

Daugavpils Universitāte
Dzīvības zinātņu un tehnoloģiju institūts



Marta Barone

**LATVIJAS ŪDENIS EKOSISTĒMU MIKROPLASTMASAS
PIESĀRŅOJUMA RAKSTUROJUMS**

Promocijas darba
KOPSAVILKUMS

Zinātniskā doktora grāda (Ph.D.) dabaszinātnēs iegūšanai
(bioloģijas nozarē, ekoloģijas apakšnozarē)

Promocijas darba zinātniskā vadītāja:
Dr. biol. Inta Dimante-Deimantoviča

Daugavpils, 2025

Promocijas darbs ir izstrādāts: Daugavpils Universitātē 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 Klaviņš, 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 iespējamos 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 dzīlāk nogulumos.

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

Saturs

Ievads	5
Pētījumu rezultātu aprobācija	7
1. Metodes	11
1.1. Pētījuma vietas apraksts	11
1.2. Paraugu ievākšana	18
1.3. Paraugu apstrāde	21
1.4. Paraugu analīze	27
2. Rezultāti	29
2.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)	29
2.2. Daļīņu atgūstamības novērtējums (VII)	30
2.3. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV)	33
2.4. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)	36
2.5. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I)	40
2.6. Jūras ūdens mikroplastmasa (VIII, VI)	43
2.7. Jūras piekrastes mikroplastmasa (V)	47
3. Diskusija	50
3.1. Metodoloģijas novērtējums	50
3.2. Rezultātu interpretācija un salīdzinājums ar iepriekšējiem pētījumiem	52
3.3. Rekomendācijas monitoringa sistēmas izstrādei un turpmākai pētniecībai	55
Secinājumi	59
Pateicības	61
Izmantotie informācijas avoti	119

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 daļījas 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. Turklat nav definētas mikroplastmasas piesārņojuma robežvērtības zinātnisko datu trūkuma dēļ. Latvijai saistošie normatīvie akti rosina veikt mikroplastmasas piesārņojuma pētījumus ūdens vidē. Upju baseinu apsaimniekošanas plānos izvirzīts aicinājums realizēt mikroplastmasas piesārņojuma pētījumus un monitoringu saldūdeņos, lai noteiktu tā ietekmi uz organismiem un ūdeņu ekoloģisko kvalitāti; turpretim Latvijas Vides politikas pamatnostādnēs 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 pētījums, 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 Latvijas lielāko Rīgas līcī ieplūstošo upju ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojumu;
4. Raksturot mikroplastmasas piesārņojumu Latvijas jurisdikcijā esošos jūras ūdeņos – ūdens virskārtā un piekrastes nogulumos.

Pētījumu rezultātu aprobācija

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

Zinātnisko publikāciju kopa

- I **Barone M.**, Svipsta 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., Svipsta 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.ad18136
- V Dimante-Deimantovica I., Bebrīte A., Skudra M., Retiķe I., Viška M., Bikše J., **Barone M.**, Prokopovica A., Svipsta 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.**, Bebrite A., Dimante-Deimantovica I. (2023) Rīgas līcī ieplūstošo latvijas upju ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojuma sezonalitātes novērtējums. Latvijas Universitātes 81. Starptautiskā zinātniskā konference "Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība", 2023. gada 20. aprīlis. Rīga, Latvija

- Bebrite 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-Nimane I., Aigars J. (2021) Mikroplastmasas sastāva un telpiskās izplatības raksturojums Baltijas jūrā un Rīgas līcī. Latvijas Universitātes 79. starptautiskās zinātniskās konferences "Geogrāfija. 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 "Geogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne" referātu tēzes. 250 lpp. Rīga, Latvija.

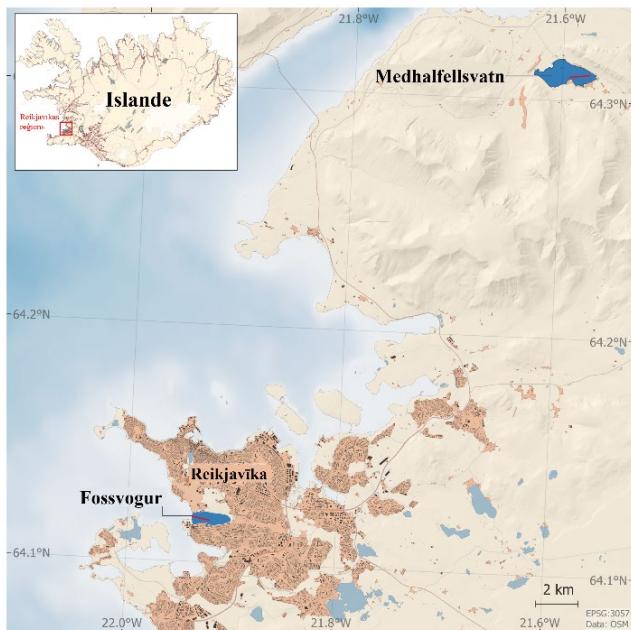
- Barone M.**, Putna-Nimane I., Aigars J. (2019) The composition and distribution of marine litter in the surface water of Gulf of Riga. Abstract book of 12th Baltic Sea Science Congress - making connections for the future, 19 to 23 August 2019. Stockholm, Sweden.
- Barone M.**, Putna-Nimane I., Aigars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

1.1. Pētījuma vietas apraksts

Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)

Paraugi tika ievākti divās Islandes ūdenstilpēs – Medhalfellsvatn ezerā un Fossvogur fjordā (1.1. attēls). Medhalfellsvatn ir 200 ha liels saldūdens caurteces ezers ar maksimālo dziļumu 19 m (Hjaltason, 2004; Sveinbjörnsdóttir, 2008). Fossvogur fjords ir sekls (maksimālais dziļums 6 m) atzars no Skerjafjoredhur fjordu sistēmas ar vienu ieteku (Geirsdóttir and Eiríksson, 1994). Pētījuma vieta tika izvēlēta kā reprezentatīva ūdenstilpēm ar zemu mikroplastmasas piesārņojumu, lai izteiktāk akcentētu pētījuma problēmu.



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

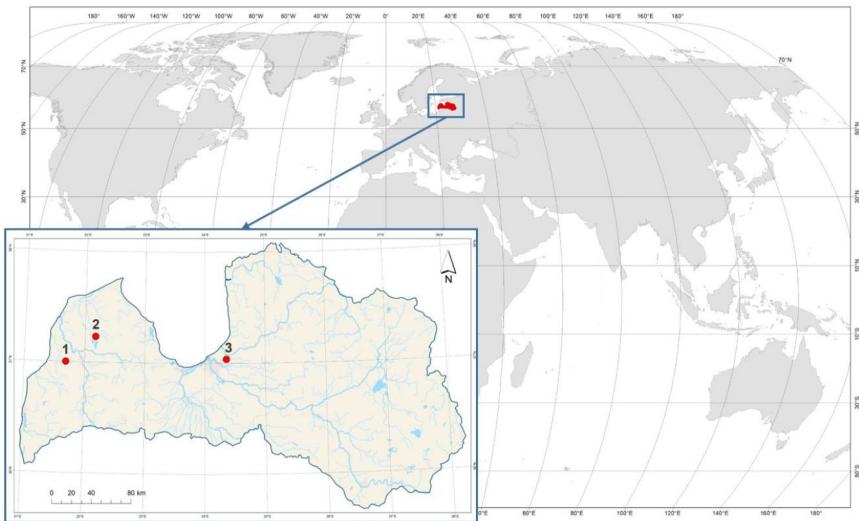
Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV)

Lai novērtētu mikroplastmasas piesārņojuma uzkrāšanos Latvijas ezeru nogulumu arhīvos, tika izvēlēti trīs ezeri (1.2. 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 ir oligotrofs/mezotrofs ezers ar augstu ūdens kvalitāti. 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. 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 ir mezotrofs/eitrofs ezers ar virsmas laukumu 3469,2 ha, vidējo un lielāko dziļumu 5,4 un 27 m. Ezerā ir 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 attīriți noteikūdeni. Pašreizējā antropogēnā slodze teritorijā vērtējama kā minimāla (Latvijas Dabas fonds, 2009).

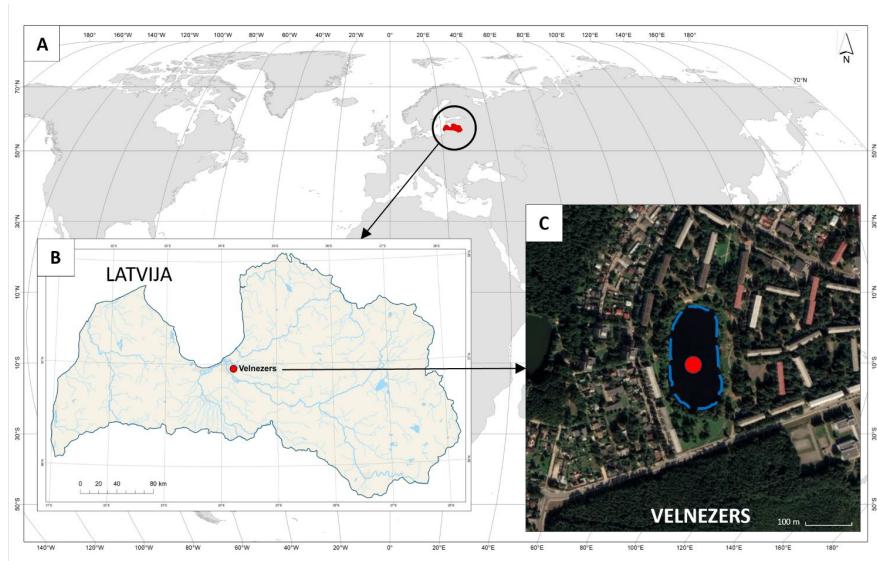
Sekšu ezers ir eitrofs beznoteces ezers ar virsmas laukumu 7,9 ha, vidējo un lielāko dziļumu 2,5 un 6 m. Tas ir daļa no dzeramā ūdens apgādes sistēmas un ietilpst „Rīgas Ūdens” ūdensgūtnu aizsargajamajā teritorijā, Baltezera ūdens ņemšanas aizsargjoslu zonā, bagātinot pazemes ūdeņus Baltezera sūkņu stacijas tuvumā. Sekšu ezers atrodas stingra aizsardzības režīma zonā, līdz ar to piekļuve tam ir ierobežota un ezers nav pakļauts tiešai antropogēnai ietekmei (Zariņa, 2014).



1.2. attēls. Pētījuma vietas atrašanās Latvijā, ziemeļaustrumu Eiropā; 1 – Pīnķu ezers, 2 – Usmas ezers, 3 – Sekšu ezers. Karte sagatavota, izmantojot ArcMap 10.6.1 (IV).

Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)

Velnezers ir eitrofs beznoteces ezers Rīgā, Juglas apkaimē, dzīvojamā māju ielokā (1.3. attēls). Tā virsma laukums ir 3,5 ha, vidējais un lielākais dziļums 4,0 un 7,4 m. Ezers barojas galvenokārt ar pazemes ūdeņiem (Pujāte, 2015). Vēsturiski ezera apkārtne bijusi plaši izmantota dažādu ražošanas uzņēmumu vajadzībām; ezera apkārtnes zemes lietojumveida maiņa sākās 1950. gados, un 1960. gados notika intensīva teritorijas apbūve ar daudzstāvu dzīvokļu ēkām, sasniedzot mūsdienās esošo apbūves līmeni. Velnezerā ir tikuši novadīti noteikūdeņi, līdz ar to paaugstinātas biogēnu koncentrācijas veicina ezera aizaugšanu (Lanka et al., 2024).



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

Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I)

Lai novērtētu upju nesto mikroplastmasas piesārņojumu, tika ievākti paraugi četru lielāko Rīgas līcī ieplūstošo Latvijas upju ūdens virskārtā – Daugavā, Lielupē, Gaujā un Salacā (1.4. attēls).

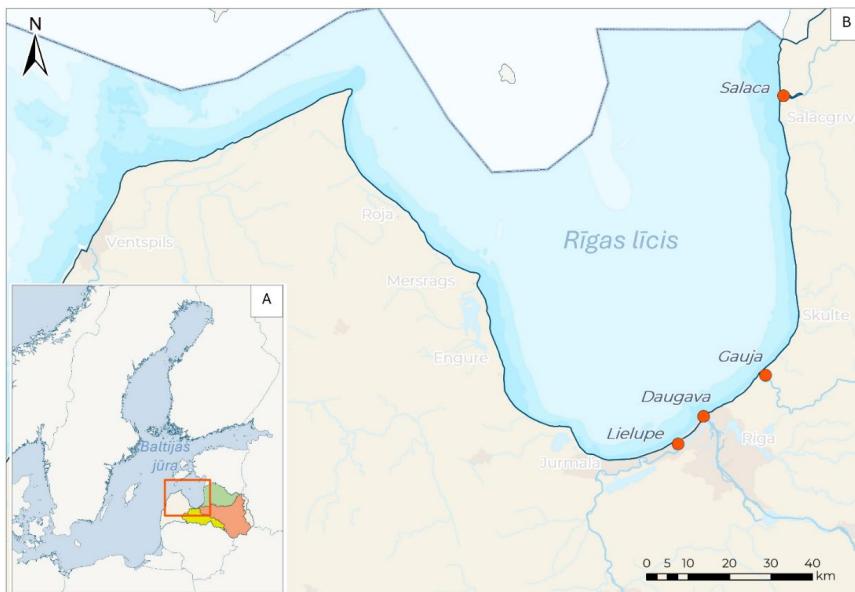
Daugava ir lielākā Latvijas upe, tās sateces baseins atrodas trīs valstu (Baltkrievijas, Krievijas un Latvijas) teritorijā; no tā Latvijas teritorijā ir 24,7 tūkst. km² jeb 38% no kopējās sateces baseina platības (87,9 tūkst. km²). Upes dziļums ir līdz 30 m, vidējais kritums 22 cm/km un vidējā notece 20,5 km³. Daugava tiek izmantota kā ūdensapgādei dzeramā ūdens sagatavošanai. Uz upes izvietota hidroelektrostaciju kaskāde. Pastiprinoties ZR vējiem, jūras līča ūdeņi tiek sadzīti Daugavas grīvā, izraisot ūdens līmeņa paaugstināšanos un zemāku vietu applūšanu. Sateces baseina lielāko daļu aizņem meži (50%) un lauksaimniecības 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. Upes dziļums ir līdz 20 m, kritums 9 cm/km un gada vidējā notece ir 3,6 km³. Lielupes gultne atrodas zemāk nekā vidējais Baltijas

jūras līmenis, kā rezultātā rodas atpakaļ tecējums augsta jūras ūdens līmeņa gadījumā. Sateces baseina lielāko daļu aizņem lauksaimniecības (52%) un meža teritorijas (44%) (Apsīte, 2018; LVGMC, 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 notece ir 2,2 km³, dziļums līdz 9 m un kritums līdz 70 cm/km. Sateces baseina lielāko daļu aizņem meži (59%), lauksaimniecības zemes (30%) un purvi (5%). Gaujai raksturīga izteikti spēcīgāka straume kā citām Latvijas upēm (Apsīte, 2018; LVGMC, 2023a).

Salacas garums ir 96 km, sateces baseina platība Latvijā ir 3,2 tūkst. km², upes gada notece 1,1 km³ un kritums 44 cm/km. Aptuveni 60% no baseina platības aizņem Burtnieku ezers ar pietekām. Sateces baseina lielāko daļu aizņem meži (59%) un lauksaimniecības zemes (34%) un purvi (4%) (Apsīte, 2018; Kokorīte and Kołcova, 2021; LVGMC, 2023a).

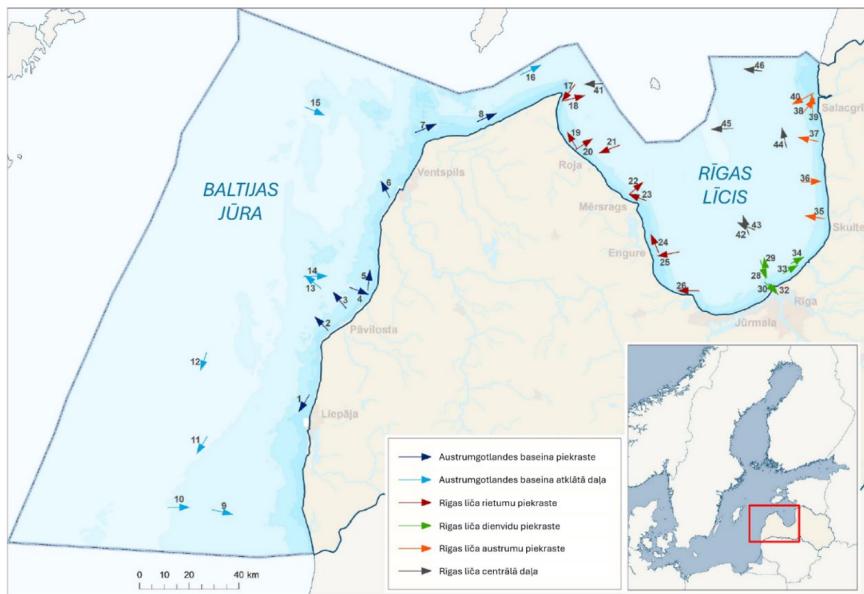


1.4. attēls. Pētījuma vieta Baltijas jūras reģionā (A), un paraugu ievākšanas vietas Latvijas lielāko Rīgas līci ieplūstošo upju – Lielupes, Daugavas, Gaujas, Salacas – grīvās (B). Sarkanie punkti apzīmē paraugu ievākšanas vietas (pielāgots attēls no I).

Mikroplastmasa jūras ūdens virskārtā (VI, VIII)

Mikroplastmasas paraugai tika ievākti Latvijas jurisdikcijā esošā jūras teritorijā (1.5. attēls), lai novērtētu jūras ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojuma telpisko izplatību un raksturojumu.

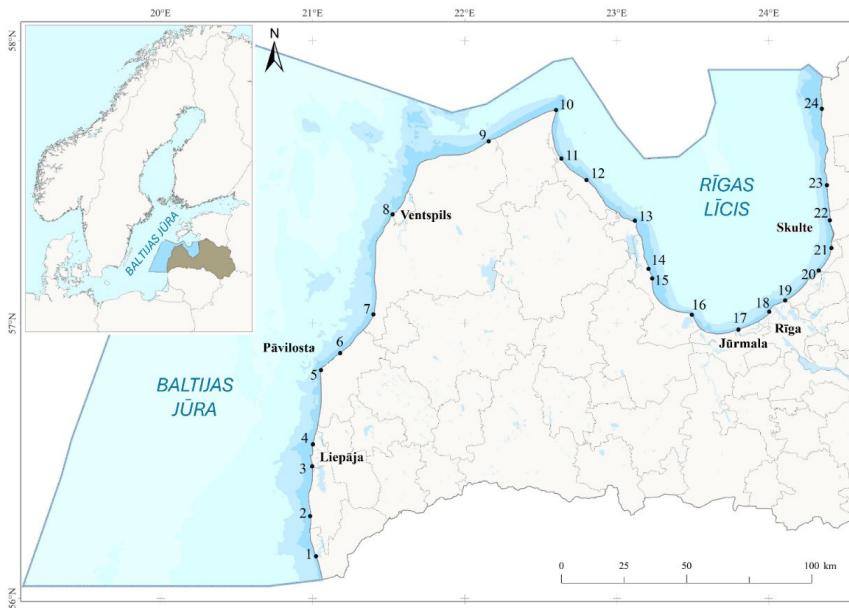
Baltijas jūru ieskauj deviņas valstis – Somija, Krievija, Igaunija, Latvija, Lietuva, Polija, Vācija, Dānija un Zviedrija. Tajā ieplūst ūdeņi no 1,6 miljonu km^2 liela sateces baseina, un tā tiek intensīvi izmantota gan kā transporta ceļš, gan komerciāliem un apgādes mērķiem, līdz ar to ir pakļauta augstam antropogēnam spiedienam (HELCOM, 2018; Latvijas Republikas Zemkopības ministrija, 2020). Latvijas jurisdikcijā 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 līcim raksturīga pozitīva ūdens aprites bilance saldūdens pieteces dēļ. Ūdens apmaiņa starp Baltijas jūru un Rīgas līci ir vidēji 150-250 km^3 gadā jeb aptuveni 25% no kopējās Rīgas līča ūdens masas. Rīgas līcim ir raksturīga cikloniska tipa cirkulācija ūdens virskārtā (Leppäranta and Myrberg, 2009), ko izraisa galvenokārt valdošie vēji un ieplūstošo upju ūdens masas (Lapinskis, 2022; Lips et al., 2016a).



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

Mikroplastmasa jūras piekrastes pludmalēs (V)

Mikroplastmasas paraugi tika ievākti Latvijas piekrastes pludmalēs (1.6. attēls); piekrastes garums ir 498 km, un tā robežojas ar Austrumgotlandes baseinu Baltijas jūras atklātajā daļā un daļēji noslēgto Rīgas līci. Vairums pludmaļu ir smilšainas, tomēr atsevišķās vietās pludmalēs novērojams grants, oļu un akmeņu segums. Piekrastes zonu apdzīvo aptuveni 40% valsts iedzīvotāju. Vasaras laikā piekrastes apdzīvotās vietās ievērojami palielinās iedzīvotāju skaits un slodze uz vidi. Statistiskās analīzes veikšanai Rīgas līča pludmales tika grupētas pēc to atrašanās vietas trīs apakšreģionos – rietumu, dienvidu un austrumu.



1.6. attēls. Mikro- un mezoplastmas 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).

1.2. Paraugu ievākšana

Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)

Paraugi tika ievākti 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 tūrā metāla bļodā. Izmantojot pinceti no parauga tika izlasītas lielkās organiskas izceļsmes daļiņas (piemēram, makroalģes, 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 $200 \mu\text{m}$), no kura tika pārvietots stikla traukā un noslēgts ar metāla vāku līdz apstrādei.

Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV)

Nogulumu urbumi tika ievākti ezeru dzīlākajā vietā izmantojot Kajaka tipa gravitācijas urbi ar iekšējo diametru $5,2 \text{ cm}$, kura caurule izgatavota no PVC materiāla. Pinku (56.9995 N° , $21.687422 \text{ E}^\circ$) un Usmas ($57.229256 \text{ N}^\circ$, $22.174158 \text{ E}^\circ$) ezeros tika ievākti 25 cm gari urbumi, bet Sekšu ezerā ($57.036208 \text{ N}^\circ$, $24.351869 \text{ E}^\circ$) ievākts 45 cm garš urbums. Ievākie nogulumu urbumi lauka apstākļos tika sadalīti 1 cm biezos slāņos; daļa katra 1 cm slāņa tika novirzīta nogulumu datēšanai, ķīmiskajām un fizikālajām analīzēm. Atlikusī daļa, paredzēta mikroplastmasas analīzēm, tika ievietota iepriekš attīrtos stikla traukos, nosepta ar alumīnija foliju un metāla vāku. Paraugi tika uzglabāti $2\text{-}6^\circ \text{C}$ temperatūrā.

Mikroplastmasa ezerā ūdenī un nogulumos (III)

Velnezera ūdens virskārtas paraugu ievākšana tika veikta septiņas reizes laika posmā no 2019. gada aprīļa līdz 2020. gada janvārim izmantojot tādu pat metodi kā aprakstīts (II). Izfiltrētā ūdens tilpums paraugos variēja robežās $24,23\text{-}29,33 \text{ m}^3$ (vidēji $27,23 \text{ m}^3$). Pēc ievākšanas paraugui tika sasaldēti -4°C temperatūrā līdz apstrādei.

Nogulumu uztvērējs tika uzstādīts 2019. gada februārī ezera dzīlākās vietas tuvumā, atstāts 6 mēnešus un iztukšots 2019. gada augustā, iegūstot paraugu, kas reprezentē pavasara/vasaras sezonu. Tas tika atkārtoti ievietots ezerā, atstāts uz 5 mēnešiem un iztukšots 2020. gada janvārī, iegūstot paraugu, kas reprezentē rudens/ziemas sezonu.

Velnezera dzīlākajā vietā ($56.975949 \text{ N}^\circ$, $24.247147 \text{ E}^\circ$) tika ievākts 32 cm garš nogulumu urbums kā aprakstīts (IV). Paraugu saglabāšana tika veikta kā aprakstīts (IV).

Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I)

Lielupes, Daugavas, Gauja un Salacas ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugi tika ievākti līdz 300 m attālumā no upju grīvas augsteces virzienā laika periodā no 2022. gada aprīļa līdz 2023. gada jūnijam ar divu mēnešu intervālu. Ziemas sezonā paraugi netika ievākti Gaujā un Salacā nepiemērotu laikapstākļu dēļ. Paraugu ievāksanai tika izmantota līdzīga metode kā aprakstīts (II); tīkla acs izmērs bija 100 μm un parauga ievāksanas ilgums bija 30 minūtes. 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).

Mikroplastmasa jūras ūdens virskārtā (VI, VIII)

Jūras ūdens virskārtas mikroplastmasas paraugi tika ievākti laika periodā no 2018. gada maija līdz septembrim, izmantojot Matna tīklu (ražotājs HydroBios, tīkla garums 3 m, atvēruma platums 70 cm, atvēruma augstums 40 cm, aks 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 katrā parauga ievāksanas 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).

Mikroplastmasa jūras piekrastes pludmalēs (V)

Laika posmā no 2021. gada jūnija līdz augustam tika ievākti jūras piekrastes smilšu mikroplastmasas paraugi 24 Baltijas jūras un Rīgas līča Latvijas piekrastes pludmalēs. Detāls apsekoto pludmaļu raksturojums pieejams (V) pielikumā. Katrā pludmalē gar ūdens līnijas neapskaloto daļu tika novietota 100 m gara transekte, uz tās pēc nejaušības principa izvēlēti trīs paraugu ievāksanas kvadranti ($50 \times 50 \text{ cm}$), 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 aks izmēru 5 un 1 mm (ražotājs Retsch, sīta diametrs 30 cm) kaskādi, lai nodrošinātu izmēru frakcionēšanu. Katrā frakcijā no sieta tika ieskalota stikla traukā izmantojot filtrētu ūdeni un nosegtā

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.

1.3. Paraugu apstrāde

Tika ievēroti piesardzības pasākumi darbojoties ar paraugiem, lai izvairītos no parauga piesārņošanas vai daļīju 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 nosegts ar foliju, lai samazinātu piesārņošanas risku. Katram paraugam pēc iespējas tika izmantota viena vārglāze visā apstrādes periodā, lai novērstu daļīju 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 daļīju zuduma novērtēšanai tika izveidoti trīs pozitīvās kontroles paraugi, kas katrs saturēja 100 PS lodītes (\varnothing 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 (\varnothing 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 attīrti pielietojot īpaši izveidotu paraugu sagatavošanas protokolu (1.1. 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 tēraudu sietu (acs izmērs 50 μm (**I**, **VII**), 100 μm (**IV**, **V**) vai 200 μm (**II**, **III**, **VI**, **VIII**)) vai vakuma filtrēšanas iekārtā iestiprinātu nerūsējošā tēraudu filtru (10 μm (**VII**) vai 50 μm (**III**)) un noskaloti

ar ūdeni vismaz trīs reizes, lai atbrīvotos no iepriekšējā apstrādes solī izmantotā reāgenta. Paraugi ar nākamajai reakcijai atbilstošo šķidumu 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 reāgentu pievienošanas tika regulēta paraugu temperatūra – pievienojot paraugiem ūdeņraža peroksīdu (H_2O_2), nātrijs hidroksīdu (NaOH), nātrijs deodecil sulfātu (SDS) un enzīmus (proteāze, amilāze, celulāze, viskozīms), tie tika inkubēti lineārās kratišanas 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 atdzēsts līdz 15-20 °C; reakcijas laikā parauga temperatūra tika uzturēta robežas 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 daļīnas no dabiskām neorganiskas izcelsmes daļiņām (piemēram, minerāliem), paraugs un paaugstināta blīvuma šķidums nātrijs politungstāts (blīvums 1,75 g/ml) tika ievietots šķirkiltuvē, manuāli aerēts 5 minūtes un nostādināts 24 stundas. Uz šķiduma virsma esošās mikroplastmasas un organikas daļīnas tika izfiltrētas caur filtru vai sietu, skalotas ar 500 ml siltu (50 °C) destilētu ūdeni, 200 ml 50% etanolu un novirzītas turpmākai attīrišanai, kamēr nogulsnētai frakcijai tika veikta atkārtota blīvuma nodalīšana vēl divas reizes, lai samazinātu daļiņu zudumu un nodrošinātu pēc iespējas lielāku mikroplastmasas daļiņu atguvi.

Pēc apstrādes paraugi tika filtrēti uz stikla šķiedras filtriem vakuuma filtrēšanas iekārtā un saglabāti stikla traukos vizuālai analīzei (**I**, **II**, **III**, **V**, **VI**, **VII**, **VIII**), saglabāti 50% etanolā līdz analīzei (**III**, **IV**) analīzēm.

1.1. tabula

Mikroplastmasas daļiņu ekstrahēšanai pielietotie paraugu attīrišanas 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	

Daļiņu atgūstamības novērtējums (VII)

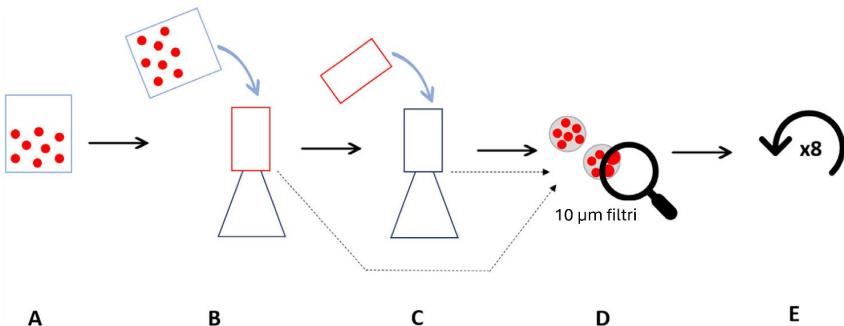
Lai novērtētu mikroplastmasas daļiņu atgūstamību izmantojot dažādas filtrēšanas metodes, apstrādes protokolus un dažāda tilpuma šķirpiltuves, tika veikti trīs eksperimenti.

Mikroplastmasas daļiņu atgūstamība izmantojot dažādas filtrēšanas metodes

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

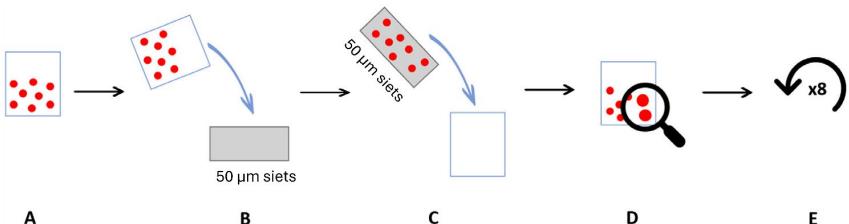
(A) *filtrēšana izmantojot nerūsējošā tērauda filtru vakuuma filtrēšanas iekārtā* – paraugi no vārglāzes tika ieskaloti filtrēšanas iekārtā uz metāla filtra, vairākas reizes rūpīgi izskalojot vārglāzi, lai pēc iespējas izvairītos no daļiņu zuduma (1.7. attēls). Filtrs ar lodītēm tika saglabāts Petri 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 Perti 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.



1.7. 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 $10\text{ }\mu\text{m}$ nerūsējošā tērauda filtru; C – iepriekš izmantotās filtrēšanas iekārtas glāzes noskalošana uz tīra $10\text{ }\mu\text{m}$ nerūsējošā tērauda filtra; D – lodīšu skaitīšana zem binokulāra; E –procesa atkārtošana vēl 8 reizes (pielāgots attēls no VII).

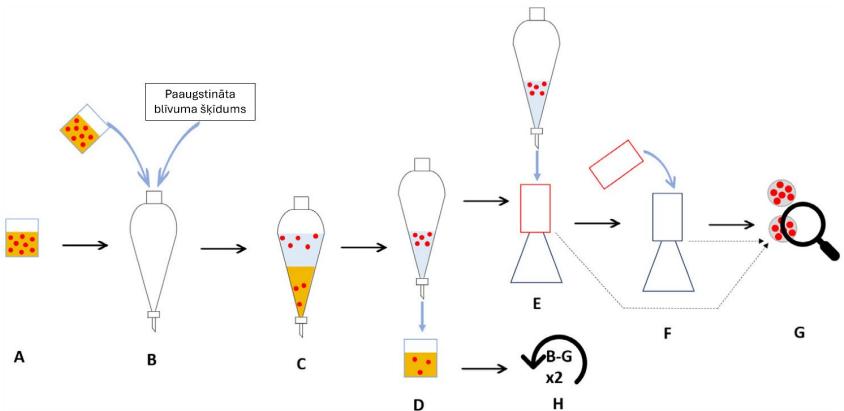
(B) *filtrēšana izmantojot nerūsējošā tērauda sietu* – paraugi no vārglāzes tika ieskaloti sietā, vairākas reizes rūpīgi izskalojot vārglāzi, lai pēc iespējas izvairītos no daļiņu zuduma (1.8. attēls). Lodītes no sieta tika ieskalotas tīrā vārglāzē un saskaitītas zem binokulāra. Parauga filtrēšana caur sietu un lodīšu skaitīšana tika atkārtota vēl astoņas reizes, lai simulētu paraugu apstrādes procesu.



1.8. 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 ieskalotā 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

Tika sagatavoti seši parauga materiāli, vārglāzē ievietojot 100 standartizētas sarkanas PS lodītes un 50 ml jūras nogulumu ar vidējo sauso masu $8,65 \pm 0,54$ g. Tas tika ieskalots divās šķirpiltuvēs ar tilpumu 250 ml, 500 ml un 1000 ml, vismaz trīs reizes izskalojot izmantoto vārglāzi ar paaugstināta blīvuma (1,75 g/ml) šķidumu, lai pēc iespējas izvairītos no daļiņu zuduma (1.9. attēls). Pēc tam 2/3 šķirpiltuves tilpuma tika piepildītas ar paaugstināta blīvuma šķidumu, noslēgtas ar teflona korki, 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 šķidums filtrēts vakuuma filtrēšanas iekārtā caur 10 μm 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 Perti platē, un abi analizēti zem binokulāra, saskaitot uz tiem esošās lodītes.



1.9. attēls. Eksperimenta dizains mikroplastmasas daļiņu atgūstamības novērtēšanai izmantojot dažāda tilpuma šķirpiltuvei. A – 100 polistirola lodītes vārglāzē ar 50 ml jūras nogulumu; B – sagatavotā parauga ievietošana šķirpiltuvē ar paaugstināta blīvuma šķidumu; C – parauga nostādināšana 24 h; D – nogulsnējošās parauga daļas nodalīšana; E – parauga filtrēšana caur 10 µm nerūsējošā tērauda filtru; F – iepriekš izmantotās filtrēšanas iekārtas glāzes noskalošana uz tīra 10 µm 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 attīrišanas 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 attīrišanas reakciju veids:

- saldūdens nogulumu protokols nr. 1* ietver deviņus secīgus attīrišanas soļus, kas atbilst (IV) aprakstītajam.
- saldūdens nogulumu protokols nr. 2* sastāv no astoņiem secīgiem attīrišanas 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, enzimātiskās reakcijas laikā TRIS buferim pievienots 0,5 ml alkalāze un proteāze, un paraugs netika fiksēts etanolā.

- (c) *jūras nogulumu protokols* sastāv no pieciem secīgiem attīrišanas 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 attīrišanas soļiem, kas atbilst (VIII) aprakstītajam.

Lai izvērtētu vai attīrišanas 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 katras apstrādes soļa paraugi tika filtrēti vakuumu filtrēšanas iekārtā caur 10 μm filtru vakuumu filtrācijas iekārtā, lai atbrīvotos no iepriekšējā reakcijā izmantotā reaģenta, uz filtra esošās daļiņas tika saskaitītas zem mikroskopu un ieskalotas iepriekš izmantotajā vārglāzē turpmākai apstrādei atbilstoši attiecīgajam protokolam.

1.4. Paraugu analīze

Mikroplastmasas daļiņas $>100 \mu\text{m}$ (I, VII), $>300 \mu\text{m}$ (II, III, VI, VIII) un $>1 \text{ mm}$ (V) tika analizētas izmantojot stereomikroskopu ZEISS SteREO Discovery V8 ar tam pielāgoto kameru Axiocam 208 un datorprogrammu Labscope v3.4 (I, II) vai mikroskopu Leica DM400 B LED ar tam pielāgoto kameru DFC 295 un datorprogrammu Leica Application Suite V4.1 (III, V, VI, VII, VIII). Tika noteikta katras identificētas plastmasas daļiņas krāsa, forma (fragments, šķiedra, plēve, lodīte, putuplasts, granula) 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 izceļsmes 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} , vilņa garuma diapazonu no 4000 līdz 400 cm^{-1} un datu izkliedi $0,482 \text{ cm}^{-1}$. Iegūtie rezultāti tika atspoguļoti kā absorbācija. Daļiņu, kuru izmērs nebija piemērots manuālai pārvietošanai, sintētiskā izceļsmē 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) izceļsmes (Cutroneo et al., 2020).

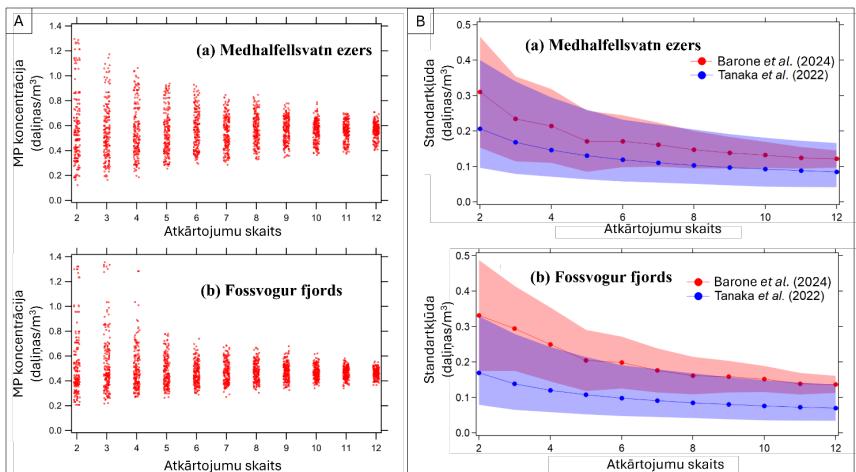
Mikroplastmasas daļīņas $>50 \mu\text{m}$ (**III**) un $>100 \mu\text{m}$ (**IV**) tika analizētas izmantojot mikro-Furjē transformācijas infrasarkanās gaismas (μFTIR) spektroskopijas metodi (Perkin Elmer Spotlight 400). No 5 ml parauga tika panemts vismaz 0,5 ml apakšparauga, ko izfiltrēja uz 11x11 mm silīcija filtra un žāvēja vismaz 12 h istabas temperatūrā. Analīzes tika veiktas transmisijas režīmā spektrālajā intervālā $4000-750 \text{ cm}^{-1}$ ar izšķirtspēju 8 cm^{-1} , skenējot visu filtra virsmu. Analizēto daļīnu polimēru veids tika salīdzināts ar spektru bibliotēku, 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. Plastmasas daļīnas tika identificētas un kategorizētas pēc to garākās dimensijas grupās $51-100 \mu\text{m}$, $101-150 \mu\text{m}$ u.t.t. līdz $501-550 \mu\text{m}$. Viens izmēru grupu solis ($50 \mu\text{m}$) zem un virs apstrādes laikā noteiktiem frakciju izmēriem tika izvēlēts, lai nodrošinātu pēc iespējas lielāku daļīnu atgūstamību. Lai raksturotu mikroplastmasas daļīnu formu, tika aprēķināta katras daļīnas īsākās un garākās dimensijas attiecība (AR), iedalot tās vienā no četrām definētajām grupām: AR<0,25, 0,25-0,50, 0,50-0,75, 0,75-1.

2. Rezultāti

2.1. Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II)

Paraugu ievākšanas metodes novērtējums

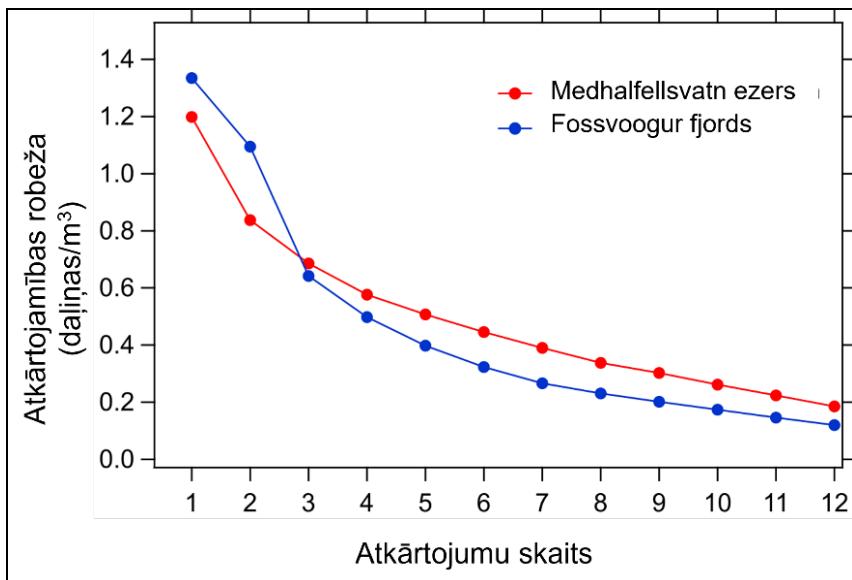
Mikroplastmasas daļiņu skaits variēja robežās 1-24 (vidēji 6,4 daļiņas) ievāktajos ezera paraugos un 2-13 (vidēji 6,4 daļiņas) Fossvogur fjordā. Mikroplastmasas koncentrācija bija $0,06\text{-}1,51$ daļiņas/ m^3 (vidēji $0,56 \pm 0,11$ daļiņas/ m^3) ezerā un $0,20\text{-}3,10$ daļiņas/ m^3 (vidēji $0,46 \pm 0,12$ daļiņas/ m^3) fjordā. Ievācot vairākus secīgus paraugu atkārtojumus, vidējās mikroplastmasas koncentrācijas (2.1. A attēls) un standartklūdas (2.1. B attēls) variācija samazinās.



2.1. 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), saīdzinājumā 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 samazinājumu līdz ar pieaugošu atkārtojumu skaitu (2.2. attēls) – no 1,2 līdz $0,19$ daļiņām m^3 Medhalfellsvatn ezeram un no 1,33 līdz $0,12$ daļiņām m^3

Fossvogur fjordam ar 95% pārliecības intervālu. Izteiktākais atkārtojamības robežas kritums novērojams no pirmā līdz trešajam un trešā līdz piektajam atkārtojumam.



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

Kvalitātes kontroles rezultāti

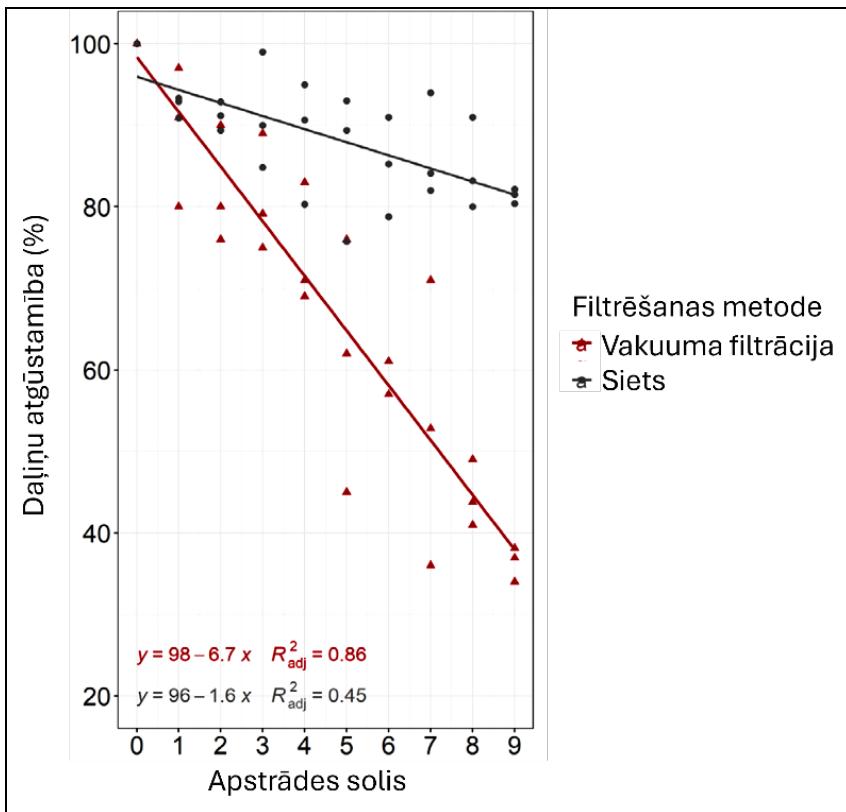
Paraugu apstrādes negatīvās kontroles liecināja par iespējamu netīšu paraugu piesārņošanu vidēji $3,1 \pm 1,4\%$ apmērā. Pozitīvās kontroles liecināja par $89,0 \pm 7,8\%$ dalīnu atgūstamību. Rezultāti netika koriģēti pamatojoties uz negatīvās un pozitīvās kontroles rezultātiem.

2.2. Dalīnu atgūstamības novērtējums (VII)

Mikroplastmasas dalīnu atgūstamība izmantojot dažādas filtrēšanas metodes

Salīdzinot divu apskatīto filtrēšanas metožu – vakuumu filtrēšanas un sietu – efektivitāti, novērojamas būtiskas atšķirības dalīnu atgūstamības ziņā.

Vakuuma filtrēšanas metode uzrādīja zemāku daļīnu atgūstamību (2.3. attēls). Daļīnu 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 daļīnu atgūstamībā; tā būtiski palielinās pēc ceturtās filtrēšanas reizes.



2.3. 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:

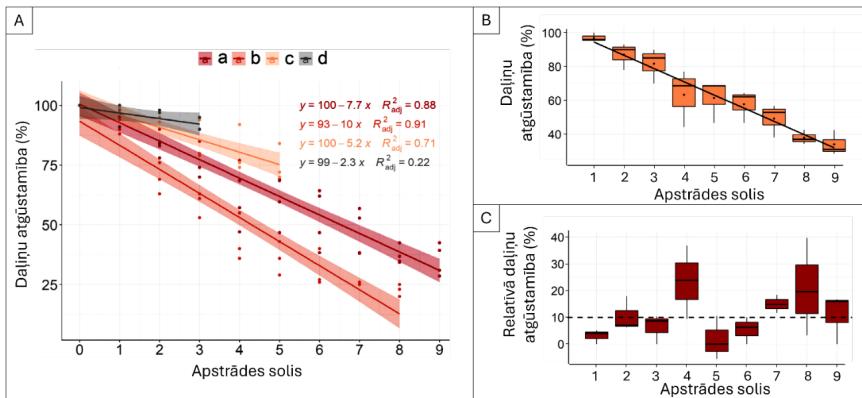
1 – oksidēšana ar 30% H_2O_2 , 2 – liofilizēšana, 3 – blīvuma ekstrakcija, 4 – attīrišana ar virsmaktīvo vielu, 5 un 6 – enzimātiskās reakcijas, 7 – oksidēšana ar Fentona reaģentu, 8 – otrā blīvuma ekstrakcija, 9 – saglabāšana etanolā.

Mikroplastmasas daļiņu atgūstamība izmantojot dažāda tilpuma šķirpiltuvēs

Veicot mikroplastmasas lodīšu ekstrakciju no vienāda tilpuma nogulumā paraugiem dažāda tilpuma (250, 500 un 1000 ml) šķirpiltuvēs, pēc trīs blīvuma ekstrakciju atkārtojumiem tika novērota augstāka daļiņu atgūstamība izmantojot 500 un 1000 ml šķirpiltuvēs (vidēji attiecīgi $87 \pm 6\%$ un $82 \pm 7\%$) nekā 250 ml šķirpiltuvēs (vidēji $69 \pm 19\%$). Izmantojot lielākā tilpuma šķirpiltuvi, iespējams atgūt vairāk daļiņu jau pirmajā blīvuma ekstrakcijas reizē – $97 \pm 3\%$ atgūstamība izmantojot 1000 ml, $77 \pm 15\%$ 500 ml un $34 \pm 0,4\%$ izmantojot 250 ml šķirpiltuvi.

Mikroplastmasas daļiņu atgūstamība izmantojot dažādus apstrādes protokolus

Visos izmantotajos apstrādes protokolos novērojama tendence samazināties daļiņu atgūstamībai līdz ar pieaugošu apstrādes soļu skaitu (2.4. A attēls); šī tendence sakrīt ar eksperimenta par mikroplastmasas daļiņu atgūstamību izmantojot vakuumma filtrēšanas iekārtu rezultātiem (2.4. B attēls). Kīmisko reaģētu ietekme daļiņu atgūstamībai 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 (2.C. B attēls).

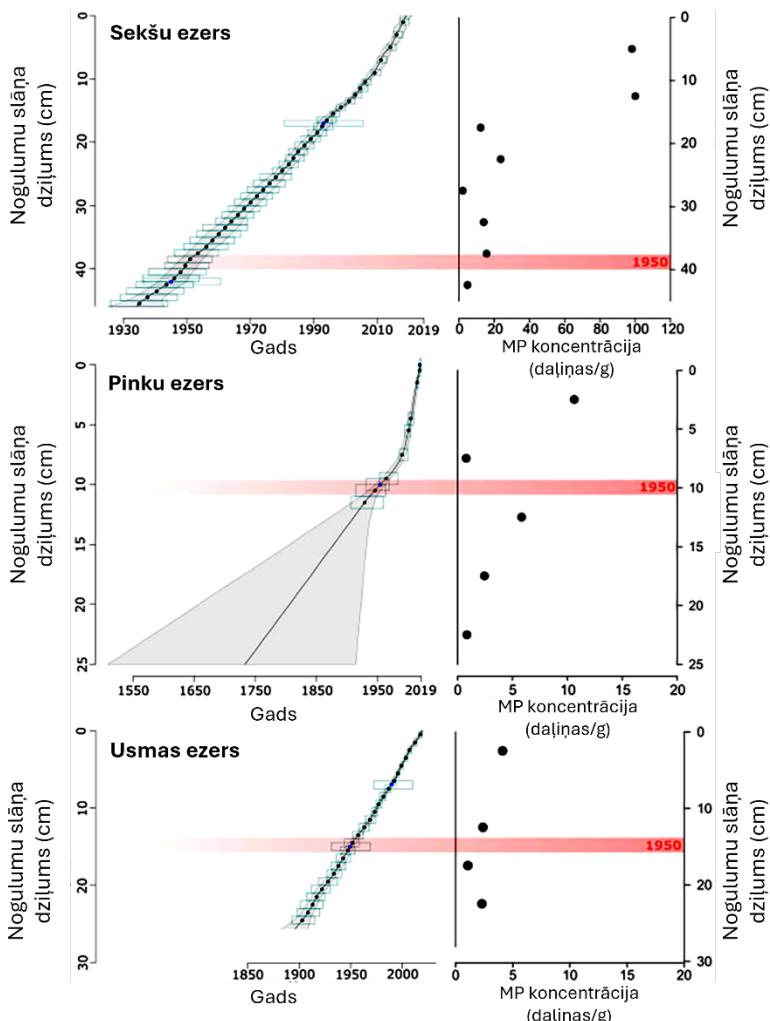


2.4. attēls. (A) Polistirola lodīšu atgūstamības (%) regresijas līknes atkarībā no pielietotā apstrādes protokola soļu skaita (saldūdens nogulumu protokols ar deviņiem (a) un astoņiem (b) apstrādes soļiem, jūras nogulumu protokols ar pieciem apstrādes soļiem (c) un jūras ūdens virskārtas protokols ar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

2.3. Mikroplastmasa ezeru nogulumos (IV)

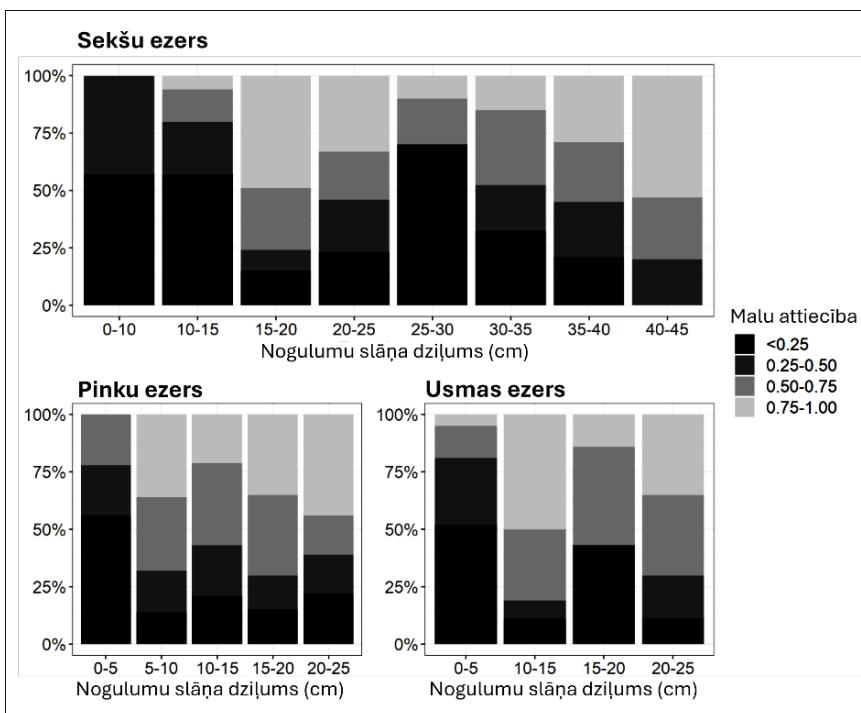
Mikroplastmasas piesārņojuma raksturojums

Mikroplastmasas piesārņojums tika atrasts visos paraugos, arī nogulumu slānos, kas reprezentē laiku pirms plastmasas masveida ražošanas sākuma (2.5. attēls). Usmas ezerā mikroplastmasas koncentrācijas variēja robežās 1,07-4,11 dalīņas/g sausu nogulumu (vidēji $2,47 \pm 1,25$ dalīņas/g), Pinku ezerā 0,80-10,63 dalīņas/g (vidēji $4,12 \pm 4,18$ dalīņas/g) un Sekšu ezerā 2,25-100,09 dalīņas/g (vidēji $33,9 \pm 40,76$ dalīņas/g). Visos ezeros augstākās mikroplastmasas koncentrācijas bija novērojamas nogulumu urbuma augšējos slānos un samazinājās līdz ar pieaugošu dziļumu.



2.5. 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).

Pinku ezerā tika identificēti 10 polimēru veidi, Usmas ezerā 13 veidi un Sekšu ezerā 14 veidi. Biežāk sastopamaie polimēri visos nogulumu urbumu slāņos bija PA, PE, PUR, PVA. Tādi polimēri kā PES, PP, PS un dažādās gumijas tika atrasti dzīlākajos un seklākajos nogulumu slāņos. Atsevišķos paraugos tika noteiktas arī biodegradējamas plastmasas – polilaktikskābe (PLA) un polihidroksibutirāts (PHB) – daļīnas. 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 daļīnas. Gumijas daļīnas veidoja lielāko polimēru īpatsvaru (46,2%) arī Usmas ezera 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.



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

Mikroplastmasas daļiņu formas atšķirās visos dzīlumos, tomēr daļiņām ar lielāku īsākās un garākās dimensijas attiecību (apaļākām daļiņām) tika novērota tendence atrasties dzīlākos nogulumu slāņos (2.6. attēls). Turklāt, to forma bija vienīgais parametrs, kas norādīja saistību ar mikroplastmasas daļiņu vertikālu transportu uz dzīlākiem nogulumu slāņiem.

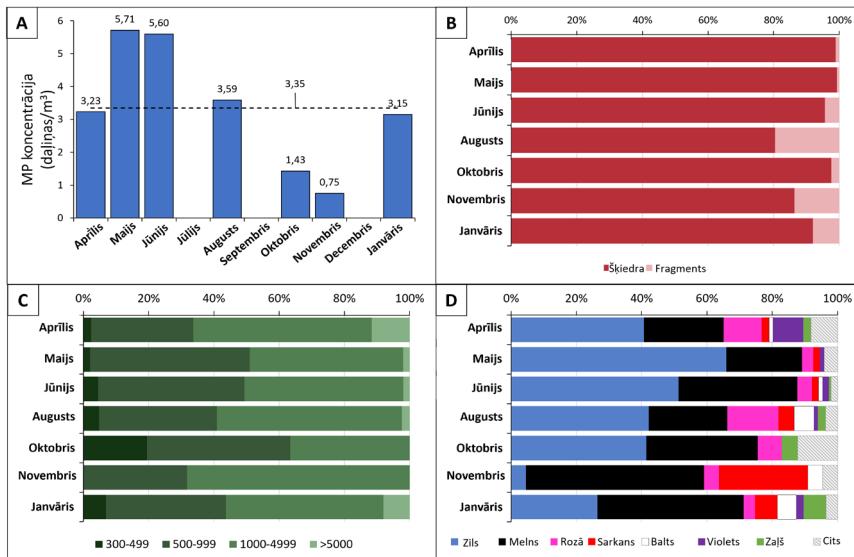
Kvalitātes kontroles rezultāti

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 nenozīmīgā daudzumā. Pozitīvās kontroles liecināja par 32,6% daļiņu atgūstamību.

2.4. Mikroplastmasa ezera ūdenī un nogulumos (III)

Mikroplastmasa Velnezera ūdens virskārtā

Mikroplastmasas daļiņas izmērā $\geq 300 \mu\text{m}$ tika atrastas visos paraugos, ar vidējo koncentrāciju $3,35 \text{ daļiņas}/\text{m}^3$. Augstāka piesārņojuma koncentrācija novērojama vasaras sākumā, kas pakāpeniski samazinājās tuvojoties ziemai (2.7. A attēls). Šķiedras bija dominējošā daļiņu forma, bet fragmenti veidoja salīdzinoši mazu īpatsvaru (2.7. B attēls). Vairums daļiņu bija izmēru grupās 1000-4999 μm un 500-999 μm ; retāk tika identificētas daļiņas izmērā 300-499 μm un $>5000 \mu\text{m}$ (2.7. C attēls). Izplatītākā daļiņu krāsa bija zila, melna, rozā un sarkana; citas krāsas bija mazāk pārstāvētas (2.7. 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.



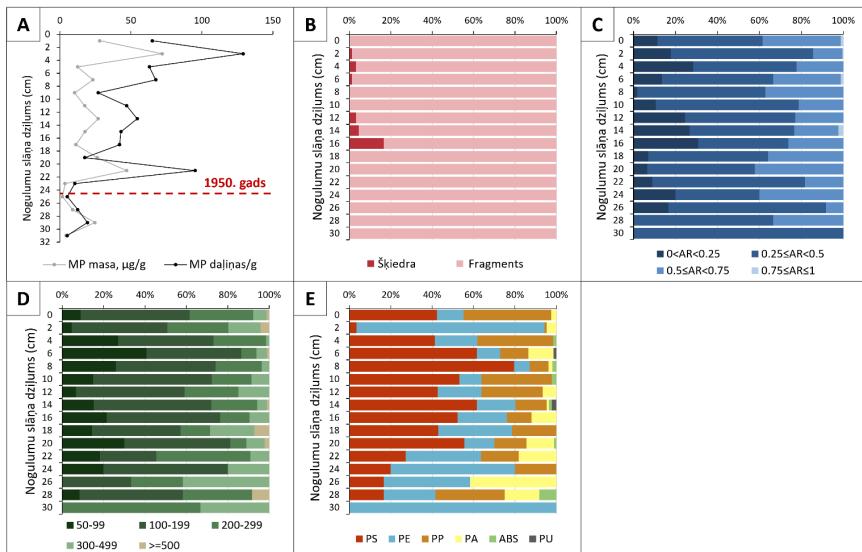
2.7. attēls. Velnezera ūdens virskārtas mikroplastmasas (MP) piesārņojuma raksturlielumi: (A) piesārņojuma koncentrācijas sezonaļā mainība, (B) daļiņu formu procentuālais sadalījums, (C) daļiņu izmēru grupu procentuālais sadalījums, (D) daļiņu krāsu procentuālais sadalījums (pielāgots attēls no III).

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/ziemas sezona piesārņojuma akumulācija bija lielāka (16,52 daļiņas/cm²/gadā jeb 7,43 µg/cm²/gadā) nekā pavasara/vasaras sezona (3,98 daļiņas/cm²/gadā jeb 1.88 µg/cm²/gadā). Dominējošā daļiņu forma bija fragmenti (99,54%); šķiedras tika identificētas vienīgi pavasara/vasaras paraugā. Tomēr paraugos lielāku īpatsvaru veidoja garenas formas – AR $0 < AR \leq 0,25$ un $0,25 \leq AR < 0,5$ – daļiņas, veidojot attiecīgi 16,65% un 47,06% pavasara/vasaras paraugā un 5,54% un 56,36% rudens/ziemas paraugā, nekā apaļas formas ($0,5 \leq AR < 0,75$ un $0,75 \leq AR \leq 1$) 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/ziemas paraugā dominēja PE daļiņas, bet pavasara/vasaras paraugā – PP.

Mikroplastmasa Velnezera nogulumu urbumā

Mikroplastmasa tika atrasta visā nogulumu urbumā ar vidējo koncentrāciju $43,96 \pm 34,69$ daļiņas/g sauso nogulumu jeb $20,99 \pm 17,90$ $\mu\text{g/g}$, kas variēja no 5,20 daļiņām/g jeb $4,43$ $\mu\text{g/g}$ dzīlākajos slāņos (30-32cm, reprezentē gadus pirms 1890) līdz 129,00 daļiņām/g jeb $71,79$ $\mu\text{g/g}$ virsējos slāņos (2-4 cm, reprezentē gadus 2018-2016) (2.8. A attēls). Tika novērota negatīva korelācija 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 (2.8. 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 (2.8. 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 , 200-299 μm un 50-99 μm (2.8. D). Dominējošie polimēri bija PS, PE un PP (2.8. E). Tādu polimēru kā PA, ABS un PU īpatsvars bija mazāks; PU tika atrasts vienīgi slāņos 6-8 cm (2013-2009) un 14-16 cm (1991-1985).



2.8. 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**).

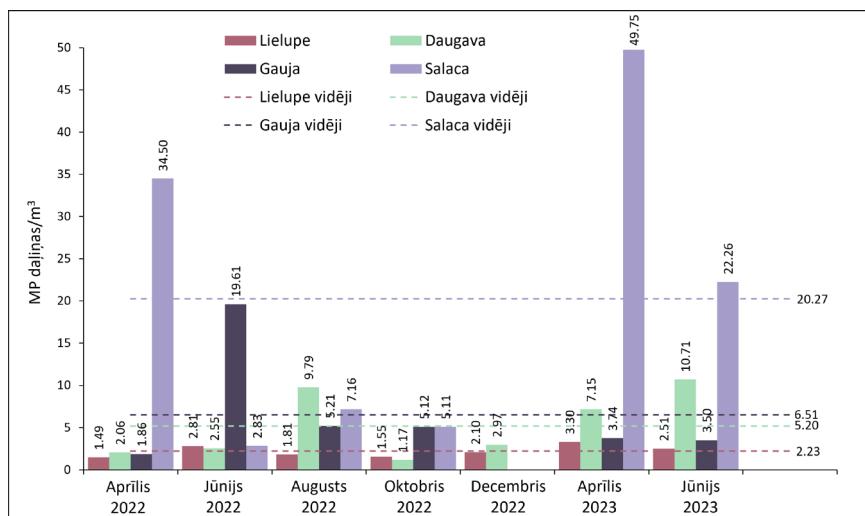
Kvalitātes kontroles rezultāti

Ūdens virskārtas paraugu apstrādes negatīvās kontroles liecina par iespējamu netīšu paraugu piesārñošanu apmērā līdz 1,13%. Pozitīvās kontroles liecināja par $93,3 \pm 1,8\%$ daļiņu atgūstamību. Nogulumu paraugu apstrādes negatīvās kontrolēs liecina par iespējamu netīšu paraugu piesārñošanu apmērā līdz 1,39% nogulumu uztvērēja paraugiem un 0,33% nogulumu urbja paraugiem. Sakarā ar augsto PET piesārņojumu (91,55%) un PMMA saturošu priekšmetu izmantošanu paraugu ievākšanas un apstrādes laikā, šie divi polimēri tika izņemti no paraugu datu rindām. Pozitīvās kontroles liecināja par $91,7 \pm 0,7\%$ daļiņu atgūstamību nogulumu uztvērēja paraugiem un $78,95 \pm 3,9\%$ nogulumu urbuma paraugiem. Pētījuma rezultāti netika koriģēti pamatojoties uz negatīvās un pozitīvās kontroles rezultātiem, izņemot PET un PMMA daļiņu izslēgšanu no nogulumu paraugu datu rindām.

2.5. Mikroplastmasa upju ūdens virskārtā (I)

Mikroplastmasas piesārņojuma raksturojums

Mikroplastmasa tika konstatēta visos paraugos (2.9. attēls), koncentrācijām svārstoties robežās $0,63\text{--}132,88 \text{ daļīnām/m}^3$, ar vidējo vērtību $8,18 \pm 1,94 \text{ daļīnas/m}^3$ visiem paraugu atkārtojumiem. Zemākā mikroplastmasas koncentrācija tika konstatēta Lielupē. Mērens mikroplastmasas piesārņojums tika novērots Gaujā un Daugavā. Augstākā vidējā mikroplastmasas koncentrācija tika novērota Salacas upes grīvā, kas bija būtiski augstāka nekā Lielupē un Daugavā.



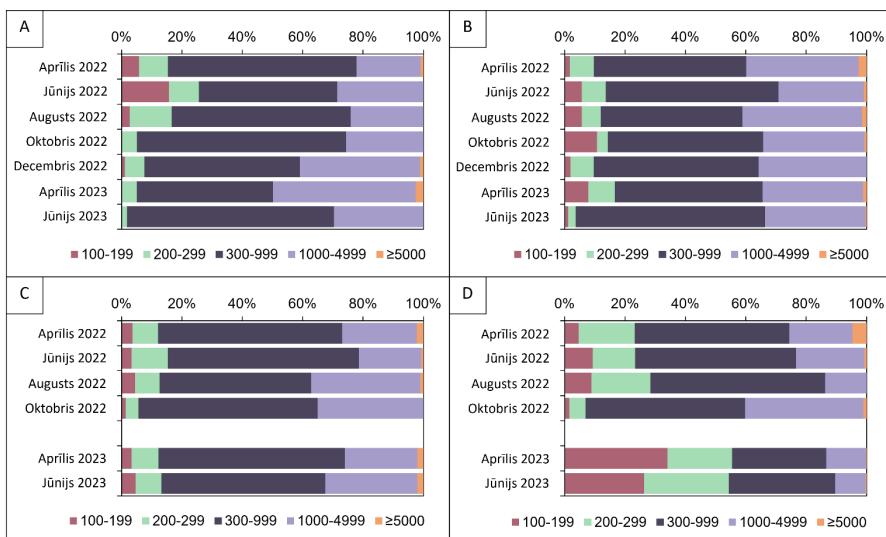
2.9. attēls. Lielupes, Daugavas, Gaujas un Salacas ūdens virskārtas mikroplastmasas (MP) piesārņojuma koncentrācijas pētītajās sezonās un vidējās koncentrācijas (pielāgots attēls no I.).

Lielupē mikroplastmasas koncentrācijas bija salīdzinoši zemas, norādot uz mērenu un stabili piesārņojuma līmeni bez būtiskām atšķirībām starp mēnešiem, tomēr tika novērots pakāpenisks piesārņojuma koncentrācijas pieaugums novērojumu periodā – zemākā koncentrācija noteikta 2022. gada aprīlī, bet augstākā 2023. gada aprīlī. Daugavā novērojams mērens mikroplastmasas piesārņojums, ar zemāko vērtību rudenī, 2022. gada oktobrī, savukārt ievērojami augstāka koncentrācija konstatēta nākamā gada vasaras sākumā. Mikroplastmasas koncentrācija Gaujā bija salīdzinoši zema, taču

vasaras sākumā novērojams pieaugums, kam sekoja samazinājums nākamajos mēnešos. Zemākais piesārņojuma līmenis konstatēts 2022. gada aprīlī, kam sekoja būtisks koncentrācijas pieaugums nākamajā paraugu ņemšanas reizē 2022. gada jūnijā. Salacā tika konstatētas krasas mikroplastmasas koncentrāciju svārstības, ar augstākajām vērtībām pavasarī, kam sekoja ievērojams piesārņojuma samazinājums vasaras sākumā un mērens pieaugums vasaras beigās un rudenī.

Visās upēs šķiedras un fragmenti bija biežāk sastopamā daļiņu forma. Lielupē šķiedras veidoja lielāko daļiņu formu īpatsvaru (68,2%), turpretim Salacā dominēja fragmenti (86,22%). Daugavā un Gaujā šķiedru un fragmentu daudzums bija līdzīgs (Daugavā attiecīgi 43,58 un 52,99%, Gaujā 45,08 un 47,34%). Tādas daļiņu formas kā plēves un putuplasts bija novērojamas retāk visās upēs; lodītes tika atrastas tikai Lielupē 2022. gada oktobrī.

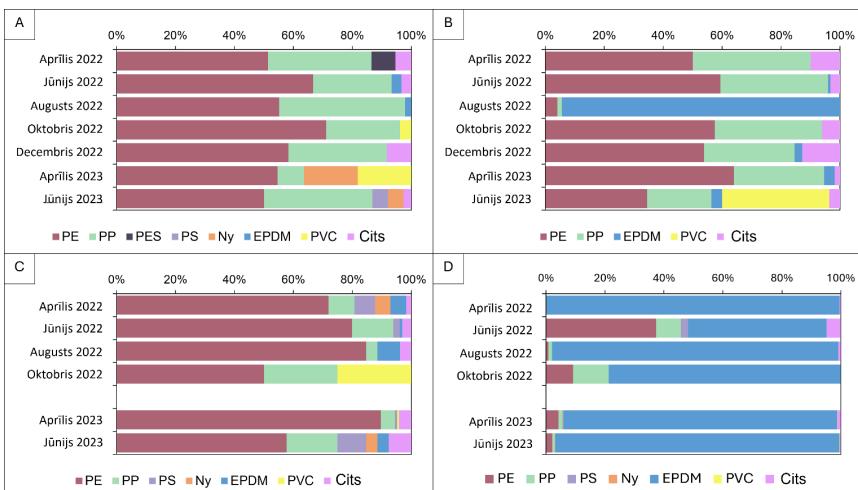
Visās piecās izdalītajās izmēru klasēs visbiežāk bija sastopamas daļiņas 300-999 μm diapazonā, kam sekoja 1000-4999 μm izmēru grupa (2.10. attēls). Vismazāk pārstāvētā izmēru grupa ir daļiņas $>5 \text{ mm}$. Netika novērotas nozīmīgas sezonačas daļiņu izmēru sadalījuma izmaiņas, tomēr Lielupē 2022. gada jūnijā un Salacā 2023. gada aprīlī bija lielāks 100-199 μm izmēra daļiņu īpatsvars.



2.10. 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. Krāsas, kas veidoja mazāk par 3% no kopējā krāsu īpatsvara, tika klasificētas kā "citas" (violeta, oranža, brūna).

Biežāk identificētie polimēri bija PE, PP un etilēnpropilēndiena monomērs (EPDM) (2.11. attēls). EPDM veidoja ievērojamu daļiņu īpatsvaru Salacas upē visos gadalaikos un Daugavas upē 2022. gada augustā. Citi polimēri kā PES, PS, neilons un PVC bija sastopami mainīgos daudzumos, dažos mēnešos uzrādot ievērojamu pieaugumu. Netika novērotas būtiskas tendences temporālajā polimēru sadalījumā Lielupē. PE uzrādīja mērenu pozitīvu tendenci, turpretim PES negatīvu, nebūtisku tendenci. Arī pārējo polimēru (PP, PS, neilons, EPDM, PVC, citi) tendences ir nenozīmīgas. Daugavā netika novērotas būtiskas temporālā polimēru sadalījuma tendences. Gaujā PE uzrādīja sarūkošu, bet nebūtisku temporālo izmaiņu tendenci, savukārt bija novērojams būtisks PP daļiņu īpatsvara pieaugums. PS, neilons, EPDM, PVC un citi polimēri neuzrādīja būtiskas tendences. Salacā izteikti dominēja EPDM gumijas daļinas, tomēr, neskaitoties un lielo īpatsvaru, tām, tāpat kā PE, PP, PS, PVC un neilonam, netika novērota temporālo izmaiņu tendence.



2.11. 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.

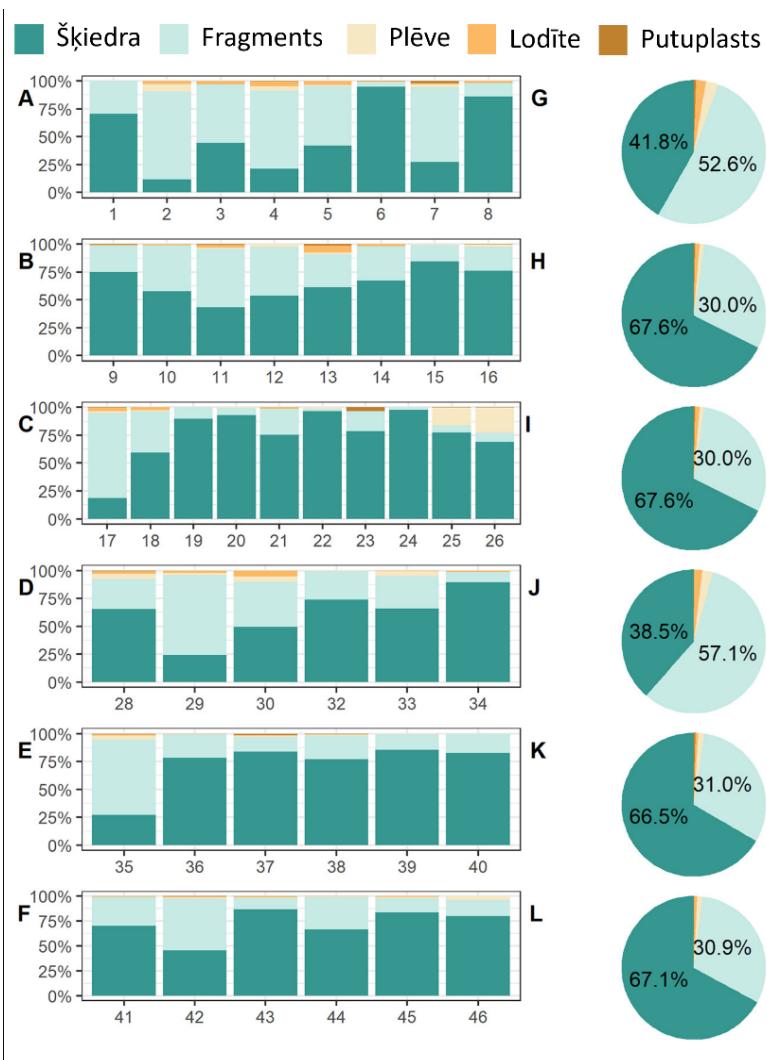
2.6. Jūras ūdens mikroplastmasa (VIII, VI)

Mikroplastmasas piesārņojuma raksturojums

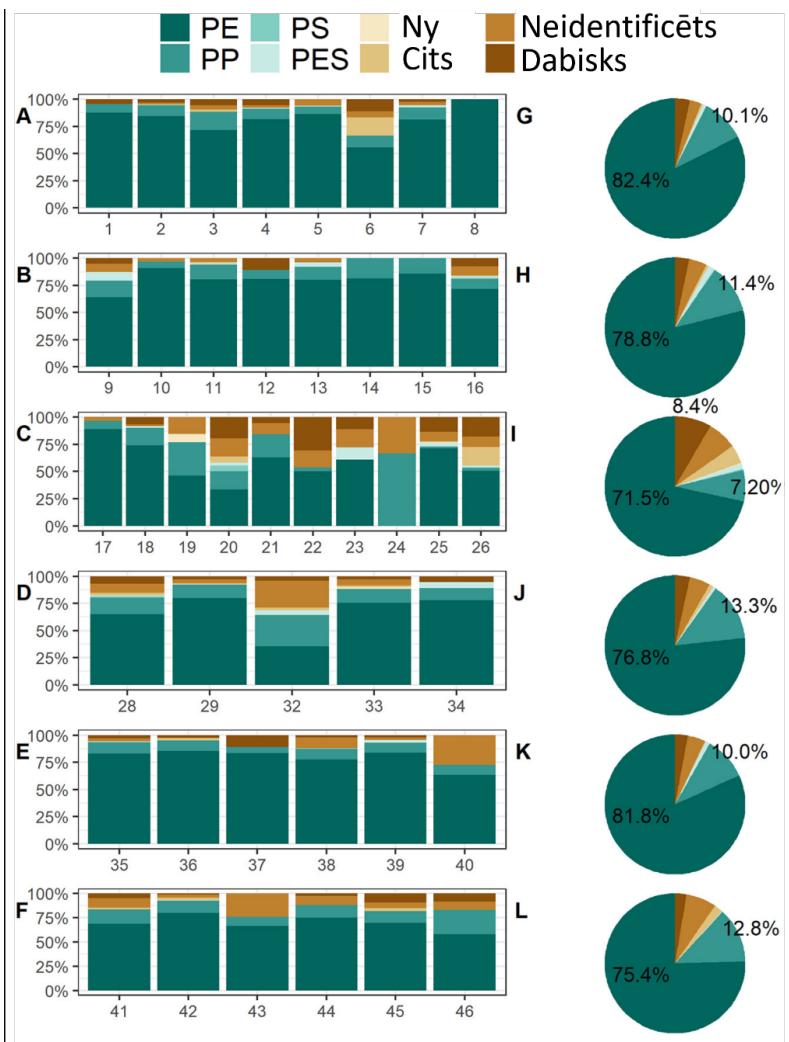
Jūras ūdens virskārtas paraugos tik atrastas 16315 mikroplastmasas daļiņas (vidēji $370,8 \pm 515,2$ daļiņas paraugā), koncentrācijām variējot no 0,09 līdz $4,43$ daļiņā/m³ (pētījuma VIII 1. pielikums). Vidējās mikroplastmasas koncentrācijas bija $1,0 \pm 1,3$ daļiņas/m³ Rīgas līča rietumu daļā, $0,8 \pm 0,7$ daļiņas/m³ dienvidu daļā, $0,6 \pm 0,5$ daļiņas/m³ austrumu daļā un $0,4 \pm 0,1$ daļiņas/m³ centrālajā daļā. Austrumgotlandes baseina piekrastes daļā tās bija $0,5 \pm 0,3$ daļiņas/m³ un $0,4 \pm 0,3$ daļiņas/m³ atlātajā daļā. Piesārņojuma koncentrācija Rīgas līči bija ievērojami augstāka nekā Austrumgotlandes baseina daļā. Tāpat, piesārņojuma koncentrācija bija augstāka piekrastes nekā atlāto ūdeņu daļās.

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, turpretim fragmenti bija satopami retāk (2.12. attēls). Plēves, lodītes un putuplasta formas daļiņas tika novērotas salīdzinoši mazākā daudzumā. Rīgas līča rietumu un austrumu piekrastes daļā šķiedras tika novērotas salīdzinoši vairāk nekā Rīgas līča dienvidu un Austrumgotlandes baseina piekrastes daļā.



2.12. 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**).



2.13. attēls. Mikroplastmasas daļīju polimēru procentuālais sadalījums parauguņemšanas 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**).

Daļīņas izmēru grupā 0,3-1 mm bija biežāk sastopamas (74% šķiedru, 53,2% visas formas daļīņu), kam sekoja izmēru klase 1-5 mm (24,7% šķiedru, 43,4% visas formas daļīņu). Vismazāk pārstāvētā izmēru grupa bija daļīņas ar garāko dimensiju >20 mm. Austrumgotlandes baseina daļā bija novērojams augstāks daļīņu īpatsvars ar lielāku garāko dimensiju.

Polimērs tika noteikts 5285 jeb 74,45% daļīņu, neskaitot šķiedras. Dominējošie polimēri bija PE un PP. Citi polimēri kā PS, PES, neilons tika sastopami retāk. Atsevišķās paraugu vākšanas vietās, īpaši Rīgas līča rietumu daļā, bija novērojams salīdzinoši lielāks citu polimēru – akrilāti, acetāti, PET, gumija, PVC, poliamīds – īpatsvars. Daļīņu polimēru īpatsvars ievērojami atšķirās paraugu starpā (2.13. attēls), piemēram, paraugā nr. 24 netika identificēta neviene PE daļīņa, turpretim paraugā nr. 8 PE bija vienīgais identificētais polimērs.

Tika novērota tendence PE īpatsvaram palielināties un PP īpatsvaram samazināties līdz ar daļīņu izmēra samazināšanos, tomēr tendencies izņēmums bija izmēru grupa >20 mm, kurā ietverto daļīņu skaits bija salīdzinoši mazs, līdz ar to nebija iespējams novērtēt vai tendence saglabātos arī pie lielākas datu kopas. Polimērs PS tika novērtos 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 daļīņas tika identificētas vienīgi izmēru grupā >20 mm.

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 daļīņām, PE īpatsvars palielinājās un PP īpatsvars samazinājās līdz ar daļīņu 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 $92,5 \pm 2,5\%$ daļīņu atgūstamību. Rezultāti netika koriģēti pamatojoties uz negatīvās un pozitīvās kontroles rezultātiem.

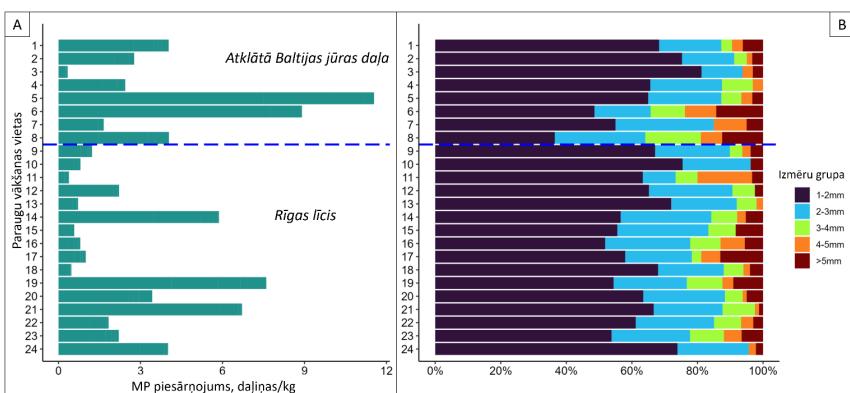
2.7. Jūras piekrastes mikroplastmasa (V)

Mikro- un mezoplastmasas piesārņojuma raksturojums

Mezoplastmasa (>5 mm) tika atrasta 22 no 24 pētītajām pludmalēm (2.14. A attēls). Tās koncentrācija bija robežās no 0,01 daļiņām vienā kg sausu smilšu līdz 0,69 daļiņām/kg (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 līdz 11,17 daļiņām/kg (pētījuma V pielikuma S2. attēls, S4 tabula) (2.14. A attēls). Vidējā mikroplastmasas koncentrācija atklātās Baltijas jūras piekrastes daļā bija 3,93 daļiņas/kg, un 2,44 daļiņas/kg Rīgas līča piekrastes pludmalēs.

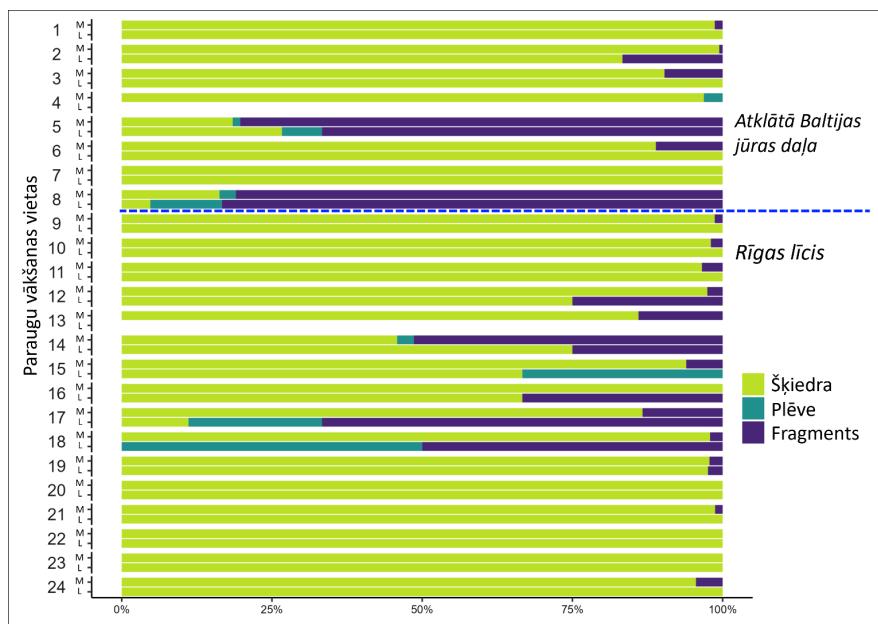
Daļiņas tika iedalītas izmēru grupās ar 1 mm intervālu. Daļiņas ar garāko dimensiju 1-2 mm tika novērotas biežāk nekā daļiņas ar garāko dimensiju >5 mm (2.14. B attēls).



2.14. attēls. Mikro- un mezoplastmasas (MP) piesārņojums pētītajās pludmalēs Latvijas piekrastē (1-24 – paraugu vākšanas vietas, atšifrējums 1.6. 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. Atsevišķas pludmalēs – Akmeņragā, Ventspilī un Majoros – izteikti dominēja fragmenti. Aptuveni 70% no mikroplastmasas daļiņām bija šķiedras, 30% bija fragmenti,

kas novērojami izteikti lielākā daudzumā Akmeņraga, Ventspils un Abragciema pludmalēs (2.15. attēls).



2.15. 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 kīmiskais 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 kīmiskais 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, etilēnvinilacetāts (EVA), polietilēntereftalāts (PET) un PLA veidoja līdz 1,6%.

Piesārņojuma izplatības raksturojums

Salīdzinot Baltijas jūras atklātās daļas pludmales ar Rīgas līča rietumu, dienvidu un austrumu daļas pludmalēm, netika novērotas būtiskas atšķirības piesārņojuma koncentrācijā. Rīgas līča austrumu piekrastē tika novērots augstāks mikroplastmasas piesārņojums nekā rietumu piekrastē. Pludmales piemērotība rekreācijas aktivitātēm nekorelēja ar mikro- un mezoplastmasas piesārņojuma apmēru, tomēr fragmentu un plēves formas daļiņu koncentrācija uzrādīja ciešāku saikni ar pludmales piemērotību atpūtas aktivitātēm nekā tādas šķiedras formas daļiņām.

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.

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.

3. 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.

3.1. Metodoloģijas novērtējums

Paraugu ievākšanas metodes uzlabošana (II**)**

Pētījuma (**II**) rezultāti atklāja mikroplastmasas klātbūtni visos paraugos, taču piesārņojuma koncentrācija starp atkārtojumiem mēdza atšķirties pat desmitkārtīgi. Viena parauga ievākšana, neņemot vērā mikroplastmasas piesārņojuma telpisko un temporālo mainību (Courtene-Jones et al., 2022; Syberg et al., 2020), var radīt nereprezentatīvus datus, īpaši reģionos ar zemu piesārņojumu. Lai iegūtu precīzākus datus, nepieciešams palielināt parauga apjomu vai ievākt vairākus atkārtojumus (Pasquier et al., 2022), tomēr lielāki paraugi var radīt tehniskas problēmas, piemēram, tīkla aizsērēšanu (Lusher et al., 2014). Pētījums (**II**) parādīja, ka trīs līdz pieci atkārtojumi būtiski samazina standartķīdu un ļauj iegūt patiesāku informāciju par piesārņojuma koncentrāciju (Bruge et al., 2020). Augstāks atkārtojumu skaits nodrošina lielāku precizitāti, taču jāizvērtē ieguldīto resursu un laika izmaksas. Vadoties pēc pētījuma rezultātiem, ieteicams mikroplastmasas paraugus ievākt ar vismaz trīs atkārtojumiem, lai nodrošinātu reprezentatīvus un resursefektīvus datus.

Ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojuma koncentrācija ir dinamiska un atkarīga no meteoroloģiskiem un hidroloģiskiem apstākļiem (Fischer et al., 2016), polimēru blīvuma (Atugoda et al., 2020; Kumar et al., 2021). Visbiežāk paraugu ievākšanai izmanto Manta tīklu ar 300 µm acs izmēru, kas nodrošina efektīvu lielu ūdens apjomu filtrēšanu un ir piemērotāks regulāram monitoringam (Galgani et al., 2024; Hengstmann et al., 2018; Pasquier et al., 2022). Alternatīvas metodes, piemēram, pumpji ar filtru kaskādēm, ļauj ievākt mazāku izmēra daļinās, taču to izmantošana ir laikietilpīgāka un izfiltrētā ūdens apjoms – mazāks. Filtri ar mazāku acs izmēru sniedz pilnīgāku informāciju par piesārņojumu un tā radītajiem draudiem (Thornton Hampton et al., 2022), tomēr tie ātrāk aizsērē suspendētā materiāla dēļ, kā arī prasa vairāk resursu paraugu apstrādei un analīzei. Pētījuma dizainā

jāņem vērā resursu pieejamība un minimālais mikroplastmasas izmērs, kas atbilst pētījuma mērķiem.

Daļīnu atgūstamības novērtējums (VII)

Mikroplastmasas koncentrācija ir būtisks piesārņojumu raksturojošs elements, kuru var ietekmēt paraugu sagatavošana, netīsa piesārņošana vai daļīnu zudumi, tādējādi radot pārvērtētus vai nepilnīgi novērtētus rezultātus (Kutralam-Muniasamy et al., 2023; Way et al., 2022; Weber et al., 2021). Daļīnu atgūstamības testi liecina, ka mikroplastmasas daudzums var tikt novērtēts pat 14% par zemu (Way et al., 2022), tāpēc pozitīvo kontroles paraugu ieviešana ir būtiska pētījumu kvalitātes celšanai. Pētījums (VII) atklāja, ka daļēji noslēgtas vakuumu filtrēšanas iekārtas izmantošana veicina daļīnu zudumu, savukārt sieti nodrošina augstāku daļīnu atgūstamību (Nakajima et al., 2019). Tomēr sieti nav piemēroti, ja analizējamās mikroplastmasas daļīnas ir mazākas par 50 μm , kas saistīts ar apgrūtinātu šķīduma plūšanu caur sietu virsmas spraiguma dēļ.

Pētījums (VII) parādīja, ka vairāk paraugu apstrādes soļu novēd pie zemākas daļīnu atgūstamības, kamēr īsāki protokoli nodrošina augstāku atgūstamību. Piemēram, Olesen et al. (2019) secināja, ka 96% PS lodīšu tika atgūtas ar īsāko apstrādes protokolu, bet tikai 64% ar visgarāko. Lai izvairītos no netīsa daļīnu zuduma, īpaši, ja ievāktajā paraugā sagaidāms zems mikroplastmasas piesārņojums, ieteicams samazināt apstrādes soļu skaitu (Enders et al., 2020; Nakajima et al., 2019) un izmantot pret mikroplastmasas daļīnām saudzīgas apstrādes metodes (Karami et al., 2017; Pfeiffer and Fischer, 2020).

Pētījums (VII) pierādīja, ka lielāka tilpuma šķirkiltuve uzlabo daļīnu atgūstamību blīvuma ekstrakcijā, bet liela apjoma paraugus ieteicams dalīt mazākās daļās. Atgūstamību ietekmē ne tikai šķirkiltuvēs tilpums, bet arī nogulumu īpašības, mikroplastmasu raksturojošie parametri (forma, izmērs, blīvums) un izmantotā šķīduma blīvums (Crutchett and Bornt, 2024; Enders et al., 2020; Hengstmann et al., 2018; Quinn et al., 2017). Hurley et al. (2018) novēroja 100% atgūstamību lielāka izmēra mikroplastmasas lodītēm, bet 82% atgūstamību maza izmēra šķiedrām. Augstāka blīvuma šķīdumi uzlabo atgūstamību, bet ir dārgi un potenciāli toksiski (Katsumi et al., 2022).

Svarīgi novērtēt daļīnu atgūstamību visā paraugu apstrādes procesā (Enders et al., 2020), lai izvairītos no maldinoši pozitīviem secinājumiem par pētījuma kvalitāti (Hengstmann et al., 2018; Imhof et al., 2012). Pētījumā (VII) izmantotās 100 μm lodītes neatspoguļo visu daļīnu formu, piemēram, šķiedru vai fragmentu, atgūstamību (Hengstmann et al., 2018; Olesen et al., 2019). Pētījumu iespējams uzlabot, kontroles paraugos iekļaujot dažādas formas un

izmēra daļīnas, lai precīzāk atspoguļotu vides paraugos esošās mikroplastmasas atgūstamību.

3.2. Rezultātu interpretācija un salīdzinājums ar iepriekšējiem pētījumiem

Ezeri

Ezeram apkārt esošās teritorijas urbanizācijas un industrializācijas līmenis var būt piesārņojuma apmēru nosakošais iemesls (Nava et al., 2023) – Velnezera apkārtnē ir tikusi ievērojami mainīta pēdējā gadsimta laikā. Velnezera ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojums ($0,75\text{--}5,71$ daļīnas/ m^3) ir līdzīgs citu ezeru piesārņojumam kā Winnipeg ezerā Kanādā ($0,58\text{--}8,31$ daļīnas/ m^3) (Anderson et al., 2017) un Čusi un Bolsēna ezeros Itālijā ($0,82\text{--}4,41$ daļīnas/ m^3) (Fischer et al., 2016) un ir vērtējams kā mērens vai salīdzinoši zems. Velnezerā biežāk konstatētas šķiedras formas daļīnas, kas ir raksturīgi ūdenstilpēm apdzīvotu vietu tuvumā (Kumar et al., 2021; Uurasjärvi et al., 2020). Izplatītākie daļīnu veidojošie polimēri pētījumā (III) un citos (Malla-Pradhan et al., 2023; Sighicelli et al., 2018; Uurasjärvi et al., 2020) bija PP un PE. No identificētajām šķiedrām 42,86% bija dabiskas izceļsmes, līdzīgi kā citās ūdenstilpēs (Stanton et al., 2019; Suaria et al., 2020). Šī iemesla dēļ precīzai mikroplastmasas izceļsmes noteikšanai ieteicams izmantot analītiskās kīmijas metodes, lai izvairītos no koncentrāciju pārvērtēšanas.

Mikroplastmasas daudzums Velnezera ūdens virskārtā bija augstāks pavasara beigās un vasaras sākumā, kas saistīts ar palielinātu mikroplastmasas daļīnu saistīšanos suspendētajā organiskajā materiālā (Atugoda et al., 2020; Li et al., 2023). Rudenī mikroplastmasas koncentrācija samazinājās organiskā materiāla grimšanas dēļ (III), un nogulumos rudenī/ziemā tika novērots lielāks piesārņojums nekā pavasara/vasaras periodā, kas saistīts ar mikroplastmasas vertikālo transportu gultnes virzienā.

Nogulumu uztvērēji mikroplastmasas pētniecībā ir jauna metode, kas parāda piesārņojuma uzkrāšanās ātrumu neatkarīgi no nogulumu uzkrāšanās intensitātes (Saarni et al., 2023, 2021), ilglīcīgai metodes pielietošanai ir potenciāls aizstāt nogulumu urbuma metodi vēsturiskā piesārņojuma analīzei. Velnezerā mikroplastmasas akumulācija ($22,20$ daļīnas/ $\text{cm}^2/\text{gadā}$) bija septiņas reizes augstāka nekā Haukivesi (Saarni et al., 2021) un 300 reizes augstāka nekā Kallavesi ezeros Somijā (Saarni et al., 2023). Lēna ūdens apmaiņa mazos beznoteces ezeros kā Velnezers, veicina mikroplastmasas vertikālo transportu un uzkrāšanos (Lambert and Wagner, 2018). Nogulumos bieži tiek atrasts lielāks fragmentu īpatsvars, bet ūdens virskārtā – šķiedru (Saarni et al., 2023, 2021). Tas, iespējams, izriet no šķiedru fragmentēšanās procesa, kad tās laika gaitā iegūst fragmentu dimensijas.

Visu pētīto ezeru nogulumos tika atrasts mikroplastmasas piesārņojums, pat ezeros (Usma, Pinku, Sekšu) ar īpašu aizsardzības statusu. Sekšu ezers, kas ir daļa no dzeramā ūdens sistēmas, uzrādīja augstākās piesārņojuma koncentrācijas salīdzinot ar pārējiem aizsargājamiem ezeriem. Tas norāda, ka piekļuves ierobežojumi negarantē aizsardzību pret dažādu avotu, piemēram, atmosfēras pārnese (Evangelou et al., 2020; Huang et al., 2021) un virszemes notece (Werbowski et al., 2021), izraisītu mikroplastmasas piesārņojumu.

Pēdējo gadu pētījumi par mikroplastmasas izmantošanu kā antropocēna sākuma indikatoru ir apgāzuši pieņēmumu, ka mikroplastmasas daļīnas nav sastopamas nogulumu slānos pirms plastmasas masveida ražošanas sākuma (20. gs. 50. gadi). Pētījumos (**III, IV**) mikroplastmasas daļīnas tika atrastas arī vecākos nogulumu slānos; daļīnu vertikālo transportu veicina to morfoloģija. Citi pētījumi liecinājuši arī par tādiem migrāciju veicinošiem faktoriem kā nogulumu īpašības, bioturbācija, porūdens kustība un citi faktori (Näkki et al., 2017). Tas norāda, ka mikroplastmasas uzkrāšanās ir dinamiska un var ietekmēt arī līdz šim neskartas vides, piemēram, pazemes ūdenskrātuves (Xu et al., 2024). Pētījumos (**III, IV**) izstrādātie negatīvās kontroles paraugi izslēdz daļīnu nonākšanu šajos slānos netīšas paraugu piesārņošanas dēļ.

Upes

Upju grīvas ir pārejas zonas starp saldūdens un sālūdens ekosistēmām ar raksturīgu dinamisku ūdens plūsmu, piesārņotāju resuspensiju un transportu (Waldschläger et al., 2020). Pēdējos gados arvien vairāk tiek pētīts mikroplastmasas piesārņojums upēs, tomēr sezonalitātes aspekts nav izprasts (Huang et al., 2023). Vairums pētījumu veikti reģionos ar izteiktām nokrišņu svārstībām, bet reģionos ar temperatūras sezonālajām izmaiņām pētījumu ir maz (Atugoda et al., 2020; Huang et al., 2023; Waldschläger et al., 2020; Werbowski et al., 2021). Piemēram, nokrišņi kā sniegs var transportēt mikroplastmasu no atmosfēras, un pēc tā kušanas piesārņojums tiek pārvietots ar virszemes noteici (Bergmann et al., 2019; Evangelou et al., 2020; Werbowski et al., 2021). Pētījumā Kanādā tika novērota mikroplastmasas koncentrāciju palielināšanās pavasarī, sniega kušanas laikā pat 114 reizes (Forrest et al., 2022), kas liecina par temperatūras izraisītu nokrišņu nozīmi upju mikroplastmasas piesārņojuma izprašanā.

Mikroplastmasas sezonaļais novērtējums atšķiras starp reģioniem. Piemēram, Houjin upē Taivānā piesārņojums bija augstāks sausajā ($183,33 \pm 128,95$ daļīnas/m³) nekā lietus sezonā ($102,08 \pm 45,80$ daļīnas/m³) (Huang et al., 2023), savukārt Jangtze upē Ķīnā – pretēji, lietus sezonā novērota augstāka koncentrācija ($1,32 \pm 1,09$ daļīnas/m³) nekā sausajā sezonā ($0,70 \pm 0,28$ daļīnas/m³) (Wu et al., 2024). Latvijas upēm nav raksturīgas izteiktas atšķirības

ūdens caurplūdumā sezonu ietvaros, tomēr ūdens apjoma palielināšanās vērojama pavasarī un rudenī (LVGMC, 2024b). Pētījumā netika konstatēta korelācija starp gadalaikiem un mikroplastmasas piesārņojumu, iespējams neizteiksmīgo ūdens līmeņa svārstību dēļ (**I**).

Neskatoties uz sezonalitātes aspektu, Houjin upē mikroplastmasas piesārņojuma līmenis bija ievērojami augstāks nekā Latvijas upēs, jo tā plūst caur blīvi apdzīvotu un industrializētu pilsētu, saņemot mājsaimniecību un ražošanas noteķudeņus (Huang et al., 2023; Vermeiren et al., 2021). Salīdzinājumam, Kanādas Otavas upē mikroplastmasas koncentrācija bija zemāka (vidēji 1,35 daļiņas/m³) nekā Latvijas upēs. Minētajos pētījumos lielākā daļa mikroplastmasas daļiņu bija šķiedras formas, kas īpaši dominēja arī Lielupē (68,02%).

Filtrēšanas iekārtas acs izmērs ietekmē ievāktu mikroplastmasas daļiņu daudzumu paraugā. Song et al. (2014) pētījumā ar 50 µm tīklu tika ievākta augstāka mikroplastmasas koncentrācija (1143 ± 3353 daļiņas/m³) nekā ar 330 µm tīklu (47 ± 192 daļiņas/m³), savācot tikai 4% no potenciāli vidē esošajām daļiņām. Turklat 50% daļiņu bija mazākas par 100 µm, uzsverot, ka lielāka acs izmēra filtri var nepietiekoši novērtēt faktisko piesārņojumu. Lai gan parasti mazāku daļiņu daudzums ir lielāks (Huang et al., 2023; Waldschläger et al., 2020), pētījumā (**I**) dominēja lielākas daļiņas (300–999 µm).

Jūra

Mikroplastmasas piesārņojums vairumā ūdensobjektu tiek uzskatīts par zemu, ja tas nepārsniedz 10 daļiņas/m³ (Waldschläger et al., 2020). Baltijas jūras ūdens virskārtā tas bieži nepārsniedz šo robežu: Stokholmas arhipelāgā 0,19–7,73 daļiņas/m³ (Gewert et al., 2017), Gullmar fjordā 0,18–0,92 daļiņas/m³ (Karlsson et al., 2020), Somu līcī 0–0,8 daļiņas/m³ (Setälä et al., 2016); atbilstīgi rezultāti iegūti arī pētījumos (**VI**, **VIII**) Latvijas jūras ūdeņos – 0,09–4,43 daļiņas/m³. Līdzīgi kā saldūdens ekosistēmās (**I**, **III**), arī jūrā (**VI**, **VII**) dominēja šķiedras, jo to lielāks virsmas laukums ļauj ilgāk palikt suspendētā stāvoklī un transportētām tālāk (Atugoda et al., 2020; Kaiser et al., 2017; Kumar et al., 2021). Tomēr citos pētījumos šķiedru īpatsvars bija mazs, piemēram, 3% Bohai jūrā Ķīnā (Zhang et al., 2017) vai 10% Gullar fjordā Zviedrijā (Karlsson et al., 2020). Šķiedru izslēgšana vai ķīmiskā sastāva nepārbaudišana var izraisīt piesārņojuma neprecīzu novērtējumu (Rebelein et al., 2021).

Pludmales veido jūras un sauszemes mijiedarbības zonu, kurā tiek gan uzkrāta, gan izplatīta mikroplastmasa, tomēr piesārņojuma transportu veicinošie faktori ir maz pētīti (Rohais et al., 2024). Latvijas rietumu piekrastes mikroplastmasas piesārņojums bija lielāks nekā Rīgas līcī, jo atklātās jūras

pludmalēs ir rupjāka smilts granulometrija un augstāka viļņu enerģija (V). Rīgas līča pludmalēs smalkāka smilts un zemāka viļņu enerģija veicināja mazāku piesārņojumu. Pretēji šim, citos pētījumos augstāks mikroplastmasas piesārņojums novērots pludmalēs ar smalkāku smilts granulometriju, jo šāds materiāls ilgāk paliek suspendētā stāvoklī un tiek transportēts lielākos attālumos (Harris, 2020; Mendes et al., 2021; Wilson et al., 2021). Rīgas līča austrumu piekrastes pludmales pēc dažādiem parametriem ir līdzīgakas Baltijas jūras piekrastei un uzrādīja augstāku piesārņojumu nekā līča rietumu un dienvidu piekraste. Tas skaidrojams ar anticiklonisko ūdens straumju cirkulāciju, kas piesārņojumu no līča dienvidu daļas pārvieto uz austrumu piekrasti (Frishfelds et al., 2022; Lips et al., 2016b). Pētījumā (V) konstatēts, ka mazākas daļas veido lielāku piesārņojuma īpatsvaru, un dominējošie polimēri visās izmēru grupās (PE, PP, PS) potenciāli norāda uz plastmasas fragmentāciju.

Noteikt mikroplastmasas piesārņojuma saistību ar cilvēku darbību ir sarežģīti, un dažādu pētījumu secinājumi ir nevienuzīmīgi. Apdzīvotība tiek uzskatīta par galveno faktoru, kas veicina mikroplastmasas piesārņojumu (Corcoran et al., 2020; Van Cauwenberghe et al., 2015; Vermeiren et al., 2021), bet to ietekmē arī tūrisms, upes un atmosfēras pārnese (Allen et al., 2020; Vermeiren et al., 2021). Latvijas atklātās Baltijas jūras piekrastes pludmales ir ar zemāku apdzīvotas blīvumu un mazāk izmantotas atpūtai nekā Rīgas līča pludmales (Centrālā statistikas pārvalde, 2022; Ruskule et al., 2018). Tomēr, tāpat kā Latvijas pludmalēs (V), arī Belģijas piekrastē netika atrasta saistība starp piekrastes piemērotību tūrismam un mikroplastmasas koncentrācijām (Claessens et al., 2011).

3.3. Rekomendācijas monitoringa sistēmas izstrādei un turpmākai pētniecībai

Jebkuras monitoringa programmas pamatā ir datu bāze un saskaņoti protokoli, kas nodrošina standartizētu un reprezentatīvu rezultātu iegūšanu (Galgani et al., 2024; Official Journal of the European Union, 2017; Prata et al., 2024). Piemēram, direktīvā par dzeramā ūdens kvalitāti (2020/2184) mikroplastmasa ir identificēta kā potenciāls veselības apdraudējums, taču vides kvalitātes standartu izstrādei nepieciešama lielāka sākotnējo datu kopa. Virszemes ūdeņu kvalitātes standartiem ir izveidots novērojamo vielu saraksts, kurā mikroplastmasa tiks iekļauta tiklīdz tiks izstrādātas tās monitoringa metodes (European Commission, 2022; European Parliament, 2023). 2024. gadā tika izstrādāts pirmais mikroplastmasas monitoringa pārskats, kas apraksta metodes tās noteikšanai dzeramajā ūdenī, taču rekomendācijas vēl nav pilnīgas un pārbaudītas (Belz et al., 2024). Lai nodrošinātu pētījumu salīdzināmību

starptautiskā līmenī, Helsinku Konvencija publicējusi vadlīnijas jūras vides mikroplastmasas paraugu ievākšanai un analīzei, taču tās nav juridiski saistošas (HELCOM, 2022a, 2022b). Starptautiskā standartizācijas organizācija publicējusi vairākus ar mikroplastmasu saistītus standartus, piemēram, ISO 24187:2023, kas nosaka minimālās prasības mikroplastmasas noteikšanai (ISO, 2023). Saskaņā ar normatīvajiem aktiem Latvija ievieš harmonizētas mikroplastmasas piesārņojuma uzraudzības programmas (Eiropas Parlaments, 2020, 2000; European Commission, 2022; LVGMC, 2024a, 2023b, 2023a; Official Journal of the European Union, 2008). Pētījumos I-VIII apkopoti Latvijas ūdeņu sākotnējie mikroplastmasas piesārņojuma dati, piedāvāti uzlabojumi pētniecības metodēs un sniegtas rekomendācijas tā uzraudzībai, kas var kalpot par pamatu normatīvo aktu pilnveidošanai un piesārņojuma robežlielumu noteikšanai.

Principi mikroplastmasas monitoringa kvalitātes nodrošināšanai

Mikroplastmasas piesārņojuma pētniecība ietver paraugu ievākšanu, apstrādi un analīzi, nodrošinot kvalitāti un salīdzināmību.

Mikroplastmasas monitoringa vajadzībām ieteicama divu metožu kombinācija: ūdens virskārtas filtrēšana ar Manta tīklu vai pumpi un nogulumu uztvērēju izmantošana (**III**). Šāda pieeja ļauj novērtēt dažādu blīvumu polimērus un piesārņojumu galvenajās ūdenstilpes daļās (Choy et al., 2019; Pabortsava and Lampitt, 2020; Sebille et al., 2020). Ūdens filtrēšana ar Manta tīklu ļauj efektīvi ievākt liela apjomā paraugus, bet metode nav piemērota daļiņām mazākām par 100 µm; šādai izmēru frakcijai atbilstošāka metode būs filtrēšana ar pumpi (Galgani et al., 2024; Gao et al., 2023; Pasquier et al., 2022; Prata et al., 2024; Zhang et al., 2023). Reprezentatīvu un ticamu datu iegūšanai jāveic vismaz trīs paraugu atkārtojumu ievākšana (**II**) (Karlsson et al., 2020; Pasquier et al., 2022). Lai novērtētu, kura sezona reprezentatīvāk atspoguļo piesārņojuma stāvokli, ieteicams veikt pilotpētījumu vismaz divu gadu garumā dažādās sezonās (**III**). Piemēram, Latvijas apstākļos mikroplastmasas monitorings ziemas mēnešos ir apgrūtināts (**I, III, V**). Nogulumu urbumi nav piemēroti mikroplastmasas monitoringam vertikālās migrācijas dēļ (**III, IV**), tomēr var tikt izmantoti, lai gūtu sākotnējo iespaidu par ūdenstilpes piesārņojuma līmeni (Osorio et al., 2021). Turpretim nogulumu uztvērēju metodes izmantošana sniedz ieskatu piesārņojuma uzkrāšanās ātruma un reāllaika izmaiņu novērtējumā (**III**).

Mikroplastmasas paraugu apstrādē jānodrošina augsta kvalitāte, izvairties no piesārņošanas, zudumiem un bojājumiem, kā arī ieviešot pozitīvās un negatīvās kontroles paraugus. Lai mazinātu piesārņojuma risku, jāievēro vairāki principi, piemēram, jāattīra reāgēti un inventārs, darbi jāveic

laminārās plūsmas skapī (Gao et al., 2023; Jones et al., 2024; Kutralam-Muniasamy et al., 2023). Tāpat, apstrādei jāpiemēro pēc iespējas īsāks apstrādes protokols (**VII**) un saudzīgas metodes, kas nedegrādē mikroplastmasas daļīņas (Osorio et al., 2021; Pfeiffer and Fischer, 2020; Prata et al., 2024). Blīvuma separācija ir efektīvāka ar augsta blīvuma šķīdumiem ($ZnCl_2$, $ZnBr_2$, NaI), bet bieži vien tie ir toksiski un dārgi. Savukārt zema blīvuma šķīdumi (NaCl, CaCl₂) ir drošāki un lētāki, bet mazāk efektīvi augsta blīvuma polimēru atgūšanai (Osorio et al., 2021; Prata et al., 2024; Thomas et al., 2020). Neatkarīgi no pielietotajām apstrādes metodēm, nepieciešams ieviesi pozitīvās un negatīvās kontroles paraugus, un tos ziņot bez paraugu datu koriģēšanas. Saskaņotai, salīdzināmai un kvalitatīvai paraugu apstrādei nepieciešams ieviest starptautiskā līmenī standartizētu protokolu (Gao et al., 2023; Prata et al., 2024).

Mikroplastmasas analīzei izmantojamās metodes ir daudzveidīgas, un tas apgrūtina datu salīdzināmību. Vizuālā analīze ir vienkāršākā un lētākā, taču subjektīva un ar augstu kļūdas iespējamību, piemēram, pārvērtējot mikroplastmasas piesārņojuma koncentrāciju līdz pat 30% (Prata et al., 2024). Ieteicams kombinēt vizuālo analīzi ar karstās adatas metodi vai izmantojot ķīmiskās analīzes metodes (ATR-FTIR, Ramana spektroskopija, termālā analītika u.c.), kas sniedz informāciju par daļīnu sintētisko izceļsmi un polimēru. Liela daļīnu skaits gadījumā bieži tiek analizēta tikai daļa parauga, tomēr jānodrošina tās reprezentativitāte. Ieteicams pēc iespējas izvairīties no parauga dalīšanas (Brandt et al., 2021).

Datu ziņošanā ir svarīgi ievērot principus, kas nodrošina datu salīdzināmību un atspoguļo paraugu ievākšanas un analīzes metodes. Ievācot ūdens mikroplastmasas paraugus kā tilpuma vienību, arī tā koncentrācija jāizsaka kā daļīnu skaits vai masa uz tilpuma vienību (m^3 vai L), bet nogulumu paraugos – attiecībā pret ievāktā parauga sauso masu vai tilpumu (g, cm^3 vai kg) (Prata et al., 2024). Piesārņojuma koncentrācijas izteikšana uz laukuma vienību (cm^2 , m^2 , km^2) pieļaujama gadījumos, ja novērojumi lauka apstākļos veikti vizuāli vai ar optisko iekārtu palīdzību. Rezultātu ekstrapolēšana uz lielākām mērvienībām nav ieteicama (Belz et al., 2024; Waldschläger et al., 2020). Izmantotā analītiskā metode nosaka rezultātu formu: mikroskopijā (vizuālā analīze, elektronmikroskopija u.c.) dati tiek izteikti kā daļīnu skaits, norādot izmērus, bet termālajā analītikā (pirolīze vai gāzu hromatogrāfija apvienojumā ar masas spektrometriju) – kā masa (ng, μg vai g) uz vienību (Belz et al., 2024).

Turpmākā pētniecība

Nepieciešams plašs papildus pētījumu spektrs, lai izprastu mikroplastmasas piesārņojuma avotus, transporta ceļus, dinamiku ietekmējošo parametrus, uzkrāšanās un izplatības īpatnības, ietekmi uz ekosistēmām un dzīvajiem organismiem (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 (daļīņas 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 daļīnu 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. Daļīnu atgūstamību iespējams paaugstināt paraugu filtrēšanai izvēloties slēgtas filtrēšanas iekārtas kā sietus un pēc iespējas samazinot apstrādes soļu skaitu (**VII**).
- Mikroplastmasas piesārņojums Velnezerā, 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 dzīlākiem nogulumu slāniem un tādējādi noraidot līdz šim valdošo pienēmumu, 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 Velnezerā un Sekšu ezerā (attiecīgi vidēji

$43,96 \pm 34,69$ un $33,9 \pm 40,76$ daļīņas/g), bet Pinku un Usmas ezeros novērojamas zemāks piesārņojuma līmenis (attiecīgi vidēji $4,12 \pm 4,18$ un $2,47 \pm 1,25$ daļīņas/g) (**III, IV**).

- Četras lielākās Rīgas līcī ieplūstošās Latvijas upes sniedz ieguldījumu jūras mikroplastmasas piesārņojuma papildināšanā, ar virsējiem ūdens slāņiem ienesot $1,17\text{--}49,75 \pm 2,25$ daļīnu/m³ lielu mikroplastmasas piesārņojumu. Augstākās piesārņojuma koncentrācijas novērojamas Salacas upē ($20,27 \pm 7,70$ daļīņas/m³), mērenas koncentrācijas Gaujā ($6,51 \pm 2,67$ daļīņas/m³) un Daugavā ($5,20 \pm 1,49$ daļīņas/m³), bet zemākās – Lielupē ($2,23 \pm 0,26$ daļīņas/m³). 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 ($0,75$ daļīņas/m³) nekā Austrumgotlandes baseina Latvijas teritorijā (atklātās jūras daļa) ($0,42$ daļīņas/m³). 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 analīzē.

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

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

Promocijas darbu finansiāli atbalstīja:

- EEZ un NO finanšu instrumenta aktivitātes Baltijas pētniecības programmas projekts “Stratēģiska iniciatīva pētniecības snieguma uzlabošanai un sadarbības stiprināšanai mikroplastmasas piesārņojuma izpētes jomā (ImproveMicro)”;
- EEZ un NO finanšu instrumenta Divpusējās sadarbības fonda stratēģiskā iniciatīva “Mikroplastmasas piesārņojuma dinamika un izplatība Latvijas un Islandes jūru un ezeru ūdeņos – jauna sadarbības virziena uzsākšana”;
- ESF SAM nr. 8.2.2. “Stiprināt augstākās izglītības institūciju akadēmisko personālu stratēģiskās specializācijas jomās programmas” projekts nr. 8.2.2.0/20/I/003;
- LVAF projekts “Mikroplastmasas piesārņojuma monitoringa pilnveidošana upēs un jūras piekrastes smiltīs (MicroMon)”;
- LVAF 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.

Daugavpils University
Institute of Life Sciences and Technology



Marta Barone

**CHARACTERIZATION OF MICROPLASTIC
POLLUTION IN LATVIAN WATER ECOSYSTEMS**

SUMMARY

Of the Doctoral Thesis in Biology
For the Scientific Degree (*Ph.D*)
(Branch: Ecology)

Supervisor:
Dr. biol. Inta Dimante-Deimantovica

Daugavpils, 2025

Doctoral thesis was developed: in Latvia, at Daugavpils University agency “Latvian Institute of Aquatic Ecology” from the year 2021 until 2024.

Doctoral study programme: Biology, branch of ecology

Type of Doctoral Thesis: a set of publications

Supervisor: *Dr. biol.*, senior researcher **Inta Dimante-Deimantovica** (Daugavpils University, Latvia)

Reviewers:

Dr. biol., prof. Arturs Skute, Daugavpils University

Dr. habil. chem., prof. Maris Klavins, University of Latvia

Dr. rer. nat. Martin G. J. Löder, University of Bayreuth

The Head of the Promotion Council: *Dr. biol.* prof. Arvids Barsevskis

The defence of the Doctoral Thesis will take place on June 30th, 2025 12:00 at Daugavpils University (Parades Street 1A) open meeting of Promotion Council of Biology branch room 130.

The Doctoral Thesis and its summary are available at the Library of Daugavpils University, Parades Street 1 in Daugavpils, Latvia and from www.du.lv.

The comments are welcome. Send them to the secretary of the Promotion Council, Parades Street 1A, Daugavpils, Latvia, LV-5401, Tel. +371 26002593, e-mail: jana.paidere@du.lv.

Secretary of the Promotion Council: *Dr. biol.*, researcher Jana Paidere, Daugavpils University.

Annotation

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 marine 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.

Content

Introduction	66
Approbation of the research results	68
1. Methods	72
1.1. Description of sampling sites	72
1.2. Samples collection	79
1.3. Samples purification	81
1.4. Samples analysis	86
2. Results	88
2.1. Sampling method improvement (II)	88
2.2. Microplastic recoverability assessment (VII)	89
2.3. Microplastics in lake sediments (IV)	92
2.4. Microplastics in lake water and sediments (III)	94
2.5. Microplastics in river surface water (I)	98
2.6. Microplastics in marine surface water (VIII, VI)	101
2.7. Microplastics in coastal beach sand (V)	104
3. Discussion	107
3.1. Assessment of methodology	107
3.2. Results interpretation and comparison with previous studies	109
3.3. Recommendations for monitoring system development and further research	113
Conclusions	116
Acknowledgements	118
References	119

Introduction

The introduction of plastic polymers has significantly transformed human life, with demand for these materials growing exponentially since the beginning of mass production in the 1950s. However, the increasing demand has been accompanied by a corresponding rise of improperly managed plastic waste, which constitutes up to 85% of marine litter globally. Among the various forms of plastic pollution are microplastics, defined as plastic particles ranging from 1 µm to 5 mm in size. Microplastic pollution is a pervasive global issue; their minute size enables transport across vast distances, often reaching places far from centres of anthropogenic activity. These particles tend to accumulate in both terrestrial and aquatic ecosystems, yet current understanding of their distribution, prevalence, and associated risks remains limited and ambiguous.

International and national regulatory frameworks are being established to address and mitigate microplastic pollution impact. Microplastics are a relatively new and insufficiently understood environmental challenge, therefore standardised methodology for its assessment has not yet been developed, resulting in lack of comparability among different studies. Moreover, threshold values for acceptable microplastic pollution levels remain undefined due to the lack of scientific data. In Latvia, regulatory instruments emphasize the need for research on microplastic pollution, particularly in aquatic environments. River basin management plans call for the investigation and monitoring of microplastic pollution in freshwater systems to evaluate its ecological impact on water quality and organisms. Additionally, the Latvian Environmental Policy Guidelines for 2021-2027 include the Environmental Monitoring Programme for 2021-2026, which outlines specific actions to reduce marine litter (Ministru kabinets, 2022). This programme focuses on quantifying microlitter loads from terrestrial and fluvial sources, as well as monitoring marine litter in seawater, sediments, and coastal zones. Furthermore, it is requested to provide insights on the potential threat posed by microplastics to drinking water by 2029 (Official Journal of the European Union, 2020).

The transport dynamics, fragmentation processes, and accumulation patterns of microplastics in the environment are currently insufficiently understood and microplastic monitoring programs have not been developed due to the limited availability of scientific data. To address this gap, it is crucial to conduct feasibility studies aimed at obtaining detailed information on the extent, distribution, characteristics, and sources of microplastic pollution, as well as its impacts on species and ecosystems. In this context, the Latvian Institute of Aquatic Ecology is establishing a scientific database to assess the baseline levels of microplastic pollution, focusing on marine and freshwater

systems. This study presents the first comprehensive investigation of the extent and characteristics of microplastic pollution in Latvian aquatic habitats (lakes, rivers, marine environment and coastal areas). It also provides recommendations for enhancing the quality of sample collection and processing, as well as microplastic monitoring. The findings of this study serve as a baseline information for the development of a microplastic monitoring program for Latvian waters and aid in the establishment of threshold values for pollution assessment.

Aim of the thesis

To characterise microplastic pollution in Latvian aquatic habitats (marine, coast, lakes, rivers) and improve its research methods (sample collection, treatment) to provide data as a base for developing a microplastic monitoring program and proposing pollution threshold values.

Tasks of the thesis

1. To improve microplastic samples collection and treatment methods;
2. To characterise microplastic pollution in Latvian lakes (surface water and sediments);
3. To characterise microplastic pollution in the largest Latvian rivers flowing in the Gulf of Riga;
4. To characterise microplastic pollution in the marine surface waters of Latvia and coastal beaches.

Approbation of the research results

The doctoral thesis is based on the publications indicated by Roman numerals in the text of the thesis.

Original papers

- I **Barone M.**, Svipsta 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., Svipsta 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., Bebrīte A., Skudra M., Retīķe I., Višķa M., Bikše J., **Barone M.**, Prokopovica A., Svipsta 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

Author's contribution (%) to papers

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Research design	50	50	10	20	30	30	40	30
Samples and data acquisition	35	35	20	40	30	100	80	100
Data analysis and visualisation	100	20	100	10	10	100	5	20
Manuscript development	50	40	70	10	10	100	15	30

Other works

- 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).

Abstracts and attended conferences

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”, 11.-12. October, 2023. Liepaja, Latvia

Svipsta S., **Barone M.**, Bebrīte A., Dimante-Deimantovica I. (2023) Rīgas līcī ieplūstošo latvijas upju ūdens virskārtas mikroplastmasas piesārņojuma sezonalitātes novērtējums. 81st International Scientific Conference of the University of Latvia "Research and protection of Latvian water environment", 20. April, 2023. Riga, Latvia

- 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. 81st International Scientific Conference of the University of Latvia "Research and protection of Latvian water environment", 15. March, 2023. Riga, Latvia
- 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.-18. November, 2022. sciencesconf.org:micro2022:426558
- Barone M.**, Bebrīte 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.-10. June, 2022. Santiago de Compostela, Spain.
- Bebrīte 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. 80th International Scientific Conference of the University of Latvia. Riga, Latvia.
- Barone M.**, Aigars J., Suhareva N., Putna-Nīmane 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.-22. October, 2021. Aarhus, Denmark.
- Barone M.**, Robežnieks 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 – 2. April, 2021. Riga, Latvia.
- Barone M.**, Putna-Nīmane I., Aigars J. (2021) Mikroplastmasas sastāva un telpiskās izplatības raksturojums Baltijas jūrā un Rīgas līcī. 79th International Scientific Conference of the University of Latvia "Geography. Geology. Environmental Science.". 250 lpp. Riga, Latvia.
- Dimante-Deimantovica I., Buhhalko N., Stivrins N., Saarni S., **Barone M.**, Suhareva N., Vianello A., Tylmann W. (2021) Microplastic waste accumulation in lake sediments. 79th International Scientific Conference of the University of Latvia "Geography. Geology. Environmental Science.". 250 lpp. Riga, Latvia.

- 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.- 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. 77th International Scientific Conference of the University of Latvia “Geography. Geology. Environmental Science.”. 345 lpp. Riga, Latvia.

1. Methods

1.1. Description of sampling sites

Sampling method improvement (II)

Samples were collected in two Icelandic waterbodies – Medhalfellsvatn lake and Fossvogur fjord (Figure 1.1.). Medhalfellsvatn lake is a freshwater run-off lake with maximum depth of 19 m and surface area of 200 ha (Hjaltason, 2004; Sveinbjörnsdóttir, 2008). Fossvogur fjord is a shallow (maximum depth 6 m) branch of the Skerjafjoredhur fjord system with a single inlet (Geirsdóttir and Eiríksson, 1994). The study sites were selected to represent water bodies with low microplastic pollution to better highlight the research question.

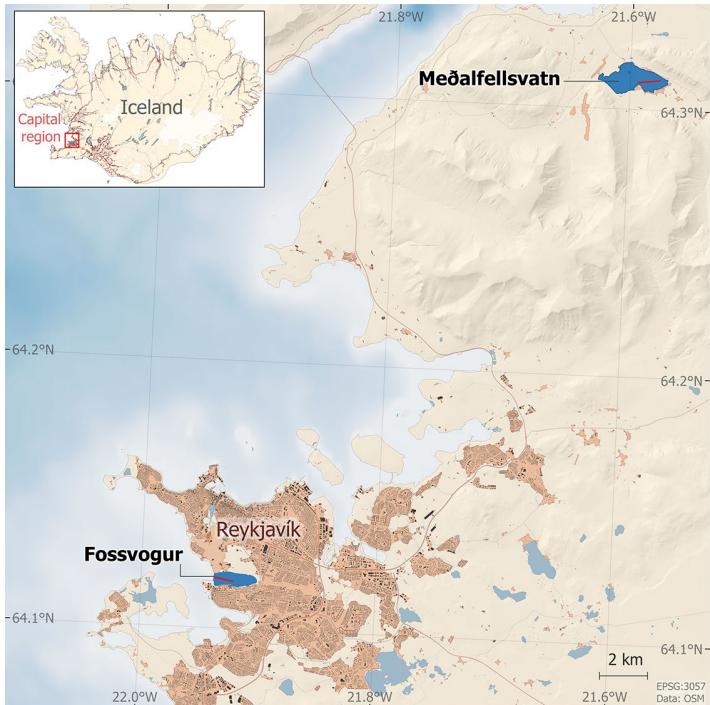


Figure 1.1. Locations of the sampling areas (dark blue). The positions of the transects are shown as red lines, and populated areas are delimited in orange (II).

Micoplastics in lake sediments (IV)

To assess the accumulation of microplastic pollution in Latvian lake sediment archives, three lakes with varying protection status and distance from urban areas were selected (Figure 1.2.). These included Pinku and Usmas lakes, located within specially protected nature areas, and Seksu Lake, which is part of the drinking water supply system.

Pinku lake is an oligotrophic/mesotrophic lake with high water quality. It has an area of 29 ha, average and a maximum depth of 4.3 and 20 m, respectively. The lake receives inflow from the nearby Salote pond and groundwater, with its waters draining in the Kaulina river. Since 2004, Pinku lake and its surrounding area has been included in a nature park, granting it special protection status. No intensive economic activities are allowed in the nature park. Pinku lake is a popular recreational site, with well-maintained swimming areas along its shores (Kuldīgas rajona Ēdoles pagasta padome, 2004).

Usma lake is a mesotrophic/eutrophic lake with surface area of 3469.2 ha, average and maximum depth of 5.4 and 27 m, accordingly. The lake has over ten inlets, including rivers, ditches, and streams, and is drained by the Engure river. A part of Usma lake, located outside the sampling area, is included in a nature reserve and a strict regime nature reserve, which is uninhabited. However, the lake remains publicly accessible for recreational activities. Treated wastewater is discharged in the lake, though the current anthropogenic impact on the area is considered minimal (Latvijas Dabas fonds, 2009).

Lake Seksu is a eutrophic lake with no inlets or outlets. It has a surface area of 7.9 ha, average and maximum depth of 2.5 and 6 m, respectively. It is part of the drinking water supply system and is included in the protected area of the “Rigas Udens” water intakes, specifically the Baltezers water intake protection zone. The lake contributes to the enrichment of groundwater near the Baltezers pumping station. Located within a strict protection zone, access to Seksu lake is limited, and the lake is not exposed to direct anthropogenic impacts (Zariņa, 2014).

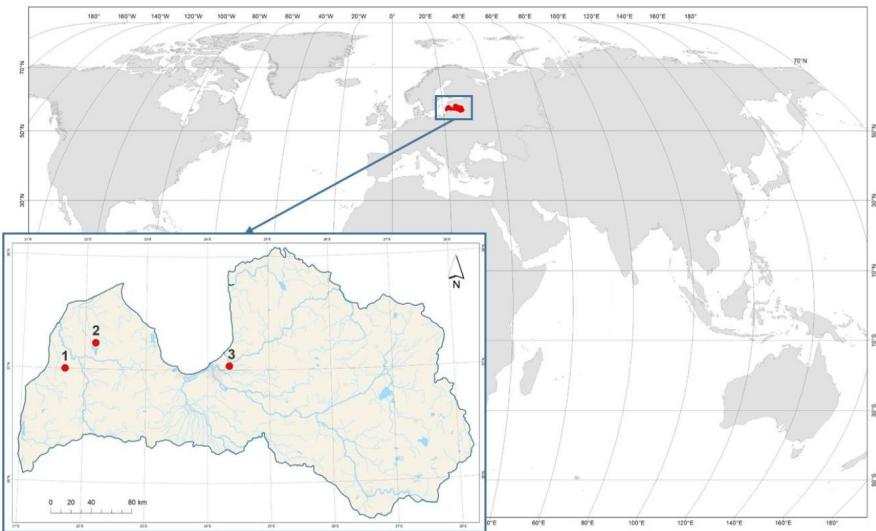


Figure 1.2. Location of study sites in three Latvian lakes, northeastern Europe:
 1 – Pinku lake, 2 – Usmas lake, 3 – Seksu lake. Map is generated using ArcMap 10.6.1. (IV).

Microplastics in lake water and sediments (III)

Velnezers is located in Jugla neighbourhood, Riga, and is surrounded by residential buildings (Figure 1.3.). It is a eutrophic lake with no inlets or outlets, area of 3.5 hectares, with an average and maximum depth of 4 and 7.4 m, respectively. Its primary water source is groundwater (Pujāte, 2015). Historically, the surrounding area has been extensively used for various industrial purposes. Land use changes around the lake began in the 1950s, and in the 1960s the area underwent significant construction of multi-storey apartment buildings, reaching the current level of urban infrastructure. Wastewater has been discharged into Velnezers, leading to increased nutrient concentrations and contributing to the lake's eutrophication (Lanka et al., 2024).

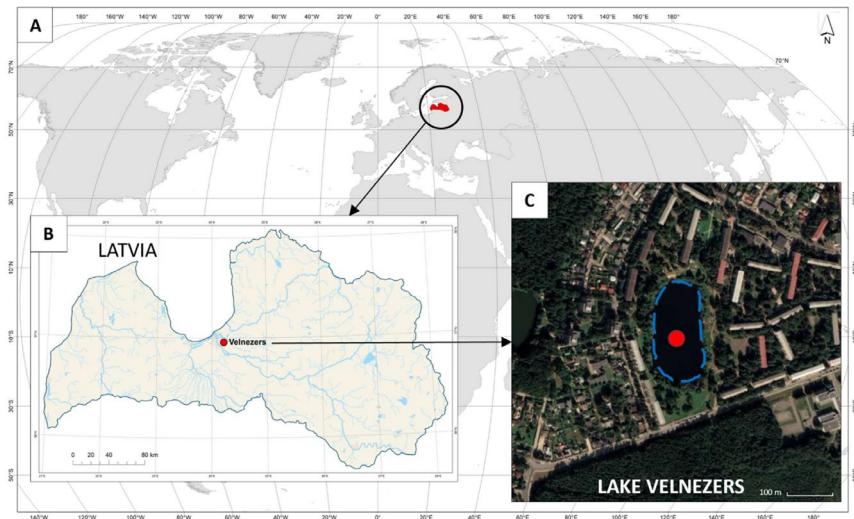


Figure 1.3. Study area location within northern Europe (A), central Latvia (B), and Lake Velnezers (C), with the red dot marking the deepest part of the lake and dashed blue line the shore of lake (III).

Microplastics in river surface water (I)

To evaluate microplastic pollution transported by rivers, surface water samples were collected from the four largest Latvian rivers flowing in the Gulf of Riga: Daugava, Lielupe, Gauja, and Salaca (Figure 1.4.).

Daugava is the largest river in Latvia, with a catchment area spanning three countries – Belarus, Russia, and Latvia. Of its total catchment area of 87.9 thousand km², 24.7 thousand km² (38%) lie within the territory of Latvia. The river reaches depths of up to 30 m, has an average gradient of 22 cm/km, and an average annual runoff of 20.5 km³. Daugava hosts a cascade of hydroelectric power plants and is a crucial source for drinking water production. During strong northwestern winds, seawater from the Gulf of Riga can flow upstream the river, raising water levels and causing flooding of low-lying areas. The catchment area is primarily covered by forests (50%) and agricultural land (20%) (Apsīte, 2018; LVGMC, 2024a).

Lielupe is the second-largest river in Latvia with a length of 119 km and catchment basin of 17600 km², approximately half of which (8800 km²) lie within the territory of Latvia. The river reaches depths of up to 20 m, with a gradient of 9 cm/km, and has an average annual runoff of 3.6 km³. The riverbed of the Lielupe is situated below the average level of the Baltic Sea, which can

lead to backflow during periods of high sea level. The catchment basin is predominantly composed of agricultural land (52%) and forested areas (44%) (Apsīte, 2018; LVGMC, 2023b).

Gauja is the longest river in Latvia, stretching 452 km, with a catchment area of 9100 km², of which 7900 km² lie within the territory of Latvia. It has an average annual runoff of 2.2 km³, a maximum depth of 9 m, and a gradient of up to 70 cm/km. The catchment area is predominantly covered by forests (59%), followed by agricultural lands (30%) and swamps (5%). The Gauja is distinguished by a significantly stronger current compared to other rivers in Latvia (Apsīte, 2018; LVGMC, 2023a).

Salaca has a length of 96 km and a catchment area of 3,200 km² in Latvia. It has annual runoff of 1.1 km³ and a gradient of 44 cm/km. Approximately 60% of the catchment area is occupied by Burtnieku lake and its tributaries. The majority of the catchment area is covered by forests (59%), agricultural lands (34%) and bogs (4%) (Apsīte, 2018; Kokorīte and Kołcova, 2021; LVGMC, 2023a).

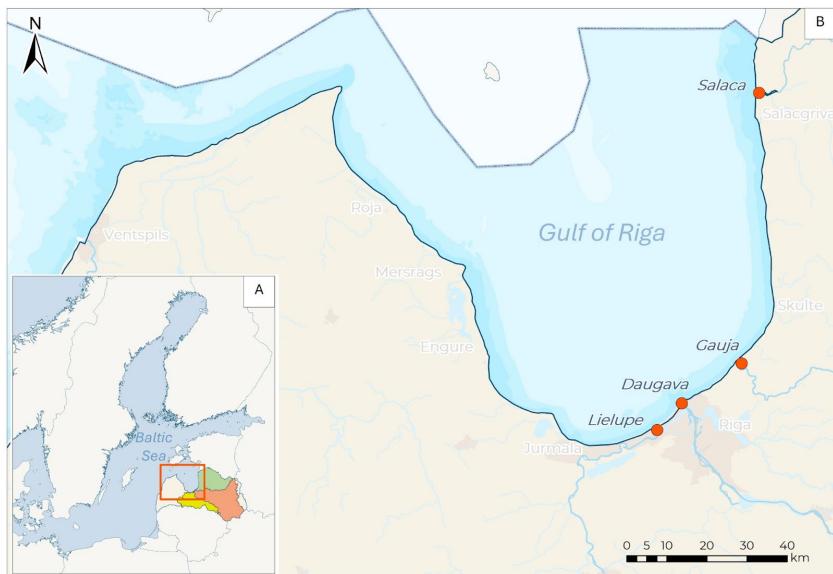


Figure 1.4. Sampling area in the Baltic Sea region. Represented catchment basins within Latvia territory are highlighted as follows: Lielupe – yellow; Daugava – orange; Gauja and Salaca – green (A). Sampling sites are marked with red dots in the mouths of the four largest Latvian rivers (Lielupe, Daugava, Gauja, Salaca) flowing in the Gulf of Riga (B).

Micoplastics in marine surface water (VI, VIII)

Samples were collected from the Latvian marine surface waters (Figure 1.5.) to evaluate the spatial distribution and characteristics of microplastic pollution.

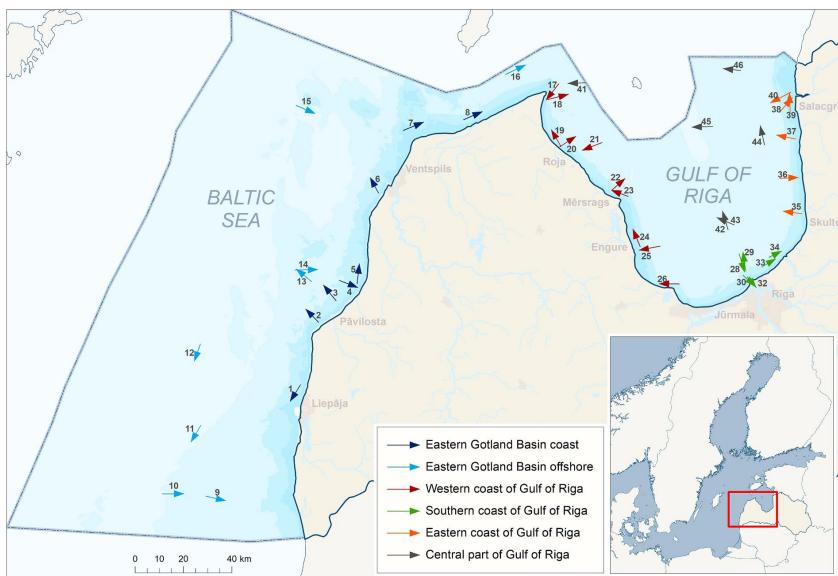


Figure 1.5. Surface water microplastics sampling sites in the Eastern Gotland Basin and in the Gulf of Riga. Arrows provide direction of the transect (VI, VIII).

The Baltic Sea is surrounded by nine countries – Finland, Russia, Estonia, Latvia, Lithuania, Poland, Germany, Denmark and Sweden. It receives water from catchment area of 1.6 million km² and is extensively utilized for transport, commercial, and supply purposes, resulting in significant anthropogenic pressure (HELCOM, 2018; Latvijas Republikas Zemkopības ministrija, 2020). The marine waters under Latvian jurisdiction can be divided into two sub-basins: the Eastern Gotland Basin – part of the open Baltic Sea, and the Gulf of Riga. Each sub-basin has distinct characteristics (Latvijas Republikas Zemkopības ministrija, 2020). The geographical characteristics of the Baltic Sea and the Gulf of Riga restrict water exchange, which is influenced by various hydrological and meteorological parameters. As a result, the dispersion of microplastics is constrained (Latvijas Hidroekoloģijas institūts,

2012). The Gulf of Riga has a positive water cycle balance due to the inflow of freshwater. The water exchange between the Baltic Sea and the Gulf of Riga is on average 150-250 km³ per year, or approximately 25% of the total water volume of the Gulf. The Gulf is characterized by cyclonic surface water layer circulation (Leppäranta and Myrberg, 2009), driven by prevailing winds and the inflow of river water masses (Lapinskis, 2022; Lips et al., 2016a).

Microplastics in coastal beach sand (V)

Microplastic samples were collected from Latvian coastal beaches (Figure 1.6.).

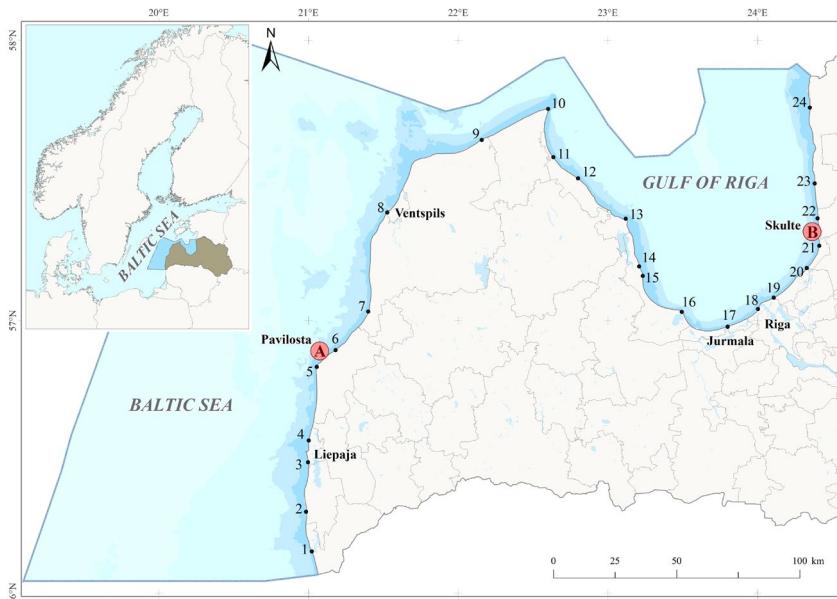


Figure 1.6. Sampling sites for micro- and mesoplastic pollution survey – 24 beaches along the Latvian coast and the placement of SmartBuoys. 1 – Pape; 2 – Jurmalciems; 3 – Liepaja; 4 – Liepaja Karosta; 5 – Akmenrags; 6 – Pavilosta; 7 – Jurkalne; 8 – Ventspils; 9 – Irbe river inflow; 10 – Kolka; 11 – Purciems; 12 – Roja; 13 – Mersrags; 14 – Abragciems; 15 – Engure; 16 – Lapmezciems; 17-Majori; 18-Daugavgriva; 19-Vecaki; 20-Lilaste; 21-Saulkrasti; 22 – Laucu akmens; 23 – Tuja; 24 – Salacgriva; SmartBuoy near Pavilosta port (A); SmartBuoy near Skulte port (B).

The coastline stretches over a length of 498 km and border both the East Gotland Basin in the open Baltic Sea and the partially enclosed Gulf of Riga. The majority of the beaches are sandy, although some also feature gravel, pebbles, and rocks. Approximately 40% of the country's population resides in the coastal zone, and during the summer months the population and environmental pressure in coastal settlements increase significantly. For statistical analysis, the Gulf of Riga beaches were divided in three sub-units – western, southern and eastern part.

1.2. Samples collection

Sampling method improvement (II)

Samples were collected by trawling a Manta net (*HydroBios*, opening 30x15 cm, 300 µm, nylon) for 20 min from the side of the boat outside the wake zone with the approximate speed of 1.2 knots. Filtered water volume (V, m³) was calculated using measurements recorded from mechanical flow-metre (*HydroBios*) and formula

$$V = 0.3 \times r \times S, \text{ where}$$

0.3 is a coefficient for flow metre blades perimeter, *r* is the number of flow metre rotations, and *S* is the submerged area of net frame opening (0,021 m²). Filtered water volume varied from 2.28 to 23.28 m³ (on average 12.70 m³). After trawling the net was rinsed from the outside with water to concentrate the sample in the cod end. Subsequently, the cod end was inverted inside out and emptied in a pre-cleaned metal bowl through rinsing. Using tweezers large natural objects (e.g. macroalgae, feathers, insects) were picked out, rinsed over the sample using water and discarded. Sample was then concentrated through a stainless-steel sieve (Retsch, diameter 10 cm, pore size 200 µm), transferred to a glass tray, covered with metal lid and stored in 4 ±2°C until treatment.

Micoplastics in lake sediments (IV)

Sediments were collected from the deepest part of the lakes using Kajak type gravity corer with inner diameter 5.2 cm; the tube was made of polyvinyl chloride (PVC). In lakes Pinku (56.9995 N°, 21.687422 E°) and Usmas (57.229256 N°, 22.174158 E°) 25 cm long cores were collected, while in lake Seksu (57.036208 N°, 24.351869 E°) 45 cm long core. Collected cores were divided in 1 cm layers in field; part of each layer was saved for core dating, chemical and physical analysis, while remaining part was stored in pre-cleaned glass jars, covered with metal lid and stored in 4 ±2°C until treatment for micoplastics extraction.

Microplastics in lake water and sediment (III)

Velnezers surface water microplastic samples were collected seven times from April 2019 until January 2020 applying the method as described in (II). Filtered water volume varied from 24.23 to 29.33 m³ (on average 27.23 m³). After collection, the samples were frozen at -4° C until treatment.

Sediment trap was deployed in February 2019 near the deepest part of the lake, left for six months and emptied in August 2019, obtaining sample representing the spring/summer season. It was repeatedly deployed, left for five months and emptied in January 2020, obtaining sample representing autumn/winter season.

At the deepest part of the lake (56.975949 N°, 24.247147 E°) a 32 cm long sediment core was collected and stored as described in (IV).

Microplastics in river surface water (I)

The surface water microplastic samples of rivers Lielupe, Daugava, Gauja and Salaca were collected approximately 300 m upstream of the river's convergence with the sea against the river current every second month from April 2022 until June 2023. In winter samples were not collected in rivers Gauja and Salaca due to ice cover. Sampling and samples storage was conducted as described in (II); the net mesh size was 100 µm and trawling duration 30 min. Filtered water volume varied from 4.67 to 44.96 m³ (on average 22,29 ±1,35 m³).

Microplastics in marine surface water (VI, VIII)

Marine surface water microplastic samples were collected from May until September 2018 using Manta net (*HydroBios*, net length 3 m, frame opening 70x40 cm, mesh size 300 µm). It was deployed from the side of the vessel outside the wake zone and trawled for an hour with the approximate speed of two knots. The start and end coordinates of each trawl were recorded to later obtain information on the transect length. Filtered water volume (V , m³) was calculated using formula

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

L is the length of the transect (m) and S is the submerged net frame opening area (0,175 m²). Filtered water volume varied from 35 to 1575 m³ (on average 639.1 ± 197.4 m³). Sampling was conducted as described in (II). After collection, the samples were frozen at -4° C until treatment.

Micoplastics in coastal beach sand (V)

Sand microplastics samples were collected from 24 beaches along the Latvian marine coast from June until August 2021. Detailed description of beaches is available in the supplementary material of (V). A 100 m transect was drawn parallel to the coastline, where beach sand is regularly washed by the seawater. Along the transect, three 0.5x0.5 m areas were randomly chosen as sampling points, and the upper 5 cm sand layer from respective area was sieved through 5 and 1 mm stainless steel sieve (*Retsch*, diameter 30 cm) cascade. Sample from each sieve was transferred to a glass jar using filtered water and covered with metal lid. In cases when the granulometry of sand restricted sieving, the whole sample volume was stored in a metal basket covered with metal lid and transported to laboratory for microplastic extraction.

1.3. Samples purification

Several precautionary measures were taken to avoid unintentional samples contamination or loss of particles (Kutralam-Muniasamy et al., 2023; Prata et al., 2024) during samples handling. All solutions that came in contact with samples were prefiltered through glass fibre filter (pore size 1.2 µm). Objects that came in contact with the samples were made of glass and metal, avoiding plastic where possible, and were heated in 500 ° C for two hours or precleaned by rinsing three times with filtered water. In cases when plastic object had to be used (e.g., sediment corer tube (PVC), Manta net (nylon), pressure bottles (Teflon), laboratory gloves (nitrile)), the polymer of the object was identified and its spectra excluded from further analysis. A linen or cotton laboratory coats were worn during samples purification and analysis. Samples purification was carried out in fume hood or laminar flow box. Samples were covered with aluminium foil at all times when not worked with. The same sample beaker was used for respective sample throughout purification process to minimise particle loss. To evaluate the extent of unintentional samples contamination during purification, negative control samples in triplicate were treated in the same manner as field samples. To assess the particle recovery rate, positive control samples in triplicate were created and treated in the same manner as field samples. These samples each contained 100 polystyrene (PS) beads (Ø 100 µm, density 1.05 g/ml) and were filtered through 50 µm sieve (I, II, III, IV, VI, VIII) or 100 PS granules (Ø 2.1 mm, density 1.05 g/ml) and were filtered through 1 mm sieve (V). The particles left in the positive control samples after treatment were counted under the binocular.

To remove natural organic and mineral material from field samples, they were purified using specially designed treatment protocol (Table 1.1.) that was

modified based on sample characteristics (type and abundance of natural organic and inorganic particles). For extracting moisture from samples they were first frozen at -20 °C and dried in vacuum. After each sample treatment step, the previous solution was removed by filtering sample through stainless steel sieve (mesh size 50 µm (**I**, **VII**), 100 µm (**IV**, **V**) or 200 µm (**II**, **III**, **VI**, **VIII**)) or filter fixed in a vacuum filtering apparatus (10 µm (**VII**) or 50 µm (**III**)) and thoroughly rinsed with water at least three times to ensure maximum particles recoverability. Then the sample was transferred from sieve or filter to respective sample beaker using solution necessary for the next treatment step. For size fractionation a 500 µm stainless steel sieve was used.

Some treatment steps required controlling samples temperature – after adding hydrogen peroxide (H₂O₂), sodium hydroxide (NaOH), sodium dodecyl sulphate (SDS) and enzymes (protease, alcalase, cellulase, viscozyme), they were incubated in shaking water bath at 50 °C, but adding enzyme chitinase they were incubated at 37 °C. Before Fenton's oxidation samples were diluted with water until 200 ml and warmed to 15-20 °C; during reaction the sample temperature was controlled to 20-30 °C for at least 4 h using ice bath. Then the samples were left at room temperature for 24 h. Two solutions with different pH were used for enzymatic reactions – acetate buffer (pH 4.8) for cellulase, viscozyme and chitinase, TRIS buffer (pH 8.2) for protease and alcalase.

To separate microplastic particles from natural mineral particles, the sample together with high density solution sodium polytungstate (SPT, density 1.75 g/ml) were added to a separating funnel, manually aerated for 5 min and left to settle for 24 h. Particles less dense than SPT solution, including microplastics, accumulate at the surface on solution; they were filtered through sieve or filter and rinsed using 500 ml warm (50 °C) water, 200 ml 50% ethanol and directed to further treatment. Two repeated density separations were performed for the settled part to increase particle recoverability.

After treatment samples were filtered on glass fibre filters fixed in a vacuum filtering apparatus and saved in glass Petri dishes for visual analysis (**I**, **II**, **III**, **V**, **VI**, **VII**, **VIII**) or stored in 50% ethanol (**III**, **IV**) until further analysis.

Table 1.1.

Sample purification protocols used for microplastic particle extraction in conducted studies (**I-VIII**).

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Freeze-drying				X			X	
30% H ₂ O ₂	X	X	X	X	X	X	X	X
10% NaOH	X	X			X	X		X
Density separation I			X	X	X		X	
Size fractionation			X	X			X	
5% SDS			X	X			X	
Enzymes in TRIS buffer			X	X			X	
Enzymes in acetate buffer			X	X	X	X	X	X
Fenton oxidation	X	X	X	X			X	
Density separation II			X	X			X	

Microplastic recoverability assessment (VII)

Three experiments were conducted to assess microplastic particle recoverability using two filtration methods, different treatment protocols and different sized separation funnels.

Microplastic particle recoverability using different filtration methods

The effectiveness of two sample filtration methods: (A) by borosilicate vacuum filtration assembly (consisting of top funnel, filter holder, filtering flask) coupled with a stainless steel filter (10 µm mesh size, Ø 47 mm) and fixed by aluminium clamp, (B) by wet sieving via woven wire mesh stainless steel sieve (50 µm mesh size, Ø 100 mm). Prepared triplicate samples of 100 PS beads added to 100 mL of filtered Milli-Q water were used. The extraction procedure was repeated nine times for each method, simulating the longest freshwater sediment microplastics extraction protocol (VII).

- (A) *Vacuum filtration* – sample was poured on a 10 µm filter in filtering apparatus, thoroughly rinsing the beaker and top funnel multiple times to increase particle recoverability. Filter was saved in a Petri dish. Top funnel of the used filtering apparatus was rinsed and filtered on a clean 10 µm filter fixed in a clean filtering apparatus. Both filters were further analysed under a microscope to register the number of beads found. After, the beads were flushed from the filters into a clean beaker to repeat the process eight more times (Figure 1.7.).

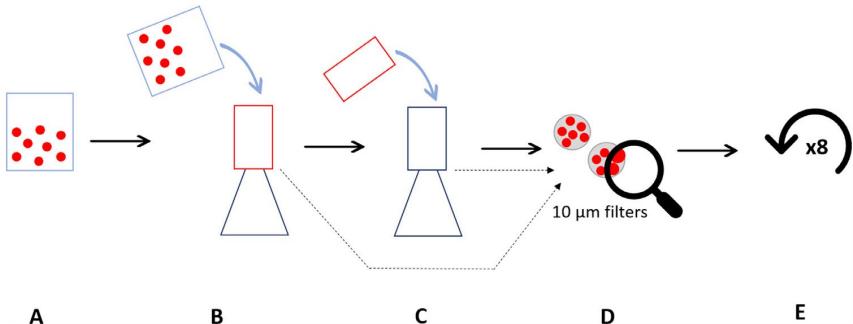


Figure 1.7. Experiment design for microplastic recoverability depending on extraction method – vacuum filtration. A – 100 polystyrene beads isolated in a beaker with 100 ml of filtered Milli-Q water; B – liquid containing beads filtered through 10 μm stainless steel filter; C – top funnel of the used filtering apparatus rinsed and filtered on another 10 μm stainless steel filter in a clean filtering apparatus; D – beads on filters counted under the microscope; E – process repeated (VII).

(B) *sieve extraction* – prepared sample was sieved through 50 μm mesh sieve, thoroughly rinsing the beaker multiple times to increase particle recoverability. Beads from the sieve were rinsed in a clean beaker and counted under a binocular. This process was repeated eight more times (Figure 1.8.).

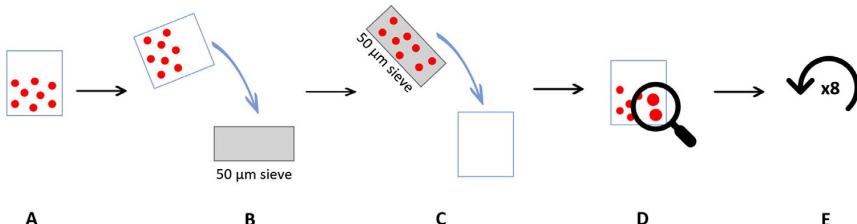


Figure 1.8. Experiment design for microplastic recoverability depending on extraction method – sieve filtration. A – 100 polystyrene beads isolated in a beaker with 100 ml of filtered Milli-Q water; B – liquid containing beads sieved through 50 μm stainless steel sieve; C – beads rinsed from the sieve in a clean beaker; D – beads counted using binocular; E – process repeated (VII).

Microplastic particle recoverability using different volume separatory funnels

In total six wet marine sediment samples (50 ml) with an average dry weight of 8.65 ± 0.54 g were spiked with 100 PS beads each and placed in two 250 mL, 500 mL and 1000 mL conical separatory funnels thoroughly rinsing multiple times with SPT solution to increase recoverability (Figure 1.9.). Thereafter, separatory funnels were filled with SPT solution up to two thirds of the volume. The filled funnels were manually aerated for five minutes, placed on a holder and left to settle for 24 h. The settled part of the sample was drained off through the bottom of the funnel. The supernatant containing beads was filtered through a 10 μm filter fixed in a vacuum filtration assembly, thoroughly rinsing the inside of the funnel using water. Top funnel of the used filtering apparatus was rinsed and filtered on another 10 μm filter placed in a clean filtering apparatus. The collected beads were counted under binocular to calculate recovery rate. The separation was performed three times for each sample using the same separated sediment part, placing it back in the separatory funnel, fixing SPT solution amount added and performing aeration.

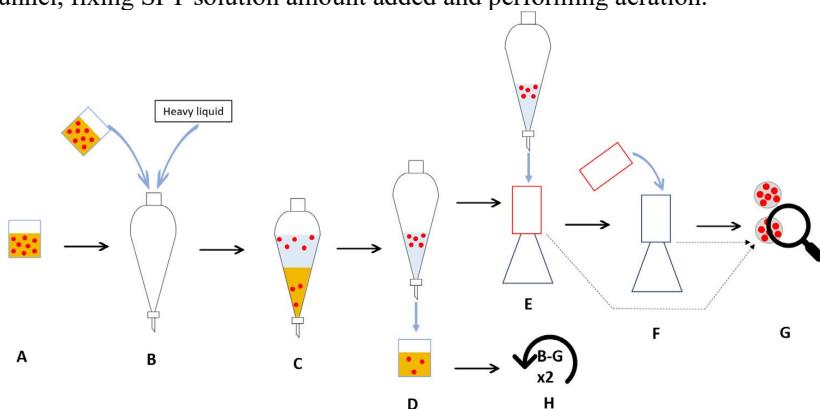


Figure 1.9. Experiment design for assessing microplastic recoverability for sample volume/weight versus separatory funnel volume. A – Sample material with 100 PS beads isolated in a beaker; B – material containing beads transferred to separatory funnel together with SPT solution (heavy liquid), aerated for 5 min; C – settling of sediments for 24 h; D – separation of settled sediments; E – filtering of supernatant containing PS beads on 10 μm stainless steel filter; F – top funnel of used filtering apparatus rinsed and content filtered on 10 μm stainless steel filter using another clean top funnel; G – counting beads on 10 μm metal filter under microscope; H – repeat steps B-G two more times with settled sediment sample (from D) (VII).

Microparticle recoverability using different purification protocols

To assess microparticle recoverability depending on the number of consecutive purification steps included in the treatment protocol, 15 samples containing 100 ml of water spiked with 100 red PS beads were created. Samples were treated according to four existing purification protocols with differing number of treatment steps:

(a) *freshwater sediment protocol no. 1* consists of nine treatment steps described in (IV).

(b) *freshwater sediment protocol no. 2* consists of eight consecutive treatment steps and is modified from protocol (a) – the first two steps (H_2O_2 oxidation and freeze-drying) had been swapped, density separation consisted of only two repetitions, during enzymatic treatment in TRIS buffer both 0.5 ml of alcalase and protease were added, and samples were not preserved in ethanol.

(c) *marine sediment protocol* consists of five consecutive treatment steps and is modified from protocol (a) – density separation with only two repetitions, H_2O_2 oxidation, enzymatic treatment using 0.5 ml protease in TRIS buffer and 0.5 ml viscozyme and up to 0.1 ml chitinase in acetate buffer.

(d) *marine surface water protocol* consists of three consecutive treatment steps described in (VIII).

To understand whether chemical treatment or the number of treatment steps has a stronger effect on recovery, three prepared samples were subjected to a cycle of nine successive vacuum filtrations (longest purification protocol (a)) without adding any chemical reagent. For this purpose, along the percentage of recovered beads per each treatment step, the relative recoverability was calculated as well, which is a percentage of beads that were lost compared to the previous treatment step.

After each treatment step samples were filtered in vacuum filtration assembly through 10 μm stainless steel filters, counted under a binocular registering the number of beads, and transferred back to previously used beaker for further treatment.

1.4. Samples analysis

Microparticles >100 μm (I, VII), >300 μm (II, III, VI, VIII) and >1 mm (V) were analysed visually using stereomicroscope ZEISS SteREO Discovery V8 combined with camera Axiocam 208 and software LabScope v3.4 (I, II) or microscope Leica DM400 B LED fitted with camera DFC 295 and software Leica Application Suite V4.1 (III, V, VI, VII, VIII). The shape (fragment, fibre, film, bead, foam, granule), colour, and size (length and width) were recorded. Particles suitable for manual handling were picked out using

tweezers and subjected to chemical analysis using Attenuated Total Reflection-Fourier Transform infrared (ATR-FTIR) spectroscopy method using Nicolet iS20 spectrometer and OMNIC software. The software consists of 30 libraries with more than 15000 spectra of natural and synthetic polymers. Each particle was scanned 32 times per second with spectral resolution 4 cm^{-1} and infrared range $4000\text{-}400\text{ cm}^{-1}$. The automatic spectral match was set to 70%, however all spectra were manually verified. Particles not suitable for manual transfer were subjected to hot needle test (Cutroneo et al., 2020) to determine whether the particle is of natural or synthetic origin.

Microplastic particles $>50\text{ }\mu\text{m}$ (**III**) and $>100\text{ }\mu\text{m}$ (**IV**) were analysed using micro-Fourier Transform infrared (μ FTIR) spectroscopy method using Perkin Elmer Spotlight 400 spectrometer. A subsample of the total 5-ml sample (at least 0.5 ml) was taken, filtered through 11-mm by 11-mm Si filter and left to dry for 12 hours at room temperature. The analysis was done applying μ FTIR imaging technique in transmission mode in a spectral range of 4000 to 750 cm^{-1} at 8 cm^{-1} resolution scanning the whole surface of the filter. The polymer assignments of the analysed particles were based on comparison with a FTIR spectral library comprised of artificial polymers and natural organic and inorganic material spectra. The threshold for accepting the match was set to 70%, but all matches were verified by the operator as well. Plastic particles were also identified and categorized by size class for greatest length using 50- μm intervals from 51 to 550 μm . One size step (50 μm) below and above fractioning sieves size was chosen to recover as much particles as possible. To characterise particle shape, the aspect ratio (AR) between particles shortest and longest dimensions were calculated, defining four groups: AR<0,25, 0,25-0,50, 0,50-0,75, 0,75-1.

2. Results

2.1. Sampling method improvement (II)

The number of microplastic particles found varied from 1 to 24 (on average 6.4 particles) in samples collected from Medhalfellsvatn lake and from 2 to 13 (on average 6.4 particles) in samples from Fossvogur fjord. Microplastic concentration was 0.06-1.51 particles/m³ (on average 0.56 ± 0.11 particles/m³) in lake and 0.20-3.10 particles/m³ (on average 0.46 ± 0.12 particles/m³) in fjord. Through collecting multiple consecutive samples, the average microplastic concentration (Figure 2.1. A) and standard error (Figure 2.1. B) variation decreases.

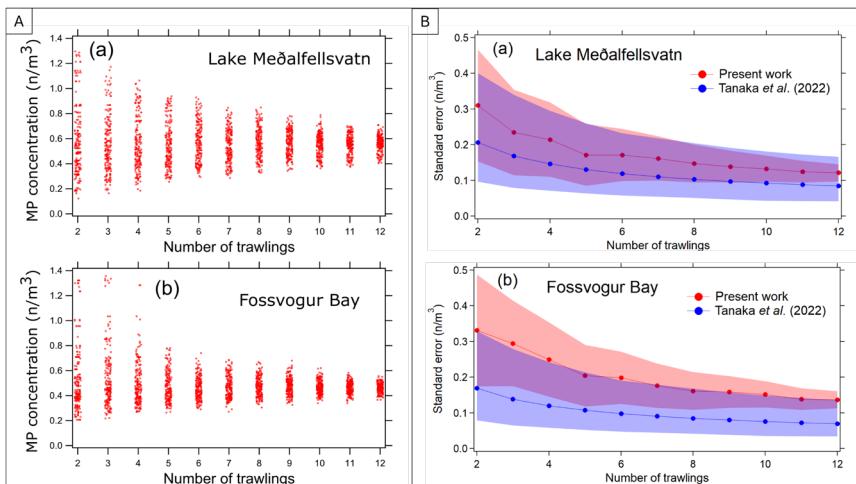


Figure 2.1. A – mean microplastic (MP) concentrations applying replicate sampling Montecarlo simulation method to (a) Lake Meðalfellsvatn and (b) Fossvogur Bay. B – standard errors of the mean of repeated simulations using experimentally obtained MP concentrations for (a) Lake Meðalfellsvatn and (b) Fossvogur Bay in comparison to the study by Tanaka et al. (2022) (II).

When the number of replicates increased, the repeatability limit decreased (Figure 2.2.). Calculations of the repeatability limit resulted in a reduction in the difference between one and 12 sample replicas from 1.2 to 0.19 particles/m³ for Meðalfellsvatn lake and from 1.33 to 0.12 particles/m³ for Fossvogur bay, with a confidence of 95%.

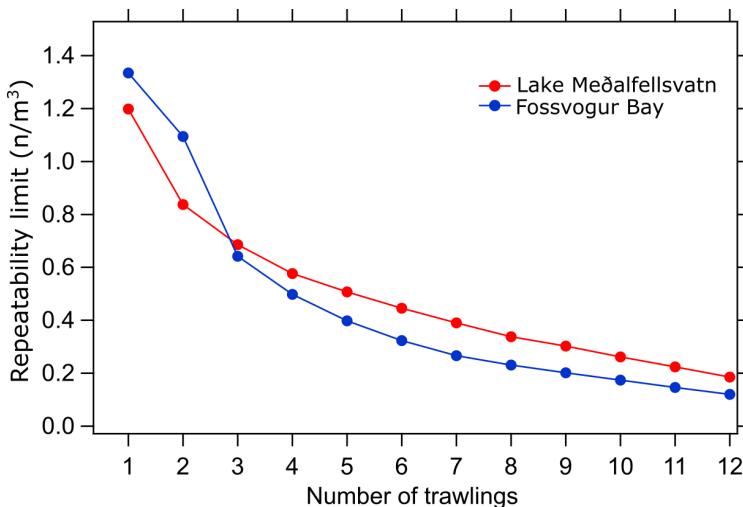


Figure 2.2. Repeatability limit of microplastic concentration (n/m^3) when using variable numbers of replicate samplings (II).

Quality control

Procedural negative control samples showed unintentional samples contamination up to $3.1 \pm 1.4\%$ on average. Positive control samples showed $89.0 \pm 7.8\%$ particles recovery rate. Data were not corrected based on quality control results.

2.2. Microplastic recoverability assessment (VII)

Microplastic particle recoverability using different filtration methods

When comparing samples filtration through stainless steel filter in a vacuum filtration assembly and sieving through stainless steel sieve, significant differences were observed in terms of particle recoverability. Vacuum filtration methods showed lower recoverability (Figure 2.3.). The particle recoverability after first, fifth and ninth using vacuum filtration was 91.3%, 94.4% and 64.5%, but using sieve filtration 88.0%, 37.7% and 81.6%, respectively. Among first three filtration steps no significant difference in recoverability was observed; it increases significantly after the fourth filtration.

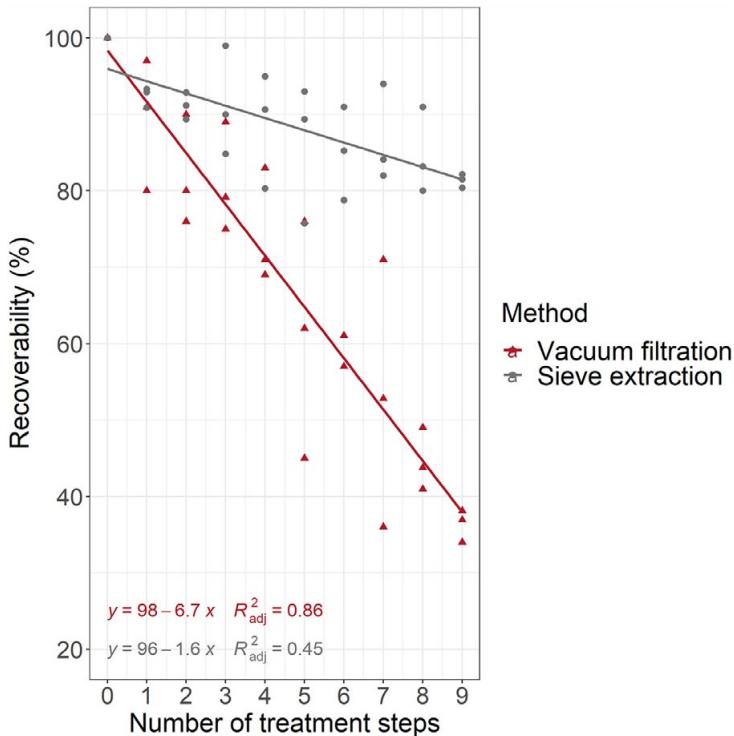


Figure 2.3. Recoverability of the 100 polystyrene beads depending on extraction method (vacuum filtration and sieve extraction) during nine consecutive treatment steps. Treatment steps: 1 – H_2O_2 oxidation, 2 – freeze-drying, 3 – density separation, 4 – treatment with surfactant, 5 and 6 – enzymatic treatment, 7 – Fenton oxidation, 8 – density separation, 9 – preservation in ethanol (VII).

Microplastic particle recoverability using different volume separatory funnels

After three particle density separation repetitions using different volume separatory funnels (250, 500 and 1000 ml), a higher recoverability was observed for larger volume – 500 un 1000 ml – funnels, on average $87 \pm 6\%$ and $82 \pm 7\%$, respectively. The 250 ml funnel showed the lowest particle recoverability – $69 \pm 19\%$. Larger separation funnels enable higher recoverability already after the first density separation – $97 \pm 3\%$ for 1000 ml, $77 \pm 15\%$ for 500 ml and $34 \pm 0.4\%$ for 250 ml funnel.

Microplastic particle recoverability using different purification protocols

All treatment protocols showed a decreasing particle recovery rate with increasing number of processing steps (Figure 2.4. A); this trend coincides with experiment assessing the particle recovery using vacuum filtration device (Figure 2.4. B). The chemical reagent impact on particles was insignificant, however the relative particle recoverability highlighted treatment steps leading to more than 10% loss of particles – SDS treatment, Fenton oxidation, second density separation and samples preservation in ethanol (Figure 2.4. C).

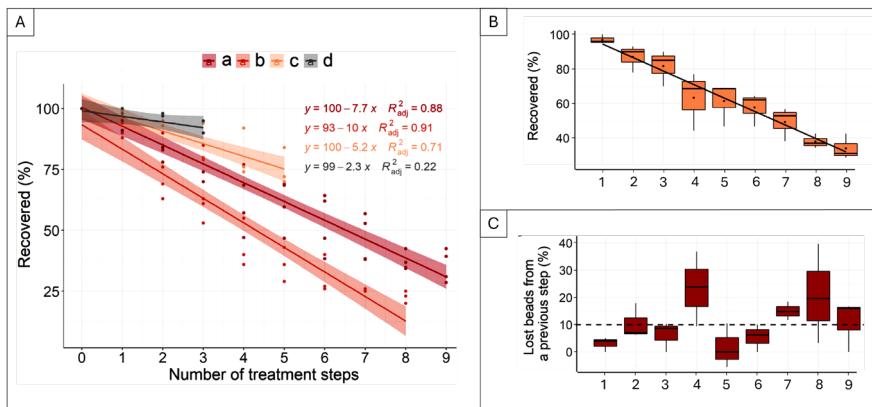


Figure 2.4. A – regression curves of particle recoverability depending on the number of treatment steps for different treatment protocols (two freshwater sediment protocols with nine and eight treatment steps (a, b), marine sediment protocol with five treatment steps (c) and marine surface water protocol with three treatment steps (d)). B – percentage of recovered (intact) beads at different chemical treatment steps based on the results of protocol (a). C – recoverability compared to the previous treatment step; black dots and line – recoverability (%) at nine successive vacuum filtrations without adding any chemical reagent; black dashed line – more than 10% of the lost beads compared to the previous step were regarded as a substantial drop of recoverability. Treatment steps: 1 – H_2O_2 oxidation, 2 – freeze-drying, 3 – density separation, 4 – treatment with surfactant, 5 and 6 – enzymatic treatment, 7 – Fenton oxidation, 8 – density separation, 9 – preservation in ethanol (VII).

2.3. Microplastics in lake sediments (IV)

Microplastic pollution was found in all samples, even in layers representing time before the mass production of plastics (Figure 2.5.). In Usmas lake microplastic concentrations ranged 1.07-4.11 particles/g of dry sediments (on average 2.47 ± 1.25 particles/g), in Pinku lake 0.80-10.63 particles/g (on average 4.12 ± 4.18 particles/g) and in Seksu lake 2.25-100.09 particles/g (on average 33.9 ± 40.76 particles/g). In all lakes the highest pollution concentrations were observed in the upper, most recent sediment layers and decreased with depth.

In Pinku lake 10 polymers, in Usmas lake 13 polymers and in Seksu lake 14 polymers were identified. The most common polymers across all sediment layers were polyacrylate (PA), polyethylene (PE), polyurethane (PUR), polyvinyl acetate (PVA). Polymers such as polyester (PES), polypropylene (PP), PS and different rubbers were found in the deepest and upper sediment layers. In some samples biodegradable plastics were identified – polylactic acid (PLA) and polyhydroxybutyrate (PHB). In the upper 15 cm (representing years 2019-1997) of Seksu lake most common polymers were PE and PUR, constituting 26.6%, while in the upper 5 cm (2019-2002) of Pinku lake 78,9% were PUR and rubber particles. Rubber particles made up the majority of particles (46,2%) in the upper 5 cm (2019-1997) of Usmas lake. The layer 5-10 cm for Usmas lake was damaged during treatment and excluded from the data pool.

Microplastic particle shape differed across layers, however, it was observed that particles with higher AR (rounder particles) appeared more often in deeper layers (Figure 2.6.). Besides, particle shape was the only variable that correlated with particle vertical downward migration.

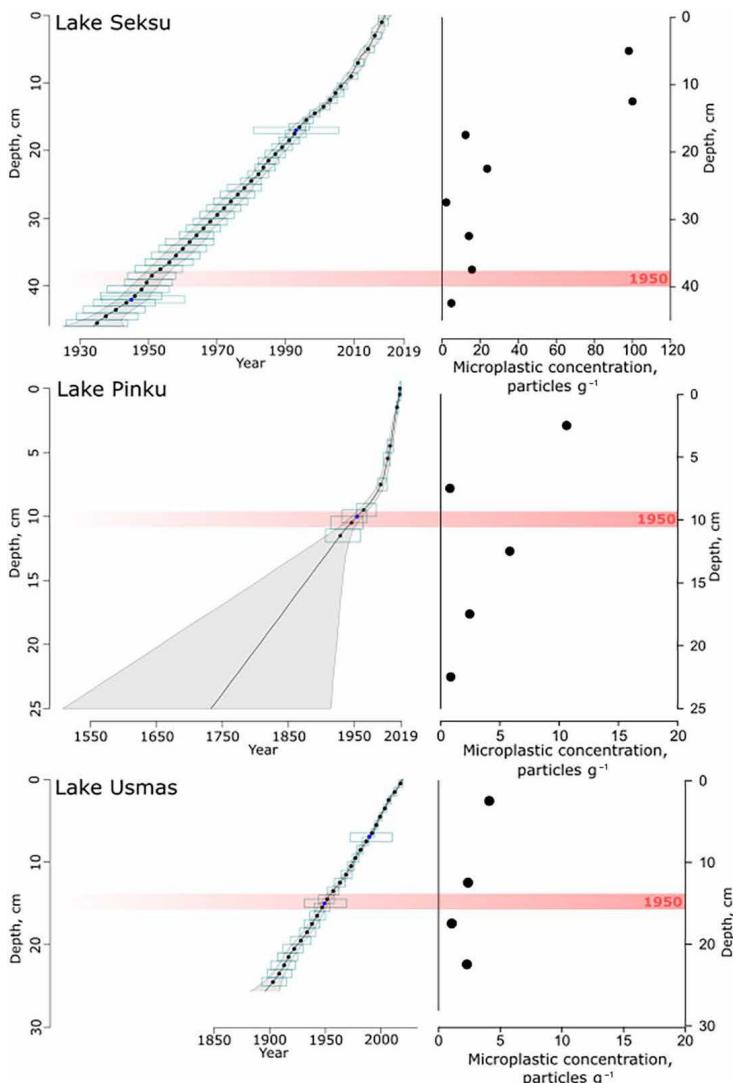


Figure 2.5. Chronology and associated MP mean concentration for Lake Seksu, Lake Pinku, and Lake Usmas. The black solid line shows the weighted mean ages of all depths, whereas the light grey area indicates the reconstructed 95% chronological uncertainty band. Dates of lead isotope ^{210}Pb and SCPs with their error margin age-depth model uncertainties are displayed as light blue boxes. Horizontal red line indicates year 1950 (IV).

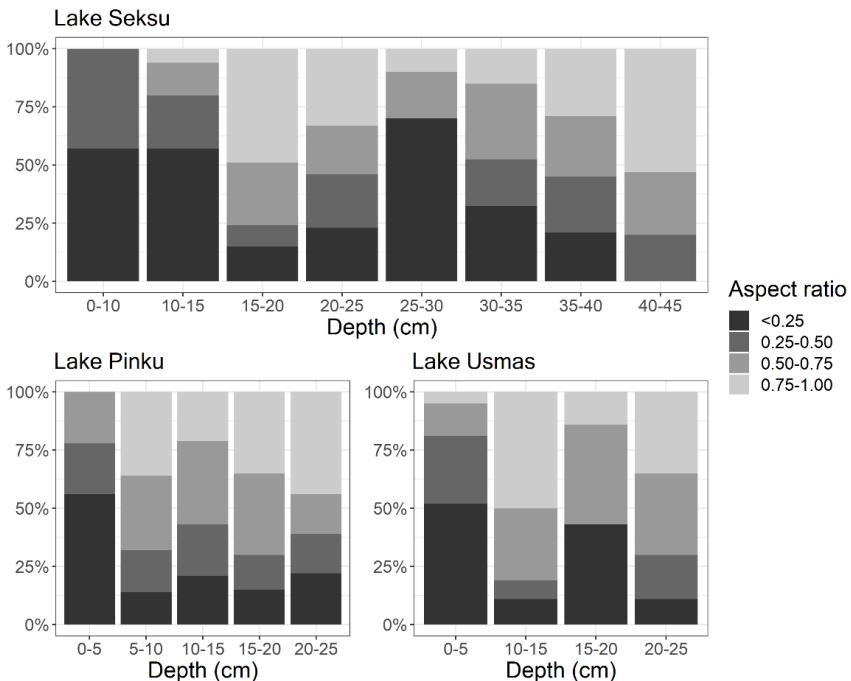


Figure 2.6. Particles aspect ratio (minor vs major dimension) throughout the cores in lakes Pinku, Usmas, Seksu (IV).

Quality control

Procedural negative control samples showed low unintentional samples contamination. Identified were mostly viscose particles (65.7-100%) and, therefore, viscose was excluded from further analysis. Other polymers were found in insignificant numbers. Positive control samples showed 32.6% particles recovery rate. Data were not corrected based on quality control results.

2.4. Microplastics in lake water and sediments (III)

Microplastic in Velnezers surface water

Microplastic particles $\geq 300 \mu\text{m}$ were found in all samples with average concentration 3.35 particles/ m^3 . Higher concentrations were observed at the beginning of summer that decreased toward winter (Figure 2.7. A). Fibres were

dominant particle shape, while fragments constituted relatively small portion (Figure 2.7. B). Majority of particles lied in the size groups 1000-4999 μm and 500-999 μm ; particles in sizes 300-499 μm and >5000 μm were observed less often (Figure 2.7. C). Most common particle colours were blue, black, pink and red (Figure 2.7. D). Polymer was verified for only 3.06% of all identified particles. PP constituted 59.89%, PE 17.79%, PES un PS each 5.26%. The hot needle method was applied to 11.65% out of 96.94% particles not verified spectroscopically, revealing 57.14% being of synthetic and 42.86% natural origin.

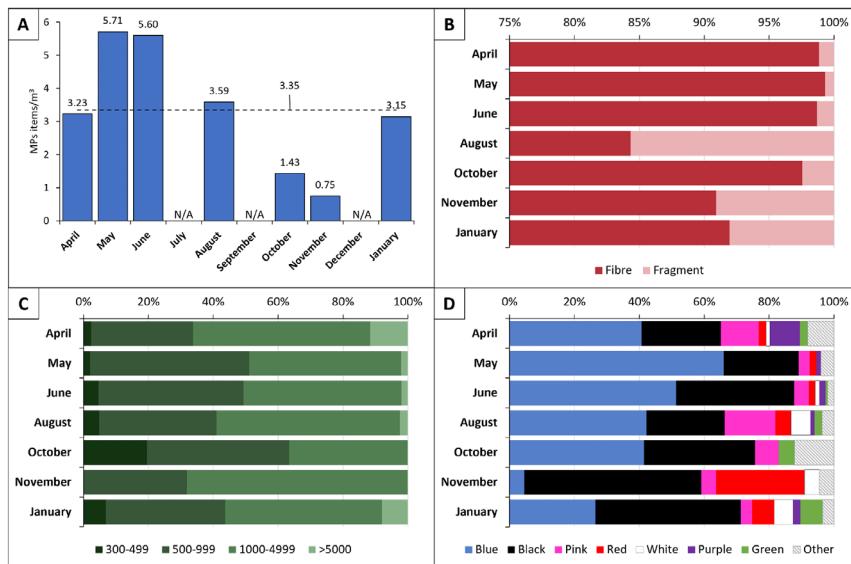


Figure 2.7. Descriptive visualisations of the microplastic (MP) particles $\geq 300 \mu\text{m}$ found in Lake Velnezers surface water during 2019 (April, May, June, August, October, November) and 2020 (January): (A) seasonal dynamics of MP concentration (particles/m³), dashed line indicates annual average and N/A indicates months when MPs were not assessed; (B) shape; (C) MP particle major dimension length, μm ; and (D) colour (III).

Microplastic accumulation in Velnezers sediments

Over the one-year study period, the average MP deposition rate was 9.47 particles/cm²/yr or 4.31 µg/cm²/yr. During the autumn/winter season, microplastic deposition was greater (16.52 particles/cm²/yr or 7.43 µg/cm²/yr) than that in the spring/summer period (3.98 particles/cm²/yr or 1.88 µg/cm²/yr). The most prevalent shape of the settled particles was fragments (99.54%), and fibres were found only in the spring/summer sample. However, there was a relatively higher amount of more elongated particles (AR 0<0.25 and 0.25≤AR<0.5), accounting for 16.65% and 47.06% in the spring/summer sample and 5.54% and 56.36% in the autumn/winter sample, respectively, rather than rounder ones (AR 0.5≤AR<0.75 and 0.75≤AR≤1). The dominant particle size classes corresponding to the major dimensions were 100-199 µm (53.24%), 50-99 µm (21.30%) and 200-299 µm (14.81%) for both seasons. The identified polymers were PE (57.87%), PP (25.00%), PS (15.28%) and PA (1.85%). The autumn/winter sample contained more PE than PP; however, the spring/summer sample was dominated by PP.

Microplastic in Velnezers sediment core

Microplastics were detected throughout the sediment core with average concentration 43.96 ±34.69 particles/g or 20.99 ±17.90 µg/g (min 5.20 particles/g or 4.43 µg/g in layer 30-32cm, representing years before 1890, up to 129.00 particles/g or 71.79 µg/g in layer 2-4 cm representing years 2018-2016) (Figure 2.8. A). A negative correlation was observed between the depth of sediments and microplastic concentration, indicating the decrease in pollution levels with increasing depth (III supplementary material Figure 2A). The dominant particle shape was fragment, constituting 97.93% on average (Figure 2.8. B), besides, more particles were elongated (0.25≤AR<0.5 and 0<AR<0.25) than round (0.5≤AR<0.75 and 0.75≤AR≤1) shape (Figure 2.8. C). The proportional differences of the defined AR groups in each sediment layer did not reveal a correlation between particle elongation and depth. In terms of the major dimensions of the particles, the 100-199 µm size group was dominant (49.18%), followed by the 200-299 µm (22.57%) and 50-99 µm (16.25%) size classes (Figure 2.8. D). Dominant polymers were PS, PE and PP (Figure 2.8. E).

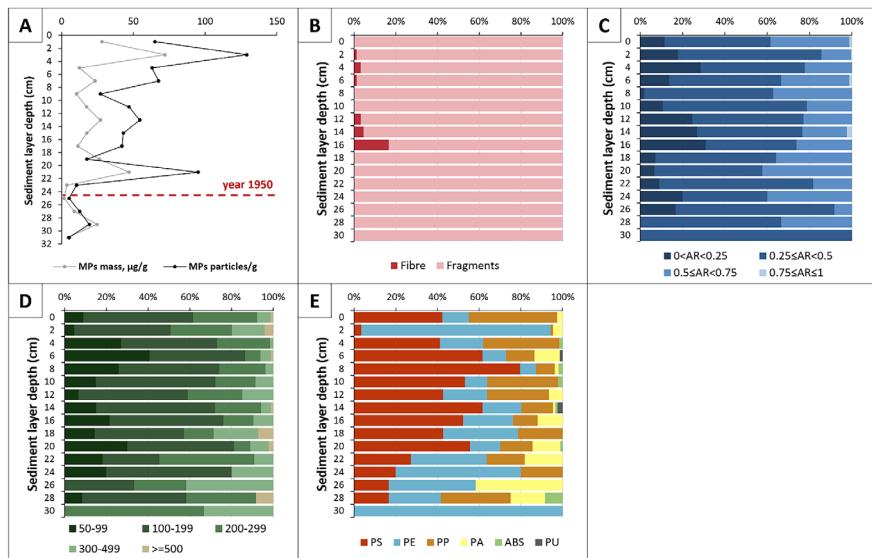


Figure 2.8. Descriptive visualisations of the microplastic (MP) particles found in the Lake Velnezers sediment core: (A) MP concentration (particles/g) and mass ($\mu\text{g/g}$), the red dashed line indicates the sediment layer representing the year 1950 when plastic mass production was assumed to have begun; (B) shape; (C) aspect ratio (AR); (D) major dimension length of the MP particles, μm ; (E) polymer type (PS – polystyrene, PE – polyethylene, PP – polypropylene, PA – polyacrylate, ABS – acrylonitrile butadiene styrene, PU – polyurethane) (III).

Quality control

Surface water procedural negative control samples showed unintentional samples contamination up to 1.13% on average. Positive control samples showed $93.3 \pm 1.8\%$ particles recovery rate. Sediment procedural negative control samples showed unintentional samples contamination up to 1.39% for sediment trap samples and up to 0.33% for sediment core samples. There was high abundance of PET (91.55%) particles found in negative control samples and PMMA polymer was occasionally used in samples handling, therefore these two polymers were excluded from further analysis. Positive control samples showed $91.7 \pm 0.7\%$ particles recovery rate. Data were not corrected based on quality control results, except for the exclusion of PET and PMMA particles.

2.5. Microplastics in river surface water (I)

Microplastics were detected in all samples (Figure 2.9.) with concentration varying from 0.63 to 132.88 particles/m³ (on average 8.18 ± 1.94 particles/m³ across all sample replicates). The lowest microplastic concentration was recorded in Lielupe. Moderate pollution levels were observed in Gauja and Daugava, whereas Salaca exhibited significantly higher concentrations.

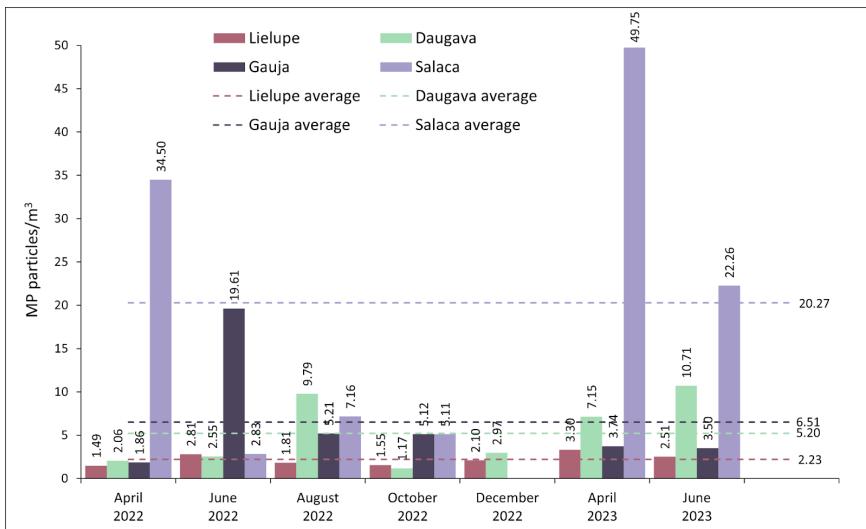


Figure 2.9. Surface water microplastic (MP) pollution by season (average MP concentrations of three replicates) in four Latvian rivers (Lielupe, Daugava, Gauja, Salaca). The dashed lines indicate average MP concentrations per river. Samples were not taken in December 2022 for rivers Gauja and Salaca (I).

The microplastic concentrations were relatively low in Lielupe with no significant differences ($p = 0.085$) across months. Throughout the study period, this river had the most consistent pollution levels while showing a minor gradual increase over the observed period. Daugava exhibited moderate microplastic concentrations, with the lowest in autumn (October 2022), and significantly higher concentrations were observed in the early summer the following year. Microplastic concentrations were relatively low in Gauja, with a significant spike in early summer 2022 and a drop over the following months. Salaca showed extreme fluctuations in microplastic concentrations

across seasons, with the highest values occurring in spring and a significant decrease in early summer.

Fibres and fragments were the most common particle shape. Fibres were the most abundant in Lielupe (68.2%), while Salaca was dominated by fragments (86.22%). The share of fibres and fragments in Daugava and Gauja were similar – in Daugava 43.58 and 52.99%, in Gauja 45.08 and 47.34%, respectively. Film, foam and bead particles were observed rarely.

Most particles lied in the size group 300-999 µm, followed by 1000-4999 µm (Figure 2.10.). The least particles were in size group >5 mm. There were no significant seasonal changes observed in terms sizes, however in June 2022 in Lielupe and in April 2023 in Salaca particles in sizes 100-199 µm were more abundant.



Figure 2.10. Microplastic particle size in studied rivers surface water throughout the study period (April 2022 - June 2023): (A) Lielupe; (B) Daugava; (C) Gauja; (D) Salaca. Samples were not taken in December 2022 for rivers Gauja and Salaca (I).

Majority of identified microplastic particles were black, transparent and blue. Colours constituting <3% were classified as “other” (purple, orange, brown).

The most frequently identified polymers were PE, PP and ethylene propylene diene monomer (EPDM) (Figure 2.11.). EPDM comprised a

significant proportion of the particles detected in the Salaca across all seasons and in Daugava in August 2022. Other polymers, such as PES, PS, nylon and PVC were present in varying amounts, with notable fluctuations in specific months. No significant temporal trends in polymer distribution were observed in Lielupe, Daugava and Salaca. In Gauja, PE exhibited a decreasing insignificant trend, whereas a significant increase in the proportion of PP particles was noted. Other polymers exhibited no significant temporal changes.



Figure 2.11. Microplastic particle polymers in studied rivers surface water throughout the study period (April 2022 - June 2023): (A) Lielupe; (B) Daugava; (C) Gauja; (D) Salaca. PE – polyethylene, PP – polypropylene, PES – polyester, EPDM – ethylene propylene diene monomer, PVC – polyvinyl chloride. Samples were not taken in December 2022 for rivers Gauja and Salaca (I).

Quality control

Procedural negative control samples contained on average 6.76 ± 0.73 fibres and showed unintentional samples contamination up to 3.23% on average if only synthetic fibres are considered, or 9.66% if both synthetic and natural fibres are taken into account. Positive control samples showed $92 \pm 1.53\%$ particles recovery rate. Data were not corrected based on quality control results.

2.6. Microplastics in marine surface water (VIII, VI)

There were 16315 microplastic particles found in marine surface water samples (on average 370.8 ± 515.2 particles per sample) with concentrations varying from 0.09 to 4.43 particles/m³ (VIII Supplementary material 1). The average microplastic concentration in Gulf of Riga was 1.0 ± 1.3 particles/m³ in the western part, 0.8 ± 0.7 particles/m³ in the southern part, 0.6 ± 0.5 particles/m³ in the eastern part and 0.4 ± 0.1 particles/m³ in the central part. In Eastern Gotland basin coastal part microplastic concentrations were 0.5 ± 0.3 particles/m³ and 0.4 ± 0.3 particles/m³ in the offshore part. Pollution level was significantly higher in the Gulf of Riga than in the Eastern Gotland basin, and coastal waters were more polluted than offshore areas.

The most common colours were white (30.1%), black (24.6%) and blue (20.5%). Other colours as pink (5.6%), green (4.4%), grey (2.5%), purple (2.4%), transparent (1.8%), yellow (1.4%), orange (1.2%) and brown (0.6%) constituted a smaller portion. Notably, the most common colours for fibres were black and blue, while for other particle shapes it was white.

Fibres were the dominant particle shape, and fragments were less common (Figure 2.12.). Film, beads and foams were identified more rarely. The western and eastern parts of Gulf of Riga exhibited a higher abundance of fibres than the southern part and coastal area of Eastern Gotland basin.

Particles sized 0.3-1 mm were more common (74% fibres, 53.2% other particle shapes), followed by size group 1-5 mm (24.7% fibres, 43.4% other particle shapes). The least observed particle sizes were with the major dimension >20 mm. There was higher abundance of relatively larger particles in the Eastern Gotland basin.

Polymer composition was identified for 5285 particles, accounting for 74.45% of all non-fibre particles. Dominant polymers were PE and PP, while PS, PES and nylon were detected less often. In certain sampling locations, particularly in the western part of the Gulf of Riga, a relatively higher proportion of less common polymers as acrylates, acetates, PET, rubber, PVC, and polyamide was observed. Polymer composition varied significantly between samples (Figure 2.13.). For example, no PE particles were identified in sample no. 24, whereas PE was the sole polymer detected in sample no. 8.



Figure 2.12. Microplastic particle shape distribution at sampled stations grouped in regional subunits: A, G – Eastern Gotland Basin coastal area; B, H – Eastern Gotland Basin offshore area; C, I – Western part of the Gulf of Riga; D, J – Southern part of the Gulf of Riga; E, K – Eastern part of the Gulf of Riga, F, L – central part of the Gulf of Riga (VIII, VI).

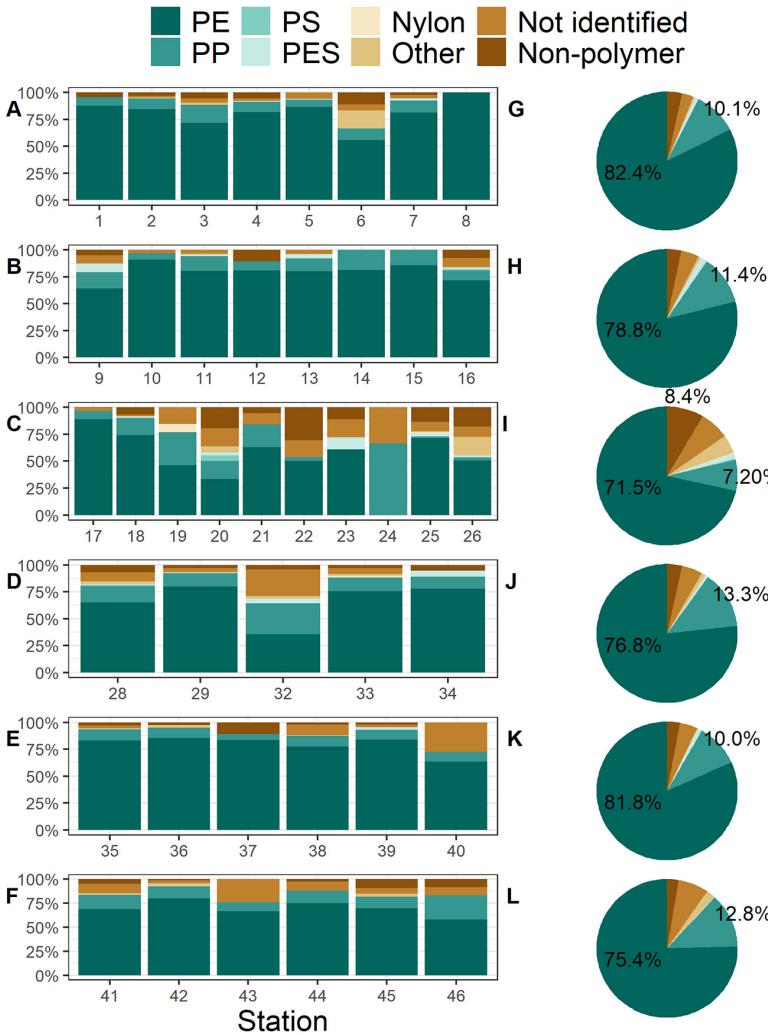


Figure 2.13. Microplastic particle (excluding fibres) polymer distribution at sampled stations grouped in regional subunits: A, G – Eastern Gotland Basin coastal area; B, G – Eastern Gotland Basin offshore area; C, I – Western part of the Gulf of Riga; D, J – Southern part of the Gulf of Riga; E, K – Eastern part of the Gulf of Riga; F, L – central part of the Gulf of Riga. PE – polyethylene, PP – polypropylene, PS – polystyrene, PES – polyester (VIII, VI).

Generally, the proportion of PE increased while the proportion of PP decreased with decrease of particle size. The exception from this tendency was particles belonging to >20 mm size class since the number of particles found in this group was relatively low, so it was not possible to determine whether this proportion would hold true if a bigger particle pool would be examined. PS particles were present in size groups 0.3-1, 1-5 and 10-20 mm, while nylon particles were observed only in size groups 1-5 and 5-10 mm. Both of the latter polymers show polymer-size relationships similar to the one observed for PP. PES particles were observed only in the size group >20 mm.

From all identified fibres only 1.98% were tested for polymer composition. The majority were PP (48.3%), PE (21.68%) and PET (6.1%). Other polymers as nylon (3.9%), PES (3.3%), PS (1.1%) and polyethylene vinyl acetate (PVA, 1.1%) constituted a smaller portion. Part of fibres (6.1%) showed organic non-polymer composition. Similarly to other particle shapes, also for fibres the share of PE increased and share of PP decreased with the decreasing particle size.

Quality control

Procedural negative control samples showed unintentional samples contamination up to 6.8% on average. Positive control samples showed 92.5 ±2.5% particles recovery rate. Data were not corrected based on quality control results.

2.7. Microplastics in coastal beach sand (V)

Mesoplastic particles (>5 mm) were found in 22 from 24 studied beaches (Figure 2.14. A). Concentration varied from 0.01 to 0.69 particles per kg of dry sand (V Supplementary figure S2, Table S5). The average mesoplastic concentration on the open Baltic Sea coast beaches was 0.16 particles/kg, and on the Gulf of Riga coast it was 0.10 particles/kg. Microplastic particles (1-5 mm) were identified in all samples with concentrations ranging from 0.31 to 11.17 particles/kg (V Supplementary figure S2, Table S4) (Figure 2.14. A). The average microplastic concentration on the open Baltic Sea coast beaches was 3.93 particles/kg, and on the Gulf of Riga coast it was 2.44 particles/kg.

Particles were divided in groups based on their size with 1 mm intervals. Most commonly particles were observed to be 1-2 mm in their largest dimension, while particles >5 mm occurred the least (Figure 2.14. B).

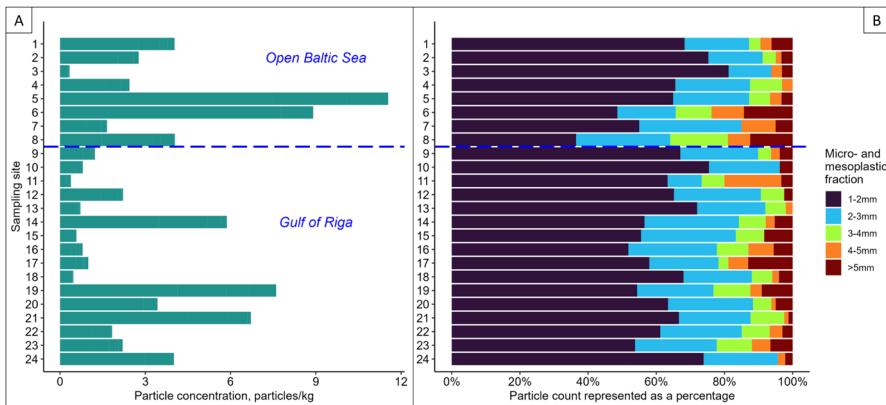


Figure 2.14. Micro- and mesoplastics concentration in beach sand at study sites (as in Figure 1.6.). (A) Concentration (particles/kg dry sand); (B) Particles size fractions percentage distribution (V).

More than 60% of mesoplastics particles were fibres and 31% were fragments. Films were identified rarely. Some beaches – Akmenrags, Ventspils, Majori – were distinctly dominated by fragments. Approximately 70% of microplastic particles were fibres and 30% were fragments. In Akmenrags, Ventspils and Abragciems majority of particles were fragments (Figure 2.15.).

In both size categories (1-5 and >5 mm) black (28 and 29%), white (27 and 15%), blue (11 and 25%) and transparent (10 and 9%) were most common colours. Other colours, such as red, pink, purple, green, grey, orange, yellow, brown and multicoloured, did not exceed 9% share.

In the mesoplastic size group polymer was tested for 35.8% of identified particles. PE constituted 57.9%, PP 26.3%, PS 1.3%. Other polymers as PES, acrylic, polyurethane (PUR) and others made up to 132% in total. For microplastic particles 28.6% were tested for polymer composition, showing PE to be the most abundant at 70.3%, followed by PP (21.5%), and PS (3.8%). Other polymers as PES, acrylic, ethylene vinyl acetate (EVA), PET and PLA constituted up to 1.6%.

Comparing the open Baltic Sea coastal beaches to the western, southern and eastern Gulf of Riga no significant differences were observed in the pollution concentrations. On the eastern Gulf of Riga beaches higher microplastic concentrations were observed than on the western part. The beaches suitability for recreation did not correlate to the pollution extent, however, fragment and film shaped particles showed slightly higher relationship than fibres.

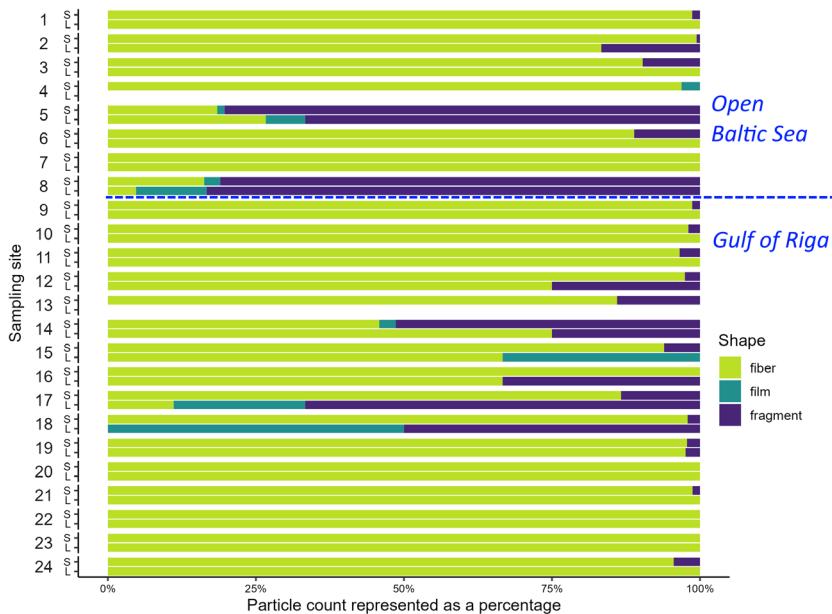


Figure 2.15. Micro- (S) and mesoplastic (L) particle shape distribution.
Sampling sites as per Figure 1.6. (V).

A relationship between the microplastic and fibre concentration and the sand grain granulometry was observed – higher particle, especially fibre, concentrations were observed in beaches with coarser sand (V Supplementary material Figure S3). The mesoplastic size group showed no correlation with sand granulometry (V Supplementary material Figure S4). The microplastic and concentrations and sand granulometry in the open Baltic Sea part and Gulf of Riga eastern part beaches were more similar than other defined sub-regions.

Quality control

In procedural negative control samples five fibres >5 mm were found. Positive control samples showed 99% particles recovery rate. Data were not corrected based on quality control results.

3. Discussion

The aim of the doctoral thesis is to improve microplastic sampling (**II**) and treatment (**VII**) methods and to characterize microplastic pollution in Latvian aquatic habitats – lakes (**III**, **IV**), rivers (**I**), sea (**VI**, **VIII**) and coastal beaches (**V**). The conducted studies provide foundational data for assessing microplastic pollution in Latvian aquatic habitats. The findings can serve as a baseline for developing monitoring datasets, establishing threshold values, and advancing scientific understanding of the distribution and spread of microplastic pollution within Latvian aquatic ecosystems.

3.1. Assessment of methodology

Sampling method improvement (II**)**

The findings of study (**II**) confirmed the presence of microplastics in all samples, with pollution concentrations varying by up to tenfold across replicates. Collecting a single sample without accounting for the spatial and temporal variability of microplastic pollution (Courtene-Jones et al., 2022; Syberg et al., 2020) may lead to unrepresentative data, particularly in areas with low pollution levels. To enhance data accuracy, increasing the sample size or collecting multiple replicates is essential (Pasquier et al., 2022). However, larger sample volumes may introduce technical challenges, such as net clogging (Lusher et al., 2014). Study (**II**) demonstrated that three to five replicates significantly reduce standard error and provide more reliable pollution concentration estimates (Bruge et al., 2020). While a greater number of replicates improves accuracy, the associated costs in terms of resources and time must be considered. Based on these findings, it is recommended to collect microplastic samples using a minimum of three replicates to ensure representative and resource efficient data.

The surface water microplastic concentration is highly dynamic, influenced by meteorological and hydrological conditions (Fischer et al., 2016) as well as polymer density (Atugoda et al., 2020; Kumar et al., 2021). The most commonly used method for sample collection is the Manta net with a 300 µm mesh size, which enables efficient filtration of large water volumes and is particularly suitable for monitoring purposes (Galgani et al., 2024; Hengstmann et al., 2018; Pasquier et al., 2022). Alternative approaches, such as pump systems with filter cascades, allow to capture smaller particles but are more time-intensive and process smaller water volumes. While finer filters provide more comprehensive data on pollution and associated risks (Thornton Hampton et al., 2022), they are prone to clogging from suspended material and demand

greater resources for sample processing and analysis. Research design should therefore balance resource availability with the minimum particle size required to meet study objectives.

Microplastic recoverability assessment (VII)

Microplastic concentration is a key indicator of pollution, however, it can be influenced by unintentional contamination and particle loss during sample collection and purification, which may lead to overestimated or underestimated results (Kutralam-Muniasamy et al., 2023; Way et al., 2022; Weber et al., 2021). Particle recovery tests have indicated that microplastics can be underestimated by up to 14% (Way et al., 2022), highlighting the importance of positive controls to enhance research reliability. Study (VII) demonstrated that the use of partially sealed vacuum filtration devices increases particle loss, whereas sieves yield higher recovery rates. This finding was also supported by Nakajima et al., 2019. However, sieves are not suitable for analysing particles <50 µm due to flow-through challenges caused by mesh surface tension.

The study (VII) also revealed that a greater number of sample purification steps result in lower particle recoveries, while shorter protocols enhance recovery rates. For instance, Olesen et al. (2019) reported a 96% recovery rate of PS beads with the shortest protocol, compared to only 64% with the longest. To minimize particle loss, especially in cases where low microplastic contamination is expected, it is advisable to reduce the number of samples purification steps (Enders et al., 2020; Nakajima et al., 2019) and to adopt methods that are gentle on microplastic particles (Karami et al., 2017; Pfeiffer and Fischer, 2020).

The study (VII) demonstrated a higher particle recovery rate during density extraction when a larger-volume separatory funnel is used and suggested that large volume samples should be divided in smaller sub-samples for optimal recovery efficiency. Recovery rates are influenced not only by the funnel volume but also by sediment characteristics, microplastic properties (e.g., shape, size, density), and the density of the extraction solution (Crutchett and Bornt, 2024; Enders et al., 2020; Hengstmann et al., 2018; Quinn et al., 2017). For instance Hurley et al. (2018) reported 100% recovery for larger microplastic beads but only 82% for small fibres, indicating size-dependent variability. While higher-density extraction solutions improve recovery efficiency, they can be costly and potentially toxic (Katsumi et al., 2022).

To ensure data reliability, it is essential to assess particle recovery throughout the sample preparation process (Enders et al., 2020) and mitigate the risk of false-positive conclusions regarding study quality (Hengstmann et

al., 2018; Imhof et al., 2012). The 100 µm beads used in study (VII) do not fully represent the recovery rates of different environmental microplastic morphologies, such as fibres or fragments (Hengstmann et al., 2018; Olesen et al., 2019). Future research could be improved by incorporating a wider range of particle shapes and sizes in control samples, providing a more accurate assessment of microplastic recovery in environmental samples.

3.2. Results interpretation and comparison with previous studies

Lakes

The degree of urbanization and industrialisation in the vicinity of a lake is a key factor influencing pollution levels (Nava et al., 2023). The landscape surrounding Lake Velnezers has undergone significant anthropogenic modification over the past century. Microplastic concentrations in the lake's surface waters (0.75-5.71 particles/m³) (III) are comparable to those reported in other lakes, such as Lake Winnipeg in Canada (0.58-8.31 particles/m³) and Chusi and Bolsena in Italy (0.82-4.41 particles/m³) (Anderson et al., 2017; Fischer et al., 2016), indicating moderate to relatively low pollution levels. Fibres, which are commonly associated with waterbodies near populated areas (Kumar et al., 2021; Uurasjärvi et al., 2020), were frequently detected in Velnezers. The predominant polymers identified in study (III), as well as in previous research (Malla-Pradhan et al., 2023; Sighicelli et al., 2018; Uurasjärvi et al., 2020), were PP and PE. Additionally, 42.86% of the identified fibres were of natural origin, aligning with findings from other aquatic environments (Stanton et al., 2019; Suaria et al., 2020). Given the potential for misclassification during visual analysis, analytical chemistry techniques are recommended to accurately distinguish synthetic microplastics from natural fibres and prevent overestimation of pollution levels.

Microplastic concentrations in Lake Velnezers surface waters were higher in late spring and early summer, likely due to increased aggregation with suspended organic matter (Atugoda et al., 2020; Li et al., 2023). In autumn, concentrations declined as organic matter settled, leading to elevated microplastic contamination in sediments during autumn and winter compared to spring and summer (III). This seasonal variation suggests active vertical transport of microplastics toward the lakebed.

Sediment traps have emerged as a novel tool in microplastic research, offering insights into pollution accumulation rates not dependent of sediment deposition intensity (Saarni et al., 2023, 2021). Over long-term applications, this method has the potential to replace sediment core analysis for historical pollution assessments. In Lake Velnezers, microplastic accumulation

(22.20 particles/cm²/year) was seven times higher than in Finland's lake Haukivesi (Saarni et al., 2021) and 300 times higher than in Kallavesi lake (Saarni et al., 2023). The slow water exchange characteristic of small, enclosed lakes such as Velnezers facilitates vertical transport and accumulation of microplastics (Lambert and Wagner, 2018). Additionally, sediments tend to contain a higher proportion of microplastic fragments, whereas fibres dominate surface waters, likely due to the progressive fragmentation of fibres over time (Saarni et al., 2023, 2021).

Microplastic contamination was detected in the sediments of all studied lakes, including those with special protection status (Usma, Pinku, and Sekšu). Notably, Lake Sekšu, which is part of the drinking water system, exhibited the highest contamination levels among the protected lakes. This finding suggests that access restrictions alone do not prevent microplastic pollution, as it can originate from atmospheric deposition (Evangelou et al., 2020; Huang et al., 2021) and surface runoff (Werbowski et al., 2021).

Recent research on microplastics as a stratigraphic marker of the Anthropocene challenge the assumption that these particles are absent from sediment layers representing time before plastic mass production (1950s). In studies (**III, IV**), microplastic particles were identified in older sediment layers, indicating vertical transport influenced by particle morphology. Other studies have shown that sediment properties, bioturbation, pore water movement, and other factors contribute to microplastic migration (Näkki et al., 2017). This indicates that microplastic accumulation in sediments is dynamic and highlights the potential for microplastic contamination in previously undisturbed environments, including underground aquifers (Xu et al., 2024). Importantly, the negative control samples performed in studies (**III, IV**) confirm that the presence of microplastics in deeper layers is not due to unintentional contamination during sample processing.

Rivers

Estuaries serve as transitional zones between freshwater and marine ecosystems, where dynamic water flow facilitates pollutant resuspension and transport (Waldschläger et al., 2020). While microplastic pollution in rivers has been increasingly studied, the influence of seasonal variations remains poorly understood (Huang et al., 2023). Most research has focused on regions with pronounced precipitation fluctuations, whereas studies in areas with distinct seasonal temperature changes are limited (Atugoda et al., 2020; Huang et al., 2023; Waldschläger et al., 2020; Werbowski et al., 2021). Seasonal factors, such as snow accumulation and melt, play a crucial role in microplastic transport. Snow captures atmospheric microplastics, which are subsequently

released into aquatic systems through surface runoff during melting (Bergmann et al., 2019; Evangelou et al., 2020; Werbowski et al., 2021). A study in Ottawa river, Canada, reported a 114-fold increase in microplastic concentrations during spring snowmelt, highlighting the significance of temperature-driven precipitation events in microplastic transport (Forrest et al., 2022).

Seasonal variations in microplastic concentrations differ across regions. In the Houjin River, Taiwan, higher pollution levels were recorded during the dry season (183.33 ± 128.95 particles/m 3) compared to the rainy season (102.08 ± 45.80 particles/m 3) (Huang et al., 2023). Conversely, in Yangtze River, China, microplastic concentrations were greater during the rainy season (1.32 ± 1.09 particles/m 3) than in the dry season (0.70 ± 0.28 particles/m 3) (Wu et al., 2024). Latvian rivers did not exhibit significant seasonal variations in water flow, though an increase in water volume can be observed in spring and autumn (LVGMC, 2024b). The present study (**I**) found no correlation between seasons and microplastic pollution, likely due to the relatively minor fluctuations in water levels. Not considering seasonal variations, the Houjin River exhibited significantly higher microplastic pollution levels than Latvian rivers, likely due to its passage through a densely populated and industrialized area, where it receives both domestic and industrial wastewater (Huang et al., 2023; Vermeiren et al., 2021). In contrast, Forrest et al. (2022) reported lower microplastic concentrations (average 1.35 particles/m 3) in the Ottawa River, Canada, compared to Latvian rivers. In all mentioned studies fibres were dominant particle shape, same as in Lielupe (68.02%).

The mesh size of the filtration device significantly influences the quantity of microplastics collected. For instance Song et al. (2014) found that a net with 50 μm mesh captured a much higher microplastics concentration (1143 ± 3353 particles/m 3) than a 330 μm mesh net (47 ± 192 particles/m 3), which retained only 4% of the potential environmental microplastic particles. Additionally, 50% of the collected particles were reported to be smaller than 100 μm , indicating that larger mesh sizes may lead to underestimation of pollution levels. While smaller microplastic particles are generally more abundant (Huang et al., 2023; Waldschläger et al., 2020), study (**I**) found a dominance of larger particles (300-999 μm).

Marine environment

Microplastic pollution in aquatic environments is generally considered low when it does not exceed 10 particles/m 3 (Waldschläger et al., 2020). In the surface waters of the Baltic Sea, concentrations typically remain below this threshold, with reported levels ranging from 0.19 to 7.73 particles/m 3 in the

Stockholm Archipelago (Gewert et al., 2017), 0.18 to 0.92 particles/m³ in the Gullmar Fjord (Karlsson et al., 2020), and 0 to 0.8 particles/m³ in the Gulf of Finland (Setälä et al., 2016). Similar findings were observed in studies (**VI**, **VIII**), with microplastic concentrations ranging between 0.09 and 4.43 particles/m³. Consistent with freshwater ecosystems (**I**, **III**), fibres were the dominant microplastic type in marine environments (**VI**, **VII**), as their larger surface area enhances buoyancy and facilitates long-range transport (Atugoda et al., 2020; Kaiser et al., 2017; Kumar et al., 2021). However, some studies have reported lower fibre proportions, such as 3% in China's Bohai Sea (Zhang et al., 2017) and 10% in Sweden's Gullmar Fjord (Karlsson et al., 2020). The exclusion of fibres or the absence of chemical composition analysis can lead to inaccurate pollution assessments (Rebelein et al., 2021).

Beaches serve as dynamic interfaces between marine and terrestrial environments, acting both as sinks and sources of microplastic pollution. However, the mechanisms governing microplastic transport and accumulation remain poorly understood (Rohais et al., 2024). Microplastic pollution on Latvia's open Baltic Sea coast was higher than in the Gulf of Riga, likely due to the coarser sand granulometry and greater wave energy in open-sea beaches (**V**). In contrast, the finer sand and lower wave energy of Gulf of Riga beaches contributed to lower microplastic concentrations. Previous studies have reported conflicting findings, with higher microplastic accumulation observed on beaches with finer sand, as these sediments remain suspended longer and facilitate transport for greater distances (Harris, 2020; Mendes et al., 2021; Wilson et al., 2021). The eastern coast of the Gulf of Riga exhibited higher pollution levels than the western and southern coasts. This pattern is likely influenced by anticyclonic water circulation, which transports pollutants from the southern part of the bay to the eastern shore (Frishfelds et al., 2022; Lips et al., 2016b). Study (**V**) further indicated that smaller particles constituted a larger share of the pollution, with PE, PP, and PS dominating across all size fractions, suggesting ongoing plastic fragmentation.

Establishing a clear relationship between microplastic pollution and human activities is challenging, with different studies yielding ambiguous conclusions. While population density is often considered the primary driver of microplastic contamination (Corcoran et al., 2020; Van Cauwenbergh et al., 2015; Vermeiren et al., 2021), other factors, including tourism, riverine input, and atmospheric deposition, also play significant roles (Allen et al., 2020; Vermeiren et al., 2021). The open Baltic Sea coastal beaches of Latvia have lower population densities and receive less recreational load compared to the beaches of the Gulf of Riga (Centrālā statistikas pārvalde, 2022; Ruskule et al., 2018). However, same as observed in Latvian beaches (**V**), also on the Belgian

coast no significant correlation was found between coastal tourism suitability and microplastic concentrations (Claessens et al., 2011).

3.3. Recommendations for monitoring system development and further research

Monitoring programs rely on standardised protocols and databases to ensure consistent and representative results (Galgani et al., 2024; Official Journal of the European Union, 2017; Prata et al., 2024). For instance, the Drinking Water Directive (2020/2184) recognizes microplastics as a potential health risk; however, further preliminary data are required to establish environmental quality standards. Surface water quality regulations include a watch list of substances, which will include microplastics once suitable monitoring methods are developed (European Commission, 2022; European Parliament, 2023). The first monitoring report on microplastics, released in 2024, outlines detection methods in drinking water, though recommendations are incomplete and unverified (Belz et al., 2024). To promote international comparability, the Helsinki Convention has issued guidelines for marine microplastic sampling and analysis; however, these guidelines are non-legally binding (HELCOM, 2022a, 2022b). Additionally, the International Organization for Standardization has published several relevant standards, including ISO 24187:2023, which specifies minimum requirements for detection of microplastics in various environmental matrices (ISO, 2023). In alignment with regulatory frameworks, Latvia is implementing harmonised microplastic monitoring programs (Eiropas Parlaments, 2020, 2000; European Commission, 2022; LVGMC, 2024a, 2023b, 2023a; Official Journal of the European Union, 2008). Studies I-VIII compile initial data on microplastic pollution in Latvian waters, propose methodological improvements, and offer recommendations for monitoring, which can inform regulatory modifications and the establishment of pollution thresholds.

Principles for microplastic monitoring quality assurance

Microplastic pollution research involves samples collection, processing, and analysis, simultaneously ensuring quality and comparability. For effective microplastic monitoring, a combination of two methods is recommended: surface water filtration using a Manta net or pump, and sediment traps (III). This integrated approach would enable the assessment of polymers with varying densities and provide a comprehensive understanding of pollution across different sections of the water body (Choy et al., 2019; Pabortsava and Lampitt, 2020; Sebille et al., 2020). Filtration with a Manta net is efficient for

collecting large sample volumes, but it is often not suitable for particles <100 µm. For capturing such fine particles, a pump-based filtration system is more appropriate (Galgani et al., 2024; Gao et al., 2023; Pasquier et al., 2022; Prata et al., 2024; Zhang et al., 2023). To ensure the reliability and representativeness of the data, it is essential to collect at least three replicate samples (**II**) (Karlsson et al., 2020; Pasquier et al., 2022). To determine the most representative season for assessing pollution levels, it is recommended to conduct a pilot study over at least two years, incorporating data from different seasons (**III**). For instance, in the Latvian context, monitoring microplastics during the winter months presents significant challenges (**I, III, V**) due to low temperatures. While sediment boreholes are not ideal for monitoring due to the vertical migration of microplastics (**III, IV**), they may provide an initial overview of the pollution levels in a water body (Osorio et al., 2021). In contrast, sediment trap method offers valuable insights into the rate of pollution accumulation and real-time variations (**III**).

Microplastic sample purification process must adhere to high standards to minimize contamination, loss and damage, and should include both positive and negative control samples. To mitigate the risk of contamination, several principles should be followed, such as thoroughly cleaning reagents and equipment, and conducting the work in a space with filtered air, such as laminar flow hood (Gao et al., 2023; Jones et al., 2024; Kutralam-Muniasamy et al., 2023). The processing should also follow the shortest possible protocol (**VII**) and employ gentle techniques that do not cause degradation of the microplastic particles (Osorio et al., 2021; Pfeiffer and Fischer, 2020; Prata et al., 2024). Density separation is more effective with high-density solutions (e.g., ZnCl₂, ZnBr₂, NaI), although these can be toxic and costly. In contrast, low-density solutions (e.g., NaCl, CaCl₂) are safer and more affordable, but less efficient at recovering high-density polymers (Osorio et al., 2021; Prata et al., 2024; Thomas et al., 2020). Regardless of the purification methods employed, the use of both positive and negative control samples and reporting control results are essential, and the environmental samples data should be reported with no corrections based on the control results. To ensure consistent, comparable, and high-quality results, it is crucial to implement an internationally standardised protocol for sample processing (Gao et al., 2023; Prata et al., 2024).

There are a variety of methods employed for microplastic analysis, which complicates data comparability. Visual analysis is the simplest and most cost-effective method; however, it is subjective and susceptible to error, potentially leading to an overestimation of microplastic concentrations by up to 30% (Prata et al., 2024). It is recommended to combine visual analysis with more precise techniques, such as the hot needle method, or to use chemical analysis methods (e.g., ATR-FTIR, Raman spectroscopy, thermal analysis) that

provide information on the synthetic origin and polymer composition of the particles. In cases when samples contain large number of particles, it is common to analyse only a subset of the sample; however, care must be taken to ensure that the sample remains representative. Sample splitting should be avoided, if possible (Brandt et al., 2021).

Data reporting must adhere to principles that ensure comparability and accurately reflect the methods of sample collection and analysis. When collecting water microplastic samples, the concentration should be expressed as the number of particles or mass per unit volume (m^3 or L), while sediment samples should report concentrations relative to the dry mass or volume of the collected sample (g , cm^3 , or kg) (Prata et al., 2024). Expression of pollution concentration per unit area (e.g., cm^2 , m^2 , km^2) is acceptable in cases where field observations are made visually or with optical equipment. Extrapolating results to larger units of measurement is not recommended (Belz et al., 2024; Waldschläger et al., 2020). The analytical method used dictates the form in which results are expressed: for microscopy-based methods (e.g., visual analysis, electron microscopy), data are reported as the number of particles along with their sizes, whereas thermal analytical methods (e.g., pyrolysis or gas chromatography combined with mass spectrometry) report results as mass (ng , μg , or g) per unit (Belz et al., 2024).

Further research

There is a need for additional extensive research to fully understand the sources of microplastic pollution, its transport pathways, and the parameters influencing its dynamics, accumulation, and distribution characteristics (Galgani et al., 2024). Furthermore, the impacts of microplastics on ecosystems and living organisms remain weakly explored. Following the development of a more comprehensive microplastic pollution database, the application of model simulations would provide significant insights into the potential fate of microplastics in the environment, facilitating comparisons with the existing knowledge.

Conclusions

- Microplastic pollution, encompassing particle ranging from 50 µm (**III**), 100 µm (**I, IV, VII**), 300 µm (**II, III, VI, VIII**) and 1000 µm (**V**), was detected across all studied aquatic habitats. The predominant particle shapes were fibres and fragments, with polyethylene and polypropylene being the most common polymers. The overall microplastic pollution level in Latvian water bodies is assessed as moderate. However, it is recommended to establish monitoring programs to track changes over time, with efforts made to align these programs with internationally recognised and standardised protocols.
- The most suitable method for monitoring microplastic pollution in small, end-of-stream lakes involves the collection of surface water microplastic samples through water filtration, in combination with the assessment of microplastic accumulation using sediment traps (**III**).
- To minimize the inclusion of random variations in microplastic pollution concentrations, it is recommended to conduct at least three consecutive sample repetitions, ensuring a more accurate representation of the actual pollution level (**I, II**).
- Adhering to quality assurance and control principles during sample handling ensures more reliable results that accurately reflect the environmental conditions. Particle recovery can be enhanced by selecting closed filtration devices for sample filtration, such as sieves, and minimizing the number of processing steps (**VII**).
- Microplastic pollution in Lake Velnezers demonstrated a correlation between the concentration of pollution in the surface water and its seasonal accumulation patterns. Higher microplastic concentrations were observed during the spring and summer seasons, while more pronounced accumulation in sediments occurred in the autumn and winter seasons (**III**).
- Microplastic pollution has been detected in sediment layers of Latvian lakes, dating back to period prior to the onset of global mass plastic production (1950s). This finding suggests vertical transport of pollution into deeper sediment layers, challenging the previously held assumption that microplastics could serve as a marker for defining the beginning of Anthropocene (**IV**).
- The protection status of lakes and the respective protective measures do not guarantee a lower microplastic pollution level (**IV**).

- The highest concentrations of microplastic pollution in lake sediments were found in lakes Velnezers and Sekšu, with averages of 43.96 ± 34.69 and 33.9 ± 40.76 particles/g, respectively. In contrast, lower pollution levels were recorded in lakes Pinku and Usmas, with averages of 4.12 ± 4.18 and 2.47 ± 1.25 particles/g, respectively (**III, IV**).
- The four largest Latvian rivers flowing into the Gulf of Riga contribute to marine microplastic pollution by transporting $1.17\text{--}49.75 \pm 2.25$ particles/m³ through surface water. The highest concentrations were observed in the Salaca River (20.27 ± 7.70 particles/m³), moderate concentrations in rivers Gauja (6.51 ± 2.67 particles/m³) and Daugava (5.20 ± 1.49 particles/m³), and the lowest in the Lielupe (2.23 ± 0.26 particles/m³). Pollution levels carried by the rivers are higher in spring and early summer compared to autumn and winter (**I**).
- Marine surface water microplastic pollution was higher in the Gulf of Riga (0.75 particles/m³) compared to the Latvian territory of the East Gotland Basin (0.42 particles/m³). Similarly, higher pollution levels were observed near the coast than in offshore areas (**VI, VIII**).
- Microplastic pollution characteristics varied between beaches of the Gulf of Riga and the Latvian coast of the open Baltic Sea. Higher pollution levels were observed on beaches with coarser sand. No correlation was found between beach suitability for recreational activities and the extent of pollution (**V**).

Acknowledgements

I would like to express my sincere gratitude to my doctoral thesis supervisor Dr. biol., senior researcher Inta Dimante-Deimantovica for her time and dedication in guiding the preparation of the research articles and thesis. I deeply appreciate her invaluable advice, understanding, and patience throughout this process.

I would like to extend special thanks to my colleagues at the Microplastics Laboratory of the Latvian Institute of Aquatic Ecology for their collaboration in carrying out this research, fostering a positive atmosphere, and providing continuous support. My gratitude also goes to everyone involved in the collection, preparation and analysis of samples.

Great thanks to co-authors os research articles: Aigars J., Antonsson E., Bebrīte A., Bikse J., Blache M., Buhhalko N., Busmane S., Dimante-Deimntovica I., Koistinen A., Mischke S., Poikane R., Prokopovica A., Putna-Nimane I., Retiķe I., Saarni S., Skudra M., Stivrins N., Suhareva N., Svipsta S., Tylmann W., Uurasjärvi E., Vianello A., Viksna A., Viska M., Vollertsen J.

Heartfelt thanks to my parents, relatives, and friends for their endless presence, constant encouragement, and support, as well as their belief in my abilities throughout the preparation of my doctoral thesis.

The doctoral thesis was financially supported by:

- EEA and Norway Grants Baltic Research Programme project “Strategic initiative to improve research performance and strengthen cooperation in microplastic pollution field (ImproveMicro)”;
- EEA and Norway Grants Bilateral cooperation fund strategic initiative “The spread and dynamics of microplastic pollution in Latvian and Icelandic sea and lake waters – a new cooperation direction launch”;
- ESF SSG no. 8.2.2. " Strengthening of Professional Competence of Daugavpils University Academic Personnel of Strategic Specialization Branches 3rd Call" project no. 8.2.2.0/20/I/003;
- LVAF project “Improving monitoring of microplastic pollution in rivers and coastal sand (MicroMon)”;
- LVAF project “Development of recommendations for the collection and analysis of data on microplastic pollution presence in freshwater systems with varying levels of protection and contamination.”;
- Student corporation “Selga” for studying microplastic on the Latvian coastal beaches.

Izmantotie informācijas avoti

References

- 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
- Belz, S., Cella, C., Geiss, O., Gilliland, D., La, S.R., Mēhn, D., Sokull-Kluetgen, B., 2024. Analytical methods to measure microplastics in drinking water. <https://doi.org/10.2760/109944>
- Bergmann, M., Mütsel, 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>
- 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., Lanceleur, 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>
- 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>

- 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>
- 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>
- Courtene-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>
- Eiropas Parlaments, 2020. Direktīva 2020/2184 (2020. gada 16. decembris) par dzeramā īdens 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 īdens resursu politikas jomā.
- 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>
- 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).
- Evangelou, 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>
- 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>
- 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>
- 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>
- 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>
- Hjaltason, B., 2004. Straumendur á vatnsviði Bugðu og Laxár í Kjós. Bliki 25, 49–60.
- 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>
- ISO, 2023b. ISO 24187:2023 Principles for the analysis of microplastics present in the environment. International Organization for Standardization.
- 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., Wanick, 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>
- Karlsson, T.M., Kärrman, 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., Ķoļcova, T., 2021. Dienanktī maksimāli pieļaujamās piesārņojuma slodzes, lai samazinātu barības vielu slodzi uz Rīgas līci (DAML). Projekta teritorijas un datu vispārīgs raksturojums.
- 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.
- Leppäranta, 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>
- 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>
- 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>
- LVGMC, 2024a. Daugavas upju baseinu apgabala apsaimniekošanas plāns un plūdu riska pārvaldības plāns 2022. - 2027. gadam, papildinātā redakcija. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, Rīga.
- LVGMC, 2024b. Hidroloģiskās prognozes [WWW Document]. URL <https://videscentrs.lvgmc.lv/iebuvs/hidrologiskas-prognozes> (accessed 11.7.24).
- LVGMC, 2023a. Gaujas upju baseinu apgabala apsaimniekošanas plāns un plūdu riska pārvaldības plāns 2022. - 2027. gadam, papildinātā redakcija. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, Rīga.
- LVGMC, 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>

- 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 kabinetis, 2022. Par Vides politikas pamatnostādnēm 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, Á., Lepori, F., Matias, M.G., Matsuzaki, S.S., McElarney, Y., Messyasz, B., Mitchell, M., Mlambo, M.C., Motitsoe, S.N., Nandini, S., Orlandi, V., Owens, C., Özkundakci, D., Pinnow, S., Pociecha, 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>
- 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>
- 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>
- 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>
- Pujāte, A., 2015. Vides apstākļu izmaiņu un cilvēka darbības pēdas Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumos. Latvijas Universitāte, Riga.
- 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>
- 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>
- 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/oneco.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., Soininen, 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., Poulaïn-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>

- 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>
- 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 Cauwenbergh, 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>
- 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 macrofauna. *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>
- 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>
- Wilson, D.R., Godley, B.J., Haggard, 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>
- 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>

Marta Barone. Latvijas ūdens ekosistēmu mikroplastmasas piesārņojuma raksturojums. *Promocijas darba kopsavilkums* = Characterization of microplastic pollution in Latvian water ecosystems. *Summary of the Thesis for Obtaining the Doctoral Degree.* Daugavpils: Daugavpils Universitātes Akadēmiskais apgāds „Saule”, 2025. 130 lpp.

• • • •

Izdevējdarbības reģistr. Apliecība nr. 2-0197
Iespriests DU Akadēmiskajā apgādā „Saule” –
Vienības iela 13, Daugavpils, LV-5400, Latvija