

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

**Jürgen Karvak**

**LÕHILASTE ASUSTAMISE MÕJU VEEKOGUDE**  
**ÖKOSÜSTEEMIDELE JA POPULATSIOONIDELE**

Bakalaureusetöö

Juhendaja: PhD Martin Kesler

**TARTU 2019**

## **Infoleht**

### **Lõhilaste asustamise mõju veekogude ökosüsteemidele ja populatsioonidele**

Euroopas on mageveekalad teine kõige ohustatum elusolendite rühm ja nendest on ohustatuimad liigid siirdekalad. Siinse töö eesmärk on uurida lõhilaste (*Salmonidae*) sugukonna hulka kuuluvate atlandi lõhe (*Salmo salar*), forelli (*Salmo trutta*) ja euroopa harjuse (*Thymallus thymallus*) asustamise mõju veekogude ökosüsteemidele ja populatsioonidele. Lähtuvalt püstitatud uurimisküsimustest leiti, et: (1) lõhilasi on mõttekas asustada, et kompenseerida inimõju tõttu vähenenud looduslike lõhilaste taastootmist ning et taastada hääbumas olevaid või välja surnud populatsioone. Siiski on see tagajärgedega tegelemine, oluline on taastada lõhilaste looduslikud kudemistingimused ja piirata püüki vähemalt nii palju, et poleks ohtu looduslikele populatsioonidele; (2) kahjulik võib olla asustamine metsikutele populatsioonidele, vähendades nende geneetilist varieeruvust, ning liikide asustamine väljapoole nende looduslikku levilat, ohustades nii kohalikke koosluseid; (3) asustatud lõhilaste ellujäämise suurendamiseks looduses tuleks asustada suuremaid ja vanemaid noorkalasisid (ja anadroomsete liikide puhul laskujaid), eelistada kohalikku sugukarja ja looduslähedasemaid tingimusi kasvanduses.

**Märksõnad:** asustamine, lõhilased, atlandi lõhe, forell, euroopa harjus, looduskaitse

**CERCS teadusala:** hüdrobioloogia, mere-bioloogia, veeökoloogia, limnoloogia (B260)

### **The effect of stocking salmonids on water ecosystems and populations**

In Europe the second most threatened taxonomic group are freshwater fishes, whereby the most threatened from them are anadromous species. The objective of this work is to study the effect of stocking salmonid (*Salmonidae*) family species Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*) and European grayling (*Thymallus thymallus*) on water ecosystems and populations. Answers to proposed questions are: (1) stocking of salmonids is essential to compensate the loss of human impacted natural reproduction, but this is dealing with the consequences. Important is to restore salmonid natural spawning grounds and to restrict fishing at least to the extent that wild populations are not threatened. In addition stocking is essential to the recovery of disappearing or extinct wild populations; (2) stocking can reduce genetic variability of wild populations and stocking a species outside their native range can be threat to local assemblages; (3) to increase the survival of reared salmonids in the wild juvenile fishes of greater size and age (and smolts for anadromous species) should be stocked, local broodstock and more nature-like hatchery conditions should be favoured.

**Keywords:** stocking, salmonids, Atlantic salmon, brown trout, European grayling, conservation

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

## SISUKORD

<b>1. Sissejuhatus</b>	<b>5</b>
<b>2. Lõhilaste levik, arvukuse muutused ja selle põhjused</b>	<b>7</b>
2.1. Atlandi lõhe ( <i>Salmo salar</i> )	7
2.2. Forell ( <i>Salmo trutta</i> )	8
2.3. Euroopa harjus ( <i>Thymallus thymallus</i> )	8
<b>3. Lõhilaste asustamise eesmärgid, ajalugu, asustatavate kalade ellujäämus ja mõju kooslustele</b>	<b>10</b>
3.1. Asustamise eesmärgid	10
3.2. Asustatavad arengujärgud ja vanuseklassid lõhilaste puhul	10
3.3. Asustamise ajalugu Eestis	11
3.3.1. Kohalike lõhilaste asustamise ajalugu Eestis	11
3.3.2. Lõhilastest võõrliikide asustamise ajalugu Eestis	13
3.4. Asustatud kalade ellujäämus	13
3.5. Lõhilaste asustamise mõju metsikute liigikaaslaste populatsioonidele	18
3.5.1. Asustamise mõju atlandi lõhele	18
3.5.2. Asustamise mõju forellile	19
3.5.3. Asustamise mõju euroopa harjusele	20
3.6. Lõhilaste asustamise mõju kohalikule kalakooslusele	20
3.6.1. Asustatud lõhe mõju kohalikule kalakooslusele	20
3.6.2. Asustatud forelli mõju kohalikule kalakooslusele harjuse näitel	21
3.6.3. Asustatud harjuse mõju kohalikule kalakooslusele	22
3.6.4. Võõrliikide asustamise mõju kohalikule kalakooslusele	23
<b>4. Teised võimalused lõhilaste populatsioonide taastamiseks ja säilitamiseks</b>	<b>25</b>
<b>5. Järeldused</b>	<b>28</b>
<b>Kokkuvõte</b>	<b>31</b>
<b>Summary</b>	<b>32</b>
<b>Tänuavaldus</b>	<b>33</b>
<b>Kasutatud kirjandus</b>	<b>34</b>
<b>Lisa 1. Harjuse asurkonnad Eestis</b>	<b>38</b>
<b>Lisa 2. Atlandi lõhe asustamine Eestis</b>	<b>39</b>
<b>Lisa 3. Atlandi lõhe asustamine Eestis jõgede kaupa</b>	<b>40</b>

### Töös kasutatud mõisted

- 1) **Samasuvine (0+)** – sama aasta kevadel koorunud noorkala
- 2) **Üheaastane** – ühe suve ja talve üle elanud noorkala
- 3) **Kahasuvine (1+)** – kaks suve üle elanud noorkala (on vanem kui üheaastane, kuid noorem kui kaheaastane)
- 4) **Kaheaastane** – kaks suve ja kaks talve üle elanud noorkala

### Järgnevad mõisted koostatud Maailma Looduse Fondi aruande põhjal (WWF 2001).

- 5) **Vastne, maim (ingl *fry*)** – noorkala, kes on lõpetanud toitumise rebukotist ning alustanud iseseisvat toidupüüdmist
- 6) **Tähnik (ingl *parr*)** – magevees elav noorkala marja ja laskuja staadiumi vahel (siinse uurimistöo autori märkus: teadustöödes on tähnik vastse ja laskuja staadiumite vahel (vt joonis 1). Tähniku küljel on pikireana tavaliselt 8–11 tumedat laiku ja kahe laigu vahel punane täpp (Pihu ja Turovski 2001)
- 7) **Smoltifitseerumine** – siinse uurimistöo autori definitsioon: noorkala muundumine tähnikust laskujaks (vt joonis 1)
- 8) **Laskuja, smolt (ingl *smolt*)** – hõbedaseks muutunud noorkala, kes rändab või asub peagi mere poole rändama (siinse uurimistöo autori märkus: laskuja võib ka tähniku staadiumis olla) (vt joonis 1)
- 9) **Asustamine** – korduv kalade sisestamine ökosüsteemi sellele välisest süsteemist. Asustatud liik võib olla ökosüsteemile nii kohalik kui ka võõrliik. (Kohandatult siinse uurimistöo autori poolt: kunstlikult tehistingimustes kasvatatud ja paljundatud kalade sisestamine veekogudesse.)



**Joonis 1.** Metsikud Atlandi lõhe (*Salmo salar*) erinevad laskujate arengujärgud ülalt alla: kaheaastane (smoltifitseerunud), üheaastane või kaheaastane tähnik ja üheaastane tähnik (foto: Roland Svirgsden, TÜ Eesti Mereinstituut).

## 1. Sissejuhatus

Euroopa maailmajaos on vähemalt 37% mageveekalade liikidest, kaasa arvatud sõõrsuude klassi kuuluvad ning anadroomsed liigid, IUCN kategooriate järgi ohustatud (sh kriitilises seisundis, väljasuremisohus ja ohualtid liigid), seejuures kõige ohustatumad on anadroomsed liigid (Freyhof ja Brooks 2011). Kusjuures erinevate taksonoomiliste rühmadega võrreldes on suurema ohustatud liikide osakaaluga Euroopas vaid magevee limused (*Mollusca*), kellest ohustatud on vähemalt 44% (Cuttelod jt 2011).

Lõhilased (*Salmonidae*) on kalade sugukond, mis kuulub lõheliste seltsi (*Salmoniformes*). See omakorda jaguneb kolmeks alamsugukonnaks: siiglased (*Coregoninae*), harjuslased (*Thymallinae*) ja pärislõhelased (*Salmoninae*), seejuures lõhilaste sugukonda kuulub 228 erinevat liiki (Internet 1). Siinses töös uuritakse kirjanduse põhjal eeskätt kolme lõhilaste sugukonda kuuluva liigi asustamise mõju veekogude ökosüsteemidele ja populatsioonidele. Nendeks on pärislõhelaste alamsugukonnast atlandi lõhe (*Salmo salar*) ja forell (*Salmo trutta*) ning harjuslaste alamsugukonnast euroopa harjus (*Thymallus thymallus*). Euroopa maailmajaos on lõhilaste sugukonnast ohustatud 41% liikidest, kuid on ka sugukondasid, mille puhul on ohustatud kõik liigid: tuurlased (*Acipenseridae*), angerlased (*Anguillidae*) ja *Umbridae* (Freyhof ja Brooks 2011).

Eelnimetatud liigid on uurimusse valitud sellepärast, et nad on nii Eesti kui ka Euroopa kontekstis olulised liigid. Lõhe ja harjus kuuluvad Berni konventsiooni III lisasse (kaitstavad loomaliigid) ja loodusdirektiivi V lisasse (majandusliku tähtsusega liigid) ning lõhe veel II lisasse (liikide kaitseks tuleb piiritleda loodushoiualad) (Freyhof ja Brooks 2011). Rahvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN) järgi on forell ja harjus soodsas seisundis (*Least Concern*) ja lõhe hindamata (*Not Evaluated*) (Freyhof ja Brooks 2011), seevastu on Läänemere regioonis hinnatud lõhe ja forell ohualdisteks (*Vulnerable*) ja harjus kriitilises seisundis (*Critically Endangered*) olevaks (HELCOM 2013). Eesti seadusandlusega kuulub lõhilastest kaitstavate liikide nimistusse vaid harjus, tema on III kaitsekategooria liik (Internet 2). Looduskaitseaduse alusel kaitstakse Eestis lõhe, jõforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikasid ning kaitstavate loodusobjektide alla kuulub ühe püsielupaiga tüübina ka lõhe kudemispaik (Internet 3). Lisaks on harjus üks Eesti neljast kalaliigist, kelle püük on aastaringelt keelatud, seejuures on ta ainuke selline lõhilane Eestis (Internet 4). Uurimistöös käsitletakse eelnevalt nimetatud liike ka maailma näidete põhjal, kuid põhiliselt keskendutakse neile Euroopa ning Eesti keskselt. Lisaks tuuakse mõned näited teiste lõhilaste põhjal.

Kõigi kolme käsitletava liigi sarnasuseks on nende sigimiskeskond, mis eelistatult peaks olema kärestikuline kruusase põhjaga vooluveekogu. Samas esineb teatud erisusi: suurem osa atlandi lõhest käib jõgedes vaid kudemas ja jõed on lõhe noorkalade elupaigad, kuid põhiliselt toitub lõhe meres, forellil esineb nii meres kui ka ainult vooluveekogudes toituvat vormi ning harjus toitub ja koeb Eestis ainult jõgedes. Seega saab tõenäoliselt nende kolme liigi põhjal teha üldistusi, aga peab ka arvestama kõikide liikide erinevaid elukäigu aspekte.

Lõhilaste kaitsmisel ja populatsioonide taastumisele kaasa aitamisel on mitmeid eesmärke: esiteks, arvestades looduskaitselisi põhiväärtusi, peab antud sugukonna liike kaitsma Maa liigilise mitmekesisuse ja lõhilaste sugukonna erinevate liikide liigisisese geneetilise mitmekesisuse säilitamiseks ning ökosüsteemide jätkusuutliku toimimise tagamiseks. Teiseks on nende hea seisund ka majanduslikult ja sotsiaalselt oluline, sest mitmed lõhilaste sugukonna liigid on püügikalaks kutselistele kaluritele, kellele need kalad on elatusallikaks ning toiduks. Samuti on lõhilased tähtsad püügikalad harrastuskaluritele, kes veedavad aega looduses ja liiguvad kalastusturistidena erinevatesse riikidesse, tuues nii ka majanduslikku kasu. Seega on lõhilaste hea seisund tähtis nii terve looduskeskkonna säilimiseks kui ka vajalik inimesele.

Uurimistööga otsitakse vastuseid järgnevale küsimustele: (1) millistel juhtudel on mõttekas lõhilasi asustada, (2) millistel juhtudel asustamisel mõtet pole või on see looduslikele populatsioonidele kahjulik, (3) kuidas tagada asustatud kalade suurem ellujäämus looduskeskkonnas. Käesoleva töö hüpoteesid on järgnevad: (1) lõhilasi on mõttekas asustada, et hoida täielikust väljasuremisest peaaegu hääbunud populatsiooni, kiirendada hääbunud populatsiooni taastumist juhul, kui populatsiooni püsima jäämiseks vajalikud tingimused alal on taastatud või taastada väljasurnud populatsioon kunstlikult; (2) kui alal on juba elujõuline populatsioon, pole asustada mõtet, sest see võib populatsiooni geneetilisele mitmekesisusele ehk tugevusele kahjulik olla; (3) asustatud kalade suurema ellujäämuse tagamiseks looduskeskkonnas tuleks neid kasvanduses toita mitmekesisema ja loodusliku toidubaasiga sarnasema toiduga ning toitu peaks kasvanduse basseini panema mujale kui veepinnale, et kalad ei harjuks looduses liiga pinna lähedal olema, kus neid kisklus lindude ja imetajate poolt ohustab.

## 2. Lõhilaste levik, arvukuse muutused ja selle põhjused

### 2.1. Atlandi lõhe (*Salmo salar*)

Atlandi lõhe looduslik levila on Põhja-Atlandi ookeani ida- ning läänerannik, kus ta esineb nii anadroomse kui ka järves toituva liigina (Klemetsen jt 2003). Läänemere lõhepopulatsioonid on majandamise eesmärgi ja bioloogiliste näitajate põhjal jaotatud kuueks populatsiooniks, kusjuures Kesk- ja Ida-Euroopa lõhepopulatsioonid on suhteliselt väikse tootlikkusega, kuid see-eest tähtsad looduskaitse seisukohalt unikaalse geneetilise tausta tõttu (ICES 2014). Eestis on vähemalt 12 lõhejõge (Pihu ja Turovski (2001); Kesler jt (2011)), millest kolm (Vasalemma, Keila ja Kunda jõed) on metsikute populatsioonidega, kuhu lõhet ei asustata (Internet 5; ICES (2018)).

Parrish jt (1998) leidsid, et atlandi lõhe arvukus on levila põhjaosas stabiilne, keskosas pigem langevas trendis ja lõunaosas ajaloolistest lõhejõgedest suures osas välja surnud. Kokkulangevalt on lõunapoolsetel aladel ka tihe inimasustus, mistõttu on sealne looduskeskkond palju kannatanud. Autorid tõid välja kaudsed lõhe arvukust vähendavad mõjutegurid: liikidevaheline konkurents, lõhe asustamine, haigused, kisklus (eriti lõhe noorjärkudele), toidubaasi suurus jõgedes, tingimused ookeanis (eriti temperatuur) ja lisaks nõrgad seosed kliimasoojenemisega ja intensiivse vesiviljelusega. Otseselt vähendavad lõhe arvukust jõgede paisutamine ning veekvaliteedi halvenemine ja raskemini hoomatavad põhjused on happevihmad ning ülepuük (Parrish jt 1998). Siiski tõusis 1990. aastate lõpust Põhjalahe põhjaosa jõgedes tähnikute arvukus tunduvalt, 2003. aastast tõusis arvukus Läänemere keskosas ja varieerus suuresti idaosas, kuid arvukus ei suurenenud Põhjalahe lõunaosas ning Läänemere lääneosas (HELCOM 2011). Romakkaniemi jt (2003) leidsid, et Läänemeres kasvasid Põhjalahe lõhevarud 1980. aastate lõpus ja 1990. aastatel kahe lainena. Esimene tõus toimus 1980. aastate teises pooles, kui laskujatel oli meres looduslikult suur ellujäämus ning suguküpseks saades toimus varajane kuderänne jõgedesse, vältides seeläbi edukamalt rannakalurite võrke. Kuigi 1990. aastatel oli varude trend tõusmas ja samuti karmistati järk-järgult kalavarude majandamise piiranguid, siis langes arvatavasti M74 sündroomi tõttu 1990. aastate esimeses pooles samasuviste tähnikute arvukus jõgedes. Teine ja suurem lõhevarude arvukuse tõus 1990. aastate teises pooles langeb kokku vähendatud lubatud kogu aasta püügikogusega (*Total annual catch*) meres ning pikendatud püügikeeluga rannikumeres ja esimese lõhevarude tõusu ajal koorunud kalade suguküpseks saamisega (Romakkaniemi jt 2003).

## **2.2. Forell (*Salmo trutta*)**

Forell on Euroopa endeem (Freyhof ja Brooks 2011), kelle leviala ulatub Põhja-Skandinaaviast ja Islandist kuni lõunas Põhja-Aafrikas Atlase mäestikuni ning Euroopa mandri läänerannikust kuni idas Uurali mäestikuni (MacCrimmon jt 1970). Forellil on nii anadroomne vorm (meriforell) kui ka paikne jões elav vorm (jõeforell), mõlemad sigivad ka omavahel (Goodwin jt 2016). Forelli anadroomne vorm pole nii levinud kui paikne vorm (Klemetsen jt 2003). Pihu ja Turovski (2001) kirjutavad, et anadroomne vorm on levinud merre suubuvate jõgede ja ojade piirkondades ümber Skandinaavia poolsaare, Lõuna-Islandil, Inglismaal ja Pürenee poolsaare põhjaosast kuni Läänemereni. Eestis tuleb meriforell kudema ligi viiekümnesse jõkke ja ojja, mille hulgas on ka kõik Eesti lõhejõed. Jõeforell elab Eestis rohkem kui sajas vooluveekogus (Pihu ja Turovski 2001). Forelli on asustatud üle maailma ning ta on naturaliseerunud kõikidel mandritel, välja arvatud Antarktilisel, kusjuures on forelli asustatud ja ta on koloniseerinud ka Antarktika maailmajakku kuuluva Kergueleni saarestiku (MacCrimmon jt 1970; Klemetsen jt 2003; Launey jt 2010). 19. sajandi teises pooles tehti esimesed asustamised kõikidel mandritel, välja arvatud Lõuna-Ameerikas, kuhu esimesed asustamised tehti 20. sajandi esimeses pooles (Klemetsen jt 2003). Forelli laialdase levimise põhjused nii ojadest suurte jõgedeni kui ka väikestest järvedest rannikumereni on liigi ökoloogiline varieeruvus ja hea võime levida ning koloniseerida veekogusid, kui nendes on sobivad tingimused (sobiv substraat kudemiseks, paras veetemperatuur ja piisavalt hea veekvaliteet) ning introductseerimise kohalt liigi tuntus hea toidu- ja harrastuspüügiobjektina (Klemetsen jt 2003).

Mueller jt (2018) leidsid pikaajaliste andmete analüüsi põhjal, et Kesk-Euroopas Saksamaal Baieri liidumaal forelli leviala kahanes 1990. aastatel, kuid 2000. aastatel taastus natuke väiksemale tasemele, võrreldes tema ajaloolise levialaga. Seejuures oli forell ajalooliselt sageduselt kooslustes kolmas ning nii 1990. aastatel kui ka 2000. aastatel kõige sagedasem liik. Ajalooliste andmetega võrreldes langes forelli suhteline arvukus kõikide kalaliikide hulgas nii 1990. kui ka 2000. aastatel (Mueller jt 2018). Seega vähenes forelli arvukuse osakaal kõikide vaadeldud kalaliikide suhtes ajas pidevalt. Seevastu esines Baieri liidumaal 1990. aastatest saati mitmeid võõrliike, kellest sagedasem oli lõhilaste sugukonda kuuluv vikerforell (*Oncorhynchus mykiss*) (Mueller jt 2018).

## **2.3. Euroopa harjus (*Thymallus thymallus*)**

Euroopa harjus on Euroopa endeem (Freyhof ja Brooks 2011), kes on levinud Euroopas ja Loode-Venemaal, kuid pigem üksikute hajusate asurkondadena (Järvekülj jt



2004). Leviala ulatub läänes Suurbritannia idaosast kuni ida pool Uurali jõe ülemjooksuni ning põhjas Petšora jõest ja Põhja-Skandinaaviast kuni lõunas Alpideni, Põhja-Balkanini ning Karpaatideni (Pihu ja Turovski 2001).

Harjuse sigimine erineb ajaliselt ja viisilt lõhe ning forelli omast. Harjus koeb kevadel peale suurvett, erinevalt sügisel kudevatest lõhest ja forellist ning ei kaeva pesalohku, vaid katab marja lihtsalt kruusaga (Pihu ja Turovski 2001).

Mueller jt (2018) leidsid, et Baieri liidumaal vähenes harjuse leviala ajalooliste andmetega võrreldes 1990. ja 2000. aastatel, seejuures esines harjust 2000. aastatel vähem kui pooltes vaatluskohtades ajalooliste andmetega võrreldes. Kusjuures enne 2000. aastaid oli harjus liidumaa kalakooslustes kümne kõige sagedasema liigi hulgas. Harjuse suhteline arvukus kõikide kalaliikide hulgas tõusis natuke 1990. aastatel, kuid langes madalamale ajaloolisest arvukusest 2000. aastatel. Seega oli 2000. aastatel Baieri liidumaal harjuse arvukuse osakaal kõikide vaadeldud kalaliikide hulgas väiksem varasematest aegadest (ajaloolised andmed ja 1990. aastad).

Järvekülj jt (2004) koostatud harjuse kaitsekorralduskava järgi on Eestis 15 harjuse asurkonda, mis asuvad Kesk- ja Ida-Eesti vahelisel alal Jägala jõest kuni Narva jõeni Eesti mandriosa põhjapiirist kuni lõunapiirini. Levialad on hajali ja väiksed. Suurimat negatiivset mõju avaldasid asurkondadele jõgede halb veekvaliteet (nt asulate heitvete tõttu) ning veekogude paisutamine. Arvatavasti on viimastel aastakümnetel kõige elujõulisem, arvukam ja suurima levialaga harjuse asurkond Eestis Piusa jõe asurkond, seevastu vähearvukas ning lühikestel veekogu lõikudel esineb harjus Mustoja jõe, Jägala-Soodla jõgede, Pärlijõe ja Hargla oja asurkondades (vt lisa 1). Teadaolevalt on harjus Eestis asustanud varem veel seitset jõge, kuid praeguseks on need asurkonnad hävinud (Järvekülj jt 2004). Eeltoodud andmed on mõnevõrra vananenud, kuid uuemat ülevaatlikku andmestikku pole käesoleva töö autori teada avaldatud. Näiteks ka Loobu jõe asurkond kuulus eelnimetatud jõgede hulka, kuid alates 2012. aastast on jõe alamjooksult üksikuid isendeid regulaarselt tabatud (Kesler jt 2017). Lisaks on Lääne- ja Loode-Eestis ning Pärnu jõestikus jõgesid, mis võiksid harjusele elutingimuste poolest sobida, kuid teadaolevalt pole harjust nendes veekogudes esinenud (Järvekülj jt 2004).

### **3. Lõhilaste asustamise eesmärgid, ajalugu, asustatavate kalade ellujäämus ja mõju kooslustele**

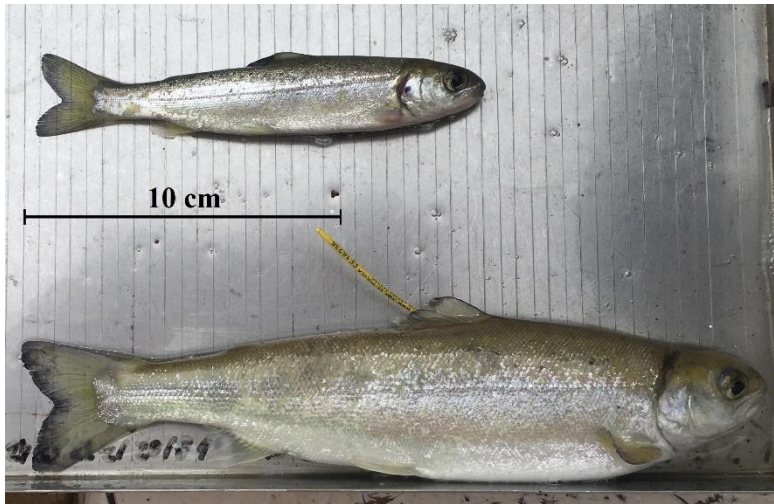
#### **3.1. Asustamise eesmärgid**

Lõhilasi on laialdaselt asustatud mitmetel eri põhjustel: ohustatud populatsioonide kaitsmiseks, ohustamata populatsioonide arvukuse suurendamiseks, inimõju tõttu vähenenud taastootmise kompenseerimiseks, väljasurnud populatsioonide taastamiseks ja kalapüügi saakide suurendamiseks (WWF 2001). Ajalooliselt on palju kalu asustatud veekogudesse harrastuskalurite ja kutseliste kalurite saakide suurendamiseks. 20. sajandil asustati tihti ka võõrliike spordi- või tööndusliku püügi jaoks (nt vikerforell) (Mikelsaar 1984). Ka tänapäeval asustatakse sageli nõutud püügikalu (*game fish*) harrastuskalurite poolt ja nende jaoks veekogudesse, mõnedes Euroopa riikides on koguni osad võõrliigid (nt vikerforell ja karpkala (*Cyprinus carpio*) kuulutatud kohalikeks liikideks, et võimaldada piiramatu asustamist (Freyhof ja Brooks 2011).

Inimõju tõttu on anadroomsete kalade populatsioonide arvukus vähenenud ning kaotatud looduslikku taastootmist kompenseeritakse asustamisega. Läänemere Põhjalahte suubuvatesse metsiku lõhepopulatsiooni kaotanud jõgedesse asustati kaotatud loodusliku laskujate tootlikkuse kompenseerimiseks umbes 2 miljonit kasvandustest pärit laskujat aastas (Romakkaniemi jt 2003). Võrreldes Eestiga on need palju suuremad kogused ja lõhesid asustatakse nii jõgedesse, mis on oma loodusliku lõhepopulatsiooni kaotanud kui ka jõgedesse, kus on lõhe metsik populatsioon säilinud.

#### **3.2. Asustatavad arengujärgud ja vanuseklassid lõhilaste puhul**

Lõhilasi asustatakse igas vanuseklassis: vastsed, samasuvised, üheaastased, kahesuvised ja kaheaastased ning samuti nii tähnikuna kui ka smoldina (Romakkaniemi jt 2003; Salminen jt 2007; Birnie-Gauvin jt 2018a; Flávio jt 2019) ja ka täiskasvanuna (Turek jt 2010) ning lisaks veel ka viljastatud marjana ja eelvastsetena. Asustatud kalad võivad olla väga erineva suuruse ja kasvukiirusega (vt joonis 2).

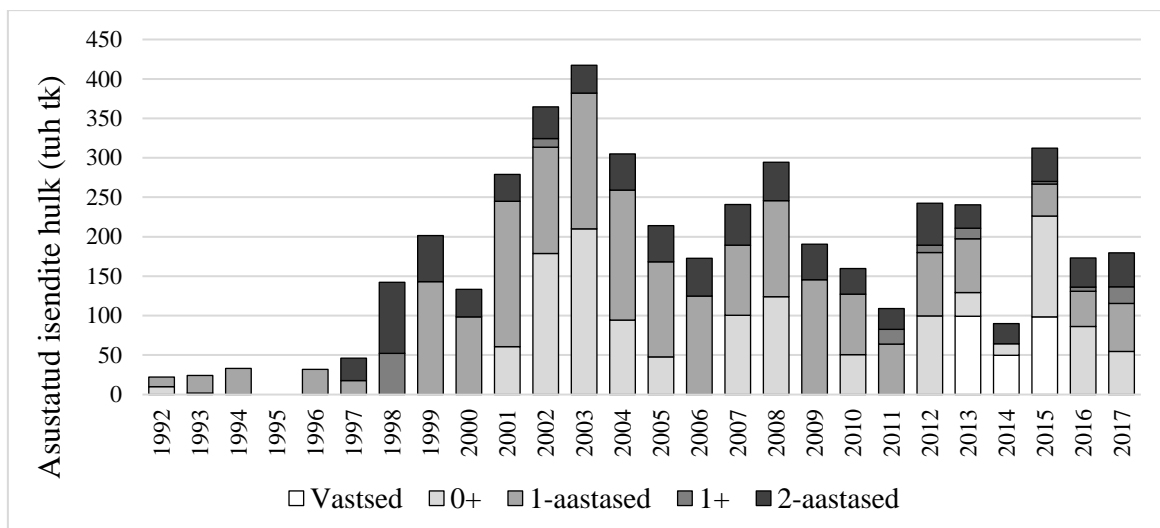


**Joonis 2.** RMK Põlula kalakasvanduse poolt 2019. aasta kevadel Pirita jõkke asustatud 2-aastased lõhe laskujad (Foto: Martin Kesler, TÜ Eesti Mereinstituut). Fotolt on näha, et kaladel on rasvauim ära lõigatud ning alumisel kalal on T-kujuline ankurmärgis. Fotolt näeb ka, et ühe ja sama asustatud lõhede vanuseklassi kalad võivad väga erineva suurusega olla.

### **3.3. Asustamise ajalugu Eestis**

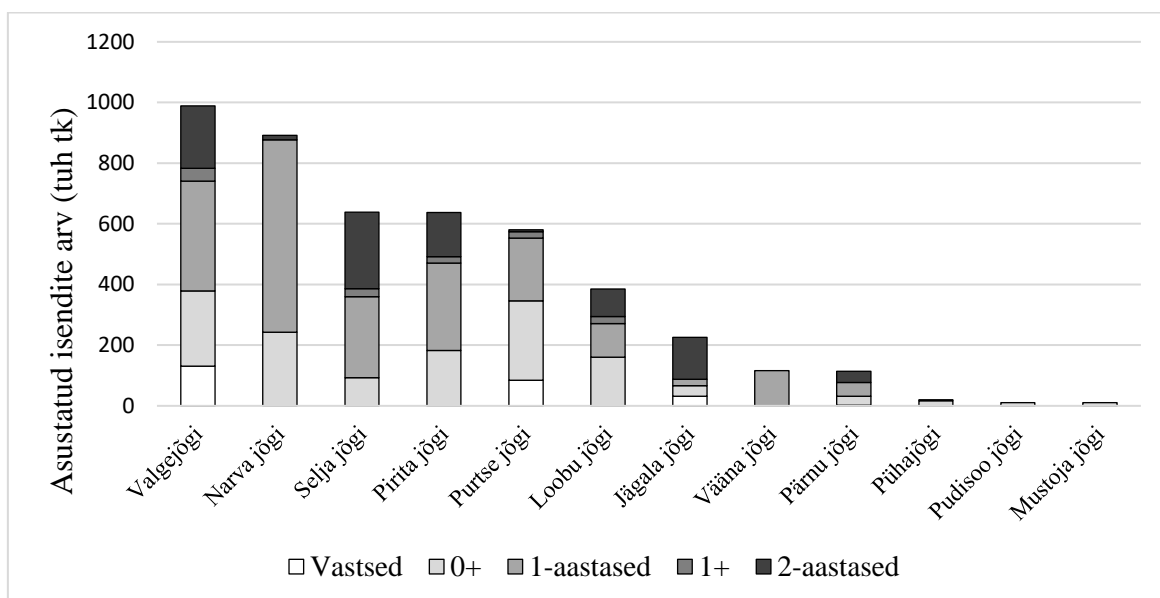
#### **3.3.1. Kohalike lõhilaste asustamise ajalugu Eestis**

Keskkonnaministeeriumi ametlik asustamise statistika (Internet 5) pärineb alates aastast 1992 ja aastast 1997 asustab Eestis lõhet RMK Põlula kalakasvandus (tollal Põlula Kalakasvatusteskus). Vahemikus 1992–2017 asustati Eestisse umbes 4,6 miljonit isendit lõhe noorkala, kellest ligikaudu 44% olid üheaastased, 28% samasuvised (0+), 19% kaheaastased, 5% vastsed ning 3% kahesuvised (1+). Asustamise maksimum umbes 417 000 isendiga oli 2003. aastal ja 2017. aastaks langes asustatud isendite arv 20 aasta keskmisest (215 000 isendit) madalamale, umbes 180 000 isendini (vt joonis 3) (Internet 5).



**Joonis 3.** Eestis asustatud Atlandi lõhe (*Salmo salar*) koguhulk ja vanuserühmade jaotus aastate kaupa vahemikus 1992–2017 (vt lisa 2).

1992–2017 asustati Eestis Keskkonnaministeriumi andmetel (Internet 5) lõhet 12 jõkke, millest kõik peale Pärnu jõe suubuvad Soome lahte. Kõige rohkem asustati lõhet Valgejõkke, umbes 989 000 isendit ning kõige vähem on asustatud Pühajõkke (20 000), Puidisoo jõkke (11 000) ja Mustoja jõkke (10 000) (vt joonis 4) (Internet 5).



**Joonis 4.** Eestis asustatud Atlandi lõhe (*Salmo salar*) koguhulk ja vanuserühmade jaotus jõgede kaupa aastatel 1992–2017 (vt lisa 3).

### 3.3.2. Lõhilastest võõrliikide asustamise ajalugu Eestis

Ajaloo on Eestisse asustatud mitmeid lõhilaste seltsi kuuluvaid kalaliike. Mikelsaar (1984) toob raamatus „Eesti NSV kalad“ välja, et üks neist on Põhja-Ameerikast pärinev vikerforell. 1896. aastal lasti Liivimaa jõgedesse ja järvedesse esimesed 20 000 vikerforelli maimu. 20. sajandil oli vikerforell Eesti forellitiikides peamine kasvatatav kala, lisaks kasvatati teda ka sumpades nii mage- kui ka merevees. Tiikidest sattus vikerforelli ka looduslikesse veekogudesse ja teda asustati ka sihilikult osadesse jõgedesse (nt Valgejõkke, Võhandu, Ahja, Kunda, Pirita jõkke), järvedesse (nt Harku järve, Saadjärve) ning ka Eesti riimveelisesse merevette (nt Matsalu lahte). Asustamised pole siiski edukad olnud, sest isegi kui vikerforellid on Eestis kudenud, siis järglasi pole märgatud või on nende arvukus väga väike olnud. Samas leidis 1980. aastatel viiteid, et Pärnu jõe ülemjooksu lisajõgedes oli kujunenud püsiv populatsioon ning kudemist ja järelkasvu täheldati ka Kunda jõe ülemjooksul (Mikelsaar 1984).

Mikelsaar (1984) kirjutab Ameerika Suurest järvistust ja sellesse voolavatest jõgedest ning Mississippi osadest idapoolsetest lisajõgedest pärineva ameerika paalia (*Salvelinus fontinalis*) asustamisest Eestisse. Esmakordselt imporditi seda liiki koos vikerforelliga 1896. aastal Liivimaale. Loodusesse on Ameerika paaliat asustatud 1959. aastal Ahja ja Võhandu jõkke (1800 kala), kuid iseseisvaid populatsioone pole välja kujunenud. Ainuke koht, kus Ameerika paaliat ajal edukalt kasvatati, oli Põlula tiigimajand (Mikelsaar 1984).

### 3.4. Asustatud kalade ellujäämus

Asustatud kalade ellujäämus sõltub tähtsust laskujani kalade vanusest asustamisel ja jões oldud ajast. Birnie-Gauvin jt (2018a) avastasid, et vastsetena asustatud lõhede suremus oli kõige suurem (laskujate taaspüük rändel 2,1%), järgnesid üheaastastena asustatud isendid (15,0–16,3%) ning viimasena samasuvised kalad (25,8–28,9%). Tulemused kattuvad varasemate uurimustega – kõige lühemat aega magevees olnud vanusegrupp tootis kõige rohkem laskujaid (siinkohal 0+) (Birnie-Gauvin jt 2018a). Seega oli määravam noorkalade jões oldud aeg ja seejärel vanus, sest umbkaudu samal ajal asustatud üheaastaste ellujäämus oli suurem vastsetena asustatud lõhedest, kuid kõige suurem ellujäämus oli ligi neli kuud hiljem samasuvistena asustatud lõhedel. See näitab, et tõenäoliselt olid samasuvistena asustatud lõhed väiksema suremusega, sest said kauem olla turvalises kasvanduses, kus puudus kisklus.

Samuti sõltub asustatud kalade ellujäämus laskumisel kalade suurusest, vanusest ja asustamise ajast. Flávio jt (2019) leidsid Taanis kolme erineva grupi atlandi lõhe (metsik,

samasuvistena asustatud ja umbes seitse kuud vabalt jões elanud (ehk naturaliseerunud smoldid) ja ühe aasta vanusena asustatud) põhjal olulise efekti: nimelt suurenes jões kalade ellujäämuse tõenäosus kala kogupikkuse kasvuga. Põhjamere ja jõe vahelise fjordi läbimisel oli vastupidiselt nende püstitatud hüpoteesile metsikute smoltide ellujäämus oluliselt väiksem kui samasuvistena jõkke asustatud naturaliseerunud lõhedel. Ka üheaastastena asustatud smoltide ellujäämus fjordis oli suurem kui metsikutel smoltidel, kuid see erinevus polnud statistiliselt oluline. Põhjusteks võisid olla samasuvistena asustatud lõhede optimaalne toitumine kasvanduses ning seitsme kuu pikkune kohanemise aeg looduslikes tingimustes, mis võisid tagada hea ettevalmistuse rändeks merre (Flávio jt 2019). Siinkohal on tähtis, et tähnikute elustaadiumi ellujäämuse erinevust gruppide vahel ei mõõdetud, vaid valiti kolmest grupist juba smoltifitseerunud laskujad, kelle ellujäämust rändel uuriti. Umbes seitsme kuu pikkune aeg enne märgistamist ja laskumist võiski olla naturaliseerunud smoltide eeliseks, sest nad said nii jõe keskkonnaga harjuda ning kiskjad jõudsid vähendada vähem kohaste osakaalu, võrreldes üheaastastena asustatud turvalises kasvanduse keskkonnas elanud lõhedega (kuigi nende ellujäämuse erinevus polnud statistiliselt oluline). Teda pole asustatud ja metsikute kalade ellujäämuse erinevust tähnikuna ning seepärast on ka võimalik, et asustatud kalade ellujäämus tähnikuna oli väiksem kui metsikute kalade puhul, kuid laskuja elustaadiumisse jõudnud kalad olid kasvanduse kalade hulgast kohasemad ja seetõttu ka edukamad rändel. Kuigi erinevust metsikute lõhedega peaks välistama asjaolu, et neile toimis looduslik valik juba sünnist alates.

Seevastu asustatud kalade jõudmine täiskasvanuikka sõltub nende vanusest asustamisest. Salminen jt (2007) leidsid Soomes Kymijoki jõkke asustatud lõhede puhul, et täiskasvanuikka jõudsid kõige rohkem kaheaastastena asustatud laskujad, järgnesid üheaastased laskujad, kahesuvised tähnikud, üheaastased tähnikud ja samasuvised tähnikud. Majanduslikult oli kõige kasumlikum (võeti arvesse eri gruppide ellujäämus ning nende kasvatamise maksumus) asustada kaheaastaseid laskujaid, neile järgnesid üheaastased tähnikud, üheaastased laskujad, samasuvised tähnikud ja kahesuvised tähnikud (Salminen jt 2007). Seega oli lõhede kaheaastastena asustamine nii tootlikkusest kui ka majanduslikult kõige tulemuslikum.

Asustatud kalade ellujäämus meres ja tõenäosus tagasi kodujõkke kudema tulla on väiksem kui metsikutel isenditel. Tornionjoki jões moodustasid asustatud lõhe smoldid tihti umbes poole smoltide hulgast, kuid ainult 10–20% tagasi kudema rändajatest, mis näitab, et kasvanduse kalade ellujäämus meres on väiksem kui metsikutel kaladel (Romakkaniemi jt 2003). Kuigi kasvanduste kalade puhul on metsikutega võrreldes täheldatud suuremat

ekslevat levimist (*straying*) ehk kasvandusest pärinevad kalad ei tule nii tihti kudema jõkke, kus tähnikuna elati (Romakkaniemi jt 2003; Vasemägi jt 2005; Kesler jt 2011). Seega võis vähenenud kasvanduse päritolu kudejate osakaal Tornionjoki jões lisaks väiksemale ellujäämusele meres, võrreldes metsikute lõhedega, tähendada ka, et mingi osa kasvanduse kalasid ei tulnud kodujõkke kudema. Samal ajal Öreälveni ja Simojoki jõgedes oli tagasi kudema rändavate kasvanduste kalade osakaal suur või isegi mõnel perioodil ülekaalus (Romakkaniemi jt 2003).

Asustatud kalade rändekäitumine sõltub nende päritolust ja vanusest. Teesi toetab uurimus, kus Rootsi samasuvistena ja üheaastastena asustatud lõhed laskusid varem kui Iirimaa omad ning seejuures sama populatsiooni üheaastastena asustatud lõhed laskusid varem. Seevastu erinevat päritolu (Rootsi ja Iirimaa populatsioonid) kaladel suremuses erinevusi polnud. (Birnie-Gauvin jt 2018a). See näitab, et erinevate populatsioonide kohastumused on mõnevõrra erinevad (mõlema populatsiooni lõhed asustati samasse jõkke).

Kasvanduste kalade soolestiku mikrobiota on omavahel sarnane, kuid erineb metsikute kalade omast. Lavoie jt (2018) leidsid kahe Kanada jõe metsiku lõhepopulatsiooni ja kahes kasvanduses samade jõgede päritolu lõhede soolestiku mikrobiota analüüsimisel, et kasvanduse kaladel oli soolestiku mitmekesisus tunduvalt suurem kui nende metsikutel liigikaaslastel. Lisaks peeti kasvukeskkonda peamiseks soolestiku mikrobiota kujundajaks, sest kasvanduse lõhede soolestiku mikroobide kooslused olid omavahel märkimisväärselt sarnased, kuid metsikute lõhede kahe populatsiooni soolestiku mikroobide kooslused olid aga erinevad. Eriti märkimisväärne on, et metsikutele kaladele vastavate kasvanduste kalade populatsioonide soolestiku mikrobiota oli kas nõrgalt või polnud üldse seotud (Lavoie jt 2018). Seega on tõenäoliselt ka erinevates kasvandustes sarnased tingimused, mistõttu tekib sealsetel kaladel sarnane soolestiku mikrobiota. Lisaks avastasid Lavoie jt (2018), et mõlema kasvanduse vees oli mikrobiota mitmekesisus väiksem kui jõgedes ning pakkusid üldistades, et kasvanduse tähnikutel on generalisti soolestiku mikrobiota ja looduslikes tingimustes kasvavatel tähnikutel seevastu tugevasti struktureeritud ja rohkem spetsialiseerunud soolestiku mikrobiota (Lavoie jt 2018). Siinkohal on oluline mainida, et käsitletava uurimuse puhul kasutati mõlemas kasvanduses sama kalatoitu ja toidul on suure tõenäosusega otsene mõju soolestiku mikrobiotale. Seega võivad kasvanduste ja metsikute kalade erinevat ellujäämist põhjustada veel ka soolestiku mikrobiota erinevused, eriti kohe peale asustamist, kui ollakse sunnitud kiiresti oma dieeti muutma looduslikule toidule, mida on lisaks ka keerulisem püüda kui kasvanduse toitu, mis ei põgene.

Pikaaegse kasvanduse päritolu kalade ellujäämus on asustamise järel väiksem metsikut päritolu kasvanduse tingimustes kasvanud kaladest. Pinter jt (2018) leidsid, et kolme kuu vanustena asustatud metsikut päritolu forellide (kasvanduses kasvanud metsikute forellide järeltulijad) taaspüük oli kolmes jões nii asustamisjärgse aasta kevadel kui ka sügisel suurem kui pikaajalise kasvanduse taustaga (umbes 30 aastat) sama vanadel forellidel. See näitab, et aja jooksul väheneb kasvanduse populatsiooni elujõulisus ning asustamise järgselt on looduses nende kalade ellujäämus väiksem.

Asustatud kalade ellujäämus ja elupaigatruudus sõltub kasvatamistingimustest. Turek jt (2012) asustasid üheaastastena Blanice jõkke kohalikku päritolu tiigis (looduslik toit) ja betoonbasseinis kasvatatud (kunstlik kuivtoit) harjused ning märgistasid metsikud harjused. Viie kuu järel oli kõige suurem taaspüük metsikute harjuste puhul (79%), järgnesid tiigis kasvatatud harjused (34%) ja kõige väiksem oli basseinis kasvatatud harjuste taaspüük (23%). Samuti oli elupaigatruudus suurim metsikute kalade puhul, järgnesid tiigi harjused ja väikseim oli see basseini harjustel. Seejuures suurenes jões asustamise järel noorkalade tihedus kolmekordselt ning esialgne harjuste pikkus ja *Fultoni* konditsiooniindeks erinesid oluliselt, olles suurimad metsikute harjuste puhul, järgnesid tiigi harjused ning väikseimad basseini harjuste puhul. Taaspüügil olid konditsiooniindeksid ühtlustunud (Turek jt 2012). Ootuspärased tulemused näitavad, et mida looduslikumad on tingimused kasvanduses, seda suurem on hiljem ellujäämus looduses ja samuti, et metsikutel harjustel on suurem ellujäämus kui kasvanduse kaladel. Lisaks näitab kasvanduste harjuste väiksem elupaigatruudus metsikute harjustega võrreldes, et tõenäoliselt on metsikud kalad edukamad territooriumi pärast konkureerimisel ning kasvanduse kalad on sunnitud migreerima, et leida vaba või nõrgema konkurentsiga elupaik. Kuigi mõlemat tulemust võis mõjutada ka harjuste esialgne suuruste erinevus, sest need langesid kokku tulemustega – pikematel harjustel olid kõige suuremad ning lühematel kõige väiksemad ellujäämus ja elupaigatruudus.

Siinses peatükis on palju erinevate aspektide kohalt võrdlemist ning palju erinevaid väärtusi, mida võib olla keeruline hoomata. Seetõttu on arusaamise lihtsustamiseks toodud järgnevalt välja käesoleva peatüki tulemusi kokkuvõttev tabel (vt tabel 1).



**Tabel 1.** Asustatavate lõhilaste ellujäämuste tulemusi kajastav kokkuvõttev tabel. K – kasvanduse päritolu kalad, M – metsikut päritolu kalad.

Liik	Uuritav aspekt	Kala päritolu ja võrreldav tunnus	Ellujäämus/ muu tulemus	Märkused	Allikas
Lõhe	Laskujate ellujäämus jões	<b>K, M; L<sub>T</sub> = 200mm</b>	<b>u 0,92</b>	Laskujate ellujäämus jões suurenes kala pikkuse kasvuga. Arvud 2017. aasta näitel.	Flávio jt 2019
		K, M; L <sub>T</sub> = 170mm	u 0,79		
		K, M; L <sub>T</sub> = 140mm	u 0,56		
	Laskujate ellujäämus fjordi läbimisel	<b>K, asustati 0+ naturaliseerunud</b>	<b>u 0,69</b>	Arvesse ei võetud asustatud kalade ellujäämust tähnikutena. Naturaliseerunud sai u 7 kuud jões harjuda.	Flávio jt 2019
		K, asustatud 1a	u 0,57		
		M laskujad	u 0,51		
	Ellujäämus meres	Kasvanduse kalade osakaal kogu hulgast (kasvanduse + metsikud kalad)	u 50% laskujatest	Kasvanduse kalade osakaal kogu kudema tulijate hulgas vähenes.	Romakaniemi jt 2003
			10–20% kudema tulijatest		
	Täiskasvanuikka jõudmine	<b>K, asustati 2a laskujatena (referentsiks, ellujäämus = 100, kasumlikkus = 1,00)</b>	<b>100</b>	<b>Majanduslik kasumlikkus 1. (1,00)</b>	Salminen jt 2007
		K, asustati 1a laskujatena	52	Majanduslik kasumlikkus 3. (0,70)	
		K, asustati 1+ tähnikutena	51	Majanduslik kasumlikkus 5. (0,61)	
		K, asustati 1a tähnikutena	37	Majanduslik kasumlikkus 2. (0,73)	
		K, asustati 0+ tähnikutena	24	Majanduslik kasumlikkus 4. (0,62)	
	Tähnikute jõudmine laskujaks	<b>K, asustati 0+</b>	<b>25,8–28,9%</b>	0+ ülemisest ja 1a alumisest pikkusklassist, pikkused olid asustamisel samad. 0+ asustati hiljem = viibis vähem jões)	Birmie-Gauvin jt 2018a
		K, asustati 1a	15,0–16,3%		
K, asustati vastsenä		2,1%			
Forell	Taaspüük	<b>M, asustati vastsenä</b>	<b>suurem</b>	M vanemad on metsikud forellid, kasvasid kasvanduses. K pärineb pikaajalisest kasvanduse karjast (u 30 a).	Pinter jt 2018
		K, asustati vastsenä	väiksem		
Harjus	Taaspüük viis kuud peale asustamist	<b>M, märgistati 1a</b>	<b>79%</b>	Metsikud kalad olid uurimuse alguses suurimad, järgnesid tiigikalad, väikseimad olid basseinikalad.	Turek jt 2012
		K, tiik (looduslik toit), asustati 1a	34%		
		K, betoonbassein (kuivtoit), asustati 1a	23%		
	Elupaigatrüüdus viis kuud peale asustamist	<b>M, märgistati 1a</b>	<b>54%</b>	Metsikud kalad olid uurimuse alguses suurimad, järgnesid tiigikalad, väikseimad olid basseinikalad.	Turek jt 2012
		K, tiik (looduslik toit), asustati 1a	20%		
K, betoonbassein (kuivtoit), asustati 1a		12%			

### **3.5. Lõhilaste asustamise mõju metsikute liigikaaslaste populatsioonidele**

#### **3.5.1. Asustamise mõju atlandi lõhele**

Põhjalahte suubuva Umeälveni jões ja selle lisajões Vindelälvenis on metsik lõhe populatsioon ning asustatakse ka kohalikke (Vindelälvenist pärit) kasvanduse kalu (Vasemägi jt 2005). Uurijad leidsid, et eelnevalt nimetatud jõgedesse kudema tulevate lõhede hulgas on ka kolme teise, geograafiliselt kaugemate populatsioonide, kasvanduse päritolu lõhed. Hinnati, et kahe suurema sisserändajate populatsiooni ja metsiku kohaliku populatsiooni geneetiline varieeruvus väheneb ajas oluliselt ja sisserändajad võivad sellega kohaliku populatsiooni geneetilist struktuuri mõjutada (Vasemägi jt 2005). Seega on üks oluline probleem asustamise puhul, et kasvanduse kalad võivad vähendada metsikute populatsioonide geneetilist mitmekesisust. Selle üheks põhjuseks tõik, et võrreldes metsikute kaladega, ekslevad asustatud kalad kudejõe valikul rohkem ja võivad seeläbi suurema tõenäosusega mõjutada ka ainult metsiku kalade populatsiooniga jõgesid.

Teisalt populatsioonide hääbumise puhul võib sama populatsiooni loodusest püütud isendite kasvanduses paljundamine ja seejärel loodusesse asustamine populatsiooni väljasuremisest päästa. Romakkaniemi jt (2003) oletasid, et 1980. aastate jooksul eriti madala lõhe arvukusega Öreälveni jões võis kahe aastakümne pikkune asustamise programm säilitada lõhe asurkonna, samas kui 1960. aastatel surid Pyhäjoki ja Kiiminkijoki metsiku lõhe asurkonnad välja. Võimalik, et õigeaegselt loodud sugukalade karjad koos asustamise programmidega oleksid saanud vähemalt osaliselt päästa nende populatsioonide geneetilise mitmekesisuse (Romakkaniemi jt 2003). Eelnevale tuginedes ilmneb, et kui populatsioon on juba liiga madala arvukusega ning kahjulikku inimõju ei ole võimalik piisavalt kiiresti kõrvaldada, tasub kaaluda populatsiooni turgutavat asustamist, sest vastasel juhul võib kogu populatsiooni geneetiline eripära kaduda, kuid asustamisega säilib see vähemalt osaliselt.

Liigi arvukuse taastamist saab soodustada ka kaudselt, kuna ühte jõkke asustamine võib aidata kaasa teise, lähedal asuva, loodusliku populatsiooni kaotanud jõe rekoloniseerimisele. Kesler jt (2011) uurisid 20. sajandil põlevkivi tööstusest tugevalt reostunud ning lõhe- ja üldse kogu kalastiku koosluse kaotanud Purtse jõge ning püüdsid katsepüügi käigus 2005. aastal jõkke kudema tulnud lõhet ja meriforelli. Tulemustest selgus, et kõik lõhed pärinesid kasvanduse kalade hulgast (rasvauim lõigatud). Sel ajal Purtse jõkke lõhet ei asustatud, seega pidid kudejad pärinema teistesse jõgedesse asustatud kalade hulgast, tõenäoliselt Narva ja Selja jõest. Järgneval aastal elasid jões samasuvised lõhed, kes pidid pärinema 2005. aastal kudenud teiste jõgede kasvanduse lõhedest. Sarnane ekseldes levimise tähelepanek oli Põhja-Soomes, kus 1980. aastate teises pooles madala metsiku lõhe

arvukusega Tornionjoki jões suurenes teistesse jõgedesse asustatud lõhede osakaal, umbes samal ajaperioodil asustati suurel hulgal aastaseid laskujaid Tornionjoki jõest 20 kilomeetri kaugusel olevasse Kemijoki jõe suudmesse (Romakkaniemi jt 2003). Seega teistesse jõgedesse asustatud lõhed tulid kudema Purtse jõkke, kuigi Purtse jõele on lähemal metsiku ja suure tähnikute tihedusega lõhepopulatsiooniga Kunda jõgi (Kangur ja Wahlberg 2001). See näitab nii asustamise positiivset kui ka negatiivset mõju – elupaiga tingimuste paranemisel tugeva inimõjuga jões, kus populatsioon on hääbunud või hävinud, võivad teistesse jõgedesse asustatud kalad paranenud kvaliteediga jõe taastasustada, kuid metsikutele populatsioonidele on ekslevad kasvanduse kalad ohuks, vähendades erinevate populatsioonide geneetilist varieeruvust.

### **3.5.2. Asustamise mõju forellile**

Forelli asustamine mõjutab peamiselt metsikuid suuri juveniilseid forelle. Sellise tulemuseni jõudsid Turek jt (2010), kes asustasid Tšehhis Blanice jõkke täiskasvanud forelle. Kuue kuu järel ei erinenud taaspüük täiskasvanud asustatud forelli ja täiskasvanud metsiku forelli puhul oluliselt nii asustatud kalade jõelõigis kui ka kontroll-jõelõigis. Seevastu oli suurte juveniilsete forellide taaspüük kontroll-jõelõikudest suurem (24%) kui asustatud kaladega jõelõikudest (14%) (statistiliselt ebaoluline). Taaspüük oli väikeste juveniilsete forellide puhul mõlemates katselõikudes sarnane (Turek jt 2010). Täiskasvanud forellidel oli teineteisele minimaalne mõju tõenäoliselt nende sarnase suuruse pärast, samas suured juveniilsed forellid võisid elada ka jõe rahulikemas osades nagu täiskasvanud ning jääda tõenäoliselt suurema kalade tihedusega asustatud jõelõikudes konkurentsias alla suuremakasvulistele täiskasvanud forellidele või saada nende poolt söönuks. Väikesed forellid elasid ilmselt rohkem kärestikel ja seepärast ei mõjutanud rahuliku vooluga elupaikasad eelistavad asustatud täiskasvanud forellid neid oluliselt.

Suurem kalade tihedus peale täiskasvanud forellide asustamist või asustatud kalad mõjutavad suurte juveniilsete forellide migreerumist. Asustatud jõelõikudest teistesse jõelõikudesse liikunud suurte juveniilsete forellide arv oli oluliselt suurem kontroll-jõelõikudega võrreldes, kuid oluliselt suuremat väljarännet ei leitud täiskasvanud kasvanduse ja täiskasvanud ning väikeste juveniilsete metsikute forellide puhul (Turek jt 2010), mis omakorda näitab, et tõenäoliselt sundis asustatud alade suurem täiskasvanud forellide tihedus sealt välja liikuma väiksemate kehamõõtmetega suured juveniilsed forellid, kuid mõju polnud väikestele juveniilsetele forellidele erineva elupaigakasutuse tõttu. Kasvanduse forellide võrdse konkureerimise võime metsikute täiskasvanud forellidega

seletuseks pakkusid autorid kasvanduse kalade esialgset oluliselt suuremat kehasuurust (4,5 cm ehk u 17%) metsikute kaladega võrreldes.

Piisava toidubaasi olemasolul ei mõjuta asustamine kasvanduse ega ka metsikute kalade kasvukiirust. Turek jt (2010) ei leidnud nii asustamisega kui ka kontroll-jõelõikudes olulist kasvukiiruse erinevust kasvanduse forellide ega ka metsikute forellide osas, mis näitab kasvanduse kalade suutlikkust looduses piisavalt kohaneda. Märkimisväärne tulemus oli ka see, et metsiku forelli kasvu ei vähendanud kalade tiheduse kahekordistumine asustamise järel (Turek jt 2010). Tõenäoliselt oli Blanice jõe toidubaas piisav, et tagada samasugune kasvukiirus suurema asustustiheduse korral, mis omakorda võib näidata, et looduslikult oli kalade arvukus madal ja jões oli vabu elupaiku.

### **3.5.3. Asustamise mõju euroopa harjusele**

Sarnaselt ülalkirjeldatud liikidele, mõjutab ka harjuse asustamine metsiku harjuse konditsiooni. Turek jt (2012) leidsid, et harjuste asustamisel Blanice jõkke ühtlustusid asustatud ja metsikute harjuste *Fultoni* konditsiooniindeksid viie kuu jooksul, mis viitab sellele, et kohalike harjuste konditsiooniindeks langes. Tulemust võis mõjutada asustamise järgselt kolmekordne noorkalade tiheduse suurenemine (Turek jt 2012). Seega langetas harjuste asustamine tõenäoliselt kalade tiheduse suurendamisega kohalike metsikute harjuste konditsiooni ja langetas sellega potentsiaalselt nende elujõulisust. Mõnevõrra võis metsikute harjuste konditsioonile mõju avaldada ka asustatud harjuste erinev agressiivsus metsikutega võrreldes, kuna Salonen ja Peuhkari (2004) leidsid, et kasvanduse harjused oli metsikutest vähem agressiivsemad. Samas on leitud ka vastupidiseid tulemusi (Salonen ja Peuhkari 2006).

## **3.6. Lõhilaste asustamise mõju kohalikule kalakooslusele**

### **3.6.1. Asustatud lõhe mõju kohalikule kalakooslusele**

Asustatud lõhe mõjutab kohalike kalakoosluste toitumist, kuna asustatud lõhede ja mitmete kohalike kalade toiduobjektide kattuvus on suur, kuid liikidevahelisi mõjusid vähendavad erinevad mikroelupaikade valikud ja toitumisstrateegiad. Flourey jt (2019) leidsid, et asustatud 0+ lõhe tännikute ja samas kohas elavate kohalike liikide toitumisnišide mitmekesisused olid kitsad ning asustatud 0+ lõhe ja kohalike liikide (trulling (*Barbatula barbatula*), rünt (*Gobio gobio*), juveniilne harilik pardkala (*Barbus barbus*) ja lepamaim (*Phoxinus phoxinus*)) toiduobjektide kattuvus oli oluline (üle 60%). Samas, kattuvust ei

esinenud tippviidikaga (*Alburnoides bipunctatus*). Suurimad kattuvus olid trullingu ja pardkalaga, seejuures olid trulling ja lõhe ajaliselt kõige tihedamalt samas elupaigas, samas kui teisi liike vahepeal nendes elupaikades polnud. Sarnaste toitumisstrateegiatega ja toiduobjektide kattuvusega lõhe ja rüüdi potentsiaalset negatiivset mõju teineteisele võisid vähendada rüüdi kõikum levik elupaikade vahel. Samuti võis lepamaimu ja lõhe noorkalade vahelist konkurentsi vähendada lepamaimu eelistus rahulikuma vooluga mikroelupaiga suhtes ning lisaks lepamaimu mitmekesisem toitumisstrateegia (ta toitus ka taimsest materjalist ja orgaanilistest jäätmetest). Sarnaselt oli tõenäoliselt lõhe ja tippviidika vaheline konkurents nõrk erinevate mikroelupaikade kasutuse ja vähem kattuvate toiduobjektide tõttu. Pardkala ja lõhe noorkalade koeksisteerimine erines uuritud asukohast sõltuvalt, suurema lõhe arvukusega asukohas oli lõhe konkurents edukam ja seda ilmselt peamiselt oma suurema tiheduse tõttu, sest mõnel juhul leidsid Jonsson ja Jonsson (2006) teiste uurimuste põhjal, et suurema tihedusega kasvanduse lõhed on metsikutest liigikaaslastest agressiivsemad, sundides pardkalad väiksematesse mikroelupaikadesse. Teises asukohas oli pardkala tihedus lõhe omast suurem ja mõlemad liigid eksisteerisid koos kärestikel olulise toiduobjektide kattuvusega ning seejuures polnud märke ressursi jaotamisest (Floury jt 2019). Seega olid üldiselt teised liigid sunnitud asustatud lõhe tõttu oma käitumist muutma, välja arvatud tippviidikas, kelle mikroelupaiga valikud ja toiduobjektid kattusid lõhega ainult vähesel määral. Samas leidsid Floury jt (2019), et olulise toiduobjektide kattuvusega lõhe ja trullingu liikidevahelist konkurentsi võis vähendada erinev ööpäevane toitumise aeg. Arvatavasti tagas piisav saakloomade arvukus lõhe ja teiste kohalike kalade suure toidu koostise kattuvuse koos vähesel ressursi jaotamisega. Suurim lõhe asustamise mõju oli tõenäoliselt pardkalale ja veetemperatuurist sõltuvalt ka lõhele endale, sest lõhe jaoks liiga kõrgele tõusnud temperatuuriga asukohas langes nende arvukus tunduvalt (Floury jt 2019). Sarnane kooslus on Eestis Pärnu jõestikus (autori isiklikud tähelepanekud välitöödelt). Eelnevast järeldub, et kohalikud kalaliigid ja 0+ lõhed said küll koos elada, kuid tõenäoliselt vähendasid teised kohalikud kalaliigid oma käitumise muutmisega liikidevahelist konkurentsi ja seega on ilmselt lõhe vähemalt kärestikulistes elupaikades edukam ning mõjutab seetõttu teisi liike.

### **3.6.2. Asustatud forelli mõju kohalikele kalakooslusele harjuse näitel**

Asustatud forellil on suurem mõju täiskasvanud harjusele kui juveniilsele harjusele. Turek jt (2010) leidsid Tšehhis Blanice jõe puhul, et täiskasvanud harjuse taaspüük oli kuue kuu järel kontroll-jõelõikudes kõrgem (42%) kui täiskasvanud forelliga asustatud

jõelõikudes (24%) (statistiliselt ebaoluline), kuigi olulist erinevust polnud väljarändes nii kontroll- kui ka asustatud jõelõikude vahel. Selline tulemus on vastuoluline. Võimalik põhjendus oleks, et forell oli agressiivsem ning tõrjus asustatud aladelt harjust rohkem välja, sest seal oli forelli tihedus suurem, aga sel juhul peaks asustatud alalt ka mõõtmiste järgi väljaränne suurem olema. Põhjus võis peituda ka valimi suuruses (püütud täiskasvanud harjaste arv kontrollalast = 45 ja asustatud alast = 29) (Turek jt 2010). Olulist erinevust ei leitud nii juveniilsete harjaste taaspüügis kui ka väljarändes asustatud ja kontroll-jõelõikude võrdluses (Turek jt 2010). Juveniilsed harjused võisid nagu väiksed juveniilsed forellidki elada pigem kärestikel, kus nad täiskasvanud asustatud ja metsikute kaladega nii palju kokku ei puutunud ning seega ei avaldanud üksteisele märkimisväärset mõju. Turek jt (2010) leidsid, et täiskasvanud forelli asustamine ei mõjutanud üldiselt oluliselt harjuse käitumist ja kasvukiirust, mis võis tuleneda tänu piisavalt suurele toidubaasile jões.

### **3.6.3. Asustatud harjuse mõju kohalikule kalakooslusele**

Kirjanduses on vähe näiteid asustatud harjuse mõjust kohalikule kalakooslusele. Uurides harjuse elupaigavalikut, asustatud harjuse agressiivsust ning harjuse konkurentsi lõhe ja forelliga, kellega ta tihti sama elupaika jagab, on põhjust eeldada, et sellised mõjud on olulised. Võrreldes elupaikadega, kus harjuse 0+ puudus, esines Põhja-Rootsis 0+ harjuse elupaikades sagedamini luts (*Lota lota*), haug (*Esox lucius*), lõhe ja lepamaim, kuid kõige sagedasem oli erinevates elupaikades forell (Degerman jt 2000). Riley jt (2006) uurisid lõhe, forelli ja harjuse noorkalade (0+, 1+ ja 2+) vanusegruppide aastaajalist ning ööpäevalist mikroelupaikade valikut. Forelli mikroelupaiga valik oli kõige varieeruvam, seevastu harjusel kõige kitsam, mistõttu tal võivad olla spetsiifilisemad elupaiga eelistused (Riley jt 2006). Harjus on nõudlikum mikroelupaiga valiku osas ja seetõttu võib ta pigem ise lõhe ja forelli poolt mõjutatud olla, kui neid ise mõjutada. Teisalt, harjus koeb forellist hiljem ja tema vastsed on väiksemad, kuid 0+ harjused olid augustist alates oluliselt suuremad kui 0+ forellid (Degerman jt 2000). Võimalik, et sel juhul oli hoopis harjus toidukonkurentsis forellist edukam.

Harjuse ja forelli mõju teineteisele sõltub ka aastaajast. Degerman jt (2000) eksperimendis olid suvel poollooduslikus jões forelli vastsed oluliselt suuremad kui harjuse vastsed, seevastu olid sügisel 0+ harjused oluliselt suuremad. Nii suvel kui ka sügisel oli mõlema liigi koosinemisega lõikudes forelli arvukus negatiivses korrelatsioonis veesügavusega (madalamas suurem arvukus) ja positiivses korrelatsioonis voolukiirusega (suure voolukiirusega suurem arvukus), kusjuures harjuseta jõelõikudes korrelatsioon

puudus. Harjuse puhul selliseid seoseid ei esinenud. Harjus hõivas mõlemas jõelõigus pigem sügavamad osad. Suvel oli mõlema liigiga lõigus harjuse kaal ja konditsioon oluliselt väiksem kui ainult harjusega lõigus ning mõlema liigiga lõigu puhul oluliselt väiksem madalamas kui sügavas. Harjuse puhul oli alast väljaränne forellita lõigus oluliselt väiksem kui mõlema liigiga lõigus, samas forelli puhul sellist seost ei esinenud. Keskmise toiduobjektide arv kõhus oli suvel forellil suurem kui harjusel, seevastu sügisel oli vastupidi. Suvel polnud kahe liigi toiduobjektide vahel olulist kattuvust, kuid sügisel oli (Degerman jt 2000). Seega eelistab harjus pigem sügavat mikroelupaika ja on seal ka forellist edukam ning forell eelistab rohkem madalamat elupaika. Nähtavasti on kahe liigi mõju teineteisele suurim vahepealse sügavusega mikroelupaikades, kus edukam on forell, millele vihjab harjuse suurem väljaränne mõlema liigiga jõelõikudest. Toiduobjektide arv kõhus langeb kokku kala suuruste erinevustega (suurematel oli rohkem), mis võiks ka seletada suuremat edukust toitumisel suvel forellil ja sügisel harjusel.

Metsikult esinevate ja asustatud harjuste käitumises võib samuti esineda erinevusi. Salonen ja Peuhkuri on leidnud aga selles osas vastandlikke tulemusi, ühel korral olid metsikud harjused agressiivsemad (Salonen ja Peuhkuri 2004) ja teisel korral kasvanduse harjused agressiivsemad (Salonen ja Peuhkuri 2006). Võimalik vastuoluliste tulemuste põhjus võis olla kasvanduse ja metsikute harjuste järglaste erinev valikuline suremus varases elueas olenevalt aastale spetsiifilistest tingimustest (Salonen ja Peuhkuri 2006). Tulemuste erinevus võis johtuda ka juhuslikkusest väikse sugukalade valiku tõttu. Samas on leitud ka oluline sarnasus metsikute ja kasvanduse harjuste vahel – suurema agressiivsusega kalad taastuvad ohu järgselt kiiremini. (Salonen ja Peuhkuri 2006)

Vastakatest tulemustest olenemata saab siiski järeldada, et erinevused metsikute ja kasvanduse kalade vahel tekivad kiiresti (mõlema uurimuse puhul ühe generatsiooni vältel) ja seega mida rohkem generatsioone pärineb kasvanduse kaladest, seda erinevamad on nad esialgselt metsikust populatsioonist, millel on spetsiifilised kohastumused olenevalt päritolust nagu leidsid Birnie-Gauvin jt (2018a) lõhe puhul. Eelnevast saab järeldada, et tõenäoliselt harjus ja ka harjuse asustamine mõjutab teisi kalaliike, kuid ilmselt sõltuvad need mõjud ka keskkonnatingimustest (nt erinevate mikroelupaikade olemasolu, aastaaeg, kalade vanus ja suurus). Väheste uurimuste tõttu vajab see valdkond veel avastamist.

#### **3.6.4. Võõrliikide asustamise mõju kohalikule kalakooslusele**

Võõrliikide asustamisega seotult tuleb tähelepanu pöörata võimalikele soovimatutele kõrvalmõjudele. Euroopas kohaliku, kuid Põhja-Ameerika jaoks võõrliigi forelli (*Salmo*

*trutta*) asustamine Põhja-Ameerika idaosas on tekitanud liikidevahelise hübriidiseerumise atlandi lõhe ja forelli vahel suuremal määral kui kohtades, kus mõlemad liigid on kaua koos esinenud (WWF 2001). Freyhof ja Brooks (2011) kirjutavad Euroopa mageveekalade punase nimestiku dokumendis, et ka Euroopas on paljud kohalikud kalaliigid tundlikud introductseeritud võõrliikide suhtes ning enamuse Euroopa võõrliigid on koguni Euroopa kohalikud liigid, kes on oma levialast väljapoole asustatud. Näiteks Prantsusmaalt on seal looduslikult leviv haug (*Esox lucius*) introductseeritud Hispaaniasse, kus ta on põhjustanud lokaalselt tervete koosluste väljasuremisi (Freyhof ja Brooks 2011).

Võõrliikide asustamisel võivad toiduahelates kaugeleulatuvad mõjud olla, mis ületavad ka veekogu ja maismaa ökosüsteemide piire. Baxter jt (2004) uurisid Jaapanis Hokkaido saarel võõrliigi vikerforelli mõju kohalikule malmale (*Salvelinus malma*). Vikerforell ja malma kuuluvad samasse pärislõhelaste alamsugukonda, kuid erinevatesse perekondadesse (Internet 6). Nad leidsid, et vikerforelliga asustatud jõelõikudes vähenes malma toidus maismaa selgrootute (jõkke kukkunud) biomass 82%, võrreldes vikerforellita jõelõikudega. Vikerforelliga jõelõikudes suurenes oluliselt malma toidus bentiliste jõeselgrootute biomass, mis omakorda vähendas jõe põhjas toituvaid herbivoorseid selgrootuid, mistõttu suurenes perifüütoni biomass (Baxter jt 2004). Vikerforelliga asustatud jõelõikudes oli küll suurem kalade tihedus, kuid katse näitas, et võõrliik sundis kohaliku liigi oma käitumist muutma ja seega ilmselt domineeris võõrliik. See näitab, et kohalikust kalaliigist tõenäoliselt agressiivsema võõrliigi asustamine jõkke muutis kaskaadina läbi toiduahela taimestiku vohamist jões. Baxter jt (2004) leidsid ka, et võrreldes kontrolljõelõikudega vähenes vikerforelliga jõelõikudes täiskasvanud veekeskonnast väljuvate putukate biomass 35%, mis omakorda vähendas jõeäärse metsa *Tetragnathidae* sugukonda kuuluvate võrku koovate ämblike arvukust 65%. See näitab, et vikerforelli poolt rohkem jõe põhjaelustikust toituma sunnitud malma sõi ära suurema hulga selgrootuid, kes oleksid muidu moondues veekeskonnast väljunud ja osaliselt sattunud maismaa ämblike toiduks. Seega võõrliigi asustamisel võivad olla kaugeleulatuvad ja ettearvamatud mõjud kogu ökosüsteemile.



#### 4. Teised võimalused lõhilaste populatsioonide taastamiseks ja säilitamiseks

Rändetõkete eemaldamine vooluveekogudelt suurendab siirdekalade arvukust tunduvalt. Birnie-Gauvin jt (2018b) leidsid, et peale paisude eemaldamist suurenes laskujate arv märkimisväärselt. Enne eemaldamist oli 1660 laskujat, peale esimese paisu eemaldamist erinevatel aastatel 4598 ja 5038 laskujat ning peale järgmise viie paisu eemaldamist mitmekordistused need arvud veelgi. Autorid tõid ka välja, et avaldamata andmete järgi suurenes täiskasvanud kudejate arv üheksakordselt vahemikus 2004 kuni 2016 (paisud eemaldati 2005 ja 2012) (Birnie-Gauvin 2018b). Tõenäoliselt lihtsustas paisude eemaldamine laskujate rännet mereni ja tagas kudejatele suurema juurdepääsu varem paisudest ülesvoolu ja paisjärvede alla jäänud kudealadele.

Paisude eemaldamine mõjutab populatsioonis laskujate keskmise pikkuse muutumist ning võimalik ka, et rände ajastust. Birnie-Gauvin jt (2018b) leidsid, et laskujate keskmine pikkus vähenes oluliselt igal mõõdetud aastal, olles suurim enne paisude eemaldamist ja vähenedes igal aastal viimase mõõtmisaastani. Autorid pakkusid põhjusteks, et paisude eemaldamise järgselt olid lisaks suurematele ka väiksemad forellid edukamad allavoolu rändamisel (sellepärast et ei pidanud enam ületama paise ega vältima suuremat kisklust paisjärves), suurem noorkalade tihedus põhjustas suuremat liigisisest konkurentsi toidule ja lisaks tõenäoliselt suurenes kudemise edukus ning kalade arvukus, mis omakorda suurendas eri suuruses laskujate arvu. Samuti märgati paisude eemaldamise järgselt trendi rändetipu nihkumisest ajaliselt varasemaks ja pakuti seletuseks varem seisva veega paisjärvedest läbi rändamisele kulunud aja vähenemist, kuid seda oli keeruline analüüsida mõõtmisaastatel esinenud vooluhulga muutuste tõttu (Birnie-Gauvin 2018b). Laskujate arvu ja vooluhulga graafikust oli näha, et suurema vooluhulga korral oli ka rohkem laskujaid, eriti kui vooluhulga tõus oli äkiline.

Kalade elukeskkonna ehk veekvaliteedi paranemisega taastasustavad kalad elupaiga, kui tingimused on neile sobivaks muutunud. Kesler jt (2011) uurisid Purtse jõe kalafaunat, mis hävines 20. sajandi teisel poolel põlevkivitööstusest pärineva reostuse tõttu, kuid 1990. aastatel vähenes jõkke jõudev reostuse hulk, 2000. aastast ei juhita reovett enam Purtse jõkke ning 2009. aastal hinnati Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi järgi veekvaliteet heaks. Lisaks lõhele ja forellile taastasustasid Purtse jõe ka teised kalaliigid reostamata lisajõgede ja Purtse jõe ülemjooksu või mere kaudu. Esimesed liigid, kes 1993. aastal Purtse jõest katsepüükidel saadi, olid rünt (*Gobio gobio*) ja luukarits (*Pungitius pungitius*) ning 2000. aastate keskel toimus jões regulaarne lõhilaste (lõhe ja forelli) kudemine. 2009. aastal leiti kokku 13 kalaliiki jõe varasemalt reostunud alamjooksult. Märkimisväärne oli ohustatud

võldase (*Cottus gobio*) esinemine jões (Kesler jt 2011), kes kuulub siis ja ka praegu Eestis III kaitsekategooriasse (Internet 2; Internet 7). Samuti võib ka paisude eemaldamine parandada lõhilaste elukeskkonda, eriti kui need on rajatud suurema languga kärestikele. Eespool mainitud Taani Villestrupi jõge kirjeldati paisude läheduses enamjaolt liivase ja mudase substraadiga põhjaga ning väheste basseini-kärestiku tüüpi elupaikadega, kuid peale paisude eemaldamist kirjeldati jõepõhja nendes kohtades jämeda kruusase substraadina (Birnie-Gauvin jt 2018b). Seega võivad kalade arvukust suurendada veekogude reostamise piiramine ja elupaikade taastamine, misjärel taastasustavad kalad ise sobilike tingimuste taastumisel varem sobimatud alad.

Maakasutuse muutus jõgede kallastel võib mõjutada toiduahelaid. Baxter jt (2004) imiteerisid maakasutuse muutust jõe kallastel (nt metsaraiumine). Nad lisasid võrgust kasvuhoone katte jõe kohale, mis vähendas maismaa selgrootute sattumist jõkke rohkem kui neljakordselt ja seetõttu vähenes kohaliku malma toidus maismaa saakloomade biomass 47% kontrollaladega võrreldes. See suurendas oluliselt malma toitumist jõe bentilistest selgrootutest, mis omakorda vähendas bentiliste herbivooride biomassi 46% ja suurendas jällegi 49% perifüütoni biomassi (Baxter jt 2004). Lisaks võib näiteks metsaraie puhul suureneda väikeste vooluveekogude avatus valgusele, mis veel omakorda soodustab veetaimede vohamist ja ka üldiselt soojendab vett.

Lõhilaste arvukus sõltub liikide majandamisest püügipiirangute abil. Romakkaniemi jt (2003) uurimuse tulemused näitasid, et lõhe arvukuse kasv oli seotud merepüügi kvootide vähendamisega ja rannikukalapüügi püügihooaja alguse edasi lükkamisega. Püügiplaneeringute planeerimisel on veel tähtis mõista kalade migreerumisteid meres. Enamus lõhet rändab toitumisaladele Läänemere kesk- ja lõunaossa ja seetõttu on merepüügist rohkem ohustatud lõhed, kes tulevad kaugemalt, sest siis on suurem tõenäosus sattuda rändel püügis (Romakkaniemi jt 2003). Liigid ei järgi tavaliselt riigipiire ja seetõttu on eriti siirdekalade populatsioonide säilitamise puhul oluline riikidevaheline koostöö püügipiirangute määramisel, kuid rannakalanduse puhul ka regionaalne püügi reguleerimine.

Röövpüügi vähendamisel võib olla positiivne mõju lõhilaste arvukusele. Iga-aastase üritusena on Eesti Kalastajate Seltsi (EKS) vabatahtlikud viiel eelneval sügisel mõnede lõhejõgede (nt Keila ja Pirita jõgi) kallastel lõhilaste kuderahu röövpüüdjate vastu valvanud. Uurimust selle mõjust lõhilaste arvukusele pole avaldatud, kuid arvestades, et kudema tulnud suured ja kurnatud lõhed, kes kudemise ajal on keskendunud muule, on üpris lihtne saak

röövpuudjatele, siis võiks sellisel ettevõtmisel olla potentsiaalselt positiivne mõju õnnestunud kudemiste arvu suurenemisele.

Lõhilaste populatsioonide taastamisel võiks kaaluda asustamise asemel ka siirdamist. See tähendab, et elujõulistest populatsioonidest püütakse isendid, kes lastakse mujale veekogusse, kus olemasolev populatsioon on hääbumas või välja surnud. Teaduskirjanduses on sellest vähe näiteid, kuid Kalastaja ajakirjas kirjeldatakse sel viisil jõeforelli leviku laiendamist. Teadaolevalt puudus Peeda jõest jõeforell, kuid teda introducteeriti jõe alamjooksule aastatel 1992–1994 kuuel korral viiest Eesti veekogust püütud 219 valdavalt suguküpse forelliga ning seejärel jäi forell püsima Peeda jõkke ja levis ka Idaojja (Iisajõgi) ning Porijõkke (Peeda jõgi suubub sinna) (Internet 8). Toodud näide on küll liigi asustamisest väljapoole tema leviala, mille eetilise pool on küsitav. Siiski võiks sellist siirdamise meetodit kasutada näiteks harjuse puhul, et taastada asurkond jõgedes, kus harjuse populatsioon on hääbumas või hävinud inimõju tõttu. Meetodi eelised on võimalus püüda introducteeritavad kalad lähedalasuvatest veekogudest ja seega potentsiaalselt kohalikele oludele kohastunud kalad, ilmselt suurem sugukalade arv kasvandusega võrreldes (suurem geneetiline mitmekesisus) ja majanduslik mõttekus (ei pea kalasid tehislises tingimustes kasvatama).

## 5. Järeldused

Üldiselt näib olevat asustamisel kaks peamist põhjust: inimõju tõttu kaotatud loodusliku lõhilaste taastootmise kompenseerimine töendusliku või harrastusliku kalanduse püügikoguste suurendamiseks või looduskaitselistel kaalutlustel. Eestis asustatakse lõhilasi peamiselt loodusliku taastootmise kompenseerimiseks.

Mitmete uurimuste põhjal saab järeldada, et asustatud kalade ellujäämus sõltub nende suurusest, vanusest, sugukalade päritolust, kasvanduse tingimustest, jões oldud ajast ja ka püügipiirangutest, kuid sõltub ka, mis perioodi vaadata – kas ellujäämust tähnikuna, laskujana või asustatud kalade kudema tulekuni. Üldiselt on samal ajal asustatud kaladest ellujäämus kõrgem suurematel ja vanematel kaladel (tavaliselt on ka vanus ja kala suurus positiivses korrelatsioonis), kuid laskumisel olid edukamad jões naturaliseerunud samasuvistena asustatud kalad ning samamoodi oli tähnikuna ellujäämus suurem samasuvistena teistest hiljem asustatud lõhede puhul. Jões kauem harjuda saanud lõhedel oli küll suurem ellujäämus laskumisel, kuid laskujaks sai rohkem kalasid, kes tähnikuna enne smoltifitseerumist kõige vähem aega jões elasid. Seevastu jõudis kõige rohkem täiskasvanuks saada kaheaastastena asustatud lõhed ja üldse rohkem laskujatena kui tähnikuna asustatud lõhed. Tiigis loodusliku toidu baasil kasvanud harjuste ellujäämus oli looduses suurem, kui basseinis kuivtoidust toitunud harjustel. Kasvanduse lõhede soolestiku mikrobioota oli generalisti oma, seevastu metsikutel lõhedel spetsialiseeritud.

Mõnel juhul oli kasvanduse kalade ellujäämus suurem metsikutest ja mõnel juhul vastupidi. Naturaliseerunud samasuvistena asustatud lõhed oli laskumisel edukamad metsikutest. Seevastu tagasi kudema tuli rohkem metsikuid lõhesid kui asustatud. Harjuse üheaastastena asustamise puhul oli sama vanade metsikute kalade ellujäämus suurem.

Asustamisel on metsikute liigikaaslaste populatsioonidele nii positiivseid kui ka negatiivseid mõjusid. Positiivsed: hääbuva või välja surnud populatsiooni taastamine ning sellega vähemalt mingil määral geneetilise mitmekesisuse varieeruvuse säilitamine, võrreldes olukorraga, kui populatsioon välja sureb või ei taastata; lisaks ekslevad asustatud kalad rohkem, taasasustades nii mõne jõe, mille elupaiga tingimused on kaladele taas sobivaks muutunud. Negatiivsed: elujõuliste metsikute populatsioonide geneetilise mitmekesisuse homogeniseerumine ja sellega kaasnev kohalike adaptatsioonide nõrgenemine ning seetõttu metsikute populatsioonide elujõulisuse vähendamine; kalade tiheduse suurendamise läbi liigisisese konkurentsi tõstmine; täiskasvanud forelli asustamine vähendas metsikute suurte juveniilsete forellide taaspüüki ja suurendas rännet elupaiga sees. Üheaastaste harjuste asustamine langetas sama vanade metsikute harjuste konditsiooni.

Asustatud lõheliste mõjust teistele kohalikele liikidele oli kirjanduses vähem näiteid, eriti harjuse kohta, kuid otsesed mõjud kohalikele liikidele olid kas neutraalsed (mõju polnud) või negatiivsed. Positiivseid mõjusid välja ei tulnud. Kindlasti on asustamisel positiivsed mõjud väga mitmetele kiskjatele, kelle jaoks on asustatavad kalad saakloomad, kuid seda mõju siinses töös ei arvestatud, vaid enamasti oli tegu liikidevahelise konkurentsiga. Asustatud kalade mõju teistele liikidele sõltub ka kalade tihedusest ning ressursside rohkusest elupaigas. Asustatud lõhe on tõenäoliselt oma jõelises elupaigas – karestikul – väga edukas ning tema juuresolekul on sunnitud mitmed liigid oma mikroelupaiga valikut või toitumisstrateegiat muutma, et vältida rohkem konkurentsi. Mõne liigiga on ka väiksemad mõjud teineteisele, sest kattuvus toiduobjektide vahel ja mikroelupaikade kasutamises on väiksemad või on erinevad toitumisajad.

Täiskasvanud forelli asustamine vähendas täiskasvanud harjuse taaspüüki samast alast, kuid ei mõjutanud juveniilse harjuse taaspüüki. Põhjuseks oli tõenäoliselt sama elupaiga kasutamine täiskasvanud asustatud forelli ja metsiku harjuse poolt ning erinev elupaigakasutus juveniilse harjusega.

Harjusel on lõhe ja forelliga võrreldes kitsam mikroelupaiga eelistus. Kõige sagedamini esineb tema elupaigas forell. Harjus eelistab sügavamat ning forell madalamat mikroelupaika, kuid peamiselt mõjutavad nad teineteist tõenäoliselt vahepeelses sügavuses, kus ilmselt on forell edukam ja sunnib pigem harjuse rändama. Uurimustes on leitud nii kasvanduse harjuse väiksemat kui ka suuremat agressiivsust võrreldes metsikute harjustega.

Võõrliikide asustamisel võivad olla ettearvamatud ja kaugeleulatuvad kahjulikud mõjud kohalikele kooslustele, kuigi alati ei pruugi nad ka asustatavasse kohta püsima jääda. Tihti asustatakse võõrliike harrastuskaluritele püügielamuse pakkumiseks, selleks valitakse tippkiskjad, kes võivad olla agressiivsemad ning domineerivad. Eelmisel sajandil prooviti ka Eestis asustada mitut lõhilaste sugukonda kuuluvat võõrliiki (nt vikerforell ja ameerika paalia), kuid looduslikult taastootvaid populatsioone ei tekkinud. Kaasajal teatakse võõrliikide potentsiaalset kahjulikku mõju kohalikele kooslustele ja seetõttu on hea, et arvatavasti Eesti ebasoodsa kliima või väheste asustamiskoguste tõttu nimetatud liigid Eestisse püsima pole jäänud. Kuigi võõrliigina on Eestis naturaliseerunud karpkalalaste (*Cyprinidae*) sugukonda kuuluvad karpkala ja hõbekoger (*Carassius gibelio*). Võõrliikide negatiivsed mõjud: nad võivad kohalike liikidega hübriidiseeruda; põhjustada kohalike koosluste väljasuremisi; omada kaugeleulatuvaid mõjusid toiduahelates.

Peale asustamise on ka teisi võimalusi, kuidas looduslike lõhilaste populatsioone taastada, seejuures on need looduskaitse mõttes kasulikud, kuna soodustavad

metsikute populatsioonide taastootmisvõimet. Lõhilaste puhul on eriti oluline hea veekvaliteet, selle saavutamiseks tuleb vähendada jõgedesse juhitavat heitvett või seda paremini puhastada. Elupaikade taastamiseks (kärstikulised kudealad) ja jõgede hea ühendatavuse parandamiseks (vajalike elupaikadeni jõudmiseks) on otsese positiivse mõjuga paisude eemaldamine. Lisaks suurendab kalade ellujäämist väljapüüdmise vähendamise näol püügi mõistlik reguleerimine.

Järgnevalt mõned edasist uurimist vajavad suunad. Lõhet asustatakse tänapäeval tema leviala ulatuses äärmiselt palju, kuid milline on sellise raskesti hoomatava asustamise mõju ulatus metsikutele lõhepopulatsioonidele ja mis juhtuks, kui mastaapne asustamine järkjärgult lõpetada? Samuti asustatakse forelli väga palju ja tihti harrastuskalurite saakide suurendamiseks ka Euroopas veekogudesse, kus ta muidu levinud pole. Selle taustal ei pruugi välja paista metsikute alampopulatsioonide seisundid, mis võivad eri paikades olla väärtusliku geneetilise taustaga. Massilise ja kontrollimata asustamisega võivad need alampopulatsioonid kannatada ja kogu populatsioon kogu leviala ulatuses kokkuvõttes nõrgeneda. Mis seisus on sellised metsikud refuugiumite populatsioonid? Harjuse puhul võiks uurida tema fragmenteeritust Euroopas ja asustamise mõju teistele kohalikele kalaliikidele.

## Kokkuvõte

Euroopas on mageveekalad magevee limuste (*Mollusca*) järel kõige ohustatum taksonoomiline rühm, seejuures kõige ohustatumad on anadroomsed liigid. Käesolevas töös uuritakse lõhilaste (*Salmonidae*) sugukonda kuuluvate atlandi lõhe (*Salmo salar*), forelli (*Salmo trutta*) ja harjuse (*Thymallus thymallus*) asustamise mõju veekogude ökosüsteemidele ja populatsioonidele. Lõhilaste hea seisund on tähtis nii toimiva looduskeskkonna säilimiseks kui ka vajalik inimese heaolule. Lõhilasi on asustatud peamiselt inimõju tõttu vähenenud loodusliku taastootmise kompenseerimiseks tööndusliku või harrastusliku kalanduse püügikoguste suurendamiseks või looduskaitselistel kaalutlustel. Lõhilasi asustatakse erinevates vanuseklassides (sagedamini vahemikus samasuvised kuni kaheaastased) ning nii tähnikutena kui ka smoltidena. Asustatud lõhilased on enamasti metsikutest liigikaaslastest väiksema ellujäämusega, kuid mõnel juhul ka suuremaga. Põhiliselt kasvab asustatud lõhilaste ellujäämuse tõenäosus kala suuruse ja vanuse kasvuga ning vähem aega magevees olnud kaladel (anadroomsed liigid). Asustamise peamine positiivne mõju metsikutele liigikaaslastele on hääbuva või välja surnud populatsioonide taastamine. Peamine negatiivne mõju on metsikute populatsioonide geneetilise mitmekesisuse ja seekaudu elujõulisuse vähenemine. Asustatud lõhilaste peamine mõju teistele kohalikele liikidele on konkurentsi suurendamine, mille puhul on enamasti teised liigid sunnitud oma käitumist muutma. Võõrliikidel on kohalikele kooslustele sageli ulatuslikud kahjulikud mõjud, kui nad püsima jäävad. Peale asustamise saab lõhilaste populatsioone taastada veel rändetõkete eemaldamisega, veekvaliteedi parendamisega ja püügi piiramisega.

Vastused uurimisküsimustele. Esiteks on lõhilasi mõttekas asustada, et kompenseerida inimõju tõttu vähenenud looduslikku taastootmist, kuid see on tagajärjega tegelemine, oluline on taastada lõhilaste looduslikud kudemistingimused ja piirata püüki vähemalt nii palju, et poleks ohtu looduslikele populatsioonidele. Asustamine on samuti mõttekas, et taastada hääbumas olev või välja surnud populatsioon. Teiseks võib asustamine kahjulik olla metsikule populatsioonile, vähendades selle geneetilist varieeruvust, ja liikide asustamine väljapoole nende looduslikku levilat, ohustades nii kohalikke koosluseid. Võimalusel tuleks asustamist vältida ja taastada lõhilaste looduslik taastootmine. Kolmandaks, asustatud lõhilaste ellujäämuse suurendamiseks looduses tuleks asustada suuremaid ja vanemaid noorkalaid (ja anadroomsete liikide puhul laskujaid), eelistada kohalikku sugukarja ja looduslähedasemaid tingimusi kasvanduses. Kuigi asustatud kalade ellujäämuse suurendamine on vastuolus nende negatiivsete mõjudega looduslikele populatsioonidele.

## Summary

### **The effect of stocking salmonids on water ecosystems and populations**

In Europe the second most threatened taxonomic group after freshwater molluscs (*Mollusca*) are freshwater fishes, whereby the most threatened are anadromous species. Present work studies the effect of stocking salmonid (*Salmonidae*) family species Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*) and European grayling (*Thymallus thymallus*) on water ecosystems and populations. The good status of salmonids is important to ensure ecosystem functioning and human well-being. Salmonids are being stocked mainly to compensate the loss of natural reproduction due to human impact to increase industrial or recreational fishing catches or because of conservation reasons. Salmonids are stocked in different age classes (mostly between ages 0+ and two years old) as parr as well as smolts. Reared salmonids generally have lower survival rates than their wild conspecifics, but in some cases vice versa. The probability of survival increases generally with the increase of fish size and age and less time spent in fresh water (anadromous species). Main positive effect of stocking to wild conspecifics is recovery of disappearing or extinct populations. Main negative effect of stocking to wild conspecifics is reduction of their genetic diversity and thus reduction of their viability. Main effect of reared salmonids to other local fish species is increasing interspecific competition, whereby mostly other fish is forced to change their behaviour. Alien species have frequently extensive negative effects to local assemblages, if they persist. Besides stocking removal of migration barriers, improvement in water quality and catch restrictions are the opportunities to enhance wild salmonid populations.

Answers to proposed questions. Firstly, stocking of salmonids is essential to compensate the loss of human impacted natural reproduction, but this is dealing with the consequences. Important is to restore salmonid natural spawning grounds and to restrict fishing at least to the extent that wild populations are not threatened. In addition stocking is essential to the recovery of disappearing or extinct wild population. Secondly, stocking can reduce genetic variability of wild population and stocking a species outside their native range can be threat to local assemblages. If possible, stocking should be avoided and instead restoring of natural reproduction should be prioritized. Thirdly, to increase the survival of reared salmonids in the wild juvenile fishes of greater size and age (and smolts for anadromous species) should be stocked, local broodstock and more nature-like hatchery conditions should be favoured. Although increasing the survival of reared fish it is controversial due to their negative effects on wild populations.



## **Tänuavaldus**

Soovin tänada oma juhendajat, kes mind igakülselt nõustas ja suuniseid ning ideid andis! Äärmiselt tänulik olen abilistele, kes võtsid vaevaks mu töö läbi lugeda ja väärtuslikke kommentaare jagada ja mind pidevalt tugevasti motiveerida! Samuti tänan enda perekonda, kes julgustavaid ja kiitvaid sõnu jagasid! Aitäh teile kõigile veel kord!

## Kasutatud kirjandus

(Kasutatud ajakirja Freshwater Science kirjanduse loetelu stiili.)

- Baxter, C. V., K. D. Fausch, M. Murakami, P. L. Chapman. 2004. Fish Invasion Restructures Stream and Forest Food Webs by Interrupting Reciprocal Prey Subsidies. *Ecology* 85: 2656–2663.
- Birnie-Gauvin, K., M. H. Larsen, S. T. Thomassen, K. Aarestrup. 2018a. Testing three common stocking methods: Differences in smolt size, migration rate and timing of two strains of stocked Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 483: 163–168.
- Birnie-Gauvin, K., M. M. Candee, H. Baktoft, M. H. Larsen, A. Koed, K. Aarestrup. 2018b. River connectivity reestablished: Effects and implications of six weir removals on brown trout smolt migration. *River Research and Applications* 34: 548–554.
- Cuttelod, A., M. Seddon, E. Neubert. 2011. European Red List of Non-marine Molluscs. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Degerman, E., I. Näslund, B. Sers. 2000. Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. *Ecology of Freshwater Fish* 9: 191–201.
- Flávio, H., K. Aarestrup, N. Jepsen, A. Koed. 2019. Naturalised Atlantic salmon smolts are more likely to reach the sea than wild smolts in a lowland fjord. *River Research and Applications* 35: 216–223.
- Floury, M., J. Colombet, C. Desvillettes. 2019. Interspecific competition between restocked 0+ salmon parr (*Salmo salar*) and native fish species in a large European river. *Ecology of Freshwater Fish* 28: 69–84.
- Freyhof, J., E. Brooks. 2011. European Red List of Freshwater Fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Goodwin, J. C. A., R. A. King, J. I. Jones, A. Ibbotson, J. R. Stevens. 2016. A small number of anadromous females drive reproduction in a brown trout (*Salmo trutta*) population in an English chalk stream. *Freshwater Biology* 61: 1075–1089.
- HELCOM. 2011. Salmon and Sea Trout Populations and Rivers in the Baltic Sea – HELCOM assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings*. No. 126A.
- HELCOM. 2013. Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Baltic Sea Environment Proceedings*. No. 140.

- ICES. Assessment Working Group on Baltic Salmon and Trout (WGBAST). 2013, viimati uuendatud 2014. Stock Annex: Salmon (*Salmo salar*) in Subdivisions 22–31 (Baltic Sea, excluding the Gulf of Finland) and Salmon (*Salmo salar*) in Subdivision 32 (Gulf of Finland).
- ICES. 2018. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 20–28 March 2018, Turku, Finland. ICES CM 2018/ACOM:10. 369 pp.
- Jonsson, B., N. Jonsson. 2006. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1162–1181.
- Järvekülg, R., M. Tambets, J. Tambets, B. Moeslund. 2004. Harjus (*Thymallus thymallus* L.) Kaitsekorralduskava. Eesti Loodushoiu Keskus, Bio/consult AS. Tartu.
- Kangur, M., B. Wahlberg. 2001. Present and potential production of salmon in Estonian rivers. Estonian Academy Publishers. Tallinn.
- Kesler, M., M. Kangur, M. Vetemaa. 2011. Natural re-establishment of Atlantic salmon reproduction and the fish community in the previously heavily polluted River Purtse, Baltic Sea. *Ecology of Freshwater Fish* 20: 472–477.
- Kesler, M., I. Taal, R. Svirgsden. 2017. Joaveski joastikust ülesvoolu jääva Loobu jõestiku kalandusliku taastootmispotentsiaali hindamine 2016 aastal. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut. Tartu.
- Klemetsen, A., P.-A. Amundsen, J. B. Dempson, B. Jonsson, N. Jonsson, M. F. O'Connell, E. Mortensen. 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.
- Launey, S., G. Brunet, R. Guyomard, P. Davaine. 2010. Role of Introduction History and Landscape in the Range Expansion of Brown Trout (*Salmo trutta* L.) in the Kerguelen Islands. *Journal of Heredity* 101: 270–283.
- Lavoie, C., M. Courcelle, B. Redivo, N. Derome. 2018. Structural and compositional mismatch between captive and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) parrs' gut microbiota highlights the relevance of integrating molecular ecology for management and conservation methods. *Evolutionary Applications* 11: 1671–1685.
- MacCrimmon, H. R., T. L. Marshall, B. L. Gots. 1970. World Distribution of Brown Trout, *Salmo trutta*: Further Observations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 27: 811–818.
- Mikelsaar, N. 1984. Eesti NSV kalad. Tallinn. Valgus: 432 lk.

- Mueller, M., J. Pander, J. Geist. 2018. Comprehensive analysis of > 30 years of data on streamfish population trends and conservation status in Bavaria, Germany. *Biological Conservation* 226: 311–320.
- Parrish, D. L., R. J. Behnke, S. R. Gephard, S. D. McCormick, G. H. Reeves. 1998. Why aren't there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 281–287.
- Pihu, E., A. Turovski. 2001. Eesti mageveekalad. Tallinn. Zero Gravity: 240 lk.
- Pinter, K., S. Weiss, E. Lautsch, G. Unfer. 2018. Survival and growth of hatchery and wild brown trout (*Salmo trutta*) parr in three Austrian headwater streams. *Ecology of Freshwater Fish* 27: 146–157.
- Riley, W. D., M. J. Ives, M. G. Pawson, D. L. Maxwell. 2006. Seasonal variation in habitat use by salmon, *Salmo salar*, trout, *Salmo trutta* and grayling, *Thymallus thymallus*, in a chalk stream. *Fisheries Management and Ecology* 13: 221–236.
- Romakkaniemi, A., I. Perä, L. Karlsson, E. Jutila, U. Carlsson, T. Pakarinen. 2003. Development of wild Atlantic salmon stocks in the rivers of the northern Baltic Sea in response to management measures. *ICES Journal of Marine Science* 60: 329–342.
- Salminen, M., T. Alapassi, E. Ikonen. 2007. The importance of stocking age in the enhancement of River Kymijoki salmon (*Salmo salar*). *Journal of Applied Ichthyology* 23: 46–52.
- Salonen, A., N. Peuhkuri. 2004. A short hatchery history: does it make a difference to aggressiveness in European grayling?. *Journal of Fish Biology* 65: 231–239.
- Salonen, A., N. Peuhkuri. 2006. The effect of captive breeding on aggressive behaviour of European grayling, *Thymallus thymallus*, in different contexts. *Animal Behaviour* 72: 819–825.
- Turek, J., P. Horký, J. Velíšek, O. Slavík, R. Hanák, T. Randák. 2010. Recapture rate and growth of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta* v. *fario*, L.) in Blanice River and the effect of stocking on wild brown trout and grayling (*Thymallus thymallus*, L.). *Journal of Applied Ichthyology* 26: 881–885.
- Turek, J., P. Horký, V. Žlábek, J. Velíšek, O. Slavík, T. Randák. 2012. Recapture and condition of pond-reared, and hatchery-reared 1+ European grayling stocked in addition to wild conspecifics in a small river. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 405.

Vasemägi, A., R. Gross, T. Paaver, M.-L. Koljonen, J. Nilsson. 2005. Extensive immigration from compensatory hatchery releases into wild Atlantic salmon population in the Baltic sea: spatio-temporal analysis over 18 years. *Heredity* 95: 76–83.

WWF. 2001. The Status of Wild Atlantic Salmon: A River by River Assessment. World Wide Fund for Nature.

### **Internetiallikad**

Internet 1: R. Fricke, W. Eschmeyer, ja J. D. Fong. Catalog of Fishes. California Academy of Sciences. Kasutatud 18.01.2019, <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp#Salmonidae>.

Internet 2: III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine. RT I, 04.07.2014, 22. Riigi Teataja. Kasutatud 20.05.2019, <https://www.riigiteataja.ee/akt/104072014022>.

Internet 3: Looduskaitseeadus<sup>1</sup>. RT I, 14.11.2018, 8. Riigi Teataja. Kasutatud 20.05.2019, <https://www.riigiteataja.ee/akt/114112018008>.

Internet 4: Kalapüügieeskiri. RT I, 24.04.2019, 6. Riigi Teataja. Kasutatud 06.05.2019, <https://www.riigiteataja.ee/akt/124042019006>.

Internet 5: Keskkonnaministeeriumi asustamise andmed MS Exceli faili kujul. Kasutatud 26.04.2019, <https://www.envir.ee/et/statistika>.

Internet 6: R. Fricke, W. Eschmeyer, ja J. D. Fong. Catalog of Fishes. California Academy of Sciences. Kasutatud 08.05.2019, <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.

Internet 7: III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine. RTL 2004, 69, 1134. Riigi Teataja. Kasutatud 06.05.2019, <https://www.riigiteataja.ee/akt/760308>.

Internet 8: R. Pihu. 2000. Kalaveed: Jõeforelli asustamisest Peeda jõkke kirjutab Raul Pihu. Kalastaja. Kasutatud 22.05.2019, <http://ajakiri.kalastaja.ee/?1,16,169>.

## Lisa 1. Harjuse asurkonnad Eestis

**Tabel 1.** Harjuse asurkonnad Eestis (koostatud Järvekülg (2004) harjuse kaitsekorralduskava (2004) põhjal).

Nr.	Asurkonna nimi	Leviala suurus ja arvukus	Märkused
1	Piusa j	75 km, elujõuline, arvukas	75 km asuala, 25 km tuumikala
2	Võhandu j	14 km püsiala, väga vähearvukas	
3	Õhne j	10 km, vähearvukas	
4	Ahja j	40 km, elujõuline, suhteliselt arvukas	Saesaare pais jagab 2 isol osaks: üleval (30 km) elujõuline, suht. arvukas, all leviala ja arvukus piiratud, pidevas hävimisohus
5	Avijõgi	20 km, suht. arvukalt	Seisund hea
6	Narva j	10 km, võrdlemisi arvukas	Ülevalpool paisu (-10 km), all andmed puuduvad
7	Kunda j	Ligi 50 km, väga madal/ madal arvukus	Arvukus väga madal/ madal ka hea kvaliteediga kohtades, Kunda paisud isoleerivad alam ja kesk-ülemjooksu asurkonnad püsivalt, potentsiaalselt väga hea harjusejõgi
8	Selja j	15 km, sobivates elupaikades suhteliselt kõrge arvukus	Jõe seisundi edasisel paranemisel võib liigi asuala ning arvukus veelgi suurened
9	Mustoja j	7 km, vähearvukalt	Alamjooksul enne paise, ilmselt sigimine õnnestub ebaregulaarselt- nõrk asurkond, pidevalt ohustatud paisude poolt
10	Valgejõgi	40 km, tabatud nii kalastajate poolt kui ka katsepüükidel	Alam- ja keskjooksul, tõenäoliselt leviala laieneb
11	Jägala-Soodla j	Üksikud teated	Katsepüükidega alamjooksul allpool Jägala juga, ilmselt säilis varem Soodla jões ja laiendab leviala ka Jägala jões, takistuseks paisud mõlemal jõel (ja juga, lõputöö autori lisatud)
12	Pärlijõgi (Mustjõe lisajõgi)	U 4 km, üksikud harjused	Alamjooksul, üksikud harjused saadud ka Mustjõest mõned km allpool Pärlijõe suuet, taasasustamine Mustjõe kaudu Vaidava ja/ või Peetri asurkonna baasil, jõgi sobilik, probleemiks paisud
13	Vaidava j	Eestis üle 10 km, enamik jõest ja harjuse elualast asub Lätis	Alamjooksul, vähearvukalt ka lisajõe Peeli j alamjooksul, osa vanemaid rändab Mustjõkke, seal sigimispaike pole, pais isoleerib (nüüd on kalapääs, lõputöö autori lisatud) alam- ja ülejäänud jooksu asurkondasid
14	Peetri j	Eestis 12 km, esineb kogu ulatuses, enamus jõest asub Lätis, seal ka ilmselt peamised harjuse elamis- ja sigimispaike	
15	Hargla oja	U 4,5 km, väike ja kõikum arvukus	Alamjooksul, sigimine ilmselt ebaregulaarne, enamik vanemaid läheb ilmselt Mustjõkke elama, elutingimused sõltuvad suuresti kopra arvukusest, iseseisvalt Hargla o väärtus harjuse elupaigana puudub, võimalik, et pole põhjust iseseisvaks asurkonnaks lugeda

## Lisa 2. Atlandi lõhe asustamine Eestis

Tabel 2. Atlandi lõhe (*Salmo salar*) asustamine Eestis aastatel 1992–2017 (koostatud Keskkonnaministeeriumi ametliku statistika järgi (Internet 3)).

<b>Tabel 2. Atlandi lõhe (<i>Salmo salar</i>) asustamine Eestis aastatel 1992–2017</b>						
<b>Aasta</b>	<b>Ühik: tuhat isendit</b>					
	<b>Vastsed</b>	<b>0+</b>	<b>1-aastased</b>	<b>1+</b>	<b>2-aastased</b>	<b>Kokku</b>
<b>1992</b>	0	10	12	0	0	<b>22</b>
<b>1993</b>	2	0	22	0	0	<b>24</b>
<b>1994</b>	0	0	33	0	0	<b>33</b>
<b>1996</b>	0	0	32	0	0	<b>32</b>
<b>1997</b>	0	0	18	0	29	<b>46</b>
<b>1998</b>	0	0	0	52	90	<b>142</b>
<b>1999</b>	0	0	143	0	58	<b>201</b>
<b>2000</b>	0	0	99	0	35	<b>133</b>
<b>2001</b>	0	61	184	0	34	<b>279</b>
<b>2002</b>	0	179	135	11	40	<b>365</b>
<b>2003</b>	0	210	172	0	35	<b>417</b>
<b>2004</b>	0	94	165	0	46	<b>305</b>
<b>2005</b>	0	48	120	0	46	<b>214</b>
<b>2006</b>	0	0	125	0	48	<b>173</b>
<b>2007</b>	0	100	89	0	51	<b>241</b>
<b>2008</b>	0	124	122	0	49	<b>294</b>
<b>2009</b>	0	0	145	0	45	<b>191</b>
<b>2010</b>	0	51	77	0	33	<b>160</b>
<b>2011</b>	0	0	64	19	26	<b>109</b>
<b>2012</b>	0	100	81	9	53	<b>243</b>
<b>2013</b>	99	30	68	13	30	<b>241</b>
<b>2014</b>	50	15	0	0	25	<b>90</b>
<b>2015</b>	99	128	41	4	42	<b>312</b>
<b>2016</b>	0	86	45	5	37	<b>173</b>
<b>2017</b>	0	55	61	21	43	<b>180</b>
<b>Kokku</b>	<b>249</b>	<b>1290</b>	<b>2051</b>	<b>134</b>	<b>895</b>	<b>4619</b>
<b>Osakaal (%)</b>	<b>5</b>	<b>28</b>	<b>44</b>	<b>3</b>	<b>19</b>	<b>100</b>

### Lisa 3. Atlandi lõhe asustamine Eestis jõgede kaupa

**Tabel 3.** Atlandi lõhe (*Salmo salar*) asustamine Eestis jõgede kaupa aastatel 1992–2017 (koostatud Keskkonnaministeeriumi ametliku statistika järgi (Internet 3)).

<b>Tabel 3. Atlandi lõhe (<i>Salmo salar</i>) asustamine Eestis jõgede kaupa aastatel 1992–2017</b>							
<b>Nr</b>	<b>Veekogu</b>	<b>Ühik: tuhat isendit</b>					<b>Kokku</b>
		<b>Vastsed</b>	<b>0+</b>	<b>1-aastased</b>	<b>1+</b>	<b>2-aastased</b>	
<b>1</b>	<b>Valgejõgi</b>	131	247	362	42	206	<b>989</b>
<b>2</b>	<b>Narva jõgi</b>	0	242	634	0	15	<b>892</b>
<b>3</b>	<b>Selja jõgi</b>	0	93	268	26	253	<b>639</b>
<b>4</b>	<b>Pirita jõgi</b>	0	182	289	21	145	<b>637</b>
<b>5</b>	<b>Purtse jõgi</b>	84	262	206	21	6	<b>580</b>
<b>6</b>	<b>Loobu jõgi</b>	0	161	110	24	90	<b>385</b>
<b>7</b>	<b>Jägala jõgi</b>	31	35	21	0	138	<b>225</b>
<b>8</b>	<b>Vääna jõgi</b>	0	0	116	0	0	<b>116</b>
<b>9</b>	<b>Pärnu jõgi</b>	2	30	45	0	37	<b>114</b>
<b>10</b>	<b>Pühajõgi</b>	0	17	0	0	3	<b>20</b>
<b>11</b>	<b>Pudisoo jõgi</b>	0	11	0	0	0	<b>11</b>
<b>12</b>	<b>Mustoja jõgi</b>	0	10	0	0	0	<b>10</b>



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

Mina, Jürgen Karvak,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Lõhilaste asustamise mõju veekogude ökosüsteemidele ja populatsioonidele“, mille juhendaja on Martin Kesler, 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 3.0, 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.

*Jürgen Karvak*  
**23.05.2019**