

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Laur Tammeorg

EESTI LÕHI JA MERIFORELLI KUDEJÕGEDE KALASTIK
LÕHILASTE NOORJÄRKUDE SEIRE ANDMESTIKU
ALUSEL

Magistritöö

30 EAP

Juhendajad: PhD Martin Kesler

PhD Lauri Saks

TARTU 2023

Infoleht

Eesti lõhi ja meriforelli kudejõgede kalastik lõhilaste noorjarkude seire andmestiku alusel

Lõhi ja meriforell on anadroomsed liigid, kes koevad mereühendusega vooluveekogudes. Kuna need liigid on majanduslikult olulised ning ihaldatud saakobjektid nii kutseliste kalurite kui ka harrastuskalastajate seas, on oluline teostada regulaarseid seirepüüke. Seirepüüke teostatakse Eestis alates 1974. aastast, ligikaudu 50 jões ja ojas. Katsepüüke viiakse läbi elektriaparaatidega püsiseirepunktides, mis võimaldavad näha muutusi lõhi ja forelli noorkalade asustustihedustes.

Lisaks lõhi ja meriforelli asurkondade seisundi hindamisele on sellist tüüpi seirega võimalik anda hinnang ka teistele jões elavatele kalaliikidele. Selle töö eesmärk on uurida, millises ulatuses on lõhilaste seirepüükide käigus tabatud kalaliikide püügiandmeid võimalik kasutada liikide leviku, arvukuse ja ihtüofauna dünaamika kirjeldamisel. Lisaks ka analüüsida eri vesikondades paiknevate jõgede vaheliste kalakoosluste struktuure.

Peamiste tulemustena leiti, et vesikonnad erinevad kalastiku struktuuri poolest ning nende puhul joonistuvad välja domineerivad liigid. Kui neid erisusi arvesse võtta, saab lõhilaste seire käigus kogutud andmete põhjal anda hinnangu ka kaasliikide kalastiku struktuuri kohta. Veel leiti, et jõgedes, kus esineb lõhi on liigirikkus suurem, kuid mitte-lõhijõgedel on seevastu liikide hajusus suurem.

Märksõnad: kalakooslused, atlandi lõhe (*Salmo Salar*), meriforell (*Salmo trutta*), kudejõed, elektripüügi seire.

CERCS teadusala: hüdrobioloogia, veeökoloogia, mere-bioloogia, limonoloogia (B260).

Fisheries of Estonian salmon and sea trout spawning rivers based on salmonid juvenile monitoring data

Salmon and sea trout are anadromous species that spawn in marine connected watercourses. As these species are economically important and sought-after prey by commercial and recreational fishermen, it is important to carry out regular monitoring. Monitoring catches have been carried out in Estonia since 1974, in about 50 rivers and streams. Monitoring catches are carried out with electrofishing equipment at permanent monitoring points, which allow changes in the population densities of juvenile salmon and trout to be observed.

In addition to assessing the status of the salmon and sea trout populations, this type of monitoring can also provide an assessment of other fish species in the river. The aim of this work is to investigate the extent to which catch data from salmonid monitoring can be used to describe the distribution, abundance and dynamics of the ichthyofauna of these species. In addition, it will also analyse fish assemblage structures between rivers in different river basins. The main findings were that the basins differ in terms of fish assemblage structure, with dominant species emerging. When these differences are taken into account, the data collected from salmonid monitoring can also be used to provide an estimate of the fish assemblage structure of associated species. It was also found that salmon rivers have a higher species richness, while non-salmon rivers have a higher species dispersion.

Keywords: fish communities, Atlantic salmon (*Salmo salar*), Sea trout (*Salmo trutta*), spawning rivers, electrofishing monitoring

CERCS fields of research: hydrobiology, aquatic ecology, marine biology, limnology (B260)

Sisukord

1. Sissejuhatus	6
2. Kirjanduse ülevaade	9
2.1. Atlandi lõhe	9
2.2. Meriforell.....	10
2.3. Lõhilaste kudejõgede kalastik	12
2.4. Elektripüügimeetodiga seiramine	14
3. Materjal ja meetodid	16
3.1. Zippini meetodiga asurkonna suuruse hindamine	16
3.2. Uurimisalad	18
3.3. Andmeanalüüs	21
3.4. Töö autori roll	21
4. Tulemused	22
5. Arutelu.....	31
6. Kokkuvõte	35
7. Summary.....	37
Tänuavaldused	39
Kirjanduse loetelu	40
Lisa 1.....	44
Lisa 2	47

1. Sissejuhatus

Globaalselt on nii mageveekogude kui ookeanide kalastiku struktuur ning veeökosüsteemide kandevõime kalaasurkondade ülepüügi tõttu märkimisväärselt hääbumas (Allan *et al.* 2005; Baum & Worm 2009). Jõeliste elupaikade killustatuse ja rändeteede kadumise tulemusena on mõjutatud ka jõgedes elavad siirdekalad ja paiksed liigid (Larinier & Travade 2002). Sellist üleilmset mõju on muuhulgas näidatud ka Läänemere regioonis (Müller-Karulis *et al.* 2013). Eestis on selle heaks näiteks Pärnu lahe koha asurkond, kus tugeva ülepüügi ja teiste suunavate mõjude tulemusena on isendid kääbustunud ja asurkond on ebastabiilses seisus, sh on muutunud ka kudekarja vanuseline struktuur (Müller-Karulis *et al.* 2013; Lappalainen *et al.* 2016). Teisisõnu inimtekkelised survetegurid mõjutavad kalastikku ning see tuleneb peamiselt kalavarude aktiivsest majandamisest ja elupaikade hävimisest (Allan *et al.* 2005; Baum & Worm 2009). Paljude survetegurite koosmõjul on aga tugevasti mõjutatud kalaasurkondades märgata fragmenteerumist ning väiksemad asurkonnad on ka erisuunalistele mõjutustele avatumad (Baum & Worm 2009).

Lisaks inimtekkelistele surveteguritele on kalade asurkondade seisundid mõjutatud mitmetest biotilistest ja abiotilistest teguritest (Abakumov & Izrailsky 2022). Lisaks kalavarude aktiivsele majandamisele on järjest rohkem märgata ka kliimamuutuste mõju kalakoosluste (Mackenzie *et al.* 2007; Ojaveer *et al.* 2010). Sellesuunalised muutused on ajendanud inimkonda kalaasurkondade seisundit põhjalikult uurima, kuna ülepüük ja teiste tegurite mõju pärsib kalastikku ning seeläbi kitsenevad ka püügivõimalused (Murawski 2000). Kalaasurkondade kaitsmiseks ajakohastatakse regulaarselt ka kalapüügi regulatsioone ja püügikvoote, näiteks on nii magevee kui ookeani kalakoosluste kaitseks püügivõimalusi ulatuslikult vähendatud (Murawski 2000; Bascompte *et al.* 2005).

Looduslikke mõjutegureid Atlandi lõhe ehk lõhi (*Salmo Salar*) ja meriforelli (*Salmo trutta*) kudejõgede kalakoosluse kujunemisel on palju, näiteks suurimat mõju omavad jõe morfoloogia, veekeemia, vee temperatuur, hüdroloogiline režiim jpm. Tavapäraoludes on kalad nende teguritega evolutsiooniliselt kohastunud ning inimtegevuse olulise sekkumiseta on võimelised nendega kiiresti kohanema (ICES 2020; Kesler *et al.* 2022). Lõhi ja meriforelli asurkondadele omavad inimtekkelistest surveteguritest suurimat mõju aktiivne väljapüük merelises elufaasis, kudejõgedele paisutuste rajamine, kuid üha enam ka harrastuskalastajate poolne väljapüük (ICES 2020).

Eelnevalt mainitud jõed on olulised kudejõed mitmete siirdekaladele (nt lõhile, meriforellile, atlandi tuurale (*Acipenser sturio*)) ja sõõrsuudele (nt jõesilmule (*Lampetra fluviatilis*) ja merisutile (*Petromyzon marinus*)) (Ojaveer *et al.* 2003). Enamus neist liikidest on olulised kutselise või harrastuspüügi saakobjektid ning seetõttu on paljud säärased asurkonnad muutunud vähearvukaks (Abakumov & Izrailsky 2022). Sellisel moel kalaasurkondade mõjutamine, valdavalt ülalt-alla mõjuna, võib kaasa tuua nihkeid toiduahelas ning seeläbi mõjutada kogu veekogu ökosüsteemi (McQueen *et al.* 1989; Matthews 2012). Näiteks mõjutavad sellised kalastiku struktuuri muutused röövkalade kasvukiirust ja asurkondade stabiilsust, millest tuleneb ka kalavarude majandamise intensiivsus (Bascompte *et al.* 2005).

Oluline mõju jõgede kalastikule on ka märgalade kuivendamisel, jõesängide süvendamisel, kaldapuistute raiumisel, reoainete jõkke suunamisel ning jõgedele paisude rajamisel ehk tegevustel, mis muudavad jõelised elupaigad homogeensemateks (Palmer *et al.* 2010). Enamasti on looduslähedastes jõelistes elupaikades liigirikkus suurem ning jõgede hüdroloogilised, füüsikalised-keemilised ja bioloogilised tegurid stabiilsemad (Gibson 2002; Palmer *et al.* 2010).

Nüüdseks, kui paljud kalaasurkonnad on inimtegevuse mõjul tugevasti mõjutatud, on oluline kalavarude jätkusuutlikuks majandamiseks lähtuda majandavate asurkondade seisundi objektiivsest hinnangust (ICES 2020). Kõige suurem püügisurve lasub enamasti troofiliselt kõrgemal tasemel olevatele röövkaladele (McQueen *et al.* 1989). Selleks, et tagada jätkusuutlikud kalakooslused, on lisaks tippkiskja rollis olevate röövkalade seisundi hindamisele oluline arvesse võtta ka teiste esinevate kalaliikide käekäik. Kuna ökosüsteemides on troofiliste tasemete vahel tugevad interaktsioonid, siis reguleerimata väljapüük võib mõjutada kogu vee-elustikku (Johnston *et al.* 2013). Seega on oluline välja selgitada, kas lõhi ja meriforelli seirepüükide andmed on kasutatavad vesikondade kalastiku teiste liikide ning eelkõige kalakoosluste seisundi hindamiseks. See aspekt on muutumas järjest aktuaalsemaks, kuna ka keskkonnamuutlikkusest võivad kalastike struktuurides toimuda märkimisväärsed muutused (Palmer *et al.* 2010; Johnston *et al.* 2013). Sellesuunalistele negatiivsetele muutustele, mis on tingitud kalakoosluste vähesest uuritusest, on viidatud mitmetes varasemates töedes (Sadovy & Domeier 2005; Walters 2007). Seetõttu on vajalik varasemast veelgi põhjalikumalt teostada kalakoosluste ning varude majandamise analüüse (Sadovy & Domeier 2005; Walters 2007; Palmer *et al.* 2010).

Eestis on lõhi ja meriforelli kudejõed üsna liigirikkad – neist on leitud keskmiselt 30 kalaliiki (tabel 1) (Ojaveer *et al.* 2003; Kesler *et al.* 2022). Jõgede kalastiku saab rändekäitumuslikult jagada kaheks. Esiteks siirdekalad (nt lõhi ja meriforell), kes rändavad regulaarselt jõe ja teiste veekogude vahel. Teiseks paiksed liigid, kellel valdavalt rännet ei toimu (Ueda & Tsukamoto 2013). Paljud siirdekalad on majanduslikult ja looduskaitseks olulised ning nende liikide seiramisele suunatakse palju tähelepanu. Majanduslikult vähetahtsate ja paiksete liikide kalade arvukuse hindamist peetakse seevastu vähem oluliseks ning sellest tulenevalt ka uuritakse vähem (Abakumov & Izrailsky 2022). Kalastiku üldise seisundi ja ökosüsteemi kontekstis on siiski võtmetähtsusega paiksed kalaliigid. Seetõttu on oluline hinnata ka paiksete liikide kalastiku seisundit, olgugi et need ei pruugi majanduslikult olulised olla ning üleekspluuteerimise oht on väiksem (Aas *et al.* 2010).

Eestis tingimustes koevad lõhi ja meriforell hilissügisel ning kudemisedukuse hindamiseks teostatakse elektriaparaadiga järgneval aastal noorjärkude seirepüüke. Sel viisil saab anda hinnangu samasuviste (0+) kalade kui ka kahesuviste lõhi noorjärkude (1+) asustustihedustele, lisaks ka meriforelli tähnikute ja kaasliikide asustustihedustele. Eesti lõhe- ja meriforelli kudejõgedes on seireid läbi viidud alates 1974. aastast ning igal aastal on lisaks lõhilastele üles märgitud ka teised püükiel tabatud paiksed ja siirdekalad (Kesler *et al.* 2022).

Käesoleva magistr töö uurimisküsimused on:

- (1) Kas erinevatesse vesikondadesse jäävate kudejõgede kalastiku struktuurid on erinevad ning millised on domineerivad liigid, mis määravad jõgede sarnasuse või erinevuse?
- (2) Kas sellist tüüpi seirega on optimaalne kaasliikide seisundit hinnata?
- (3) Kas jõgede liigilise mitmekesisus on seotud lõhi esinemisega kudejõgedes?
- (4) Kas lõhilaste kudejõgede noorjärkude seire käigus kogutud andmed jõgede kalastiku struktuuri kohta on kasutatavad vastavate jõgede kalastiku seire algmaterjaliks?

2. Kirjanduse ülevaade

2.1. Atlandi lõhe

Atlandi lõhe kuulub perekonda lõhe (*Salmo* Linnaeus, 1758), mis klassifitseeritakse vastavalt lõhilaste ehk *Salmonidae* sugukonda (Jarocki/Schinz 1822) (Ojaveer *et al.* 2003; Jayaram 2021). Sugukonna *Salmonidae* esindajad on väga laia levikuga ja hea kohanemisvõimega, levides Atlandi ookeani põhjaosa ida ja läänekaldal. Lõunapoolseks levikupiiriks loetakse Ungava lahte, põhjapoolseks levikupiiriks Barentsi merre ja Valgesse mere suubuvaid jõgesid (Jobling & Carter 2010). Atlandi lõhe esineb valdavalt anadroomse kalaliigina (Aas *et al.* 2010). Lõhi vajab kudejõgesid, mis on suure vooluhulgaga ja veerikkaid (Ojaveer *et al.* 2003; Aas *et al.* 2010). Eesti nende poolest silma ei paista – Eestis on 11 väikesemõõtmelist kudejõge ning lisaks sellele veel neli jõge, kus lõhi koeb ebaregulaarselt ja vähearvukalt (Kesler *et al.* 2022). Enamus kudejõgesid asuvad Põhja-Eestis ning need suubuvad Soome lahte, v.a Pärnu jõgi, mis suubub Pärnu lahte. Minevikus on teada perioode, kus Eesti lõhi- ja meriforelli asurkonnad on olnud madalseisus ning nende stabiliseerimiseks on kudejõgedesse asustatud lõhi ja meriforelli noorjärke. Asustamist jätkatakse tänaseni mitmes jões, kuid seda ei tehta Kunda, Keila ja Vasalemma jõel, sest sealseid lõhi asurkondi peetakse looduslikeks ning seetõttu hoidutakse sinna kasvanduses ettekasvatatud kalade asustamist (Kesler *et al.* 2022).

Atlandi lõhe elutsükel algab, nagu enamus anadroomsetel lõhilastel, magevees, millele järgneb mereline eluetapp. Mereline eluetapp on harilikult laia toidubaasiga ja sel ajal on lõhed märkimisväärse kasvukiirusega. Suur kasvukiirus on oluline kõrge sigimispotentsiaali saavutamiseks hetkeks, mil siirdutakse tagasi magevette kudema (Ojaveer *et al.* 2003; Aas *et al.* 2010). Evolutsiooniliselt on isaste lõhede noorjärgudel välja kujunenud kaks põhilist sigimisstrateegiat – kas veeta üks aasta jões ning siirduda peale seda merre efektiivsematele toitumisaladele või jääda esimesteks eluaastateks jõkke (60-75% kaladest), hoidudes sellisel juhul potentsiaalselt ohtlikust rändest ning kanda kudeperioodil kääbusisase rolli. Kääbusisased on edukad kudejad aastatel, mil üldine kudejate hulk jõgedes on väike ning sellest tulenevalt ka spermakonkurents madal. Merre migreeruvate kalade strateegia võib olla edukam normaaltingimustega ja veerohketel kudeaastatel, sest kudepesadel kääbusisased suurele isalõhele enamasti konkurentsi ei paku (Aas *et al.* 2010).

Noorjärguna veedab lõhi valdavalt jõe kitsamatel ja kärestikulisematel lõikudel, toitudes erinevatest selgrootutest (Aas *et al.* 2010). Kääbusisaste puhul on täheldatud merre laskumist, kuid nende suremus on varem laskunud liigikaaslastest oluliselt kõrgem. Kõrgem suremus võib tingitud olla kudepingutusest (Ojaveer *et al.* 2003). Eesti tingimustes (Pirita jõe näitel) on täheldatud, et valdav osa laskujatest on üheaastased (Kesler *et al.* 2022). Teadaolevalt enamuse Atlandi lõhe smoltidest laskub merre kevadel, kuid on ka leitud, et osa noorkalu võib merre laskuda ka juba sügisel, sh laskuvad ka samasuvised tähnikud (Taal *et al.* 2014).

Kiirekasvuline pelaagiline eluperiood möödub Atlandi lõhel tavaliselt avamerel, kus leidub häid toitumisalasid. Eestis kudevate lõhede puhul on täheldatud, et põhilised toitumisalad jäävad Läänemere lõunaossa (Aas *et al.* 2010). Aktiivne toitumisperiood kestab tavaliselt kuni viis aastat, peale mida suunduvad suguküpsed isendid uuesti sünnijõgedesse kudema. Valdav osa kudejatest veedab meres siiski üks kuni kolm aastat (Ojaveer *et al.* 2003). Eesti puhul (Pirita jõe näitel) naasevad jõkke uuesti kudema keskmiselt poolteist kuni kaks ja pool aastat meres elanud lõhed, kes on vastavalt 45,5-75 cm ja 75,5-95 cm pikkused (Kesler *et al.* 2022). Lõhi eluiga on keskmiselt 4-6 aastat, kõige vanemad isendid on olnud 10-11 aastased. Valdav osa lõhesid hukkub looduslikult peale kudemist sigimispingutuse tagajärjel ning vaid 4-6% koeb teist korda, kolmandat korda kudeda õnnestub üksikutel isenditel. Eriti kõrge on suremus isastel kaladel (Ojaveer *et al.* 2003). Oluline on märkida, et lõhi vanuselist ja soolist struktuuri võib oluliselt muuta ka aktiivne väljapüük kuderände ajal, mistõttu tuleb püügi reguleerimisele tähelepanu pöörata lisaks toitumisaladel olevatele kaladele just kuderändele suundunud kalade puhul (Baker & Schindler 2009).

2.2. Meriforell

Meriforell (*Salmo trutta*) kuulub perekonda lõhe (*Salmo* Linnaeus, 1758), mis klassifitseeritakse vastavalt lõhilaste ehk *Salmonidae* sugukonda (Jarocki/Schinz 1822) (Ojaveer *et al.* 2003; Jayaram 2021). Meriforell on *Salmonidae* sugukonna ühe laiema levikualaga liik, esinedes Euroopas, Põhja-Ameerikast Aasia lääneosani. Euroopas piirneb levikuala põhja poolt Islandi, Skandinaavia põhjaosa ja Venemaa põhjaosaga. Läänepoolne levikuala piir on määratletud mandri euroopa läänekaldaga ning lõunapoolseks levikuala piiriks loetakse Vahemere saari ning Atlase mäestikust alguse saavaid mägi jõgesid (Klemetsen *et al.* 2003). Kuna meriforell eelistab elupaigana ja kudemisjõgedena mõõduka

vooluhulga ja väiksemaid merre suubuvaid jõgesid, siis Eestis on selle liigi levikuks head tingimused – Eestis on ligi 70 teadaolevat meriforelli kudejõge, kuid tõenäoliselt toimub ka veevaesemates jõgedes ja ojades soodsatel tingimustel kudemine (Kesler *et al.* 2022). Valdav osa meriforelli kudejõgedest asuvad Põhja- ja Lääne-Eestis ning Saaremaal. Vähesel määral ka Hiiumaal ja Koiva jõe lisajõgedes (Ojaveer *et al.* 2003). Meriforelli asustati Eestis kõige suuremahulisemalt 2001.–2016. aastani ning erandkorras ka 2020. aastal. Peamiselt asustati ettekasvatatud kalad kas rannikumerre või meriforelli kudejõgedesse, milleks olid põhiliselt Selja, Mustoja, Pudisoo, Loo, Pirita, Valgejõgi, Pühajõgi, Loo jõgi ja Kaberla oja. 2020. aastal asustati meriforelli jääkreostusest puhastatud Kohtla jõkke (Purtse jõe lisajõgi) (Kesler *et al.* 2022).

Meriforell on anadroomne kalaliik, kelle puhul on täheldatud sagedast migreerumist jõgede ja rannikumere vahel. Erinevalt lõhist, ei piirdu meriforellid vaid sügise kuderändega, tavapärasel on ka toitumisränded jõgedesse. Sellest tulenevalt veedavad meriforellid valdava osa rannikumeres, mitte kuigi kaugel kaldast (Harris & Milner 2008). Osade uuringute andmed on siiski näidanud ka meriforelli kaugemaid migreerumisi. Näiteks Eesti tingimustes leidsid Rohtla ja kolleegid, et Eesti kalurite saakides rannikumeres moodustavad olulise osa Soomes päritoluga lõigatud rasvauimega kalad (Rohtla *et al.* 2019).

Evolutsiooniliselt on meriforellidel välja kujunenud kaks elukäigustrateegiat. Peale marjaterast koorumist ning noorkalaks saamist veedavad tähnikud harilikult kuni kaks aastat jões. Peale piisavate kehamõõtmete saavutamist otsustab osa kalu oma edasise elu veeta jões, teised liigikaaslased laskuvad aga merre. Laskujate ja jõkke elama jäävate kalade sagedus on piirkonniti ja jõeti väga erinev. Tõenäoliselt sõltub see tähnikute toidukonkurentsis, jõe morfoloogilisest, hüdroloogilisest seisundist jpm (Klemetsen *et al.* 2003).

Kudemisränne algab meriforellil Eesti tingimustes augustis-septembris ning see ei ole niivõrd kriitiliselt seostunud jõgede veetasemetega nagu lõhi puhul (Ojaveer *et al.* 2003; Klemetsen *et al.* 2003). Smoltifitseerumisperiood on keskmiselt 1-4 aastat, kuid valdav osa kalu laskub siiski kaheaastaselt. Noorkalad laskuvad merre tavaliselt mai lõpus kuni juuni alguses ning nende suurus laskumise hetkel on jõeti üsna varieeruv. Merre laskuvate ja jõkke jäävate noorkalade suurus varieerub oluliselt, meres elavate sama vanade noorkalade suurus on (tänu rikkamale toidubaasile) kuni 30-40% suurem (Kershner *et al.* 2019).

Merre laskuvate meriforellide pelaagiline eluperiood on kiirekasvuline ning kuderändele suundutakse juba 1-2 aasta pärast. Jõgedes elavad forellidest 30-40% on suguküpsed kahe kuni kolmesuviselt. Kudema suundutakse valdavalt sünnijõgedesse, kuid meriforelli puhul on täheldatud suuremat kudejõgede varieeruvust. Valdav osa meriforelle on korduvkudejad – Eesti tingimustes on leitud (Rannak *et al.* 1983), et ligi 70% meriforellidest on ühekordsed kudejad, 25% kudesid kaks korda, 4% kolm korda ja 2% neli korda. Põhja-Eesti kudekarjades oli emaste ja isaste sugude vaheline suhe 1:1,4 kuni 1:3,8 (Ojaveer *et al.* 2003).

2.3. Lõhilaste kudejõgede kalastik

Hüdroloogiline režiim ja kalade elutingimused on põhilised tegurid kalastiku koosseisu kujunemisel (Ueda & Tsukamoto 2013). Jõed on valdavalt dünaamilised loodusobjektid, s.t. nende morfoloogilised, hüdroloogilised, füüsikalised, keemilised ja bioloogilised parameetrid muutuvad piki jõge, lähtest suudmeni (Truu *et al.* 2002; Tuvikene *et al.* 2020). Kuna jõgede geograafiline paiknemine mõjutab suurel määral nende iseloomu ja liigilise koosseisu (nt levikutõkete, jääaja mõju jms), siis eri tüüpi jõelõikude kirjeldamiseks kasutatakse tsooneringisüsteemi, mis lähtub eelkõige kalakoosluste muutustest (Järvekül 2013, Tuvikene *et al.* 2020). Tsooneringisüsteemi puhul lähtutakse kahest põhimõttest. Esimene on kontiiniumide kontseptsioon. Selle kohaselt on kõikvõimalike koosluste, tsoonide ja piirkondade tegurid hajusad ning koosluste vahel on üleminekualad, mille järgi ei ole kindla tüübi määramine võimalik. Teine põhimõte on tsoonide järjestus. Allavoolu liikudes muutub tsoonide järjestus, kuid mõne jõe iseärasustest tulenevalt võivad osad tsoonid üleüldse puududa või olla ebakorrapärases järjekorras (Thienemann 1926; Jungwirth *et al.* 1998). Üldiselt kehtib siiski seaduspära, et kalastiku liigirikkus ja jõe kalaproduktiivsus suurenevad ülemjooksult alamjooksu suunas (Jungwirth *et al.* 1998; Järvekül 2013).

Eesti jõgedes on leitud 40 kala- ning sõõrsuuliiki, mille võib jagada viide rühma: 1) liigid, kelle levik piirdub ainult jõgedega; 2) liigid, kellele jõed on tüüpiliseks elupaigaks, kuid keda leidub ka muudes veekogudes; 3) liigid, keda leidub jõgedes, kuid kes seal üldjuhul või mitte kunagi ei sigi ning levik sõltub asustamisest; 4) jõgedes levivad siirdekalad; 5) jõgedes olevad juhukülalised (Järvekül 2013). Eesti jõgedes võib pidada kaheks põhiliseks kalastikku kujundavaks teguriks veekogu temperatuurirežiimi ja veerikkust.

Nende olulisus väljendub eelkõige kesksuvisel madalveeperioodil, mis veetemperatuur ja tase on optimumtingimustest märkimisväärselt erinevad (Kesler *et al.* 2022). Järvekülg (2013) kategoriseeris kalastiku leviku sõltuvalt veerikkusest ja vooluhulgast kolme rühma: 1) liigid, kes elutsevad püsivalt ainult keskmistes ja suuremates jõgedes; 2) liigid, kes eelistavad keskmisi ja suuremaid jõgesid, kuid esinevad ka väiksemates ojaades; 3) liigid, kelle levikut jõe veerikkus ja vooluhulk ei piira.

Kalade temperatuurioptimumide kirjeldamiseks on kategoriseeritud Eesti jõed suvise maksimaalse veetemperatuuri järgi nelja rühma: 1) külmaveelised (maksimaalne veetemperatuur $\leq 13^{\circ}\text{C}$); 2) jahedaveelised (maksimaalne temperatuur $14\text{-}17^{\circ}\text{C}$); 3) parajaveelised (maksimaalne temperatuur $18\text{-}21^{\circ}\text{C}$); 4) soojaveelised (maksimaalne veetemperatuur $> 21^{\circ}\text{C}$) (Järvekülg 2013). Külmaveelised jõelõigud on üldiselt liigivaesed, kus põhiliselt elutsevad vaid jõeforellid ja eurütoopsed liigid – võldas, lepamaim, haug, trulling ja luukarits. Jahedaveelised jõelõigud on liigirikkamad kui külmaveelised, kuid üldiselt siiski võrdlemisi liigivaesed – domineerivateks liikideks on lepamaim, haug, trulling, jõeforell, võldas, luts, luukarits, ahven, särg ja ojasilm. Parajaveelised jõelõigud seevastu on normaalse veerežiimi korral liigirikkad, milles domineerivad põhiliselt eurütoopsed liigid (haug, trulling, lepamaim, särg, ahven, võldas). Soojaveelised jõelõigud, mis on harilikult jõgede alamjooksud, erinevad eelnevalt mainitust põhiliselt soojalembeste karpkalaliste esinemise poolest, kelleks on enamasti viidikas, turb, tippviidikas, rünt, teib, latikas ja säinas (Ojaveer *et al.* 2003; Järvekülg 2013).

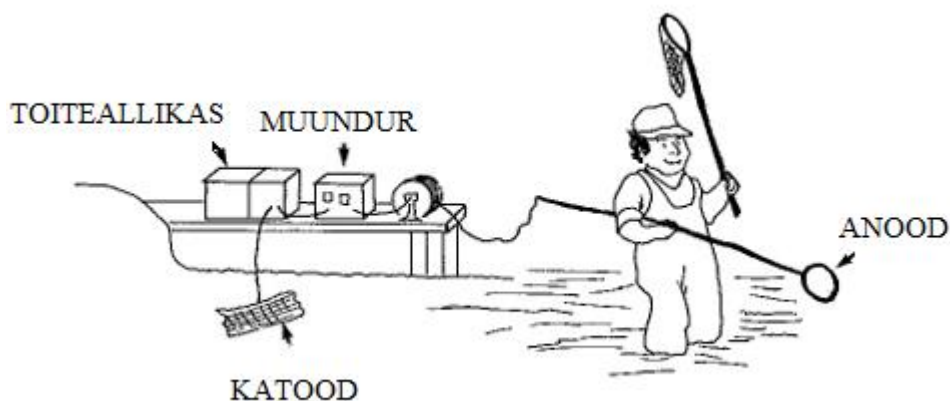
Eelnevalt kirjeldatud jõeliste elupaikade ja sealsete liikide varieeruvust on näidatud ka teistes piirkondades (Jungwirth *et al.* 1998; Matthews 2012; Ueda & Tsukamoto 2013). Näiteks Lääne-Euroopas - Prantsusmaa, Belgia ja Šveitsi jõgede kalastiku kujunemisel täheldati, et jõgede kalastik varieerub vastavalt elupaigatüübile erinevatel jõe lõikudel. Oluliseks teguriteks kalastiku kujunemisel olid morfoloogilised, hüdroloogilised, füüsikalised, keemilised ja bioloogiliste parameetrite muutused piki jõge (Jungwirth *et al.* 1998). Selliseid seoseid on rohkesti mainitud ka USA jõgede kalastiku kirjeldamisel (Matthews 2012).

Eesti lõhi- ja meriforelli kudejõgedest eristuvad selgelt forelli-lõhi ja forelli-lõhi-harjuse tüüpi jõed (Ojaveer *et al.* 2003; Järvekülg 2013). Suurima osatähtsusega on Soome lahe, Saaremaa ja Hiiumaa vesikondade jõed, kuid vähesel määral esineb ka Liivi lahe ja Väinamere vesikondades olevaid jõgesid (Järvekülg 2013). Forelli-lõhi tüüpi jõed on ainult

Soome lahe vesikonnas ning nendeks on Valgejõgi, Selja, Pirita jõe alamjooks ning Kunda ja Keila jõe alamjooks (enne kunstlikku ja looduslikku paisutust). Forelli-lõhi-harjuse jõed asuvad Liivi lahe vesikonnas, nendeks on Koiva jõestikus asuvad Vaidava ja Peetri jõe alamjooksud. Ülejäänud lõhi- ja meriforelli kudejõed kuuluvad samuti forelli-tüüpi jõgede sekka, kuid nende tüpoloogiline määramine on keerulisem (Ojaveer *et al.* 2003; Järvekülg 2013).

2.4. Elektripüügimeetodiga seiramine

Elektripüügiga kalaasurkondade seiramine sai alguse 1950ndatel Skandinaavias, kus seda hakati jõgede kalastike uurimiseks kasutama. Kuna kiirevoolulistele ja madalatele jõelõikudele on statsionaarsete kalapüügivahendite kasutamine enamasti keeruline ja väheefektiivne, siis levis elektripüügi kasutuselevõtt kiiresti ning tänasel päeval on see laialt kasutuses olev seiremeetod (Niemelä *et al.* 2000; Peterson *et al.* 2004). Elektripüügiparaadi tööpõhimõte (joonis 1) seisneb alalisvoolu ja vahelduvvoolu tsüklilises vees edasikandumises, kus voolu liikumine on põhjustatud elektriaparaadist väljuva juhtme (katoodi) ning elektrikahva (anoodi) vahel ning seeläbi anoodi lähedusse jäävad elektrit juhtivad objektid saavad elektrilöögi (Bohlin *et al.* 1989).



Joonis 1. Elektriaparaat seirepüügil (elektrikahv ehk anood, vees olev juhtmestik ehk katood, toiteallikana aku ja elektrivoolu muundur) (Bohlin *et al.* 1989).

Vee-elustikust juhvivad elektrit kõige paremini kalad jt selgroogsed organismid, näiteks kahepaiksed. Elektrivool liigub läbi kalade keha pea-saba suunaliselt ning selle tulemuseks on lihasfunktsioonide hetkeline seiskumine. Seega mõjutab omistatava elektrilöögi tugevust ka kalade pea-saba suunaline paiknemine anoodi ja katoodi suhtes (Copp 1989; Bohlin *et al.*

1989). Kalade füsioloogiline reaktsioon alalis- ja vahelduvvoolu suhtes on erinev. Alalisvoolu puhul on täheldatud kaladele tugevamat reaktsiooni ning see toob esile sihitud suunas kontrollimatu ujumise ja lihaskrampide lühiajalise tekke. See on ka põhjus, mille tõttu alalisvoolust elektrilöögi saanud kalad taastuvad kehvemini ja ka suremus on suurem (Bohlin *et al.* 1989).

Elektripüüki peetakse küll efektiivseks seiremeetodiks, kuid teadlaste seas on selle eetilisusest vastakad arusaamad. Kuna vees olevad elusorganismid juhivad valdavalt kõik hästi elektrit, siis mõjutab see lisaks kaladele tahtmatult ka teisi isendeid. Kuna loomuringute eetilise tagamine on kaasaegses teaduses üks keskseid teemasid, on elektripüügi mõju paljudes uuringutes käsitletud ja analüüsitud (Peterson *et al.* 2004). Hetkel on siiski valdavalt levinud seisukoht, et elektripüüki on võimalik teostada veeorganisme oluliselt kahjustamata, kuid selle puhul on oluline, et arvesse võetaks erinevaid tegureid – nt veetemperatuur püügi ajal, elektrilainete sagedus, vee keemiline koostis, voolutugevus, kalade liigilised erinevused, kalade suurus jms (Bohlin *et al.* 1989; Snyder 2003; Peterson *et al.* 2004). Kõige olulisemateks teguriteks peetakse kalade suurust, liigilisi erisusi ning vee füüsikalisi ja keemilisi omadusi (Bohlin *et al.* 1989; Snyder 2003). Näiteks suuremate kalade lihasmass ja ujupõie suurus on proportsionaalselt suuremad võrreldes väiksemate kaladega, seega on oht kontrollimatute liigutuste puhul isetekkelisteks vigastusteks suurem. Veel on oluline vee mineraalne koosseis ja temperatuur, mis mõjutavad märkimisväärselt elektrivoolu edasikandumist veekeskkonnas (Bohlin *et al.* 1989; Niemelä *et al.* 2000). Kuna seirepüükidel on eelnimetatud tegurid varieeruvad, siis on oluline vastavalt oludele ka voolutugevust, sagedust ja pinget muuta, et isendite vigastused oleksid väiksemad ja taastumine kiirem (Snyder 2003).

3. Materjal ja meetodid

3.1. Zippini meetodiga asurkonna suuruse hindamine

Eestis teostatakse lõhi- ja meriforelli kudejõgede seirepüüke elektripüügi meetodil, kus valdav osa seirepunktidest püütakse läbi kaks korda (v.a juhtudel kui hinnati teise püügi teostamist otstarbetuks, nt põuast olude või esimese püügi väga madala saagikuse korral). Püügil tabatud isendid kaalutakse 0,1g ning mõõdetakse 1mm täpsusega. Asurkonna seisundit hinnatakse tagasiarvutuslikult, kasutades Zippini meetodit (Zippin 1958).

Zippini meetod (Zippin 1958) põhineb asurkonnast isendite korduval väljapüügil, mille eesmärk on anda tagasiarvutuslikult hinnang asurkondade suurus ja isendite asustustihedusele kindla pindalaühiku kohta. Elektripüügiga kalaasurkondi seirates põhineb see seirepunktis järjestikuselt läbi viidud elektripüükidel, kus eeldatakse, et iga läbipüügiga tabatakse proportsionaalselt kindel hulk kalastikust. Lisaks võetakse arvesse veaprotsenti ja püügiefektiivsust ning kõige selle põhjal arvutatakse seirepunktis olev isendite asustustihedus. Seetõttu on harilikult igal veekogul mitmeid seirepunkte, et saadud info koondada ning anda üldhinnang veekogu kalastiku kohta (Zippin 1958). Selline seiremetoodika on laialt levinud ning seda tüüpi andmete analüüsimist peetakse realistlikke tulemusi andvaks. Zippini meetodika täpsus sõltub veekogu tüübist, kus seiret teostatakse. Veel määrab andmete täpsuse kalastiku struktuuri erisused, näiteks tekib erisus individuaalsete ja parveliste kalade vahel (Cowx 1983). Üldiselt peetakse selle meetodika puhul optimaalseks ühes seirepunktis 2-3 läbipüügi teostamiseks, kus püügiefektiivsus lõhilaste puhul on keskmiselt esimesel läbipüügil 40-60%, teisel läbipüügil 20-30% ning kolmandal läbipüügil 5-15%. Erinevatel jõgedel ja liigispetsiifiliselt on püügiefektiivsus läbipüükidel varieeruv ning kalastiku hinnangute andmisel on oluline neid arvesse võtta.

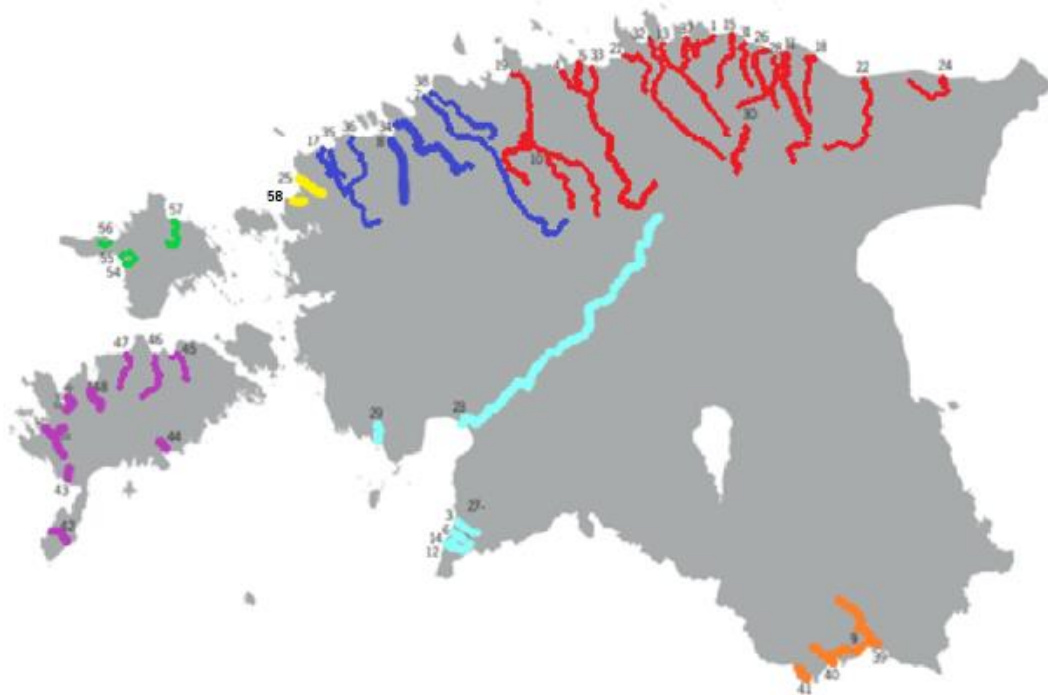
Tabel 1. „Lõhilaste noorjärkude liigilise koosseisu ja arvukuse määramine vooluveekogudes“
2011. – 2021. aasta seirepüükiidel tabatud kaasliigid (Kesler *et al.* 2022).

Kalaliik	Ladinakeelne nimetus
Hink	<i>Cobitis taenia</i>
Võldas	<i>Cottus gobio</i>
Harjus	<i>Thymallus thymallus</i>
Trulling	<i>Barbatula barbatula</i>
Lepamaim	<i>Phoxinus phoxinus</i>
Haug	<i>Esox lucius</i>
Silmud (jõe- ja ojasilm)	<i>Lampetra fluviatilis, Lampetra planeri</i>
Luts	<i>Lota lota</i>
Luukarits	<i>Pungitius pungitius</i>
Ogalik	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Rünt	<i>Gobio gobio</i>
Tippviidikas	<i>Alburnoides bipunctatus</i>
Viidikas	<i>Alburnus alburnus</i>
Turb	<i>Squalius cephalus</i>
Teib	<i>Leuciscus leuciscus</i>
Ahven	<i>Perca fluviatilis</i>
Särg	<i>Rutilus rutilus</i>
Hõbekoger	<i>Carassius gibelio</i>
Ümarmudil	<i>Neogobius melanostomus</i>
Lest*	<i>Platichthys flesus</i>
Säinas*	<i>Leuciscus idus</i>
Kiisk*	<i>Gymnocephalus cernua</i>
Mudamaim*	<i>Leucaspis delineatus</i>
Vimb*	<i>Vimba vimba</i>
Nurg*	<i>Blicca bjoerkna</i>
Latikas*	<i>Abramis brama</i>
Karpkala*	<i>Cyprinus carpio</i>
Roosärg*	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Euroopa mõrukas*	<i>Rhodeus amarus</i>
Linask*	<i>Tinca tinca</i>

*need liigid koondati analüüsil muutuja „muud liigid“ alla

3.2. Uurimisalad

Eesti lõhi- ja meriforelli noorkalade seirepüüke teostatakse 50 jõel ja ojal, enam kui 100 püsiseirepunktis ning sedasorti töid on nüüdseks teostatud alates 1974. aastast. Uuritavad veekogud asuvad valdavalt Põhja-Eestis, suurematel saartel ning vähesel määral ka Lääne- ja Lõuna-Eestis (joonis 2). Suurematel, eeskätt lõhi kudejõgedel, teostatakse seirepüüke igal järjestikusel aastal. Seevastu väiksematel jõgedel tehakse neid üle ühe aasta (Kesler *et al.* 2022).



Joonis 2. Analüüsitud jõed kaardil kujutatuna, punasega Soome lahe idaosa vesikonna jõed, tumesinisega Soome lahe lääneosa vesikonna jõed, kollasega Väinamere vesikonna jõed, rohelisega Hiiumaa vesikonna jõed, lillaga Saaremaa vesikonna jõed, helesinisega Liivi lahe lääneosa vesikonna jõed ja oranžiga Liivi lahe idaosa vesikonna.

Lõhi- ja meriforelli kudejõgede kalakoosluste uurimiseks koondati kümne aasta (2011-2021) TÜ Eesti Mereinstituudi seirepüükide andmed ning analüüsiti nende põhjal erinevate statistiliste testidega asurkondades esinevaid seoseid. Kalaliikidega seonduvaid karakteristikuid analüüsiti liigipõhiselt, v.a vähearvukad ja jõgedes eksiküalistena esinevad

liigid. Jõgesid analüüsid käsitleti seirepunkte kui eraldi vaatluspunkte, sh võeti arvesse vesikondadesse kuuluvust, aastat, millal püük toimus jms.

Tabel 2. Töös analüüsitud jõed.

Jõgi	Nr kaardil	Maakond	Vesikond
Altja oja	1	Lääne-Virumaa	Soome lahe idaosa
Angerja oja	2	Harju maakond	Soome lahe lääneosa
Häädemeeste jõgi	3	Pärnu maakond	Liivi lahe lääneosa
Jägala jõgi	4	Harjumaa	Soome lahe idaosa
Jämäja oja	42	Saare maakond	Saaremaa
Kaberla oja	5	Harju maakond	Soome lahe idaosa
Kadaka oja	6	Pärnu maakond	Liivi lahe lääneosa
Keila jõgi	7	Harjumaa	Soome lahe lääneosa
Kiruma peakraav	43	Saare maakond	Saaremaa
Kloostri jõgi	8	Harjumaa	Soome lahe lääneosa
Kolga oja	9	Pärnu maakond	Liivi lahe lääneosa
Kuivajõgi	10	Harju maakond	Soome lahe lääneosa
Kunda jõgi	11	Lääne-Virumaa	Soome lahe idaosa
Leisi oja	46	Saare maakond	Saaremaa
Lemmejõgi	12	Pärnu maakond	Liivi lahe lääneosa
Ligeoja	49	Saare maakond	Saaremaa
Loobu jõgi	13	Harju maakond	Soome lahe idaosa
Loode oja	14	Pärnu maakond	Liivi lahe lääneosa
Mustoja jõgi	15	Lääne-Virumaa	Soome lahe idaosa
Mägara oja	16	Ida-Virumaa	Soome lahe idaosa
Nuutri jõgi	57	Hiiu maakond	Hiiumaa
Nõva jõgi	17	Läänemaa	Soome lahe lääneosa
Pada jõgi	18	Lääne-Virumaa	Soome lahe idaosa
Peetri jõgi	41	Võru maakond	Liivi lahe idaosa
Pidula oja	50	Saare maakond	Saaremaa
Pirita jõgi	19	Harjumaa	Soome lahe lääneosa
Poama jõgi	56	Hiiu maakond	Hiiumaa
Priivitsa oja	20	Pärnu maakond	Liivi lahe lääneosa
Pudisoo jõgi	21	Harjumaa	Soome lahe idaosa
Punapea jõgi	47	Saare maakond	Saaremaa
Purtse jõgi	22	Ida-Virumaa	Soome lahe idaosa
Pärlijõgi	39	Võru maakond	Liivi lahe idaosa
Pärnu jõgi	23	Pärnu maakond	Liivi lahe lääneosa
Pühajõgi	24	Ida-Virumaa	Soome lahe idaosa
Riguldi jõgi	25	Läänemaa	Väinamere
Risti oja	44	Saare maakond	Saaremaa
Selja jõgi	26	Lääne-Virumaa	Soome lahe idaosa

Jõgi	Nr kaardil	Maakond	Vesikond
Tirtsu jõgi	48	Saare maakond	Saaremaa
Toolse jõgi	28	Lääne-Virumaa	Soome lahe idaosa
Tõstamaa jõgi	29	Pärnu maakond	Liivi lahe lääneosa
Udriku oja	30	Ida-Virumaa	Soome lahe idaosa
Vaidava jõgi	40	Võru maakond	Liivi lahe idaosa
Vainupea jõgi	31	Lääne-Virumaa	Soome lahe idaosa
Valgejõgi	32	Harju maakond	Soome lahe idaosa
Valkla oja	33	Harju maakond	Soome lahe idaosa
Vanajõgi	55	Hiiu maakond	Hiiumaa
Vasalemma jõgi	34	Harjumaa	Soome lahe lääneosa
Vedruka oja	53	Saare maakond	Saaremaa
Vesiku oja	52	Saare maakond	Saaremaa
Veskijõgi	35	Läänemaa	Soome lahe lääneosa
Veskioja	51	Saare maakond	Saaremaa
Vihterpalu jõgi	36	Harjumaa	Soome lahe lääneosa
Võlupe oja	45	Saare maakond	Saaremaa
Võsu jõgi	37	Lääne-Virumaa	Soome lahe lääneosa
Vääna jõgi	38	Harjumaa	Soome lahe idaosa
Õngu oja	54	Hiiu maakond	Hiiumaa

3.3. Andmeanalüüs

Seirepüükide (2011-2021) andmed koondati ja süstematiseeriti andmebaasi (Excel). Erinevate vesikondade jõgede kalakoosluste struktuuride potentsiaalsete erisuste analüüsiks kasutati ANOSIM-analüüsi. Vaatlemaks, milliste liikide mõju koosluste vahelistele erisustele on suurim, kasutati SIMPER-analüüsi (PRIMER v7) (Clarke & Gorley 2015). Jõgede kalastiku elurikkuse kirjeldamiseks kasutati Shannon-Wieneri mitmekesisuse indeksit SHDI (Clarke & Gorley 2015). Kontrolliti põhiliselt kahe komponendi vahelist seost: erinevate vesikondade jõgede kalakoosluste liikide rohkuse ja esinemine ühtluse potentsiaalseid erisusi. Lisaks vaadeldi, kas lõhi noorjärkude asustustihedused on seotud jõgede kalastiku elurikkusega (Wilcoxon test, Rstudio) (Lam & Longnecker 1983).

3.4. Töö autori roll

Töö autor koondas TÜ Eesti Mereinstituudi teadlaste varasemalt teostatud seirepüükide andmed ning koostas kaasliikidest ja lõhiliste noorjärkudest süstematiseeritud andmebaasi. Sealhulgas osales ka 2021. aasta lõhi- ja meriforelli kudejõgede seirepüükidel. Juhendajate kaasabil koostati statistiliste testide disain ning töö autor viis läbi andmeanalüüsi ning kirjutas ja vormistas magistritöö.

4. Tulemused

Antud töö raames uuriti erinevate vesikondade jõgede kalastiku struktuuril põhinevaid erisusindekseid (tabel 3) ning toodi välja põhilised liigid, mis kõige suurema osa erisusest moodustasid. Sealhulgas uuriti ka vesikondade sarnasusindekseid eraldiseisvalt koos põhiliste sarnasust kirjeldavate liikidega (tabel 3). Leiti, et eri vesikondades paiknevate jõgede kalastiku struktuurid olid statistiliselt usaldusväärselt eristatavad (ANOSIM: $R=0,132$, $p=0,0001$). Selline erisus tulenes eelkõige forelli noorjärkude, trullingu, lõhi noorjärkude, võldase, lepamaimu, jõe- ja ojasilmu ning haugi arvukuste erisusest erinevates vesikondades (lisa 1).

SIMPER-analüüsi kohaselt saadi suurim Bray-Curtis'e erisusindeksi ((Clarke *et al.* 2006), edaspidi r) väärtus Soome lahe idaosa ja Väinamere vesikondade jõgede vahel, mis oli 69,95. Sellele järgnesid Saaremaa ($r=69,82$), Liivi lahe lääneosa ($r=66,16$), Hiiumaa ($r=65,37$) Liivi lahe idaosa ($r=63,82$) ja Soome lahe lääneosa ($r=60,84$) vesikonna jõed. Soome lahe idaosa vesikonna jõgede kalastiku struktuuri erinevus, teiste vesikondadega võrreldes, oli põhjustatud eelkõige forelli noorjärkude, lõhi noorjärkude ja trullingu saagikuste erisusest (lisa 1). Seevastu Soome lahe idaosa vesikonna jõgede kalastikule iseloomulikud liigid, mis olid olulised sarnasuse kujunemisel, olid forell, trulling ja lõhi (tabel 3). Soome lahe idaosa ja Väinamere vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisemateks liikideks forell, trulling ja lõhi, väiksemal määral võldas lepamaim ja silmud (lisa 1). Seejuures Väinamere vesikonna jõgedes esinevad eelnevalt mainitud liikidest forell ja silmud (lisa 2). Soome lahe idaosa ja Saaremaa vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisemateks liikideks forell, trulling ja lõhi, kuid ka võldas ja lepamaim (lisa 1). Seejuures Saaremaa vesikonna jõgedes esineb eelnevalt mainitud liikidest vaid forell (lisa 2). Soome lahe idaosa ja Liivi lahe lääneosa vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisemateks liikideks forell, trulling ja lõhi. Väiksemal määral esines lepamaimu, võldast ja rünti (lisa 1). Seejuures Liivi lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Soome lahe idaosa Hiiumaa vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisemateks liikideks forell, trulling ja lõhi, aga ka võldas ja silmud (lisa 1). Hiiumaa vesikonna jõgedes esinesid eelnevalt mainitud liikidest vaid forell ja silmud (lisa 2). Soome lahe idaosa ja Liivi lahe idaosa vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisemateks liikideks forell, trulling ja lõhi, kuid ka võldas ja lepamaim (lisa 1). Seejuures Liivi lahe vesikonna jõgedes esinesid eelnevalt mainitud liikidest kõik peale lõhi (lisa 2). Soome lahe idaosa ja Soome lahe lääneosa vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisemateks liikideks forell, lõhi ja trulling, väiksemal määral võldas ja lepamaim (lisa 1). Soome lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Selgus,

et Soome lahe idaosa vesikonna jõgede sarnasuse ja teiste vesikondade vahelise erisuse moodustumisel osutusid olulisteks samad liigid (forell, lõhi ja trulling) ning erisuse moodustumisel avaldasid mõju ka lepamaim, võldas, rünt ja silmud (lisa 1, tabel 3).

SIMPER-analüüsi kohaselt saadi suurim Bray-Curtis'e erisusindeksi väärtus Soome lahe lääneosa ja Saaremaa vesikondade jõgede vahel, mis oli 69,58. Sellele järgnesid Väinamere ($r=69,35$), Liivi lahe lääneosa ($r=68,23$), Hiiumaa ($r=65,76$) ja Liivi lahe idaosa ($r=64,91$) vesikonna jõed. Soome lahe lääneosa vesikonna jõgede kalastiku struktuuri erinevus, teiste vesikondadega võrreldes, oli põhjustatud eelkõige erisustest forelli noorjärkude, trullingu, võldase ja lepamaimu saagikuste erisustest (lisa 1). Eelnevalt mainitud vesikondade jõgede ja Soome lahe lääneosa vesikonna jõgede peamised erisust põhjustavad liigid olid forelli noorjärgud, trullingud, võldased ja lepamaimud (lisa 1). Seevastu Soome lahe lääneosa vesikonna jõgede kalastikule iseloomulikud liigid, mis olid olulised sarnasuse kujunemisel, olid forell, trulling ja võldas (tabel 3). Soome lahe lääneosa ja Saaremaa vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja lepamaim, väiksemal määral rünt, silmud ja ogalik (lisa 1). Seejuures Saaremaa vesikonna jõgedele iseloomulikkudeks liikideks on forell ja silmud ning sealsetes jõgedes esineb vähearvukalt ogalikku ning kalastikust puuduvad rünt ja trulling (lisa 2). Soome lahe lääneosa ja Väinamere vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, võldas ja trulling, kuid ka lepamaim, lõhi ja silmud (lisa 1). Seejuures Väinamere vesikonna jõgedele iseloomulikkudeks liikideks on forell ja silmud ning sealsest kalastikust puuduvad võldas, trulling, lepamaim ja lõhi (lisa 2). Soome lahe lääneosa ja Liivi lahe lääneosa vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja lepamaim, väiksemal määral ka võldas lõhi ja rünt (lisa 1). Seejuures Liivi lahe lääneosa vesikondade jõgedes esinevad kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Soome lahe lääneosa ja Hiiumaa vesikondade erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, võldas ja trulling, väiksemal määral lepamaim ja lõhi (lisa 1). Seejuures Hiiumaa vesikonna jõgedes esineb eelnevalt mainitud liikidest vaid forell ning kalastikust puuduvad võldas, trulling, lepamaim ja lõhi (lisa 2). Soome lahe lääneosa ja Liivi lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja võldas, aga ka lepamaim ja lõhi (lisa 1). Seejuures Liivi lahe idaosa vesikonna jõgedes esineb eelnevalt mainitud liikidest forell, lepamaim, trulling ja võldas, aga puudub lõhi (lisa 2). Selgus, et Soome lahe lääneosa vesikonna jõgede sarnasuse ja teiste vesikondade vahelise erisuse moodustumisel osutusid oluliseks forell, trulling ja võldas ning erisuse kujunemisel olid olulised ka lepamaim ja lõhi (lisa 1, tabel 3).

SIMPER-analüüsi kohaselt saadi suurim Bray-Curtis'e erisusindeksi väärtus Liivi lahe lääneosa ja Saaremaa vesikondade jõgede vahel, mis oli 74,76. Sellele järgnesid Väinamere ($r=74,64$), Hiiumaa ($r=72,44$), Liivi lahe lääneosa ($r=65,79$), Soome lahe lääneosa ($r=64,91$) ja Soome lahe idaosa ($r=63,82$) vesikonna jõed. Liivi lahe idaosa vesikonna jõgede kalastiku struktuuri erinevus, teiste vesikondadega võrreldes, oli põhjustatud eelkõige forelli noorjärkude, trullingu, lepamaimu, lõhi noorjärkude ja võldase saagikuste erisusest (lisa 1). Seevastu Liivi lahe idaosa vesikonna jõgede kalastikule iseloomulikud liigid, mis olid olulised sarnasuse kujunemisel, olid trulling, forell ja võldas (tabel 3). Liivi lahe idaosa ja Saaremaa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja lepamaim, kuid ka rünt, silmud ja ogalik (lisa 1). Seejuures Saaremaa vesikonna jõgedes esineb eelnevalt mainitud liikidest forell, silmud, ogalik ja lepamaim, kuid puuduvad lõhi, trulling ja rünt (lisa 2). Liivi lahe idaosa ja Väinamere vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, võldas ja silmud (lisa 1). Seejuures Väinamere vesikonna jõgedes esinevad eelnevalt mainitud liikidest forell ja silmud, kuid puuduvad trulling ja võldas (lisa 2). Liivi lahe idaosa ja Hiiumaa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, võldas ja trulling, kuid ka lepamaim ja lõhi (lisa 1). Seejuures Hiiumaa vesikonna jõgedes esineb eelnevalt mainitud liikidest forell ning sealsest kalastikust puuduvad võldas, trulling, lepamaim ja lõhi (lisa 2). Liivi lahe idaosa ja Liivi lahe lääneosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, lepamaim, võldas ja rünt (lisa 1). Seejuures Liivi lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinevad kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Liivi lahe idaosa ja Soome lahe lääneosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, lõhi, trulling, võldas ja lepamaim (lisa 1). Seejuures Soome lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinevad kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Liivi lahe idaosa ja Soome lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja lõhi, aga ka lepamaim, võldas ja rünt (lisa 1). Seejuures Soome lahe idaosa jõgedes esinevad kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Selgus, et Liivi lahe idaosa vesikonna jõgede sarnasuse ja teiste vesikondade vahelise erisuse moodustumisel osutusid oluliseks forell ja trulling ning erisuse kujunemisel olid olulised ka lepamaim ja lõhi (lisa 1, tabel 3).

SIMPER-analüüsi kohaselt saadi suurim Bray-Curtis'e erisusindeksi väärtus Liivi lahe lääneosa ja Väinamere vesikondade jõgede vahel, mis oli 69,95. Sellele järgnesid Saaremaa ($r=69,82$), Soome lahe lääneosa ($r=68,23$), Soome lahe idaosa ($r=66,16$), Hiiumaa ($r=65,37$) ja Liivi lahe idaosa ($r=63,82$) vesikonna jõed. Liivi lahe lääneosa vesikonna jõgede kalastiku

struktuuri erinevus, teiste vesikondadega võrreldes, oli põhjustatud eelkõige forelli noorjärkude, trullingu, lõhi noorjärkude ja lepamaimu saagikuste erisusest (lisa 1). Seevastu Liivi lahe lääneosa vesikonna jõgede kalastikule iseloomulikud liigid, mis olid olulised sarnasuse kujunemisel, olid trulling, forell ja lepamaim (tabel 3). Liivi lahe lääneosa ja Väinamere vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, võldas, trulling, lepamaim, lõhi ja silmud (lisa 1). Seejuures Väinamere vesikonna jõgedes esinevad eelnevalt mainitud liikidest forell ja silmud ning sealsest kalastikust puuduvad võldas, trulling, lepamaim ja lõhi (lisa 2). Liivi lahe lääneosa ja Saaremaa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, võldas, trulling, lepamaim ja lõhi (lisa 1). Seejuures Saaremaa vesikonna jõgedest esinesid eelnevalt mainitud liikidest forell ja lepamaim ning sealsest kalastikust puuduvad võldas, trulling ja lõhi (lisa 2). Liivi lahe lääneosa ja Soome lahe lääneosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, lepamaim, võldas, lõhi ja rünt (lisa 1). Seejuures Soome lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Liivi lahe lääneosa ja Soome lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja lõhi, aga ka lepamaim, võldas, rünt (lisa 1). Seejuures Soome lahe idaosa vesikonna jõgedes esinevad kõik eelnevalt mainitud liikidest (lisa 2). Liivi lahe lääneosa ja Hiiumaa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, lepamaim, silmud ja rünt (lisa 1). Seejuures Hiiumaa vesikonna jõgedes esinevad eelnevalt loetletud liikidest forell ja silmud ning sealselt kalastikust puuduvad trulling, lepamaim ja rünt (lisa 2). Liivi lahe lääneosa ja Liivi lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, lepamaim, võldas ja rünt (lisa 1). Seejuures Liivi lahe idaosa vesikonna jõgedes esinevad kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Selgus, et Liivi lahe lääneosa vesikonna jõgede sarnasuse ja teiste vesikondade vahelise erisuse moodustumisel osutusid oluliseks samad liigid (forell, trulling ja lepamaim) (lisa 1, tabel 3).

SIMPER-analüüsi kohaselt saadi suurim Bray-Curtis'e erisusindeksi väärtus Saaremaa ja Liivi lahe lääneosa vesikondade jõgede vahel, mis oli 76,16. Sellele järgnesid Liivi lahe idaosa ($r=74,76$), Soome lahe idaosa ($r=69,82$), Soome lahe lääneosa ($r=69,58$), Väinamere ($r=53,44$) ja Hiiumaa ($r=47,93$) vesikonna jõed. Saaremaa vesikonna jõgede kalastiku struktuuri erinevus, teiste vesikondadega võrreldes, oli põhjustatud eelkõige forelli noorjärkude, trullingu, lõhi noorjärkude, võldase ja lepamaimu saagikuste erisusest (lisa 1). Seevastu Saaremaa vesikonna jõgede kalastikule iseloomulikud liigid, mis olid olulised sarnasuse kujunemisel, olid forell, silmud ja haug (tabel 3). Saaremaa ja Liivi lahe lääneosa vesikondade

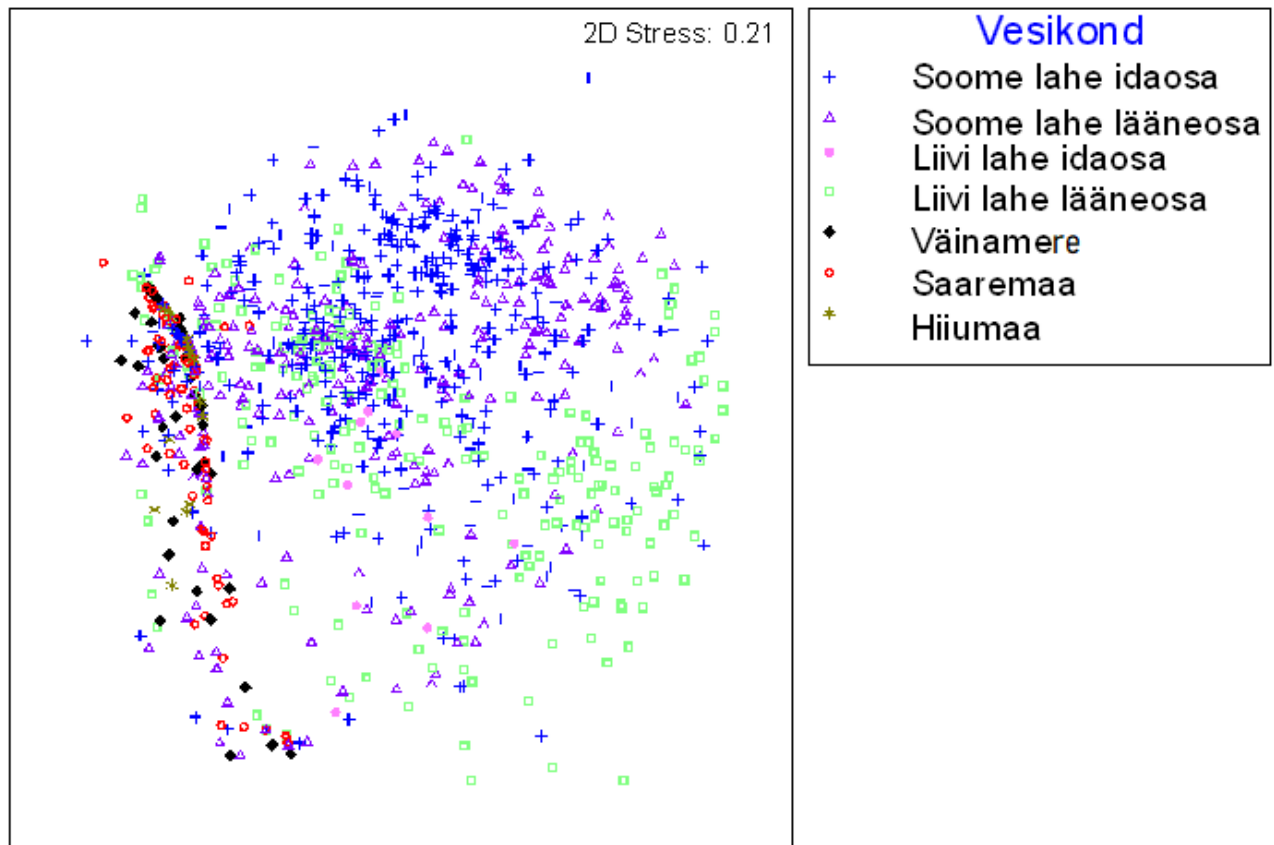
jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja lepamaim, kuid ka rünt, silmud ja ogalik (lisa 1). Suujuures Liivi lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Saaremaa ja Liivi lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, rünt, silmud, ogalik ja lepamaim (lisa 1). Seejuures Liivi lahe idaosa jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liikidest kõik peale ogaliku (lisa 2). Saaremaa ja Soome lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, lõhi, võldas ja lepamaim (lisa 1). Seejuures Soome lahe idaosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Saaremaa ja Soome lahe lääneosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, võldas, trulling, lepamaim ja lõhi (lisa 1). Seejuures Soome lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Saaremaa ja Väinamere vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, silmud ja haug (lisa 1). Seejuures Väinamere vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Saaremaa ja Hiiumaa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell ja silmud ning need mõlemad liigid esinesid ka Hiiumaa vesikonna jõgedes (lisa 1 ja lisa 2). Selgus, et Saaremaa vesikonna jõgede sarnasuse ja teiste vesikondade vahelise erisuse moodustumisel osutusid oluliseks samad liigid (forell, silmud ja haug) erisuse kujunemisel olid olulised ka trulling, võldas, lepamaim ja lõhi (lisa 1, tabel 3).

SIMPER-analüüsi kohaselt saadi suurim Bray-Curtis' e erisusindeksi väärtus Hiiumaa ja Väinamere vesikondade jõgede vahel, mis oli 74,60. Millele järgnesid Liivi lahe lääneosa ($r=72,74$), Liivi lahe idaosa ($r=72,44$), Soome lahe lääneosa ($r=65,76$), Soome lahe idaosa ($r=65,37$) ja Saaremaa ($r=47,93$) vesikonna jõed. Hiiumaa vesikonna jõgede kalastiku struktuuri erinevud, teiste veekogudega võrreldes, oli põhjustatud eelkõige forelli noorjärkude, trullingu, võldase, silmude, lepamaimu ja lõhi noorjärkude saagikuste erisusest (lisa 1). Seevastu Hiiumaa vesikonna jõgede kalastikule iseloomulikud liigid, mis olid olulised sarnasuse kujunemisel, olid forell ja silmud. Hiiumaa ja Väinamere vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, silmud ja haug ning kõik need liigid esinesid Väinamere vesikonna jõgedes (lisa 1 ja lisa 2). Hiiumaa ja Liivi lahe lääneosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, lepamaim, silmud ja rünt (lisa 1). Seejuures Liivi lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Hiiumaa ja Liivi lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, võldas ja silmud (lisa 1). Seejuures Liivi lahe idaosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Hiiumaa ja Soome lahe lääneosa vesikondade

jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, võldas ja trulling, kuid ka lepamaim ja lõhi (lisa 1). Seejuures Soome lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Hiiumaa ja Soome lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja lõhi, aga ka võldas ja silmud (lisa 1). Seejuures Soome lahe idaosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Hiiumaa ja Saaremaa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell ja silmud ning mõlemad liigid esinesid ka Saaremaa vesikonna jõgedes (lisa 1 ja lisa 2). Selgus, et Hiiumaa vesikonna jõgede sarnasuse ja teiste vesikondade vahelise erisuse moodustumisel osutusid oluliseks samad liigid (forell ja silmud) erisuse kujunemisel olid olulised ka trulling, võldas, lepamaim ja lõhi (lisa 1, tabel 3).

SIMPER-analüüsi kohaselt saadi suurim Bray-Curtis'e erisusindeksi väärtus Väinamere ja Liivi lahe lääneosa vesikondade jõgede vahel, mis oli 75,44. Millele järgnesid Liivi lahe idaosa ($r=74,64$), Hiiumaa ($r=74,60$), Soome lahe idaosa ($r=69,95$), Soome lahe lääneosa ($r=69,35$) ja Saaremaa ($r=53,44$) vesikonna jõed. Väinamere vesikonna jõgede kalastiku struktuuri erinevus, teiste vesikondadega võrreldes, oli põhjustatud eelkõige forelli noorjärkude, trullingu, võldase, silmude, haugi, lepamaimu ja lõhi noorjärkude saagikuste erisusest (lisa 1). Seevastu Väinamere vesikonna jõgede kalastikule iseloomulikud liigid, mis olid olulised sarnasuse kujunemisel, olid forell, silmud ja haug (tabel 3). Väinamere ja Liivi lahe lääneosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja lepamaim, aga ka silmud, rünt ja haug (lisa 1). Seejuures Liivi lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Väinamere ja Liivi lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling, võldas ja silmud (lisa 1). Seejuures Liivi lahe idaosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Väinamere ja Hiiumaa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, silmud ja haug ning kõik need liigid esinesid Hiiumaa vesikonna jõgedes (lisa 1 ja lisa 2). Väinamere ja Soome lahe idaosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, trulling ja lõhi, aga ka võldas lepamaim ja silmud (lisa 1). Seejuures Soome lahe idaosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Väinamere ja Soome lahe lääneosa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, võldas ja trulling, kuid ka lepamaim, lõhi ja silmud (lisa 1). Seejuures Soome lahe lääneosa vesikonna jõgedes esinesid kõik eelnevalt mainitud liigid (lisa 2). Väinamere ja Saaremaa vesikondade jõgede erisuse moodustumisel olid olulisteks liikideks forell, silmud ja haug ning kõik need liigid esinesid ka Saaremaa vesikonna jõgedes (lisa 1 ja lisa 2). Selgus, et Väinamere

vesikonna jõgede sarnasuse ja teiste vesikondade vahelise erisuse moodustumisel osutusid oluliseks samad liigid (forell, haug ja silmud) erisuse kujunemisel olid olulised ka trulling, võldas, lepamaim ja lõhi (lisa 1, tabel 3).

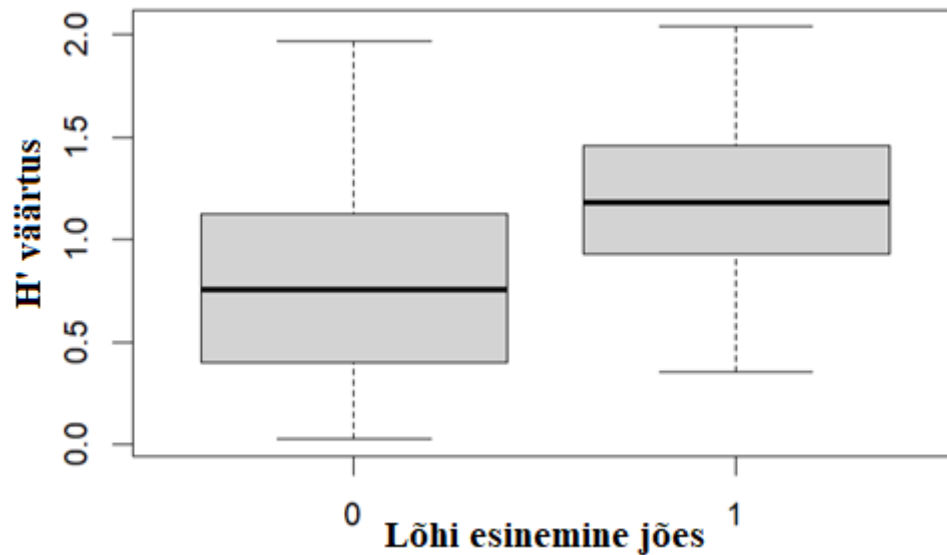


Joonis 3. Seirepunktide kalastiku struktuuride sarnasusi kirjeldav MDS graafik.

Tabel 3. Vesikondade võrdlus Bray-Curtis' e erisusindeksite ja põhiliste erisust esile toovate liikidega (valgel taustal) ja vesikondade individuaalsed sarnasusindeksid koos põhiliste sarnasust kirjeldavate liikidega (hallil taustal). Forell (0) ja lõhi (0) viitavad vastavate liikide noorjärkudele.

Soome lahe idaosa	42,15 Forell (0) Trulling Lõhi (0)						
Soome lahe lääneosa	60,84 Forell (0) Lõhi (0) Trulling	38,55 Forell (0) Trulling Võldas					
Liivi lahe lääneosa	66,16 Forell (0) Trulling Lõhi (0)	68,23 Forell (0) Trulling Lepamaim	34,21 Trulling Forell (0) Lepamaim				
Liivi lahe idaosa	63,82 Forell (0) Trulling Lõhi (0)	64,91 Forell (0) Trulling Võldas	65,79 Forell (0) Trulling Lepamaim	48,90 Trulling Forell (0) Võldas			
Saaremaa	69,82 Forell (0) Trulling Lõhi (0)	69,58 Forell (0) Võldas Trulling	76,16 Forell (0) Trulling Lepamaim	74,76 Forell (0) Trulling Võldas	45,81 Forell (0) Silmud Haug		
Hiiumaa	65,37 Forell (0) Trulling Lõhi (0)	65,76 Forell (0) Võldas Trulling	72,74 Forell (0) Trulling Lepamaim	72,44 Forell (0) Trulling Võldas	47,93 Forell (0) Silmud	62,61 Forell (0) Silmud	
Väinameri	69,95 Forell (0) Trulling Lõhi (0)	69,35 Forell (0) Võldas Trulling	75,44 Forell (0) Trulling Lepamaim	74,64 Forell (0) Trulling Võldas	53,44 Forell (0) Silmud Haug	74,6 Forell (0) Silmud Haug	48,90 Forell (0) Silmud Haug
	Soome lahe idaosa	Soome lahe lääneosa	Liivi lahe lääneosa	Liivi lahe idaosa	Saaremaa	Hiiumaa	Väinameri

Võrreldes jõgesid, milles esines lõhi jõgedega, kus lõhi ei ole leitud selgus, et esimestes neist mõõdeti keskmiselt kõrgemad Shannon-Wieneri mitmekesisusindeksi väärtused ($W=59385$, $p < 0,00001$, $n=1011$) jõgede mitmekesisusega (joonis 4). Selgus, et jõgedes, kus esineb lõhi on liigirikkus suurem, kuid mitte-lõhijõgedel on seevastu liikide hajusus suurem.



Joonis 4. Shannon-Wieneri indeks H' väärtused võrrelduna jõgedes, kus ei esinenud (0) ja kus esines lõhi (1).

5. Arutelu

Analüüsitud Eesti lõhi ja meriforelli kudejõgede kalastiku struktuur on eriilmeline ning see ilmnes selgelt ka erinevate vesikondade kalastike struktuuri võrdlemisel (tabel 3). Selgus, et piirkonniti on jõgede kalastiku struktuurides sarnasusi. Selgelt eristusid Saaremaa, Hiiumaa ja Väinamere vesikonna jõed. Lisaks tulid esile Soome lahte suubuvate jõgede ehk Soome lahe idaosa ja Soome lahe lääneosa vesikonna jõgede kalastike struktuuride sarnasus. Liivi lahe lääneosa ja Liivi lahe idaosa kalastike struktuur oluliselt ei eristunud (joonis 3). Saaremaa, Hiiumaa ja Väinamere vesikondade jõgesid iseloomustas forelli, silmude ja haugi esinemine, kuid kalastikust puudusid teistes vesikondades sagedasti esinenud liigid, nt lõhi, trulling, võldas, rünt jt. Soome lahe idaosa ja Soome lahe Lääneosa vesikondade jõgedele oli iseloomulik forelli, lõhi, trullingu, võldase ja lepamaimu esinemine, kuid ka üldine kalastiku struktuur oli teiste vesikondadega võrreldes liigirikas. Liivi lahe idaosa ja Liivi lahe lääneosa vesikonna jõgede kalastikku iseloomustas forelli, trullingu, lepamaimu, võldase ja rüüdi esinemine, kuid Liivi lahe idaosa kalastikust puudusid mitmed teistes vesikondades sagedasti esinenud liigid (lisa 1, tabel 3).

Saaremaa, Hiiumaa ja Väinamere vesikondade jõgesid ilmestab sarnane kalastiku struktuur. Sealsete vesikondade jõgede kalastikule iseloomulikud liigid on silmud ja haug (tabel 3). Tähelepanuväärne on ka see, et Saaremaa, Hiiumaa ja Väinamere vesikondade jõgede kalastik eristub eriti kõrgete forelli noorjarkude osakaalude poolest, mis jäävad keskmiselt 75-90% vahemikku (lisa 1). Nende vesikondade jõgede esildumine võib olla seotud levikubarjääridega ja kalaasurkondade isoleeritusega. Näiteks puudusid sealset kalastikust trulling, rünt, harjus jt põhiliselt mageveelise eluviisiga kalad. Mageveeline eluviis võib olla ka levikubarjääride põhjuseks, sest eelmainitud liikide puhul ei ole soolases vees ränded tavapärased (v.a üksikjuhtudel trullingul ja võldasel) (Ojaveer *et al.* 2003; Lucas & Baras 2008). Võldase puhul on aga märgatud esinemist Saaremaa ja Hiiumaa ümbruses rannikumeres, kuid sealsetes jõgedes see liik valdavalt puudub (Ojaveer *et al.* 2003; Järvekülg *et al.* 2013). Mujal tehtud uuringutes toodi välja võldase tundlikkust vee hapnikusisalduse, veetemperatuuri kõikumistele ja veekeemia eripäradele (Elliot & Elliot 1995; Utzinger *et al.* 1998). Eestis sellealased täiendavad uuringud puuduvad ning sellise seose põhjused on hetkel ebaselged. Veel võib sealse piirkonna üsna liigivaese kalastiku põhjuseks olla jõgede väikesemõõtmelisus, mis suvistel madalveeperioodidel on veevaesed ning mõnedel aastatel kuivavad suures osas (Kesler *et al.* 2022). Seega paiksetest liikidest püsiva kalastiku tekkimine on ebasoodne. Seevastu haug on tavapärane

liik riimveelistes ja mageveekogudes (Ojaveer *et al.* 2003). Haugi kõrge arvukus selle piirkonna jõgedes on tõenäoliselt seotud tugevate haugi asurkondadega sealses rannikumeres ning sellest tuleneva elupaiga konkurentsi vähendamise strateegiaga (Rohtla *et al.* 2019). Lisaks eelmainitule on Läänemere edelaosas läbi viidud uuringus leitud, et suure toidukonkurentsi tõttu on rannikumeres sigivate haugide noorjärkude ellujäämus madalam ning ka see võib olla suunav mõjutegur kudealade laienemiseks mereühendustega jõgedesse (Ljunggren *et al.* 2010). Samuti on Eestis läbi viidud varasemates töödes märgatud haugi kuderändeid sealsetesse jõgedesse, kus haug kasutab jõgede alamjookse kudepaikadena (Rohtla *et al.* 2019). Sellist seost on näidatud ka Läänemere lääneosas, Rootsi rannikumeres, kus ligi pooled sealse haugi kudekarja isenditest siirdusid jõgede alamjooksudele jt mageveekogudesse kudema (Larsson *et al.* 2015). Jõesilmu puhul on leitud, et kuderändel isenditele ei ole jõgede veerohkus kriitilise tähtsusega, vaid olulisem on rändeteede avatus, jõgede külmaveelisuus ja sobiliku põhjasubstraadi olemasolu (Abou-Seedo & Potter 1979). Saaremaa, Hiiumaa ja Väinamere vesikondade jõed on eelmainitud tingimustele vastavad, olles sobilikud kudejõed jõe- ja ojasilmule. Seega tuleb nende liikide esinemine selgelt esile (Ojaveer *et al.* 2003).

Soome lahte suubuvate Soome lahe idaosa ja Soome lahe lääneosa vesikondade jõgede kalastiku struktuur oli samuti esilekerkivalt vähesel varieeruvusega (tabel 3). Suurima osa sealselt kalastikust moodustavad forelli noorjärgud ja trullingud, vähesel määral ka võldased. Soome lahte suubuvatele suurematele jõgedele iseloomulikult oli kalastiku struktuuris olulisel kohal ka lõhi esinemine, kuid üllatuslikult ei olnud see suurima osakaaluga koosluste erisuse moodustamisel, vaid keskmiselt kuni 15% ulatuses (lisa 1). Lõhi nii madalat osakaalu jõgede erisuse kujunemisel võib seletada Soome lahe vesikondade väikesemõõtmeliste ja veevaesemate jõgede suhtelist rohkusega võrreldes suuremate lõhejõgedega. Sellist seost kinnitavad ka varasemalt teostatud seirepüükide aruanded, milles on jõgede varieeruvusele korduvalt viidatud (Kesler *et al.* 2022). Ka mujal tehtud uuringud viitavad lõhi puhul suuremate kudejõgede eelistamisele (Schaffer & Elson 1975; Jonsson *et al.* 1991; Gibson 1993). Kõrged forelli noorjärkude asustustihedused viitasid Soome lahe lääne- ja idaosa kudejõgede sobivusele (tabel 3). Selle põhjuseks võib olla väikesemõõtmeliste jõgede rohkus, mis on külmaveelised ja varjuliste elupaikadega (Ojaveer *et al.* 2003). Seejuures on varasemates töödes viidatud ka meriforelli pikkadele kuderännetele. Enamasti on need suuremate jõgede ülemjooksudele, väiksematesse harujõgedesse, kus kudemistingimused on sobilikumad kui peajões (Aarestrup & Jepsen

1998; Östergren *et al.* 2011). Trullingu olulisus sealse kalastiku sarnasuse kujunemisel oli ootuspärane, kuna Soome lahe vesikondade jõed on enamasti külmaveelised ja kivise põhjasubstraadiga, mis on trullingu elupaigana sobilik. Lisaks on trulling vastupidav ka veetemperatuuri kõikumistele ning suudab suviste madalveeperioodidel hästi vastu pidada (Ojaveer *et al.* 2003). Rootsisis läbi viidud trullingute mitokondriaalse DNA uuringu põhjal on märgata selle liigi isendite suurt levimisvõimet (Noren *et al.* 2017). Seejuures on üksikutel juhtudel märgatud ka lühiajalist migreerumist riimveelistes veekogudes (Ojaveer *et al.* 2003). Seega on teoreetiliselt võimalik Soome lahe vesikondade jõgedes trullingu asurkondade levik lisaks mageveelistele rändeteedele ka rannikumeres, kuid selle seose kinnitamiseks on vajalik läbi viia täiendavad uuringud.

Liivi lahe idaosa ja Liivi lahe lääneosa jõed olid üsna varieeruva kalastiku struktuuriga ja selget eristumist ei esildunud. Liivi lahe idaosa vesikonna jõed olid Soome lahe vesikondade jõgede ja Liivi lahe lääneosa jõgedega sarnasemad kui Väinamere, Hiiumaa ja Saaremaa vesikondade jõgedega (tabel 3). Liivi lahe idaosa, Liivi lahe lääneosa ja Soome lahe vesikondade domineerivad liigid olid peamiselt forell ja trulling, väiksemal määral lõhi, võldas ja lepamaim. Seevastu Liivi lahe idaosa, Väinamere, Saaremaa ja Hiiumaa puhul tõusid selgelt kalastiku struktuuris esile forell, trulling ja võldas. Liivi lahe idaosa jõgede üsna varieeruv ja liigirikas kalastik tuleneb sealsete jõgede suurest varieeruvusest, pakkudes elupaika ka väiksemaid jõgesid eelistavatele liikidele (Järvekülg 2013, Kesler 2022). Sealse piirkonna kalastikku mõjutab ka Koiva jõgi, mis on sobilikuks rändeteeks paljudele siirdekaladele kui ka paiksetele liikidele (Ojaveer *et al.* 2003; Birzaks *et al.* 2011).

Liivi lahe lääneosa vesikonna jõed olid samuti pisut sarnasema kalastiku struktuuriga Soome lahe vesikondade ja Liivi lahe idaosaga, kui Saaremaa, Hiiumaa ja Väinamere vesikondadega (tabel 3). Liivi lahe lääneosa, Liivi lahe idaosa ja Soome lahe vesikondade peamised domineerivad liigid jõgede kalastikus olid forell ja trulling, väiksemal määral lõhi ja lepamaim. Seevastu Liivi lahe lääneosa, Väinamere, Saaremaa ja Hiiumaa puhul tõusid selgelt kalastiku struktuuris esile forell, haug ja silmud. Liivi lahe vesikondade jõgede vähemal määral erinemine teiste vesikondade jõgedest võib olla tingitud elupaikade suurest varieeruvusest ning sellest tulenevalt üsna muutlikust kalastikust (lisa 1). Näiteks Liivi lahe lääneosa vesikonnast moodustab suure osa Pärnu jõestik, milles on väga varieeruvad tingimused ja seeläbi on väärtuslik elupaik mitmete liikidele. Oluline on seejuures ka arvesse võtta, et töös käsitletud uurimisperioodi ajal (2018. aastal) langetati Pärnu jõel paiknev Sindi pais, mis avas kaladele märkimisväärselt rändeteid ja ka see võis

kalastiku struktuuris muutusi kaasa tuua ning seeläbi liigirikkus suurened. Paisude eemaldamise positiivset mõju kalastikule on näidatud mitmetes teistes varasemalt tehtud töödes, sh nii lõhilaste kui paiksete liikide näitel (Ding *et al.* 2019; Hill *et al.* 2019; Puijenbroek *et al.* 2019; Sun *et al.* 2021).

Veel uuriti käesolevas töös, kuidas on seotud liigirikkus lõhejõgedes ja jõgedes, kus lõhi ei esine. Selleks kasutati Shannon-Wieneri mitmekesisuse indeksi väärtuste võrdlemist jõgedega, kus katsepüükiel tabati (1) ja ei tabatud (0) lõhet. Selgus, et jõgedes, kus esineb lõhi, on liigirikkus suurem, kuid mitte-lõhejõgedes on liikide hajusus suurem ($W= 59385$, $p < 0,00001$, $n=1011$). Varasematest töödes on ka leitud, et kuna lõhi puhul on tavapärase peale kudemist sigimispingutusse suuremine ja seejärel aineringlusesse toitainete näol jõudmine, võib see aspekt liigirikkust suurendada (Sear & DeVries 2008; Aas *et al.* 2010). Paraku ei ole varasemates töödes spetsiifiliselt uuritud lõhi jõgedes esinemise ja liigirikkuse vahelisi seoseid, seega tuleks läbi viia täiendavad uuringud.

Erinevates vesikondades paiknevad lõhi- ja meriforelli kudejõed on üsna varieeruva kalastiku struktuuriga ning esile tulevad neile omased domineerivad liigid. Kui neid erisusi arvesse võtta, siis lõhilaste seire käigus kogutud andmete põhjal saab anda ka hinnangu kaasliikide kalastiku struktuuri kohta. Eesti meriforelli ja lõhi kudejõed on vesikonniti kalastiku struktuuri alusel eristatavad. Märkata oli Soome lahte suubuvate jõgede kalastiku struktuuri sarnasus, lisaks sarnanesid omavahel ka Saaremaa, Hiiumaa ja Väinamere vesikondade jõgede kalastiku struktuurid. Liivi lahe lääneosa vesikonna jõed olid üsna liigirikkad ja varieeruva kalastiku struktuuriga. Liivi lahe idaosa vesikonna jõed olid suhteliselt liigivaesed ja ei eristunud liigilise koosseisu poolest teiste vesikondade jõgedest.

6. Kokkuvõte

Lõhi- ja meriforelli kudejõed on mereühedusega, tavaliselt kiirevoolulised ja külmaveelised jõed. Neid jõgesid mõjutavad mitmed biootilise ja abiootilised tegurid, looduslikest teguritest näiteks jõe morfoloogia, veerežiim ja veekeemia. Abiootilistest teguritest omab suurt mõju inimtegevus, mis ilmneb tavaliselt elupaikade killustamise ja üheülbastamise näol. Kuna lõhi- ja meriforellijõgede kalakooslustes esinevad mitmed siirdekalad, siis võivad sellised muutused asurkondasid oluliselt kahjustada. Lisaks elupaiga kvaliteedi muutustele omab suurt mõju ka kalavarude majandamine. Näiteks on kudejõgedes elavatest liikidest majanduslikult olulised lõhi, meriforell, jõesilm jpt liigid. Kuna nendele liikidele lasub suur püügisurve, siis on oluline jõgesid regulaarselt seirata.

Töö eesmärk oli uurida Eesti lõhi- ja meriforelli kudejõgede kalakoosluseid ning nendevahelisi seoseid, analüüsides Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi seirepüükide andmeid. Kuna varasemalt ei ole lõhi- ja meriforelli kudejõgede kalakooslustes kaasliikide struktuuri põhjalikult uuritud, oli nendevaheliste interaktsioonide mõistmiseks vajalik läbi viia täiendavad analüüsid. Selleks koondati 2011-2021. aasta seirepüükide andmed, mille põhjal disainiti ja viidi läbi erinevad statistilised analüüsid. Kudejõed rühmitati vesikonniti ning analüüsiti põhiliselt ANOSIM sarnasusanalüüsiga. Lisaks sellele analüüsiti SIMPER analüüsiga vesikondade siseseid sarnasusindekseid kui ka vesikondade vahelisi erisusindekseid. Muuhulgas toodi välja ka põhilised sarnasust ja erisust põhjustavad liigid.

Käesoleva töö eesmärgiks oli: 1) selgitada, kas lõhilaste kudejõgede noorjärkude seire käigus kogutud andmed jõgede kalastiku struktuuri kohta on kasutatavad vastavate jõgede kalastiku seire algmaterjaliks; 2) lisaks vaadeldakse, mil määral erinevad erinevatesse vesikondadesse jäävate kudejõgede kalastiku struktuurid ning millised on domineerivad liigid, mis määravad jõgede sarnasuse või erinevuse; 3) töö eesmärk on anda ka hinnang, kas sellist tüüpi seirega on optimaalne kaasliikide seisundi hindamiseks; 4) uurida ka jõgede liigilise mitmekesisuse ja lõhi esinemise vahelisi seoseid.

Töö tulemustena leiti, et vesikonnad erinevad kalastiku struktuuri poolest ning nende puhul joonistuvad välja domineerivad liigid. Põhiliselt eristusid teistest vesikondadest Saaremaa, Hiiumaa ja Väinamere vesikonnad, mida iseloomustasid suured forelli asustustihedused, kuid erisust põhjustavate liikidena jõe- ja ojasilm ning haug. Veel selgus, et Põhja-Eestis paiknevad Soome lahe ida- ja lääneosa vesikonna jõed omavad sarnaseid jooni ning sealsete jõgede domineerivateks liikideks on põhiliselt forell, trulling, võldas ja vähesel

määralt ka lõhi. Selget erisust ei ilmnenud vaid Liivi lahe ida- ja lääneosa vesikondade jõgedega, mis olid üsna varieeruva kalastikuga. Siiski olid Liivi lahe vesikonna jõed Soome lahe vesikondade jõgedega sarnasema struktuuriga kui Saaremaa, Hiiumaa ja Väinamere vesikonna jõgedega.

Veel uuriti kudejõgede liigirikkust (Shannon-Wieneri mitmekesisuse indeksiga) jõgedes, kus seirepüükiidel tabati ning ei tabatud lõhet. Selgus, et jõgedes, kus esineb lõhi on liigirikkus suurem, kuid mitte-lõhijõgedel on seevastu liikide hajusus suurem. Selline seos võib olla seletatav sigimispingutusse surnud kalade toitainetena vee-ökosüsteemi jõudmisega. Varasemalt teostatud töödes ei ole sedasorti seost spetsiifiliselt uuritud, seega tuleks läbi viia täiendavad uuringud.

Seega olid vesikonniti jõed valdavalt üsna varieeruvad ja kui neid erisusi arvesse võtta, siis lõhilaste seire käigus kogutud andmete põhjal saab anda ka hinnangu kaasliikide kalastiku struktuuri kohta.

7. Summary

Salmon and sea trout rivers are marine connected rivers, usually fast-flowing and with cold water. These rivers are influenced by a number of biotic and abiotic factors, including natural factors such as river morphology, water regime and water chemistry. Among the abiotic factors, human influence, usually in the form of habitat fragmentation and have a major impact. Number of migratory fish assemblages occur in salmon and trout rivers, such changes can have a significant detrimental effect on populations. In addition to changes in habitat quality, stock management also has a major impact. For example, salmon, sea trout, river lamprey, etc., are economically important species in the spawning rivers. As these species are under high fishing pressure, it is important to monitor rivers regularly.

The aim of this study was to investigate the fish assemblages of Estonian salmon and trout rivers. Also, to verify relationships between them by analysing data from the monitoring catches of the Estonian Marine Institute of the University of Tartu. As the co-species structure of salmon and sea trout in the spawning rivers has not been thoroughly investigated before, further analyses were necessary to understand the interactions between them. Therefore, data of monitoring catches from the years 2011-2021 were compiled, from which various statistical analyses were designed and performed. The rivers were grouped into river basins and analysed mainly using ANOSIM similarity analysis. In addition, SIMPER analysis was used to analyse similarity indices within river basins as well as difference indices between river basins. The main types of similarities and dissimilarities were also identified.

The objectives of this work were: 1) to determine whether the data on river fish assemblages collected during juvenile salmonid river monitoring can be used as a baseline for monitoring the fish assemblages of the spawning rivers; 2) to further investigate the extent to which the fish assemblages of rivers in different river basins differ and what are the dominant species that determine similarity or dissimilarity between rivers; 3) to also assess whether this type of monitoring is optimal for assessing the status of co-species; 4) investigate the relationship between river biodiversity and salmon occurrence.

The results of the work found that river basins differ in terms of fish assemblage structure and that dominant species are emerging. Saaremaa, Hiiumaa and the Väinamere basins were the most distinctive, with high trout densities, but also lampreys and pike were dominant species. In addition, the rivers of the eastern and western basins of the Gulf of

Finland in northern Estonia were found to have similar characteristics, with trout, stone loach, dace and salmon, being the dominant species. The only rivers that did not show clear differences were in the eastern and western basins of the Gulf of Riga, which had a rather variable fish assemblage. However, the rivers of the Gulf of Riga basin were more similar in structure to the rivers of the Gulf of Finland basins than to the rivers of the Saaremaa, Hiiumaa and Väinamere basins.

In addition, the species richness of the spawning rivers (using the Shannon-Wiener Diversity Index) was examined in rivers where salmon were and were not captured in the monitored fisheries. It was found that the species richness is higher in rivers with salmon, but the species dispersal is higher in rivers without salmon. This relationship may be explained by nutrient cycling in the form of dead fish in the spawning run, reproductive process as nutrients in the aquatic ecosystem. This type of relationship has not been specifically investigated in previous works, so further studies should be carried out.

Thus, the rivers were predominantly quite variable from river basin to river basin, and if these differences are taken into account, the data collected from salmonid monitoring can also provide an estimate of the fish assemblage structure of the co-species.

Tänuavaldused

Autor tänab magistritöö juhendajaid Martin Keslerit ja Lauri Saksa. Eriti tänulik olen juhendajate abivalmiduse üle - sain alati pöörduda nende poole kiireloomuliste küsimustega ning arutada magistritööga seonduvaid küsimusi. Lisaks eelnevalt mainitule olen äärmiselt tänulik ka tööd edasiviivate kommentaaride ja põhjaliku tagasiside eest.

Autor on väga tänulik ka Markus Laanistole, Mihkel Kruusmanile ja Marie Laanistole, kes võtsid vaevaks töö valmimisfaasis läbi lugeda või olid muul viisil abiks!

Veel soovin tänada Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi kollektiivi, kes olid alati toetavad ja aitasid oma sütitavate kommentaaridega töö valmimise graafikus püsida.

Veel tänan oma perekonda, kes võimaldasid selle töö tegemist!

Kirjanduse loetelu

(Kirjanduse loetelu koostamisel on järgitud teadusajakirja Fishes stiili.)

- Aarestrup, K. ja Jepsen, N. 1998. Spawning migration of sea trout (*Salmo trutta* (L)) in a Danish river. In advances in invertebrates and fish telemetry, 11:275-281.
- Aas, Ø., Klemetsen, A., Einum, S. ja Skurdal, J. 2010. Atlantic Salmon Ecology. John Wiley & Sons.
- Abakumov, A. ja Izrailsky, Y. 2022. Optimal harvest problem for fish population—structural stabilization. Mathematics, 10:986.
- Abou-Seedo, F.S. ja Potter, I.C. 1979. The estuarine phase in the spawning run of the river lamprey *Lampetra fluviatilis*. Journal of Zoology, 188:5-25.
- Allan, J. D., Abell, R., Hogan, Z., Revenga, C., Taylor, W. B., Welcomme, L. R. ja Winemiller, K. 2005. Overfishing of inland waters. BioScience, 55:1041–1051.
- Baker, M. R. ja Schindler, E. D. 2009. Unaccounted mortality in salmon fisheries: non-retention in gillnets and effects on estimates of spawners. Journal of Applied Ecology, 46:752–761.
- Bascompte, J., Melian, J. C. ja Sala, E. 2005. Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. Biological Science, 102:5443-5447.
- Baum, J. K. ja Worm, B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. Journal of Animal Ecology, 78:699–714.
- Birzaks, J., Aleksejevs, Ē. ja Strūgis, M. 2011. Occurrence and distribution of fish in rivers of Latvia. Natural, exact, and applied sciences, 3:57-66.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, G. T., Rasmussen, G. ja Saltveit, J. S. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia, 173:9–43.
- Clarke, K. R., Chapman, M. G. ja Somerfield, J. P. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 330:55-80.
- Clarke, K. R. ja Gorley, R. N. 2015. PRIMER v7 User Manual/Tutorial. PRIMER-e.
- Copp, G. H. 1989. Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. Aquaculture Research, 20:453–462.
- Cowx, I. G. 1983. Review of the methods for estimating fish population size from survey removal data. Aquaculture Research, 14:67–82.
- Ding, C., Chen, H., Chen, L., Chen, Y., Fan, H., Hu, J., Jiang, X., Shi, X., Pan, B., Wang, H. ja Wang, L. 2019. Fish assemblage responses to a low-head dam removal in the Lancang River. Chinese Geographical Science, 29:26-36.
- Elliott, J.M. ja Elliott, J.A. 1995. The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from three populations in north-west England. Freshwater Biology, 33:411-418.

- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in fish biology and fisheries* 3:39-73.
- Gibson, R. J. 2002. The effects of fluvial processes and habitat heterogeneity on distribution, growth and densities of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), with consequences on abundance of the adult fish. *Ecology of Freshwater Fish*, 11:207–222.
- Harris, G. ja N. Milner. 2008. *Sea Trout: biology, conservation and management*. John Wiley & Sons.
- Hill, N.L., Ardren, W.R., Fraser, D.J., Grant, J.W., Prévost, A.D. ja Trueman, J.R. 2019. Effect of dam removal on habitat use by spawning Atlantic salmon. *Journal of Great Lakes Research*, 45:394-399.
- ICES. 2020. ICES Scientific Reports: Baltic salmon and trout assesment working group.
- Jayaram, KC. 2021. *Fundamentals on fish taxonomy*.
- Jobling, M. ja Carter, C. 2010. *Finfish Aquaculture Diversification*. CABI.
- Johnston, F. D., Arlinghaus, R. ja Dieckmann, U. 2013. Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. *Fish and Fisheries*, 14:554–579.
- Jonsson, N., Hansen, L.P. ja Jonsson, B. 1991. Variation in age, size and repeat spawning of adult Atlantic salmon in relation to river discharge. *The Journal of Animal Ecology*, 937-947.
- Jungwirth, M., Schumutz, ja Weiss. S. 1998. Fish migration and fish bypasses.
- Järvekülg, A. 2013. *Eesti jõed*. Tartu Ülikooli kirjastus, Tartu.
- Järvekülg, R., Kärgeberg, E., Saks, L., Tambets, M. ja Thalfeldt, M. 2013. *Võldase (Cottus gobio) kaitse tegevuskava*.
- Kershner, J. L., Williams, E. J., Gresswell, E. R. ja Lobón-Cerviá, L. 2019. *Trout and char of the world*. American Fisheries Society.
- Kesler, M., Svirgsden, R. ja Taal, I. 2022. Kalanduse riikliku andmekogumise programmi täitmine, teadusvaatlejate paigutamine Eesti lipu all sõitvatele kalalaevadele ning teadussoovituste koostamine kalavarude haldamiseks 2020-2021. aastal.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, B. J., Jonsson, B., Jonsson, N., O’Connell, F, M. ja Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12:1–59.
- Lam, C. F. ja Longnecker, T, M. 1983. A modified Wilcoxon rank sum test for paired data. *Biometrika*, 70:510-513.
- Lappalainen, A., Saks, L., Šuštar, M., Heikinheimo, O., Jürgens, K., Kokkonen, E., Kurkilahti, M., Verliin, A. ja Vetemaa, M. 2016. Length at maturity as a potential indicator of fishing pressure effects on coastal pikeperch (*Sander lucioperca*) stocks in the northern Baltic Sea. *Fisheries Research*, 174:47–57.
- Larinier, M. ja Travade, F. 2002. Downstream migration: problems and facilities. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 364:181-207.

- Larsson, P., Engstedt, O., Forsman, A., Koch-Schmidt, P., Nilsson, J., Nordahl, O. ja Tibblin, P. 2015. Ecology, evolution and management strategies of northern pike populations in the Baltic Sea. *Ambio*, 44:451-461.
- Ljunggren, L., Bergström, U., Casini, M., Eriksson, K. B., Johansson, G., Kajuste, O., Lappalainen, A., Mattila, J., Sandström, A. ja Sundblad, G. 2010. Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. *ICES Journal of marine science*, 67:1587-1595.
- Lucas, M. ja Baras, E. 2008. *Migration of freshwater fishes*. John Wiley and Sons.
- Mackenzie, B. R., Gislason, H., Möllmann, C. ja Köster, W. F. 2007. Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. *Global Change Biology*, 13:1348-1367.
- Matthews, W. J. 2012. *Patterns in freshwater fish ecology*. Springer Science & Business Media.
- McQueen, D. J., Johannes, S. R. M., Post, R. J., Stewart, J. T. ja Lean, S. R. D. 1989. Bottom-up ja top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecological Monographs*, 59:289-309.
- Murawski, A. S. 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 57:649-658.
- Müller-Karulis, B., Arula, T., Balode, M., Laur, K. ja Ojaveer, E. 2013. Challenges and opportunities of local fisheries management: Pikeperch *Sander lucioperca* (*Actionopterygii*: *Perciformes*: *Percidae*), in Pärnu Bay, Northern Gulf of Riga, Baltic Sea.
- Niemelä, E., Julkunen, M. ja Erkinaro, J. 2000. Quantitative electrofishing for juvenile salmon densities: assessment of the catchability during a long-term monitoring programme. *Fisheries Research*, 48:15-22.
- Noren, M., Johansson, P., Kullander, S. ja Nyden, T. 2017. Multiple origins of stone loach, *Barbatula barbatula*, in Sweden based on mitochondrial DNA. *Journal of applied ichthyology*, 34:58-65.
- Ojaveer, E., Pihu, E. ja Saat, T. 2003. *Fishes of Estonia*. Estonian Academy Publishers, Tallinn.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, R. B., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, L. M. ja Zaiko, A. 2010. Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLOS ONE*, 5:12467.
- Palmer, M. A., Menninger, L. H. ja Bernhardt, E. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55:205-222.
- Peterson, J. T., Thurow, F. R. ja Guzevich, W. J. 2004. An evaluation of multipass electrofishing for estimating the abundance of stream-dwelling salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133:462-475.
- Puijenbroek, P.J., Buijse, A.D., Kraak, M.H. ja Verdonshot, P.F. 2019. Species and river specific effects of river fragmentation on European anadromous fish species. *River Research and Applications*, 35:68-77.

- Rannak, L., Arman, J. ja Kangur, M. 1983. Lõhe ja meriforell.
- Rohtla, M., Nugin, U., Svirgsden, R. ja Vetemaa, M. 2019. Eeluring Matsalu lahe, Kasari jõe lehtersuudmeala kalade kude- ja turgutusala seisundi parendamiseks.
- Sadovy, Y. ja Domeier, M. 2005. Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study. *Coral reefs*, 24:254-262.
- Schaffer, W.M. ja Elson, P.F. 1975. The adaptive significance of variations in life history among local populations of Atlantic salmon in North America. *Ecology*, 56: 577-590.
- Sear, D. ja DeVries, P. 2008. Salmonid spawning habitat in rivers: physical controls, biological responses, and approaches to remediation.
- Snyder, D. 2003. Electrofishing and Its Harmful Effects on Fish.
- Sun, J., Galib, S.M. ja Lucas, M.C. 2021. Rapid response of fish and aquatic habitat to removal of a tidal barrier. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31:1802-1816.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22:82–90.
- Taal, I., Jürgens, K., Kesler, M., Rohtla, M., Saat, T., Saks, L., Svirgsden, R., M., Verliin, A. ja Vetemaa, M. 2014. Evidence for an autumn downstream migration of Atlantic salmon *Salmo salar* (Linnaeus) and brown trout *Salmo trutta* (Linnaeus) parr to the Baltic Sea. *Helgoland Marine Research*, 68:373–377.
- Thienemann, A. 1926. Die Binnengewässer Mitteleuropas. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Truu, J., Heinaru, E., Talpsep, E. ja Heinaru, A. 2002. Analysis of river pollution data from low-flow period by means of multivariate techniques. *Environmental Science and Pollution Research*, 9:8–14.
- Tuvikene, L., Järvalt, A., Kisand, A., Mäemets, H., Panksep, K., Pedusaar, T., Tammert, H., Timm, H., Tuvikene, A., Tönne, I. ja Vilbaste, S. 2020. Siseveekogud: õpik kõrgkoolidele. Kalanduse teabekeskus.
- Ueda, H. ja Tsukamoto, K. 2013. *Physiology and Ecology of Fish Migration*.
- Utzinger, J., Peter, A. ja Roth, C. 1998. Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of applied ecology*, 35: 882-892.
- Walters, C. J. 2007. Is adaptive management helping to solve fisheries problems? *AMBIO: A journal of the human environment*, 36:304-307.
- Östergren, J., Lundqvist, H. ja Nilsson, J. 2011. High variability in spawning migration of sea trout, *Salmo trutta*, in two northern Swedish rivers. *Fisheries Management and Ecology*, 18:72-82.

Lisa 1. Vesikondade võrdlus erisusindeksite (Bray-Curtis) ja põhiliste erisust esile toovate liikidega ja vesikondade individuaalsed sarnasusindeksid koos põhiliste sarnasust kirjeldavate liikidega.

Vesikonnad	Kalaliik	Osakaal erisuse moodustumisel (%)
Soome lahe idaosa ja Soome lahe lääneosa	Forell (0)	20,0
	Lõhi (0)	15,9
	Trulling	15,6
	Võldas	13,0
	Lepamaim	12,2
Soome lahe idaosa ja Liivi lahe lääneosa	Forell (0)	21,6
	Trulling	14,2
	Lõhi (0)	11,7
	Lepamaim	11,3
	Võldas	9,4
	Rünt	6,3
Soome lahe lääneosa ja Liivi lahe lääneosa	Forell (0)	22,1
	Trulling	13,3
	Lepamaim	12,5
	Võldas	10,8
	Lõhi (0)	9,1
	Rünt	6,3
Soome lahe idaosa ja Väinamere	Forell (0)	22,3
	Trulling	18,2
	Lõhi (0)	12,1
	Võldas	9,4
	Lepamaim	7,8
	Silmud	7,7
Soome lahe lääneosa ja Väinamere	Forell (0)	24,7
	Võldas	11,8
	Trulling	11,6
	Lepamaim	11,0
	Lõhi (0)	9,3
	Silmud	8,2

**Osakaal erisuse
moodustumisel (%)**

Vesikonnad	Kalaliik	
Liivi lahe lääneosa ja Väinamere	Trulling	16,6
	Lepamaim	9,7
	Silmud	7,9
	Rünt	6,6
	Haug	6,2
Soome lahe idaosa ja Saaremaa	Forell (0)	23,6
	Trulling	19,6
	Lõhi (0)	12,8
	Völdas	10,1
	Lepamaim	8,6
Soome lahe lääneosa ja Saaremaa	Forell (0)	26,4
	Völdas	12,6
	Trulling	12,4
	Lepamaim	11,9
	Lõhi (0)	9,8
Liivi lahe lääneosa ja Saaremaa	Forell (0)	27,8
	Trulling	18,0
	Lepamaim	10,6
	Rünt	7,0
	Silmud	5,0
	Ogalik	4,2
	Forell (0)	45,9
Väinamere ja Saaremaa	Silmud	14,9
	Haug	12,8
	Forell (0)	23,1
	Trulling	20,3
Soome lahe idaosa ja Hiiumaa	Lõhi (0)	13,4
	Völdas	10,5
	Silmud	9,0
	Forell (0)	26,0
	Völdas	12,9
Soome lahe lääneosa ja Hiiumaa	Trulling	12,7
	Lepamaim	12,1
	Lõhi (0)	10,2
	Forell (0)	29,5
Liivi lahe lääneosa ja Hiiumaa	Trulling	18,0
	Lepamaim	10,5
	Silmud	9,0
	Rünt	7,2

Vesikonnad	Kalaliik	Osakaal erisuse moodustumisel (%)
Väinamere ja Hiiumaa	Silmud	19,0
	Haug	12,5
Saaremaa ja Hiiumaa	Forell (0)	51,8
	Silmud	19,2
Soome lahe idaosa ja Liivi lahe idaosa	Forell (0)	24,7
	Trulling	16,8
	Lõhi (0)	13,8
	Võldas	12,9
	Lepamaim	10,1
Soome lahe lääneosa ja Liivi lahe idaosa	Forell (0)	25,7
	Trulling	14,7
	Võldas	14,5
	Lepamaim	12,8
	Lõhi (0)	10,3
Liivi lahe lääneosa ja Liivi lahe idaosa	Forell (0)	25,1
	Trulling	14,8
	Lepamaim	12,6
	Võldas	10,4
	Rünt	8,5
Väinamere ja Liivi lahe idaosa	Forell (0)	32,6
	Trulling	50,5
	Võldas	61,9
	Silmud	71,6
Saaremaa ja Liivi lahe idaosa	Forell (0)	35,0
	Trulling	55,4
	Võldas	68,5
	Lepamaim	73,9
Hiiumaa ja Liivi lahe idaosa	Forell (0)	38,0
	Trulling	57,4
	Võldas	69,8
	Silmud	81,5

Lisa 2. Teiste liikide keskmine arvukus, isendite arvukuse mediaan ja kvartiilid.

Vesikond	Liik	Keskmine isendite arv	Isendite arvu mediaan	25%	75%
Soome lahe idaosa	Hink	2,7	1,0	1,0	3,0
	Völdas	14,4	10,0	4,0	20,0
	Harjus	3,4	2,0	1,0	6,3
	Trulling	16,6	11,0	5,0	22,0
	Lepamaim	16,3	8,0	3,0	19,0
	Haug	2,1	2,0	1,0	2,0
	Silmud	2,2	1,0	1,0	3,0
	Luts	1,9	1,0	1,0	2,0
	Luukarits	1,9	1,0	1,0	2,0
	Ogalik	2,8	2,0	1,0	3,3
	Rünt	7,3	5,0	2,0	10,0
	Tippviidikas	10,1	5,0	1,0	13,0
	Viidikas	6,1	2,0	1,0	6,8
	Turb	3,7	2,0	1,0	4,0
	Teib	4,4	2,0	1,0	5,0
	Ahven	3,7	2,0	1,0	3,0
	Särg	7,1	3,0	1,0	8,0
	Höbekoger	2,4	1,0	1,0	3,0
	Ümarmudil	6,2	4,0	2,0	8,0
	Muud liigid	2,2	1,0	1,0	2,0
Soome lahe lääneosa	Hink	2,8	1,0	1,0	3,0
	Völdas	13,8	9,0	4,0	19,0
	Harjus	3,4	2,0	1,0	6,3
	Trulling	16,3	11,0	5,0	22,0
	Lepamaim	16,3	8,0	3,0	19,3
	Haug	2,2	2,0	1,0	2,5
	Silmud	2,2	1,0	1,0	3,0
	Luts	1,9	1,0	1,0	2,0
	Luukarits	1,9	1,0	1,0	2,0
	Ogalik	2,8	2,0	1,0	4,0
	Rünt	7,4	5,0	2,0	10,0
	Tippviidikas	10,9	5,0	1,0	13,0
	Viidikas	5,8	2,0	1,0	6,0
	Turb	3,7	2,0	1,0	4,0
	Teib	4,4	2,0	1,0	5,0
	Ahven	3,7	2,0	1,0	3,0
	Särg	7,2	3,0	1,0	8,0
	Höbekoger	2,5	1,0	1,0	3,0

Vesikond	Liik	Keskmise isendiste arv	Isendite arvu		
			mediaan	25%	75%
Liivi lahe idaosa	Hink	0,9	1,0	1,0	1,0
	Võldas	10,8	7,0	3,0	15,8
	Harjus	2,6	2,0	1,0	4,0
	Trulling	13,4	8,0	3,0	18,0
	Lepamaim	13,9	6,0	3,0	16,5
	Haug	1,8	1,0	1,0	2,0
	Silmud	1,6	1,0	1,0	2,0
	Luts	1,7	1,0	1,0	1,0
	Luukarits	2,6	1,0	1,0	3,0
	Ogalik	1,6	1,0	1,0	2,0
	Rünt	5,7	3,0	1,0	7,0
	Tippviidikas	7,0	1,5	1,0	7,0
	Viidikas	4,1	2,0	1,0	6,0
	Turb	3,5	2,0	1,0	5,0
	Teib	4,4	1,5	1,0	4,3
	Ahven	1,6	1,0	1,0	2,0
	Särg	4,0	2,0	1,0	4,8
	Hõbekoger	1,0	1,0	0,5	1,5
	Ümarmudil	2,7	3,0	1,0	4,0
	Muud liigid	1,5	1,0	1,0	1,8
Liivi lahe lääneosa	Hink	2,1	1,0	1,0	3,0
	Võldas	11,8	8,0	4,0	16,0
	Harjus	1,9	1,0	1,0	3,0
	Trulling	11,6	7,0	3,0	15,0
	Lepamaim	13,0	6,0	2,0	17,0
	Haug	1,7	1,0	1,0	2,0
	Silmud	1,5	1,0	1,0	2,0
	Luts	1,6	1,0	1,0	1,0
	Luukarits	3,1	2,0	1,0	3,0
	Ogalik	2,0	1,0	1,0	3,0
	Rünt	5,5	3,0	1,0	7,0
	Tippviidikas	8,2	2,0	1,0	10,0
	Viidikas	4,0	2,0	1,0	5,0
	Turb	2,7	2,0	1,0	4,0
	Teib	3,7	1,0	1,0	4,0
	Ahven	2,5	1,0	1,0	2,0
	Särg	5,8	2,0	1,0	4,0
	Hõbekoger	2,0	1,0	1,0	2,0
	Ümarmudil	5,1	3,0	1,8	6,3
	Muud liigid	1,8	1,0	1,0	2,0

Vesikond	Liik	Keskmine isendiste arv	Isendite arvu mediaan	25%	75%
Väinamere	Võldas	13,3	8,0	3,0	17,0
	Harjus	1,4	1,0	1,0	1,0
	Trulling	12,1	8,0	3,0	18,0
	Lepamaim	14,2	7,0	2,0	18,0
	Haug	1,6	1,0	1,0	2,0
	Silmud	1,6	1,0	1,0	2,0
	Luts	1,7	1,0	1,0	1,8
	Luukarits	3,3	1,0	1,0	3,0
	Ogalik	1,9	1,0	1,0	2,5
	Rünt	7,2	5,0	3,0	9,8
	Tippviidikas	12,2	4,0	1,0	15,0
	Viidikas	4,4	2,0	1,0	6,0
	Turb	3,1	2,0	1,0	4,0
	Teib	4,2	2,0	1,0	4,3
	Ahven	2,7	1,0	1,0	2,0
	Särg	6,8	2,0	1,0	5,3
	Hõbekoger	2,1	1,5	1,0	2,0
	Ümarmudil	6,1	3,0	2,0	7,8
	Muud liigid	1,9	1,0	1,0	2,3
	Saaremaa	Hink	2,1	1,0	1,0
Võldas		11,8	8,0	8,0	11,8
Harjus		1,9	1,0	1,0	1,9
Trulling		11,8	8,0	8,0	11,8
Lepamaim		12,9	7,0	7,0	12,9
Haug		1,7	1,0	1,0	1,7
Silmud		1,5	1,0	1,0	1,5
Luts		1,6	1,0	1,0	1,6
Luukarits		3,1	1,0	1,0	3,1
Ogalik		2,0	1,0	1,0	2,0
Rünt		5,4	5,0	5,0	5,4
Tippviidikas		8,2	4,0	4,0	8,2
Viidikas		3,9	2,0	2,0	3,9
Turb		2,7	2,0	2,0	2,7
Teib		3,7	2,0	2,0	3,7
Ahven		2,5	1,0	1,0	2,5
Särg		5,8	2,0	2,0	5,8
Hõbekoger		1,9	1,5	1,5	1,9
Ümarmudil		5,1	3,0	3,0	5,1
Muud liigid		1,8	1,0	1,0	1,8

Vesikond	Liik	Keskmine isendiste arv	Isendite arvu		
			mediaan	25%	75%
Hiiumaa	Võldas	11,9	9,0	4,8	16,0
	Harjus	2,3	1,0	1,0	4,0
	Trulling	12,4	8,0	3,0	17,0
	Lepamaim	12,1	6,0	2,3	13,0
	Haug	1,8	1,0	1,0	2,0
	Silmud	1,6	1,0	1,0	2,0
	Luts	1,6	1,0	1,0	1,0
	Luukarits	2,5	1,0	1,0	3,0
	Ogalik	2,0	1,0	1,0	3,0
	Rünt	5,5	3,0	1,0	7,3
	Tippviidikas	4,9	2,0	1,0	6,0
	Viidikas	4,1	2,0	1,0	5,8
	Turb	2,8	1,5	1,0	4,0
	Teib	4,0	1,0	1,0	4,3
	Ahven	2,5	1,0	1,0	2,0
	Särg	3,7	2,0	1,0	4,0
	Hõbekoger	1,0	1,0	0,8	1,3
	Ümarmudil	3,5	2,0	1,0	4,5
	Muud liigid	1,6	1,0	1,0	2,0

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Laur Tammeorg,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Eesti lõhi ja meriforelli kudejõgede kalastik lõhilaste noorjarkude seire andmestiku alusel“, mille juhendaja on Martin Kesler ja Lauri Saks, 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.

Laur Tammeorg

26.05.2023