošanas nozares notekūdeņus (Huang et al., 2023; Vermeiren et al., 2021). Turpretim Kanādā, kur tika veikts salīdzināms pētījums par mikroplastmasas piesārņojumu Otavas upē augšpus un lejpus notekūdeņu izplūdes vietas, tā koncentrācijas bija attiecīgi $0,71$ un $1,99$ daļiņas/ m^3 ar vidējo koncentrāciju $1,35$ daļiņas/ m^3 (Vermaire et al., 2017), kas liecina par zemāku mikroplastmasas piesārņojumu kā visās pētītajās Latvijas upēs (I). Tajā, tāpat kā pētījumā (I), vairums identificēto mikroplastmasas daļiņu bija šķiedras formas, kas īpaši izteikti dominēja Lielupē (68,02%).

Filtrēšanas iekārtas – tīkla, sieta vai pumpja – acs izmērs ietekmē ievākto mikroplastmasas daļiņu daudzumu. Ievācot paraugus, izmantojot divu veidu tīkla acs izmērus – 50 un $330 \mu m$ – Song et al. (2014)

atklāja, ka ar mazāka acs izmēra tīklu ievāktā mikroplastmasas koncentrācija bija 1143 ± 3353 daļiņas/ m^3 , bet ar lielāku acs izmērs 47 ± 192 daļiņas/ m^3 . Tas liecina, ka lielāks acs izmērs savāca tikai aptuveni 4% potenciāli ūdenī esošo mikroplastmasas daļiņu, turklāt 50% no visām atklātajām daļiņām bija mazākas par 100 μm . No šī izriet, ka lielāka filtrēšanas iekārtas acs izmēra izmantošana var rezultēties faktiskā mikroplastmasas piesārņojuma nepietiekamā novērtēšanā. Par spīti bieži novērotai tendencei daļiņu skaitam pieaugt līdz ar to izmēra samazināšanos (Huang et al., 2023; Waldschläger et al., 2020), pētītajās upēs (I) dominēja nevis mazākas daļiņas izmēru grupās 100-199 un 200-299 μm , bet gan biežāk identificētas bija 300-999 μm lielas daļiņas. Iespējamais izskaidrojums ir salīdzinoši lielais šķiedras formas daļiņu īpatsvars paraugos – to platums ir ievērojami mazāks par Manta tīkla acs izmēru, un šķiedras ūdens spiediena ietekmē var tikt izskalotas caur tīkla porām (I).

Jūra

Saskaņā ar Waldschläger et al., 2020 veikto pētījumu, mikroplastmasas piesārņojums vairumā ūdensobjektu uzskatāms par zemu, ja tā koncentrācija nepārsniedz 10 daļiņas/ m^3 . Lielā daļā Baltijas jūras ūdens pētījumu piesārņojums ir šajās robežās, kā piemēram, Stokholmas arhipelāgā mikroplastmasas piesārņojums bija 0,19-7,73 daļiņas/ m^3 (Gewert et al., 2017), Gullmar fjordā Zviedrijas rietumos 0,18-0,92 daļiņas/ m^3 (Karlsson et al., 2020), bet Somu līcī 0-0,8 daļiņas/ m^3 (Setälä et al., 2016). Pētījumā (VI, VIII) gūtie rezultāti arī iekļaujas šajās robežās (0,09-4,43 daļiņas/ m^3). Līdzīgi kā saldūdens ekosistēmās (I, III), arī jūras ūdens virskārtā (VI, VII) šķiedras lielākoties bija sastopamas augstākās koncentrācijās nekā citas formas daļiņas, kaut gan to proporcija telpiski atšķirās. Tas, iespējams, skaidrojams ar daļiņas formas nozīmi to horizontālajā un vertikālajā transportā ūdens ekosistēmās – lielāks virsmas laukums nodrošina daļiņas suspendēto stāvokli turbulentā ūdenī ilgāk, kā rezultātā tā var tikt transportēta lielākos attālumos (Atugoda et al., 2020; Kaiser et al., 2017; Kumar et al., 2021). Tai pat laikā, citos pētījumos ziņots par mazu šķiedru īpatsvaru paraugos, piemēram, 3% Bohai jūrā Ķīnā (Zhang et al., 2017) vai 10% Gullar fjordā Zviedrijā (Karlsson et al., 2020). Šķiedru izslēgšana no pētījuma var novest pie mikroplastmasas piesārņojuma nepienācīgas novērtēšanas, turpretim, ja netiek pārbaudīts to ķīmiskais sastāvs – pie pārvērtēšanas (Rebelein et al., 2021). Lai gan pētījumā (VI, VII) atrastās šķiedras tika identificētas kā mikroplastmasa, 180 analizētās šķiedras (1,9% no kopējā šķiedru daudzuma) veidoja pārāk mazu datu kopu, lai uzskatītu to par reprezentatīvu visām šķiedrām.

Pludmales iezīmē jūras un sauszemes mijiedarbības zonu; tās var gan uzkrāt mikroplastmasu, gan to izplatīt tālāk vidē. Procesi, kas ietekmē dažādu piesārņotāju uzkrāšanos un transportu pludmalēs, ir daudzveidīgi, taču maz pētīti (Rohais et al., 2024). Latvijas rietumu piekrastes pludmaļu mikroplastmasas

piesārņojums atšķirās no Rīgas līča pludmalēs esošā (V). Vidēji, Rīgas līča pludmales bija mazāk piesārņotas, kas tiek saistīts ar smalkāku smiltis granulometriju un zemāku viļņu enerģiju nekā atklātās jūras daļā. Turpretim, atklātās jūras piekrastes daļā, kur smiltij raksturīgāka rupjāka granulometrija un augstāka viļņu enerģija, bija atrodams salīdzinoši lielāks mikroplastmasas piesārņojums, īpaši šķiedras formas daļiņas. Šķiedras dominēja arī Vācijas piekrastes pludmalēs (Hengstmann et al., 2018). Pretēji pētījumā (V) atklātajām sakarībām, citos pētījumos novērots, ka augstākas mikroplastmasas koncentrācijas novērojamas pludmalēs ar smalkākām smiltīm (Harris, 2020; Mendes et al., 2021; Wilson et al., 2021). Šis apgalvojums balstās uz pieņēmumu, ka mikroplastmasas daļiņu transportu piekrastē ietekmē tie paši procesi, kas dabisku daļiņu, tai skaitā nogulumu, transportu. Piemēram, pludmalēs ar zemu viļņu enerģiju rupjākas granulometrijas materiāls tiek deponēts tuvāk tā avotam, bet smalkāks un mazāk blīvs materiāls paliek suspendētā stāvoklī un ir pakļauts transporta procesam ilgāku laiku, kas nodrošina piesārņojuma izplatību lielākos attālumos (Harris, 2020; Mendes et al., 2021). Rīgas līča austrumu piekrastes pludmales pēc morfoloģijas, granulometrijas un mikroplastmasas piesārņojuma īpašībām ir līdzīgākas Baltijas jūras atklātās daļas piekrastei, kas skaidrojams ar to ģeogrāfisko novietojumu attiecībā pret valdošajiem vējiem. Salīdzinot Rīgas līča rietumu, dienvidu un austrumu daļu mikroplastmasas piesārņojuma apmēru, austrumu daļā tas bija augstākais. Tas, iespējams, skaidrojams ar līča dienvidu daļā ieplūstošo saldūdens nestā piesārņojuma deponēšanu austrumu piekrastē līcim raksturīgo anticiklonisko straumju cirkulācijas dēļ (Frishfelds et al., 2022; Lips et al., 2016b). Pētījumā (V) tika novērota tendence palielināties piesārņojumā koncentrācijai līdz ar daļiņu izmēra samazināšanos. Identificēto daļiņu ķīmiskais sastāvs uzrādīja līdzīgas dominējošās polimēru grupas – visās izmēru frakcijās lielāko īpatsvaru veidoja PE, PP un PS daļiņas, kas potenciāli liecina par pludmales plastmasas piesārņojuma fragmentēšanos.

Noteikt mikroplastmasas piesārņojuma saistību ar cilvēku darbību ir sarežģīti, un iepriekšējie pētījumi ir snieguši neviennozīmīgus secinājumus. Teritorijas apdzīvotības blīvums tiek uzskatīts par vienu no galvenajiem mikroplastmasas piesārņojumu veicinošajiem faktoriem konkrētā teritorijā (Corcoran et al., 2020; Van Cauwenberghe et al., 2015; Vermeiren et al., 2021); papildus, piesārņojums pludmalēs var nonākt no piekrastes tūrisma, upēm un atmosfēras pārneses (Allen et al., 2020; Vermeiren et al., 2021). Baltijas jūras atklātās daļas Latvijas piekrastes pludmales ir mazāk apdzīvotas un mazāk piemērotas un izmantotas atpūtas aktivitātēm nekā Rīgas līča pludmales (Centrālā statistikas pārvalde, 2022; Ruskule et al., 2018). Tāpat kā pētījumā (V), arī Claessens et al. (2011) veiktajā pētījumā Beļģijas piekrastē netika konstatēta skaidra saistība starp piekrastes zonu piemērotību atpūtai un tūrismam un mikroplastmasas daļiņu koncentrācijām.

4.3. Rekomendācijas monitoringa sistēmas izstrādei un turpmākai pētniecībai

Jebkuras monitoringa programmas pamatā ir sākotnējo datu bāze un pielietojamie protokoli, kas apliecina monitoringa nepieciešamību un nosaka standartizētu un reprezentatīvu rezultātu iegūšanas metodoloģiju (Galgani et al., 2024; Official Journal of the European Union, 2017; Prata et al., 2024). Piemēram, direktīvā par dzeramā ūdens kvalitāti 2020/2184 (Eiropas Parlaments, 2020) kā potenciāls cilvēka veselības apdraudējums ir identificēta mikroplastmasa, taču, lai apstiprinātu vajadzību pēc vides kvalitātes standartu noteikšanas mikroplastmasai virszemes ūdeņos un gruntsūdeņos, nepieciešams lielāka sākotnējo datu kopa. Virszemes ūdeņu kvalitātes standartu noteikšanai ir izveidots novērojamo vielu saraksts, un Eiropas Parlaments ir rosinājis neierobežot tajā iekļaujamo vielu skaitu un regulāri to atjaunot, pamatojoties uz zinātnisko datu bāzi. Mikroplastmasa ir viens no piesārņotājiem, ko paredzēts iekļaut šajā sarakstā tiklīdz tiks izstrādātas piemērotas tās monitoringa metodes (European Commission, 2022; European Parliament, 2023). Jāpiemin, ka 2024. gada sākumā ticis sperts pirmais solis pretī harmonizētai mikroplastmasas monitoringa sistēmai – saskaņā ar Direktīvu par dzeramā ūdens kvalitāti 2020/2184 ir izstrādāts pārskats, kas apraksta analītiskās metodes mikroplastmasas monitoringam dzeramā ūdens sistēmā, lai novērtētu riskus, ko tajā rada mikroplastmasa (Belz et al., 2024). Tomēr, izstrādātās rekomendācijas nav pilnīgas, līdz ar to pastāv iespēja, ka dalībvalstis nespēs veikt monitoringu atbilstoši publicētajai metodoloģijai.

Latvijai saistošie normatīvie akti prasa ieviest starptautiskā līmenī harmonizētas mikroplastmasas piesārņojuma monitoringa programmas un veidot zinātnisko datu bāzi politikas veidotājiem (Eiropas Parlaments, 2020, 2000; European Commission, 2022; LVGMC, 2024a, 2023b, 2023a; Official Journal of the European Union, 2008). Saistībā ar mikroplastmasas piesārņojuma pētniecības harmonizēšanu ir publicētas Helsinku Konvencijas ietvaros izstrādātas vadlīnijas jūras vides mikroplastmasas paraugu ievākšanai, apstrādei un analīzei, kā arī datu prezentēšanai (HELCOM, 2022a, 2022b) ar mērķi nodrošināt turpmāko pētījumu savstarpējo salīdzināmību, tomēr tās nav juridiski saistošas un standartizētas. Centieni izveidot saskaņotu mikroplastmasas pētniecību saistāmi arī ar vairākiem Starptautiskās standartizācijas organizācijas publicētajiem standartiem, kas palīdz labāk izprast un pārvaldīt mikroplastmasas piesārņojumu, nodrošinot standartizētas metodes paraugu ievākšanai un analīzei, datu ziņošanai. Piemēram, standarts ISO 24187:2023 nosaka minimālās prasības mikroplastmasas noteikšanai dažādās vides matricās līdz būs izveidoti specifiski standarti (ISO, 2023a).

Pētījumi **I-VIII** prezentē sākotnējos Latvijas ūdens biotopu mikroplastmasas piesārņojuma datus, atklāj to nepilnības, iespējamus metožu uzlabojumus pētniecības kvalitātes paaugstināšanai un sniedz

rekomendācijas piesārņojuma uzraudzībai. Iegūtie rezultāti var tikt izmantoti vides politikā un standartu veidošanā kā atskaites punkts normatīvo aktu pilnveidošanai un mikroplastmasas piesārņojuma robežlielumu noteikšanai.

Principi mikroplastmasas monitoringa kvalitātes nodrošināšanai

Mikroplastmasas piesārņojuma pētniecība sastāv no trīs daļām – paraugu ievākšanas, apstrādes un analīzes. Lai iegūtu ticamus datus, nepieciešams nodrošināt kvalitāti un salīdzināmību katrā no tām.

Paraugu ievākšana

Pētījumā (III) mikroplastmasas monitoringa vajadzībām tika rekomendēts izmantot divu metožu kombināciju – ūdens virskārtas filtrēšanu izmantojot Manta tīklu vai ūdens pumpi, bet nogulumiem – nogulumu uztvērēju. Šāds metožu apvienojums izvēlēts, jo ūdens virskārtā ir sastopami galvenokārt zema blīvuma polimēri, turpretim nogulumos lielāku īpatsvaru veido augsta blīvuma mikroplastmasas daļiņas (Choy et al., 2019; Pabortsava and Lampitt, 2020; Seville et al., 2020). Tas ļautu aptveroši novērtēt gan dažāda blīvuma polimēru sastopamību, gan raksturot piesārņojumu un uzkrāšanos galvenajās ūdenstilpes komponentēs. Manta tīkls ir vienkārša, salīdzināma un plaši pielietota ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojuma ievākšanas metode, kas sniedz iespēju izfiltrēt lielu ūdens daudzumu reprezentatīva parauga ievākšanai, tomēr tas nav piemērots maza izmēra mikroplastmasas daļiņu (<100 µm) ievākšanai, kas saistāms ar ūdens filtrēšanas pretestību (Gao et al., 2023; Pasquier et al., 2022; Prata et al., 2024; Zhang et al., 2023). Turpretim pumpja izmantošana filtrēšanai ļauj ievākt mazāka izmēra mikroplastmasas daļiņas, kas uzskatāmas par nozīmīgākām ietekmes uz vidi un dzīvajiem organismiem novērtēšanā (Galgani et al., 2024; Karlsson et al., 2020; Prata et al., 2024). Precīza ievāktā parauga apjoma noteikšana ir svarīga piesārņojuma koncentrāciju aprēķināšanai. Piemēram, ievācot ūdens virskārtas paraugus izmantojot Manta tīklu, izfiltrētā ūdens daudzums var tikt aprēķināts vadoties pēc plūsmas mērītāja rādījuma (precīzāks rezultāts) (I, II, III, Pasquier et al., 2022) vai parauga ievākšanas laikā veiktā attāluma (aptuvenš rezultāts) (VI, VIII, Anderson et al., 2017). Būtisks faktors pētījuma kvalitātes nodrošināšanā ir reprezentatīva parauga ievākšana (II), tāpēc nepieciešams ievākt pietiekoši liela apjoma paraugu vai piemērot vismaz trīs paraugu vākšanas atkārtojumus, kas paaugstina iegūto datu ticamību un samazina iespēju kļūdaini novērtēt esošo piesārņojuma līmeni (Karlsson et al., 2020; Pasquier et al., 2022).

Ūdens virskārtas un jūras piekrastes smilšu mikroplastmasas piesārņojuma sezonālās mainības un meteoroloģisko, hidroloģisko īpatnību dēļ ieteicams veikt pilotpētījumu vismaz divu gadu garumā ievācot paraugus dažādās sezonās, lai novērtētu, kura sezona reprezentatīvāk atspoguļo piesārņojuma stāvokli atbilstoši monitoringa mērķim (III). Piemēram, Latvijas apstākļos ūdenstilpju un piekrastes

mikroplastmasas monitorings nav racionāls ziemas mēnešos sakarā ar sniega segu, ūdens aizsalšanu un nepiemērotiem laikapstākļiem drošas paraugu vākšanas īstenošanai (**I, III, V**).

Lai gan nogulumu uztvērēji ir plaši pielietota un uzticama metode ģeoloģijā, mikroplastmasas pētniecībā tā ir ieviesta salīdzinoši nesen (Saarni et al., 2021). Tās plusi saistāmi ar iespēju novērtēt piesārņojuma uzkrāšanās ātrumu konkrētā laika periodā, atspoguļojot reāllaika piesārņojuma izmaiņas, un salīdzinoši augstāku izolētību no ārējiem apstākļiem, kas varētu ietekmēt rezultātus (meteoroloģiskās izmaiņas, bentisko organismu aktivitāte u.c.). Pētījumi (**III** un **IV**) atklāja, ka nogulumu arhīvs nav piemērotākā vides komponente mikroplastmasas monitoringam sakarā ar mikroplastmasas daļiņu vertikālo transportu starp nogulumu slāņiem to formas, ģeoloģisko procesu vai dzīvo organismu darbības rezultātā. Tomēr, neskatoties uz šiem ietekmējošiem apstākļiem, urbumi, īpaši to virsējā kārtā ar nesenākajiem nogulumiem, var tikt izmantoti, lai gūtu sākotnējo iespaidu par ūdenstilpes piesārņojuma līmeni (Osorio et al., 2021).

Paraugu apstrāde

Paraugu apstrāde ir viena no svarīgākajām mikroplastmasas pētniecības daļām, tāpēc īpaša uzmanība jāvērs tās kvalitātei – jāievēro vairāki principi, lai izvairītos no netīšas paraugu piesārņošanas, zaudēšanas vai bojāšanas, kā arī jāpārbauda veiktā darba kvalitāte izmantojot pozitīvās un negatīvās kontroles paraugus (Gao et al., 2023). Paraugu piesārņošana var notikt gan reaģentu, gan apkārtējās vides piesārņojuma dēļ, līdz ar to reaģenti un inventārs pirms lietošanas ir jāattīra un darbi jāveic tīrā laboratorijā vai laminārās plūsmas skapī (Gao et al., 2023; Jones et al., 2024; Kutralam-Muniasamy et al., 2023). Papildus, paraugu apstrādei jāizmanto pēc iespējas mazāk attīrīšanas un filtrēšanas soļu (**VII**) un jāpiemēro saudzīgas dabiskā organiskā un neorganiskā materiāla nodalīšanas metodes (Pfeiffer and Fischer, 2020; Prata et al., 2024). Piemēram, Osorio et al. (2021) pētījumā paraugu apstrādē tika izmantotas augstas temperatūras (90 un 75° C), kas veicina paraugā esošo mikroplastmasas daļiņu degradāciju un potenciāli var radīt nepatiesu mikroplastmasas piesārņojuma novērtējumu. Attiecībā uz dabisko neorganisko daļiņu nodalīšanu no mikroplastmasas daļiņām, bieži vien tiek piemērota blīvuma ekstrakcija izmantojot paaugstināta blīvuma šķīdumu. Lai nodrošinātu pēc iespējas lielāku mikroplastmasas daļiņu atgūstamību, ieteicams izmantot šķīdumus ar augstu blīvumu, piemēram, cinka hlorīdu $ZnCl_2$, cinka bromīds $ZnBr_2$, nātrija jodīdu NaI vai nātrija politungstātu SPT. Tomēr, šāda veida šķīdumi ir korozīvi, toksiski ($ZnCl_2$, $ZnBr_2$, NaI) un dārgi ($ZnCl_2$, $ZnBr_2$, NaI). Lētākas un videi nekaitīgas šķīdumu alternatīvas parasti ir ar zemāku blīvumu (nātrija hlorīds $NaCl$, nātrija bromīds $NaBr$, kalcija hlorīds $CaCl_2$), kā rezultātā nav iespējams no parauga izdalīt polimērus ar augstu blīvumu (Prata

et al., 2024; Thomas et al., 2020). Veicot blīvuma separāciju ūdens virskārtas paraugiem ir pieņemami izmantot zema blīvuma separācijas šķīdumu (1,2-1,3 g/ml), bet nogulumu paraugiem ir svarīgi izmantot augsta blīvuma šķīdumu, lai atgūtu pēc iespējas vairāk daļiņu precīzākam piesārņojuma līmeņa novērtējumam (Osorio et al., 2021; Thomas et al., 2020). Neatkarīgi no pielietotajām apstrādes metodēm, nepieciešams novērtēt iespējamo paraugu fona piesārņojumu un daļiņu zudumu apstrādes laikā, ieviešot pozitīvās un negatīvās kontroles paraugus, un tos ziņot bez paraugu datu koriģēšanas. Saskaņotai, salīdzināmai un kvalitatīvai paraugu apstrādei nepieciešams izveidot starptautiskā līmenī standartizētu protokolu un veikt laboratoriju interkalibrāciju (Gao et al., 2023; Prata et al., 2024).

Paraugu analīze

Mikroplastmasas daļiņu morfoloģija, izmērs, krāsa un sastāvs, kā arī izmantotās analītiskās metodes un pieejas ir daudzveidīgas, un tas ierobežo datu savstarpējo salīdzināmību. Vienkāršākā un lētākā ir vizuālā analīze, kuras laikā tiek manuāli noteikta daļiņas piederība kādai no formām, visbiežāk izdalot šķiedras, lodītes, fragmentus un plēves, nosakot krāsu un izmēru. Tomēr vizuālā analīze uzskatāma par subjektīvu un atkarīgu no darba veicēja uztveres un pieejas. Piemēram, pētījumā (III) kā šķiedras tika definētas daļiņas, kuru platuma-garuma attiecība bija $\leq 0,11$, turpretim citos pētījumos iesaka izmantot attiecību 0,33 (Cole, 2016; Prata et al., 2024), kas vairumā gadījumu noved pie pārlieku augsta šķiedru īpatsvara novērtējuma. Arī daļiņu izmērs ir ierobežojošs faktors paraugu analīzē, ja izvēlēta analīzes metode, piemēram, ATR-FTIR ietver manuālu daļiņu pārvietošanu – mazs daļiņas var tikt pazaudētas vai nepamanītas. Vizuālā analīze saistīta ar mikroplastmasas piesārņojuma apmēra pārvērtēšanu līdz pat 30%, noturot dabiskas izcelsmes daļiņas par mikroplastmasu. Lai to samazinātu, ieteicams vizuālo analīzi papildināt ar karstās adatas metodi, kas mikroplastmasas piesārņojuma pārvērtēšanu samazina līdz 18% (Prata et al., 2024). Tā kā karstās adatas metode ir destruktīva un ļauj noteikt tikai vai daļiņa ir vai nav sintētiskas izcelsmes, to pēc iespējas ieteicams aizstāt ar ķīmiskās analīzes metodēm, kas sniedz pilnīgāku informāciju par daļiņu veidojošo polimēru, piemēram, ATR vai μ FTIR, Ramana spektroskopiju, termālās analītikas vai citām metodēm. Tās parasti ir papildinātas ar speciālām datorprogrammām, kas automatizēti salīdzina katras identificētās daļiņas spektru ar datu bāzi, tomēr nepieciešams manuāli pārbaudīt izveidotās sakritības, lai izvairītos no kļūdainiem rezultātiem (Prata et al., 2024). Nereti liela parauga apjoma, analītiskās iekārtas vai resursu ierobežotības dēļ tiek analizēta tikai parauga daļa nevis viss paraugs. Tomēr, piekopjot šādu praksi, pēc iespējas jānodrošina, lai šī daļa būtu attiecināma uz visu paraugu, izvēloties objektīvu metodi parauga frakcionēšanai. Brandt et al. (2021) atklāja, ka, nosakot mikroplastmasas daļiņas skaitu tikai pusei no parauga, pieļautā kļūda

bija līdz 20%, bet analizējot 5% no parauga, pieļautā kļūda pārsniedza 50%. Šī iemesla dēļ, ja iespējams, jāanalizē paraugs pilnā apjomā, izvairoties no tā dalīšanas.

Datu prezentēšana

Datu ziņošanā ir svarīgi ievērot principus, kas nodrošina datu salīdzināmību un atspoguļo paraugu ievākšanas un analīzes metodes. Piemēram, ja paraugi tiek ievākti, izmantojot ūdens filtrēšanu (ar tīklu, sietu, pumpi u.c.), rezultāti jāizsaka kā daļiņu skaits vai masa uz tilpuma vienību — visbiežāk kubikmetrā (m^3) vai litrā (L) ūdens. Savukārt nogulumu paraugos mikroplastmasas daļiņu daudzums jānorāda attiecībā pret apstrādātā parauga masu vai tilpumu, parasti gramos (g), kubikcentimetros (cm^3) vai kilogramos (kg) sausu nogulumu (Prata et al., 2024). Dažreiz pētījumos mikroplastmasas rezultāti tiek normalizēti, izsakot uz platības vienību, tomēr tas tiek saistīts ar rezultātu vienkāršošanu. Tāpat, jāvērs uzmanība rezultātu ekstrapolēšanas mērogam: ievācot maza apjoma paraugu un pārrēķinot rezultātus uz lielākām vienībām, piesārņojuma stāvoklis var tikt atspoguļots neprecīzi sakarā ar nevienmērīgu piesārņotāju izkliedi vidē. Abas minētās darbības ievērojami izmaina priekšstatu par reālo vides piesārņojuma līmeni, radot kļūdaini augstas vai zemas vērtības (Belz et al., 2024; Waldschläger et al., 2020). Izvēlētā analītiskā metode ietekmē, vai tiks ziņots par daļiņu skaitu vai masu (ng, μg vai g). Paraugu analīzei izmantojot mikroskopijas metodes (optisko, elektronmikroskopiju u.c.), tiek iegūta informācija par katru atsevišķu daļiņu, tādēļ rezultāti būtu jāizsaka kā daļiņu skaits. Šajā gadījumā būtu jāsniedz arī informācija par identificēto daļiņu izmēru, kas ir īpaši būtiski, lai novērtētu mikroplastmasas piesārņojuma ietekmi uz vidi un dzīvajiem organismiem (Atugoda et al., 2020; Lambert and Wagner, 2018). Savukārt, ja tiek izmantotas termālās analītikas metodes (piemēram, pirolīze vai gāzu hromatogrāfija apvienojumā ar masas spektrometriju), kas nosaka mikroplastmasas kopējo masu, rezultāti tiek ziņoti kā mikroplastmasas masa uz vienību (Belz et al., 2024).

Turpmākā pētniecība

Papildus mikroplastmasas monitoringa metožu un programmas izstrādei nepieciešams plašs pētījumu spektrs, lai izprastu mikroplastmasas piesārņojuma avotus, transporta ceļus un to dinamiku (sezonālā un ilggadējā mainība, atkarība no meteoroloģiskajiem apstākļiem u.c.) ietekmējošos parametrus (gaisa masu kustība, ūdens straumes, nogulumu granulometrija u.c.), uzkrāšanās un izplatības īpatnības dažādās ekosistēmās (tai skaitā modeļu simulāciju veidošana) un tā ietekmi uz ūdens un sauszemes biotopiem un dzīvajiem organismiem, tai skaitā cilvēku (Galgani et al., 2024). Pēc plašākas mikroplastmasas piesārņojuma datu bāzes izveides augsta vērtība būtu modeļu simulāciju pielietošanai, lai izprastu iespējamo piesārņojuma likteni vidē un salīdzinātu to ar esošo zināšanu bāzi.

Secinājumi

- Mikroplastmasas piesārņojums (daļiņas izmērā no 50 μm (**III**), 100 μm (**I, IV, VII**), 300 μm (**II, III, VI, VIII**) un 1000 μm (**V**)) sastopams visos pētītajos ūdens biotopos – ezeru, upju un jūras ūdens virskārtā, ezeru nogulumos, jūras piekrastes smiltīs. Biežāk identificētās daļiņu formas bija šķiedras un fragmenti, bet polimēri – polietilēns un polipropilēns. Piesārņojuma līmenis Latvijas ūdensobjektos vērtējams kā mērens, tomēr ieteicams ieviest uzraudzības programmas izmaiņu novērošanai, kas pēc iespējas saskaņotas ar starptautiskā līmenī pieejamām un atzītām.
- Mikroplastmasas piesārņojuma monitoringam mazos beznoteces ezeros piemērotākā metode ir ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugu ievākšana izmantojot ūdens filtrēšanu apvienojumā ar mikroplastmasas uzkrāšanās novērtējumu izmantojot nogulumu uztvērējus (**III**).
- Lai pēc iespējas izvairītos no gadījuma rakstura mikroplastmasas piesārņojuma koncentrāciju iekļaušanas datu kopā, paraugu ievākšanas laikā ieteicams veikt vismaz trīs secīgus atkārtojumus, kas pēc iespējas precīzi atspoguļo faktisko mikroplastmasas piesārņojuma stāvokli (**I, II**).
- Kvalitātes kontroles principu ievērošana paraugu apstrādes laikā nodrošina ticamākus vides stāvokli raksturojošus rezultātus. Daļiņu atgūstamību iespējams paaugstināt paraugu filtrēšanai izvēloties slēgtas filtrēšanas iekārtas kā sietus un pēc iespējas samazinot apstrādes soļu skaitu (**VII**).
- Mikroplastmasas piesārņojums Velnezērā, Juglā, atklāja saistību starp piesārņojuma apmēru ūdens virskārtā un tā sezonālajām akumulācijas īpatnībām. Augstākas ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojuma koncentrācijas novērojamas pavasara un vasaras sezonās. Secīgi, aktīvāka piesārņojuma akumulācija nogulumos konstatēta rudens un ziemas sezonā (**III**).
- Latvijas ezeru nogulumu arhīvos atklāts mikroplastmasas piesārņojums slāņos, kas reprezentē laiku pirms globālā plastmasas masveida ražošanas sākuma, liecinot par piesārņojuma vertikālo transportu uz dziļākiem nogulumu slāņiem un tādējādi noraidot līdz šim valdošo pieņēmumu, ka mikroplastmasas piesārņojums var tikt izmantots kā viens no neoficiālā ģeoloģiskā laikmeta – antropocēna – definēšanas indikatoriem (**IV**).
- Ezeru aizsardzības statuss un tam pakārtotie aizsardzības pasākumi nenodrošina zemāku mikroplastmasas piesārņojuma apmēru (**IV**).
- Augstākās nogulumu mikroplastmasas piesārņojuma koncentrācijas pētītajos ezeros identificētas Velnezērā un Sekšu ezerā (attiecīgi vidēji $43,96 \pm 34,69$ un $33,9 \pm 40,76$ daļiņas/g), bet Pinku un Usmas ezeros novērojamas zemāks piesārņojuma līmenis (attiecīgi vidēji $4,12 \pm 4,18$ un $2,47 \pm 1,25$ daļiņas/g) (**III, IV**).

- Četras lielākās Rīgas līcī ieplūstošās Latvijas upes sniedz ieguldījumu jūras mikroplastmasas piesārņojuma papildināšanā, ar virsējiem ūdens slāņiem ienesot $1,17-49,75 \pm 2,25$ daļiņu/ m^3 lielu mikroplastmasas piesārņojumu. Augstākās piesārņojuma koncentrācijas novērojamas Salacas upē ($20,27 \pm 7,70$ daļiņas/ m^3), mērenas koncentrācijas Gaujā ($6,51 \pm 2,67$ daļiņas/ m^3) un Daugavā ($5,20 \pm 1,49$ daļiņas/ m^3), bet zemākās – Lielupē ($2,23 \pm 0,26$ daļiņas/ m^3). Pavasarī un vasaras sākumā upju nestā piesārņojuma līmenis ir augstāks nekā rudenī un ziemā (I).
- Jūras ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojums norāda uz augstākām piesārņojuma koncentrācijām daļēji noslēgtajā Rīgas līcī ($0,75$ daļiņas/ m^3) nekā Austrumgotlandes baseina Latvijas teritorijā (atklātās jūras daļa) ($0,42$ daļiņas/ m^3). Tāpat, lielāks piesārņojuma līmenis novērojams tuvāk piekrastei nekā atklātajos ūdeņos (VI, VIII).
- Mikroplastmasas piesārņojuma īpašības bija atšķirīgas Rīgas līča un Baltijas jūras Latvijas daļas atklātās piekrastes pludmalēs. Augstāks mikroplastmasas piesārņojums tika novērots pludmalēs ar rupjākām smiltīm. Pludmales apmeklētība un piemērotība atpūtas aktivitātēm neuzrādīja saistību ar piesārņojuma apmēru (V).

Pateicības

Vēlos izteikt pateicību promocijas darba zinātniskajai vadītājai Dr. biol., vadošajai pētniecei Intai Dimantei-Deimantovičai par ieguldīto laiku un darbu, palīdzību zinātnisko rakstu sagatavošanā, vērtīgajiem padomiem, sapratni un pacietību.

Īpašs paldies Latvijas Hidroekoloģijas institūta Mikroplastmasas laboratorijas kolēģēm par līdzdarbošanos pētījumu īstenošanā, pozitīvas atmosfēras radīšanu un atbalstu. Paldies visiem, kas iesaistījās paraugu vākšanā, apstrādē un analizē.

Liels paldies zinātnisko rakstu līdzautoriem: Aigars J., Antonsson E., Bebrīte A., Bikše J., Blache M., Buhhalko N., Busmane S., Dimante-Deimantoviča I., Koistinen A., Mischke S., Poikane R., Prokopovica A., Putna-Nimane I., Retiķe I., Saarni S., Skudra M., Stivrins N., Suhareva N., Svīpsta S., Tylmann W., Uurasjärvi E., Vianello A., Viksna A., Viška M., Vollertsen J.

Sirsnīgs paldies maniem vecākiem, tuviniekiem un draugiem par klātesamību, nerimstošo uzmuntrinājumu un atbalstu, ticību maniem spēkiem promocijas darba gatavošanas laikā.

Promocijas darbu finansiāli atbalstīja:

- Eiropas Ekonomikas zonas un Norvēģijas finanšu instrumenta aktivitātes Baltijas pētniecības programmas projekts “Stratēģiska iniciatīva pētniecības snieguma uzlabošanai un sadarbības stiprināšanai mikroplastmasas piesārņojuma izpētes jomā (ImproveMicro)”;
- Eiropas Ekonomikas zonas un Norvēģijas finanšu instrumenta Divpusējās sadarbības fonda stratēģiskā iniciatīva “Mikroplastmasas piesārņojuma dinamika un izplatība Latvijas un Islandes jūru un ezeru ūdeņos – jauna sadarbības virziena uzsākšana”;
- Eiropas Sociālā fonda specifiskā atbalsta mērķa nr. 8.2.2. "Stiprināt augstākās izglītības institūciju akadēmisko personālu stratēģiskās specializācijas jomās programmas” projekts nr. 8.2.2.0/20/I/003;
- Latvijas vides aizsardzības fonda projekts “Mikroplastmasas piesārņojuma monitoringa pilnveidošana upēs un jūras piekrastes smiltīs (MicroMon)”;
- Latvijas vides aizsardzības fonda projekts “Rekomendāciju izstrāde datu par mikroplastmasas piesārņojuma klātbūtni saldūdeņos ar dažādu aizsardzības un piesārņojuma pakāpi ieguvei un analīzei”;
- Studenšu korporācija “Selga” mikroplastmasas pētniecībai Latvijas piekrastes pludmaļu smiltīs.

Izmantotie informācijas avoti

- Allen, S., Allen, D., Moss, K., Roux, G.L., Phoenix, V.R., Sonke, J.E., 2020. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLOS ONE* 15, e0232746. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232746>
- Anderson, P.J., Warrack, S., Langen, V., Challis, J.K., Hanson, M.L., Rennie, M.D., 2017. Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environ. Pollut.* 225, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.072>
- Apsīte, E., 2018. Latvijas lielo upju raksturojums. Latvija. Zeme, daba, tauta, valsts. Latvijas Universitātes Akadēmiskais apgāds, Rīga.
- Atugoda, T., Piyumali, H., Liyanage, S., Mahatantila, K., Vithanage, M., 2020. Fate and Behavior of Microplastics in Freshwater Systems, in: Rocha-Santos, T., Costa, M., Mouneyrac, C. (Eds.), *Handbook of Microplastics in the Environment*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–31. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10618-8_42-1
- Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F., 2017. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Mar. Environ. Res., Blue Growth and Marine Environmental Safety* 128, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>
- Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F., 2015. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Mar. Environ. Res., Particles in the Oceans: Implication for a safe marine environment* 111, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>
- Bailey, K., Sipps, K., Saba, G.K., Arbuckle-Keil, G., Chant, R.J., Fahrenfeld, N.L., 2021. Quantification and composition of microplastics in the Raritan Hudson Estuary: Comparison to pathways of entry and implications for fate. *Chemosphere* 272, 129886. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129886>
- Belz, S., Cella, C., Geiss, O., Gilliland, D., La, S.R., Méhn, D., Sokull-Kluettgen, B., 2024. Analytical methods to measure microplastics in drinking water. <https://doi.org/10.2760/109944>
- Benson, N.U., Agboola, O.D., Fred-Ahmadu, O.H., De-la-Torre, G.E., Oluwalana, A., Williams, A.B., 2022. Micro(nano)plastics Prevalence, Food Web Interactions, and Toxicity Assessment in Aquatic Organisms: A Review. *Front. Mar. Sci.* 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.851281>
- Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M.B., Trachsel, J., Gerdts, G., 2019. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Sci. Adv.* <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>
- Bhardwaj, L.K., Rath, P., Yadav, P., Gupta, U., 2024. Microplastic contamination, an emerging threat to the freshwater environment: a systematic review. *Environ. Syst. Res.* 13, 8. <https://doi.org/10.1186/s40068-024-00338-7>
- Bošković, N., Joksimović, D., Perošević-Bajčeta, A., Peković, M., Bajt, O., 2022. Distribution and characterization of microplastics in marine sediments from the Montenegrin coast. *JSS* 22, 2958–2967. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03166-3>
- Brandon, J.A., Jones, W., Ohman, M.D., 2019. Multidecadal increase in plastic particles in coastal ocean sediments. *Sci. Adv.* 5, eaax0587. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0587>
- Brandt, J., Fischer, F., Kanaki, E., Enders, K., Labrenz, M., Fischer, D., 2021. Assessment of Subsampling Strategies in Microspectroscopy of Environmental Microplastic Samples. *Front. Environ. Sci.* 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579676>
- Bruge, A., Dhamelincourt, M., Lancelot, L., Monperrus, M., Gasperi, J., Tassin, B., 2020. A first estimation of uncertainties related to microplastic sampling in rivers. *Sci. Total Environ.* 718, 137319. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137319>
- Capolupo, M., Sørensen, L., Jayasena, K.D.R., Booth, A.M., Fabbri, E., 2020. Chemical composition and ecotoxicity of plastic and car tire rubber leachates to aquatic organisms. *Water Res.* 169, 115270. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115270>
- Centrālā statistikas pārvalde, 2022. Iedzīvotāju skaits republikas pilsētās, novadu pilsētās un novados [WWW Document]. URL <https://stat.gov.lv/lv/statistikas-temas/iedzivotaji/iedzivotaju-skaits/247-iedzivotaju-skaits-un-ta-izmainas> (accessed 6.30.23).
- Choy, C.A., Robison, B.H., Gagne, T.O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R.U., Hamilton, J.A., Katija, K., Lisin, S.E.,

- Rolsky, C., S. Van Houtan, K., 2019. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Sci. Rep.* 9, 7843. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44117-2>
- Chubarenko, I., Esiukova, E., Bagaev, A., Isachenko, I., Demchenko, N., Zobkov, M., Efimova, I., Bagaeva, M., Khatmullina, L., 2018. Chapter 6 - Behavior of Microplastics in Coastal Zones, in: Zeng, E.Y. (Ed.), *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. Elsevier, pp. 175–223. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00006-0>
- Cita Rīga, 2020. Rūpniecība Juglā [WWW Document]. Cita Rīga. URL <https://www.citariga.lv/lat/jugla/rupnieciba/> (accessed 9.5.24).
- Claessens, M., Meester, S.D., Landuyt, L.V., Clerck, K.D., Janssen, C.R., 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2199–2204. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>
- Cole, M., 2016. A novel method for preparing microplastic fibers. *Sci. Rep.* 6, 34519. <https://doi.org/10.1038/srep34519>
- Corcoran, P.L., 2022. Degradation of Microplastics in the Environment, in: Rocha-Santos, T., Costa, M.F., Mouneyrac, C. (Eds.), *Handbook of Microplastics in the Environment*. Springer International Publishing, Cham, pp. 531–542. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39041-9_10
- Corcoran, P.L., de Haan Ward, J., Arturo, I.A., Belontz, S.L., Moore, T., Hill-Svehla, C.M., Robertson, K., Wood, K., Jazvac, K., 2020. A comprehensive investigation of industrial plastic pellets on beaches across the Laurentian Great Lakes and the factors governing their distribution. *Sci. Total Environ.* 747, 141227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141227>
- Courteney-Jones, W., van Gennip, S., Penicaud, J., Penn, E., Thompson, R.C., 2022. Synthetic microplastic abundance and composition along a longitudinal gradient traversing the subtropical gyre in the North Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 185, 114371. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114371>
- Crutchett, T.W., Bornt, K.R., 2024. A simple overflow density separation method that recovers >95% of dense microplastics from sediment. *MethodsX* 12, 102638. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2024.102638>
- Cutroneo, L., Reboa, A., Besio, G., Borgogno, F., Canesi, L., Canuto, S., Dara, M., Enrile, F., Forioso, I., Greco, G., Lenoble, V., Malatesta, A., Mounier, S., Petrillo, M., Rovetta, R., Stocchino, A., Tesan, J., Vagge, G., Capello, M., 2020. Microplastics in seawater: sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 8938–8952. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07783-8>
- Darabi, M., Majeed, H., Diehl, A., Norton, J., Zhang, Y., 2021. A Review of Microplastics in Aquatic Sediments: Occurrence, Fate, Transport, and Ecological Impact. *Curr. Pollut. Rep.* 7, 40–53. <https://doi.org/10.1007/s40726-020-00171-3>
- Drummond, J.D., Schneidewind, U., Li, A., Hoellein, T.J., Krause, S., Packman, A.I., 2022. Microplastic accumulation in riverbed sediment via hyporheic exchange from headwaters to mainstems. *Sci. Adv.* 8, eabi9305. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abi9305>
- ECHA, 2020. Background Document - to the Opinion on the Annex XV report proposing restrictions on intentionally added microplastics.
- Egger, M., Sulu-Gambari, F., Lebreton, L., 2020. First evidence of plastic fallout from the North Pacific Garbage Patch. *Sci. Rep.* 10, 7495. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64465-8>
- Eiropas Parlaments, 2020. Direktīva 2020/2184 (2020. gada 16. decembris) par dzeramā ūdens kvalitāti [WWW Document]. URL <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj/?locale=LV> (accessed 11.5.24).
- Eiropas Parlaments, 2000. Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīva 2000/60/EK (2000. gada 23. oktobris), ar ko izveido sistēmu Kopienas rīcībai ūdens resursu politikas jomā.
- Enders, K., Lenz, R., Stedmon, C.A., Nielsen, T.G., 2015. Abundance, size and polymer composition of marine microplastics $\geq 10\mu\text{m}$ in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. *Mar. Pollut. Bull.* 100, 70–81. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.027>
- Enders, K., Lenz, R., Sul, J.A.I. do, Tagg, A.S., Labrenz, M., 2020. When every particle matters: A QuEChERS approach to extract microplastics from environmental samples. *Methods X* 7. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100784>
- Enfrin, M., Lee, J., Gibert, Y., Basheer, F., Kong, L., Dumée, L.F., 2020. Release of hazardous nanoplastic contaminants due to microplastics fragmentation under shear stress forces. *J. Hazard. Mater.* 384, 121393.

- <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121393>
- European Commission, 2022. DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy.
- European Parliament, 2023. Reducing pollution in EU groundwater and surface waters [WWW Document]. URL <https://www.europarl.europa.eu/news/en/press-room/20230911IPR04917/reducing-pollution-in-eu-groundwater-and-surface-waters> (accessed 10.30.24).
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., Stohl, A., 2020. Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nat. Commun.* 11, 3381. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>
- Fischer, E.K., Paglialonga, L., Czech, E., Tamminga, M., 2016. Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments – A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). *Environ. Pollut.* 213, 648–657. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.012>
- Forrest, S.A., McMahon, D., Adams, W.A., Vermaire, J.C., 2022. Change in microplastic concentration during various temporal events downstream of a combined sewage overflow and in an urban stormwater creek. *Front. Water* 4. <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.958130>
- Frei, S., Piehl, S., Gilfedder, B.S., Löder, M.G.J., Krutzke, J., Wilhelm, L., Laforsch, C., 2019. Occurrence of microplastics in the hyporheic zone of rivers. *Sci. Rep.* 9, 15256. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51741-5>
- Frishfelds, V., Murawski, J., She, J., 2022. Transport of Microplastics From the Daugava Estuary to the Open Sea. *Front. Mar. Sci.* 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.886775>
- Gago, J., Booth, A.M., Tiller, R., Maes, T., Larreta, J., 2022. Microplastics Pollution and Regulation, in: Rocha-Santos, T., Costa, M.F., Mouneyrac, C. (Eds.), *Handbook of Microplastics in the Environment*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1071–1096. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39041-9_52
- Galgani, F., Lusher, A.L., Strand, J., Haarr, M.L., Vinci, M., Molina Jack, E., Kagi, R., Aliani, S., Herzke, D., Nikiforov, V., Primpke, S., Schmidt, N., Fabres, J., De Witte, B., Solbakken, V.S., van Bavel, B., 2024. Revisiting the strategy for marine litter monitoring within the european marine strategy framework directive (MSFD). *Ocean Coast. Manag.* 255, 107254. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2024.107254>
- Galgani, F., Ruiz, O.S.P.L., Ronchi, F., Tallec, K., Fischer, E., Matiddi, M., Anastasopoulou, A., Andresmaa, E., Angiolillo, M., Bakker, P.M., Booth, A.M., Buhalko, N., Cadiou, B., Claro, F., Consoli, P., Darmon, G., Deudero, S., Fleet, D., Fortibuoni, T., Fossi, M.C., Gago, J., Gerigny, O., Giorgetti, A., Gonzalez, F.D., Guse, N., Haseler, M., Ioakeimidis, C., Kammann, U., Kühn, S., Lacroix, C., Lips, I., Loza, A.L., Molina, J.M.E., Noren, K., Papadoyannakis, M., Pragnell-Raasch, H., Rindorf, A., Ruiz, M., Setälä, O., Schulz, M., Schultze, M., Silvestri, C., Soederberg, L., Stoica, E., Storr-Paulsen, M., Strand, J., Valente, T., Van, F.J.A., Van, L.W., Vighi, M., Vinci, M., Vlachogianni, T., Volckaert, A., Weiel, S., Wenneker, B., Werner, S., Zeri, C., Zorzo, P., Hanke, G., 2023. Guidance on the monitoring of marine litter in European seas. JRC Publications Repository. <https://doi.org/10.2760/59137>
- Gao, W., Deng, X.-J., Zhang, J., Qi, L., Zhao, X.-Q., Zhang, P.-Y., 2023. Assessment of quality control measures in the monitoring of microplastic: a critical review. *Environ. Pollut. and Bioavailability* 35, 2203349. <https://doi.org/10.1080/26395940.2023.2203349>
- Geirsdóttir, Á., Eiríksson, J., 1994. Sedimentary facies and environmental history of the Late-glacial glaciomarine Fossvogur sediments in Reykjavík, Iceland. *Boreas* 23, 164–176. <https://doi.org/10.1111/j.1502-3885.1994.tb00597.x>
- Gewert, B., Ogonowski, M., Barth, A., MacLeod, M., 2017. Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 120, 292–302. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.062>
- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3, e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Glaser, J.A., 2019. Biological Degradation of Polymers in the Environment, in: *Plastics in the Environment*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.85124>
- Halsband, C., 2022. Effects of Biofouling on the Sinking Behavior of Microplastics in Aquatic Environments, in: Rocha-Santos, T., Costa, M.F., Mouneyrac, C. (Eds.), *Handbook of Microplastics in the Environment*.

- Springer International Publishing, Cham, pp. 563–575. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39041-9_12
- Harris, P.T., 2020. The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 158, 111398. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111398>
- HELCOM, 2022a. HELCOM guidelines on monitoring of microlitter in seabed sediments in the Baltic Sea.
- HELCOM, 2022b. HELCOM guidelines on monitoring of microlitter in the water column in the Baltic Sea.
- HELCOM, 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011–2016.
- Hengstmann, E., Tamminga, M., vom Bruch, C., Fischer, E.K., 2018. Microplastic in beach sediments of the Isle of Rügen (Baltic Sea) - Implementing a novel glass elutriation column. *Mar. Pollut. Bull.* 126, 263–274. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.010>
- Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P., Duflos, G., 2017. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. *Chemosphere* 182, 781–793. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.096>
- Hjaltason, B., 2004. Straumendur á vatnasviði Bugðu og Laxár í Kjós. *Bliki* 25, 49–60.
- Hrafnkelsson, B., Sigurdarson, H., Rögnvaldsson, S., Jansson, A.Ö., Vias, R.D., Gardarsson, S.M., 2022. Generalization of the power-law rating curve using hydrodynamic theory and Bayesian hierarchical modeling. *Environmetrics* 33, e2711. <https://doi.org/10.1002/env.2711>
- Huang, C.-W., Li, Y.-L., Lin, C., Bui, X.-T., Vo, T.-D.-H., Ngo, H.H., 2023. Seasonal influence on pollution index and risk of multiple compositions of microplastics in an urban river. *Sci. Total Environ.* 859, 160021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160021>
- Huang, Y., He, T., Yan, M., Yang, L., Gong, H., Wang, W., Qing, X., Wang, J., 2021. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment. *J. Hazard. Mater.* 416, 126168. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126168>
- Hurley, R.R., Lusher, A.L., Olsen, M., Nizzetto, L., 2018. Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environ. Sci. Technol.* 52, 7409–7417. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>
- Imhof, H.K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N.P., Laforsch, C., 2012. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *L&O Methods* 10, 524–537. <https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.524>
- IPRC, 2008. Newsletter of the International Pacific Research Center. Tracking ocean debris. 8, 14–16.
- ISO, 2023a. ISO 5725-1:2023, Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results — Part 1: General principles and definitions. International Organization for Standardization.
- ISO, 2023b. ISO 24187:2023 Principles for the analysis of microplastics present in the environment. International Organization for Standardization.
- Iyare, P.U., Ouki, S.K., Bond, T., 2020. Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 6, 2664–2675. <https://doi.org/10.1039/D0EW00397B>
- Jeong, E., Lee, J.-Y., Redwan, M., 2024. Animal exposure to microplastics and health effects: A review. *Emerg. Contam.* 10, 100369. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100369>
- Jones, N.R., de Jersey, A.M., Lavers, J.L., Rodemann, T., Rivers-Auty, J., 2024. Identifying laboratory sources of microplastic and nanoplastic contamination from the air, water, and consumables. *J. Hazard. Mater.* 465, 133276. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133276>
- Kaiser, D., Kowalski, N., Waniek, J.J., 2017. Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environ. Res. Lett.* 12, 124003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8e8b>
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Romano, N., Ho, Y.B., Salamatinia, B., 2017. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of The Total Environment* 578, 485–494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.213>
- Karbalaei, S., Hanachi, P., Walker, T.R., Cole, M., 2018. Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 36046–36063. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3508-7>
- Karlsson, T.M., Kärman, A., Rotander, A., Hassellöv, M., 2020. Comparison between manta trawl and in situ pump filtration methods, and guidance for visual identification of microplastics in surface waters. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 5559–5571. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07274-5>
- Katsumi, N., Nagao, S., Okochi, H., 2022. Addition of polyvinyl pyrrolidone during density separation with sodium iodide solution improves recovery rate of small microplastics (20–150 µm) from soils and

- sediments. *Chemosphere* 307, 135730. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135730>
- Kokorīte, I., Kojcova, T., 2021. Diennaktī maksimāli pieļaujamās piesārņojuma slodzes, lai samazinātu barības vielu slodzi uz Rīgas līci (DAML). Projekta teritorijas un datu vispārīgs raksturojums.
- Krause, S., Baranov, V., Nel, H.A., Drummond, J.D., Kukkola, A., Hoellein, T., Sambrook Smith, G.H., Lewandowski, J., Bonet, B., Packman, A.I., Sadler, J., Inshyna, V., Allen, S., Allen, D., Simon, L., Mermillod-Blondin, F., Lynch, I., 2021. Gathering at the top? Environmental controls of microplastic uptake and biomagnification in freshwater food webs. *Environ. Pollut.* 268, 115750. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115750>
- Kuldīgas rajona Ēdoles pagasta padome, 2004. Dabas parka “Pinku ezers” Dabas aizsardzības plāns.
- Kumar, R., Sharma, P., Verma, A., Jha, P.K., Singh, P., Gupta, P.K., Chandra, R., Prasad, P.V.V., 2021. Effect of Physical Characteristics and Hydrodynamic Conditions on Transport and Deposition of Microplastics in Riverine Ecosystem. *Water* 13, 2710. <https://doi.org/10.3390/w13192710>
- Kutralam-Muniasamy, G., Shruti, V.C., Pérez-Guevara, F., Roy, P.D., Elizalde-Martínez, I., 2023. Common laboratory reagents: Are they a double-edged sword in microplastics research? *Sci. Total Environ.* 875, 162610. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162610>
- Lambert, S., Wagner, M., 2018. Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview, in: Wagner, M., Lambert, S. (Eds.), *Freshwater Microplastics : Emerging Environmental Contaminants?*, The Handbook of Environmental Chemistry. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–23. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_1
- Lanka, A., Dimante-Deimantovica, I., Saarni, S., Stivrins, N., Tylmann, W., Zawiska, I., Veski, S., 2024. Urbanization-driven Cladocera community shifts in the lake - a case study from Baltic region, Europe. *Anthropocene* 46, 100439. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2024.100439>
- Lapinskis, J., 2022. Baltijas jūras Latvijas piekraste un Rīgas līcis [WWW Document]. URL <https://enciklopedija.lv/skirklis/26156> (accessed 2.13.23).
- Latvijas Dabas fonds, 2009. Moricsalas dabas rezervāta dabas aizsardzības plāns.
- Latvijas Hidroekoloģijas institūts, 2012. Jūras vides stāvokļa sākotnējais novērtējums.
- Latvijas Republikas Zemkopības ministrija, 2020. Rīcības programma Eiropas Jūrlietu un Zivsaimniecības fonda atbalsta ieviešanai Latvijā 2021. - 2027. gadam. Stratēģiskais ietekmes uz vidi novērtējums. Vides pārskata projekts.
- Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J., Reddy, C.M., 2010. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science* 329, 1185–1188. <https://doi.org/10.1126/science.1192321>
- Leppāranta, M., Myrberg, K. (Eds.), 2009. Circulation, in: *Physical Oceanography of the Baltic Sea*, Springer Praxis Books. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 131–187. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79703-6_5
- Li, J., Shan, E., Zhao, J., Teng, J., Wang, Q., 2023. The factors influencing the vertical transport of microplastics in marine environment: A review. *Sci. Total Environ.* 870, 161893. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161893>
- Li, Y., Tao, L., Wang, Q., Wang, F., Li, G., Song, M., 2023. Potential Health Impact of Microplastics: A Review of Environmental Distribution, Human Exposure, and Toxic Effects. *Environ. Health.* 1, 249–257. <https://doi.org/10.1021/envhealth.3c00052>
- Lips, U., Zhurbas, V., Skudra, M., Väli, G., 2016a. A numerical study of circulation in the Gulf of Riga, Baltic Sea. Part I: Whole-basin gyres and mean currents. *Cont. Shelf Res.* 112, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.11.008>
- Lips, U., Zhurbas, V., Skudra, M., Väli, G., 2016b. A numerical study of circulation in the Gulf of Riga, Baltic Sea. Part II: Mesoscale features and freshwater transport pathways. *Cont. Shelf Res.* 115, 44–52. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.12.018>
- Liu, S., Huang, Y., Luo, D., Wang, X., Wang, Z., Ji, X., Chen, Z., Dahlgren, R.A., Zhang, M., Shang, X., 2022. Integrated effects of polymer type, size and shape on the sinking dynamics of biofouled microplastics. *Water Res.* 220, 118656. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118656>
- Lusher, A.L., Burke, A., O'Connor, I., Officer, R., 2014. Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling. *Mar. Pollut. Bull.* 88, 325–333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.023>
- LVĢMC, 2024a. Daugavas upju baseinu apgabala apsaimniekošanas plāns un plūdu riska pārvaldības plāns 2022.

- 2027. gadam, papildinātā redakcija. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, Rīga. LVĢMC, 2024b. Hidroloģiskās prognozes [WWW Document]. URL <https://videscentrs.lv GMC.lv/iebuvs/hidrologiskas-prognozes> (accessed 11.7.24).
- LVĢMC, 2023a. Gaujas upju baseinu apgabala apsaimniekošanas plāns un plūdu riska pārvaldības plāns 2022. - 2027. gadam, papildinātā redakcija. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, Rīga.
- LVĢMC, 2023b. Lielupes upju baseinu apgabala apsaimniekošanas plāns un plūdu riska pārvaldības plāns 2022. - 2027. gadam, papildinātā redakcija. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, Rīga.
- Malla-Pradhan, R., Pradhan, B.L., Phoungthong, K., Joshi, T.P., 2023. Microplastic in Freshwater Environment: A Review on Techniques and Abundance for Microplastic Detection in Lake Water. *Trends Sci.* 20, 5202–5202. <https://doi.org/10.48048/tis.2023.5202>
- Masura, J., Baker, J.E., Foster, G.D. (Gregory D., Arthur, C., Herring, C., n.d. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment : recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- Mendes, M.A., Golden, N., Bermejo, R., Morrison, L., 2021. Distribution and abundance of microplastics in coastal sediments depends on grain size and distance from sources. *Mar. Pollut. Bull.* 172, 112802. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112802>
- Ministru kabinets, 2023. Par plānu “Pasākumu programma laba jūras vides stāvokļa panākšanai 2023.–2027. gadā” [WWW Document]. LIKUMI.LV. URL <https://likumi.lv/doc.php?id=344307> (accessed 5.8.24).
- Ministru kabinets, 2022. Par Vides politikas pamatnostādņēm 2021.–2027. gadam [WWW Document]. LIKUMI.LV. URL <https://likumi.lv/doc.php?id=335137> (accessed 5.8.24).
- Nakajima, R., Lindsay, D.J., Tsuchiya, M., Matsui, R., Kitahashi, T., Fujikura, K., Fukushima, T., 2019. A small, stainless-steel sieve optimized for laboratory beaker-based extraction of microplastics from environmental samples. *Methods X* 6, 1677–1682. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.07.012>
- Näkki, P., Setälä, O., Lehtiniemi, M., 2017. Bioturbation transports secondary microplastics to deeper layers in soft marine sediments of the northern Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 255–261. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.065>
- Nava, V., Chandra, S., Aherne, J., Alfonso, M.B., Antão-Geraldes, A.M., Attermeyer, K., Bao, R., Bartrons, M., Berger, S.A., Biernaczyk, M., Bissen, R., Brookes, J.D., Brown, D., Cañedo-Argüelles, M., Canle, M., Capelli, C., Carballeira, R., Cereijo, J.L., Chawchai, S., Christensen, S.T., Christoffersen, K.S., de Eyto, E., Delgado, J., Dornan, T.N., Doubek, J.P., Dusaucy, J., Erina, O., Ersoy, Z., Feuchtmayr, H., Frezzotti, M.L., Galafassi, S., Gateuille, D., Gonçalves, V., Grossart, H.-P., Hamilton, D.P., Harris, T.D., Kangur, K., Kankılıç, G.B., Kessler, R., Kiel, C., Krynak, E.M., Leiva-Presa, A., Lepori, F., Matias, M.G., Matsuzaki, S.S., McElarney, Y., Messyas, B., Mitchell, M., Mlambo, M.C., Motitsoe, S.N., Nandini, S., Orlandi, V., Owens, C., Özkundakci, D., Pinnow, S., Pocięcha, A., Raposeiro, P.M., Rõõm, E.-I., Rotta, F., Salmaso, N., Sarma, S.S.S., Sartirana, D., Scordo, F., Sibomana, C., Siewert, D., Stepanowska, K., Tavşanoğlu, Ü.N., Tereshina, M., Thompson, J., Tolotti, M., Valois, A., Verburg, P., Welsh, B., Wesolek, B., Weyhenmeyer, G.A., Wu, N., Zawisza, E., Zink, L., Leoni, B., 2023. Plastic debris in lakes and reservoirs. *Nature* 619, 317–322. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06168-4>
- Nikodemus, O., Kļaviņš, M., Krišjāne, Z., Zelčs, V., 2018. Monogrāfija par Latvijas zemi, dabu, tautu, valsti. LU Akadēmiskais apgāds 54, 752. <https://doi.org/10.22364/adz.54.16>
- Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M.N., Butterfield, D., Whitehead, P.G., 2016. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 18, 1050–1059. <https://doi.org/10.1039/C6EM00206D>
- OECD, 2022. The current plastics lifecycle is far from circular [WWW Document]. URL <https://public.flourish.studio/story/1130764/> (accessed 5.7.24).
- Official Journal of the European Union, 2023. Commission Regulation (EU) 2023/2055 of 25 September 2023 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards synthetic polymer microparticles.
- Official Journal of the European Union, 2020. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (No. L 435).
- Official Journal of the European Union, 2017. Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications

- and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU (Text with EEA relevance.).
- Official Journal of the European Union, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive).
- Olesen, K.B., Stephansen, D.A., van Alst, N., Vollertsen, J., 2019. Microplastics in a Stormwater Pond. *Water* 11, 1466. <https://doi.org/10.3390/w11071466>
- Osorio, E.D., Tanchuling, M.A.N., Diola, M.B.L.D., 2021. Microplastics Occurrence in Surface Waters and Sediments in Five River Mouths of Manila Bay. *Front. Environ. Sci.* 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.719274>
- Pabortsava, K., Lampitt, R.S., 2020. High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nat. Commun.* 11, 4073. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17932-9>
- Parrella, F., Brizzolara, S., Holzner, M., Mitrano, D.M., 2024. Impact of heteroaggregation between microplastics and algae on particle vertical transport. *Nat. Water* 2, 541–552. <https://doi.org/10.1038/s44221-024-00248-z>
- Pasquier, G., Doyen, P., Kazour, M., Dehaut, A., Diop, M., Duflos, G., Amara, R., 2022. Manta Net: The Golden Method for Sampling Surface Water Microplastics in Aquatic Environments. *Front. Environ. Sci.* 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.811112>
- Petersen, F., Hubbart, J.A., 2021. The occurrence and transport of microplastics: The state of the science. *Sci. Total Environ.* 758, 143936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143936>
- Pfeiffer, F., Fischer, E.K., 2020. Various Digestion Protocols Within Microplastic Sample Processing—Evaluating the Resistance of Different Synthetic Polymers and the Efficiency of Biogenic Organic Matter Destruction. *Front. Environ. Sci.* 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.572424>
- Prata, J.C., 2018. Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environ. Pollut.* 234, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>
- Prata, J.C., Padrão, J., Khan, M.T., Walker, T.R., 2024. Do's and don'ts of microplastic research: a comprehensive guide. *WECN* 3, N/A-N/A. <https://doi.org/10.20517/wecn.2023.61>
- Primpke, S., Cross, R.K., Mintenig, S.M., Simon, M., Vianello, A., Gerdts, G., Vollertsen, J., 2020. Toward the Systematic Identification of Microplastics in the Environment: Evaluation of a New Independent Software Tool (siMPle) for Spectroscopic Analysis. *Appl. Spectrosc.* 74, 1127–1138. <https://doi.org/10.1177/0003702820917760>
- Pujāte, A., 2015. Vides apstākļu izmaiņu un cilvēka darbības pēdas Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumos. Latvijas Universitāte, Rīga.
- Quinn, B., Murphy, F., Ewins, C., 2017. Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment. *Anal. Methods* 9, 1491–1498. <https://doi.org/10.1039/C6AY02542K>
- Rebelein, A., Int-Veen, I., Kammann, U., Scharsack, J.P., 2021. Microplastic fibers — Underestimated threat to aquatic organisms? *Sci. Total Environ.* 777, 146045. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045>
- Rezania, S., Park, J., Md Din, M.F., Mat Taib, S., Talaiekhosani, A., Kumar Yadav, K., Kamyab, H., 2018. Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 191–208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.022>
- Rohais, S., Armitage, J.J., Romero-Sarmiento, M.-F., Pierson, J.-L., Teles, V., Bauer, D., Cassar, C., Sebag, D., Klopffer, M.-H., Pelerin, M., 2024. A source-to-sink perspective of an anthropogenic marker: A first assessment of microplastics concentration, pathways, and accumulation across the environment. *Earth-Sci. Rev.* 254, 104822. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.104822>
- Rozman, U., Klun, B., Kuljanin, A., Skalar, T., Kalčíková, G., 2023. Insights into the shape-dependent effects of polyethylene microplastics on interactions with organisms, environmental aging, and adsorption properties. *Sci. Rep.* 13, 22147. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-49175-1>
- Ruskule, A., Klepers, A., Veidemane, K., 2018. Mapping and assessment of cultural ecosystem services of Latvian coastal areas. *One Ecosyst.* 3, e25499. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25499>
- Saarni, S., Hartikainen, S., Meronen, S., Uurasjärvi, E., Kalliokoski, M., Koistinen, A., 2021. Sediment trapping – An attempt to monitor temporal variation of microplastic flux rates in aquatic systems. *Environ. Pollut.* 274, 116568. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116568>
- Saarni, S., Soinen, T., Uurasjärvi, E., Hartikainen, S., Meronen, S., Saarinen, T., Koistinen, A., 2023. Seasonal

- variation observed in microplastic deposition rates in boreal lake sediments. *JSS* 23, 1960–1970. <https://doi.org/10.1007/s11368-023-03465-3>
- Sebille, E. van, Aliani, S., Law, K.L., Maximenko, N., Alsina, J.M., Bagaev, A., Bergmann, M., Chapron, B., Chubarenko, I., Cózar, A., Delandmeter, P., Egger, M., Fox-Kemper, B., Garaba, S.P., Goddijn-Murphy, L., Hardesty, B.D., Hoffman, M.J., Isobe, A., Jongedijk, C.E., Kaandorp, M.L.A., Khatmullina, L., Koelmans, A.A., Kukulka, T., Laufkötter, C., Lebreton, L., Lobelle, D., Maes, C., Martinez-Vicente, V., Maqueda, M.A.M., Poulain-Zarcos, M., Rodríguez, E., Ryan, P.G., Shanks, A.L., Shim, W.J., Suaria, G., Thiel, M., Bremer, T.S. van den, Wichmann, D., 2020. The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environ. Res. Lett.* 15, 023003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7d>
- Setälä, O., Magnusson, K., Lehtiniemi, M., Norén, F., 2016. Distribution and abundance of surface water microlitter in the Baltic Sea: A comparison of two sampling methods. *Mar. Pollut. Bull.* 110, 177–183. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.065>
- Sighicelli, M., Pietrelli, L., Lecce, F., Iannilli, V., Falconieri, M., Coscia, L., Di Vito, S., Nuglio, S., Zampetti, G., 2018. Microplastic pollution in the surface waters of Italian Subalpine Lakes. *Environ. Pollut.* 236, 645–651. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.008>
- Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Kang, J.-H., Kwon, O.Y., Han, G.M., Shim, W.J., 2014. Large Accumulation of Micro-sized Synthetic Polymer Particles in the Sea Surface Microlayer. *Environ. Sci. Technol.* 48, 9014–9021. <https://doi.org/10.1021/es501757s>
- Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., Gomes, R.L., 2019. Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by ‘natural’, not microplastic, fibres. *Sci. Total Environ.* 666, 377–389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.278>
- Su, L., Nan, B., Craig, N.J., Pettigrove, V., 2020. Temporal and spatial variations of microplastics in roadside dust from rural and urban Victoria, Australia: Implications for diffuse pollution. *Chemosphere* 252, 126567. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126567>
- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., Shi, H., 2016. Microplastics in Taihu Lake, China. *Environ. Pollut.* 216, 711–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>
- Suaria, G., Achtypi, A., Perold, V., Lee, J.R., Pierucci, A., Bornman, T.G., Aliani, S., Ryan, P.G., 2020. Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization. *Sci. Adv.* 6, eaay8493. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay8493>
- Sveinbjörnsdóttir, E.D., 2008. Hvernig myndaðist Meðalfellsvatn í Kjós? [WWW Document]. Vísindavefurinn. URL <http://www.visindavefur.is/svar.php?id=7184> (accessed 4.10.24).
- Syberg, K., Knudsen, C.M.H., Tairova, Z., Khan, F.R., Shashoua, Y., Geertz, T., Pedersen, H.B., Sick, C., Mortensen, J., Strand, J., Palmqvist, A., 2020. Sorption of PCBs to environmental plastic pollution in the North Atlantic Ocean: Importance of size and polymer type. *CSCEE* 2, 100062. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100062>
- Tanaka, M., Kataoka, T., Nihei, Y., 2022. Variance and precision of microplastic sampling in urban rivers. *Environ. Pollut.* 310, 119811. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119811>
- Thomas, D., Schütze, B., Heinze, W.M., Steinmetz, Z., 2020. Sample Preparation Techniques for the Analysis of Microplastics in Soil—A Review. *Sustainability* 12, 9074. <https://doi.org/10.3390/su12219074>
- Thornton Hampton, L.M., Brander, S.M., Coffin, S., Cole, M., Hermabessiere, L., Koelmans, A.A., Rochman, C.M., 2022. Characterizing microplastic hazards: which concentration metrics and particle characteristics are most informative for understanding toxicity in aquatic organisms? *Micropl.&Nanopl.* 2, 20. <https://doi.org/10.1186/s43591-022-00040-4>
- Tuit, C.B., Wait, A.D., 2020. A review of marine sediment sampling methods. *Environ. Forensics* 21, 291–309. <http://dx.doi.org/10.1080/15275922.2020.1771630>
- Turner, S., Horton, A.A., Rose, N.L., Hall, C., 2019. A temporal sediment record of microplastics in an urban lake, London, UK. *J. Paleolimnol.* 61, 449–462. <https://doi.org/10.1007/s10933-019-00071-7>
- Uurasjärvi, E., Hartikainen, S., Setälä, O., Lehtiniemi, M., Koistinen, A., 2020. Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. *Water Environ. Res.* 92, 149–156. <https://doi.org/10.1002/wer.1229>
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., Janssen, C.R., 2015. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Mar. Environ. Res., Particles in the Oceans: Implication for a safe marine environment* 111, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>

- VARAM, 2016. Pasākumu programma laba jūras vides stāvokļa panākšanai 2016.-2020. gadā. Stratēģiskais ietekmes uz vidi novērtējums. Vides pārskats.
- Vermaire, J.C., Pomeroy, C., Herczegh, S.M., Haggart, O., Murphy, M., 2017. Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *FACETS* 2, 301–314. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0070>
- Vermeiren, P., Lercari, D., Muñoz, C.C., Ikejima, K., Celentano, E., Jorge-Romero, G., Defeo, O., 2021. Sediment grain size determines microplastic exposure landscapes for sandy beach macroinfauna. *Environ. Pollut.* 286, 117308. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117308>
- Waldschläger, K., Lechthaler, S., Stauch, G., Schüttrumpf, H., 2020. The way of microplastic through the environment – Application of the source-pathway-receptor model (review). *Sci. Total Environ.* 713, 136584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136584>
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M., 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Mar. Environ. Res.* 113, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>
- Way, C., Hudson, M.D., Williams, I.D., Langley, G.J., 2022. Evidence of underestimation in microplastic research: A meta-analysis of recovery rate studies. *Sci. Total Environ.* 805, 150227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150227>
- Weber, F., Kerpen, J., Wolff, S., Langer, R., Eschweiler, V., 2021. Investigation of microplastics contamination in drinking water of a German city. *Sci. Total Environ.* 755, 143421. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143421>
- Werbowski, L.M., Gilbreath, A.N., Munno, K., Zhu, X., Grbic, J., Wu, T., Sutton, R., Sedlak, M.D., Deshpande, A.D., Rochman, C.M., 2021. Urban Stormwater Runoff: A Major Pathway for Anthropogenic Particles, Black Rubbery Fragments, and Other Types of Microplastics to Urban Receiving Waters. *ACS EST Water* 1, 1420–1428. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00017>
- Werner, S., Fischer, E., Fleet, D., Galgani, F., Hanke, G., Kinsey, S., Matiddi, M., 2020. Threshold Values for Marine Litter (Technical report No. EUR 30018 EN). <https://doi.org/10.2760/192427>
- Wilson, D.R., Godley, B.J., Haggart, G.L., Santillo, D., Sheen, K.L., 2021. The influence of depositional environment on the abundance of microplastic pollution on beaches in the Bristol Channel, UK. *Mar. Pollut. Bull.* 164, 111997. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111997>
- Wu, P., Fan, Y., Zhang, X., Wu, W., Zhang, Z., Wu, Y., Wang, J., Xu, J., Chen, T., Gao, B., 2024. Seasonal dynamics, tidal influences, and anthropogenic impacts on microplastic distribution in the Yangtze River estuary: A comprehensive characterization and comparative analysis. *J. Hazard. Mater.* 476, 135167. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135167>
- Xia, F., Yao, Q., Zhang, J., Wang, D., 2021. Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments. *Environ. Pollut.* 286, 117403. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117403>
- Xu, J., Zuo, R., Wu, G., Liu, Jingchao, Liu, Jiawei, Huang, C., Wang, Z., 2024. Global distribution, drivers, and potential hazards of microplastics in groundwater: A review. *Sci. Total Environ.* 954, 176194. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176194>
- Zariņa, D., 2014. Sekšu ezera, Sudrabezera un Venču ezera ekoloģiskais stāvoklis.
- Zhang, W., Zhang, S., Wang, J., Wang, Y., Mu, J., Wang, P., Lin, X., Ma, D., 2017. Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. *Environ. Pollut.* 231, 541–548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.058>
- Zhang, Z., Wu, X., Liu, H., Huang, X., Chen, Q., Guo, X., Zhang, J., 2023. A systematic review of microplastics in the environment: Sampling, separation, characterization and coexistence mechanisms with pollutants. *Sci. Total Environ.* 859, 160151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160151>