

TARTU ÜLIKOOL  
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT  
ZOOLOOGIA OSAKOND  
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

**Merilin Raudna-Kristoffersen**

**MIKROPLAST EESTI RANNIKUMERE  
MEREROHUVÄLJADE SETETES JA VEES**

Magistritöö

Juhendajad: PhD Randel Kreitsberg

PhD Arvo Tuvikene

TARTU 2020

## Infoleht

Inimtegevusega kaasneb keskkonnale suur surve erinevate reostusainete näol, millest üks viimasel ajal tähelepanu alla jäänud on mikroplast. Mikroplast on <5mm suurune plastitükk, mis võib olla toodetud väikeses mõõdus, kui ka lagunened suuremate objektidest ja makroplastist. Mikroplasti leidub laialdaselt keskkonnas nii meres kui maismaal. Käesoleva uurimuse käigus uuriti lääne-Eesti mererohuväljade setetes ja vees leiduvat mikroplasti. 15 proovipunktist leiti vee- ja setteproovidest kokku 955 mikroplasti tükki: 626 pinnavee proovidest ning 329 põhjasette proovidest, kõige enam leidis sinised kiude. Mererohuväljade setetest leitud mikroplasti koguse võrdlemisel teiste uurimuste põhjal leitud vegetatsioonita setete mikroplasti kogustega, leiti, et mererohuväljade setted akumulereivad mikroplasti. See on oluline tulemus, sest mererohuväljad on tähtsad ökosüsteemid, kuhu mereorganismid koonduvad toituma ning kudema. Mikroplastil on näidatud loomadele erinevaid negatiivseid mõjusid, muu hulgas oksüdatiivne stress, toitumise raskendamine, ainevahetuse häirimine, käitumuslikud muudatused ja suremus. Antud uurimus oli esimene mikroplastiteemaline uurimus mererohuväljadest Läänemeres.

Märksõnad: Läänemeri, mererohuväljad, *Zostera marina*, mikroplast, setted, merereostus.

Microplastic has recently gained a lot of attention in marine research, being an ubiquitous pollutant among other anthropogenic pollutants. Particles to be considered microplastic are <5 mm plastic fragments. This research paper described microplastics found in western Estonian archipelago. Samples were collected at 15 sites from surface water and seagrass bed sediments. 955 microplastics were found, of which 626 in water samples and 329 in sediments. These results were compared to other research done in the Baltic Sea. Seagrass beds were shown to be hotspots to microplastic. That is unfortunate as seagrass beds are a biodiversity hotspots and microplastics can affect marine organisms. Research has shown that injecting microplastic can cause death, oxydative stress, altered behaviour, metabolic disturbances. This was the first seagrass bed microplastic research in the Baltic sea.

Keywords: Baltic sea, seagrass beds, *Zostera marina*, microplastic, sediments, marine pollution

# Sisukord

Sissejuhatus .....	4
Kirjanduse ülevaade .....	6
Mikroplasti allikad ja leidumine.....	6
Mikroplasti mõju elusloodusele, mikroplast vektorina.....	7
Mõju inimesele .....	10
Mikroplastiuringud maailmas ja piirkondlikud erinevused .....	11
Läänemere mikroplastiuringud.....	13
Mererohuväljade tähtsus ja olukord.....	14
Mikroplasti uurimiseks kasutatavad meetodikad .....	15
Materjalid ja meetodid.....	18
Proovipunktide valik ja iseloomustus.....	18
Proovivõtu meetodika.....	19
Proovide filtreerimine .....	19
Mikroskopeerimine.....	19
FTIR - Fourier' infrapunaspektroskoopia .....	20
Statistilised analüüsid .....	20
Töö autori roll.....	20
Tulemused.....	21
Arutelu .....	27
Eesti rannikumere mererohuväljade setetes ja vees leidub mikroplasti .....	27
Mererohuväljad erinevad mikroplasti reostuse osas teistest sarnastest ökosüsteemidest .....	28
Looduskeskkonnast leitud mikroplasti kogustel ja omadustel on mõju elusorganismidele .....	28
Kokkuvõte.....	31
Summary .....	32
Tänuavaldused.....	33
Kasutatud allikad.....	34
Lisa 1. Proovivõtupunktide koordinaadid ja mõõdetud keskkonnaparametrid.....	41
Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks .....	42

## Sissejuhatus

Inimtegevusega kaasneb keskkonnale suur surve erinevate reostusainete näol, millest üks viimasel ajal tähelepanu alla jäänud on mikroplast. Mikroplast on <5mm suurune plastitükk, mis võib olla toodetud väikeses mõõdus – primaarne mikroplast; kui ka lagunenud suurematest objektidest ja makroplastist – sekundaarne mikroplast (Cole et al., 2011). Maailmameres leidub ka hulgaliselt makroplasti ning mikroplastist väiksemates mõõtmetes nanoplasti. Mikroplast tekib ja satub keskkonda inimtegevuse mõjul. Allikad on muuhulgas sünteetilised riided, plastipelletid, kalandustarbed, merenduses kasutatavad köied, autorehvid, suitsukonid, värvid ning makroprügi. Mikroplast satub keskkonda nii sade- kui reoveega, kui ka õhuvooludega kandudes prügimägedelt või nõrgveega kulgedes (Browne et al., 2011; Dris et al., 2016; He et al., 2019; Magnusson et al., 2016; Talvitie et al., 2015).

Mikroplasti mõju elusloodusele sõltub selle suurusest ning muudest keemilistest ja füüsikalistest omadustest nagu värvus, lisainete hulk, vanutatuse tase. Loomad neelavad plasti, kuna sellest lähtuvad signaalid, mida liigid kasutavad toidu otsimisel – välimus ja lõhn mimikeerivad toitu (Savoca et al., 2016). Olenevalt tüki suurusest võib mikroplast kuhjuda loomade erinevates kudedes, ummistada või läbida seedetrakti (Gray and Weinstein, 2017). Nanomõõtmetes plastiosakesed läbivad rakuseina ja tekitavad kudedes põletikke. Mikroplasti tarbimine võib loomades põhjustada põletikke, oksüdatiivset stressi, mehaanilisi vigastusi, mikrofloora muutusi (Pirsaheb et al., 2020). Plastipolümeeride vahele tootmisel lisatud ained plasti omaduste muutmiseks (nt ftalaadid, bisfenool a) võivad loomadele samuti mürgised olla. Mikroplast võib olla vektoriks patogeenidele ning võõrliikidele (Kirstein et al., 2016). Samuti on plastil omadus keskkonnamürke akumulierida, mis võivad samuti mikroplasti toiduks pidavaid loomi kahjustada (Guo and Wang, 2019; Teuten et al., 2009).

Mikroplastireostust leidub pea igas ökosüsteemis ning tänu väikestele mõõtmetele ning heale levimisvõimele ka inimese poolt puutumatutes piirkondades (Allen et al., 2019). Mikroplasti on enim uuritud avamereproovidest ning mereloomades. Vähem on uuritud mikroplasti hulka ja mõju erinevates ökosüsteemides (ka maismaal) ning mõju edasikandumist toiduahelates. Eksperimentaalsetes uuringutes kasutatakse enamasti looduses esinevast kõrgemaid mikroplasti kontsentratsioone ning nende tulemused ei peegelda olukorda looduses.

Mererohuväljad on tähtsad ökosüsteemid, pakkudes elu- ja kudemispaika ning panustades toitainete ringlusesse ning vähendades vooluveekulutuse mõjusid (Christianen et al., 2013).

Läänemere ainus mererohuvälja liik on pikk merihein (*Zostera marina L.*), mis on ka üks levinumaid põhjapoolkeral (Cabello-Pasini et al., 2003). Meriheina kasvutihedus suurendab makrovetikate ning selgrootute liigirikkust ning arvukust (Möller et al., 2014).

Mikroplasti hulk ning mõju mererohuväljade ökosüsteemides on vähe uuritud ning Läänemere piirkonnas uurimused sellel teemal puuduvad. Varasemate uurimuste põhjal võib arvata, et mererohuväljade setetes leidub rohkem mikroplasti võrreldes taimkatteta merepõhjaga (Huang et al., 2020), kuid vähe on teada faktoritest, mis selliste erisuste taga on. Samuti seda, kuidas erinevad mererohuväljade tüübid (eri taimkatte liigid, sügavus, põhja substraat jm) käituvad võimalike mikroplasti akumulatsioonide *hotspotidena*.

Antud töö eesmärgid on välja selgitada:

- kas, kui palju ja mis tüüpi mikroplasti leidub Lääne-Eesti saarestiku mererohuväljade setetes ning pinnakihi vees;
- kuidas on saadud tulemused võrreldavad teiste uuringutega, mis on tehtud väljaspool (Läänemere) mererohuväljasid;
- ning kirjeldada leitud mikroplasti koguste ja omaduste võimalikku mõju elusloodusele, kasutades kirjanduse allikaid.

Eelnevast lähtuvalt on hüpoteesideks:

- Eesti rannikumere mererohuväljade setetes ja vees leidub mikroplasti.
- Mererohuväljad erinevad mikroplasti reostuse osas teistest sarnastest ökosüsteemidest.
- Looduskeskkonnast leitud mikroplasti kogustel ja omadustel on mõju elusorganismidele.

Nende tulemuste saamiseks ning hüpoteeside kinnitamiseks uuriti Eesti rannikumere pinnavee- ja setteproove ning analüüsiti kirjanduse põhjal varem tehtud uurimusi. Läänemere mererohuväljasid ei ole varem mikroplasti suhtes uuritud. Need tulemused on vajalikud, et teadlastel oleks tulevastest mererohuväljadega seotud eksperimentaalsetes uuringutes kasutada realistlikke mikroplasti kontsentratsioone ning mõista reostuse taseme mõjusid tähtsates ökosüsteemides – mererohuväljadel.

# Kirjanduse ülevaade

Mikroplasti levimist ja hulka mõjutavad nii inimtegevus kui keskkonnafaktorid. Inimtegevuse tagajärjel koguneb mikroplast nii maismaale kui merekeskkonda, eriti randadesse, setetes ja merevette (Auta et al., 2017). Keskkonnateguritest mõjutavad mikroplasti levimist ning kogunemist hoovused, tsüklonid, merelooded, jõgede hüdrodünaamika ja tuuled (Pirsaheb et al., 2020). Mikroplast on maailmameres laialt levinud ning seda leidub pinnavees, süvakihtides, merepõhjas, meresetetes, randades ning eluslooduses (Pirsaheb et al., 2020). Plastipolümeerid on veesambas jaotunud olenevalt nende tihedusest, kuid tihedust ning ka muid omadusi võib muuta plasti vanutatus (oksüdeerumine, uv-kiirguse mõju, biokile, temperatuuri mõju). Biokile võib suurendada plasti tihedust ning soodustada selle settimist (Guo and Wang, 2019).

## Mikroplasti allikad ja leidumine

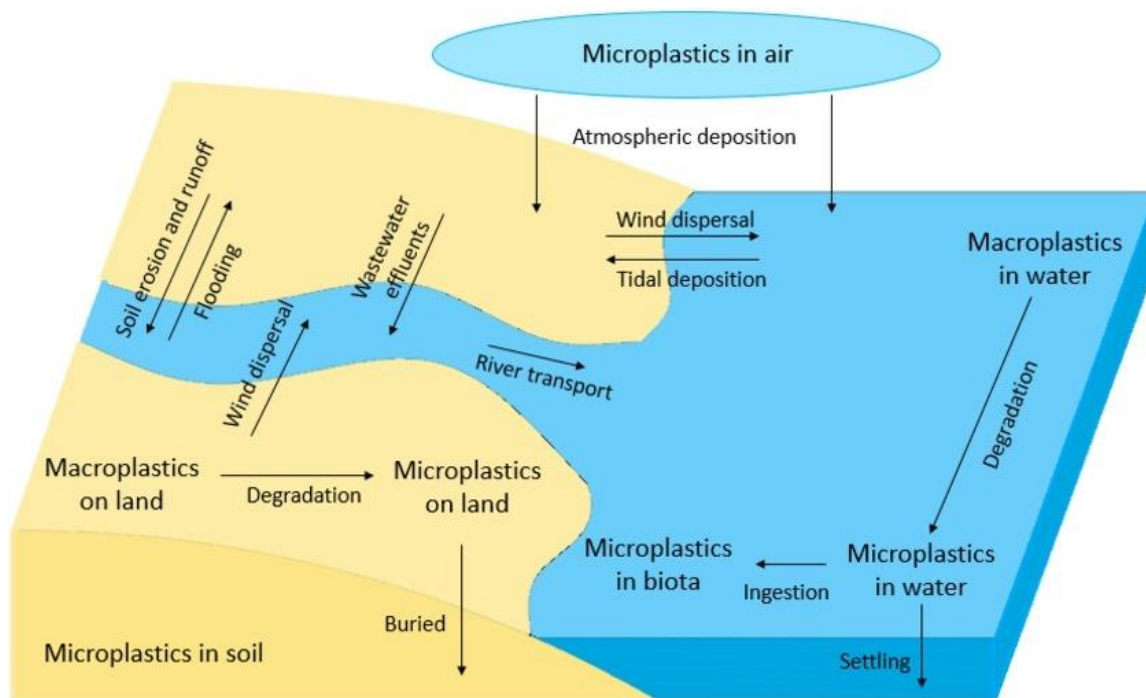
Veekeskkonnas olev mikroplast on jaotatud kahte kategooriasse: primaarne ja sekundaarne. Primaarne mikroplast on toodetud väikestes mõõtmetes ja loodud mikroplastiks. Selleks võivad olla näiteks tööstuslikud graanulid, millest toodetakse plastpakendeid ja muid esemeid või kosmeetikas kasutatavad mikrokuulikesed, mida kasutatakse mehhaanilise koorimise efekti saamiseks. Sekundaarne mikroplast on tekkinud suuremate esemete, makroplasti lagunemisel väiksemateks tükkideks erinevate mõjutuste tulemusel, nt UV-kiirgusest põhjustatud fotooksüdatsioon, merevee soolsus, mehhaaniline hõõrdumine jm (Sivan, 2011). Mikroplasti omadustest sõltub ka selle mõju elusloodusele. Plast on keskkonnas väga püsiv materjal, see laguneb küll väiksemateks tükkideks, kuid võib keskkonnas püsida sadu aastaid ning mikro- ja nanoplastina ökosüsteemidele pikaajalist kahju põhjustada.

Mikroplastireostus on levinud väga paljudesse looduslikesse elukeskkondadesse ja seda leidub maailmameres laialdaselt kõikides kihtides (Wright et al., 2013). Mikroplasti hulk keskkonnas on otseselt mõjutatud piirkonna asustustihedusest (Rochman et al., 2013). Estuaarid on eeldatavasti kõrgema mikroplasti kontsentratsiooniga, sest ühendavad endas jõgedes koonduva mikroplasti ning rannaalade reostuse (Akdogan and Guven, 2019). Märkimisväärne osa mikroplastist jõuab keskkonda sade- ja reoveega (Talvitie et al., 2015), sünteetiliste riiete pesemisest (Joonis 1). Browne et al. (2011) testisid, et ühest sünteetilisest riidesemest võib ühe pesukorra jooksul eralduda üle 1900 tüki mikroplasti (Browne et al., 2011). Mikroplasti on leitud ka prügimägede nõrgvetest, mis näitab, et prügimäed ei ole plasti

lõpp-punkt vaid potentsiaalne mikroplasti allikas (He et al., 2019). Prügimägedelt võib mikroplast ka õhuvooludega atmosfääri lenduda. Õhuvooludega võib mikroplast sattuda ka paikadesse, kus otsene inimõju on minimaalne (Allen et al., 2019). See näitab, et mikroplasti levikut on keeruline piirata, kuna see toimub passiivselt ja hajusalt. Mikroplast võib merekeskkonda jõuda lisaks jõgede kaudu ka tormide, tsunaamide ja orkaanide ajal (Desforges et al., 2014).

## Mikroplasti mõju elusloodusele, mikroplast vektorina

Saksa andmebaasi Litterbase on koondatud andmed 2249 mikroobi-, taime- ja loomaliigi kohta, mida mikroplast mõjutab, see info on kogutud 1199 teadusliku publikatsiooni põhjal (“LITTERBASE: Online Portal for Marine Litter”). Tõenäoliselt on mõjutatud rohkemadki liigid.



Joonis 1. Võimalikud mikroplasti allikad ning liikumisteed keskkonnas (Akdogan and Guven, 2019).

Mikro- ja nanoplast võib veeloomade kehasse sattuda otsesel söömisel, lõpuste või naha kaudu. Mikroplasti on leitud nii loodusest püütud kaladest kui ka selgrootutest (Van Cauwenberghe and Janssen, 2014). Karlsson et al. (2017) leidsid mikroplasti 8/9 põhjamere rannikumeres uuritud selgrootutest (Karlsson et al., 2017). Kuna mikroplasti mõõtmed on väikesed, võivad seda tarbida väga erineva suurusega loomad erinevatelt troofilistelt tasemetelt ning erinevates elujärgudes. Mikroplasti tarbivad ka madalatel troofiliste astmete liigid ning on näidatud, et plast liigub läbi toiduahela kõrgematesse tasemetesse (Cole et al.,

2013; Farrell and Nelson, 2013; Mattsson et al., 2015). Kuna mikroplasti tarbimine võib mõjutada kõrgemal troofilisel tasemel olevate organismide käitumist, mõjutab see ka ökosüsteemide tasakaalu ja toimimist. Mattson et al. (2015) kirjeldasid eksperimendi käigus nanoplasti liikumist toiduahelas vetikast *Scenedesmus sp.* läbi vesikirbu *Daphnia magna* kuldkogreni *Carassius carassius*. Selgus ka, et toitumisaktiivsus oli märgatavalt madalam nanoplasti söönud kaladel võrreldes kontrollgrupiga ning mida kauem kalad olid tarbinud plastiga reostatud toitu, seda suurem oli kahe grupi erinevus. Samuti selgus, et nanoplasti söönud kalad läbisid süües väiksema piirkonna akvaariumist – kontrollgrupp otsis toitu suuremalt alalt. Nanoplasti tarbinud kalade metaboliidid lihastest ning maksast olid kontrollgrupist erinevad – seega leiti, et nanoplasti tarbimine põhjustab kalades biokeemilisi muutusi (Mattsson et al., 2015). Mikroplast võib loomade seedetrakti blokeerida või jääda toitumiselundite külge ning raskendada seeläbi toitainete omandamist ning toitumist (Cole et al., 2013). Karpide puhul on täheldatud ka mikroplasti imendumist läbi seedekulgla epiteelkoe (von Moos et al., 2012) ning ka vereringesse jõudmist (Browne et al., 2008). Mõju elusloodusele oleneb mikroplasti suuruselt. Lu et al. (2016) uurimusest selgus, et plast, mille diameeter on 5µm, akumulereus sebrakala (*Danio rerio*) lõpustes, seedekulglas ja maksas, aga 20 µm läbimõõduga plastid jõudsid vaid lõpustesse ja seedekulglatesse. 5µm ja väiksema läbimõõduga plastid tekitasid kalade maksas põletikku ning lipiidide akumulereumist ning oksüdatiivset stressi. Lisaks mõjutas plasti tarbimine ainevahetuse efektiivsust (Lu et al., 2016). Mikroplast mõjutab mikrovetikate, kes on tähtsad primaarprodutseerijad ja hapniku tootjad, kasvu negatiivselt, kusjuures mida väiksem on plastiosake, seda negatiivsem mõju (Sjollema et al., 2015). Hämer et al. (2014) uurisid nanoplasti söömise mõju kakandilisele *Idotea emarginata* ning leidsid, et loom ei suuda küll eristada toitu plastist, kuid plast läbis seedekulgla ilma looma sisse kuhjumata, isegi väiksemad kui 1 µm tükid. Samuti ei täheldatud plasti negatiivset mõju pikemaajalisel, 6-nädalasel, tarbimisel (Hämer et al., 2014).

Sebrakaladega tehtud katsed näitavad, et kiud kuhjuvad loomade seedekulglas rohkem kui teiste kujudega samades mõõtudes mikroplastid. Kiud on seepärast ka suurema füsioloogilise mõjuga. Kiudude kogunemine kala seedekulglas põhjustab sooleseina permeaabluse suurenemist, põletikku, kahjustab limaskesta ning häirib ainevahetusprotsesse (Qiao et al., 2019). Gray ja Weinsteini (2017) tehtud katse vähilise *Palaemonetes pugio* 'ga näitas, et loomade suremus oli mikroplasti kiude söönud isenditel suurem võrreldes teisi tüüpe söönud isenditega. Eriti suur suremus oli 93 µm pikkuseid kiulisi mikroplaste süües võrreldes 34 µm teiste kujudega mikroplastidega. Samas uurimuses selgus ka, et loomad sõid rohkem

ebakorrapärase kujuga mikroplasti võrreldes pelletikujuliste või kiukujuliste tükkidega ning lõpustesse jäid kinni pigem ebakorrapärsed ja kerakujulised plastid võrreldes kiududega (Gray and Weinstein, 2017). Nendest tulemustest võib järelduda, et isegi kui looma seedekulgla oli vähem mikroplasti kiude võrreldes teiste kujudega, oli kiududel suurem kahjulik mõju. Taolised uurimused on enamasti aga tehtud loomade toidule mikroplasti lisades, ning ei saa kindel olla, et loomad keskkonnast plasti samamoodi omastaksid.

Mikroplast võib toimida vektoritena kahjulikele lisaainetele, mis on tootmisel plasti omaduste muutmiseks lisatud. Samuti võivad mikroplastid keskkonnast kemikaale absorbeerida (Rodrigues et al., 2019). Nendeks aineteks võivad olla näiteks difenüüleetrid, bifenüülid, ftalaadid, lisaks muud polütsüklilised orgaanilised ühendid ja raskmetallid, millel on omadus toiduahela tipus akumulieruda. Need ained võivad mõjutada nii inimeste kui muude loomade endokriinsüsteemi (Barboza and Gimenez, 2015; Grün and Blumberg, 2007; Sax Leonard, 2010; Silva et al., 2018; Teuten et al., 2009). Pisimudilaga tehtud eksperimendi käigus on leitud, et kui lisaks keskkonnamürkidele on veekeskkonnas ka mikroplast, mõjuvad mürgid akuutsemalt (Luís et al., 2015). Looduslikus keskkonnas on loomade mikroplasti tarbimist keeruline uurida (Cole et al., 2011) ning uurimused on tihti tehtud ebarealistlikel – looduslikust kõrgematel – plasti kontsentratsioonidel.

Mikroplasti omadus keskkonnakemikaale akumulierida on probleem ka reoveepuhastites, kust mikroplast võib keskkonda kaasa viia erinevaid kemikaale (Teuten et al., 2009). Sarnaselt võib protsess toimuda ka sadevee ärajuhtimiskanalites, mille seadistamise süsteemid ei ole Läänemere riikides laialdaselt välja ehitatud (Coalition Clean Baltic, 2017; Hartmann et al., 2017; Magnusson et al., 2016). Plastitüüp, mille puhul on täheldatud kõige suuremat orgaaniliste kemikaalide absorptsiooni, on polüetüleen (Lee et al., 2014; Teuten et al., 2009), üks laialdasemalt kasutatavaid plaste, mis on kasutusel näiteks kilekottides ja toidupakendites.

Mikroplast, nagu ka muud pinnad merekeskkonnas, nii vees kui setetes, on substraadiks erinevatele bakteritele (Harrison et al., 2014). Biofilmi olemasolu ning plasti vanutus mõjutab plasti veesambas asetsemist ning selle kättesaadavust loomadele. Lobelle ja Cunliffe (2011) uurisid polüetüleenile biokile moodustumist merevees ning leidsid, et kahe nädala jooksul tekib plastile biokile, mis mõjutab selle ujuvust (Lobelle and Cunliffe, 2011). Biokile moodustumine on aastaegade jooksul erinev, sest on temperatuurist mõjutatud. Vanutuse kiirust mõjutab nii plastipolümeeri tüüp – kõvadus, kui ka merevee temperatuur ning soolsus. Ye ja Andrady' (1991) testitud plastidest kaotas massi kõige enam polüetüleen ning poliüuretaan (Ye and Andrady, 1991). Plasti paiknemine veesambas mõjutab selle

kättesaadavust loomadele ning asukohast tulenevalt erinevaid liike. Pinnakihtides paiknevad plastid võivad mõjutada enim filtreerijaid ja planktonitoidulisi. Kui plast vajub süvakihtidesse, mõjutab see pigem sette- ja detriiditoidulisi, bentost. Eksperimentaalselt on kirjeldatud ka, kuidas zooplankton *Appendicularia* võib mikroplastist toituda pinnakihis ning oma väljaheitega plasti põhja setitada (Katija et al., 2017). Samuti võivad elu jooksul plasti tarbinud aerjalalised pärast hukkumist mikroplasti setetesse viia (Cole et al., 2013).

On leitud, et mikroplasti biofilmis elutsevad bakterid on erinevad selle keskkonna bakteritest, kust veeproov võeti (Amaral-Zettler et al., 2015), mis tähendab, et mikroplast on vektor erinevate mikroobide levikule. Mõned bakterid on potentsiaalsed patogeenid nii inimestele kui muudele loomadele. Näiteks erinevad *Vibrio spp.* bakterid, keda leidub ka Läänemeres (Eiler et al., 2006; Kirstein et al., 2016), võivad parasiteerida kaladel, tekitada korallide pleekimist või seedeprobleeme inimestel (Eiler et al., 2006; Thompson et al., 2004). Patogeenseid *Vibrio spp.* baktereid on leitud erineval soolsuse gradiendil riimveest Läänemeres ookeaniveeni Taani väinades (Eiler et al., 2006). Mikroplasti biokilelt on ka mikrovetikaid, vaguviburlasi, leitud, mis panustavad kahjulike vetikaõitsengute tekkimisse, eritavad inimestele ja mereorganismidele kahjulikke toksine (Masó et al., 2003).

## Mõju inimesele

Mikroplast võib inimeste toidulauale jõuda erinevatest allikatest. Enamasti troofilistel tasemetel tõustes, läbi mereandide, aga plasti võib leiduda ka muudes toiduainetes nagu suhkur, sool, õlu (Barboza et al., 2018; Mercogliano et al., 2020). Kuigi mikroplasti leidumist ja liikumist merekeskkonnas on palju uuritud, on selle mõjule inimesele hakatud alles hiljuti tähelepanu pöörama. Inimeste poolt laialdaselt toiduks kasutatavad koorikloomad ja kalad sisaldavad tihti mikroplasti (Bouwmeester et al., 2015; Van Cauwenberghe and Janssen, 2014). Van Cauwenberghe ja Jansseni (2014) tehtud uuringus selgus, et inimeste tarbimiseks kasvatatavatel karbiliikidel *Mytilus edulis* ja *Crassostrea gigas* leidus pehmetes kudedes (st mitte seedetraktis) keskmiselt 0,360+/- 0.07 tükki mikroplasti ühe grammi kohta. Selle uurimuse hinnang oli, et keskmine merekarpide tarbija Euroopas võib süüa kuni 11000 mikroplasti tükki aastas, see ei arvesta muid mikroplasti allikaid (Van Cauwenberghe and Janssen, 2014). Rootsi rannikumeres tehtud uuringus selgus, et mikroplasti kontsentratsioon on koorikloomades suurem kui nende elukeskkonnas (Karlsson et al., 2017). 25st maailmas kõige kalastatumast kalaliigist on 11st leitud mikroplasti. Enamusel juhtudest on mikroplast leitud kalade soolestikust ning enamasti kalu koos soolestikuga ei sööda. Puhastamata süüakse

näiteks anšooviseid, sardiine ja ka koorikloomi ning karpe, kellest on samuti mikroplasti leitud (Barboza et al., 2018). Karlsson et al. (2017) uurisid mikroplasti leidumist Rootsi läänerrannikumere meriforellidest ning leidsid plasti 68% isendite seedekulglast (Karlsson et al., 2017).

Mikroplasti sadenemist on uuritud nii atmosfääriõhust kui sademetega (Dris et al., 2016) ja siseõhust ning tänu väikestele mõõtmetele võib see ka inimeste (jt loomade) kopsu sattuda ning patoloogiaid põhjustada. Mikroplasti mõju imetajatele, sh inimesele, on vähe uuritud, kuid Deng et al. (2017) leidsid hiirtes mikroplasti uurides, et see koguneb põhiliselt maksa, neerudesse ning makku. Samuti häiris mikroplast lipiidide ainevahetust ning tekitas oksüdatiivset stressi. Lisaks näitasid häiringut neurotoksilisuse biomarkerid (Deng et al., 2017). Pauly et al. (1998) leidsid inimeste kopsukoest ja kopsukasvajate kudetest mikroplaste ning väidavad, et mikroplasti, aga ka puuvillakiudude sisse hingamine võib tõsta kopsupatoloogiate ja vähi tekkimise tõenäosust (Pauly et al., 1998).

## **Mikroplastiuringud maailmas ja piirkondlikud erinevused**

Zhang et al. (2020) metaanalüüsi sõnul on alates aastast 1986 mikroplastiteemalisi töid avaldatud 2501, millest 74,04% on uurimused ning 8,01% ülevaateartiklid, kusjuures enne 2011. aastat oli mikroplastiteemalisi artikleid avaldatud vaid 27. Mikroplastiuringuid on enim avaldatud Hiinast, USAst, Saksamaalt ja Inglismaalt kokku 96 riigist (Zhang et al., 2020). Veekeskkonna mikroplasti on palju uuritud, kuid vähem on uuritud maismaa ja atmosfääri mikroplasti, ometi on mikroplasti transport nende meediumite vahel märkimisväärne (Akdogan and Guven, 2019; Zhang et al., 2020). Loomadest on mikroplasti enim uuritud kalades (de Sá et al., 2018). Eksperimentaalsed uuringud ei peegelda üldiselt mikroplasti kasutuse ega katseloomade poolest looduses valitsevat olukorda.

Euroopa plastiproduksioonist moodustab polüetüleen 28%, polüpropüleen 19%, polüvinüülkloriid 10% ja polüstüreen 7% (Gewert et al., 2015). Maailmas tehtud uuringute põhjal on keskkonnast enim leitud polüetüleeni ning polüpropüleeni. Polüetüleen on ka kaladest kõige sagedamini leitud polümeer (de Sá et al., 2018). Lusher et al. (2013) näitasid oma uurimuses, et ligi kolmandikust uuritud kalade seedetraktist leiti polüetüleeni, nii pelaagilistest kui bentilistest kaladest. See annab alust arvata, et polüetüleen on laialt levinud plast kogu veesambas ja ka setetes (Lusher et al., 2013). Polüstüreeni mõjusid elusloodusele on enim uuritud kaladel ja koorikloomadel. Koorikloomade puhul on näidatud, et nad suudavad eristada toiduobjekte eluta loodusest – mikroplastist (Poulet and Marsot, 1978),

kuid siiski on vähilaadsetest mikroplasti leitud nii pelaagilisest kui bentilise keskkonnast. Mereorganismidest on mikroplasti mõju looduses uuritud enim kalades, limustes ning väikestes vähilaadsetes. Samuti on uuritud suuri vähilaadseid, rõngusse, imetajaid, okasnahkseid, linde, ainuõsseid, käsnasid, roomajaid ja keriloomi (de Sá et al., 2018).

De Sa et al. (2018) mikroplastiuringute metaanalüüsi sõnul on eksperimentaalsed mikroplastiuringud enamasti tehtud kasutades polümeere, mis ei lähe kokku looduses leiduvatega ning mudelorganismidel tehtud katsete tulemused ei pruugi olla looduses toimuvaga võrreldavad. Suur osa uurimustest ei kirjelda mikroplaste detailselt, ning see teeb nende tulemuste mõju elusloodusele raskesti kirjeldatavaks, kuna polümeeri tüüp ning omadused mõjutavad kättesaadavust loomadele (de Sá et al., 2018).

Mikroplasti mõju loomadele on uuritud üsna võrdselt nii looduses kui laborikeskkonnas, küll aga on erinevus uuritavates organismides. Kalu on kõige rohkem uuritud looduskeskkonnas ning laboris on enim uuritud väikesemõõdulisi vähilaadseid (de Sá et al., 2018). Erinevus võib tuleneda sellest, et suuremaid ja pikema elueaga loomi on raskem laboritingimustes kultiveerima – väikeste organismide generatsiooniaeg on lühem ning saadakse rohkem ja kiiremini samas keskkonnas kasvanud põlvkondasid.

Looduskeskkonnas on loomadest leitud levinumad polümeerid polüetüleen, polüpropüleen, polüester ja polüamiid, need tulemused lähevad kokku maailmas enim toodetud plastitüüpidega. Eksperimentaalsetes uurimustes aga ei ole need polümeerid sama laialdaselt kasutatud. Tähtis oleks ka laboratoorselt testida enamlevinute polümeeride mõju loomadele. Samuti peaks eksperimentaalsetes uurimustes rohkem uurima kiukujulisi ning ebakorrapärase kujuga mikroplaste. Nimelt on keskkonnast ja loomadest enim leitud kiukujulisi ning ebakorrapärase kujuga mikroplaste, ning neist oluliselt vähem kerakujulisi ja linte. Ometi on laboratoorsetes katsetes enamasti kasutatud kerakujulisi mikroplaste. Lisaks erineb eksperimentaalsete tööde ja loodusest leitud mikroplasti suurus. Eksperimentaalsetes uurimustes on enamasti kasutatud mikroplasti suurusega  $<50\mu\text{m}$ , aga loomadest ja keskkonnast on enim leitud  $800\text{--}1600\ \mu\text{m}$  ja  $400\text{--}800\ \mu\text{m}$  suuruseid plaste. See võib tuleneda väikeste osakeste keskkonnast kogumise metodoloogilisest keerukusest (de Sá et al., 2018).

Mikroplasti sattumine keskkonda ning mõju elusloodusele mõjutavad erinevad tegurid nagu piirkonna inimasustuse tihedus, temperatuur, vee soolsus ja happelisus. Plasti kulumine oleneb vee temperatuurist, happelisusest ning soolsusest, ning kulumisest oleneb ka plasti lisaainete imbumine keskkonda ning keskkonnamürkide imendumine plasti (Teuten et al.,

2009). Booji et al. (2003) leidsid eksperimentaalses uurimuses, et soojemal temperatuuril imendub plasti rohkem keskkonnamürke kui külmemas (Booij et al., 2003). See võib tähendada, et Läänemere siseselt, kus temperatuurid püsivad üsna jahedana, ei ole mikroplast keskkonnamürkidele märkimisväärne vektor. Kaubalaevade ballastvetes võib aga leiduda makro- ja mikroplasti, mis on immutatud soojemate piirkondade keskkonnamürkidest ning samuti meie piirkonnale uudsetest bakteritest, mis on potentsiaalsed patogeenid. Selline tendents võib kehtida ka muudes piirkondades.

Browne et al. (2011) arutlevad oma uurimuses, et kuna talvel kantakse ja pestakse rohkem riideid, satub talviti keskkonda rohkem mikroplasti (Browne et al., 2011), sellest võiks järelduda ka, et külmem kliima majapidamisest eraldub rohkem mikroplasti.

Erinevates uurimustes on selgunud, et sademete hulga suurenemine on võrdelises seoses mikroplasti leidumisega nii atmosfääri- kui ka veeproovides (Allen et al., 2019; Ory et al., 2020). Sellest võib järelduda, et tiheda asustusega piirkondades, kus sademete hulk on suurem, satub keskkonda rohkem mikroplasti võrreldes kuivade piirkondadega. Kuivades piirkondades võib veekeskonda paiskumist soodustada pigem tuul. Mikroplasti üks vektoritest on sadevesi. Erinevate uurimuste põhjal on selgunud, et suurte sademete järel võetud proovid sisaldavad rohkem mikroplasti (Coalition Clean Baltic, 2017; Hitchcock, 2020; Ory et al., 2020). Seda probleemi saaks leevendada sadevee äravoolusüsteemide loomise ja täiustamisega.

## **Läänemere mikroplastiuringud**

Eesti mereprügi ja -mikroplasti olemasolu ning koguse kohta pole avaldatud eelretsenseeritud teadusartikleid. Küll aga on Lind ja Lips (2017) avaldanud Eesti rannikumere mikroplasti seire kohta raporti. Erinevatest artiklitest kogutud info on Alfred Wegeneri instituudi poolt kokku kogutud infosüsteemi «Litterbase», sealt selgub, et mereprügi teemalisi uuringuid on Läänemerepiirkonnas tehtud Läänemere kesk- ja lõunaosas ning Taani väinades, kuid Botnia lahe, Väinamere ja Liivi lahe piirkonnast uurimused puuduvad (“LITTERBASE: Online Portal for Marine Litter”).

Proovide kogumiseks ning analüüsimiseks on kasutatud erinevaid meetodikaid. Veeproove on kogutud nii mantatraaliga (võrgusilma suurus 335  $\mu\text{m}$  ja 333  $\mu\text{m}$ ) pinnakihist (Gewert et al., 2017; Setälä et al., 2016), veesambast vertikaalselt neustonivõrguga (90  $\mu\text{m}$ ) (Karlsson et al., 2017), vee pinnakihist pumbates (300  $\mu\text{m}$  ja 100  $\mu\text{m}$ ) (Setälä et al., 2016). Zobkov et al. (2019) töötasid välja uudse filtreerimismeetodi, mis pumpab suuri koguseid vett erinevatest

sügavustest otse läbi filtri (174 µm), mida saab hiljem mikroskoobi all vaadelda (Zobkov et al., 2019). See meetod jätab ära võimalikud vead proovide laboris töötlemisel, kuid proovide kogumine võib olla keeruline orgaanikarikkast keskkonnast.

Läänemeres on mikroplasti uuritud nii põhjasetetes (Graca et al., 2017; Stolte et al., 2015; Zobkov and Esiukova, 2017) kui ka pinnavees (Gewert et al., 2017; Ory et al., 2020; Schönlau et al., 2020; Setälä et al., 2016; Talvitie et al., 2015) ja veesambas (Bagaev et al., 2018, 2017; Zobkov et al., 2019), kuid uurimusi pole liialt palju (n<15). Läänemere mikroplastiuringud näitavad, et valdav mikroplasti kuju on kiud, seda nii vees (Bagaev et al., 2017; Schönlau et al., 2020; Tamminga et al., 2018), setetes (Graca et al., 2017) kui ka kalades (Beer et al., 2018). Mikroplasti kogused Läänemeres on varieeruvad, olenedes nii asukohast kui proovivõtmise sügavusest. Suuresti oleneb mikroplasti kogus inimasustuse tihedusest. Samuti võib mikroplasti kogus olla suurem kohtades, kus jõed suubuvad Läänemerre, sest veevooluga on kaasa tulnud inimasustuse reostus, mis võib vette uhutud olla nii reoveepuhastusjaamadest kui ka sadeveega (Coalition Clean Baltic, 2017; He et al., 2019; Talvitie et al., 2015). Rolli mängib ka proovivõtu aeg – on täheldatud, et pärast sademeid on veekogudesse rohkem mikroplasti uhutud (Ory et al., 2020).

## **Mererohuväljade tähtsus ja olukord**

Mererohuväljad on olulised mereökosüsteemide biotoobid pakkudes kudemis- ja elupaiku. Need piirkonnad on aga suure antropogeense surve all: herbivoorsete kalade ülepüük, rannikualade reostus, mehhaanilised häiringud nagu traalimine. Samuti on näidatud mererohuväljade kadu vesiviljelusest põhjustatud päikesevalguse juurdepääsu vähenemise tõttu (Duarte, 2002). Lisaks nendele ja muudele teguritele nagu globaalne soojenemine, haigused, võõrliigid, vetikaõitsengud, on maailmas viimase 40 aasta jooksul olnud mererohuväljade kadu kümnekordne (Orth et al., 2006).

Mererohuvälju kui ökosüsteeme on alles viimastel aastatel hakatud uurima potentsiaalse mikroplasti akumulierijana, varem on fookuses olnud avameri ja rannikumeri (Huang et al., 2020; Jones et al., 2020; Seng et al., 2020). Mererohuväljad vähendavad hoovuste kiirust ja lainete tugevust ning seeläbi vähendavad setete resuspensiooni. Samuti töötavad need otseselt setete “püüdjatena” ning põhjustavad setete kuhjumist ning orgaanilise materjali suuremat settimist võrreldes taimevaba merepõhjaga (Chen et al., 2007; Fonseca and Cahalan, 1992;

Staveley et al., 2020; van Katwijk et al., 2010). Samadel põhjustel võivad need piirkonnad toimida ka mikroplasti kontsentreerijana.

On näidatud, et mikroplast jääb mererohu lehtedesse kinni ning seda soodustab epibiontide hulk (Goss et al., 2018). See soodustab mikroplasti sattumist toiduahelasse herbivoorsete organismide kaudu. Mikroplasti absorbeerumist mererohuväljade setetesse on mererohuga võrreldes vähem uuritud. Uuringud on aga näidanud, et võrreldes mererohuvabade aladega on mererohuväljadel rohkem mikroplasti. Eutrofeerunud aladel arvatakse mikroplasti rohkem olevat (Huang et al., 2020). Mererohuväljade mikroplastiuuritud on sarnaste tulemustena leidnud, et levinuim mikroplasti kuju nii mererohu lehtedel kui setetes on kiud (Goss et al., 2018; Seng et al., 2020).

Läänemere piirkonnas ei ole mererohuväljade setete mikroplasti kohta uurimusi avaldatud. Läänemere ainus mererohu liik on pikk merihein (*Zostera marina L.*), mis on ka põhjapoolkeral levinuim. Läänemeres on üle 21 000 km<sup>2</sup> mererohuväljasid ning lääne-Eesti saarestiku rannikumeres on neid piirkondi eriti palju (Möller et al., 2014).

## **Mikroplasti uurimiseks kasutatavad meetodid**

Mikroplastiproovide kogumiseks, töötlemiseks ning analüüsimiseks on kasutusel erinevaid meetodikaid ning meetodikate varieeruvusest tulenevalt ei ole uurimuste tulemused täies mahus võrreldavad. Mikroplasti on keskkonnas uuritud kõige rohkem meredes ja rannikumeres.

Veesambast proovide võtmiseks kasutatakse erinevaid meetodeid: transektil manta võrguga traalimine, neustonivõrguga pinnavee filtreerimine (Lee et al., 2014), bongovõrkudega veemassi seest, bentosevõrkudega põhja traalimine (Hartmann et al., 2017), veeproovi võtmine otse anumasse (Dubaiš and Liebezeit, 2013) või laeva vee sissevõtusüsteemi kaudu pumpamine (Desforges et al., 2014). Tavaliselt kasutatakse võrke, mille võrgusilma suurus on vähemalt 333-335 µm, muu suuruse kasutamisel võib kogutud mikroplastide hulk suuresti erineda ning tulemused ei ole võrreldavad (Cole et al., 2011). Seepärast on raske teha metaanalüüse erinevatest uurimustest kuna tulemused varieeruvad ning erinevates uurimustes mikroplasti suurus, eriti alumine piir, varieerub. Samal põhjusel on ka raske võrrelda erinevate piirkondade mikroplastireostust. Setteproovide võtmiseks ei ole ühtset meetodikat, mistõttu pole tulemused võrreldavad. Ranniku- ja suudmealadelt setteproovide võtmiseks kasutatakse enamasti roostevabast terasest kühvlit või setteammutit (Frias et al., 2018; Vianello et al., 2013), kuid sügavamatest vetes lohistatavat põhjaammutit (Van Cauwenberghe et al., 2013).

Bioloogiliste proovide analüüsimiseks lõigatakse loomi lahti ning uuritakse nende seedekulglas sisu. Tormilindude seedekulglast leitud mikroplasti seire põhjal hinnatakse mere mikroplasti kogust ja selle muutumist ajas (van Franeker et al., 2011).

Nii vee- kui setteproovidest mikroplasti eraldamiseks kasutatakse settimist, filtreerimist ja sõelumist. Plasti kontsentreerimiseks kasutatakse tihti veetiheduse tõstmist plasti pinnale toomiseks. Selleks lisatakse veeproovidele üleküllastunud soolalahust. Levinud on NaCl kasutamine, sest see on keskkonnanetraalne ja soodne (Franeker, 2011), kuid see ei tõsta vee tihedust piisavalt, et kõiki plaste pinnakihti tõsta – see probleem tekib eriti plastipolümeeride puhul, kuhu on tootmisel lisaaineid lisatud. Plastide tihedus ilma lisaaineteta on 0,8-1,4 g/cm<sup>3</sup> (Ye and Andrady, 1991), kuid NaCl saab vee tiheduse tõsta maksimaalselt 1,2 g/cm<sup>3</sup> ning proovides olevad mikroplastikogust võib seetõttu alahinnata. Parem lahendus oleks NaI kasutamine, mille küllastunud lahuse tihedus on 1,6 g/cm<sup>3</sup> või naatrim dihüdraadi kasutamine (küllastunud lahus 1,4 g/cm<sup>3</sup>) ning suudaks pinnakihti tõsta ka lisaainetega ja raskemad polümeerid (Nuelle et al., 2014). NaCl kasutamisel ei eraldu tihedamad polümeerid nagu polüetüleen (PE), polüvinüül kloriid (PVC), polükarbonaadid (PC) (Frias et al., 2018), mis on laialt kasutuses ja potentsiaalselt kõige levinumad ka keskkonnas.

Setteproovide analüüsimisel kasutatakse mikroplasti eraldamiseks väga erineva mahuga proove erinevates kordustes, mis võib samuti mõjutada välja saadava mikroplasti kogust või valesti peegeldada proovivõtukohtade mikroplastirohkust (Frias et al., 2018). Veeproovide filtreerimiseks kasutatakse ka erineva poorisuurusega metallist sõelu, mille puhul saab leiud jagada erinevatesse suurskategoriasse (Desforges et al., 2014). Praktikate erinevusest tulenevalt saadakse tulemusi, mis ei ole võrreldavad.

Vee- ja setteproovidest orgaanika lagundamiseks on erineva efektiivsusega meetodeid. Cole et al. (2014) testisid erinevaid aluselisi, happelisi kemikaale ning ensüüme setteproovidest bioloogilise materjali mineraliseerumiseks, et leida parim meetodika. Uurimusest selgus, et mereproovides 1 M toatemperatuuril NaOH lahus oli 90% efektiivsusega. Molaarsuse ja temperatuuri muutmine võib erinevaid tulemusi anda ning mikroplasti kahjustada. Aluseliste lahustite kasutamine võib sel põhjusel anda madalamaid mikroplasti kontsentratsioone või mikroplasti polümeeride struktuuri või värvust muuta. Cole et al. töötasid välja ensümaatilise meetodi, mis suudab lahustada 97% mereveeproovide orgaanilisest materjalist, seejuures polümeere kahjustamata (Cole et al., 2014).

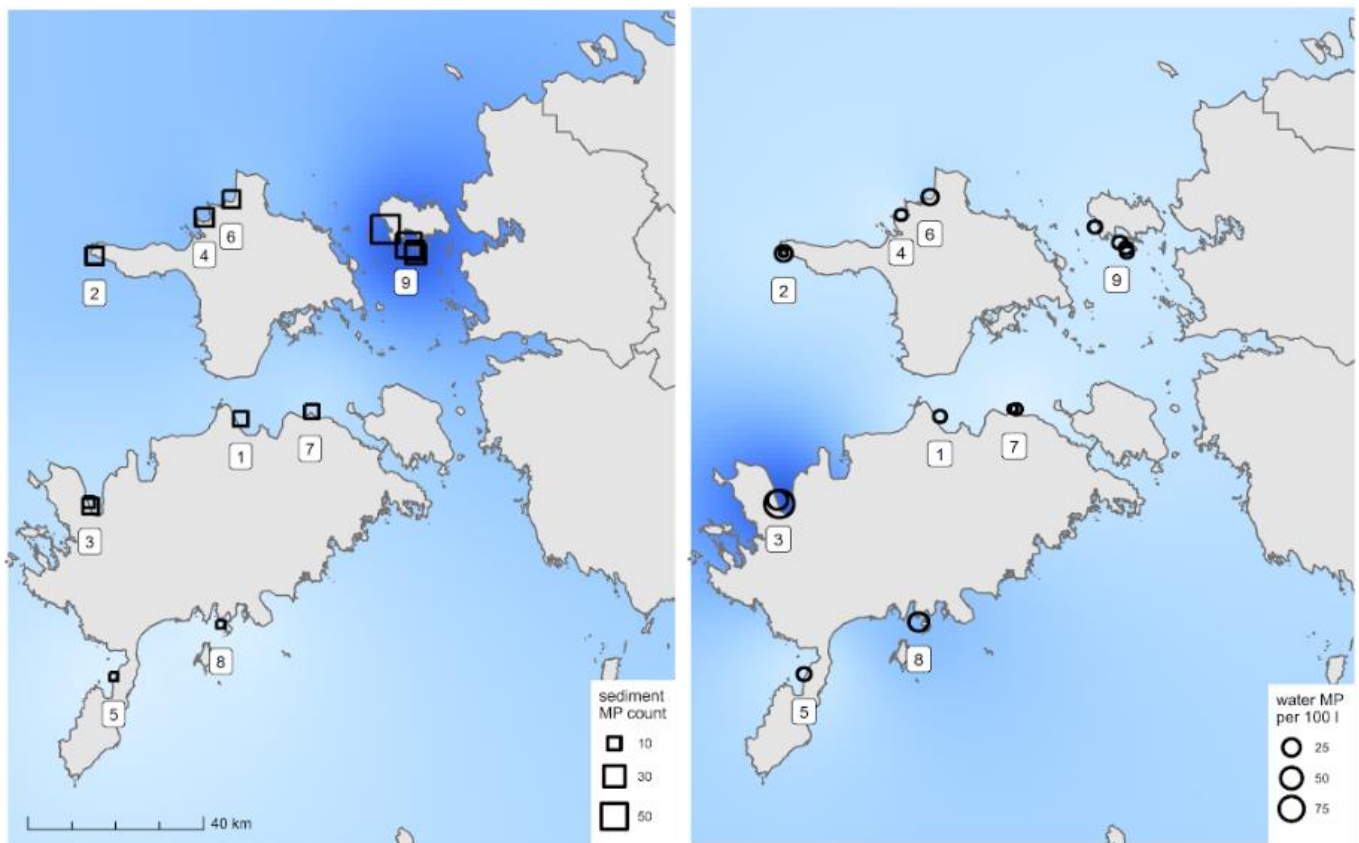
Potentsiaalsete mikroplastide kirjeldamise meetoditeks on üldistatult visuaalne vaatlus ja keemiline analüüs. Visuaalselt vaadatakse mikroplasti tükke mikroskoobi all, selleks on

tavaliselt stereomikroskoop, aga täpsemate detailide, näiteks pinnaomaduste kirjeldamiseks on kasutatud ka elektronmikroskoopi (Eriksen et al., 2013). Mikroskoobis visuaalsel vaatlusel hinnatakse potentsiaalsete plastitükkide juures homogeenset läbimõõtu, rakulise struktuuri puudumist, läikivat pinda, ebanaturaalse värvuse esinemist. Et valged ja läbipaistvad kiud esile tuleksid, on kasutatud hallikaid filtreid, aga see ei ole tavapraktika (Dubaiish and Liebezeit, 2013; Frias et al., 2018). Olenevalt kasutatavast tehnoloogiast erineb uurimustes mikroplastiks määratavate osakeste suurus. Frias et al (2018) soovivad alumiseks piiriks lugeda 100  $\mu\text{m}$  kuid ülemaailmselt kokkulepitud mikroplastide alumine suurus on 1  $\mu\text{m}$  (Frias et al., 2018). See on samuti probleem, mis teeb uurimuste tulemuste võrdlemise keeruliseks. Antud töös vaadeldud tükid olid 72-27635  $\mu\text{m}$ . Tulemused võivad erineda ka olenevalt vaatlejast. Et välja selgitada, kas uuritav kiud on plast või mitte, saab lisaks kasutada „kuuma nõela testi,“ mis põhineb plasti temperatuuritundlikkuse ära kasutamisel. Kuumaks aetud nõelaga minnakse plastile võimalikult lähedale ning vaadatakse, kuidas see kõrgele temperatuurile reageerib. Plast rullub või deformeerub kuumuse mõjul, orgaanilised osakesed sellisel moel ei reageeri (De Witte et al., 2014). Selle meetodi puudus on plasti polümeeri kuumusega rikkumine ning elimineerib võimaluse proove hiljem Fourier' teisendusega infrapuna spektroskoopiaga (FTIR) testida. Potentsiaalse mikroplastide keemilise kompositsiooni testimiseks kasutatakse tihti Fourier' teisendusega infrapuna spektroskoopiat. Plastitüki testimise tulemusel saab spektri, mida võrreldakse olemasolevate spektrite graafikutega. Samuti kasutatakse micro-RAMAN tehnoloogiat. Nende meetodite puudused on kalli tehnoloogia ning kogunud spetsialisti vajalikkus, samuti on need ajamahukad, sest plastitükke saab vaid üksikhaaval testida. FTIR on mikroplastide polümeeride identifitseerimiseks seni kõige laialdasemalt kasutusel (Frias et al., 2018; Rocha-Santos and Duarte, 2015; Silva et al., 2018).

# Materjalid ja meetodid

## Proovipunktide valik ja iseloomustus

Mere pinnakihi vee ja põhjasetete proovid võeti juunis ja juulis 2018 lääne-Eesti saarestikust, 15 punktist (Joonis 2). Igast asukohast võeti nii pinnavee- kui setteproov. Proovipunktideks valiti Eesti rannikumere suuremad mererohuväljad, mille *Zostera marina* katvus oli kirjeldatud vähemalt 75% Jonne Kotta avalikustamata andmete põhjal (koordinaadid: Lisa 1). Piirkonnad olid 50-100% ulatuses kaetud pika meriheinaga (*Zostera marina*), lisaks leidus harilikku haneheina (*Zannichellia palustris*), kaelus-penikeelt (*Potamogeton perfoliatus*) ning punavetikaid, pruunvetikaid ja rohevetikaid. Sete oli põhiliselt liivapõhi, kuid mõnes proovivõtupunktis kiviklibune või mudane. Taimede veesisene pikkus varieerus 20cm-1,2m. Punktides ei paistnud ilmselget inimõju nagu prügi, kahjustused või ankruala



Joonis 2. Proovivõtupunktide asukohad ning mikroplasti keskmised kogused Lääne-Eesti saarestiku rannikumere mererohuväljade vees ja setetes. Vasakpoolne joonis näitab setete mikroplasti, parempoolne vee. Graafiku on koostanud Richard Meitern.

## **Proovivõtu metoodika**

Veeproovid võeti vee pinnakihist 15 +/-5 cm sügavuselt. Veeproovideks filtreeriti neustonivõrgust (40 µm) vett läbi ligikaudu poole tunni jooksul, mil filtreeritud sai umbes 200 liitrit vett (täpsed ajad ja kogused pandi kirja). Proovid hoiustati 50 ml klaaspudelites.

Setteproovide võtmiseks kasutati sukeldumisvarustust. Setted koguti 10 cm laia roostevabast terasest kühvliga kuni 10 cm sügavuselt kiirkinnitusega kottidesse kahes korduses. Igast punktist võeti kaks setteproovi. Samuti võeti proov setete detailsemaks kirjeldamiseks.

## **Proovide filtreerimine**

Veeproovid viidi jaotuslehtris soola (NaCl, Sigma Aldrich) ja destilleeritud vee lisamisel 1,2 g/cm<sup>3</sup> tiheduseni, et plastitükid pinnakihti tõuseks, segati hoogsalt ja lasti settida 30 minutit. Seejärel filtreeriti supernatant vaakumpumba abil läbi klaasfiiberfiltri (GF/C) diameetriga 47 mm, poori suurusega 2,7 µm. Pärast filtreerimist loputati anuma seinad destilleeritud veega ning eemaldati filter metallist pintsettidega. Filtreid hoiustati mikroskoopimiseni kaanega klaasist Petri tassides.

Setteproovide puhul lisati 50 ml settele 200 ml üleküllastunud soolalahust, segati hoogsalt ning lasti jaotuslehtris 30 minutit settida. Supernatant filtreeriti samal moel kui veeproovide puhul. Igast setteproovist võeti kaks kordust, ning loputati kaks korda, et välja selgitada loputuste efektiivsus.

Lisaks filtreeriti kontrollproovid destilleeritud vee ja soolaga, kasutades samu laborivahendeid, et välja selgitada potentsiaalne sisereostus. Täiendavalt testiti laborikeskkonna õhusaastust plastiosakeste suhtes, jättes puhas klaasfiiberfilter tööpinnale avatult seisma tööprotsessi toimumise kestvuseks.

## **Mikroskopeerimine**

Klaasfiiberfiltreid vaadeldi Leica M165 FC stereomikroskoobiga, millele oli kinnitatud Leica DFC450C kaamera. Mikroplastiks arvatavad fragmendid eraldati, kasutades metallist pintsette, filtri äärelle, testiti rabadust ja painduvust ning hinnati visuaalselt omadusi nagu homogeenne läbimõõt ja rakulise struktuuri esinemine, ebaloomuliku värvuse olemasolu. Tükid, mis esmase hindamise tulemusena hinnati olevat plast, pildistati läbi programmi Leica Application Suite ning mõõdeti samas programmis. Üles märgiti ka plastitükkide omadused:

tüüp (kiud, lint, ümar, ovaalne, nurgeline, muu), värvus (sinine, must, valge, läbipaistev, punane, roheline, värviline, muu) ning suurus.

Ettevaatusabinõuna kontaminatsiooni vältimiseks töötas proovidega vaid üks inimene.

Laboris kanti naturaalsest materjalist riideid, lisaks olid proovid hoiustatud kaetult metallist või klaasist anumates ning proove ilma põhjusega ei avatud. Kontrollfiltrid õhu mikroplasti saastatuse kontrollimiseks hoiti mikroskoobi kõrval ühe prooviga töötamise keskmise aja jooksul.

## **FTIR - Fourier' infrapunaspetspektroskoopia**

Mikroskopeerimise käigus tuvastatud mikroplasti tüüdid, mis olid piisavalt suured, et pintsettidega käsitleda, testiti lisaks FTIR - infrapunaspetspektroskoopia masinas (Bruker VERTEX 70) ATR lisaseadmega, et tuvastada plastipolümeeri tüüp. Pintsettidega võeti klaasfiiberfiltri äärelt mikroplastitükk ning asetati see FTIR masinasse ning tulemuse saamiseks tõlgendati saadud neeldumisspektri graafikud.

## **Statistilised analüüsid**

Andmetabelist lahutati kontrollidest saadud tulemused võttes arvesse nii kontrollproovide mikroplasti koguseid kui ka omadusi – veeproovide andmetest eemaldati 198 ja setteproovidest 81 andmerida.

Andmed logaritmiti ning testiti. Proovivõtukohta mõju uurimiseks suurusele kasutati one-way ANOVA testi ning gruppide omavaheliseks võrdlemiseks Tukey HSD testi. One-way ANOVAt kasutati ka vee ja setete mikroplasti suuruste võrdlemiseks. Hii-ruut testi kasutati värvuste ja kujude jaotumise testimiseks. Setete loputuste erinevusi võrreldi t-testiga.

## **Töö autori roll**

Antud töö autor ühines projektiga pärast vee- ja setteproovide võtmist. Autor setitas ning filtreeris veeproovid ning osa setteproovidest. Mikroskoobis mikroplastide tuvastamine, pildistamine ning mõõtmine oli samuti autori ülesanne. Samuti osales autor FTIR algusfaasis meetoodika väljatöötamisel ning andmete töötlemisel.

## Tulemused

15 proovipunktist leiti vee- ja setteproovidest kokku 955 mikroplasti tükki: 626 pinnavee proovidest ning 329 põhjasette proovidest. Kontrollproovide tulemustest lähtuvalt eemaldati veeproovide andmetabelist 198 ning setteproovidest 81 kiulise struktuuriga mikroplasti. Proovivõtupunktidest leiti veeproovidest 0,04-1,2 (mediaan 0,14) mikroplasti tükki liitri kohta. Mererohuväljade setteproovides oli 0-131 (mediaan 16,5) mikroplasti tükki 50 ml setteproovi kohta, mis võrdub 0-1817 tükki ühe kilogrammi kuivkaalu kohta. FTIR analüüsiga analüüsiti kokku 76 tükki, millest 20 kohta sai tõlgendatava spektri, nailon oli nendes enim esindatud polümeeri tüüp (Tabel 3).

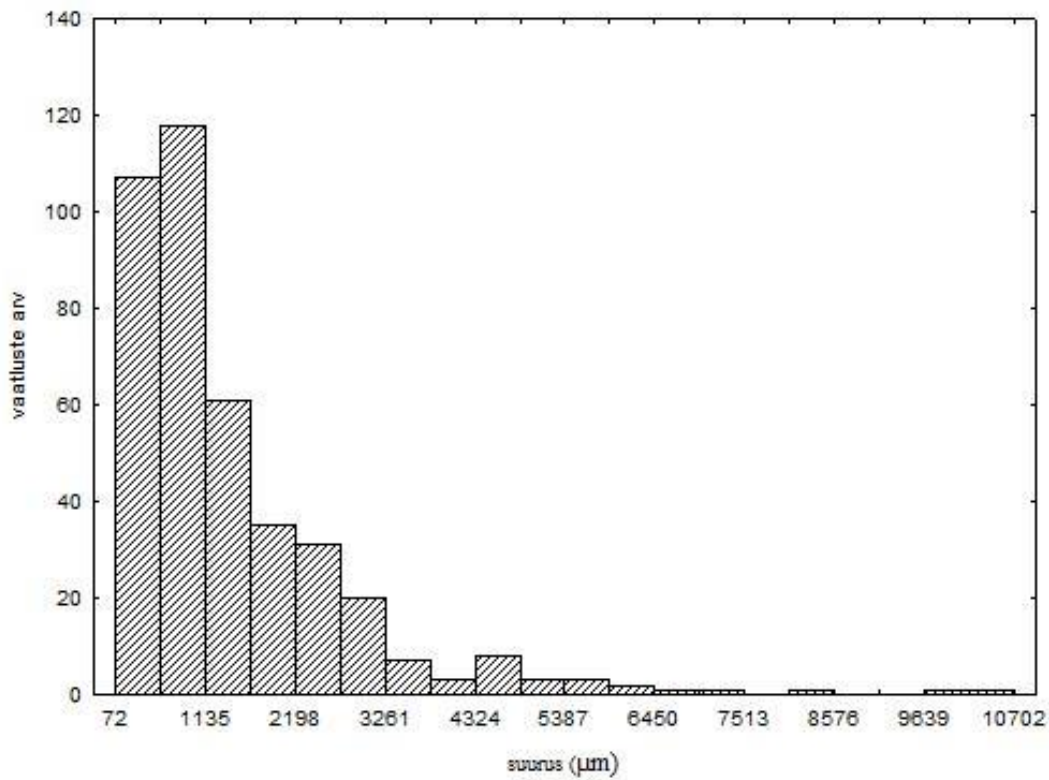
Kõige levinum mikroplasti tüüp nii vees kui setetes oli sinine kiud (Joonis 7 ja 8, Tabel 1 ja 2). Keskmiselt  $65,5 \pm 36,5\%$  veeproovidest leitud plastist ja  $79,2 \pm 14,6\%$  setteproovide plastist oli sinine.  $69,4 \pm 35,5\%$  vee mikroplastist ja  $97,1 \pm 5,1\%$  settes leidunud plastist oli kiulise struktuuriga. Värvide jaotus ei erine vees ja settes (Pearson hii-ruut: 8.98,  $df=6$ ,  $p=0.17$ ). Kuju jaotus erines vees ja setetes – vees leidis oluliselt rohkem lindikujulisi mikroplaste kui settes. Vees oli oluliselt rohkem kiude kui teise kujuga fragmente (Pearson hii-ruut: 32.3155,  $df=3$ ,  $p<0,001$ ) (Joonis 5).

Proovivõtu kohal on oluline mõju tüki suurusele ( $F_{14,638}=4,09$ ,  $p<0,001$ ). See tulemus tuleneb suuresti proovipunkti Rannaküla 2 suurtest tükkidest, mis erineb teistest proovivõtukohtadest (Tukey HSD test  $p<0,04$ ) võrreldes enamuse proovikohtadega (va Sepamaa ja Kehila 2).

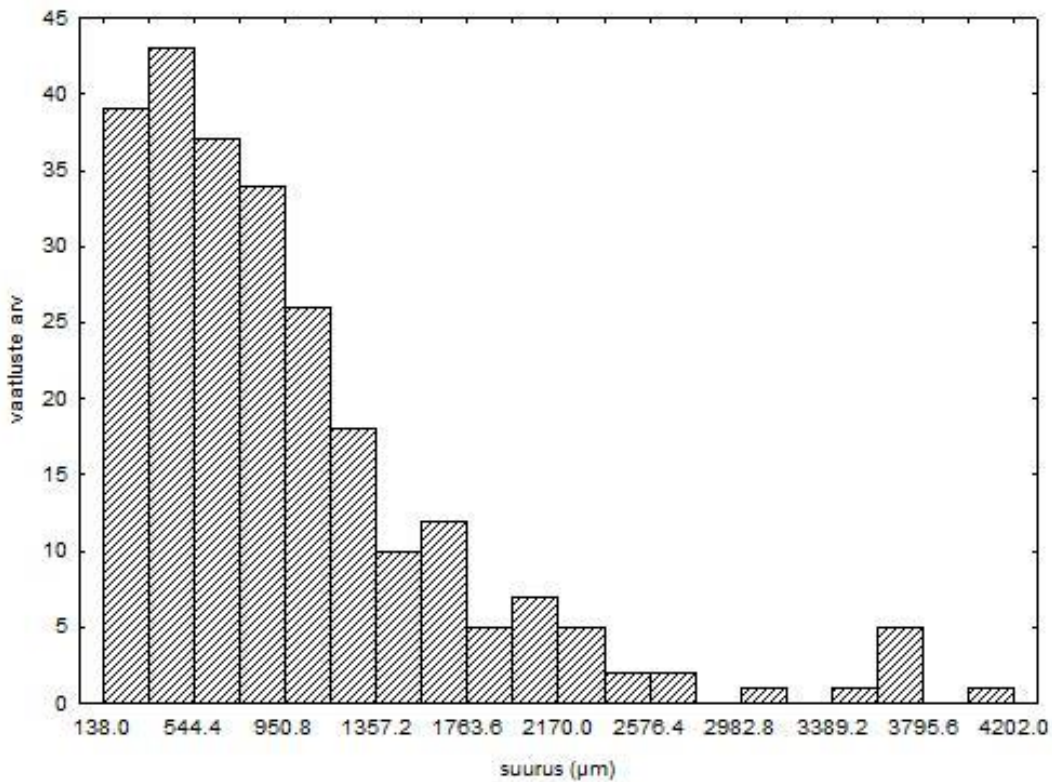
Setteproove võeti kahes korduses ning mikroplastitükkide arv mõlema korduse vahel erinesid oluliselt ( $p>0,5$ ). Setteproove loputati mikroplasti eraldamiseks kaks korda, esimese ja teise loputuse mikroplasti kogused olid proovi kohta keskmiselt vastavalt  $37,1 \pm 39,5$  ja  $7,9 \pm 5,3$ . Esimese ja teise loputuse käigus saadud tükkide suurused ei erinenud oluliselt ( $t=0,44$ ,  $n_1=129$ ,  $n_2=119$ ,  $p=0,83$ ). Proovivõtukohtade vee- ja setteproovide mikroplasti hulk ei ole korrelatsioonis ( $R = -0.35$ ,  $p = 0.24$ ). Põhjasette kihistumise koefitsendi ning mikroplasti hulga vahel oli oluline korrelatsioon ( $R = 0.83$ ,  $p = 0.002$ ) – mida vähem kihistunud, seda rohkem mikroplasti.

Enamus kirjeldatud mikroplaste olid väikesed (keskmine = 1351  $\mu\text{m}$ ,  $SD = 1804 \mu\text{m}$ , mediaan 913  $\mu\text{m}$ , 1. kvartiil 524  $\mu\text{m}$ , 3. kvartiil 1593  $\mu\text{m}$ ,  $\text{min} = 72 \mu\text{m}$ ,  $\text{max} = 27635 \mu\text{m}$ ). Vees olid mikroplasti tükid oluliselt suuremad kui setetes ( $F_{1,651}=25,85$ ,  $p<0,001$ ) (Joonis 6).

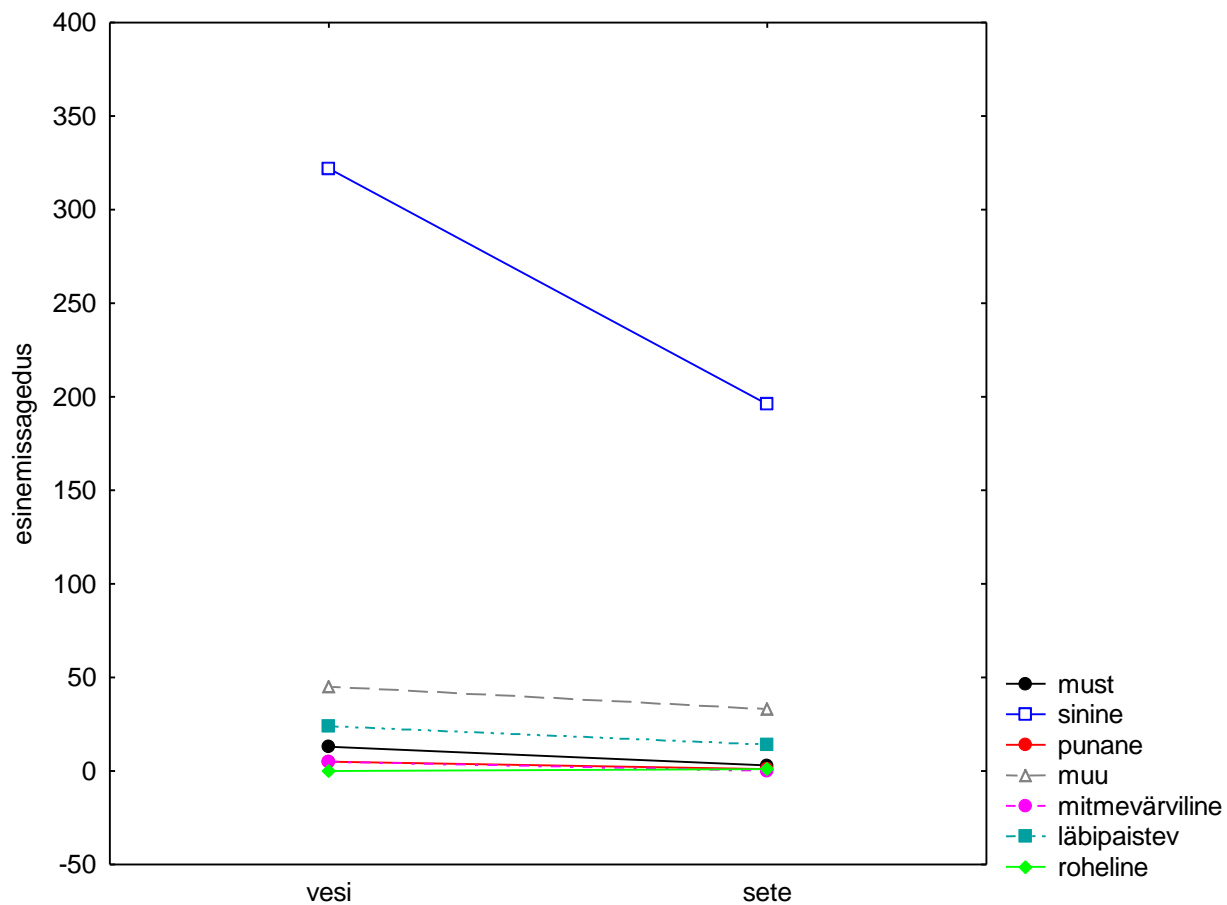
Vees ja setetes olevad sama proovikoha plastitükkide suurus ei ole omavahel seotud ( $F_{8,636}=0,49$ ,  $p=0,83$ ). Suuruste jaotumist vees ja setetes kirjeldavad vastavalt joonised 3 ja 4.



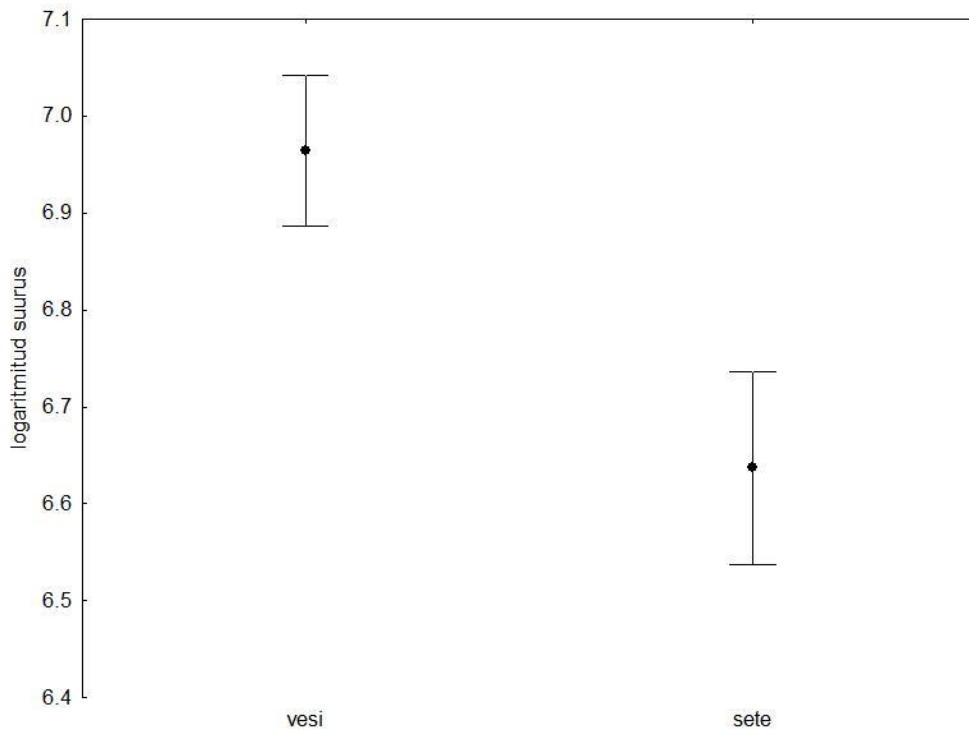
Joonis 3. Mikroplasti suuruste jagunemine veeproovides.



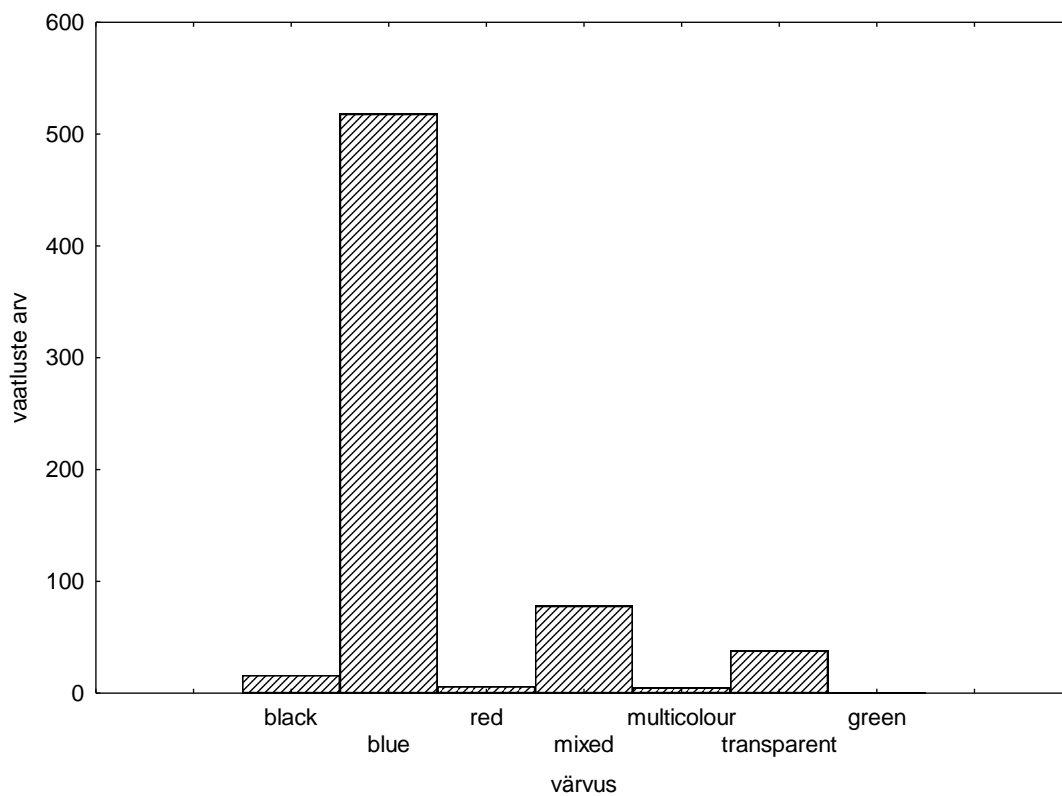
Joonis 4. Mikroplasti suuruste jaotumine setteproovides. Eemaldatud >20mm ekstreemumid (n=2).



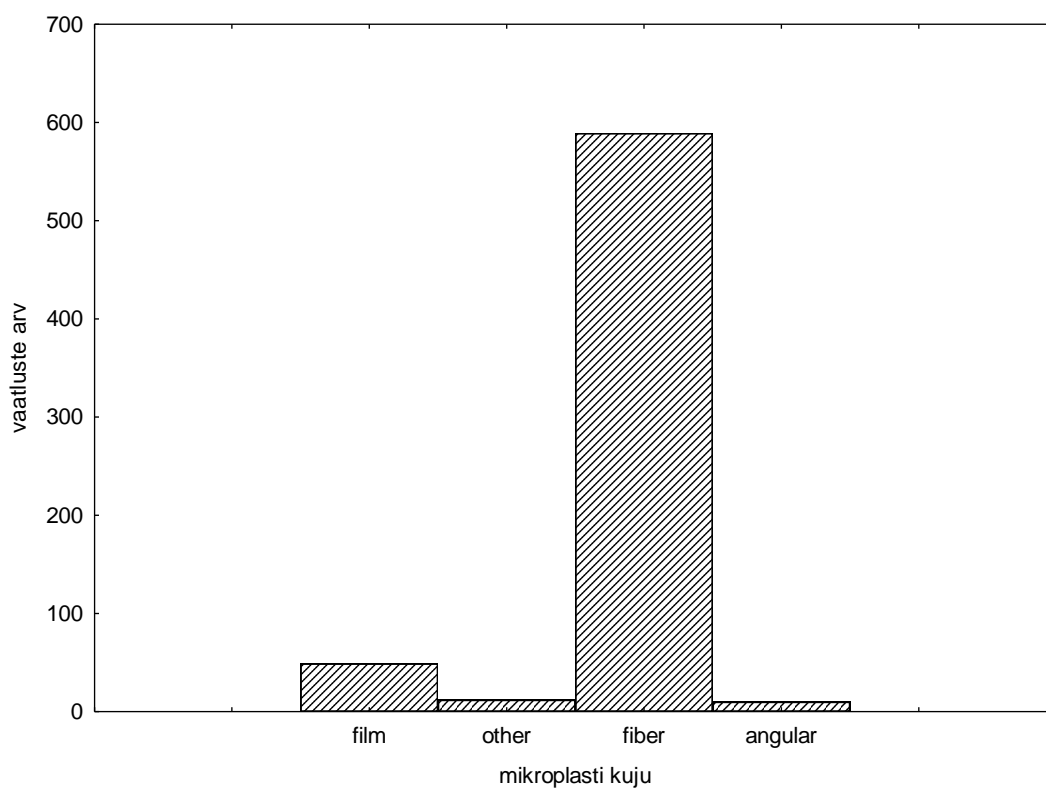
Joonis 5. Värvuste jagunemine vee- ja setteproovides.



Joonis 6. Mikroplasti suuruste jagunemine vees ja settes. Vurrud näitavad 95% usaldusintervalle.



Joonis 7. Kõigi kirjeldatud mikroplastide värvuste jagunemine. *Black* - must, *blue* - sinine, *red* - punane, *mixed* - muu, *multicolour* - mitmevärviline, *transparent* - läbipaistev, *green* - roheline.



Joonis 8. Mikroplasti kujude jaotumine. *Film* - lint, *other* - muu, *fiber* - kiud, *angular* - nurgeline.

*Tabel 1. Mikroplastide värvuste esinemine vee- ja setteproovides.*

värvus	vesi	sete
must	13	3
sinine	322	196
mitmevärviline	5	1
muu	45	33
punane	5	1
läbipaistev	24	14
kokku	<b>428</b>	<b>248</b>

*Tabel 2. Kirjeldatud mikroplastide erinevate kujude esinemine vee- ja setteproovides.*

kuju	vesi	sete
nurgeline	9	1
kiud	346	243
lint	47	2
muu	10	2
kokku	<b>428</b>	<b>248</b>

*Tabel 3. FTIR testi tulemused.*

Polümeeri tüüp	Kontroll	Proov
etüleenvinüülatsetaat	0	2
lateks	0	1
nailon	2	8
polüetüleen	0	1
polüetüleen treftalaat	0	3
polüpropüleen	0	3

## Arutelu

FTIR analüüs tehti suurematele plastitükkiidele, mida oli võimalik pintsettidega haarata ning kõik testitud tükid, mille kohta sai tõlgendatava spektri, olid plastipolümeerid. See tulemus näitab, et mikroskoobivaatlused olid korrektsed – kirjeldatud mikroplastid olid plastipolümeerid ning mitte orgaanika.

## Eesti rannikumere mererohuväljade setetes ja vees leidub mikroplasti

Lääne-Eesti saarestiku rannikumere proovivõtupunktidest leiti pinnaveest 0,04-1,2 mikroplasti liitri kohta ning setteproovidest 0-1817 tk ühe kilogrammi sette kuivkaalu kohta. Valdav mikroplasti kuju ja värvus oli sinine kiud ning keskmine suurus oli 1351  $\mu\text{m}$ . Teised Läänemeres tehtud uuringud on saanud sarnaseid tulemusi mikroplasti tüübi ja värvuse osas, hulk aga on varieeruv. Setälä et al. (2016) leidsid Rootsi rannikumere pinnakihi veest mantavõrguga filtreerimisel keskmiselt 0,4 tükki/ $\text{m}^3$  ning vett pumbates 3,74 tükki/ $\text{m}^3$ . Kõige levinum mikroplasti kuju oli kiud ning värvus sinine või must. Seda tulemust seostati merenduses ja kalanduses enim kasutatavate köitega, mida kinnitas erialapoodide müügistatistika. Polümeeridest domineerisid polüetüleen ja polüpropüleen (Setälä et al., 2016). Zobkov et al. (2019) leidsid Läänemere veeproovidest keskmiselt 32.2 (SD 50.4) tükki/ $\text{m}^3$ . Keskmine tüki suurus oli 950  $\mu\text{m}$ . Selles uurimuses leiti samuti kiu struktuuriga mikroplaste kõige rohkem. Veest oli suurim mikroplasti kontsentratsioon pinnakihi all 0,5-1 m sügavusel, kõige suurem kiukujuliste mikroplastide kontsentratsioon oli 6,9 m sügavusel ning kasvas lineaarselt sügavusega. Samuti leidsid nad rohkem kiude jõgede suubumisalade ning randade lähedusest – piirkondadest, kus on suurem inimõju (Zobkov et al., 2019). Gorokhova leidis Rootsi rannikumerest 100-10000 tükki/ $\text{m}^3$ , kuid ei täheldanud, et rannikule lähemal oleks rohkem mikroplasti (Gorokhova, 2015). Gewert et al. (2017) leidsid Stockholmi saarestikust samuti põhiliselt kiudusid, mille värvus oli sinine, punane, must ja roheline. Kusjuures Stockholmi linna läheduses oli mikroplasti kogus kordi suurem võrreldes avamerega, vastavalt  $4,2 \times 10^5$  tükki/ $\text{km}^2$  ja  $4,7 \times 10^4$  tükki/ $\text{km}^2$ . Selle uurimuse keskmine plastisuurus oli 2,9 mm (Gewert et al., 2017). Graca et al. (2017) uurisid Poola rannikumere setteid ning leidsid samuti, et kiud on kõige levinum kuju ning suurus varieerus 0,1-0,4 mm. Mikroplasti leiti 0-27 tk/kg kuivkaalu kohta (Graca et al., 2017). Zobkov ja Esiukova (2017) leidsid Gdanski lahe põhjasetetest keskmiselt  $34 \pm 10$  mikroplasti tükki ühe kilogrammi sette kuivkaalu kohta, kusjuures mikroplasti leidus igas võetud proovis (Zobkov and Esiukova,

2017). Läänemere vees ning setetes on mikroplasti reostus levinud, asukohast tulenevalt erinevad kogused ning kohati ka omadused nagu värvus. Meetodite erinevusest tulenevalt võivad uurimustes varieeruda leitud mikroplasti suurus ning kogus. Läänemeres tehtud uuringud annavad ülevaate keskkonnas leiduvast mikroplasti kogusest – seda infot saab kasutada edaspidistes eksperimentaalsetes uuringutes, et testida mõju mereorganismidele.

## **Mererohuväljad erinevad mikroplasti reostuse osas teistest sarnastest ökosüsteemidest**

Lääne-Eesti saarestiku mererohuväljade setteproovides oli 0-131 (mediaan 16,5) mikroplasti tükki 50 ml setteproovi kohta, mis võrdub 0-1817 tükki ühe kilogrammi kuivkaalu kohta. Jones et al. (2020) uurisid Šotimaa rannikumeres *Zostera marina L.* mererohuväljade setete, vegetatsioonita alade setete, mererohu lehtede, vee ning mererohuväljade loomade mikroplasti sisaldust. Nad leidsid, et mererohuväljadel on võrreldes muude setteproovidega rohkem mikroplasti,  $300\pm 30$  tk/kg sette kuivkaalu kohta mererohuvälja settes ja  $110\pm 20$  tk/kg vegetatsioonita settes. Samuti leiti mikroplasti igalt kogutud mererohu lehelt (Jones et al., 2020). Huang et al. (2020) uurisid Hiina erinevate piirkondade *Enhalus acodoides* mererohuväljade setteid ning leidsid samuti, et mererohuväljade setetes on võrreldes taimkatteta piirkonnaga rohkem mikroplasti (Huang et al., 2020). Käesoleva uurimuse raames võeti setteproove vaid mererohuväljade setetest, kuid Lips (2020) leidis Liivi lahe mererohuväljavälistest setteproovidest keskmiselt 74 mikroplasti tükki kuivkaalu kohta (Lips, 2020). Graca et al. (2017) uurisid setteid vegetatsioonita piirkonnast Läänemere lõunaosas ning leidsid 0-27 tükki/kg. Poolas, Gdanski lahes uurisid setteid veel Zobkov ja Esiukova (2017) ning avastasid setete kuivkaalust mikroplaste  $34\pm 10$  tükki (Zobkov and Esiukova, 2017). Need kontsentratsioonid on märgatavalt väiksemad antud uurimuse käigus saadud tulemustest ning selle põhjal võib väita, et ka Lääne-Eesti saarestiku rannikumere mererohuväljade setted toimivad mikroplasti akumulatsioonitena.

## **Looduskeskkonnast leitud mikroplasti kogustel ja omadustel on mõju elusorganismidele**

Mererohuväljad on olulised merekeskkonna biotoobid, kuhu mereorganismid koonduvad toituma ning kudema. Mikroplasti kontsentreerumine mererohuväljadel on potentsiaalselt ohtlikum, kuna sealt jõuab reostus rohkemate mereorganismideni ja nende noorjärkudeni. Antud töös kirjeldatud mikroplasti keskmine suurus oli  $1351 \mu\text{m}$  (mediaan 913). de Sa et al.

(2018) metaanalüüsi põhjal on loomadest enim leitud mikroplasti suurused 800-1600 µm ja 400–800 µm (de Sá et al., 2018). Enamus antud töös leitud mikroplastidest jääb nendesse vahemikesse, mis tähendab, et suure tõenäosusega mõjutavad need mereorganisme.

Mikroplasti suurus ja hulk proovides olid pöördvõrdelises seoses – väiksemõõdulisi plaste leidis rohkem. Mikroplasti üks allikatest on makroplasti lagunemine ning mikroplast laguneb samuti väiksemateks osadeks, nii et antud tulemus on eeldatav. Mida väiksem on plastitükk, seda suurema tõenäosusega jääb see kinni loomade seedetrakti või tungib kudedesse (Gray and Weinstein, 2017). Mikroplasti suurusest oleneb ka, millised loomad seda oma toiduks pidada võivad. Väikeste mõõtmetega plastid on suurema tõenäosusega madalamate troofiliste tasemete loomade toiduvalikus ning võivad toiduahelas edasi liikuda (Farrell and Nelson, 2013). Kalade maksast on leitud ka üle 150 µm suuruseid mikroplaste (Burns and Boxall, 2018) (vaata ka peatükki „Mikroplasti mõju elusloodusele“). Suur osa mereloomadest, nt osa zooplanktonist, on filtreerijad ning on näidatud, et nad ei suuda alati vahet teha toiduobjektil ja mikroplastil, vaid valivad osakesi suuruse järgi (Moore, 2008). Kuid on ka mitmeid uurimusi, mis on näidanud, et kui keskkonnas leidub toiduobjekte ja mikroplasti, valivad loomad siiski toiduobjekti. Samuti on näidatud, et mikroplast läbib loomade seedekulgla ilma kinni jäämata ja vaegusi põhjustamata (Burns and Boxall, 2018).

Nii antud töös kui teistes Läänemere uuringutes oli kiud levinuim plastikuju. Kiududel on näidatud olema loomadele suurema toksilise mõjuga võrreldes teiste mikroplasti kujudega, põhjustades sooleseina läbilaskvuse suurenemist, põletikku, kahjustades limaskesta ning häirides ainevahetusprotsesse. Uuringud on aga enamasti tehtud looduslikest kontsentratsioonidest kordades kõrgemate kogustega või on plastitükid loomadele toiduga söödud (Gray and Weinstein, 2017; Qiao et al., 2019). Samuti on eksperimentaalsetes uuringutes tihti kasutatud plastitükke, mis on väiksemad kui kasutusel olevate meetoditega keskkonnast detekteerida saab. Lisaks ei lähe laborikatsetes kasutatud plastipolümeerid kokku looduses enam levinud polümeeritüüpidega (Burns and Boxall, 2018; Lu et al., 2016; Mattsson et al., 2015). Antud töö metoodikast tulenevalt testiti FTIR-analüüsiga vaid suuremad leitud mikroplasti tükid ning ei saa teha järeldusi plastipolümeeride jaotumise kohta vees ja setetes. Küll aga on plastipolümeerid erinevate tihedustega ning võib arvata, et raskemad plastid nagu polüvinüülkloriid on setteproovides rohkem esindatud. Kergemad plastid nagu polüetüleenid on suure tõenäosusega pinnakihtides. Plasti paiknemine veesambas mõjutab selle kättesaadavust erinevatele organismidele (Lobelle and Cunliffe, 2011; Ye and Andrady, 1991). Mikroplasti värvus mõjutab samuti selle tarbimise tõenäosust loomade poolt. Organismidele kõige atraktiivsemad värvid on valged, kollased ja pruunikad, sest need

meenutavad loomade toidupalu (Wright et al., 2013). Ka antud töös kirjeldati beeže ning pruune mikroplaste, mis värvuselt kategoriseerusid „muu“ alla.

Antud uurimuses leitud mikroplasti hulgaga ning tüübiga eksperimentaalseid uurimusi mereorganismidel tehtud ei ole, see on lünk teadustöodes, mida käesoleva töö autor plaanib doktoriõppes täita.

## Kokkuvõte

Käesoleva uurimuse eesmärkideks oli välja selgitada, kas, kui palju ja mis tüüpi mikroplasti lääne-Eesti saarestiku mererohuväljade setetes ning pinnakihi vees leidub. Täiendavalt, kuidas saadud tulemused on võrreldavad teiste uuringutega, mis on tehtud väljaspool mererohuväljasid. Lisaks kirjeldada, kasutades kirjanduse allikaid, leitud mikroplasti koguste ja omaduste võimalikku mõju elusloodusele.

Eelneva välja selgitamiseks võeti lääne-Eesti saarestiku rannikumere suurimatest mererohuväljadest, kokku 15 proovipunktist, vee- ning setteproovid. Proovid filtreeriti laboris, saadud filtreid vaadeldi mikroskoobi all ning kirjeldati kõik leitud mikroplasti tükiid. Suuremad tükiid testiti ka Fourier' infrapunaspetspektrometriga, et välja selgitada leitud mikroplastide polümeeride tüübid.

Kokku leiti 955 mikroplasti tükki: 626 pinnavee proovidest ning 329 põhjasette proovidest. Nii vee- kui setteproovides leidis enim siniseid kiukujulisi mikroplaste, keskmine plastitüki suurus oli 1351 µm. Setteproovidest leiti 0-1817 mikroplasti ühe kilogrammi kuivkaalu kohta ning veeproovidest 0,04-1,2 tükki liitri kohta.

Veeproovides leiduv mikroplasti hulk oli suurem kui Eesti rannikumere seire varem näidanud on, see võib tuleneda mererohuväljade akumulereerimisomadusest või meetodika erinevustest. Veeproovides leiduva mikroplasti suurusjärgud kattusid üldiselt Läänemeres tehtud teiste uuringute tulemustega.

Läänemeres ei ole varem mererohuväljasid mikroplastide suhtes uuritud. Mererohuväljad on elurikkad biotoobid, kuhu loomad kogunevad kudema ning toituma. Mererohuväljade setetest leiti oluliselt rohkem mikroplasti kui teistest Läänemere uuringutest vegetatsioonita piirkondade setete kohta leitud on. Selle põhjal võib väita, et mererohuväljade setted akumulereerivad mikroplasti ning nende elurikaste ökosüsteemide liigid on mikroplastist mõjutatud. Eksperimentaalsed katseid aga sellistel kontsentratsioonidel tehtud ei ole – seda lünka plaanib käesoleva uurimuse töö autor oma tulevase teadustööga täita.

Edasistes uuringutes peaks mikroplasti mõju uurimisel loomadele kasutama mikroplasti polümeere, suurusi, tüüpe, värvuseid ja kontsentratsioone, mis varasemate, nagu näiteks käesoleva, uurimuste tulemusena on saadud.

## Summary

### Microplastics in Estonian coastal waters seagrass beds' water and sediments

The aim of this study was to determine the abundance and characteristics of microplastics found in the seagrass bed sediments and surface water of Western Estonian archipelago. As well as to compare the results to similar research done outside seagrass beds to determine if seagrass beds are a hotspot for microplastic. In addition, to discuss based on previous studies, how these results might affect marine life.

Estonia's largest seagrass beds were examined, water and sediment samples were collected at 15 sites. The samples were filtered and observed under a stereomicroscope, all microplastic pieces were described. In addition, larger microplastics were tested with Fourier' infrared spectroscopy to determine the polymere type.

955 microplastic pieces were determined in the samples, of which 626 were found in water and 329 in sediment samples. The prevailing type of microplastic was blue fiber, the average size was 1351  $\mu\text{m}$ . 0-1817 pieces of microplastics were found per one kg of dry weight sediments, in water, the concentration was 0,04-1,2 pieces/liter.

The found concentrations in water samples was higher than reported by previous research in Estonian coastal waters, that might be due to accumulation effects of seagrass beds or disparity in methodology. All in all, the concentrations matched the results from other research done in the Baltic Sea.

Microplastic abundance had not yet been researched in seagrass beds in the Baltic Sea before. Seagrass beds are biodiversity hotspots and are used as feeding grounds. Microplastic abundancy in the sediment samples was considerably higher compared to other studies done on bare sediments in the Baltic Sea – that supports the hypothesis of seagrass beds being hotspots for microplastic and that marine life is affected in those areas. Future reasearch should base the experiments on previously found concentrations and characteristics of microplastic.

## **Tänuavaldused**

Töö autor soovib tänada juhendajaid Randel Kreitsbergi ning Arvo Tuvikest kogu töö valmimise ning õpingute käigus osutatud abi ja toetuse eest. Lisaks tänab autor Marko Mägit abi osutamise eest statistiliste analüüsidega. Veel tänab autor töögrupi liikmeid, kes panustasid uurimuse valmimisesse. Lisaks kuulub tänu autori perele ilmatu toetuse osutamise eest.

## Kasutatud allikad

- Akdogan, Z., Guven, B., 2019. Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environ. Pollut.* 254, 113011. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113011>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., Galop, D., 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.* 12, 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Amaral-Zettler, L.A., Zettler, E.R., Slikas, B., Boyd, G.D., Melvin, D.W., Morrall, C.E., Proskurowski, G., Mincer, T.J., 2015. The biogeography of the Plastisphere: implications for policy. *Front. Ecol. Environ.* 13, 541–546. <https://doi.org/10.1890/150017>
- Auta, H.S., Emenike, C.U., Fauziah, S.H., 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ. Int.* 102, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Bagaev, A., Khatmullina, L., Chubarenko, I., 2018. Anthropogenic microlitter in the Baltic Sea water column. *Mar. Pollut. Bull.* 129, 918–923. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.049>
- Bagaev, A., Mizyuk, A., Khatmullina, L., Isachenko, I., Chubarenko, I., 2017. Anthropogenic fibres in the Baltic Sea water column: Field data, laboratory and numerical testing of their motion. *Sci. Total Environ.* 599–600, 560–571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.185>
- Barboza, L.G.A., Dick Vethaak, A., Lavorante, B.R.B.O., Lundebye, A.-K., Guilhermino, L., 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 336–348. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.047>
- Barboza, L.G.A., Gimenez, B.C.G., 2015. Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives. *Mar. Pollut. Bull.* 97, 5–12. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.008>
- Beer, S., Garm, A., Huwer, B., Dierking, J., Nielsen, T.G., 2018. No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – A case study from the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 621, 1272–1279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.101>
- Booij, K., Hofmans, H.E., Fischer, C.V., Van Weerlee, E.M., 2003. Temperature-Dependent Uptake Rates of Nonpolar Organic Compounds by Semipermeable Membrane Devices and Low-Density Polyethylene Membranes. *Environ. Sci. Technol.* 37, 361–366. <https://doi.org/10.1021/es025739i>
- Bouwmeester, H., Hollman, P.C.H., Peters, R.J.B., 2015. Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production Chain: Experiences from Nanotoxicology. *Environ. Sci. Technol.* 49, 8932–8947. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01090>
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C., 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ. Sci. Technol.* 42, 5026–5031. <https://doi.org/10.1021/es800249a>

- Burns, E.E., Boxall, A.B.A., 2018. Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environ. Toxicol. Chem.* 37, 2776–2796. <https://doi.org/10.1002/etc.4268>
- Cabello-Pasini, A., Muñoz-Salazar, R., Ward, D.H., 2003. Annual variations of biomass and photosynthesis in *Zostera marina* at its southern end of distribution in the North Pacific. *Aquat. Bot.* 76, 31–47. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00012-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00012-3)
- Chen, S.-N., Sanford, L.P., Koch, E.W., Shi, F., North, E.W., 2007. A nearshore model to investigate the effects of seagrass bed geometry on wave attenuation and suspended sediment transport. *Estuaries Coasts* 30, 296–310. <https://doi.org/10.1007/BF02700172>
- Christianen, M.J.A., van Belzen, J., Herman, P.M.J., van Katwijk, M.M., Lamers, L.P.M., van Leent, P.J.M., Bouma, T.J., 2013. Low-Canopy Seagrass Beds Still Provide Important Coastal Protection Services. *PLoS ONE* 8, 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062413>
- Coalition Clean Baltic, 2017. Guidance on concrete ways to reduce microplastic inputs from municipal stormwater and waste water discharges. Uppsala, Sweden.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S., 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47, 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P.K., Fileman, E.S., Halsband, C., Galloway, T.S., 2014. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Sci. Rep.* 4, 4528. <https://doi.org/10.1038/srep04528>
- de Sá, L.C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T.L., Futter, M.N., 2018. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Sci. Total Environ.* 645, 1029–1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Mar. Pollut. Bull.* 85, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.006>
- Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B., Ren, H., 2017. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Sci. Rep.* 7, 46687. <https://doi.org/10.1038/srep46687>
- Desforges, J.-P.W., Galbraith, M., Dangerfield, N., Ross, P.S., 2014. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 79, 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.035>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104, 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- Duarte, C.M., 2002. The future of seagrass meadows. *Environ. Conserv.* 29, 192–206.
- Dubaish, F., Liebezeit, G., 2013. Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea. *Water. Air. Soil Pollut.* 224, 1352. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1352-9>
- Eiler, A., Johansson, M., Bertilsson, S., 2006. Environmental Influences on *Vibrio* Populations in Northern Temperate and Boreal Coastal Waters (Baltic and Skagerrak Seas). *Appl. Environ. Microbiol.* 72, 6004–6011. <https://doi.org/10.1128/AEM.00917-06>

- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S., 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 177–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>
- Farrell, P., Nelson, K., 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environ. Pollut.* 177, 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>
- Fonseca, M.S., Cahalan, J.A., 1992. A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 35, 565–576. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(05\)80039-3](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(05)80039-3)
- Franeker, J.A. van, 2011. MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter. Marine Litter. Technical recommendations for the implementation of MSFD requirements (No. 25009). Joint Research Centre / Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg. <https://doi.org/10.2788/91406>
- Frias, J.P.G.L., Pagter, E., Nash, R., O'Connor, I., Carretero, O., Filgueiras, A., Viñas, L., J. Gago, Antunes, J.C., Bessa, F., Sobral, P., Goruppi, A., Tirelli, V., Pedrotti, M.L., Suaria, G., Aliani, S., Lopes, C., Raimundo, J., Caetano, M., Palazzo, L., Lucia, G.A.D., Camedda, A., Muniategui, S., Grueiro, G., Fernandez, V., Andrade, J., Dris, R., Laforsch, C., Scholtz-Bottcher, B., Gerdt, G., 2018. Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36256.89601/1>
- Gewert, B., M. Plassmann, M., MacLeod, M., 2015. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environ. Sci. Process. Impacts* 17, 1513–1521. <https://doi.org/10.1039/C5EM00207A>
- 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>
- Gorokhova, E., 2015. Screening for microplastic particles in plankton samples: How to integrate marine litter assessment into existing monitoring programs? *Mar. Pollut. Bull.* 99, 271–275. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.056>
- Goss, H., Jaskiel, J., Rotjan, R., 2018. *Thalassia testudinum* as a potential vector for incorporating microplastics into benthic marine food webs. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 1085–1089. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.024>
- Graca, B., Szewc, K., Zakrzewska, D., Dołęga, A., Szczerbowska-Boruchowska, M., 2017. Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the Southern Baltic Sea—a preliminary study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 7650–7661. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8419-5>
- Gray, A.D., Weinstein, J.E., 2017. Size- and shape-dependent effects of microplastic particles on adult daggerblade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). *Environ. Toxicol. Chem.* 36, 3074–3080. <https://doi.org/10.1002/etc.3881>
- Grün, F., Blumberg, B., 2007. Perturbed nuclear receptor signaling by environmental obesogens as emerging factors in the obesity crisis. *Rev. Endocr. Metab. Disord.* 8, 161–171. <https://doi.org/10.1007/s11154-007-9049-x>
- Guo, X., Wang, J., 2019. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 142, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.019>
- Hämer, J., Gutow, L., Köhler, A., Saborowski, R., 2014. Fate of Microplastics in the Marine Isopod *Idotea emarginata*. *Environ. Sci. Technol.* 48, 13451–13458. <https://doi.org/10.1021/es501385y>
- Harrison, J.P., Schratzberger, M., Sapp, M., Osborn, A.M., 2014. Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC Microbiol.* 14, 232. <https://doi.org/10.1186/s12866-014-0232-4>

- Hartmann, N.B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L.H., Schmidt, S.N., Mayer, P., Meibom, A., Baun, A., 2017. Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 13, 488–493. <https://doi.org/10.1002/ieam.1904>
- He, P., Chen, L., Shao, L., Zhang, H., Lü, F., 2019. Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? -Evidence of microplastics in landfill leachate. *Water Res.* 159, 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.060>
- Hitchcock, J.N., 2020. Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 734, 139436. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139436>
- Huang, Y., Xiao, X., Xu, C., Perianen, Y.D., Hu, J., Holmer, M., 2020. Seagrass beds acting as a trap of microplastics - Emerging hotspot in the coastal region? *Environ. Pollut.* 257, 113450. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113450>
- Jones, K.L., Hartl, M.G.J., Bell, M.C., Capper, A., 2020. Microplastic accumulation in a *Zostera marina* L. bed at Deerness Sound, Orkney, Scotland. *Mar. Pollut. Bull.* 152, 110883. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110883>
- Karlsson, T.M., Vethaak, A.D., Almroth, B.C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., Leslie, H.A., 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Mar. Pollut. Bull.* 122, 403–408. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.081>
- Katija, K., Choy, C.A., Sherlock, R.E., Sherman, A.D., Robison, B.H., 2017. From the surface to the seafloor: How giant larvaceans transport microplastics into the deep sea. *Sci. Adv.* 3, e1700715. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700715>
- Kirstein, I.V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., Gerdt, G., 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Mar. Environ. Res.* 120, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.004>
- Lee, H., Shim, W.J., Kwon, J.-H., 2014. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Sci. Total Environ.* 470–471, 1545–1552. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.023>
- Lind, K., Lips, I., 2017. Veesamba mikroprügi pilootseire Eesti merealal 2016.
- Lips, I., 2020. LMIN18023 “Mikroplastiku allikad ja levikuteed Eesti rannikumerre, potentsiaalne mõju pelaagilistele ja bentilistele organismidele (23.03.2018–4.05.2020).”
- LITTERBASE: Online Portal for Marine Litter [WWW Document], n.d. URL <https://litterbase.awi.de/litter> (accessed 6.11.19).
- Lobelle, D., Cunliffe, M., 2011. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 197–200. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.013>
- Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L., Ren, H., 2016. Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. *Environ. Sci. Technol.* 50, 4054–4060. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183>
- Luís, L.G., Ferreira, P., Fonte, E., Oliveira, M., Guilhermino, L., 2015. Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium(VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquat. Toxicol.* 164, 163–174. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.04.018>
- Lusher, A.L., McHugh, M., Thompson, R.C., 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Mar. Pollut. Bull.* 67, 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>

- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J., Voisin, A., 2016. Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment 88.
- Masó, M., Garcés, E., Pagès, F., Camp, J., 2003. Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species. *Sci. Mar.* 67, 107–111. <https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67n1107>
- Mattsson, K., Ekvall, M.T., Hansson, L.-A., Linse, S., Malmendal, A., Cedervall, T., 2015. Altered Behavior, Physiology, and Metabolism in Fish Exposed to Polystyrene Nanoparticles. *Environ. Sci. Technol.* 49, 553–561. <https://doi.org/10.1021/es5053655>
- Mercogliano, R., Avio, C.G., Regoli, F., Anastasio, A., Colavita, G., Santonicola, S., 2020. Occurrence of Microplastics in Commercial Seafood under the Perspective of the Human Food Chain. A Review. *J. Agric. Food Chem.* 68, 5296–5301. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.0c01209>
- Möller, T., Kotta, J., Martin, G., 2014. Spatiotemporal variability in the eelgrass *Zostera marina* L. in the north-eastern Baltic Sea: canopy structure and associated macrophyte and invertebrate communities. *Est. J. Ecol.* 63, 90. <https://doi.org/10.3176/eco.2014.2.03>
- Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environ. Res., The Plastic World* 108, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J.H., Remy, D., Fries, E., 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environ. Pollut.* 184, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>
- Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.L., 2006. A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience* 56, 987–996. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[987:AGCFSE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2)
- Ory, N.C., Lehmann, A., Javidpour, J., Stöhr, R., Walls, G.L., Clemmesen, C., 2020. Factors influencing the spatial and temporal distribution of microplastics at the sea surface – A year-long monitoring case study from the urban Kiel Fjord, southwest Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 736, 139493. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139493>
- Pauly, J.L., Stegmeier, S.J., Allaart, H.A., Cheney, R.T., Zhang, P.J., Mayer, A.G., Streck, R.J., 1998. Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue. *Cancer Epidemiol. Prev. Biomark.* 7, 419–428.
- Pirsaheb, M., Hossini, H., Makhdoumi, P., 2020. Review of microplastic occurrence and toxicological effects in marine environment: Experimental evidence of inflammation. *Process Saf. Environ. Prot.* 142, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.050>
- Poulet, S.A., Marsot, P., 1978. Chemosensory Grazing by Marine Calanoid Copepods (Arthropoda: Crustacea). *Science* 200, 1403–1405. <https://doi.org/10.1126/science.200.4348.1403>
- Qiao, R., Deng, Y., Zhang, S., Wolosker, M.B., Zhu, Q., Ren, H., Zhang, Y., 2019. Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish. *Chemosphere* 236, 124334. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.065>
- Rocha-Santos, T., Duarte, A.C., 2015. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends Anal. Chem.* 65, 47–53. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>
- Rochman, C.M., Browne, M.A., Halpern, B.S., Hentschel, B.T., Hoh, E., Karapanagioti, H.K., Rios-Mendoza, L.M., Takada, H., Teh, S., Thompson, R.C., 2013. Classify plastic waste as hazardous. *Nature* 494, 169–171. <https://doi.org/10.1038/494169a>

- Rodrigues, J.P., Duarte, A.C., Santos-Echeandía, J., Rocha-Santos, T., 2019. Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. *TrAC Trends Anal. Chem.* 111, 252–260. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.038>
- Savoca, M.S., Wohlfeil, M.E., Ebeler, S.E., Nevitt, G.A., 2016. Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds. *Sci. Adv.* 2, e1600395. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600395>
- Sax Leonard, 2010. Polyethylene Terephthalate May Yield Endocrine Disruptors. *Environ. Health Perspect.* 118, 445–448. <https://doi.org/10.1289/ehp.0901253>
- Schönlau, C., Karlsson, T.M., Rotander, A., Nilsson, H., Engwall, M., van Bavel, B., Kärrman, A., 2020. Microplastics in sea-surface waters surrounding Sweden sampled by manta trawl and in-situ pump. *Mar. Pollut. Bull.* 153, 111019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111019>
- Seng, N., Lai, S., Fong, J., Saleh, M.F., Cheng, C., Cheok, Z.Y., Todd, P.A., 2020. Early evidence of microplastics on seagrass and macroalgae. *Mar. Freshw. Res.* 71, 922–928. <https://doi.org/10.1071/MF19177>
- 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>
- Silva, A.B., Bastos, A.S., Justino, C.I.L., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T.A.P., 2018. Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Anal. Chim. Acta* 1017, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>
- Sivan, A., 2011. New perspectives in plastic biodegradation. *Curr. Opin. Biotechnol., Energy biotechnology – Environmental biotechnology* 22, 422–426. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2011.01.013>
- Sjollema, S.B., Redondo-Hasselerharm, P., Heather A. Leslie, Kraak, M., Vethaak, A.D., 2015. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquat. Toxicol.* 170. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.12.002>
- Staveley, T.A.B., Hernvall, P., Stjärnkvist, N., van der Meijs, F., Wikström, S.A., Gullström, M., 2020. Exploring seagrass fish assemblages in relation to the habitat patch mosaic in the brackish Baltic Sea. *Mar. Biodivers.* 50, 1. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01025-y>
- Stolte, A., Forster, S., Gerdts, G., Schubert, H., 2015. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 216–229. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.022>
- Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J.-P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., Vahala, R., 2015. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Sci. Technol.* 72, 1495–1504. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.360>
- Tamminga, M., Hengstmann, E., Fischer, E.K., 2018. Microplastic analysis in the South Funen Archipelago, Baltic Sea, implementing manta trawling and bulk sampling. *Mar. Pollut. Bull.* 128, 601–608. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.066>
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>

- Thompson, F.L., Iida, T., Swings, J., 2004. Biodiversity of Vibrios. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 68, 403–431. <https://doi.org/10.1128/MMBR.68.3.403-431.2004>
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Mees, J., Janssen, C.R., 2013. Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. *Mar. Pollut. Bull.* 73, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.026>
- Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ. Pollut.* 193, 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>
- van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M., Turner, D.M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environ. Pollut., Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity* 159, 2609–2615. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.008>
- van Katwijk, M.M., Bos, A.R., Hermus, D.C.R., Suykerbuyk, W., 2010. Sediment modification by seagrass beds: Muddification and sandification induced by plant cover and environmental conditions. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 89, 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.06.008>
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L., 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuar. Coast. Shelf Sci., Pressures, Stresses, Shocks and Trends in Estuarine Ecosystems* 130, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>
- von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A., 2012. Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. after an Experimental Exposure. *Environ. Sci. Technol.* 46, 11327–11335. <https://doi.org/10.1021/es302332w>
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.* 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Ye, S., Andrady, A.L., 1991. Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. *Mar. Pollut. Bull.* 22, 608–613. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(91\)90249-R](https://doi.org/10.1016/0025-326X(91)90249-R)
- Zhang, Y., Pu, S., Lv, X., Gao, Y., Ge, L., 2020. Global trends and prospects in microplastics research: A bibliometric analysis. *J. Hazard. Mater.* 400, 123110. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123110>
- Zobkov, M., Esiukova, E., 2017. Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures and first results. *Mar. Pollut. Bull.* 114, 724–732. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.060>
- Zobkov, M.B., Esiukova, E.E., Zyubin, A.Y., Samusev, I.G., 2019. Microplastic content variation in water column: The observations employing a novel sampling tool in stratified Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 138, 193–205. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.047>

## Lisa 1. Proovivõtupunktide koordinaadid ja mõõdetud keskkonnaparametrid

siteName	siteCode	lat	lon	depth_m	date	pH	O2_mg/l	temp	pumpTime_min	volume_l	areaName
Rannaküla 1	AR1	58.6275	22.8798	3.2	07.07.2018	8.36	9.79	17	30	180	Rannaküla
Rannaküla 2	AR2	58.6279	22.8669	3.8	07.07.2018	8.27	9.85	17.2	30	180	Rannaküla
Soela	AR3	58.6104	22.6166	4.7	09.07.2018	8.73	9.51	17.5	30	180	Soela
Lõu	AR4	58.1057	22.1721	4.2	10.07.2018	8.57	10.41	16.5	40	240	Lõu
Sepamaa	AR5	58.2121	22.5599	3.6	11.07.2018	8.58	9.41	17.4	30	180	Sepamaa
Kehila 2	AR6	58.4422	22.0638	3.2	12.07.2018	8.75	9.68	18.4	30	180	Kehila
Kehila 1	AR7	58.4344	22.0709	3.3		8.75	9.94	19	30	180	Kehila
Kalana 1	kalana 1	58.91971	22.05872	3	15.07.2018	8.51	11.34	14.2	33	198	Kalana
Kalana 2	kalana 2	58.9199	22.05879	2.5	15.07.2018	8.42	11.99	14.2	23	138	Kalana
Kõrgesaare	kõrgessaare	58.99923	22.4652	2.4	15.07.2018	8.6	10.9	19.6	36	216	Kõrgesaare
Mangu	mangu	59.0356	22.56465	2.6	16.07.2018	8.51	10.23	19.5	39	234	Mangu
Vormsi 1	vormsi 1	58.98271	23.14388	3.3	16.07.2018	8.21	10.93	5.7	40	240	Vormsi
Vormsi 2	vormsi 2	58.9525	23.231567	4.2	18.07.2018	9.27	9.16	20.2	37	222	Vormsi
Vormsi 3	vormsi 3	58.94185	23.254533	2.5	18.07.2018	9.31	9.32	21.5	38	228	Vormsi
Vormsi 4	vormsi 4	58.93482	23.25764	3.2	16.07.2018	9.31	10.03	18.9	37	222	Vormsi

# **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Merilin Raudna-Kristoffersen,

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Mikroplast Eesti rannikumere mererohuväljade setetes ja vees“, mille juhendajad on, Randel Kreitsberg ja Arvo Tuvikene, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, alates **12.08.2022** kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

*Merilin Raudna-Kristoffersen*

**12.08.2020**