

**TARTU ÜLIKOOL  
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT  
ZOOLOOGIA OSAKOND  
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL**

Agnes Saks

**RANNAPRÜGI HULK, KOOSTIS JA LEVIK EESTI  
RANNIKUL**

Magistritöö

Bioloogia ja ökoinnovatsioon

30 EAP

Juhendajad: Tiia Möller-Raid (PhD),

Kaire Torn (PhD),

Kristjan Herkül (PhD)

**TARTU 2025**

## **Rannaprügi hulk, koostis ja levik Eesti rannikul**

Merealade üldise hea keskkonnaseisundi tagamine on Euroopa Liidu liikmesriikide ühine kohustus ning selle tagamiseks on üheks seiratavaks indikaatoriks määratud rannal leiduva prügi hulk. Rannaprügi mereprügi osana on täiendavaks surveguriks mere- ja rannikuökosüsteemidele, mõjutades liikide toimetulekut ja seisundit. Rannaprügi läviväärtus, mille alusel võib pidada mereprügi vähendamiseks rakendatavaid meetmeid edukaks, on kuni 20 prügieset 100 m kohta. Käesolev magistritöö annab ülevaate rannaprügi hulgast, koostisest ja levikust Eesti rannikul viimase 10 aasta jooksul.

Töö tulemustest järeldub, et looduslike ning linnalähedaste randade võrdluses on linnalähedased rannad prügisemad, kuid prügi hulk on viimati nimetatud aladel ajas oluliselt vähenenud. Erinevused prügi hulgas looduslike ja linnalähedaste randade vahel on märgatavad ka aastaegade võrdluses. Eesti rannikul leiduvas rannaprügis domineerib plastprügi, millest enamuse moodustavad suitsukonid, seejärel erinevad ühekordsed plasttooted. Eesti mereala „hea keskkonnaseisund“ mereprügi valdkonnas pole veel saavutatud.

**Märksõnad:** mereprügi, rannaprügi, Läänemeri, plastprügi, mõju elustikule, looduslikud rannad, linnalähedased rannad, hea keskkonnaseisund

**CERCS:** B260 Hüdrobioloogia, merebioloogia, veeökoloogia, limnoloogia

## **The Quantity, Composition and Distribution of Beach Litter on the Estonian Coastal Area**

Ensuring the overall good environmental status of marine areas is a common obligation of the European Union member states, and for this purpose, the quantity of litter found on the beach has been designated as one of the observed indicators. Beach litter, as part of marine litter, is an additional pressure factor for marine and coastal ecosystems, affecting the survival and condition of species. The threshold value for beach litter, based on which applied measures aiming to reduce marine litter can be considered successful, is up to 20 litter items per 100 meters. This master's thesis provides an overview of the quantity, composition and distribution of beach litter on the Estonian coastal area over the last 10 years.

The results of the study conclude that in comparison between rural and sub-urban beaches, sub-urban beaches are more littered, but the quantity of litter in these areas has

significantly decreased over time. Differences in the quantity of litter between rural and sub-urban beaches are also noticeable when comparing seasons. Plastic litter dominates the beach litter found on the Estonian coast, with the majority being cigarette butts, followed by various single-use plastic products. The "good environmental status" of the Estonian marine area in terms of marine litter has not yet been achieved.

**Keywords:** marine litter, beach litter, Baltic Sea, plastic litter, impact on biota, rural beaches, urban beaches, good environmental status

**CERCS:** B260 Hydrobiology, marine biology, aquatic ecology, limnology

# SISUKORD

SISSEJUHATUS .....	5
1. PROBLEEMI REFERATIIVNE ÜLEVAADE .....	7
1.1. Rannaprügi.....	7
1.2. Rannaprügi mõju mere-ja rannikuökosüsteemidele .....	8
1.3. Rannaprügi käsitus merestrateegia raamdirektiivis ja Eesti merestrateegias ...	9
1.4. Rannaprügi seiremetoodika ülevaade.....	10
2. MATERJAL JA MEETODID .....	14
2.1. Uurimistöö objekt.....	14
2.2. Töö autori roll.....	15
2.3. Töö metoodika.....	16
2.4. Andmeanalüüs .....	18
3. TULEMUSED .....	21
3.1. Prügi kogus, selle muutused ajas ja rannaprügi seisundihinnang.....	21
3.2. Prügiesemete materjalid ja nende muutused ajas ning prügiesemete valdkonnapõhine jaotus .....	25
3.3. Rannaprügis enamlevinud prügiesemed.....	27
4. ARUTELU.....	30
4.1. Rannaprügi hulk, koostis ja levik Eesti rannikul.....	30
4.2. Rannaprügi potentsiaalne mõju Eesti ranniku ökosüsteemidele .....	32
4.3. Rannaprügi seiremetoodika puudused.....	33
4.4. Rannaprügi seire olulisus ja selle jätkamine.....	34
KOKKUVÕTE .....	36
SUMMARY.....	38
TÄNUAVALDUSED.....	40
KASUTATUD KIRJANDUS.....	41
LISA 1 - alusandmed.....	47

## SISSEJUHATUS

Mereprügi (ingl *marine litter, marine debris*) on igasugune püsiv, toodetud või töödeldud tahke materjal, mis on merekeskkonda sattunud (kasutusest kõrvaldatud, kaotatud või hüljatud) inimeste poolt või inimtegevuse tagajärjel. Prügi levikut mõjutab otsene inimtegevus veekogudel ja veekogude läheduses (nt turism, kalandus, meretransport), aga ka kaudsed allikad nagu sademevee- ja kanalisatsiooni äravoolud (Cheshire et al., 2009).

Merestrateegia raamdirektiiv (MSRD) loob Euroopa Liidu (EL) liikmesriikidele raamistiku, mille alusel tuleb rakendada vajalikke meetmeid, et saavutada või säilitada mereakvatooriumis hea keskkonnaseisund. Lisaks annab raamdirektiiv suunised mereprügi koguse, kootise ja ruumilise leviku seiramiseks järgmiselt:

- mereprügi rannajoonel (rannaprügi);
- mereprügi veesamba pealmises kihis;
- mereprügi merepõhjas (Euroopa Komisjon, 2017).

Mereprügi hulga, koostise, leviku ning üldisemalt problemaatika mõistmiseks on kõige pikemaajaliselt kogutud infot just rannaprügi seire käigus (Cheshire et al., 2009), mistõttu on rannaprügi seire kohustus merekeskkonna seisundi hindamiseks, ühe seiratava indikaatorina, määratud ka MSRD-s ning Eestis rakendatav Eesti merestrateegia raames.

Kuigi leitud rannaprügi mediaanväärtus Euroopas (Euroopa Komisjon, 2025) ja ka Läänemere äärsetel aladel (HELCOM, 2023b) on viimastel aastatel (st perioodil 2016–2021) langenud, on 2024. aastal koostatud Eesti merestrateegia üldhinnangu põhjal rannaprügi hulk Eesti rannikul endiselt kõrgem MSRD-i poolt eesmärgiks seatud läviväärtusest (20 prügieset 100 m rannikuala kohta). Seetõttu pole ka Eesti mereala, mereprügi valdkonna hea keskkonnaseisund, endiselt saavutatud (Jüssi et al., 2024).

**Töö eesmärk** on analüüsida pikaageid, aastatel 2014–2024, toimunud muutusi Eesti rannaprügi kogustes, koostises ja levikus ning nende omaduste omavahelisi seoseid, et saada põhjalikum ülevaade prügi olemusest rannikualadel ning arutada selle võimaliku mõju üle mere- ja rannikualade ökosüsteemidele.

**Töö hüpoteesiks** on, et Eesti rannaprügi hulk on aastate jooksul mõnevõrra suurenenud ning kõige suurem osakaal on plastprügil ja ühekordsetel plastesemetel. Seejuures ei ole aga prügi jaotus randade vahel ühtlane – suuremad prügikogused on iseloomulikud

eelkõige tihedama kasutusega rannaaladele, eriti suvekuudel, mil rannakasutus on intensiivsem.

### **Uurimisküsimused**

1. Millised on erinevused rannaprügi hulgas ja koostises linnalähedastes randades võrreldes vähese inimõjuga looduslikes randades aastate ja aastaegade võrdluses?
2. Millised esemed rannaprügis domineerivad ning kas nende esinemine on ajas muutunud?
3. Milline on Eesti randade keskkonnaseisund arvestades rannaprügi hulka?

# 1. PROBLEEMI REFERATIIVNE ÜLEVAADE

## 1.1. Rannaprügi

Mereprügiks peetakse igasugust püsivat, toodetud või töödeldud tahket materjali, mis on merekeskkonda sattunud (st kasutusest kõrvaldatud, kaotatud või hüljatud) inimeste poolt või inimtegevuse tagajärjel (Cheshire et al., 2009). Mereprügi olemasolust annab kõige otsesema vihje prügi rannal, mistõttu peetakse rannaprügi mereprügi osaks (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023).

Rannaprügi seire käigus kogutud andmete abil hinnatakse mereprügi koguhulka, selle koostist ja levikut merekeskkonnas, mis omakorda võimaldab tuvastada prügi algallikaid ning võimalikke reostusallikaid (HELCOM, 2023a). Ühtlasi saab kogutud andmete põhjal analüüsida ja ennustada erinevat tüüpi prügi mõju merega seotud elustikule ja ökosüsteemidele laiemalt. Seejuures aga ei pruugi seire käigus kogutavad andmed olla alati üldistuste tegemiseks piisavad, näiteks prügi algallikate tuvastamiseks (Veiga et al., 2016) on prügiesemete kasutusvaldkonna kindlakstegemine oluliselt informatiivsem kui vaid prügi materjalipõhine jaotus (Galgani et al., 2013). Lisaks võivad mereprügi hulka oluliselt mõjutada aspektid, mille kohta andmeid seire käigus ei koguta. Näiteks on leitud, et (plast)prügi satub vooluveekogude kaudu merre oluliselt rohkem, kui varem arvatud ning eelkõige just nende keskmiste ja väikeste jõgede kaudu, kuhu koonduvad linnade kõvakattega alade äravoolud. Mõju prügi hulgale on seda suurem, mida rohkem on piirkonnas sademeid (Meijer et al., 2021).

Rannaprügi seirel, merestrategie raamdirektiivi (MSRD) jaotuse järgi, on prügiesemete klassifitseerimiseks kasutusel kolm erinevat mõõtu:

- makroprügiks loetakse prügiesemeid, mis on suuremad kui 25 mm (2,5 cm);
- mesoprügi loetakse prügiesemeid, mille suurus jääb vahemikku 5-25 mm (0,5 cm – 2,5 cm);
- mikroprügiks loetakse prügiesemeid, mille suurus jääb alla 5 mm (0,05 cm) (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023).

Käesolevas töös analüüsitakse rannaprügi seire käigus kogutud makroprügi andmeid ning kasutatakse läbivalt samas tähenduses mõisteid „seireala“, „rannaala” ja „rand“. Vastavalt MSRD juhendile loetakse kokkuleppeliselt makroprügi hulka ka suitsukonid ja pudelikorgid, kuna nende suurus on piiripealselt varieeruv.

Prügi rannal või meres võib pärineda nii maismaalt (nt rannaturism, linnatänavad) kui ka merelt (kalapüük, laevandus, vabaajategevused, sõjalaevastikud), kuid prügi võib algsest asukohast liikuda veevoolu, tuulte ja lainete tõttu suuri vahemaid ning püsida veekeskkonnas pikka aega (Veiga et al., 2016, Galgani et al., 2013). EL-i hinnangu järgi moodustab 80–85% mereprügist plastprügi, millest omakorda umbes poole moodustavad ühekordselt kasutatavad plastesemed ning enam kui neljandiku kalandusega seotud prügi (Euroopa Komisjon, 2025). Ühekordseks kasutuseks mõeldud plasttoodete eluiga on lühike, kuid nende kasutus laialdane ning ringlusesse võetakse neid harva. Seetõttu on EL-is kehtestatud selliste jäätmete tekke pidurdamiseks ja kasutuse vähendamiseks ühekordse plasti direktiiv (Euroopa Parlament ja Nõukogu, 2019), mis Eesti jõustus 1. mail 2023 (Jäätmeseaduse, pakendiseaduse ja tubakaseaduse muutmise seadus, 2023).

Plastikesemed ja plastosakesed on probleemsed oma laialdase leviku ja pika eluea tõttu ning tekitavad seetõttu tõsisemaid probleeme. Plastosakesed on kerged (võrreldes nt klaasi või metalliga), mistõttu hõljuvad osakesed enamasti vee pinnal või ülemistes kihtides ning lagunevad täielikult oluliselt pikema aja jooksul kui näiteks paber (Ryan et al., 2009). Üldiselt peetakse rannaprügi peamiseks allikaks just maismaa päritoluga prügi (Galgani et al., 2013) ning on leitud, et mõningates piirkondades on kõige prügisemad just linnalised rannaalad, mida tihedalt kasutatakse (Schernewski et al., 2018). Seejuures on aga rannaprügi probleemiks ka otsese inimõjuta rannikualadel, kus sobivate keskkonnatingimuste korral võib mereprügi rannaalal akumuldeeruda ning kus prügi peamiseks allikaks on just merest pärinev prügi (Sousa-Guedes et al., 2024, Möller-Raid et al., 2025).

## **1.2. Rannaprügi mõju mere-ja rannikuökosüsteemidele**

Läänemere liivarannad on, nagu rannikualad mujalgi maailmas (Cosby et al., 2024), looduslike tingimuste ja inimtegevuse poolt tugevalt mõjutatud – rannikualadel muutub pidevalt veetase ja -temperatuur, puhuvad tugevad tuuled ning paljusid nendest aladest on püsivalt muudetud inimeste poolt nii infrastruktuuri objektide rajamiseks kui ka turismi- ja vabaaja veetmise võimaluste arendamiseks. Liivarannad võivad esmapilgul tunduda elustikuvaeste ja ökosüsteemidena väheväärtuslike aladena, kuid pakuvad tegelikult mitmesuguseid elupaiku paljudele primaarproduktiooni tootjatele (nt mikrofütobentosele, fütoplanktonile, makrofütidele). Seetõttu on neil aladel oluline roll toitainete ringluse tagamisel (Radziejewska et al., 2017).

Mereprügi negatiivseid mõjusid ranniku- ja mereelustikule on uuritud ja teatud pikka aega – prügisse on lihtne takerduda ja seeläbi uppuda, sissesöödud prügi kahjustab siseorganeid ja viib tihti nälgimiseni, kokkupuude prügiga tekitab stressi ja nõrgendab immuunsüsteemi jne (Kiessling et al., 2015, Kühn et al., 2015). Rannaprügi võivad kasutada linnud oma pesamaterjalina, mistõttu võib see kergemini sattuda isendi seedeelundkonda või tingida jäätmetesse takerdumise pesas (Schernewski et al., 2018, Veiga et al., 2022). Rannaprügi materjaliks on kõige sagedamini just plastik. Rannikualadel, soolase veega kokkupuutel, mehaaniliste (nt osakeste hõõrdumine) ja keemiliste (nt kokkupuude UV-kiirgusega) mõjutuste tõttu laguneb see paljudeks väikesteks osadeks. Lagunemine sellises keskkonnas toimub sageli kiiremini kui meres, plast püsib rannaalal kaua ja tihti pole neid osakesi palja silmaga ka näha (Corcoran et al., 2009). Seetõttu võib olla keeruline vältida ka nende sissesöömist.

Merekeskkonnas pakuvad prügiesemed liikidele, sh invasiivsetele liikidele, ka levikuvõimalusi (Barnes, 2002, Rech et al., 2018, Mghili et al., 2023). Levik veekeskkonnas võib olla nii horisontaalne kui ka vertikaalne, olenevalt prügieseme liigist ja lagunemisastmest. Nii saavad liikuda ka muidu sessiilsed liigid nagu mitmed karbid (*bivalvia*), kes mh limuste hõimkonna esindajatena on koos koorik- ja sammalloomadega kõige tavalisemad plastikprügi esemete hõivajad (Kiessling et al., 2015). Kuigi liikide levikule aitavad kaasa ka hulpivad või hõljuvad looduslikud osakesed (nt puit või vulkaanilised kivimid), on leitud enim liigirikust just plastosakese pealt (Rech et al., 2018). Nii on liikidel võimalus mereprügiga sattuda ka rannikualadele ja rannikualadelt merre.

Prügiesemeid substraadina võivad transpordiks ja elupaigana kasutada ka patogeendid, sh parasiidid, kes võivad prügiga levida uutesse elupaikadesse ning tekitada peremeesorganismidele tervisekahjustusi ja surma (Bojko et al., 2020).

### **1.3. Rannaprügi käsitlus merestrategia raamdirektiivis ja Eesti merestrategias**

EL-i liikmesriikides rakendatakse mere kaitseks ja kasutamise korraldamiseks alusdokumendina merestrategia raamdirektiivi (2008/56/EÜ), mille alusel on liikmesriigid kohustatud hindama oma merekeskkonna seisundit, koostama seireprogrammid, seadma keskkonnaalased sihid ja rakendama meetmeid oma mereala keskkonnaseisundi kaitseks ja parandamiseks. Direktiivi eesmärgiks oli säilitada või

saavutada hiljemalt 2020. aastaks EL-i mereala hea keskkonnaseisund, kuid seda eesmärki ei saavutatud (Euroopa Komisjon, 2020).

MSRD on määranud hea keskkonnaseisundi piiritlemiseks 11 kvalitatiivset tunnust (mh bioloogiline mitmekesisus, veealune müra, võõrliigid, mereprügi jm). Mereprügi tunnuse põhjal on mere keskkonnaseisund hea, kui “Mereprügi omadused ja kogus ei kahjusta ranniku- ja merekeskkonda.” Selle mõõtmiseks on välja töötatud neli kriteeriumit ning kümme indikaatorit, millele läviväärtus on määratud vaid ühele – rannaprügi kogustele. Antud läviväärtus põhineb 2015. ja 2016. aasta üle-euroopalistel rannaprügi koguste andmetel, kus aluseks on võetud nimetatud perioodi 15% protsentiil (Van Loon et al., 2020). Hea seisund saavutatakse, kui tunnuse väärtused on kuni 20 makroprügi eset 100 m pikkuse rannalõigu kohta (Van Loon et al., 2020) ning mereprügi hulk ajas on langenud (Jüssi et al., 2024). Rannaprügi seireks rakendatakse tänaseks päevaks EL-i üleselt Euroopa mere- ja rannikualade jaoks välja töötatud metoodikat (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023), mida on kirjeldatud täpsemalt järgmises peatükis.

Eestis rakendatakse MSRD kohustuse täitmiseks Eesti merestrategiat. 2024. aasta hinnangu põhjal ei ole Eesti direktiivi põhieesmärki täitnud, mh pole saavutatud hea keskkonnaseisund mereprügi tunnuse osas – mereprügi hulk pole ajas vähenenud (Jüssi et al., 2024). Samas toob Euroopa Komisjon oma viimases hinnangus liikmesriikide meetmeprogrammide kohta (Euroopa Komisjon, 2025) välja, et mereprügi vähendamise meetmete kvaliteet on aja jooksul paranenud ning sellega on kaasnenum viimastel aastatel ka positiivne suundumus mereprügi vähendamisel, sh Eestis (Jüssi et al., 2024). Sellele vaatamata on aga enamike teiste merekeskkonna saastevormidega (v.a võõrliikidega) seotud meetmed endiselt ebapiisavad (Euroopa Komisjon, 2025).

#### **1.4. Rannaprügi seiremetoodika ülevaade**

Rannal leiduva prügi seire on olnud mereprügi seire kõige pikaajalisem tööriist, millega on proovitud hinnata nii rannas kui ka merel leiduva prügi hulka (Cheshire et al., 2009), kuid pikka aega on riikides rakendatud erinevaid seiremetoodikaid, sh kasutatud erinevaid protokolle, seiratud erinevas suuruses prügiesemeid, kasutatud erinevaid materjalide liigitust jne. Seetõttu on olnud kogutud andmeid keeruline omavahel võrrelda ning saada ülevaadet toimunud muutustest ja trendidest (Ryan et al., 2009, Zielinski et al., 2022).

Esimene ühtlustatud metoodika juhend valmis Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni (ÜRO) keskkonnaprogrammi (UNEP) eestvedamisel, mis keskendus rannaprügi seire selle kogumisele, visuaalsele määratlemisele ja klassifitseerimisele ning andis esmased soovitused seiratava ala suuruse, prügiesemete suuruse, seire läbiviimise aja, sageduse jms kohta (Cheshire et al., 2009).

Eeltoodust lähtuvalt on seiremetoodikat täpsustatud ning töötatud välja Euroopa mere- ja rannikualadele rakendatav täiendatud juhend (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023). Juhendi alusel on mõned olulisemad punktid seire läbiviimisel ja planeerimisel:

- seire läbiviimine regulaarselt neljal korral aastas kõigil aastaegadel (v.a põhjapoolsematel aladel, kus talvel võib lumikate seire läbiviimist takistada või lõunapoolsetel aladel, kus juulikuus võib olla äärmuslikult kuum või liiga palju turiste);
- seirealade valikul tagada nii linnaliste, linnalähedaste kui ka looduslike rannaalade esindatus;
- seire läbiviimine vähemalt 100 m pikkusel rannaalal, millel leiduv, silmaga nähtav, prügi tuleb dokumenteerida (kohapeal või hiljem sobivas laboris/kontoris) ja üles korjata;
- seirealal tuleb liikuda nii, et kogu seirealal ei jääks ükski prügiese märkamatuks, seega edasi-tagasi ning soovitatavalt mitme isiku poolt.

Seire käigus on mh oluline prügi üleskorjamine, st kummardamine või kükitamine, sest just nii on suurem tõenäosus märgata ka esemeid, mis püsti seistes oleks võinud jääda märkamatuks – erinevus võib olla isegi 32–75% (Schernewski et al., 2018).

Kogutud andmed ja nende analüüs näitavad, et regulaarselt kogutud, kvaliteetsed ja võrreldavad andmed on andnud võimaluse rakendada efektiivseid meetmeid prügi hulga vähendamiseks (Euroopa Komisjon, 2025). Väljatöötatud seiremetoodika on lihtne, kuluefektiivne ning võimaldab kaasata kohalikke, sh vabatahtlikke, läbi kodanikuteaduse või regulaarsete ühisaktsioonide kaudu (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023). Sellegipoolest on seiremetoodikal veel endiselt mitmeid puudusi, mh:

- seiremetoodikat pole rakendatud kõikides EL-i liikmesriikides, mistõttu liiduüleste eesmärkide ja hinnangute andmiseks pole kogutud andmestik täielik (Galgani et al., 2023);

- piiratud eelarve – seire linnalistes ja linnalähedastes randades on odavam kui looduslikel rannaaladel, kuna ligipääs sinna on lihtsam (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023). See aga võib mõjutada seirealade valikut ja geograafilist jaotust;
- seirealade lisamine, eemaldamine või seirataivate asukohtade muutmine võib olla probleemne (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023) – lisandunud alad ei pruugi olla olemasolevatega samadel tingimustel võrreldavad;
- seire läbiviimine on lühiajaline, st võrdluseks esitatud andmed on kogutud sageli ühe kuni kahe aasta jooksul (Zielinski et al, 2022);
- välitöö metoodika nüansid (täpsemalt käsitletud ptk 2.3).

Eestis registreeriti aastatel 2014–2022 rannaprügi esemed välitööde käigus UNEP klassifitseerimissüsteemil järgi ning aastatel 2023–2024 vastavalt merestrateegia direktiivi jaoks välja töötatud J-koodi klassifitseerimissüsteemi järgi (nn *Joint List*, mis hõlmab ka UNEP koodi). J-koodi suurema detailsuse tõttu ei olnud tagantjärele võimalik varasematel aastatel UNEP koodiga registreeritud esemeid tulemuslikult J-koodi alusel ümber klassifitseerida ning seepärast kasutati antud töös UNEP klassifitseerimissüsteemi. Selle alusel jaotatakse leitud esemed kasutusvaldkondade, päritolu ja materjalide järgi 82 erinevasse kategooriasse (nt plastist pudelikorgid ja kaaned (kood PL01), plastist toidupakendid (kood PL07), alumiiniumist joogipurgid (kood ME03) jne) (Cheshire et al., 2009, MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023). Kuigi prügiesemete kategooriasse jaotamine ja selgeks tegemine võib esialgu võtta aega, pole esemete tuvastamine ning välitingimustes registreerimine keeruline ega töömahukas (Möller-Raid et al., 2025).

Makroprügi seiret Eesti rannikualadel teostatakse vastavalt eelviidatud ja Läänemere merekeskkonna kaitse komisjoni ehk Helsingi komisjoni (HELCOM) juhendmaterjalidele (Press, 2023, Möller-Raid et al., 2025, HELCOM, 2021). Seiret teostatakse kolmel korral aastal (kevad, suvel ja sügisel) ning makroprügi esinemist hinnatakse 100 m pikkuselt rannaalalt vahemikus veepiirist taimestiku alguseni. Kuigi soovituslike seiremetoodikate põhjal on asjakohane teostada seiret ka talvisel perioodil (jaanuar-märts), on Eestis sel ajal sageli lumine ning rannaprügi seiret ei ole seetõttu võimalik järjepidevalt teostada (Möller-Raid et al., 2025). Seire käigus leitud silmaga nähtav makroprügi (>2,5 cm) korjatakse kokku, märgitakse protokollilehele ja eemaldatakse seirealalt. Kaks või rohkem osakest, mis kohapeal on tuvastavad ühelt ja

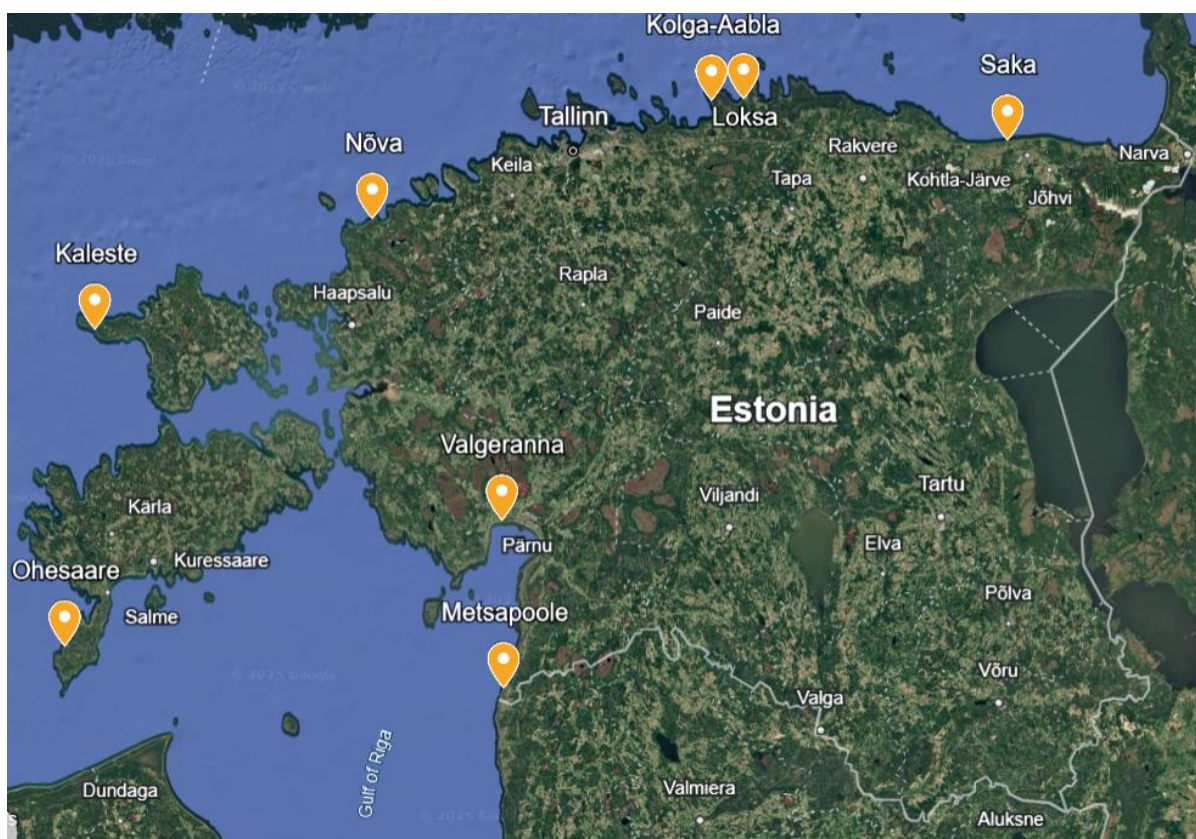
samalt esemelt, loetakse üheks esemeks. Uuringualade valimisel on lähtutud järgmistest kriteeriumitest:

- minimaalne rannaala pikkus 100 m;
- setteks liiv või kruus;
- vähene kuni keskmine kalle;
- otsene avatus merele;
- uurimisrühmale aastaringselt ligipääsetav;
- erinevat tüüpi randade esindatus (linnadega seotud avalikud rannad, vähesema inimkasutusega poollooduslikud rannad, asulatest kaugel paiknevad ning minimaalse inimõjuga looduslikud rannad) (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023).

## 2. MATERJAL JA MEETODID

### 2.1. Uurimistöö objekt

Käesolevas töös analüüsitud andmed on kogutud aastatel 2014–2024 (v.a 2016. aastal) kaheksalt seirealalt ühe Eesti (joonis 1), mis on valitud koostöös seire tellija (vastutav ministerium) ja seire läbiviija vahel. Seirealad paiknevad hajutatult Eesti rannajoone ning nende ruumilist esindatust võib pidada, Eesti territooriumi suurust ja rannajoone pikkust arvestades, heaks (Press, 2023). Kuigi riiklikus seires on rannaprügi andmeid kogutud juba 2012. aastast ning möödunud (st 2023.-2024. aastatel) ja järgneval perioodil (st 2025.-2026. aastatel) teostatakse seiret 13 alal, siis käesolevas töös on analüüsiks kasutatud neid seirealasid ja seiretulemusi, mille aegrida on võrreldavatel tingimustel olnud kõige pikem.



*Joonis 1. Töös kasutatavate rannaprügi seirealade paiknemine vaadeldaval perioodil (aastatel 2014-2024, va 2016). Joonis koostatud Google Earth platvormil.*

Seiratavaid randu iseloomustavad näitajad on toodud tabelis 1. Käesolevas töös analüüsitavad andmed pärinevad seirealadelt, mis jaotuvad linnalähedasteks (Valgeranna ja Loksa) ja vähese inimhõluga looduslikeks rannaaladeks (*edaspidi* looduslik rand).

*Tabel 1. Seirealasiid iseloomustavad näitajad.*

Ranna nimi	Piirkond	Seireala algus-koordinaat (N, E)	Ranna avatuse suund merele	Rannaala tüüp
Kolga-Aabla	Kolga-Aabla küla, Kuusalu vald	59.574517, 25.526967	Põhjasuund	Looduslik
Loksa	Loksa linn	59.57745, 25.705883	Põhjasuund	Linnalähedane
Saka	Saka küla, Toila vald	59.43945, 27.172933	Kirdesuund	Looduslik
Valgeranna	Valgeranna küla, Pämu linn	58.386233, 24.36295	Edelasuund	Linnalähedane
Kaleste	Kaleste küla, Hiiumaa vald	58.907167, 22.1324	Läänesuund	Looduslik
Metsapoole	Metsapoole küla, Häädemeeste vald	57.90945, 24.372917	Lõunasuund	Looduslik
Nõva	Nõva küla, Lääne-Nigula vald	59.239117, 23.644433	Loodesuund	Looduslik
Ohessaare	Ohessaare küla, Saaremaa vald	58.002804, 22.028853	Edelasuund	Looduslik

## 2.2. Töö autori roll

Käesolevas töös analüüsitud andmed pärinevad varasemalt kogutud rannaprügi seire andmestikust. Aastatel 2014–2022 kogus rannaprügi andmeid MTÜ Hoia Eesti Merd ning kahel järgneval aastal, s.o aastatel 2023-2024, Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.

Töö autor osales rannaprügi seire välitöödel 2023. aasta sügisel Pärnumaal ning 2023-2024. aastal muudel sarnastel mereprügi uuringutega seotud väli- ning laboritöödel (Pärnu jõe kallaste prügi kaardistamine, mesoprügi analüüsid). Lisaks viis töö autor iseseisvalt läbi ühekordse seiremetoodika hindamise katse, 2025. aasta maikuu, hindamaks erinevate kogemustega vaatlejate mõju leitud rannaprügi hulgalet.

Andmeanalüüsi sobivad meetodid said valitud koostöös juhendajatega, kuid 2023-2024. aastate andmete sisestamise, korrastamise ja lõpliku andmeanalüüsi viis töö autor läbi iseseisvalt, v.a sarnasusmaatriksi koostamine ja SIMPER analüüs, mis teostati koostöös juhendajaga. Lõpliku töö koostas ja vormistas töö autor iseseisvalt, täiendades seda vastavalt juhendajate soovitudele.

### 2.3. Töö metoodika

Käesolevas töös analüüsitud seireandmed on kogutud kümne aastase perioodi vältel kolmel korral aastas - kevadel (vahemikus aprill-juuni), suvel (vahemikus juuni-september) ja sügisel (vahemikus oktoober-detsember). Erandiks on 2016. aastal kogutud andmed, mida analüüsis ei kasutatud, kuna sel aastal teostati seire vaid ühel korral, suvel. Seire läbiviimisel täideti kohapeal vastavat protokollit, kus mh lisati andmed makroprügi arvukuse kohta 100 m pikkuselt rannaalalt vahemikus veepiirist kuni taimestiku alguseni (joonis 2). Prügiesemed eemaldati pärast kokku korjamist keskkonnast (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023). Seiremetoodika rakendamisel ning hilisemal andmete analüüsil on olnud oluline tähelepanu pöörata tabelis 2 toodud aspektidele.

*Tabel 2. Olulisemad aspektid kasutatud seiremetoodika rakendamisel.*

<b>Tulemust mõjutada võivad aspektid</b>	<b>Mõju leevendavad aspektid</b>
Seirele eelnenud tugevad tuuled, tormilised ilmad.	Prügi hulga hindamisel on kasutatud mediaanväärtusi, mis ei arvesta üksikute ekstreemsete sündmuste väärtusi.
Seire läbiviijad (vaatlejad) leiavad prügi erineval hulgal.	Seire on läbi viidud alati vähemalt kahe vaatleja poolt, kes mõlemad käivad kogu ala läbi.
Vaatlejad protokollivad prügiesemeid erinevalt.	Prügiesemete määratlemiseks on võimalik kasutada juhendmaterjale koos fotogaleriaga.
Üldiselt hinnatakse mereprügi väärtuseid pindalaühiku kohta, kuid rannaprügi puhul on mõõtühikuks 100 m pikkune rannalõik, mis ulatub veepiirist taimestikuni.	Randa kanduva/visatava prügi kogus on sama sõltumata ranna laiusest, kuid kuna info ranna laiuse kohta on olemas, siis on võimalus esitada tulemused ka pindalaühiku kohta.
Rannaprügi arvukuse ning esemelise koostise teadmine ei võimalda anda adekvaatseid mõjuhinnanguid elusloodusele.	Otsest mõju hinnata pole võimalik, kuid kogutav info annab baasinfo selle kohta, millise prügi ja kui suures koguses rannikuga seotud loomastikul kokkupuude on ning kas see erineb piirkonniti.



**Joonis 2.** Seiraala paiknemine rannaalal. Pildil Loksa seiraala (pildi autor Tiia Möller-Raid, 06.06.2023).

Ühekordne katse, mille töö autor viis läbi maikuus, Viimsi poolsaare kahel liivarannal (50 x 1 m suurusel alal) koos esmakordselt seirel osalenud vaatlejaga, näitas, et kogunud vaatleja märkas esmasel ala ülevaatlusel 70-90% kõigist prügiesemetest, seevastu esmakordselt osalenud vaatleja vaid 25-50%. Sellest lähtuvalt võib väita, et vaatleja korralik väljaõpe, ala korduv läbivaatlus (edasi-tagasi liikumine) ja prügiesemete eemaldamine keskkonnast, st üleskorjamine, on rannaprügi seirel väga olulised.

Vaadeldaval perioodil töös kasutatud seirealade andmestik on aastatel 2014–2022 kogutud vastavalt UNEP-i välja töötatud juhendmaterjalile (Cheshire et al., 2009), kuid 2023-2024. aastate seire on läbi viidud vastavalt Euroopa Komisjoni töörühma juhendile (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023). Kõik seireandmed on ühtlustatud ning võrreldavad (s.o esitatud 100 m pikkuse rannajoone kohta). Lähtuvalt MSR D määratud hea keskkonnaseisundi läviväärtusele, on ka käesolevas töös prügi hulga analüüsimise aluseks võetud mediaanväärtused. Aastatel 2023 ning 2024 koguti täiendavalt infot ka rannaprügi kaalu kohta. Esemed puhastati võimalusel välitingimustes liivast jms raputamise ning käsitsi puhastamise teel ning jaotati kahte kategooriasse vastavalt materjalile (so plast ning muu (klaas, paber, metall, puit, tekstiil)) ning kaaluti kaasaskantava käsikaaluga.

Rannaprügi seire käigus on kogu seireperioodil kogutud andmeteks, mida käesoleva töö analüüsis kasutatakse:

- prügiesemete arv igas rannas aastate ja aastaegade lõikes (nt Kaleste 2014 kevad, suvi, sügis; Kaleste 2015 kevad, suvi, sügis jne);
- prügieseme materjal (klassifikatsioonis 9 erinevat materjali (Fleet et al., 2021));
- prügiesemete kasutusvaldkonnad ning esemetepõhine jaotus (Cheshire et al., 2009, Fleet et al., 2021),
- prügiesemete kaal (2023-2024. aastatel kogutud andmed).

Prügiesemete klassifikatsioon materjalide järgi, koos näidetega, on:

- kemikaalid (nt parafiin);
- klaas ja keraamika (nt klaasikillud, keraamilised nõud);
- kumm (nt õhupallid, kondoomid);
- metall (nt foolium, patareid);
- orgaanika (toit/toidujäätid);
- paber- ja papp (nt pappkastid, ajalehed);
- plastik (nt suitsukonid (filtritega), mähkmed, vahtplastist pakendid, plastnõud);
- töödeldud puit (nt tikud, jäätisepulgad);
- tekstiil (nt riidesemed/tükid, mööblikangad).

## **2.4. Andmeanalüüs**

Seireandmed olid koondatud Microsoft Office programmi Exceli andmetabelisse, mis hõlmas andmeid perioodist 2012–2024. Töö autor alustas andmeanalüüsi andmete ettevalmistamisega, mis hõlmas mh algandmete sisestamist, andmetabeli korrastamist ja analüüsi, milliseid andmeid ning kuidas kasutada. Andmetabelist eemaldati info, mida käesoleva töö analüüsis ei kasutata (nt 2012.-2013. aasta seireandmed, mis erinesid analüüsitava perioodi aladest; prügileidude koordinaadid jm).

2016. aastal on rannaprügi andmed kogutud vaid ühel korral, suvel, mistõttu need andmed samuti eemaldati, et analüüsida rannaprügi seireandmeid ühistel põhimõtetel. Korrastatud andmete põhjal valis töö autor andmeanalüüsi jaoks rannad ja seireperioodi, mis oleks aegreana võimalikult pikk ning kajastaks maksimaalsel hulgal võrdsetel alustel võrreldavaid seirealasid.

Tabelisse sai lisatud ka täiendav tulp, mis määratles iga ranna kasutustiheduse ja asukoha järgi kas linnalähedaseks rannaalaks või vähese inimhõluga looduslikuks rannaalaks. Linnalähedasi rannaalasi on seirealade hulgas kaks ja looduslikke rannaalasi kuus.

Algandmete tabelisse, mida töö autor käesoleva töö analüüsiks kasutas, jäid järgmised tulbad koos vastavate andmetega:

- seireala nimi (st ranna nimi) – 8 tk;
- ranna tüüp (linnalähedane, looduslik);
- aasta, millal seire teostati – 2014, 2015, 2017-2024 (kokku 10 aastat);
- aastaeg, millal seire teostati – kevad, suvi, sügis;
- leitud esemete arv – numbriline väärtus;
- materjal - 9 erinevat liiki (vt ptk 2.3);
- prügiesemete kasutusvaldkonnapõhine jaotus (11 erinevat väärtust);
- prügiesemete jaotus UNEP klassifikatsiooni järgi,
- prügiesemete kaal (2023 ja 2024. aasta kohta).

Andmete ettevalmistus ja analüüs viidi läbi R programmeerimiskeele (R Core Team, 2025) abil tarkvaras RStudio (RStudio Team, 2025). Graafikud ja joonised andmete visualiseerimiseks loodi nii R paketi *tidyverse* kui ka Microsoft Office Exceli programmi kasutades. Andmete ettevalmistamisel ja kirjeldava statistika arvutamisel kasutati peamiselt R pakette, mis kuuluvad *tidyverse* paketi komplekti (Wickham et al., 2019), sh andmete korrastamiseks *tidyr* (Wickham, 2024), andmete manipuleerimiseks, sorteerimiseks ja filtreerimiseks *dplyr* (Wickham et al., 2023) ning andmete visualiseerimiseks *ggplot2* (Wickham, 2016) pakette. Lisaks kasutati Exceli (.xls(x)-tüüpi) failide sisselugemiseks paketti *readxl* (Wickham & Bryan, 2019) ja uuritavate muutujate lisamiseks ning muutmiseks paketti *glue* (Hester & Wickham, 2022).

Muutujatevaheliste lineaarsete seoste hindamiseks kasutati Pearsoni korrelatsioonanalüüsi (muutused koguprügi hulgas), gruppidevaheliste oluliste erinevuste tuvastamiseks kasutati Kruskal-Wallise testi (Kruskal & Wallis, 1952), mis ei eelda andmete normaaljaotust ning annab võimaluse võrrelda omavahel mitmeid gruppe (nt prügi hulga erinevused rannatüüpide vahel, prügi koguhulga erinevus aastaegade vahel) ning mitteparameetrilist korrelatsiooni järjestusandmete puhul (nt prügiesemete muutusi aastate jooksul randade põhiselt), uuriti Mann-Kendalli testiga (Kendall, 1975).

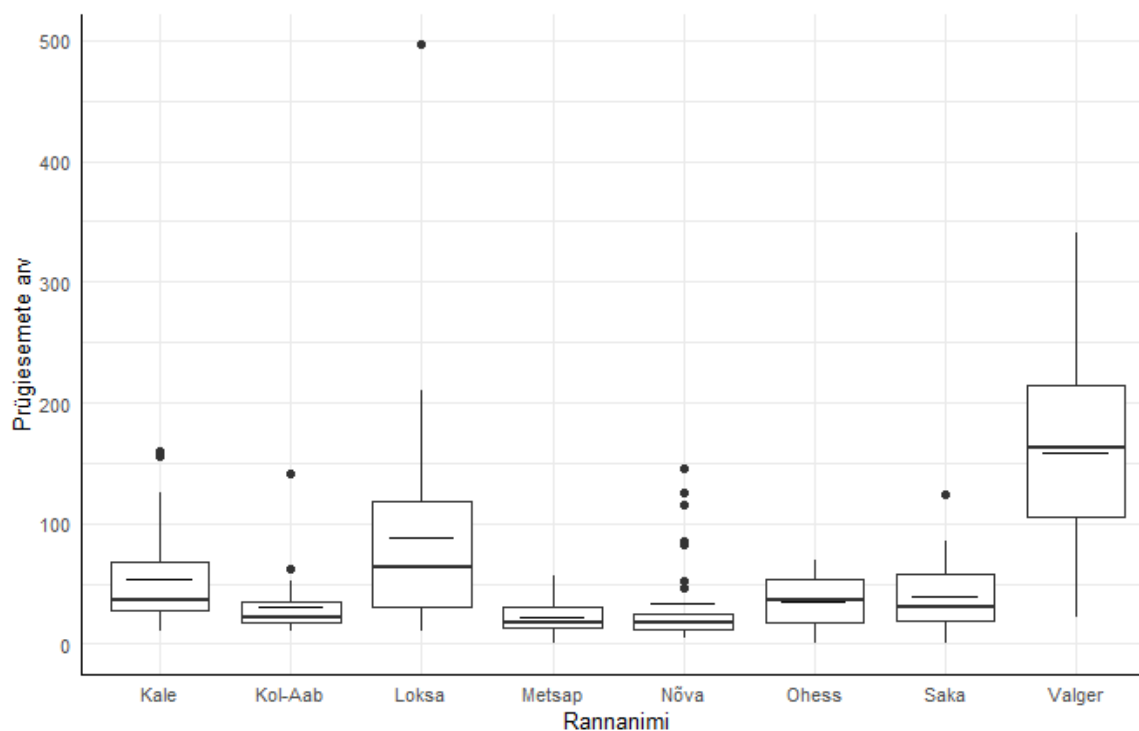
Lisaks analüüsi linnalähedaste ja looduslike randade erinevusi prügiesemete põhjal ühesuunalise ANOSIM permutatsioonitestiga, mis näitab, kas gruppide sees või vahel on võrreldavate tunnuste osas erisusi või on grupid mõõdetud tunnuste osas sarnased (Clarke, 1993). Sarnasusmaatriksite koostamisel kasutati Bray-Curtis indekseid. Kahe grupi prügi koosseisu seas peamisi erinevusi põhjustavaid prügiesemeid tuvastati SIMPER sarnasuse protsendi analüüsi (Clarke, 1993).

### 3. TULEMUSED

#### 3.1. Prügi kogus, selle muutused ajas ja rannaprügi seisundihinnang

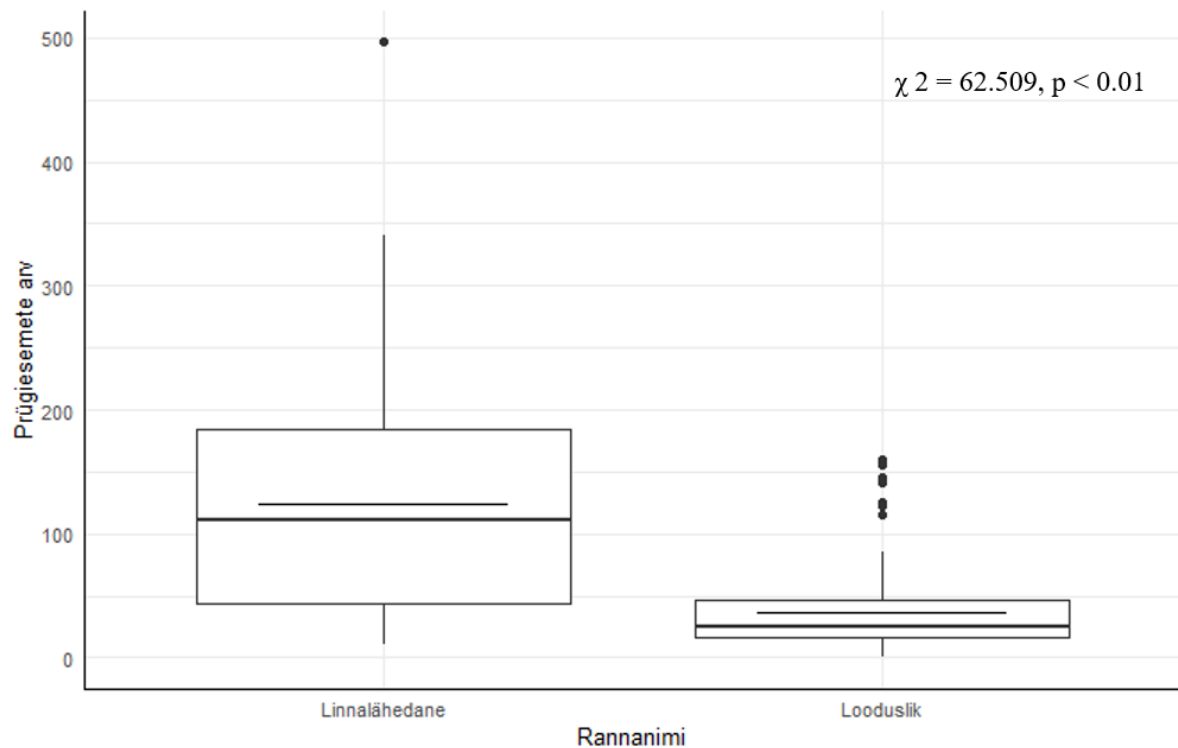
Aastatel 2014-2024 (v.a 2016) teostati prügiseiret kokku 240 korral (8 randa, 3 vaatluskorda aastas, 10 seireaastat). Seire käigus registreeriti kokku 13 857 prügieset ning prügi koguhulk, üle kõigi randade, näitab lineaarset vähenevat, statistiliselt olulist, trendi ( $r=-0.905$ ,  $p<0.01$ ). Koguprügi mediaanväärtus, mis on aluseks MSRD eesmärkide mõõtmisel, oli kõige kõrgem Valgerannas (163 prügieset 100 m kohta). Kõige väiksemad prügikogused registreeriti aga Nõva ja Metsapoolse seirealadel - mediaanväärtus mõlemal rannal on 18 prügieset 100 m kohta (keskmised vastavalt 33 ning 22, lisa 1). Prügi on puudunud vaid üksikutel kordadel Metsapoolse (2x), Ohessaare (1x) ja Saka (1x) seirealadel.

Randades leitud prügiesemete hulk on seirekordadel olnud muutlik, kuid statistiliselt oluline vähenemine randade prügi hulgas, aastate võrdluses, on toimunud vaid Loksal ( $r=-0.761$ ,  $p < 0.05$ ) ja Valgerannas ( $r=-0.697$ ,  $p < 0.05$ ).



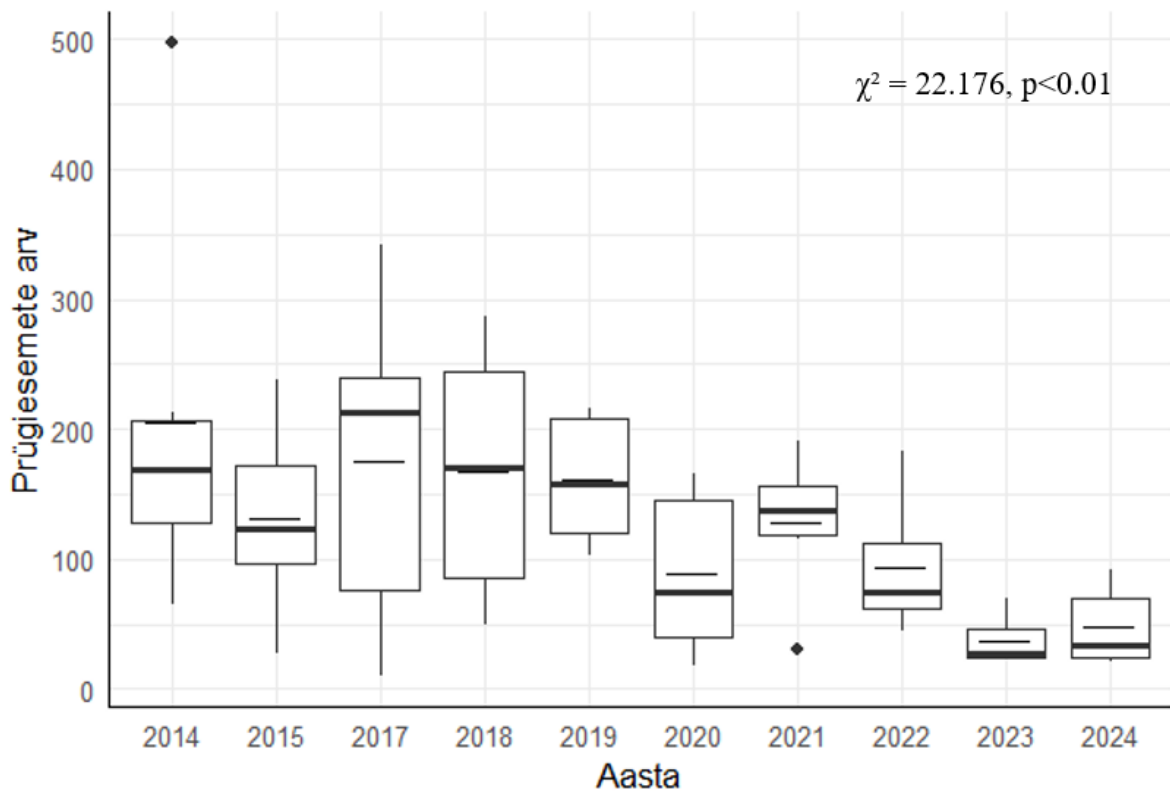
*Joonis 3. Rannaprügi esemete arv kõigi vaatluskordade üleselt randade võrdluses koos miinimum, maksimum, mediaan- (tähistatud paksu joonega) ja keskvärtusega (tähistatud peenema joonega). Mustad täpid tähistavad erindeid.*

Seirekordadel on linnalähedaste alade rannaprügi esemete arv olnud enamasti suurem kui looduslike randade prügiesemete arv. Joonis 4 näitab ka, et looduslikelt randadelt leitav prügiesemete arv on stabiilsem kui linnalähedaste alade oma. Linnalähedaste ja looduslike rannaalade rannaprügi arvukuse omavahelises võrdluses esineb oluline statistiline erinevus ( $\chi^2=62.509$ ,  $df=1$ ,  $p<0.01$ , joonis 4). Looduslike randade prügiesemete mediaanväärtus on 26 prügieset 100 m kohta ning linnalähedaste randade puhul 112 prügieset 100 m kohta, vastavad keskmised väärtused on 36 ning 123 (joonis 4).



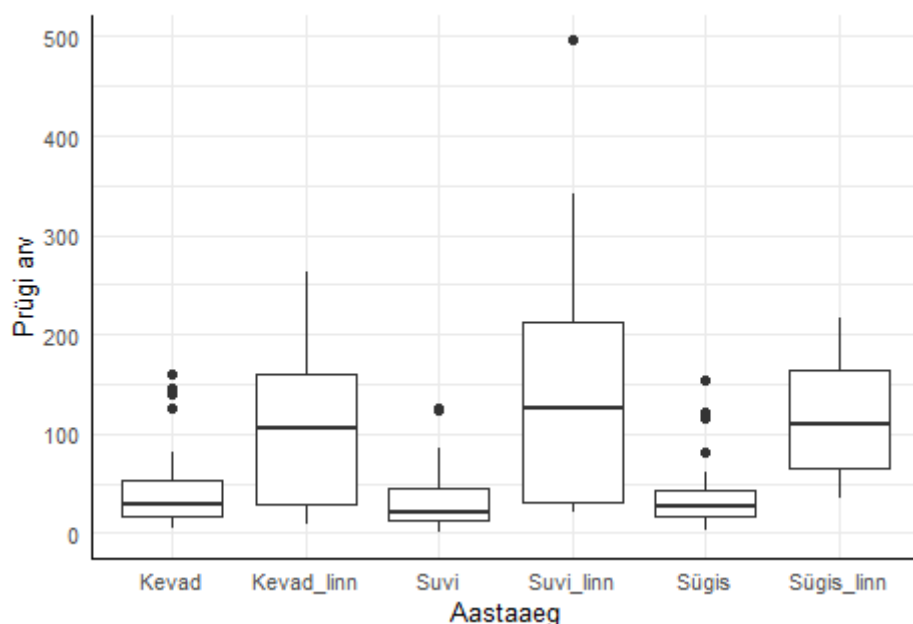
**Joonis 4.** Rannaprügi esemete arv kõikidel vaatluskordadel linnalähedaste (2 randa) ja looduslike (6 randa) rannatüüpide võrdluses koos miinimum, maksimum, mediaan- (tähistatud paksu joonega) ja keskvaartusega (tähistatud peenema joonega). Mustad täpid tähistavad erindeid. Lisatud ka Kruskal-Wallise testi tulemused.

Eelviidatud statistilist olulisust prügi hulga vähenemisel linnalähedastel rannaaladel, Loksal ja Valgerannal, näitab ka aastatevaheline võrdlus ( $\chi^2=22.176$ ,  $df=9$ ,  $p<0.01$ , joonis 5). Prügi koguhulk ja selle mediaanväärtused on nendel aladel aastate jooksul vähenenud. Sellist muutust ei esinenud aga looduslikel rannaaladel (lisa 1).



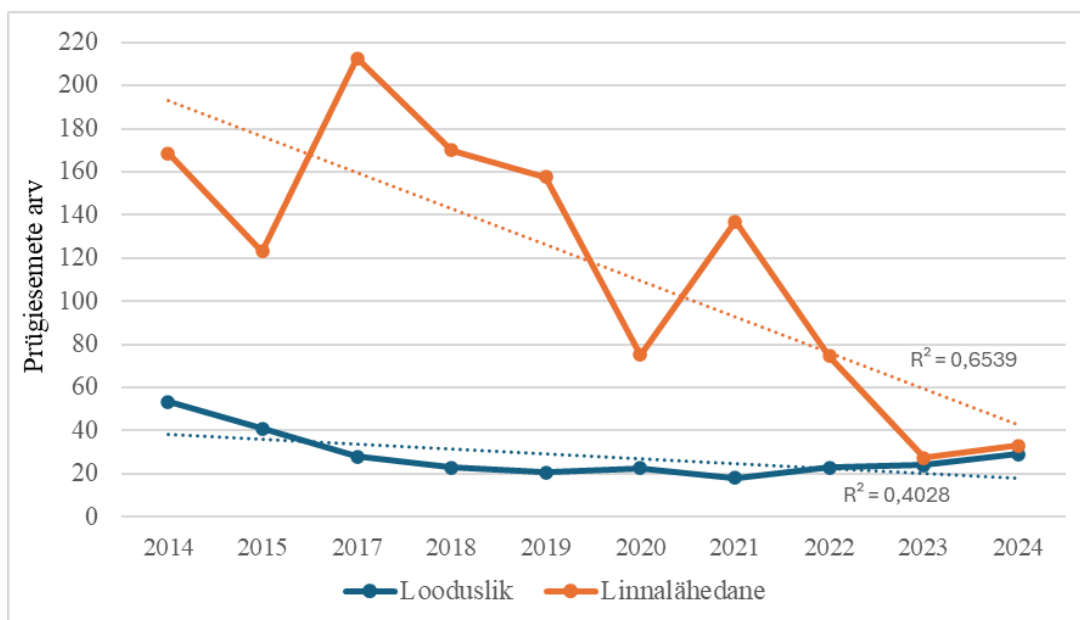
**Joonis 5.** Linnalähedaste rannaalade prügiesemete arv vaatluskordadel aastate võrdluses koos miinimum, maksimum, mediaan- (tähistatud paksu joonega) ja keskvaärtusega (tähistatud peenema joonega). Mustad täpid tähistavad erindeid. Lisatud ka Kruskal-Wallise testi tulemused.

Kõigi seirealade prügi koguarv aastaegade vahel statistiliselt oluliselt ei erinenud ( $p = 0.435$ ). Statistilist erinevust polnud ka looduslike alade omavahelises võrdluses üle vaatluskordade ( $\chi^2 = 3.843$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0.146$ ) ega ka linnalähedaste alade omavahelises võrdluses üle vaatluskordade ( $\chi^2 = 0.718$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0.698$ ). Küll aga erinesid oluliselt aastaegade võrdluses looduslike ja linnalähedaste randade prügi hulgad, mida illustreerib joonis 6. Linnalähedastel aladel on suvised seirekorrad olnud kõige suuremate prügiesemete arvudega (mediaanväärtus looduslikel aladel 21, linnalähedastel aladel 125) ning nii kogu hulk kui ka mediaanväärtused eristuvad linnalähedastes randades võrreldes looduslikega selgesti.



**Joonis 6.** Looduslike alade ja linnalähedaste alade seirekordade prügiesemete arv aastaegade võrdluses koos miinimum, maksimum, mediaanväärtustega. Mustad täpid tähistavad erindeid. Täiend “\_linn” aastaaja nimetuse lõpus viitab linnalähedaste rannaalade andmetele.

Rannaprügi kogused näitavad, et vaatamata prügiesemete koguarvu langustrendile, ei ole hea keskkonnaseisund looduslikel ega linnalähedastel rannaaladel saavutatud (läviväärtus on kuni 20 prügiühikut 100 m kohta, vt ptk 1.3). Aastatevaheline võrdlus prügihulgas linnalähedastel ja looduslikel aladel näitab, et looduslikes randades on prügihulga mediaanväärtused kuni 2021. aastani vähenenud, kui kolmel viimasel aastal tõusnud. 2021. aastal oli looduslikes randades mediaanväärtus 18 prügieset 100 m kohta (joonis 7). Linnalähedaste randade mediaanväärtused on olnud esimestel seireaastatel (2014-2017) küll muutlikud, kuid sellest ajast alates siiski vähenenud (v.a 2021. aastal). Prügiesemete mediaanväärtused on püsunud kahel viimasel aastal (2023-2024) looduslikel ja linnalähedastel aladel sarnasemad kui varasemate aastate tulemused.

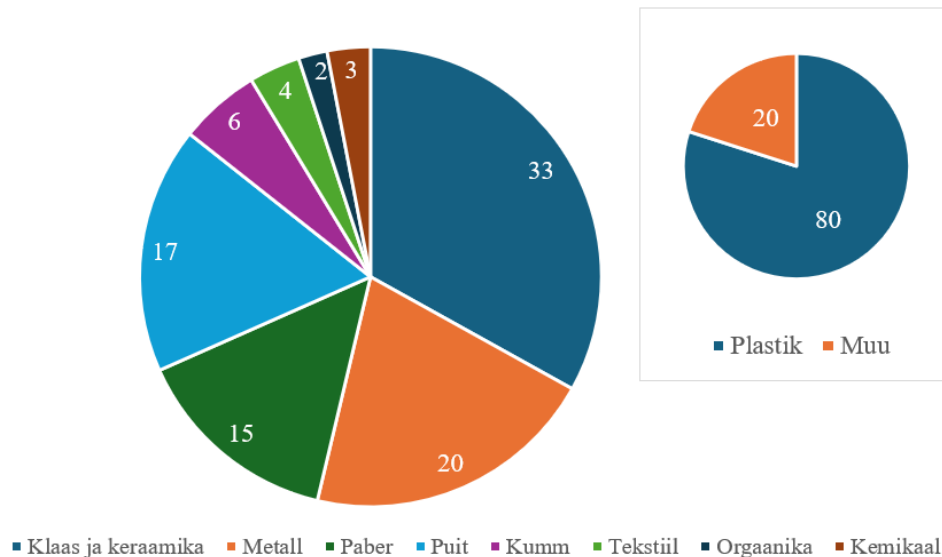


*Joonis 7. Looduslike ja linnalähedaste randade prügiesemete mediaanväärtuste muutus aastate lõikes koos trendijoontega.*

### **3.2. Prügiesemete materjalid ja nende muutused ajas ning prügiesemete valdkonnapõhine jaotus**

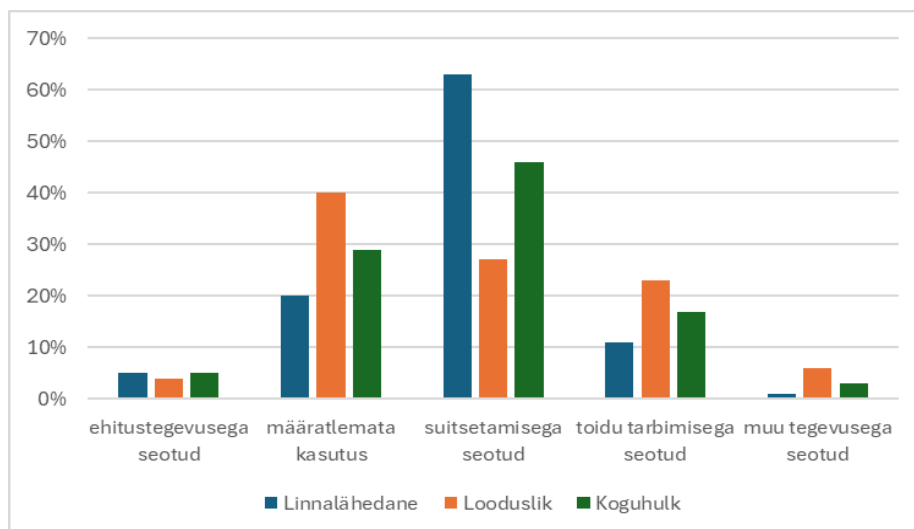
Prügiesemete materjalide jaotus joonisel 8 näitab, et Eesti ranniku rannaprügis domineerivad plastikesemed ning kõigi teiste materjalide osakaal on kokku vaid 21%. Teistest materjalidest moodustab suurima osakaalu, peaaegu  $\frac{1}{3}$ , klaas ja keraamika, millele järgnevad metall (20,4 %) ning puit (17,2 %). Kõige väiksema osakaalu rannaprügist moodustab orgaanika. Plastprügi osakaal on püsinud aastate võrdluses stabiilne ning statistiliselt olulist erinevust ei esinenud plastesemete koguhulgas aastaegade võrdluses ( $\chi^2=0.519$ ,  $df=2$ ,  $p=0.771$ ). Kuigi plastesemete osakaal linnalähedases prügis oli mõnevõrra suurem kui looduslikel rannaaladel, ei olnud erinevus statistiliselt oluline (kogu prügi hulgast moodustas plastprügi linnalähedastel aladel 55 %).

Aastatel 2023 ning 2024 koguti kokku prügi kaaluga 26,71 kg, sh linnalähedastelt aladelt 4,78 kg ja looduslikelt aladelt 21,93 kg, millest plasti osakaal oli vaid 44% (11,79 kg). Plastprügi linnalähedastel aladel moodustas kogu prügi kaalust 50% (2,4 kg) ja looduslikel aladel 43% (9,4 kg) kogu prügi kaalust. Keskmiselt eemaldati ühel vaatluskorral loodusrandadest 0,610 kg prügi (sh plastprügi 0,261 kg) ning linnarandadest 0,4 kg prügi (sh plastprügi 0,2 kg).



**Joonis 8.** *Plastprügi esemete osakaalu võrdlus (%) teiste materjalidega (paremal) ning teiste materjalide omavaheline osakaalu (%) võrdlus (vasakul) perioodil 2014-2024 (v.a 2016).*

Leitud prügiesemete puhul on prügitikke algallikaid sageli keeruline määrata, kuid esemed, mida kõige sagedamini rannaprügi hulgast leitakse ja mida on olnud võimalik siduda konkreetsete valdkondadega, on seotud suitsetamise, toidutarbimise või ehitustegevusega (joonis 9). Analüüs näitab, et linnalähedastel aladel on leitud kõige enam just suitsetamisega seotud prügiesemeid, kuid looduslikel aladel on enamik leidudest jäänud kasutusvaldkonna põhiselt identifitseerimata.



**Joonis 9.** *Leitud prügiesemete kasutusvaldkonnapõhine jaotus (%), mis näitab linnalähedaste ja looduslike alade ning prügi koguhulga valdkonnapõhist ja omavahelist erinevust.*

### 3.3. Rannaprügis enamlevinud prügiesemed

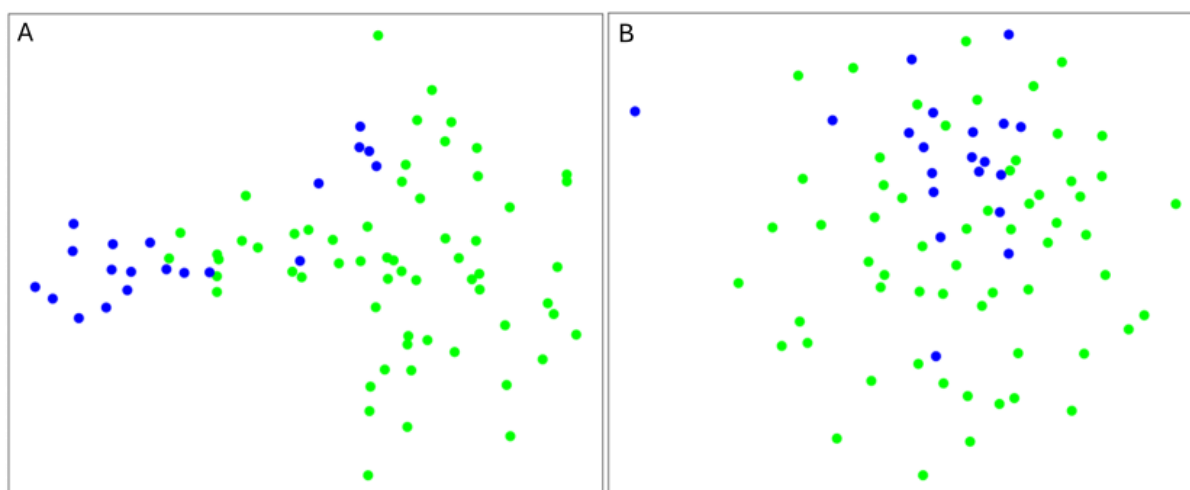
Kõige enam leitud prügiesemetest on seotud suitsetamisega (joonis 9), sest suitsukonid ja nikotiinipadjad on kõige levinumateks esemeteks rannaprügis, moodustades 46% kõigist leitud prügiesemetest. Suur osakaal on ka plastesemete fragmentidel, mida ei suudeta esemena määratleda. Kui suitsukonide ja muu määratlemata plastile järgneb looduslike randadel plastkorgid, - kaaned ja vahtmaterjal, siis linnalähedastel aladel on suitsukonide järel kõige suurem osakaal hoopis klaasi- ja keraamikatükkidel, millele järgnevad plastist toidupakendid (topsid, karbid, maiustuste ümbrised jms) ja ehitusmaterjalid (tellised, tsement, torud). Ehitusmaterjale looduslike randade levinumate prügiesemete seas ei leidu (tabel 3). On märkimisväärne, et looduslikel aladel on kõikide prügiesemete, v.a suitsukonide, osakaal suurem kui linnalähedastel aladel.

*Tabel 3. Enamlevinud prügiesemed (UNEP klassifikatsioonisüsteemi järgi), mida leidub kõige enam nii looduslikel kui linnalähedastel rannaaladel.*

Prügieseme nimetus	UNEP kood	Linna- lähedane	Looduslik	% kogu- prügist
Suitsukonid	PL11	4624	1698	46
Plastikfragmendid (muu plast)	PL24	187	535	5,2
Pudelikorgid, kaaned	PL01	212	456	4,8
Toidupakendid (topsid, karbid, maiustuste ümbrised jms)	PL06	250	409	4,75
Vahtmaterjal (isoleer- ja pakkematerjal), muu vahtplast	FP04 ja FP05	198	454	4,7
Klaasi-keraamikatükid	GC07	352	147	3,6

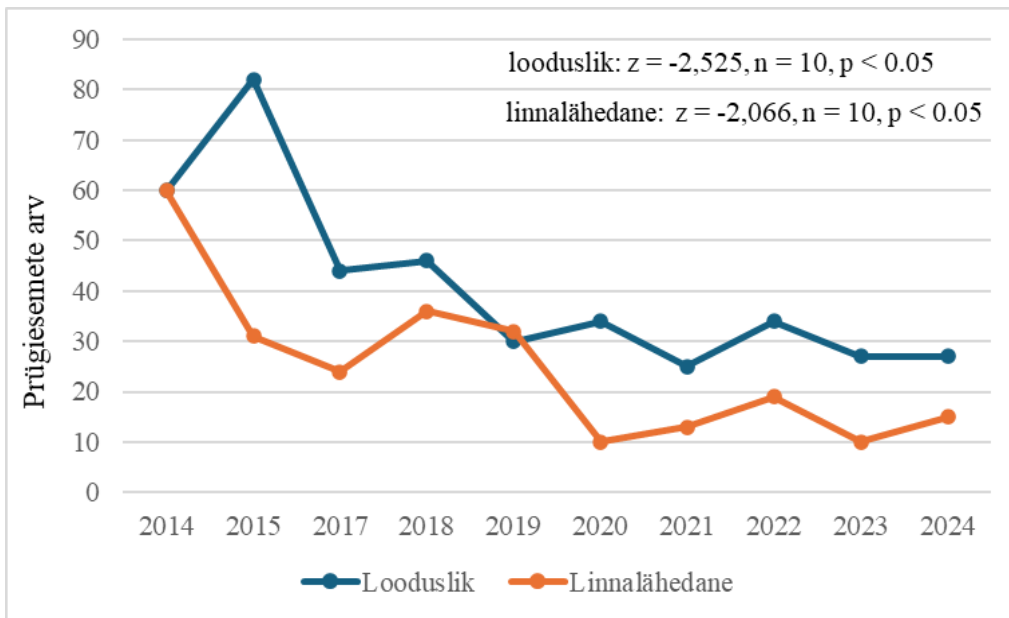
Prügieseme nimetus	UNEP eseme kood	Linna-lähedane	Looduslik	% kogu-prügist
Kilekotid (läbipaistmatud, läbipaistvad)	PL07	160	332	3,6
Pudelid <2L	PL02	120	283	2,9

Linnalähedaste ja looduslike randade prügi koostise suurima erinevuse põhjustab suitsukonide osakaal linnalähedastes randades. SIMPER analüüsi näitab, et suitsukonide kogus ja esinemine põhjustab gruppide vahel suurimat erinevust, millele järgnevad klaasi- ning keraamikatükid ning seejärel plastitükid. Ilma suitsukonideta gruppidevaheline erinevus puudub (joonis 10).

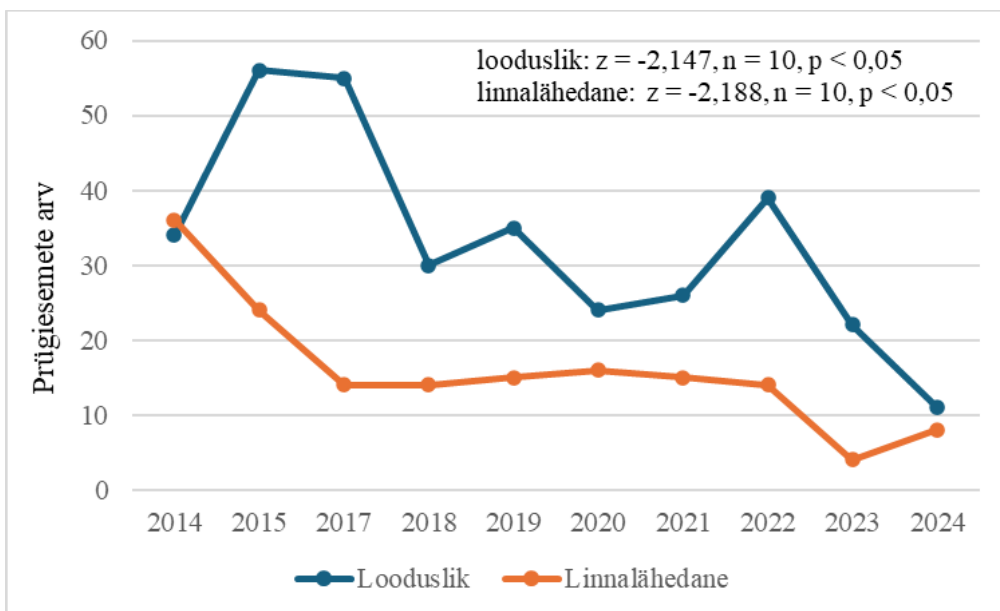


**Joonis 10.** Mitmedimensionaalse skaleerimise (MDS) ordinatsioon kirjeldamaks Bray-Kurtise sarnasusindeksi põhists jaotumist linnalähedaste (sinine) ja looduslike (roheline) randade prügi esemelise koosseisu põhjal. A - kõik prügiesemed, ANOSIM:  $R=0,395$ ,  $p=0$ , B - ilma suitsukonideta, ANOSIM:  $R=-0,023$ ,  $p=0,638$ .

Enamesinenud plastist prügiesemetest (tabel 3) ei leidunud ühtegi eset, kus mediaanväärtuste põhjal oleks toimunud statistiliselt oluline vähenemine nii linnalähedastel kui ka looduslikel aladel, v.a suitsukonid. Koguhulga võrdluses olid selliseks aga toidupakendid (joonis 11) ja kilekotid (joonis 12). Pudelikorkide ja -kaante koguhulk on statistiliselt oluliselt vähenenud vaid looduslikel rannaaladel ( $z = -3.041$ ,  $n = 10$ ,  $p < 0.01$ ).



**Joonis 11.** Toidupakendite (PL06) koguarv rannaprügis aastate võrdluses koos Mann-Kendall testi väärtustega, mis näitab mõlemat tüüpi rannaalal esemete statistiliselt olulist vähenemist..



**Joonis 12.** Kilekottide (PL07) koguarv rannaprügis aastate võrdluses koos Mann-Kendall testi väärtustega, mis näitab mõlemat tüüpi rannaalal esemete statistiliselt olulist vähenemist.

## 4. ARUTELU

### 4.1. Rannaprügi hulk, koostis ja levik Eesti rannikul

Käesolevas töös analüüsitud tulemused näitavad, et rannaprügi koguhulk Eesti rannikualadel on küll vähenev, kuid MSRD nõuete kohaselt pole merekeskkonna hea seisund, rannaprügi indikaatori põhjal, saavutatud. Kuigi varasemalt on EL-i ühise seiremetoodika puudumisele ning seetõttu ka pikaajaste andmete võrdlemise ja analüüsimise keerukusele palju tähelepanu juhitud (Ryan et al., 2009, Zielinski et al., 2022), viitavad ka teised, Läänemere rannikualade prügiseire andmed valdavalt rannaprügi koguste vähenemisele (HELCOM, 2023b). Samas ei näita stabiilset vähenemise trendi euroopaülesed seirenäitajad (Euroopa Keskkonnaagentuur, 2025, vaadatud 07.04.2025), mistõttu tundub, et probleemide juurpõhjuste likvideerimiseks, mh päritolu ja levikutee määratlemiseks, aga ka näiteks käitumismustrite analüüsimiseks, on endiselt liiga vähe tähelepanu pööratud (Zielinski et al., 2022). Tootjate vastutuse suurendamine ning neile väiksemate lisatingimuste seadmine koos ühiskonna teadlikkuse suurendamisega (nt pudelitele pudelikorkide kinnitamine koos meediakajastusega), hoolimata esmasest ebamugavusest ja pahameelest, täidab loodetavasti eeltoodud eesmärgi.

2017. aasta prügi hulga kasv linnalähedastel aladel, võrreldes 2015. aastaga, võib olla mõjutatud ühekordsest seire teostamisest 2016. aastal, millest võiks järeldada, et järgmisel seirekorral oli prügi hulk varasemaga võrreldes suurem. Analüüsides seireandmeid täpsemalt, on aga näha, et 2017. aastal on registreeritud prügiliste linnalähedastel randadel kõige enam just suvisel ja sügisel seirel mitte aasta esimesel ehk kevadisel seire korral. See näitab, et prügi hulga vähenemine seirealadel ei ole otseses seoses prügi ära koristamisega, st seire teostamisega, vaid prügi leidumist rannal mõjutavad tegurid nii maismaalt (nt rannaalade kasutus ja prügistamine), merelt (nt merekasutus majandustegevuseks) kui ka kliimatilised tingimused (tuuled, sademed jms).

Muutused prügikogustes 2019–2022. aastatel linnalähedastel seirealadel võivad viidata 2020. aastal puhkenud COVID-i (koroonaviirusest SARS-CoV-2 põhjustatud haiguspuhangu) pandeemia (Souza Filho et al., 2023; Press, 2023), mil Euroopas kehtestati ulatuslikud liikumispõrangud, mis lõpetati püsivalt 2021. aasta teises pooles. Liikumispõrangud muutsid inimeste tarbimisharjumusi, mh viibiti rohkem

välitingimustes, osteti toitu kaasa, kasutati laialdaselt erinevaid hügieeni-, meditsiini- ja puhastusvahendeid ning enamik nendest olid lühikese kasutusajaga tooted. Seetõttu võib eeldada, et 2021-2022. aastatel oli prügi hulga väike kasv mh mõjutatud pandeemiaaegsest prügitõkest (Press, 2023), kuigi just 2021. aasta suvisel perioodil oli looduslike rannaalade seas kolm seireala, kust prügi ei leitud. Hüppelist plastprügi osakaalu suurenemist prügi koguhulgas nendel aastatel ei olnud, kuid täheldati mõningaid muutuseid prügiesemetes – 2020. aastal tuvastati pandeemiaga seotud prügiesemete esinemine (ühekordsed maskid, niisked salvrätid) vähesel määral ka inimasutusest kaugel asuvates randades (Press, 2023). 2019. ja 2024. aastal läbi viidud välitööde käigus nimetatud prügiesemeid ei leitud (Möller-Raid et al., *submitted*; Möller-Raid suuline info).

Kogu vaadeldaval perioodil on kõige prügisemad seirealad olnud linnalähedased rannad – Valgeranna ja Loksa. Kõige puhtamad seirealad on Metsapöole ja Nõva (mediaanväärtus 18 prügieset 100 m pikkuse rannalõigu kohta) (joonis 3). Varasemalt on Valgeranna seireala peetud vähese inim mõjuga looduslikuks rannaks, kuid Pärnu linna lähedus, võimalus tasuta parkida ning aastate jooksul lisandunud mitmed erinevad ajaveetmisvõimalused, on muutnud seirepunkti lähiala väga populaarseks, mistõttu võib just see olla põhjuseks, miks prügi hulga (mediaan)väärtused seal, vaadeldaval perioodil, kõige suuremad on olnud (joonis 3, Möller-Raid et al., 2025). Eeltoodu viitab ka varasemalt tehtud järeldustele, et inim mõjuga rannaalad on prügisemad kui vähese inim mõjuga looduslikud alad (Ryan et al., 2009).

Töö tulemuste põhjal domineerib rannaprügis plastprügi (ca 80%) ja see trend on sama nii Läänemeres (Schernewski et al., 2018) kui ka mujal Euroopas (Loizidou et al., 2018). Plastprügi osakaal võrreldes teiste materjalidega on suurem nii linnalähedastes kui ka looduslikes randades, kuid üldises plaanis on vaadeldud randades prügiesemete materjalipõhine jaotus sarnane ning samale tulemusele on jõutud ka varem (Torn et al., 2024). Samas on aga mitmeid uuringuid, mis viitavad, et plastist mikroprügi esinemises on erinevused suuremad. Näiteks on leitud kõrgem mikroplasti sisalduse hulk just linnalistes randades leiduvate karpide (*bivalvia*) organites (Costa et al., 2022). Plastprügi osakaal on analüüsitud aastate jooksul püsinud üsna samal tasemel, seda ka Läänemeres üldiselt (HELCOM, 2023b). Leitud esemete kasutusvaldkondade põhine jaotus näitab, et kõige enam on prügiesemeid seotud suitsetamise, toidutarbimise ja ehitustegevusega, kuid suurt osa jäätmeid ei ole võimalik selliselt määratleda. Ka ühekordse plasti direktiivi

meetmed suunanud just nendesse valdkondadesse kuuluvate esemete kasutamise piiramiseks ja ümberdisainimiseks (Euroopa Parlament ja Nõukogu, 2019). Käesoleva töö tulemustest järeldub, et toidupakendite ja ühekordsete kilekottide hulk rannaprügis on aja jooksul oluliselt vähenenud (ptk 3.3).

## **4.2. Rannaprügi potentsiaalne mõju Eesti ranniku ökosüsteemidele**

Eestis on mereelustiku poolt alla neelatud prügi uuritud vaid pilootuuringute raames (Põldma et al., 2023) ning samuti pole andmeid mereprügist leitud (nt prügisse takerdunud) ohustatud liikide kohta (Jüssi et al., 2024). Nimetatud näitajate kohta puuduvad regionaalsed hinnangud ka Läänemere üleselt (HELCOM, 2023a, b).

Käesoleva töö tulemuste põhjal ei anna välja tuua referatiivses osas veel käsitlemata aspekte, kuidas võiksid rannaprügi hulk, koostis ja levik mõjutada konkreetselt Eesti rannikualade elupaikku ja elustikku, kuid Läänemere eripäradest lähtuvalt on tegemist ökosüsteemiga, mis juba täna on mõjutatud väga paljude erinevate tegurite poolt. Läänemeri on otseselt mõjutatud mere eutrofeerumisest, madalast soolsustasemest, suurel ja inimrohkel valgalal toimuvast tegevustest ja mitmetest muudest teguritest, mistõttu on mereala väga vastuvõtlik igasuguste häiringute osas. Nt pakuvad Läänemere lahed ja madalikud paljudele rändlindudele talvitus- ja toitumispaiku ning veelindudel, kellest enamik on kogu oma elutsükli jooksul seotud merest pärit toiduga püüdes seda veepinnalt või sukeldudes, mistõttu ei ole neil võimalik võimalik prügi allaneelamist (Morkūnas et al., 2021). Eriti probleemne on mikroplast, mis tekib plastesemete osalisel lagunemisel, rõhutades plastprügi meetmete vähendamise olulisust.

Nagu läbiviidud pilootuuringutest selgub, leidub prügi Läänemeres ka perifeersetel, looduskaitse all olevatel rannaaladel, mistõttu on edaspidi asjakohane arvestada vastava surveteguriga ka nende alade edaspidisel kaitsmisel, näiteks kaitsekorralduskavade koostamisel (Möller & Põldma, 2020). Teisalt aga võib juhtuda, et prügi eemaldamine nendelt aladelt või eemaldamine kaitstava elustikurühma jaoks olulisel perioodil, võib negatiivset mõju täiendava häiringu näol hoopis süvendada.

Plastprügi suur osakaal merelises- ja rannaprügis toob esile ökosüsteemi siseseid muutusi ning sageli toimuvad need muutused kiiremini kui looduslike tingimuste korral (Haram et al., 2021). Täielikule lagunemisele hästi vastupidavad plastesemed võimaldavad liikidel levida uutesse elupaikadesse, aga hõivata ka uusi elupaiku, mis looduslikel tingimustel nendeks ei sobi - näiteks pinnal hulpiv mereprügi, mis on rannalt merre

sattunud tuulte ja sademete abil, võib pakkuda rannikualade liikidele uut elupaika keset mereala. Muutused, mõjutatud asukohtades, võivad tekkida nii troofilistel tasemetel kui ka liikide koosluses (Haram et al., 2021).

### **4.3. Rannaprügi seiremetoodika puudused**

Töös kasutatud andmete kogumisel on kasutatud kahte erinevat meetodikat. Perioodil 2014–2022 teostati seire vastavalt UNEP-i välja töötatud juhendmaterjalile (Cheshire et al., 2009) ning kahel viimasel aastal, 2023-2024, vastavalt Euroopa Komisjoni töörühma juhendile (MSFD Technical Group on Marine Litter et al., 2023). Kuigi seireandmed on omavahel ühtlustatud ja võrreldavad, tagab parima tulemuse andmete võrdlemisel ühtne meetodika, mida on kasutatud kogu seire perioodil ning millel on selged juhised ja protokollid (Zielinski et al., 2022).

Seirealade valimisel on oluline teada, kas, millal ja kui sageli valitud rannaaladid prügist koristatakse ning võimalusel tuleks sellised alad seirest eemaldada, kuna sealt saadavad andmed võivad olla ebausaldusväärsed. Puhastatavad rannaalad võivad olla kasutuse kõrghooajal puhtamad tänu koristusaktioonidele või vastupidi, olla puhtamad just madalhooajal, kui külastajaid on vähe (Zielinski et al., 2022). Selliseid linnarandu, mida seirata, kuid mida ei koristada, võib olla aga keeruline Eestis leida.

Prügiesemete arvu hindamisele on üheks alternatiivseks või täiendavaks meetodiks pakutud ka leitud prügi(massi) kaalumist. Sellekohased andmed annaksid täiendavat infot mereprügi koguse osas. Kuna vastava meetodika rakendamiseks puudub ühtne juhend, jäävad vastamata mitmed küsimused - kas prügi kaaluda kohapeal või pärast kokku kogumist, kuivatamist ja liivast puhastamist; kas prügiesemed, mis on kaalult suured ja mida leitakse vähe, on (keskkonna)mõjude hindamisel olulise väärtusega; kas hinnata tuleks esemeid erinevate materjalide põhjal; kas andmete võrdlusel tuleks kasutada aritmeetilist keskmist või mediaanväärtust (Smith & Turrell, 2021). Käesolevas töös esitatud andmed rannaprügi kaalu kohta ei hõlmanud endas suuri (> 1 m) prügiesemeid ning eelkõige oli eesmärk anda esmane sellekohane baasinfo Eesti randade kohta.

Ehkki rannaprügi seiremetoodikal on endiselt puudusi, liigutakse seiremetoodika ühtlustamise suunas ning meetodi parendusprotsess on pidev. Olemasoleva meetodika põhieesmärk on ühtsete ning võrreldavate andmete kogumine ning meetodika väljatöötamine ning rakendamine on olnud erinevate osapoolte konsensuse tulem (Euroopa Komisjon, 2020).

#### 4.4. Rannaprügi seire olulisus ja selle jätkamine

Aastakümneid kestnud inimtekkelised survetegurid (mh prügi sattumine merre ja rannikualadele) koos kliimamuutuste mõjuga on globaalselt oluliselt halvendanud mereökosüsteemide seisundit ja seadnud ohtu meredest saadavad hüved, millele tulevastel põlvkondadel on õigus ning mis on neile eluliselt vajalikud (Euroopa Komisjon, 2025). Mereprügiga seotud probleemistik on mitmetahuline ja laialt levinud ning selle lahendamine nõuab interdistsiplinaarseid lahendusi, mh jätkuvalt ja täpsemate andmete kogumist, muutumist inimeste igapäevases käitumises, teema integreerimist haridusse ning poliitikaotsustadesse (Vince & Stoett, 2018). Teema käsitlemise keerukust näitab ka asjaolu, et teema analüüsimiseks ning asjakohase kirjanduse leidmiseks teadusandmebaasidest on võimalik kasutada erinevas sõnastuses, kuid sarnase tähendusega ingliskeelseid märksõnu nagu näiteks *beach litter* (rannaprügi), *marine litter* (mereprügi), *beach debris* (rannaprügi), *beach pollution* (rannaalade reostus), *beach clean* (rannaala koristus) jne (Zielinski et al., 2022). Merereostuse vähendamiseks meetmete rakendamine on efektiivne vaid siis, kui reostuse päritolu ja levikutee on suudetud võimalikult täpselt identifitseerida (Veiga et al., 2016).

Läänemere, eelkõige Soome lahe, mere- ja rannaprügi hulk on otseselt mõjutatud ka sissevoolust Neeva kanalist ning kanali valgatal seotud tegevusest, mis ei ole aga EL-i ühisregulatsioonide poolt mõjutatav piirkond, kuna see jääb Venemaa territooriumile. Kätesaadavaid rannaprügi uuringute tulemusi on selle piirkonna kohta vähe, kuid (Ershova et al. 2021), läbiviidud uuringu tulemustest nähtub, et ka Soome lahe sealsel kaldal domineerib prügi hulgas plastprügi ning kogused on suuremad just linnalähedastel aladel, eriti Neeva kanaliäärsetel aladel. Aritmeetiline keskmine prügihulk seirealadel (makro-, meso- ja mikroprügi arvestuses) oli 8 prügieset m<sup>2</sup> kohta. Samas aga täheldati kahe suvise seireaasta võrdluses prügikoguste suurt erinevust, mille põhjuseks on toodud mh ilmastikuolud ning seireala hüdroloogilised ja morfomeetrilised (pinnavormi ja pinnamoodi iseloomustavad) näitajad. Kui üldiselt peetakse mereprügi peamiseks allikateks ebapiisavat jäätmemajanduse regulatsiooni, vähest reo-, heit ja sademevee puhastamist, kalandust, mereliiklust jm, siis Neeva kanali puhul on oluline ka selle regulaarne süvendamine, mis annab võimaluse settinud jäätmetel taas veesambas liikuda (Ershova et al., 2021).

Arvestades käesoleva töö tulemusi ning töö koostamise jaoks kasutatud allikaid, võib öelda, et rannaprügi seiramine ühiste põhimõtete ja meetodika alusel on ka edaspidi vajalik, et anda sisendit üleliiduliste direktiivide (nt ühekordsete plasttoodete direktiivi) jms väljatöötamiseks ja rakendamiseks (Euroopa Komisjon, 2025). Lisaks on prügi vähendamisel rannast ja üleüldse looduskeskkonnast vajalik teadlikkuse tõstmine läbi kodanikuteaduse või koristusaktsioonide, ning veelgi enam, eriti just ühekordsete toodete kasutuse ja turule laskmise piiramise (Loizidou et al., 2018).

Mereprügi probleemistiku paremaks mõistmiseks Läänemere piirkonnas on oluline seirealade võrgustikku laiendada, eelkõige Botnia lahe piirkonnas (HELCOM, 2023a) ning rakendada EL-i üleselt ühist seiremetoodikat (Euroopa Komisjon, 2020). Seirealade laiendamine taimestikuga kaetud aladele võib samuti anda täiendavat informatsiooni prügi hulga, koostise ja leviku osas. Kui liivasel rannaalal kannab vesi ja tuul prügi sisemaale või merre tagasi, siis taimestik tekitab prügi liikumisele barjääri, kus kohast on seda lihtne ära koristada ja seirata (Möller & Pöldma, 2020). Lisainfot mõjust loomastikule annaks rannaprügi seire läbi viimisel ka plastiku tüübi tuvastamine (nt PE (polüetüleen), PET (polüeteentereftalaat), HDPE (suure tihedusega polüetüleen) jne). Vastav teadmine annaks parema võimaluse hinnata nende lagunemise kaudu keskkonda jõudvate (ohtlike) ainete tüüpi, hulka ja omadusi ja seeläbi ka mõju sellega kokkupuutuvatele liikidele (Frigione et al, 2021).

Eestis on rannaprügi seire alates 2025. aastast riiklikus seirekavas ning vastutavaks teostajaks on Keskkonnaagentuur. Jätkuvad uuringud, mis keskenduvad mereprügi hulga, levikuteede ja koostise ning ökosüsteemide ja kohalike loomapopulatsioonide vaheliste seoste hindamisele (sh prügisse takerdumine, sissesöömine ja prügiga seotud saasteainete osa erinevates organismides) (HELCOM, 2023a).

## KOKKUVÕTE

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli analüüsida aastatel 2014–2024 kogutud rannaprügi andmeid selle hulga, koostise ja leviku kohta Eesti rannikualadel ning anda ülevaade, milline on Eestis mereprügiga seotud keskkonnaseisund vastavalt EL-i merestrateegia raamdirektiivis (MSRD) toodud kriteeriumitele. Kirjanduse põhjal on töö referatiivses osas kirjeldatud rannaprügi olemust, selle seire läbiviimise aluspõhimõtteid ja metoodikat ning kirjeldatud võimalikku mõju mere- ja rannikualade ökosüsteemidele ja sealsetele liikidele.

Töö tulemuste analüüsiks on kasutatud seireinfot kaheksalt seirealalt (kuus looduslikku ja kaks linnalähedast randa). Andmed on kogutud kümne aasta jooksul, vastavalt MSRD jaoks välja töötatud metoodika põhjal. Seire on teostatud kolmel korral aastas seirealadel, mille pikkuseks on 100 m. Töös kasutatav esemete jaotus vastab UNEP-i juhendmaterjalile.

Rannaprügi läviväärtus seirealal, mille alusel võib merekeskkonda hinnata vastava kriteeriumi aluseks heaks, on kuni 20 prügieset 100 m pikkuse rannalõigu kohta. Rannaprügi hulk Eesti rannikualadel on looduslikel rannaaladel püsinud stabiilne, kuid olnud aastate jooksul vaid mõnevõrra suurem kui hea keskkonnaseisundi indikaatoriks määratud läviväärtus. Linnalähedastel rannaaladel on seevastu prügi hulk olnud kogu vaatlusperioodil kõrge, kuid sellele vaatamata vähenev. Kõige rohkem on prügi seirekordadel leitud suvistel seiretel linnalähedastes randades. Eesti mereala hea keskkonnaseisund rannaprügi osas ei ole saavutatud.

Rannaprügi hulgas leidub kõige enam plastesemeid ning suitsukonid moodustavad peaaegu poole kõikidest leitud prügiesemetest. Kõige suurem osakaal suitsukonidel on just linnalähedastes randades. Leitavate prügiesemete hulgas on suur osa (plasti)fragmente, mille kasutusvaldkonda pole võimalik tuvastada, mistõttu jääb ebaselgeks selle päritolu, mis on aga oluline, et töötada välja sobivad meetmed prügileviku tõkestamiseks veekeskkonnas (HELCOM, 2023a). Suitsukonide hulga suur erinevus looduslikel ja linnalähedastel rannaaladel põhjustab ka suure erinevuse kahe rannatüübi prügi koostises, kuid muude esemete puhul suur erinevus puudub. Kõige levinumad prügiesemed randades, peale suitsukonisid ja määratlemata esemeid, on ühekordsed või lühikese kasutusega plastikesemed nagu kilekotid, pudelikorgid või

toidupakendid. Nendest esemetest statistiliselt olulist vähenemist mõlemat tüüpi rannaaladel näitavad vaid kilekotid ja toidupakendid.

Käesoleva töö tulemuste põhjal ei saa otseselt hinnata mereprügi mõju ulatus Läänemere ökosüsteemidele, küll aga näitab rannaprügi leidumine rannaalal, et rannaprügi on täiendav survetegur kohalikele liikidele ja ökosüsteemidele laiemat. Seetõttu on rannaprügi seire ka edaspidi vajalik ning keskenduda tuleks mitte enam niivõrd olemasoleva seiremetoodika parendamisele, kui võrd metoodika laialdasema kasutusele võtmise suunamisel ning täiendavate hindamiskriteeriumite väljatöötamisele ja rakendamisele (nt prügi kaalumise, meso- ja mikroprügi uuringud). Koos poliitiliste sammudega, mis sunnivad muutma nii tootjate harjumuspärasest lähenemist toodete disainil kui ka inimeste käitumisharjumusi ning läbi teadlikkuse tõstmise, on võimalik seireandmeid aluseks võttes viia sisse muutusi, millel on mõju täiendava prügi lisandumise peatamisel merre ja rannikualadele (Euroopa Komisjon, 2025).

## SUMMARY

This master's thesis aimed to analyse beach litter data collected between 2014 and 2024, examining its quantity, composition, and distribution across Estonia's coastal areas. It also sought to evaluate Estonia's environmental status with respect to marine litter, based on the criteria established in the EU Marine Strategy Framework Directive. Drawing on existing literature, the abstract section of the thesis outlines the nature of beach litter, the core principles and methodologies underpinning its monitoring, and its potential effects on marine and coastal ecosystems and species.

The analysis relied on monitoring data from eight survey sites - six rural beaches and two sub-urban beaches - gathered over a decade using the methodology specified by the framework directive. Each site, measuring 100 meters in length, was surveyed three times annually. The categorisation of litter items followed UNEP guidelines.

The threshold value for beach litter, based on which marine environment can be considered in a good status, is up to 20 litter items per 100 meters. Beach litter quantities on Estonia's rural beaches have remained stable over the years, though consistently slightly above the threshold for good environmental status. In contrast, sub-urban beaches have displayed persistently high litter levels, yet these levels are gradually decreasing. A notable disparity in median litter quantities emerges when comparing natural and urban beaches across seasons, with urban sites consistently recording higher values each season. Consequently, Estonia's marine environment has not achieved good status regarding beach litter.

Among the litter, plastic items predominate, with cigarette butts comprising nearly half of all recorded objects, particularly on urban beaches. Frequently, collected items - often plastic - cannot be traced to a specific use, leaving their origins unclear. This ambiguity complicates efforts to devise targeted measures for preventing litter spread in aquatic environments (HELCOM, 2023). The pronounced difference in cigarette butt prevalence between rural and sub-urban beaches significantly shapes the litter composition disparity between these site types. Beyond cigarette butts and unidentified items, however, differences are less marked; the most common litter consists of single-use or short-lived plastic products, such as bags, bottle caps, and food packaging. Of these, only plastic bags and food packaging exhibit a statistically significant decrease across both beach categories.

The findings of this study do not definitively establish that marine litter substantially affects Baltic Sea ecosystems, nonetheless, its presence signals an additional stressor for local species and ecosystems at large. Ongoing beach litter monitoring thus remains critical. Future emphasis should shift from solely refining current methodologies to promoting their broader adoption and developing new assessment criteria, such as meso- and microlitter monitoring. Coupled with policy measures that reshape manufacturers' product design practices and public behavior, alongside heightened awareness, monitoring data can drive changes to curb further litter accumulation in marine and coastal zones (European Commission, 2025).

## **TÄNUAVALDUSED**

Olen tänulik oma juhendajatele Tiia Möller-Raidile ja Kaire Tornile igakülgse toetuse ja julgustuse eest ka kõige raskematel hetkedel ning kaasjuhendajale Kristjan Herkülile juhendamise ja suunamise eest andmeanalüüsi läbiviimisel.

Erilise tänu soovin edastada oma tütrele ja elukaaslasele, kes on võimaldanud mul magistritööd kirjutada, olles seejuures pidanud olema kogu protsessi jooksul äärmiselt kannatlikud, mõistvad ja toetavad ning kes on sellega suurepäraselt ka hakkama saanud!

## KASUTATUD KIRJANDUS

- Barnes, D. (2002). Invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416, 808–809. <https://doi.org/10.1038/416808a>.
- Bojko, J., Lipp, E. K., Ford, A. T., Behringer, D. C. (2020). Pollution can drive marine diseases. *Marine Disease Ecology*. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198821632.003.0006>.
- Cheshire, A.C., Adler, E., Barbière, J., Cohen, Y., Evans, S. *et al.* (2009). UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 186; IOC Technical Series No. 83: xii + 120 pp.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143.
- Corcoran, P. L., Biesinger, M. C., Grifi, M. (2009). Plastics and beaches: A degrading relationship, *Marine Pollution Bulletin*. Volume 58, p 80-84, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.08.022>.
- Costa, L. L., Fanini, L., Ben-Haddad, M., Pinna, M., Zalmon, I. R. (2022). Marine Litter Impact on Sandy Beach Fauna: A Review to Obtain an Indication of Where Research Should Contribute More. *Microplastics*, 1, p 554-571. <https://doi.org/10.3390/microplastics1030039>.
- Ershova, A.A., Eremina, T.R., Chubarenko, I.P., Esiukova, E.E. (2021). Marine Litter in the Russian Gulf of Finland and South-East Baltic: Application of Different Methods of Beach Sand Sampling. *Plastics in the Aquatic Environment - Part I. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 111. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/698\\_2021\\_746](https://doi.org/10.1007/698_2021_746).
- Euroopa Keskkonnaagentuur. (2025). Litter found on European beaches. <https://www.eea.europa.eu/en/circularity/sectoral-modules/plastics/litter-found-on-european-beaches?activeTab=ace244fe-a9fc-493e-ba48-0970e8eb1566> (vaadatud 07.04.2025).
- Euroopa Komisjon. (2017). KOMISJONI OTSUS (EL) 2017/848, 17. mai 2017, millega nähakse ette mereala hea keskkonnaseisundi kriteeriumid ja meetodikastandardid ning seire ja hindamise spetsifikatsioonid ja standardmeetodid ning millega tunnistatakse kehtetuks

otsus 2010/477/EL. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017D0848>.

Euroopa Komisjon. (2020). Komisjoni aruanne Euroopa Parlamendile ja Nõukogule merestrateegia raamdirektiivi (direktiiv 2008/56/EÜ) rakendamise kohta. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0259>.

Euroopa Komisjon. (2025). Komisjoni aruanne nõukogule ja Euroopa Parlamendile komisjoni hinnangu kohta liikmesriikide meetmeprogrammidele, mida on ajakohastatud vastavalt merestrateegia raamdirektiivi (2008/56/EÜ) artiklile 17. <https://secure.ipex.eu/IPEXL-WEB/download/file/082d290894c98b040194d04bc141027e>.

Euroopa Parlament ja nõukogu. (2008). Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/56/EÜ, 17. juuni 2008, millega kehtestatakse ühenduse merekeskkonnapoliitika-alane tegevusraamistik (merestrateegia raamdirektiiv). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056>.

Euroopa Parlament ja Nõukogu. (2019). Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2019/904, 5. juuni 2019, teatavate plasttoodete keskkonnamõju vähendamise kohta. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019L0904&from=ES>.

Fleet, D., Vlachogianni, Th., Hanke, G. (2021). A Joint List of Litter Categories for Marine Macrolitter Monitoring. EUR 30348 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-76-21445-8. doi:10.2760/127473.

Frigione, M., Marini, G., Pinna, M. (2021). A Thermal Analysis-Based Approach to Identify Different Waste Macroplastics in Beach Litter: The Case Study of Aquatina di Frigole NATURA 2000 Site (IT9150003, Italy). *Sustainability*, 13(6), 3186. <https://doi.org/10.3390/su13063186>.

Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., De Vrees, L. (2013). Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*. Volume 70, p 1055–1064. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst122>.

Haram, L.E., Carlton, J.T., Centurioni, L., Crowley, M., Hafner, J. *et al.* (2021). Emergence of a neopelagic community through the establishment of coastal species on the high seas. *Nat Commun* 12, 6885. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27188-6>.

- HELCOM. (2021). Guidelines for monitoring beach litter. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/03/HELCOM-guidelines-for-monitoring-beach-litter.pdf>.
- HELCOM. (2023a). HELCOM Thematic assessment of hazardous substances, marine litter, underwater noise and non-indigenous species 2016-2021. Baltic Sea Environment Proceedings n°190. [https://helcom.fi/post\\_type\\_publ/holas3\\_haz](https://helcom.fi/post_type_publ/holas3_haz).
- HELCOM. (2023b). Beach litter. [https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/Beach-litter\\_Final\\_April\\_2023-1.pdf](https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/Beach-litter_Final_April_2023-1.pdf).
- Hester, J., & Wickham, H. (2022). *glue: Interpreted String Literals*. R package version 1.6.2. <https://CRAN.R-project.org/package=glue>.
- Jäätmeseaduse, pakendiseaduse ja tubakaseaduse muutmise seadus (01.05.2023). Riigi Teataja. Kasutatud 19.05.2025. <https://www.riigiteataja.ee/akt/107032023001>.
- Jüssi, I., Luigujõe, L., Kuus, A., Leivits, M., Jaanus, A. *et al.* (2024). Eesti mereala keskkonnaseisund. MSRD art 8-10 kohase seisundihinnangu koondaruanne. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=35551806&monitoringWorkUid=32233657>.
- Kendall, M. G. (1975). Rank Correlation Methods (4th ed.). Charles Griffin, London.
- Kiessling, T., Gutow, L., Thiel, M. (2015). Marine Litter as Habitat and Dispersal Vector. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (eds) Marine Anthropogenic Litter. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_6).
- Kruskal, W. H., Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. J. Am. Stat. Assoc. 47, 583–621.
- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E.L., van Franeker, J.A. (2015). Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (eds) Marine Anthropogenic Litter. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4).
- Loizidou, X.I., Loizides, M.I., Orthodoxou, D.L. (2018). Persistent marine litter: small plastics and cigarette butts remain on beaches after organized beach cleanups. Environ Monit Assess 190, 414. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6798-9>.

- Meijer, L. J. J., van Emmerik, T., van der ENT, Ruud., Schmidt, C., Lebreton. L. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Sci. Adv.* **7**. DOI:10.1126/sciadv.aaz5803.
- Mghili, B., De-la-Torre, G. E., Aksissou, M. (2023). Assessing the potential for the introduction and spread of alien species with marine litter. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 191. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114913>.
- MSFD Technical Group on Marine Litter, Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F., Tallec, K., *et al.* (2023). Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-68-04093-5, doi:10.2760/59137, JRC133594.
- Möller, T., Pöldma, M. (2020). Eesti väikesaarte mereprügi. <https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-06/Eesti%20v%C3%A4ikesaarte%20merepr%C3%BCgi.pdf>.
- Möller-Raid, T., Pöldma, M., Torn, K. (2025). Mereprügi (makro- ning mesoprügi) uuringud Eesti rannikualadel 2023-2024.
- Möller-Raid, T., Pöldma, M., Herkül, K., Torn, K., Matrin, G. (2025 *submitted*). Marine litter pollution on uninhabited islands of Estonia, northeastern Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*.
- Press, M. (2023). Projekti “Merelise prügi seire Eesti rannikualadel 2021-2022” KIK nr. 6865 aruanne. [https://hem.ee/wp-content/uploads/2023/05/Projekti-6865\\_aruanne\\_2021-2022\\_fin\\_w.pdf](https://hem.ee/wp-content/uploads/2023/05/Projekti-6865_aruanne_2021-2022_fin_w.pdf).
- Pöldma, M., Torn, K., Saks, L. (2023). Microlitter in Fish and Benthic Invertebrates of the NE Baltic Sea: Abundance, Composition and Bioindicators. *International Journal of Environmental Impacts* Vol. 6, p 143-153. <https://doi.org/10.18280/ijei.060307>.
- R Core Team. (2025). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- RStudio Team. (2025). RStudio: integrated development environment for R. Posit Software.

- Radziejewska, T., Kotta, J., Kotwicki, L. (2017). Sandy coasts. *Biological Oceanography of the Baltic Sea*, p 457 - 482. DOI 10.1007/978-94-007-0668-2.
- Rech, S., Borrell, Pichs Y.J., García-Vazquez, E. (2018). Anthropogenic marine litter composition in coastal areas may be a predictor of potentially invasive rafting fauna. *PLoS ONE* 13(1): e0191859. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191859>.
- Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A. Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Phil. Trans. R. Soc.* B364:1999–2012. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>.
- Schernewski, G., Balciunas, A., Gräwe, D., Gräwe, U., Klesse, K. *et al.* (2018). Beach macro-litter monitoring on southern Baltic beaches: results, experiences and recommendations. *J Coast Conserv* 22, p 5–25. <https://doi.org/10.1007/s11852-016-0489-x>.
- Smith, L., Turrell, W. R. (2021). Monitoring Plastic Beach Litter by Number or by Weight: The Implications of Fragmentation. *Frontier in Marine Science*, Volume 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.702570>.
- Snoeijs-Leijonmalm, P., Andrén, E. (2017). Why is the Baltic Sea so special to live in? *Biological Oceanography of the Baltic Sea*, p 23-86. DOI 10.1007/978-94-007-0668-2.
- Souza Filho, J. R., Chagas, A. A. S., Silva, I. R., Guimarães, J. K., Sakanaka, T. E., Fernandino, G. (2023). Litter Reduction during Beach Closure in the Context of the COVID-19 Pandemic: Quantifying the Impact of Users on Beach Litter Generation. *Sustainability*, Volume 15, 2009. <https://doi.org/10.3390/su15032009>.
- Zielinski, S., Anfuso, G., Botero, C. M., Milanes, C. B. (2022). Beach Litter Assessment: Critical Issues and the Path Forward. *Sustainability*, Volume 14, 11994. <https://doi.org/10.3390/su141911994>.
- Torn, K., Möller-Raid, T., Herkül, K., Suursaar, Ü., Pöldma, M., Martin, G. (2024). Anthropogenic influence on coastal environments: Variation of beach litter in regions with diverse human activity. *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 113, 473-477. <https://doi.org/10.2112/JCR-SI113-093.1>.
- Van Loon, W., Hanke, G., Fleet, D., Werner, S., Barry, J. *et al.* (2020). A European Threshold Value and Assessment Method for Macro Litter on Coastlines. EUR 30347 EN,

Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-21444-1, doi:10.2760/54369. JRC121707.

Veiga, J.M., Fleet, D., Kinsey, S., Nilsson, P., Vlachogianni, T. *et al.* (2016). Identifying Sources of Marine Litter. EUR 28309 EN. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union. JRC104038.

Veiga, J.M., Winterstetter, A., Murray, C., Šubelj, G., Birk, S. *et al.* (2022). Marine litter in Europe – An integrated assessment from source to sea. ETC/ICM Technical Report 05/2022: European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters, 198 pp.

Vince, J., Stoett, P. (2018). From problem to crisis to interdisciplinary solutions: Plastic marine debris. *Marine Policy*, Volume 96, 200-203, ISSN 0308-597X, <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.05.006Z>.

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>.

Wickham, H., Henry, L. (2023). *tidyr: Tidy Messy Data*. R package version 1.3.0. <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>.

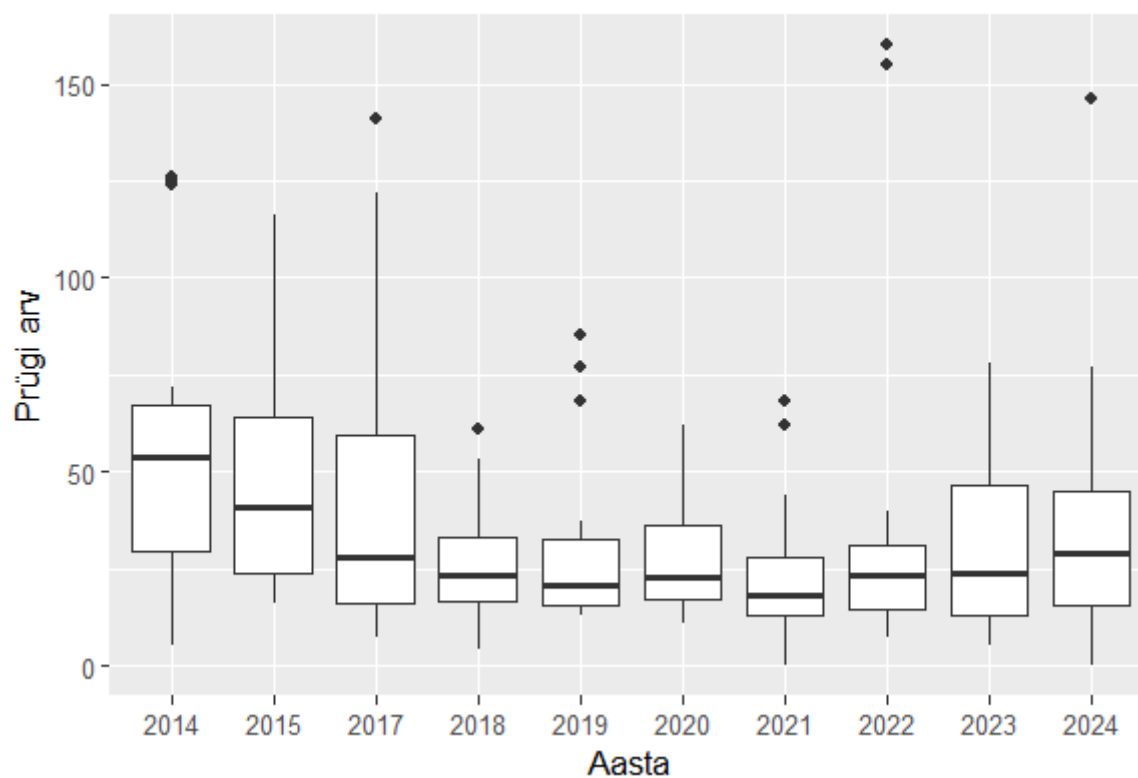
Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., Vaughan, D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.4. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.

Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D'A. *et al.* 2019. Welcome to the Tidyverse. *Journal of Open Source Software* 4, 1686.

## LISA 1 - alusandmed

Tabel 1. Vaatluskordade ülene keskväärtuste võrdlus randade kaupa.

Rannanimi	Tüüp	Mediaan	Ar. keskmine
Kaleste	Looduslik	36	54
Kolga-Aabla	Looduslik	22	30
Metsapöole	Looduslik	18	22
Nõva	Looduslik	18	33
Ohessaare	Looduslik	37	35
Saka	Looduslik	32	40
Loksa	Linnalähedane	64	89
Valgeranna	Linnalähedane	163	158



Joonis 1. Looduslike rannaalade prügiesemete arv vaatluskordadel aastate lõikes.

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

Mina, Agnes Saks,

1. Annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Rannaprügi hulk, koostis ja levik Eesti rannikul“, mille juhendajateks on Tiia Möller-Raid, Kaire Torn ja Kristjan Herkül, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. 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 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Agnes Saks

27.05.2025