

LATVIJAS UNIVERSITĀTE  
BIOLOĢIJAS FAKULTĀTE  
HIDROBIOLOĢIJAS KATEDRA

STRAUTA FOREĻU *SALMO TRUTTA* L. DZĪVOTŅU  
VĒRTĒJUMS, IZMANTOJOT DAŽĀDAS THS  
INDIKATORA PARAMETRU MĒRĪŠANAS METODES

Maģistra darbs

Autors: Rūdolfš Tutiņš

Stud. apl. Nr. rt17024

Darba vadītājs: Dr. med. vet. Ruta Medne

Konsultants: Mag. biol. Kaspars Abersons

RĪGA 2019

## KOPSAVILKUMS

THS indikators ir pasaulē plaši izmantota metode strauta foreļu un taimiņu (*Salmo trutta* L.) populācijas stāvokļa novērtēšanai, kuru izstrādājusi Starptautiskās Jūras pētniecības padomes (ICES), Baltijas taimiņa krājuma novērtēšanai nepieciešamo datu izpētes grupa (SGBALANST). Metode balstās uz sešiem ūdensteces parametriem – vidējais dziļums; platums; dominējošais substrāts; ātrums; kritums (ja pieejams) un noņojums, pēc kuriem ir iespējams aptuveni noteikt upes potenciālo foreļu mazuļu produkciju.

Pagaidām THS indikators Latvijā nav izmantots. Metodes aprobācija lauka apstākļos veikta 2018. gadā. THS aprēķināts visās paraugu ņemšanas vietās, kur konstatēti foreļu mazuļi, kopumā 35 parauglaukumos, 24 upēs. Lai uzlabotu un pārbaudītu metodes pielietojamību, THS papildus noteikts ar vienkāršotu parametru mērīšanas metodi un no standarta monitoringa protokoliem, kuri Latvijā tiek izmantoti kopš 2007. gada.

Tika secināts, ka THS vērtība pozitīvi korelē ar foreļu mazuļu blīvumu ( $p=0,007$ ) un tas netiešā veidā apliecina metodes izmantojamību. Vienkāršotās metodes THS rezultāti arī korelēja ar mazuļu blīvumu ( $p<0,001$ ), tomēr metode ir jāpilnveido un dažu parametru mērīšanai jāizmanto speciālas mērierīces. Standarta protokolu THS korelācija nebija būtiska ( $p=0,088$ ), tomēr tendence saglabājās līdzīga, kā abām iepriekšējām metodēm. Monitoringa protokolos reģistrētos datus ir iespējams pārrēķināt uz THS, tomēr parametru novērtēšanas skalās pastāv vairākas nesakrītības, piemēram, substrāta tipam un noņojumam, kas neļauj iegūt precīzu parauglaukuma THS vērtējumu.

Maģistra darbs izstrādāts Latvijas Universitātes, Bioloģijas fakultātes, Hidrobioloģijas katedrā un Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskajā institūtā "BIOR".

Atslēgas vārdi : foreļu mazuļi, mazuļu blīvums, dzīvotne, THS, elektrozeja, metožu salīdzinājums.

## SUMMARY

THS indicator is a globally used method for assessing the population status of brown trout and sea trout (*Salmo trutta* L.) developed by the International Council for the Exploration of the Sea (ICES) Study Group on data requirements and assessment needs for Baltic Sea trout (SGBALANST). The method is based on six watercourse parameters - average depth; wetted width; dominant substrate; velocity; slope (if available) and shade, based on which it is possible to approximate the potential trout production of the river.

So far, the THS indicator has not been used in Latvia. Approbation of the method was carried out in 2018. THS was calculated for all sampling sites where trout parr were present, in total 35 sites, in 24 rivers. In order to improve and test the applicability of the method, the THS was determined at the same locations by a simplified method as well as from standard monitoring protocols used in Latvia since 2007.

It was concluded that the THS value positively correlates with the density of trout parr ( $p = 0.007$ ), which implicitly confirms the applicability of the method. The THS results of the simplified method also correlated with parr density ( $p < 0.001$ ), however, the method has to be improved and special metering devices should be used to measure some parameters. The standard protocol THS correlation was not significant ( $p = 0.088$ ), but the trend remained similar to both previous methods. Data recorded in monitoring protocols can be recalculated to THS, but there are a number of inconsistencies in parameter estimation scales, such as substrate type and shade that do not allow accurate THS estimation for the site.

Master's Thesis was established in University of Latvia, Faculty of Biology, at the Department of Hydrobiology and in Institute of Food Safety, Animal Health and Environment "BIOR".

Keywords: trout parr, parr density, habitat, THS, electrofishing, comparison of methods.

# SATURS

KOPSAVILKUMS .....	2
SUMMARY .....	3
TERMINU SKAIDROJOŠĀ VĀRDNĪCA .....	6
IEVADS .....	7
1. LITERATŪRAS APSKATS .....	8
1.1. Strauta foreles un taimiņa ekoloģija .....	8
1.1.1. Strauta foreles un taimiņa izplatība .....	9
1.1.1.1. Izplatību ietekmējošie vides faktori .....	10
1.1.1.2. Izplatību ietekmējošie antropogēnie faktori .....	11
1.2. Foreļu stāvokļa novērtēšana .....	12
1.2.1. Novērtēšanas vēsture .....	12
1.2.2. Zivju skaitīšanas metodes .....	13
1.2.3. Vides novērtēšana .....	15
2. MATERIĀLI UN METODES .....	16
2.1. Foreļu datu ievākšanas laiks un vieta .....	16
2.2. Foreļu ievākšana .....	17
2.3. Populācijas aprēķināšana .....	18
2.4. THS mērīšana .....	19
2.5. Datu analīzes metodes .....	22
3. REZULTĀTI .....	23
3.1. THS indikatora aprobācija Latvijas upēs .....	23
3.2. Alternatīvo THS metožu salīdzinājums .....	24
3.2.1. Vienkāršotā metode .....	24
3.2.2. Protokolu metode .....	27
3.3. Eksperta pieredzes ietekme uz rezultātiem laika periodā .....	30
4. DISKUSIJA .....	33
4.1. THS indikatora aprobācija .....	33
4.2. Vienkāršotā metode .....	34
4.3. Protokolu metode .....	35
4.4. Eksperta pieredzes ietekme uz rezultātiem .....	36

SECINĀJUMI .....	38
PATEICĪBAS .....	39
LITERATŪRAS SARAKSTS .....	40
PIELIKUMI.....	48

## TERMINU SKAIDROJOŠĀ VĀRDNĪCA

THS indikators (THS) – foreļu dzīvotņu vērtējums.

THS vērtība – foreļu dzīvotņu vērtējuma vērtība, kas piešķirta vienam konkrētam vai vairākiem parauglaukumiem skalā 0 – 10.

THS indikatora parametri – dzīvotnes parametri (platums, dziļums, kritums, straumes ātrums, dominējošais substrāts, noēnojums), no kuriem tiek aprēķināta foreļu dzīvotņu vērtība.

THS kritēriji – dzīvotnes parametru skalārās vērtības, kas nosaka to piederību konkrētam foreļu dzīvotņu vērtējumam vērtībās 0 – 2.

THS klase – atsevišķu foreļu dzīvotņu vērtējumu iedalījums vienkāršāk pārskatāmās grupās.

## IEVADS

Forele Latvijā ir īpaši aizsargājama, kā arī mikroliegumu suga. Tās dabīgās dzīvesvietas, mainoties klimatiskajiem apstākļiem un cilvēka darbības rezultātā, samazinās. Atkarībā no dzīvesveida, forelei izšķir divas formas – rezidentā, upēs dzīvojošā strauta forele un anadromā forma taimiņš, kas migrē uz jūru baroties (Bendall et al. 2005). Foreles negatīvi ietekmē arī upju aizsprosti un hidroelektrostacijas. Forelēm nepieciešami biotopi ar specifiskiem vides apstākļiem. Tā apdzīvo biotopus, kuros ir straujtecēs, relatīvi zema ūdens temperatūra, pietiekams noēnojums un ūdenī izšķīdušā skābekļa daudzums (Armstrong et al. 2003). Līdzšinējie pētījumi pārsvarā ir fokusējušies uz dažādu ekoloģisko faktoru un ūdens fizikālķīmisko parametru, piemēram, temperatūras ietekmes uz forelēm novērtēšanu (Jonsson, Jonsson 2007). Mazāka uzmanība pievērsta ūdensteces morfoloģisko parametru ietekmes novērtēšanai.

THS indikators izveidots ar mērķi salīdzināt foreļu mazuļu blīvuma datus starp dažādiem reģioniem un valstīm (ICES 2011). Ar tā palīdzību iespējams noteikt upes pielāgotību foreļu mazuļiem un attiecīgi plānot apsaimniekošanas pasākumus. Indikatoram izvēlētie parametri parasti tiek fiksēti visu valstu standarta monitoringu protokolos. Pēc SGBALANST metodes, parametru reģistrēšana ir samērā vienkārša, bet laikietilpīga. Alternatīvas, ne mazāk efektīvas, taču ātras metodes izstrādāšana, būtu būtisks ieguldījums zinātniskajā darbībā.

**Hipotēze :** palielinoties THS vērtībai, palielinās foreļu mazuļu blīvums upē.

**Darba mērķis :** izpētīt, vai indikators var tikt piemērots arī Latvijas foreļu populācijām, un, vai ir iespējamās alternatīvas indikatora parametru vienkāršākai mērīšanai, kas nesamazinātu precizitāti, bet ietaupītu THS noteikšanai nepieciešamo laiku.

**Darba uzdevumi :**

1. Praksē pielietot SGBALANST THS indikatoru.
2. Izvērtēt alternatīvo metožu darbību.
3. Pārbaudīt eksperta kvalifikācijas ietekmi uz datiem laika gaitā.

# 1. LITERATŪRAS APSKATS

## 1.1. Strauta foreles un taimiņa ekoloģija

Forele (*Salmo trutta* L.) ir lašu dzimtas (*Salmonidae*) zivs, kas apdzīvo gan saldūdeņus, gan jūru, gan iesālūdeņus (Klemetsen et al. 2003). Populācijas bieži ir daļēji migrējošas, kā arī daudzviet literatūrā tiek atsevišķi izdalīta strauta foreles anadromā forma – taimiņš (Finstad et al. 2005, Hindar et al. 1991, Shephard et al. 2019).

Forele barojas dažādos biotopos, sākot ar maziem strautiem līdz upēm, ezeriem un jūras piekrastēm (Knutsen et al. 2001). Parasti barojas tuvu ūdens virsmai un krastam, tomēr lielāki īpatņi var pārvietoties tālu jūrā (Klemetsen et al. 2003). Foreļu mazuļi barojas ar brīvi peldošiem bezmugurkaulniekiem, zoobentosu un kukaiņiem pie ūdens virsmas. Uzturā bieži dominē nelieli trīsuļodu (*Chironomidae*) kāpuri. Vēlāk barībā tiek iekļauti lielāki barības objekti, piemēram, maksteņu (*Trichoptera*) un strauteņu (*Plecoptera*) kāpuri (Jonsson, Jonsson 2011). Forele ir plēsējs un ēd gandrīz jebkuru piemērota izmēra dzīvnieku, kas atrodas ūdenī vai uz tā virsmas. Visbiežākie foreles upuri ir tie, kas ir visizplatītākie ūdenstecē brīdī, kad foreles barojas (Pentelov 1932).

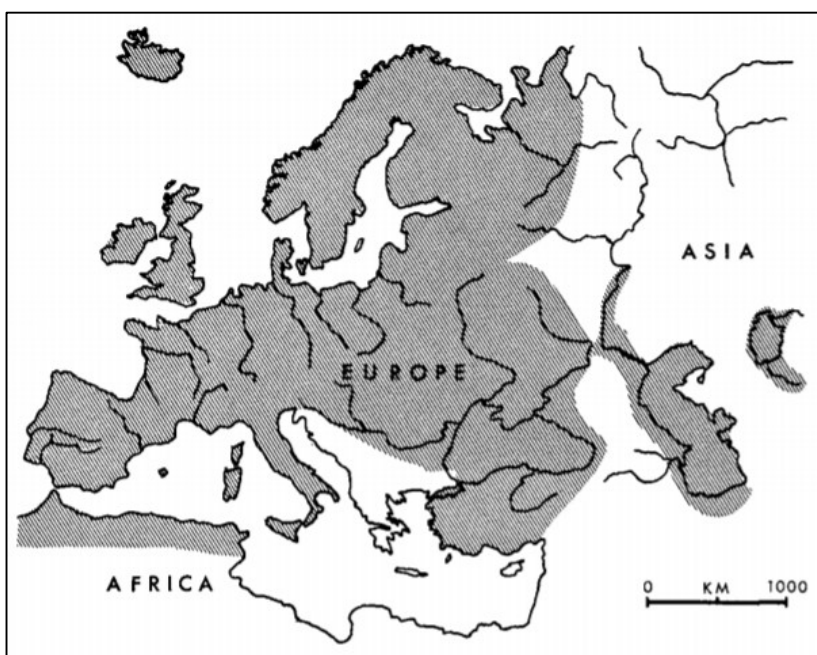
Taimiņu mazuļi saldūdenī var pavadīt 1 – 7 gadus, pirms tie pavasarī vai vasaras sākumā migrē uz jūru (Klemetsen et al. 2003, Plikšs, Aleksejevs 1998). Pirms migrācijas uz jūru, taimiņiem raksturīga attīstības fāze – smoltifikācija. Tā saistīta ar morfoloģiskām, fizioloģiskām, bioķīmiskām un uzvedības izmaiņām, kas nodrošina taimiņu izdzīvošanu sāļā ūdenī (Finstad, Jonsson 2001, Thorstad et al. 2012). Taimiņi piekrastes sekļajos ūdeņos galvenokārt barojas ar vēžveidīgajiem, kukaiņiem un mazzartāriem. Barošanās objektu nomaiņa notiek tad, kad smolts ir aptuveni 25 cm garš. Šāda lieluma taimiņi galvenokārt barojas ar pelaģiskām zivīm (Knutsen et al. 2001).

Foreles nārsto straujtecēs, tīros, aukstos ūdeņos ar augstu skābekļa piesātinājumu un grunts substrātu bez dūņām (Shirvell, Dungey 1983, Groot 1996) Dzimumbriedumu strauta forele sasniedz 2 – 4 gadu vecumā, taimiņš 2 – 7 gadu vecumā. Latvijā nārsto oktobrī – novembrī (Plikšs, Aleksejevs 1998).

### 1.1.1. Strauta foreles un taimiņa izplatība

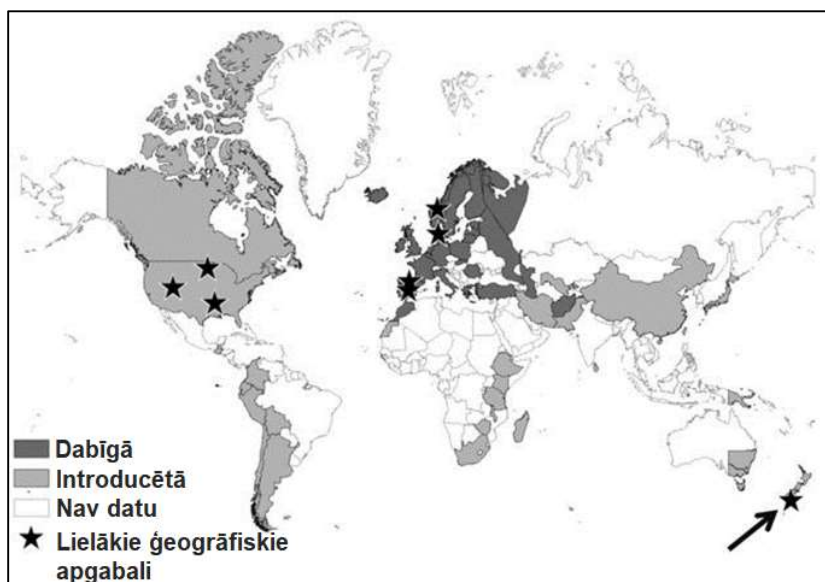
Foreles dabīgais izplatības areāls ir salīdzinoši liels. Tas aptver visu Eiropas teritoriju, Dienvidos paplašinās līdz Ziemeļāfrikai un Austrumos līdz Urālu kalniem Rietumāzijā (1. attēls) (Kitano 2004).

Kopš 19. gs. vidus, foreles ir introducētas vismaz 26 teritorijās ārpus Eiropas, tostarp, Jaunzēlandē, Tasmānijā, Ziemeļamerikā, Argentīnā, Madagaskarā (Elliott 1989, MacCrimmon et al. 1970). Pēdējo 150 gadu laikā tās ir izplatījušās visos pasaules kontinentos, izņemot Antarktīdu (2. attēls) (Elliott 1994, Harris, Milner 2008). Pastāv uzskats, ka ārpus dabīgā izplatības areāla forele izraisa vietējo zivju sugu, jo īpaši lašveidīgo, populāciju samazināšanos, plēsonības, konkurences par resursiem un starpsugu hibridizācijas dēļ (Kitano 2004). Taimiņu populācijas pasaulē nav izplatījušās tik veiksmīgi, kā iekšzemes straucha foreļu populācijas (Frost, Brown 1967). Sugas plašā ģeogrāfiskā izplatība ir saistīta ar tās plastisko ekoloģiju. Forelēm piemīt lieliska spēja izplatīties jaunos ūdeņos un tos kolonizēt. Visā pasaulē foreles ir iecienīts pārtikas produkts un sporta makšķerņieku mērķsuga, tādēļ lielā mērā izplatību ietekmējusi arī cilvēku darbība. Līdzīgi, ka daudzām citām zivīm, foreles fenotips, izmērs, augšanas ātrums un barošanās mainās atkarībā no apkārtējās vides (Pakkasmaa, Piironen 2001).



1. attēls. Straucha foreles dabiskais izplatības areāls (pēc MacCrimmon 1968).

Figure 1. Native distribution of brown trout (by MacCrimmon 1968).



2. attēls. Strauta foreles globālā izplatība, introdukcijas zonas (pēc Budy et al. 2013).

Figure 2. Global distribution of brown trout, introduction zones (by Budy et al. 2013).

### 1.1.1.1. Izplatību ietekmējošie vides faktori

Strauta foreļu un taimiņu izplatību, kā arī populācijas lielumu būtiski ietekmē to dzīvotnēm raksturīgie abiotiskie, biotiskie faktori un to savstarpēja mijiedarbība. Dzīvotne zivis vairāk ietekmē brīdī, kad pieaug populācijas blīvums un tiek sasniegta konkrētās vides kapacitāte, jeb spēja uzturēt populāciju (Armstrong et al. 2003). Biotiskie faktori, kas ietekmē foreļu populācijas ir iekšsugas un starpsugu konkurence, slimības, plēsēji un barības pieejamība; abiotiskie faktori, kas bieži ietekmē foreļu izplatību ūdenstecēs ir temperatūra un notece (Ernesto, Budy 2005).

Zinātniskos avotos, kā vissvarīgākais gan ekoloģiskais, gan abiotiskais faktors, kas ietekmē foreļu un citu lašveidīgo zivju ģeogrāfisko izplatību, minēta ūdens temperatūra (Elliott 1982). Tiek uzskatīts, ka temperatūra ne tikai nosaka zivju izdzīvotību ūdenstecē, bet arī pilda svarīgu lomu dažādu biotisko faktoru limitēšanā. Temperatūras svārstības var izraisīt zivju nespēju baroties, reproducēties, veiksmīgi pretoties konkurencei un plēsējiem, kā arī novājināt imūnsistēmu (Brett 1956). Visās 2. attēlā atzīmētajās vietās ūdens temperatūras režīms ir līdzīgs kā foreles dabiskajā izplatības areālā. Foreles augšanai piemērota temperatūra ir 3,8° C – 19,5° C. Izdzīvošanas zemākā temperatūras robeža ir 0° C un augšējā robeža svārstās no 25° C līdz 30° C, atkarībā no ķermeņa aklimatizācijas līmeņa (Elliott 1975).

Svarīgākais biotiskais faktors, kas ietekmē lašu dzimtas zivis, ir starpsugu konkurence (Fausch 1988). 1992. gada pētījumā pārbaudīta forelēm līdzās pastāvošo sugu konkurences

negatīvā ietekme un pierādīts, ka foreļu populācijas vislielāko blīvumu sasniedz zemas konkurences apstākļos (Degerman, Sers 1992).

Ūdenstecēs dzīvojošajiem plēsējiem var būt gan tieša, gan netieša ietekme, kas izmaina upuru populācijas izplatību un blīvumu (Mittelbach 1986). Dažos pētījumos noskaidrots, ka līdakas (*Esox lucius*) klātbūtne biotopā izraisa foreļu pārvietošanos uz suboptimāli piemērotiem biotopiem (Greenberg 1994). Plēsēji nosaka arī taimiņu izplatīšanos jūrā, piemēram, menca (*Gadus morhua*) var aktīvi medīt taimiņu smoltus, kad tie nonāk piekrastes ūdeņos (Hvidsten, Lund 1988). Tomēr ir novērtēta mencu plēsonības ietekme uz taimiņu smoltu populācijām un noskaidrots, ka mencu uzbrukumi pārsvarā ir neveiksmīgi. Mencu radītais apdraudējums litorāles zonā ir minimāls, jo taimiņi spēj efektīvi izvairīties (Lyse et al. 1998).

### 1.1.1.2. Izplatību ietekmējošie antropogēnie faktori

Daudzām apdraudētām, kā arī rekreācijā vai komerciāli nozvejotām sugām populācijas skaita samazināšanos izraisa vairāki faktori. Daudzas no ietekmēm ir antropogēnas, un tās bieži var samazināt vai mainīt, lai uzlabotu populāciju atgūšanos (Marschall, Crowder 1996).

Eiropā daudzas dabisko foreļu populācijas ir piedzīvojušas izplatības areāla un daudzuma samazināšanos, ko izraisījusi pārzveja un ģenētiskā hibridizācija ar audzētavu ielaistajām zivīm, kas ir potenciāli ierobežojošie faktori (FAO 2002, Almodo'var et al. 2006). Notiekošās antropogēnās klimata pārmaiņas palielina ūdens temperatūru un maina nokrišņu, iztvaikošanas un hidroloģijas apstākļus, līdz ar to ietekmējot saldūdens sugu dzīvotnes (Filipe et al. 2013). Dažos pētījumos prognozēts, klimata un ūdens patēriņa izmaiņu dēļ nākamo desmitgažu laikā strauji samazināsies upju notece visā pasaulē, jo īpaši sausākajos reģionos (Xenopoulos et al. 2005). Saldūdens biotu ir ietekmējuši arī citi antropogēni faktori, kas saistīti ar zemes segumu (Foley et al. 2005). Paredzamās zemes seguma izmaiņas, piemēram, urbanizācija, mežu izciršana, dambju būve var izraisīt saldūdens sugu biotopu zudumu, pārveidošanu vai fragmentāciju, kā arī ūdens piesārņošanu (Stefansson et al. 2003, Dudgeon et al. 2006).

Arī slikta ūdens kvalitāte literatūrā minēta kā foreļu populāciju samazināšanās cēlonis (Jonsson, Jonsson 2011). Skāba ūdens vide (pH, kas zemāks par aptuveni 5,5), samazina foreļu nārsta sekmes (Norrgrén, Degerman 1993). Zivju bojāeju skābā un ar alumīniju piesātinātā ūdenī, izraisa traucēta jonu regulācija un elpošana (Berntssen et al. 1997).

## 1.2. Foreļu stāvokļa novērtēšana

Foreles rezidentās un anadromās populācijas pilda nozīmīgas ekoloģiskās, sociālās un kultūras funkcijas. Tomēr vairākiem foreļu krājumiem ir ierobežoti dati un tiem nav oficiālu valsts novērtējumu vai vadības atsauces punktu (Shephard et al. 2019). Novērtēt krājuma izmaiņas laika gaitā un starp vietām ir būtiska zivsaimniecības pārvaldības sastāvdaļa, kas sniedz vērtīgu informāciju par populācijas attīstības tendencēm, apsaimniekošanas pasākumu rezultātiem un vides pārmaiņu ietekmi (Ney 1999).

Forelei dzīves laikā raksturīgas vairākas attīstības fāzes un katrai no tām nepieciešami dažādi biotopi. Tādēļ, nepieciešams nodrošināt, ka dažādiem dzīves posmiem tiek saglabāta atbilstoša dzīvotņu specifika un pieejamība, kas sniedz svarīgu informāciju zivju resursu pārvaldīšanai (Belica 2007). Zināšanas par foreles ekoloģiju un reakciju uz vides apstākļu svārstībām varētu uzlabot izpratni par tās pašreizējo ietekmi uz ūdens ekosistēmām un faunu, kā arī palīdzēt prognozēt nākotnes tendences un izplatības izmaiņas, kas var rasties, mainoties klimatiskajiem un vides apstākļiem (Fausch et al. 2001).

Forele ir sastopama dažādos biotopos un ir izveidoti vairāki modeļi, lai prognozētu foreļu blīvumu un biomasu atkarībā no vides apstākļiem un biotopu īpašībām. Ar modeļiem iespējams noteikt faktorus, kas ierobežo populācijas un novērtēt vides pārmaiņu ietekmi uz tām. Modeļi palīdz izvērtēt apsaimniekošanas pasākumus, piemēram, dzīvotņu uzlabošanu, vai nozvejas noteikumu ieviešanu (McHugh, Budy 2006).

### 1.2.1. Novērtēšanas vēsture

Pēdējo divu gadsimtu laikā cilvēkiem ir ievērojami palielinājies ekoloģiskās izpratnes līmenis. Ņemot vērā kādreizējo nozvejas apjomu, nelielo zvejnieku skaitu un zvejas rīku ierobežoto efektivitāti, 19. gadsimtā lielākā daļa cilvēku uzskatīja, ka bioloģiskie resursi no iekšzemes un jūras ūdeņiem ir neizsmeļami (Lackey 2005).

Attīstoties zvejas metodēm un atklājot jaunus zivju krājumus, zvejniecība strauji palielinājās 20. gadsimta vidū (Aoki et al. 2018). Mūsdienu zvejniecības zinātne parādījās, pateicoties Starptautiskās Jūras pētniecības padomes (ICES) agrīnajiem centieniem izprast faktorus, kas izraisīja zivju krājumu svārstības (Smed, Ramster 2002). ICES zinātnieku galvenais mērķis bija noskaidrot likumsakarības starp zivju izplatību, uzvedību un vides faktoriem (Nakken 2002).

Kādreiz izmantotās metodes bija nepilnīgas un primitīvas, tādēļ radās nepieciešamība standartizēt zivsaimniecības zinātni. Lai atvieglotu salīdzinājumu starp ūdenstilpēm un novērotu tendences laika gaitā, standartizācija ietvēra regulāru zivju populāciju paraugu ņemšanu iekšzemes saldūdens sistēmās (Bonar, Hubert 2002). Tāda veida paraugu ņemšana visbiežāk tika izmantota monitoringu programmās, nereti arī konkrētos pētījumos. Standartizējot metodes tika panākts, ka paraugu ņemšanas rīki, piemēram, tīkli, traļi un elektrozevas iekārtas bija līdzīgi un tika izmantoti līdzīgā veidā (Willis, Murphy 1996). Monitoringa programmas, kas novērtē cilvēku radīto ietekmi uz upju ekosistēmām, pastāv jau vairākus gadu desmitus. Sākotnēji, programmas balstījās tikai uz ūdens ķīmiskajiem rādītājiem, tomēr mūsdienās arvien vairāk ietver kvantitatīvus bioloģiskos rādītājus (Roset et al. 2007).

### **1.2.2. Zivju skaitīšanas metodes**

Tradicionāli, biologi kvantificē zivju sugas, izmantojot vairākas metodes, piemēram, tīklus, zemūdens izpēti un fotografēšanu, kā arī hidroakustiskās iekārtas (Rouse 2007, Brehmera et al. 2006). Katrai no metodēm ir savi trūkumi. Tīklu metode ir precīza, tomēr tā nogalina nozvejotās zivis, bojā to dzīvotnes un prasa daudz laika un resursu. Cilvēku uzņemtās fotogrāfijas un videomateriāli nekaitē zivīm vai to dzīvotnēm, bet iejaucoties pētāmajā vidē, tā liedz novērot normālu zivju uzvedību, kā arī ievāktā informācija ir ierobežota (Spampinato et al. 2008).

Elektrozeva ir visbiežāk izmantotā zivju paraugu ievākšanas metode upēs, jo tā ir efektīvi pielietojama dažādos upju tipos. Elektrozevas metodei ir zināmas priekšrocības pār citām zinātnē izmantotajām praksēm. Dažos pētījumos (Gowns et al. 1996, Vaux et al. 2000, Goffaux et al. 2005) noskaidrots, ka, salīdzinājumā ar žaunu tīkliem, elektrozevas metode ļauj noķert vairāk zivju sugas un lielākā skaitā, tomēr lielāku upju apsekošanai dažreiz ir nepieciešama vada, žaunu tīklu, traļu vai vairāku zevas rīku kombinācijas izmantošana (Roset et al. 2007). Elektrozevas efektivitāti var ietekmēt dažādi, gan biotiskie, gan abiotiskie faktori – zivju ķermeņa izmērs (Lelek 1966), specifisks sugu sastāvs, uzvedība (Libosvársky 1966), ūdens elektrovadītspēja, temperatūra un hidroloģiskie apstākļi (Zalewski 1983). Zinātnieku spēju notvert apdullinātās zivis apgrūtina ūdensteces makrofitu aizaugums un ūdens caurredzamība, kas, savukārt, zivīm palīdz laicīgi pamanīt zinātniekus un izvairīties (McInerney, Cross 2000). Elektrozevas iekārtas ir paredzētas, lai pēc iespējas efektīvāk un ar minimāli letālām sekām tiktu noķertas izmērā lielākas zivs, tomēr iekārtu radītais strāvas stiprums ir nepietiekams

mazākām zivīm, tādēļ ķeramības indeksam ir tendence pieaugt, palielinoties zivju izmēram (Copp 1989). Elektrozvejas efektivitāte ir tieši saistīta ar ūdens īpatnējo elektrovadītspēju – samazinoties elektrovadītspējai, samazinās zivju ķeramības indekss (Borgstroem, Skaala 1993).

Ūdenstilpju savienojamība ir ļoti svarīga zivīm un citiem ūdens organismiem. Ūdens dzīvotņu nošķirtība antropogēno barjeru dēļ bieži ir saistīta ar zivju sugu izzušanu un nopietnām negatīvām sekām ekosistēmas līmenī (Roscoe, Hinch 2010). Lai ļautu zivīm pārvarēt šķēršļus, upēs tiek izbūvēti dažādi zivju ceļi un zivju kāpnes, kas paver iespējas jaunai zivju uzraudzības un skaitīšanas metodei (Odeh 1999). Metode ir noderīga zivju ceļu īpašniekiem un apsaimniekotājiem, kuriem jāpierāda zivju ceļa darbības efektivitāte (Washburn et al. 2008).

Cita vēsturiski plaši izmantota metode zivju skaitīšanai ir zivju indēšana izmantojot augu toksīnu palīdzību (Neuwinger 2004). Zivju jutīgums attiecībā uz toksīniem atšķiras, tomēr toksiskie līdzekļi ir labs veids, kā iegūt populācijas datus vairākiem zinātniskiem mērķiem (Dibble 1991). Populārs toksīns, kuru izmanto zivju resursu novērtēšanā ir piscicīds – rotenons. To izmantojot, pagātnē veikti būtiski, elektrozevas efektivitāti pārbaudoši pētījumi (Boccardy, Cooper 1963). Rotenons nereti tiek izmantots arī kombinācijā ar elektrozevu - paraugu ņemšanas vietu pilnībā izolējot ar tīkliem, sistemātiski veicot elektrozevu un pievienojot straumei rotenonu. Nepieciešamības gadījumā rotenons tiek neutralizēts ar neutralizējošu aģentu, piemēram, kālija permanganātu (Welcomme 1983).

Retāk izmanto īpatņu iezīmēšanas/noķeršanas metodes (Borgstroem, Skaala 1993). Populācijas novērtējuma precizitāte ir atkarīga no populācijas lieluma. Iegūstot un iezīmējot kādu populācijas daļu, otrreiz iegūto iezīmēto zivju proporciju pielīdzina kopējai populācijai un aprēķina tās lielumu (Robson, Regier 1964). Tomēr, metodei ir vairāki būtiski trūkumi, kas ietver marķējuma negatīvu ietekmi uz zivīm, kā arī bieži sastopamas mērījumu kļūdas, jo īpaši dēļ atšķirīgajiem mērīšanas apstākļiem. Nepieciešams iezīmēt lielu skaitu zivju, lai iegūtu pietiekamu datu atdevi (Brothers 1979).

Jauna metode, kas attīstās un nākotnē, iespējams, kļūs par spēcīgu, neinvazīvu līdzekli zivju izplatības, biomasas un klātbūtnes novērtēšanai ir vides DNS metode. Pierādīts, ka metode ir piemērojama ūdens mugurkaulniekiem, analizējot ūdenī peldošus vai uz suspendētām daļiņām absorbētus DNS fragmentus (Maruyama et al. 2014). Metode ļauj noteikt arī invazīvu sugu klātbūtni (Tréguier et al. 2014).

### 1.2.3. Vides novērtēšana

Pēdējās desmitgadēs ir izstrādātas daudzas hidromorfoloģiskās novērtēšanas metodes, kas palīdz upju apsaimniekošanas novērtēšanai. Kopā zināms par aptuveni 120 dažādām metodikām, kuras var iedalīt četrās kategorijās: 1) fiziska biotopu novērtēšana; 2) piekrastes biotopu novērtējums; 3) morfoloģiskais novērtējums; 4) hidroloģiskā režīma izmaiņu novērtēšana (Belletti et al. 2015).

Upju biotopu apsekojuma metode (RHS – River Habitat Survey) tiek izmantota galvenokārt upju monitoringam un biotopu kvalitātes novērtēšanai, pamatojoties uz to fizisko struktūru (Raven et al. 1998). RHS metode ir kļuvusi īpaši populāra, jo tā ļauj precīzi aprakstīt aptuveni 400 hidromorfoloģisko stāvokli raksturojošus parametrus 500 metru garā posmā. Metode bieži vien kalpo kā atsauce citām pētniecības metodēm, piemēram, tā ļauj aprēķināt biotopu kvalitātes novērtējumu (HQA – Habitat Quality Assessment), kas novērtē dabisko elementu daudzveidību un biotopu modifikācijas rādītāju (HMS – Habitat Modification Score), kas novērtē antropogēno ietekmi (Cichowicz, Michalska 2017).

QBR indekss (Riparian Habitat Quality) ir izstrādāts, lai novērtētu piekrastes biotopu kvalitāti. Tas balstās uz četriem piekrastes biotopu parametriem: kopējais piekrastes veģetācijas segums, seguma struktūra, seguma kvalitāte un kanālu izmaiņas (Munné et al. 2003). QBR indekss ļauj novērtēt arī ūdens līmeņa svārstības un atšķirības upes ģeomorfoloģijā. Parametrus mēra vienkāršā, kvantitatīvā veidā (Szozkiewicz et al. 2006).

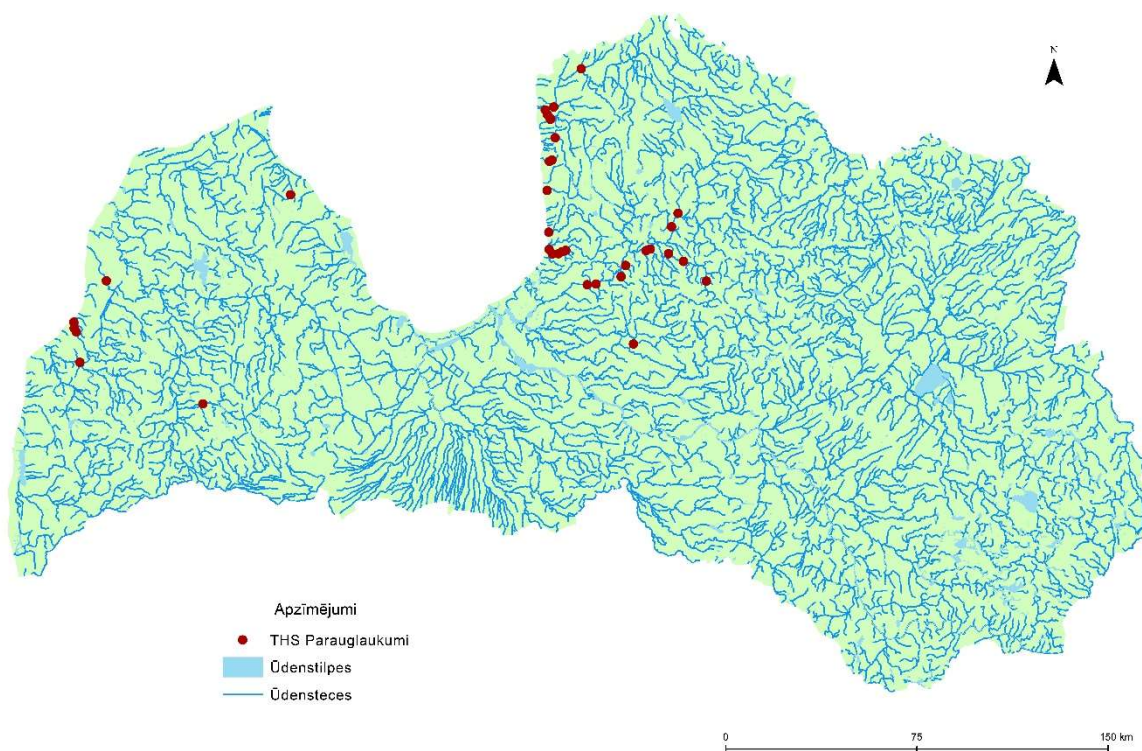
THS (Trout Habitat Score), jeb foreļu dzīvotņu vērtējums ir jauns indikators, kas ļauj noteikt dzīvotnes pielāgotību foreļu mazuļiem. Foreļu populāciju stāvoklis dažādās Baltijas jūras daļās ir atšķirīgs. Indikators izveidots, jo Eiropas valstīm, kurās dzīvo foreles, trūkst vienotas sistēmas, lai savstarpēji salīdzinātu biotopu apsekojumus un monitoringa datus. Kopēja un standartizēta sistēma ļauj savstarpēji salīdzināt mazuļu blīvumu starp dažādām vietām, upēm, reģioniem un valstīm (ICES 2011). Indikators tiek mērīts, nosakot vērtības sešiem ūdenstecei parametriem – ūdenstecei platumam, dziļumam, dominējošam substrātam, straumes ātrumam, upes kritumam un noēnojumam. Vērtības parametriem tiek piešķirtas punktu skalā no 0 līdz 2 atkarībā no tā, cik parametrs ir piemērots foreles mazuļiem. Piemēram, dziļumam virs 50 centimetriem tiek piešķirti 0 punkti, bet zem 30 centimetriem - 2 punkti, jo seklākos biotopos parasti ir lielāks mazuļu blīvums (ICES 2013). Parametru punkti tiek summēti, lai iegūtu THS vērtību, kas tiek salīdzināta ar faktisko mazuļu blīvumu, ko parāda elektrozeļa (Pedersen et al. 2017).

## 2. MATERIĀLI UN METODEDES

### 2.1. Foreļu datu ievākšanas laiks un vieta

Foreļu mazuļu datu ievākšana veikta 2018. gada vasaras sezonā (jūlijā un augustā) Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskā institūta BIOR veiktā monitoringa “Zivju, nēģu un vēžu monitorings *NATURA 2000* teritorijās (2018. – 2020. gads)”, projekta RETROUT un Zivju fonda finansēto projektu ietvaros.

Pētījumā izmantoti tikai foreļu mazuļi (vecums 0+), kuru piederība konkrētajai vecuma grupai noteikta balstoties uz ķermeņa garumu līdz 100 mm (Bajinskis 2019). Kopā noķerti 1072 foreļu mazuļi, kuri 2018. gada elektrozevas uzskaitē konstatēti 24 Latvijas upēs, 35 parauglaukumos (3. attēls).



3. attēls. 2018. gada monitoringa parauglaukumi, kuros konstatēti foreļu mazuļi (sagatavojis autors, izmantojot GIS Latvija 10.2 datu rindas).

Figure 3. Sampling sites where trout parr were present in 2018.

## 2.2. Foreļu ievākšana

Visiem parauglaukumos noķertajiem īpatņiem noteikta to piederība sugai un nomērīts ķermeņa garums no purna līdz astes galam. Forelēm tika mērīts garums no zivs purna līdz astes spuras vidējiem stariem. Nomērītās zivis tika atlaistas atpakaļ upē.

Foreļu mazuļi iegūti izmantojot zinātniskās elektrozevas metodes, kurā ar elektriskā impulsa palīdzību tiek stimulēta zivju nervu sistēma, izraisot voluntāras vai involuntāras muskuļu kontrakcijas un panākot zivju imobilizāciju (Beaumont et al. 2002).

Elektrozeva veikta saskaņā ar standartu LVS EN 140011:2003 „Ūdens kvalitāte – Zivju paraugu ievākšana, lietojot elektrozevu”. Elektrozevējā izmantota SE 300 standarta elektrozevas aparatūra un HONDA benzīna ģenerators ar divu kW jaudu.

Parauglaukumos Svētupe – 2; Jaunupe – 2; Jaunupe – 3 un Rīva – 2 elektrozeva 2018. gadā veikta trīs atkārtojumus, pārējos parauglaukumos elektrozeva veikta vienā piegājienā. Elektrozeva forelēm piemērotās ritrāla tipa upēs veikta ~ 250 – 350 m<sup>2</sup> lielā platībā. Dziļās potamāla tipa upēs tika apzvejots 100 m garš posms gar upes litorāles zonu, kopā veidojot ~ 200 m<sup>2</sup> platību. Elektrozeva parauglaukumos veikta pēc zig – zag veida metodes pārvietojoties pret straumi un secīgi apsekojot visu upes biotopa platību (4. attēls). Metode nodrošina, ka visa apsekojamā teritorija tiek pakļauta elektriskajam laukam (Janáč, Jurajda 2007).



4. attēls. Parauglaukuma apsekošana ar elektrozevas metodi (autora veidots).

Figure 4. Surveying of the site with electro-fishing method.

Katrā parauglaukumā elektrozevu vienmēr veic trīs vai vairāk zinātnieku komanda. Viens no zinātniekiem, rīkojas ar elektrozevas aparāta stīpu (anodu). Nospiežot pogu uz anoda kāta, tiek noslēgts elektriskais lauks un tuvumā esošās zivis – apdullinātas. Otra zinātnieka pienākums ir tās iesmelt ar uztveramo tīklu un ievietot speciālā pārnēsājamā tvertnē ar ūdeni, zivju tālākai mērīšanai. Pārējie zinātnieki elektrozevas brīdī atrodas krastā un uzrauga elektrozevas aparatūras un ģenerators darbību, veic uz anodu izejošā vada padošanu vai uztīšanu, aizpilda monitoringa protokolos nepieciešamo informāciju par parauglaukumu, kā arī reģistrē nozvejoto zivju garumu.

### 2.3. Populācijas aprēķināšana

Foreļu un citu lašu dzimtas zivju populācijas lieluma novērtēšana ir ļoti svarīga upes apsaimniekošanas plānošanai (Borgstroem, Skaala 1993), kas ir viens no THS indikatora praktiskiem pielietojumiem.

Populācijas noteikšanai tika aprēķināta zivju ķeramība - zivju populācijas īpatsvars, ko nozvejo ar vienu zvejas piepūles vienību (Speas et al. 2004). Elektrozvejā, foreles ķeramības indekss noteikts, novērtējot populācijas īpatņu daudzumu pēc vairākiem secīgiem zvejas atkārtojumiem. Atkarībā no elektrozvejas atkārtojumu skaita, mazuļu skaits uz laukuma vienību tika aprēķināts divos veidos. Parauglaukumos, kur elektrozveja veikta vienu reizi, izmantots Latvijas upju foreļu mazuļu vidējais ķeramības indekss 0,6 (Birzaks 2013), kas nozīmē, ka elektrozvejā tiek nozvejoti 60 % no kopējās mazuļu populācijas. Indeksa aprēķins veikts pēc (Bohlin et al. 1989). Mazuļu ķeramības indeksa (p) un blīvuma (y) aprēķiniem tika izmantotas formulas pēc (Bohlin et al. 1989) :

$$p = \frac{3A - T - \sqrt{T^2 + 6AT - 3A^2}}{2A}; \quad y = \frac{6A^2 - 3AT - \sqrt{(T^2 + T)(T^2 + 6AT - 3A^2)}}{18(A - T)},$$

kur :  $A = 2c_1 + c_2$  ;

$T = c_1 + c_2 + c_3$ , kur c – zivju skaits elektrozvejas atkārtojumā.

Parauglaukumu platība variēja no 200 līdz 700 m<sup>2</sup>. Lai iegūtie foreļu mazuļu daudzuma un no tā izrietošie blīvuma dati būtu savstarpēji salīdzināmi, tie tika pārrēķināti uz 100 m<sup>2</sup>.

## 2.4. THS mērīšana

THS noteikšana parauglaukumos veikta pēc trim metodēm – ICES (Starptautiskās Jūras pētniecības padomes), SGBALANST (Baltijas taimiņa krājuma novērtēšanai nepieciešamo datu izpētes grupas) izveidotās metodes, vienkāršotās un protokolu metodes.

THS vērtēšana veikta pēc kritērijiem, kurus, THS izveides procesā, noteikuši SGBALANST izpētes grupas eksperti. Parametri parauglaukumā tika mērīti upei perpendikulārās transektēs ik pēc pieciem metriem. THS mērīšana visos parauglaukumos veikta vismaz sešās transektēs. Mērīšanu parauglaukumā veica divi, retāk – viens pētnieks. Ik pēc pieciem metriem, izmantojot mērlentu, tika izmērīts un reģistrēts upes platums. Pēc tam, pa transekti izvēlēti trīs secīgi punkti upes ceturtdaļas platumā, upes vidū un trīs ceturtdaļu platumā (5. attēls). Tajos, izmantojot straumes mērīšanas iekārtu ar dziļuma atzīmēm, tika izmērīts dziļums un pēc eksperta vērtējuma punktos novērtēts arī dominējošā substrāta izmērs/veids. Katrai transektei noteikts vidējais straumes ātrums pie ūdens virsmas un procentuālais ūdens virsmas noēnojums. Parametri fiksēti THS protokolā (1. pielikums). Datu pēcāpstrādē parauglaukumiem aprēķinātas visu transekšu parametru vidējās vērtības un, pēc iegūtajiem rādītājiem, attiecīgi piešķirta THS vērtība.

Katram THS parametram definēti diapazoni, kuri atbilst sliktai (0), vidējai (1) vai labai (2) pielāgotībai foreļu mazuļiem (1. tabula). THS aprēķinā netika iekļauts kritums, jo LU ĢZZF (Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes) karšu serverī pieejamo LiDAR, jeb aerolāzerskenēšanas karšu pārklājums Latvijas teritorijā bija nepilnīgs un neiekļāva vairākus parauglaukumus. Arī karšu izšķirtspēja bija nepietiekama, kas neļāva precīzi noteikt krituma atšķirības parauglaukuma sākumā un beigās. Krituma neiekļaušana kopējā THS ir pieļaujama un vēsturiski to ir darījušas arī citas pasaules valstis (ICES 2011). THS noteikšanā tika izmantoti atlikušie pieci parametri, tāpēc maksimāli iespējamais THS parauglaukumā bija 10.

1. tabula

THS mērīšanai izmantoto parametru vērtības.

Table 1

Values of the parameters used to measure the THS.

<b>THS</b> <b>Parametri</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>
Platums (m)	>10	6 – 10	<6
Dziļums (m)	>0.5	0.3 – 0.5	<0.3
Kritums (%)	<0.2 & >8	0.2 – 0.5 & 3 – 8	0.5 – 3
Straumes ātrums (m/s)	Lēns/stāvošs <0.2	Ātrs >0.7	Vidējs 0.2 – 0.7
Dominējoša substrāta diametrs (cm)	Smalka smilts <0.02	Smilts vai pamatiezis 0.02 – 0.2 & >200	Grants – akmeņi 0.2 – 200
Noēnojums (%)	<10	10 – 20	>20

ICES zinātnieku vajadzībām, SGBALANST datu izpētes grupa ir ierosinājusi THS rezultātus sadalīt četrās dzīvotņu klasēs (0–3) (ICES 2011). THS diapazoni sadalījumam klasēs definēti gan ieskaitot, gan atmetot kritumu kā parametru (2.tabula)

THS sadalījums klasēs.

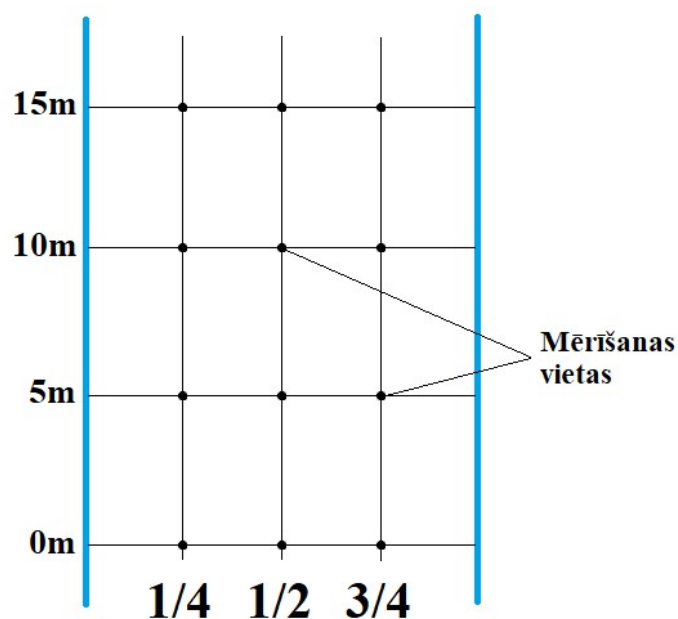
Table 2

Distribution of THS in classes.

THS klase	Parauglaukuma THS vērtība	
	10*	12**
0	THS <5	THS <6
1	THS 5 – 6	THS 7 – 8
2	THS 7 – 8	THS 9 – 10
3	THS 9 – 10	THS 11 – 12

\* maksimāli iespējamais punktu skaits, ja kritums netiek ņemts vērā.

\*\* maksimāli iespējamais punktu skaits, ja tiek ņemti vērā visi 1. tabulā uzskaitītie parametri.



5. attēls. THS parametru mērīšanas shēma transektēs (horizontālās līnijas). Parametru mērīšanas vietas atzīmētas ar melniem punktiem (autora veidots).

Figure 5. Scheme of measuring the THS parameters in transects (horizontal lines). Sites for measuring the parameters marked with black dots.

Vienkāršotajā metodē, THS parametriem vērtības tika piešķirtas bez fiziskas mērīšanas. Eksperts tos novērtēja un, pēc saviem ieskatiem, katram parametram uzreiz piešķīra atbilstošāko THS vērtību. Lai izslēgtu cilvēcisko faktoru un neiespaidotos no SGBALANST metodes, ierodoties parauglaukumā, vispirms parametri tika novērtēti pēc vienkāršotās metodes. Līdzīgu metodi THS novērtēšanai izmanto pētnieki Igaunijā (Kesler 2018).

Protokolu metodē, THS noteikšana veikta pēc ZI BIOR Zivju Resursu Pētniecības Departamenta standarta monitoringa protokoliem, kuri tiek izmantoti kopš 2007. gada. Tajos tiek fiksēti gan THS noteikšanai nepieciešamie upes parametri, gan daudzi citi parametri, kas raksturo ūdens kvalitāti, piemēram, ūdens duļķainība, krāsa, pH, temperatūra, izšķīdušā skābekļa daudzums, piesārņojums un substrāta organiskie komponenti (2. pielikums).

## **2.5. Datu analīzes metodes**

Datu sākotnējā apstrāde un pamata datu attēlošana veikta programmā MS Excel 2016. Datu statistiskā analīze veikta R programmā. Mazuļu blīvuma un THS korelācijas analīzei izmantota Spīrmena rangu korelācijas analīze ar 95% ticamības intervālu. THS parametru vidējo vērtību attēlošanai, un, lai noteiktu metožu savstarpējo atšķirību būtiskuma līmeņus, tika izmantots Vilksoksona tests.

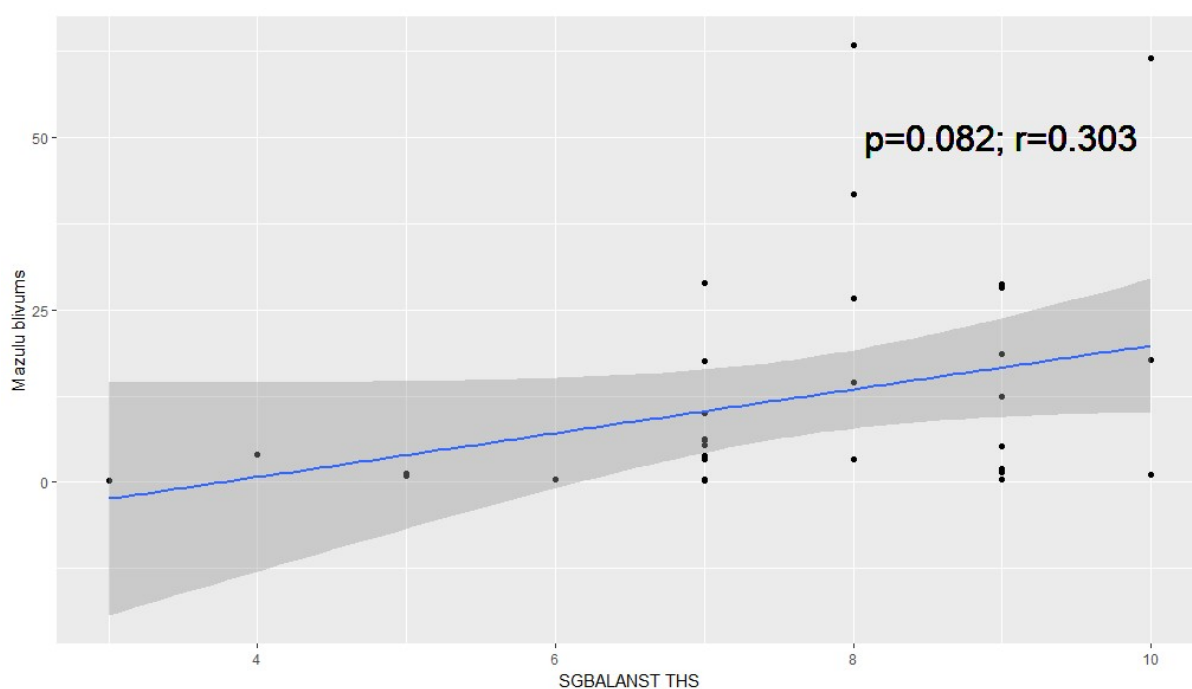
Apstrādājot iegūtos datus, pamanīta izlecošā vērtība Nurmižupītes parauglaukumā, kur pie relatīvi zema THS 6 konstatēts netipiski augsts foreļu mazuļu blīvums (3. pielikums). Tas skaidrojams ar salīdzinoši karsto un sauso 2018. gada vasaru, kas veicinājusi ūdens līmeņa pazemināšanos, attiecīgi liekot foreļu mazuļiem koncentrēties pietiekami dziļās upes vietās. Tika pieņemts lēmums izlecošo vērtību neņemt vērā analīzēs, kurās tā varētu radīt statistiskas kļūdas.

Vidējās mazuļu vērtības tika aprēķinātas sasummējot pie attiecīgās THS vērtības konstatēto mazuļu blīvumu no visiem parauglaukumiem un izdalot ar parauglaukumu skaitu.

### 3. REZULTĀTI

#### 3.1. THS indikatora aprobācija Latvijas upēs

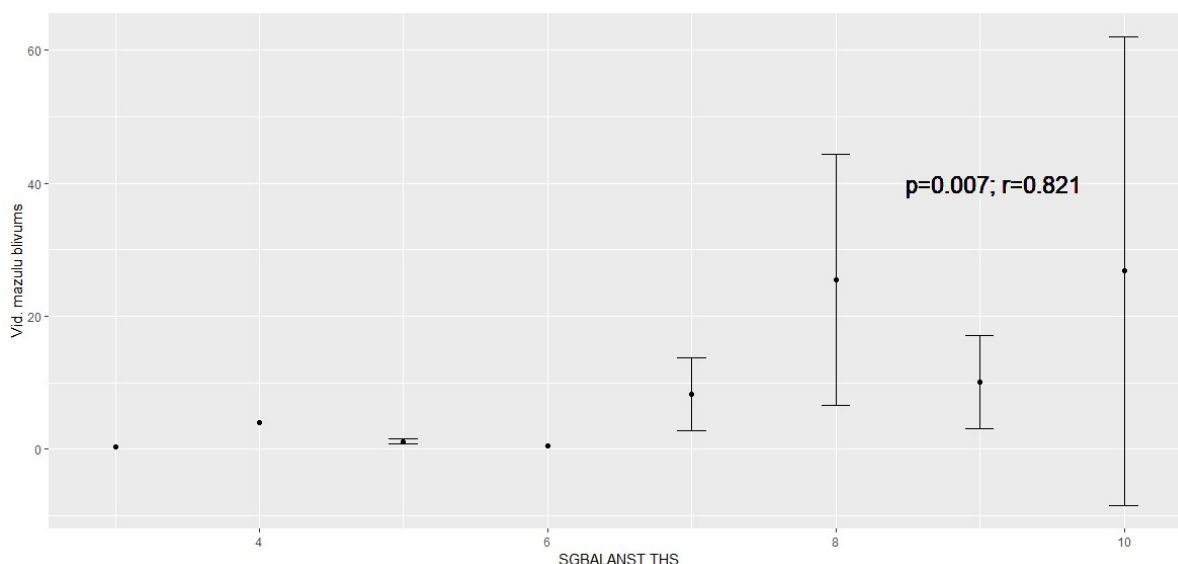
Parauglaukumos aprēķinātais mazuļu blīvums pēc izlecošās vērtības atmešanas variēja no 0 līdz 63,3 īpatņiem uz 100m<sup>2</sup>, savukārt THS parauglaukumos tika novērtēts vērtībās 3 – 10. Lai pārbaudītu THS indikatora darbību Latvijas upēs, tika analizēta mazuļu blīvuma korelācija ar parauglaukuma THS vērtību. Konstatētā korelācija nebija statistiski būtiska, jo iegūtā p vērtība 0,082 bija lielāka par būtiskuma līmeni ( $\alpha = 0.05$ ). Iegūtais korelācijas koeficients 0,303 liecināja par pozitīvu tendenci – palielinoties THS, palielinājās mazuļu blīvums (6. attēls).



6.attēls. Korelācija starp THS un 0+ foreļu mazuļu blīvumu ( $\pm 95\%$  ticamības intervāls).

Figure 6. Correlation between THS and 0+ trout parr density ( $\pm 95\%$  confidence interval).

Analizējot THS un vidējo mazuļu blīvuma datu saistību, uzrādījās statistiski būtiska ( $p=0,007$ ) un pozitīva ( $r=0,821$ ) korelācija (7. attēls). Nelielā datu apjoma dēļ, pie THS 8 un THS 10 konstatēta salīdzinoši liela datu izkliede.



7. attēls. Vidējais 0+ foreļu mazuļu blīvums ( $\pm 95\%$  ticamības intervāls) pie katra THS.

Figure 7. Average density of 0+ trout parr ( $\pm 95\%$  confidence interval) at each THS.

## 3.2. Alternatīvo THS metožu salīdzinājums

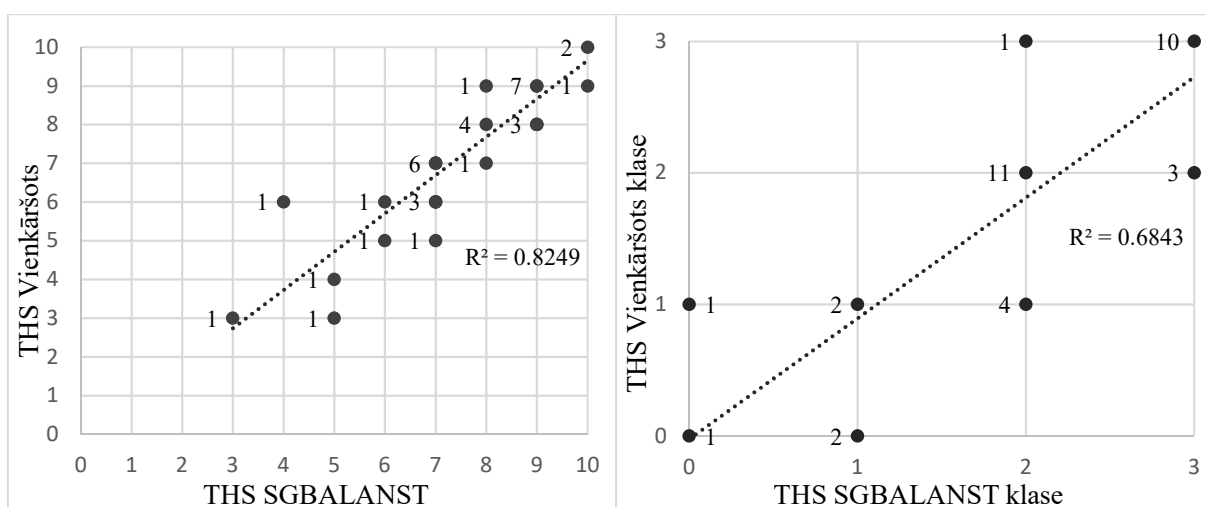
### 3.2.1. Vienkāršotā metode

Statistiski būtiska ( $p < 0.001$ ) un pozitīva ( $r = 0.931$ ) korelācija uzrādījās starp SGBALANST un vienkāršotās metodes THS rezultātiem. Katram mazuļu blīvumam atbilstošais THS pēc abām metodēm tika noteikts ar nelielām nesakritībām. No 35 parauglaukumiem, 21 parauglaukumā THS sakrita, 11 parauglaukumos THS atšķīrās par vienu vērtību, bet trīs parauglaukumos – par divām.

Pieņemot SGBALANST metodi par references stāvokli, tika salīdzināts vienkāršotās metodes parauglaukumu sadalījums pie katras SGBALANST THS vērtības. Determinācijas koeficients uzrādīja spēcīgu saistību starp abām datu kopām ( $R^2 = 0.8249$ ). Izņemot THS vērtību 4, grafiski pamanīta tendence – ar vienkāršoto metodi parauglaukumu THS vērtība tiek novērtēta mazliet zemāk, kā SGBALANST (references) THS (8. attēls). THS vērtība abām metodēm sakrita vienīgi pie THS vērtības 3, ar kādu bija novērtēts viens parauglaukums. Pie SGBALANST THS vērtības 4, pēc vienkāršotās metodes parauglaukums novērtēts ar vērtību 6. Pie THS vērtības 5 eksperts divus parauglaukumus novērtējis ar THS 3 un 4 (vid. 3,5). SGBALANST THS 6 novērtēts ar THS vērtībām 5 un 6 (vid. 5,5). Ar THS 7, pēc SGBALANST metodes, kopā novērtēti 10 parauglaukumi, savukārt, pēc vienkāršotās metodes parauglaukumiem piešķirtas THS vērtības 5 – 7. Attiecīgi, viens parauglaukums novērtēts ar THS vērtību 5, trīs ar vērtību 6 un seši ar vērtību 7 (vid. 6,5). Pie THS vērtības 8, pēc

vienkāršotās metodes, vērtības variēja no 7 līdz 9 (vid. 8). Pie THS 9, eksperts parauglaukumus novērtējis ar THS vērtībām 8 un 9 (vid. 8,7), bet SGBALANST THS 10 novērtēts ar 9 un 10 (vid 9,7).

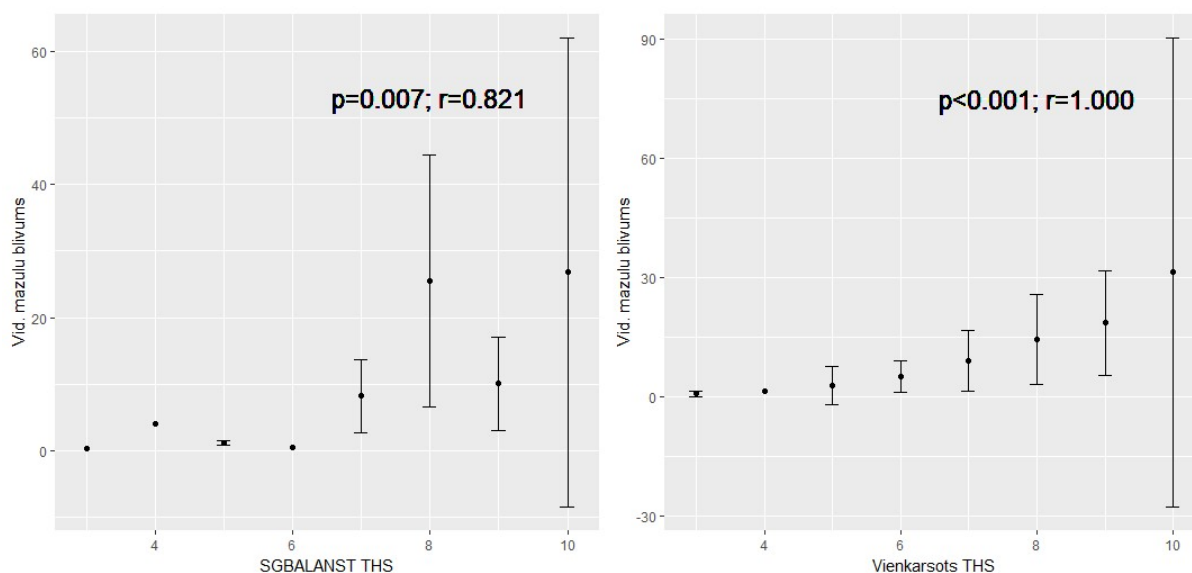
Parauglaukumu sadalījums pa klasēm pilnībā nesakrita nevienā no gadījumiem. 0. klases parauglaukumi, pēc vienkāršotās metodes, iedalīti gan 0., gan 1. THS klasē (vid. 0,5). Arī 1. THS klasei iedalīti parauglaukumi, kas pēc SGBALANST metodes atbilst 0. un 1. klasēm (vid. 0,5). Vislielākā parauglaukumu sadalījuma pa klasēm nesakritība konstatēta pie 2. SGBALANST THS klases, kur tās variēja no 1 līdz 3 (vid. 1,8). SGBALANST 3. THS klases parauglaukumi novērtēti atbilstoši 2. un 3. THS klasei (vid. 2,8).



8. attēls. Vienkāršotās metodes parauglaukumu sadalījums katrā THS un THS klasē attiecībā pret SGBALANST metodi (n = 35).

Figure 8. Distribution of simplified method plots in each THS and THS class relative to the SGBALANST method (n = 35).

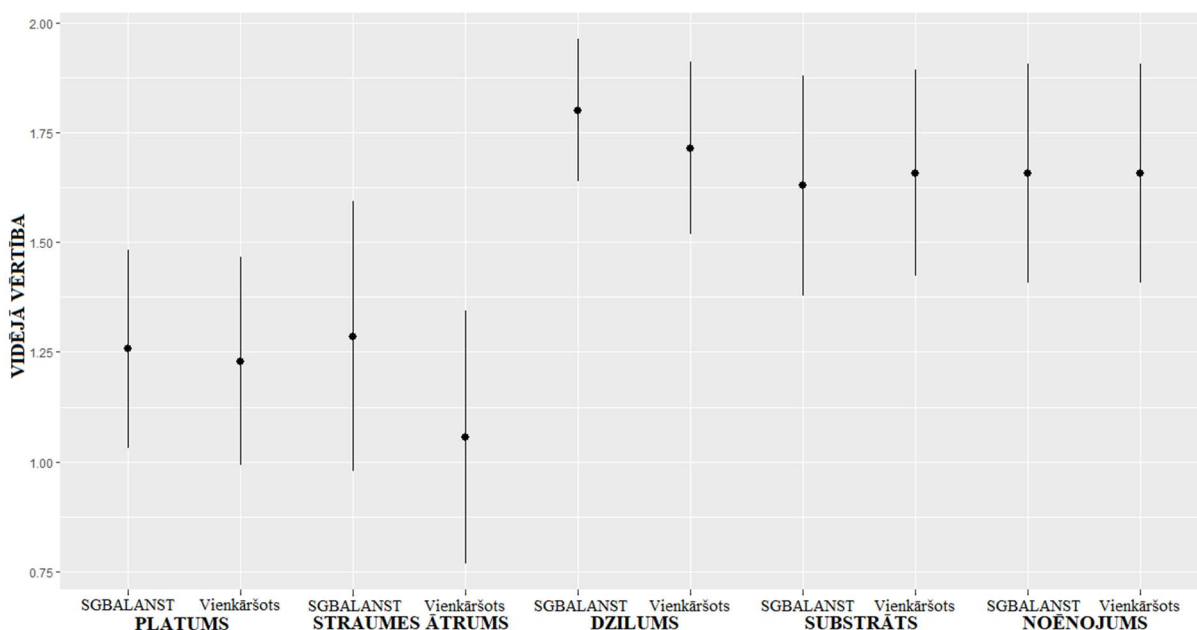
Salīdzinājumā ar SGBALANST metodi, arī vienkāršotajai THS metodei noteikta būtiska pozitīva korelācija ar vidējo mazuļu blīvumu ( $p < 0.001$ ;  $r = 1.000$ ). Statistiskie rādītāji šo korelāciju uzrādīja kā vēl būtiskāku, un, grafiski attēlojot abu datu kopu saistību, redzams, ka pieaugot vienkāršotās metodes THS vērtībai, eksponenciāli pieaug arī mazuļu blīvums (9. attēls). Ticamības intervāli caurmērā uzrāda mazāku datu izkliedi, izņemot pie THS 10, kurā atrodās tikai divas vērtības.



9. attēls. Vienkāršotās metodes vidējais 0+ foreļu mazuļu blīvums ( $\pm$  95% ticamības intervāls) pie katra THS, salīdzinājumā ar SGBALANST metodi.

Figure 9. Simplified method average 0+ trout density ( $\pm$  95% confidence interval) at each THS compared to SGBALANST method.

Lai noteiktu, kuri parametri visvairāk ietekmēja THS vērtību rezultātu, tika veikta SGBALANST un vienkāršotās metodes parametru vidējo vērtību analīze. Ar Vilksona testu tika pārbaudīta abu metožu parametru savstarpējā neatbilstība. Vienīgā statistiski būtiskā atšķirība ( $p=0.015$ ) konstatēta straumes ātrumam (10. attēls). Substrāta un noēnojuma dati savstarpēji bija saistīti visciešāk un netika konstatēta nekāda atšķirība starp abām metodēm ( $p=1.000$ ). Platums un dziļums atšķirās vien minimāli. Parametru standartnovirzes abām metodēm bija līdzīgas. Vislielākā datu izkliede uzrādījās straumes ātrumam, bet vismazākā – dziļumam.



10. attēls. SGBALANST un vienkāršotās metodes parametru vidējās vērtības ( $\pm 95\%$  ticamības intervāls).

Figure 10. Average values of SGBALANST and simplified method parameters ( $\pm 95\%$  confidence interval).

### 3.2.2. Protokolu metode

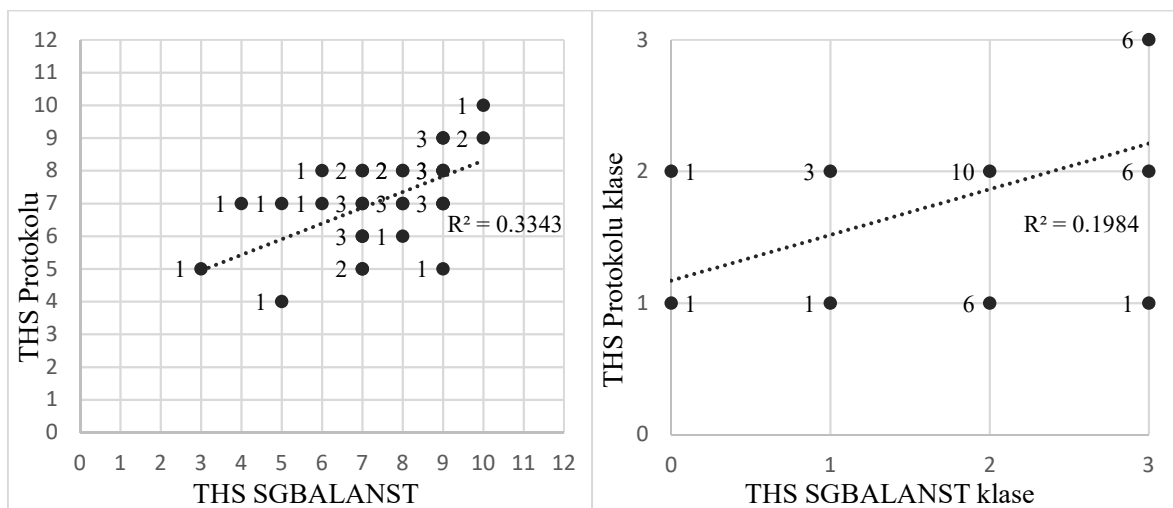
Statistiski būtiska ( $p < 0.001$ ) un pozitīva ( $r = 0.632$ ) korelācija uzrādījās starp SGBALANST un protokolu metodes THS rezultātiem. Korelācijas koeficients bija mazāks, nekā vienkāršotajai metodei, tātad korelācija bija vājāka. Salīdzinājumā ar vienkāršoto metodi, protokolu metodei attiecībā pret SGBALANST metodi tika ievērotas daudzas nesakritības THS vērtību rezultātā. THS sakrita vien deviņos no 35 parauglaukumiem. 15 parauglaukumos THS atšķīrās par vienu vērtību, deviņos par divām, vienā par trim un vienā par četrām vērtībām.

Salīdzinot protokolu metodes parauglaukumu sadalījums pie katras SGBALANST THS vērtības, determinācijas koeficients uzrādīja salīdzinoši vāju saistību starp abām datu kopām ( $R^2 = 0.3343$ ). Grafiski analizējot datus, tika noskaidrots, ka līdz THS vērtībai 6, pēc protokolu metodes, ir tendence parauglaukumiem piešķirt lielāku THS vērtību nekā patiesībā. No THS 7 līdz THS 10, vērtības caurmērā tiek piešķirtas par zemu (11. attēls). THS vērtību sadalījums pa parauglaukumiem abām metodēm nesakrita nevienā no gadījumiem. Pie SGBALANST THS vērtības 3, pēc protokolu metodes parauglaukums novērtēts ar vērtību 5 un pie THS vērtības 4 ar 7. Pie THS vērtības 5, abi parauglaukumi pēc protokoliem klasificējās kā THS 4 un 7 (vid. 5,5). SGBALANST THS 6 novērtēts ar THS vērtībām 7 un 8 (vid. 7,5). Pēc SGBALANST metodes, ar THS vērtību 7 kopā novērtēti 10 parauglaukumi, bet no protokoliem

parauglaukumiem piešķirtas vērtības THS 5 – 8 – divi parauglaukumi novērtēti ar THS vērtību 5, trīs ar vērtību 6, trīs ar vērtību 7 un divi ar vērtību 8 (vid. 6,5). Pie THS vērtības 8, pēc protokolu metodes, vērtības variēja no 6 līdz 8 (vid. 7,2). Pie SGBALANST THS 9, protokolu metodē viens parauglaukums novērtēts ar THS vērtību 5, trīs ar vērtību 7, trīs ar 8 un trīs ar 9 (vid. 7,7). SGBALANST THS 10 novērtēts ar vērtībām 9 un 10 (vid. 9,3).

Parauglaukumu sadalījums pa klasēm atšķirās diezgan ievērojami, ko norāda arī vājš determinācijas koeficients ( $R^2 = 0.1984$ ). 0. klases parauglaukumi, pēc protokolu metodes, nesakrita ar SGBALANST THS klasēm nevienā no gadījumiem. 0. klasei piešķirtās protokolu metodes THS klases bija 1. un 2. (vid. 1,5). 1. THS klases parauglaukumi, pēc protokoliem, iedalīti 0. un 2. THS klasē (vid. 0,5). Arī 1. THS klasei iedalīti parauglaukumi, kas pēc SGBALANST metodes atbilst 0. un 1. klasēm (vid. 1,5). SGBALANST 2. THS klases parauglaukumi novērtēti atbilstoši 1. un 2. THS klasei (vid. 1,6). Vislielākā parauglaukumu sadalījuma pa klasēm nesakritība konstatēta pie 3. SGBALANST THS klases, kur tās variēja no 1 līdz 3 (vid. 2,4).

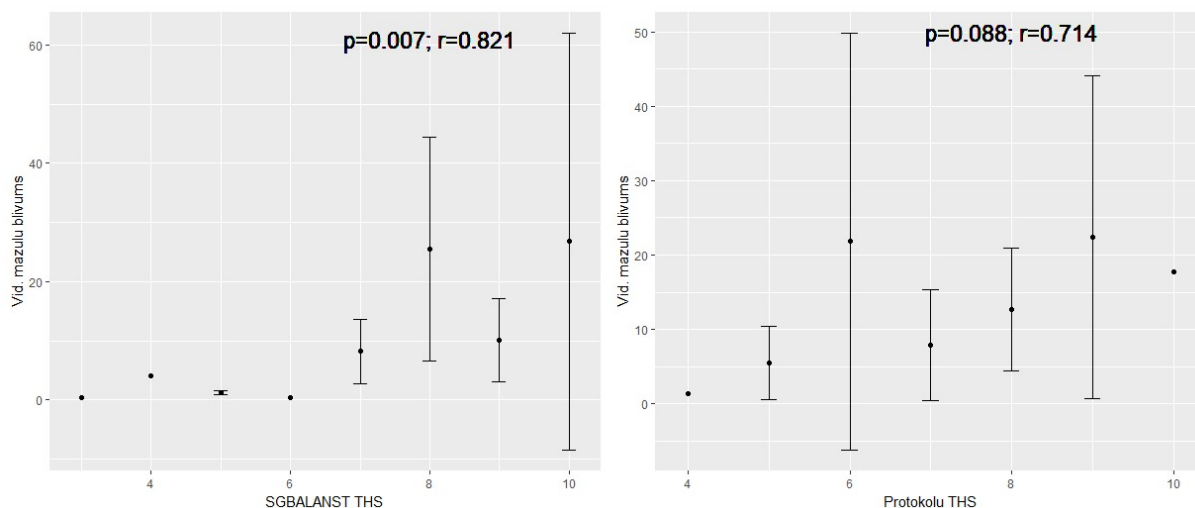
Izkliedes grafikā redzamā tendence ir vēl spēcīgāka, kā vienkāršotajai metodei – pārāk augstu novērtētas dzīvotnes ar sliktāku pielāgotību foreļu mazuļiem un ļoti zemu novērtētas dzīvotnes, kuras pēc SGBALANST metodes atbilst ļoti labai pielāgotībai. Tas īpaši attiecās uz visaugstāko 3. THS klasi (THS 9 un THS 10), kas raksturo labākās iespējamās mazuļu dzīvotnes.



11. attēls. Protokolu metodes parauglaukumu sadalījums katrā THS un THS klasē attiecībā pret SGBALANST metodi (n = 35).

Figure 11. Distribution of protocol method plots in each THS and THS class relative to the SGBALANST method (n = 35).

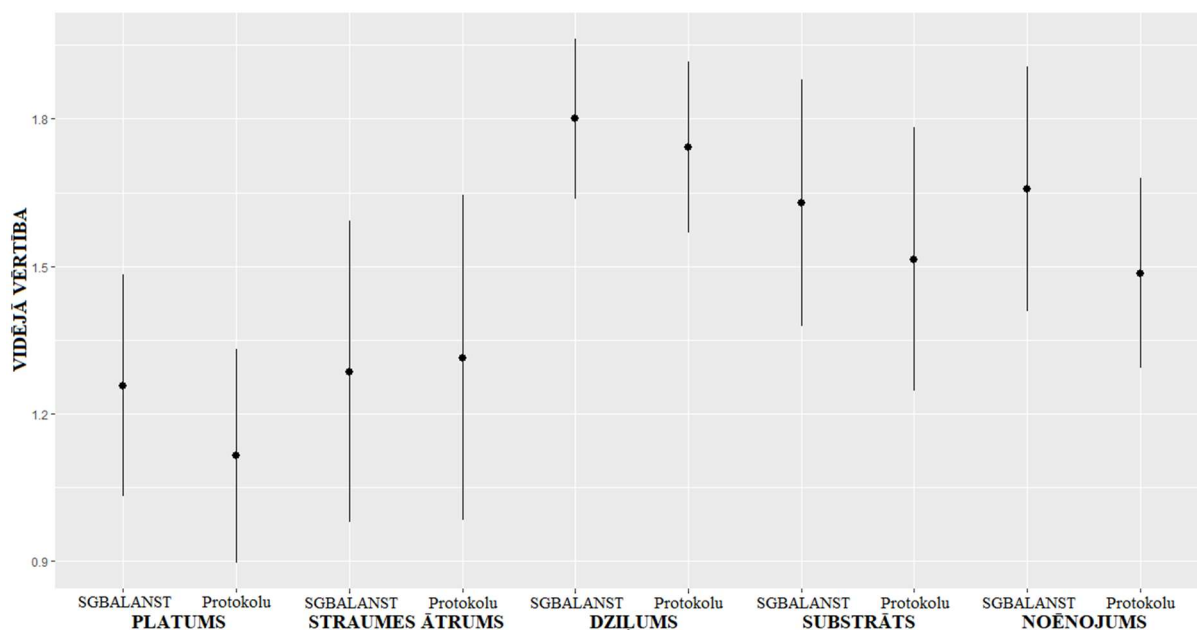
Protokolu metode bija vienīgā metode, kurai neuzrādījās statistiski būtiska korelācija ar vidējo mazuļu blīvumu ( $p=0.088$ ), savukārt, korelācijas koeficients uzrādīja pietiekami spēcīgu pozitīvu saistību starp datu kopām ( $r=0.714$ ). Palielinoties THS vērtībai, mazuļu blīvums pieaudzis neregulāri un ticamības intervāli norāda uz lielāku datu izkliedi, jo īpaši, pie THS vērtības 6 un 9. Ar THS vērtību 10, pēc protokolu metodes, novērtēts tikai viens parauglūkums, tādēļ tajā ticamības intervāls neuzrādījās (12. attēls).



12. attēls. Protokolu metodes vidējais 0+ foreļu mazuļu blīvums ( $\pm$  95% ticamības intervāls) pie katra THS, salīdzinājumā ar SGBALANST metodi.

Figure 12. Protocol method average 0+ trout density ( $\pm$  95% confidence interval) at each THS compared to SGBALANST method.

Ar Vilkskona metodi tika pārbaudīta SGBALANST un protokolu metodes parametru nesakritība. Netika konstatēta neviena būtiska atšķirība. Grafiski aplūkojot parametru vidējās vērtības, tika konstatēts, ka pēc protokolu metodes bijusi tendence zemāk novērtēt visus parametrus, izņemot straumes ātrumu. Pēc protokolu metodes, noēnojumam bija mazāka datu izkliede, ko uzrādīja standartovirzes. Pārējiem paramateriem standartovirzes bija līdzīgas (13. attēls)



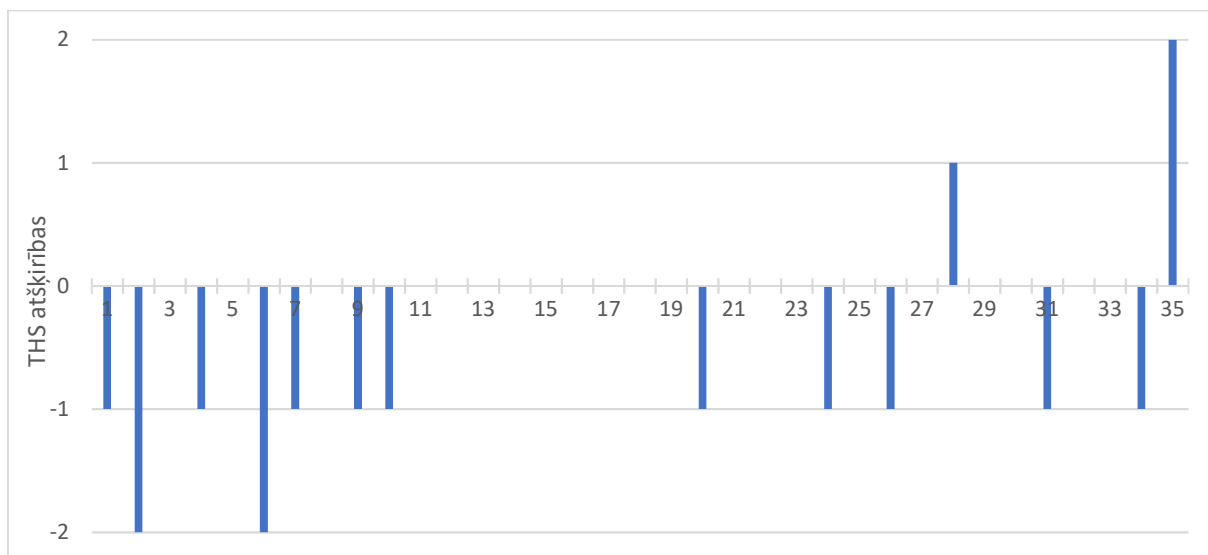
13. attēls. SGBALANST un protokolu metodes parametru vidējās vērtības ( $\pm$  95% ticamības intervāls).

Figure 13. Average values of SGBALANST and protocol method parameters ( $\pm$  95% confidence interval).

### 3.3. Eksperta pieredzes ietekme uz rezultātiem laika periodā

Lai noskaidrotu, vai eksperta pieredzes palielināšanās uzlabo THS noteikšanas precizitāti, dati tika sakārtoti hronoloģiskā secībā un aplūkotas vienkāršotās metodes atšķirības, pieņemot SGBALANST metodi par references stāvokli.

Pārbaudot THS vērtības starp abām metodēm, konstatēts, ka tās sakrita 14 no 35 parauglaukumiem. Grafiski aplūkojot atšķirības, vērojama tendence pēc vienkāršotās metodes THS novērtēt ar zemāku vērtību, nekā tas ir patiesībā. Par augstu THS novērtēts tikai divos parauglaukumos (14. attēls).



14. attēls. Vienkāršotās metodes THS vērtību atšķirības attiecībā pret SGBALANST metodi hronoloģiskā secībā.

Figure 14. Differences of the THS values for the simplified method relative to the SGBALANST method in chronological order.

Lai uzzinātu, kuri parametri visvairāk ietekmējuši THS vērtības, tika aplūkotas vienkāršotās metodes katra individuālā parametra atšķirības attiecībā pret SGBALANST metodi. Grafiski aplūkojot nesakrītību hronoloģiju, noskaidrots, ka pētījuma pirmajos desmit (izņemot 5. un 8.) parauglaukumos eksperts parametru THS vērtību noteikšanā kļūdījies 10 reizes, galvenokārt, nosakot straumes ātrumu. Tālāk, no 11. līdz 19. parauglaukumam, visi parametri noteikti tāpat, kā SGBALANST metodei (15. attēls). No 20 līdz 35. parauglaukumam, eksperts kļūdījies 7 reizes.

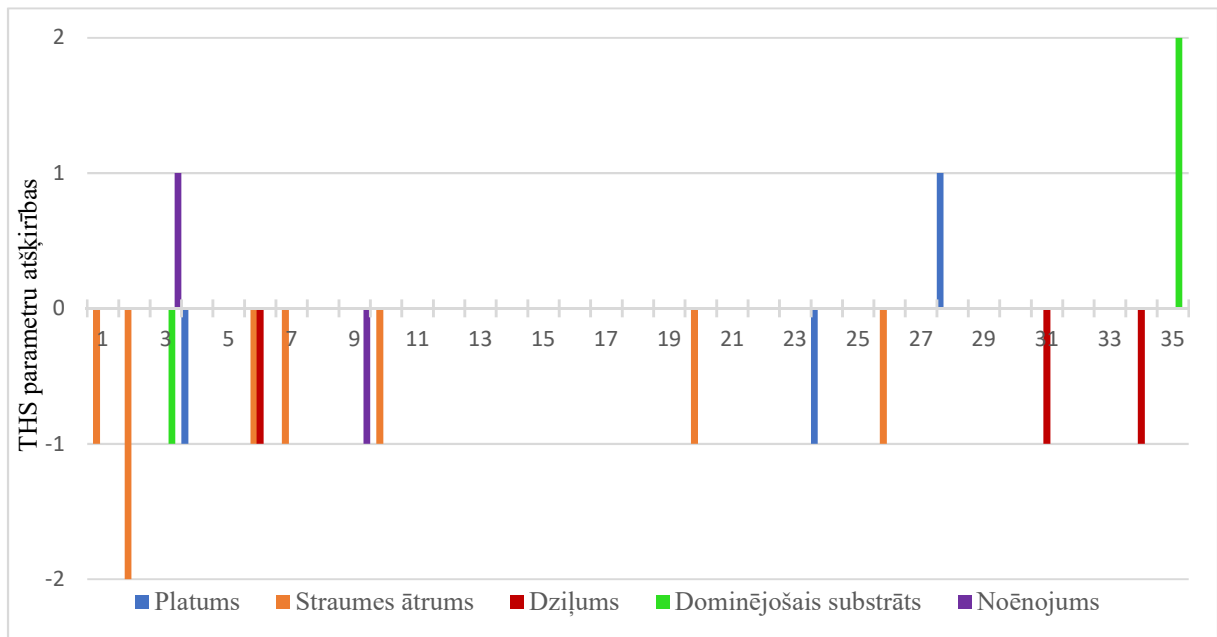
Platums neprecīzi novērtēts trijos no 35 parauglaukumiem. Divos parauglaukumos platumam piešķirtās THS vērtības pēc vienkāršotās metodes bija vienu vērtību zemāk, bet vienā parauglaukumā vērtību par daudz.

Straumes ātrums nesakrita septiņos parauglaukumos. Visos gadījumos straumes ātrums novērtēts par zemu – sešos parauglaukumos novērtēts vienu vērtību par maz, bet vienā divas vērtības par maz.

Dziļums atšķīrās trijos parauglaukumos. Visos gadījumos dziļums, pēc vienkāršotās THS metodes, novērtēts vienu vērtību par maz.

Dominējošā substrāta THS vērtība kļūdaini novērtēta divos parauglaukumos. Vienā no tiem eksperts substrātu novērtējis vienu vērtību par maz, bet otrā divas vērtības par daudz.

Noēnojums nesakrita divos parauglaukumos. Vienā tas novērtēts vienu vērtību par maz, bet otrā vērtību par daudz.



15. attēls. Vienkāršotās metodes THS parametru vērtību atšķirības attiecībā pret SGBALANST metodi hronoloģiskā secībā.

Figure 15. Differences of the THS parameters values for the simplified method relative to the SGBALANST method in chronological order.

## 4. DISKUSIJA

Pētījumā izmantoti rezultāti no Zivju, nēģu un vēžu monitoringa *NATURA 2000* teritorijās un citām uzskaitēm, kurās noķertas foreles. Foreļu mazuļi noķerti Ventas, Daugavas un Gaujas UBA (upju baseinu apgabalos), taču netika konstatēti Lielupes UBA, kas sakrīt ar literatūrā aprakstīto foreļu izplatību Latvijā (Plikšs, Aleksejevs 1998). Visticamāk, tikai parauglaukumos Amata 1, Amata 2, Ciecere 8 un Mazā Jugla 2 konstatētie īpatņi bija straute foreles rezidentā forma. Pārējos parauglaukumos konstatēti taimiņi, jo tiem iespējama brīva migrācija uz jūru.

### 4.1. THS indikatora aprobācija

THS indikators ir paredzēts foreļu mazuļu blīvuma novērtēšanai upē. Mazuļi ir visrepresentatīvākā vecuma grupa, jo to izdzīvotību upē nosaka dzīvotnes kvalitāte, kā arī, tie sniedz aptuvenu informāciju par iznārstojušām zivīm. Nākotnē ievācot papildus datus, uzlabosies iegūto rezultātu interpretācija, kas ļaus precīzāk raksturot dzīvotņu pielāgotību forelēm un identificēt problēmas. Respektīvi, augsts upē konstatētais THS, bet mazs mazuļu blīvums liecinās par upes apsaimniekošanas nepieciešamību, piemēram, foreļu resursa papildināšanu vai aizsprostu nojaukšanu.

Starp SGBALANST THS vērtībām un visu parauglaukumu mazuļu blīvuma datiem uzrādījās pozitīva tendence, bet netika konstatēta statistiski būtiska korelācija ( $p=0,082$ ), ko varētu skaidrot ar faktu, ka lielākajai daļai mazuļa blīvuma datu vērtības bija salīdzinoši zemas. Gandrīz pusei no parauglaukumiem (17 no 35) mazuļu blīvums novērtēts zemāk kā 5 īpatņi uz 100 kvadrātmetriem (4. pielikums). Aprēķinot mazuļu blīvuma vidējās vērtības pie katra THS, korelācija ar THS vērtībām uzrādījās kā būtiska ( $p=0,007$ ). Redzamā tendence pierādīja, ka THS indikators darbojas pareizi, kā rezidentajām forelēm, tā arī taimiņiem un ir izmantojams Latvijā, jo pieaugot THS vērtībai, pieaug mazuļu blīvums. Līdzīga tendence pie ievērojami lielākām datu kopām novērota arī Igaunijā, Zviedrijā un Dānijā (Pedersen et al. 2017). Iespējams, vēl precīzāki THS rezultāti būtu iegūti, ja parauglaukumos tiktu izmērīts arī sestais THS parametrs – kritums. Foreļu mazuļu telpiskais izkārtojums upē elektrozevas brīdī arī varēja būt noteicošs faktors datu ieguvē. Dažos pētījumos aprakstīts, ka, pretstatā THS, foreļu mazuļi mēdz vairāk koncentrēties upes dziļākajos posmos un lēntecēs, savukārt, straujtecēs tie veiksmīgi izvairās no lielākiem plēsējiem (Bremset, Berg 1997). Tas nozīmē, ka plēsīgo zivju klātbūtne un citi biotiskie faktori, piemēram, konkurence, ietekmē mazuļu izplatību upē.

Lielākais parauglaukumu skaits bija pie THS vērtībām 7 un 9 (katrā desmit parauglaukumi). Tomēr, vislielākais summārais mazuļu blīvums noteikts pie THS vērtības 8, kur divi zemāk novērtētie parametri bija straumes ātrums un upes platums. Iespējams, foreļu mazuļi neizvēlas šauras upes ar lielu straumes ātrumu, jo mazā ķermeņa izmēra dēļ, tiem ir grūtības pretoties straumei (Heggenes et al. 1999). Līdzīga tendence novērota Nurmižupītes parauglaukumā, tomēr būtiska ietekme varēja būt arī karstajai vasarai. Pagaidām datu kopa ir pārāk maza, lai izdarītu konkrētus secinājumus par šo sakarību.

## 4.2. Vienkāršotā metode

THS indikatora mērīšana pēc SGBALANST metodes ir precīza, bet diezgan laikietilpīga, jo tā jāveic visā parauglaukuma garumā, vismaz sešās ūdenstecei perpendikulārās transektēs. Katrā no tām parametri tiek mērīti trīs reizes. Papildus, protokoli pēc datu ievākšanas ir jāpārskata un jāizvērtina parametru vidējās vērtības, lai attiecīgi noteiktu THS. Lauku darba apstākļos un komandējumos, metode var būtiski ietekmēt zinātnieku efektivitāti un spēju apsekot maksimāli daudz parauglaukumus, jo īpaši, ja cilvēkresursi ir ierobežoti.

Problēmas risināšanai THS mērīšana veikta arī izmantojot Igaunijas pētnieku pielietoto metodiku, lai pārbaudītu tās efektivitāti un potenciālu kā primārās metodes izmantošanai (Kesler 2018). Metodei nav nepieciešama fiziska parametru mērīšana, to vizuālu novērtēšanu pēc saviem subjektīviem ieskatiem veic eksperts.

Vienkāršotās metodes THS rezultātiem uzrādījās statistiski būtiska korelācija ar SGBALANST metodi ( $p < 0,001$ ) un korelācijas koeficients uzrādīja spēcīgu datu saistību ( $r = 0,931$ ), tātad starp abām metodēm iegūtie dati ir ļoti līdzīgi. Parauglaukumu sadalījums pa THS vērtībām un THS klasēm saglabāja pieaugošu tendenci attiecībā pret SGBALANST metodi, tomēr novērota arī tendence THS novērtēt par zemu. Gandrīz visos gadījumos THS pēc vienkāršotās metodes novērtēts gan atbilstoši SGBALANST THS vērtībai, gan vienu vērtību par maz. Ticamākais sakarības skaidrojums ir cilvēciskā faktora ietekme. Vizuāli aplūkojot parauglaukumu un balstoties uz iepriekšējo pieredzi, eksperts varēja pieņemt lēmumu, ka dzīvotne nav pārāk labi pielāgota forelēm un konstatētais mazuļu blīvums tajā būs mazs. Pretējs efekts, visticamāk, nostrādājis pie SGBALANST THS vērtībām 4 un 8, kur vienkāršotais THS novērtēts augstāk, nekā patiesībā. Cenšoties datus padarīt ticamākus, eksperts varēja kļūdaini novērtēt parauglaukumu THS vērtības.

THS vērtībām uzrādījās vēl spēcīgāka korelācija ar mazuļu vidējo blīvumu, nekā SGBALANST metodei ( $p < 0,001$ ), kas apstiprināja arī vienkāršotās metodes darbības pareizību. Tomēr, labāka korelācija ar mazuļu blīvumu šajā gadījumā nenozīmē, ka metode darbojas labāk. Pagaidu mērķis bija noskaidrot vai metode reprezentē patieso foreļu stāvokli upē.

Starp abu metožu parametru vidējām vērtībām, vienīgā statistiski būtiskā atšķirība konstatēta straumes ātrumam. Iespējamie faktori, kas radīja atšķirības parametru noteikšanā, sīkāk iztirzāti 4.4. nodaļā.

### 4.3. Protokolu metode

THS vērtību noteikšana pēc standarta monitoringa protokoliem būtu visvienkāršākais veids un ļautu novērtēt vēsturiskos datus. Vienīgā atšķirībā salīdzinājumā ar iepriekšējām metodēm – daži parametri protokolos netiek fiksēti tādās pašās skalās, kā noteikuši SGBALANST eksperti. Tas var radīt sarežģījumus datu pārrēķināšanā uz THS.

Protokolu metodes THS rezultātiem uzrādījās statistiski būtiska korelācija ar SGBALANST metodi ( $p < 0,001$ ), tomēr datu saistība bija vājāka, kā vienkāršotajai metodei ( $r = 0.632$ ). Arī parauglaukumu sadalījums pa THS vērtībām un THS klasēm ļoti atšķirās, tika konstatēta liela datu izkliede, salīdzinājumā ar SGBALANST metodi. Pie THS klasēm 0 un 1 nesakrita neviens parauglaukums. Novērotā tendence mazliet atšķirās no vienkāršotās metodes – ar pārāk augstām THS vērtībām tika novērtēti sliktāk pielāgoti parauglaukumi, bet labāk pielāgotie tika novērtēti zemāk. Kā būtisku sakarības cēloni var minēt cilvēcisko faktoru. Lauka darbos ne vienmēr protokolus aizpilda viens un tas pats pētnieks. Katra pētnieka perspektīva attiecībā uz parauglaukuma parametriem ir dažāda. Nereti, protokolos kļūdainus ierakstus var radīt pastiprinātā steiga dotajā laikā apsekot pēc iespējas vairāk parauglaukumus. Metodes uzlabošanai un precīzāku datu ieguvei par labu varētu nākt pienākumu sadale starp pētniekiem, tomēr tas ir grūti panākams ētisku apsvērumu dēļ.

Lielā mērā rezultātus varēja ietekmēt dažu parametru nesakritības. Tādiem parametriem kā ūdenstece platums, straumes ātrums un dziļums bija viegli noteikt THS vērtību, jo monitoringa protokolos tie tiek fiksēti kā vienkārši, skalāri lielumi. Grūtības sagādāja dominējošā substrāta un noēnojuma noteikšana.

SGBALANST THS protokolos katram substrāta veidam definētas izmēru skalas un cipara kods no viens līdz deviņi, piemēram, grants ir izmēros 0,2 – 2 cm un tās kods ir 3. Protokolā tiek reģistrēts tikai atbilstošais cipara kods un pēcāprādē izrēķināta vidējā vērtība, kura atbilst kādam no substrāta veidiem un atbilstoši tiek piešķirta THS vērtība. ZI BIOR

monitoringa protokolos tiek reģistrēti visu parauglaukumā konstatēto substrāta veidu īpatsvars procentos, kā arī to izmēru skalas un nosaukumi ir atšķirīgi. Atsevišķos gadījumos nebija iespējams novērtēt, kurš no substrāta veidiem bija dominējošais visā parauglaukumā. Problēmu ir grūti risināt, jo pielāgot skalas atbilstoši SGBALANST protokoliem nebūtu korekti vispārpieņemtās metodikas izmainīšanas un datu salīdzināšanas kontekstā. Iespējams, datu statistiska modelēšana ļautu atrast sakarības starp abu protokolu substrātu veidiem.

Noēnojums SGBALANST protokolos tiek reģistrēts procentuāli katrai transektei un noteikts visam parauglaukumam izrēķinot tā vidējo vērtību. ZI BIOR monitoringa protokolos parauglaukuma noēnojumu reģistrē ar vārdiskas izteiksmes vērtībām – “nav”, “dažviet”, “pārsvarā” vai “pilnīgs”. Ņemot vērā, ka THS vērtība noēnojumam zem 10% ir 0 un virs 20% ir 2, parauglaukumiem ar noēnojuma vērtējumu “nav”, tika piešķirta THS vērtība 0 un parauglaukumiem ar vērtējumiem “pārsvarā”, “pilnīgs” piešķirta THS vērtība 2. Visgrūtāk definēt THS vērtību bija parauglaukumiem, kur noēnojums novērtēts ar “dažviet”, jo šādā izteiksmē noēnojums būtībā var svārstīties no 10 līdz 40%, kas atbilst gan THS vērtībai 1 (10 – 20%), gan vērtībai 2 (>20%). Izmantojot neparametrisko GLM (vispārinātā lineārā modeļa) analīzi, tika mēģināts atrast robežu, kurā THS vērtība noēnojumam klasificējas kā 1 un kurā kā 2. Modelī ņemti vērā SGBALANST THS dati, kā arī upes platums un dati par meža procentuālo segumu apkārt parauglaukumam, kas literatūrā aprakstīti, kā būtiski noēnojumu ietekmējoši faktori (Bartnik, Moniewski 2011). Tomēr, 2018. gadā ar THS 1 noēnojums novērtēts tikai divos parauglaukumos, kas modelim neļāva precīzi kalibrēties un definēt vērtību robežas. Tika pieņemts lēmums noēnojuma vērtējumu “dažviet” definēt kā THS 1. Iespējams, ilgtermiņā papildinot datus, modelis ļaus novērtēt noēnojuma datus precīzāk.

Protokolu metode bija vienīgā metode, kurai neuzrādījās statistiski būtiska korelācija ar mazuļu blīvumu ( $p=0,088$ ). Kļūdaini nosakot THS vērtību, varēja rasties nepareizs foreļu mazuļu blīvuma datu sadalījums pa parauglaukumiem, ko daļēji pierāda lielā ticamības intervālu uzrādītā izkliede.

Starp SGBALANST un protokolu metodes parametru vidējām vērtībām netika konstatēta būtiska atšķirība. Tomēr, esošās nobīdes var skaidrot ar nepietiekamo mērījumu skaitu, kas tiek fiksēts monitoringa protokolos.

#### **4.4. Eksperta pieredzes ietekme uz rezultātiem**

Statistikās analīzes uzrādīja, ka vienkāršotajai metodei ir labs potenciāls THS noteikšanā, taču tā ir jāpilnveido, lai kompensētu sīkās nesakritības. Tika analizēts, vai THS

indikatora aprobācijas gaitā ir mainījusies eksperta spēja novērtēt nepieciešamos parametrus. SGBALANST metode tika pieņemta par references stāvokli. Pirmie rezultāti uzrādīja, ka abu metožu THS ir pilnībā sakritis mazāk kā pusē no parauglaukumiem un pārsvarā eksperts to novērtējis zemāk kā patieso.

Pētījuma sākumā eksperts kļūdījies vairākkārt. Pētījuma vidū eksperts daudzus parauglaukumus novērtējis nekļūdīgi, ko, iespējams, var saistīt ar to morfoloģisko vienkāršību. Pētījuma beigās eksperts kļūdījies mazākā skaitā parauglaukumu un neregulārāk kā pētījuma sākumā.

Analizējot THS nesakritības parametru līmenī, noskaidrots, ka visvairāk eksperts kļūdījies nosakot straumes ātrumu – septiņos parauglaukumos. Straumes ātrums upē parasti tiek noteikts, izmantojot straumes mērīšanas iekārtu. Vizuāli novērtējot straumes ātrumu visā parauglaukumā, grūtības varēja sagādāt biotopa specifika, piemēram, atstraumes, krāces, salas un dažādi ūdenī iekrituši objekti, kas traucē straumes plūdam (Simonson et al. 1994). Lai uzlabotu eksperta spēju noteikt minēto parametru, būtu vēlams izmantot straumes mērīšanas ierīci.

Ūdensteces platumu eksperts neprecīzi novērtējis vien trīs gadījumos. THS platuma vērtībām ir samērā liela amplitūda un vienīgie gadījumi, kad būtu iespējams nokļūst, ir starp vērtību robežām, ko izšķir viena metra starpība.

Trīs parauglaukumos atšķīrās arī ūdensteces dziļuma novērtējums. To parasti novērtē kopā ar straumes ātrumu, jo uz straumes mērīšanas iekārtas ir uzdrukātas dziļuma atzīmes. Faktors, kas varēja ietekmēt eksperta spriedumu šajā gadījumā bija ūdens caurredzamība un nokrāsa.

Dominējošais substrāts neprecīzi noteikts tikai divos parauglaukumos. Domājams, ka kļūdas radušās parauglaukumos ar vairākiem substrāta tipiem, kuru sastopamība mērojama līdzīgi. Iespējams, lielākajā daļā parauglaukumu dominēja tikai noteikta lieluma substrāts un, līdzīgi, kā ūdensteces platuma gadījumā, THS vērtību amplitūda substrātam ir diezgan plaša, kas ekspertam ļāva substrāta piederību konkrētam THS noteikt nekļūdīgi.

Arī noēnojums nesakrita divos gadījumos, kas uzskatāms par diezgan labu rādītāju. Pieņemot, ka vienkāršotais THS pārsvarā gadījumu tika novērtēts aptuveni pusstundu pirms SGBALANST THS, var uzskatīt, ka diennakts laiks un Saules stāvokļa izmaiņas, varēja ietekmēt ēnas kritumu uz ūdens virsmu. Savukārt, mākoņu daudzums konkrētajā brīdī varēja apgrūtināt noēnojuma noteikšanu.

## SECINĀJUMI

1. Pozitīvā tendence starp SGBALANST metodes THS vērtībām un foreļu mazuļu blīvumu, norāda, ka tā ir pielietojama Latvijā un pagaidām tiks izmantota kā primārā THS vērtēšanas metode.
2. THS vērtēšana ļauj identificēt iespējamus traucējumus upē, kas saistīti ar foreļu mazuļu blīvuma svārstībām.
3. Vienkāršotā metode ir izmantojama, taču eksperta pieredze vien nenodrošina visu nepieciešamo datu iegūšanu un dažu parametru mērīšanai nepieciešams izmantot speciālas mērierīces.
4. Protokolu metodes neatbilstība SGBALANST metodei skaidrojama ar vairākām nesakritībām parametru novērtējuma kritērijos THS un ZI BIOR protokolos.
5. Jāturpina citu metožu pilnveidošana, lai nākotnē THS varētu noteikt ar lielu precizitāti un ātri, nepieciešams noteikt katram THS raksturīgo foreļu mazuļu blīvumu, lai spētu spriest par upju kvalitāti un jāizvēlas metode upes krituma noteikšanai.

## PATEICĪBAS

Vislielāko pateicību izsaku darba vadītājai Rutai Mednei par darba sākotnējo versiju labošanu, ieteikumiem darba zinātniskās kvalitātes uzlabošanā un motivāciju darba rakstīšanas gaitā. Liela pateicība darba konsultantam Kasparam Abersonam par palīdzību darbam nepieciešamo datu ievākšanā un padomiem darba datu attēlošanā, kā arī ieteikumiem zinātniskās literatūras meklēšanā. Paldies Didzim Elfertam, Jānim Grudulam un Viesturam Vīgantam par izpalīdzību un padomiem datu statistiskajā analīzē. Paldies ZI "BIOR" Zivju resursu pētniecības departamenta kolēģiem Jānim Bajinskim un Jānim Dumpim par palīdzību lauka darbos, nepieciešamās informācijas iegūšanā un kartogrāfiskā materiāla sagatavošanā. Paldies ZI "BIOR" bibliotekārei Nataļjai Kondratjevai par palīdzību literatūras meklēšanā.

Maģistra darbs izstrādāts projekta R065 "Baltijas jūras reģiona kā piekrastes zvejas tūrisma galamērķa izstrāde, veicināšana un ilgtspējība apsaimniekošana" – RETROUT ietvaros.

## LITERATŪRAS SARAKSTS

- Almodo'var A., Nicola G. G., Elvira B. 2006. Spatial variation in brown trout production: the role of environmental factors. – Transactions of the American Fisheries Society, 135: 1348–1360.
- Aoki I., Yamakawa T., Takasuka A. (Eds.). 2018. Fish Population Dynamics, Monitoring, and Management: Sustainable Fisheries in the Eternal Ocean. Springer. 245 pp.
- Armstrong J. D., Kemp P. S., Kennedy G. J. A., Ladle M., Milner N. J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. – Fisheries research, 62 (2): 143–170.
- Bajinskis J. 2019. Mutisks ziņojums.
- Bartnik A., Moniewski P. 2011. River bed shade and its importance in the process of studying of the fundamental physico-chemical characteristics of small river waters. [W:] K. Glińska-Lewczuk (red.). – Contemporary problems of management and environmental protection. Issues of landscape conservation and water management in rural areas, 7: 137–149.
- Beaumont W. R. C., Taylor A. A. L., Lee M. J., Welton J. S. 2002. Guidelines for electric fishing best practice. – Environment Agency R&D Technical Report W2-054/TR.
- Belica L. 2007. Brown Trout (*Salmo trutta*): A Technical Conservation Assessment. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region, Species Conservation Project.
- Belletti B., Rinaldi M., Buijse A. D., Gurnell A. M., Mosselman E. 2015. A review of assessment methods for river hydromorphology. – Environmental Earth Sciences, 73 (5): 2079–2100.
- Bendall B., Moore A., Quayle V. 2005. The post-spawning movements of migratory brown trout *Salmo trutta* L. – Journal of fish biology, 67 (3): 809–822.
- Berntssen M. H. G., Kroglund F., Rosseland B. O., Wendelaar Bonga S. E. 1997. Responses of skin mucous cells to aluminium exposure at low pH in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54 (5): 1039–1045.
- Birzaks J. 2013. Latvijas upju zivju sabiedrības un to noteicošie faktori. Promocijas darbs. Rīga, Latvijas Universitāte. Akadēmiskais apgāds. 150 lpp.
- Boccardy J. A., Cooper E. L. 1963. The use of rotenone and electrofishing in surveying small streams. – Transactions of the American Fisheries Society, 92 (3): 307–310.
- Bonar S. A., Hubert W. A. 2002. Standard sampling of inland fish: benefits, challenges, and a call for action. – Fisheries, 27 (3): 10–16.

- Borgstroem R. E. I. D. A. R., Skaala Ø. 1993. Size-dependent catchability of brown trout and Atlantic salmon parr by electrofishing in a low conductivity stream. – *Nordic journal of freshwater research*, Drottningholm, 68: 14–20.
- Brehmera P., Do Chib T., Mouillotb D., 2006. Amphidromous fish school migration revealed by combining fixed sonar monitoring (horizontal beaming) with fishing data. – *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 334 (1): 139–150.
- Bremset G., Berg O. K. 1997. Density, size-at-age, and distribution of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in deep river pools. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (12): 2827–2836.
- Brett J. R. 1956. Some principles in the thermal requirements of fishes. – *The Quarterly Review of Biology*, 31 (2): 75–87.
- Brothers E. B. 1979. Age and growth studies on tropical fishes. – *Stock assessment for tropical small-scale fisheries*, 119–136.
- Budy P., Thiede G. P., Lobón-Cervía J., Fernandez G. G., McHugh P., McIntosh A., ... Jellyman P. 2013. Limitation and facilitation of one of the world's most invasive fish: an intercontinental comparison. – *Ecology*, 94 (2): 356–367.
- Cichowicz R., Michalska B. 2017. Air pollution and hydromorphological description of the river. – *World Scientific News*, 73 (1): 80–91.
- Copp G. H. 1989. Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. – *Aquaculture Research*, 20 (4): 453–462.
- Degerman E. R. I. K., Sers B. E. R. I. T. 1992. Fish assemblages in Swedish streams. – *Nordic journal of freshwater research*, Drottningholm, 67: 61–71.
- Dibble E. D. 1991. A comparison of diving and rotenone methods for determining relative abundance of fish. – *Transactions of the American Fisheries Society*, 120 (5): 663–667.
- Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z., Knowler D. J., Leveque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A. H., Soto D., Stiassny M.L., Sullivan C. A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – *Biological Reviews*, 81: 163–182.
- Elliott J. M. 1975. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on reduced rations. – *The Journal of Animal Ecology*, 823–842.
- Elliott J. M. 1982. The effects of temperature and ration size on the growth and energetics of salmonids in captivity. – *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry*, 73 (1): 81–91.
- Elliott J. M. 1989. Wild brown trout *Salmo trutta*: an important national and international resource. – *Freshwater Biology*, 21 (1): 1–5.

- Elliott J.M. 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. – Oxford: Oxford University Press. xi 286 pp.
- Ernesto A., Budy P. 2005. Effects of biotic and abiotic factors on the distribution of trout and salmon along a longitudinal stream gradient. – *Environmental Biology of Fishes*, 72 (4): 379–391.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2002. Report of the symposium on inland fisheries management and the aquatic environment. European Inland Fisheries Advisory Commission, FAO Fisheries Report 681, Supplement. FAO, Rome, Italy.
- Fausch K. D. 1988. Tests of competition between native and introduced salmonids in streams: what have we learned? – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 2238–2246.
- Fausch K. D., Taniguchi Y., Nakano S., Grossman G. D., Townsend C. R. 2001. Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five holarctic regions. – *Ecological Applications* 11 (5): 1428–1455.
- Filipe A. F., Markovic D., Pletterbauer F., Tisseuil C., De Wever A., Schmutz S., ... Freyhof J. 2013. Forecasting fish distribution along stream networks: brown trout (*Salmo trutta*) in Europe. – *Diversity and Distributions*, 19 (8): 1059–1071.
- Finstad B., Jonsson N. 2001. Factors influencing the yield of smolt releases in Norway. – *Nordic Journal of Freshwater Research*, 75: 37–55.
- Finstad B., Økland F., Thorstad E. B., Bjørn P. A., McKinley R. S. 2005. Migration of hatchery-reared Atlantic salmon and wild anadromous brown trout post-smolts in a Norwegian fjord system. – *Journal of Fish Biology*, 66 (1): 86–96.
- Foley J. A., DeFries R., Asner G. P., Barford C., Bonan G., Carpenter S. R., Chapin F. S., Coe I. M. T., Daily G. C., Gibbs H. K., Helkowski J. H., Holloway T., Howard E. A., Kucharik C. J., Monfreda C., Patz J. A., Prentice I. C., Ramankutty N., Snyder, P. K. 2005. Global consequences of land use. – *Science*, 309: 570–574.
- Frost W. E., Brown M. E. 1967. *The Trout*. London: Collins. 316 pp.
- Goffaux D., Grenouillet G., Kestemont P. 2005. Electrofishing versus gillnet sampling for the assessment of fish assemblages in large rivers. – *Archiv für Hydrobiologie*, 162 (1): 73–90.
- Greenberg L. A. 1994. Effects of predation, trout density and discharge on habitat use by brown trout, *Salmo trutta*, in artificial streams. – *Freshwater Biology*, 32 (1): 1–11.
- Groot C. 1996. Salmonid life histories. In: Pennell, W. & Bruce, A., eds. *Principles of salmonid culture*. New York: Elsevier, pp. 97–230.

- Growns I. O., Pollard D. A., Harris J. H. 1996. A comparison of electric fishing and gillnetting to examine the effects of anthropogenic disturbance on riverine fish communities. – *Fisheries Management and Ecology*, 3 (1): 13–24.
- Harris G., Milner N. (Eds.). 2008. *Sea trout: biology, conservation and management*. John Wiley & Sons.
- Heggenes J., Bagliniere J. L., Cunjak R. A. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. – *Ecology of freshwater fish*, 8 (1): 1–21.
- Hindar K., Jonsson B., Ryman N., Ståhl G. 1991. Genetic relationships among landlocked, resident, and anadromous brown trout, *Salmo trutta* L. – *Heredity*, 66 (1): 83.
- Hvidsten N. A., Lund R. A. 1988. Predation on hatchery-reared and wild smolts Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the estuary of River Orkla, Norway. – *Journal of Fish Biology*, 33: 121–126.
- ICES. 2011. Study Group on data requirements and assessment needs for Baltic Sea trout (SGBALANST), 23 March 2010 St. Petersburg, Russia, By correspondence in 2011. ICES CM 2011/SSGEF:18. 54 pp.
- ICES. 2013. Report of the Workshop on Sea Trout (WKTRUTTA), 12–14 November 2013, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/SSGEF:15. 243 pp.
- Janáč M., Jurajda P. 2007. A comparison of point abundance and continuous sampling by electrofishing for age-0 fish in a channelized lowland river. – *North American Journal of Fisheries Management*, 27 (4): 1119–1125.
- Jonsson B., Jonsson N. 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. – *Journal of fish biology*, 75 (10): 2381–2447.
- Jonsson B., Jonsson N. 2011. *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: habitat as a template for life history*. Springer: New York. 708 pp.
- Kesler M. 2018. Mutisks ziņojums.
- Kitano S. 2004. Ecological impacts of rainbow, brown and brook trout in Japanese inland waters. – *Global Environmental Research*, 8 (1): 41–50.
- Klemetsen A., Amundsen P. A., Dempson J. B., Jonsson B., Jonsson N., O'Connell M. F., 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): 1–59.
- Knutsen J. A., Knutsen H., Gjøsæter J., Jonsson B. 2001. Food of anadromous brown trout at sea. – *Journal of Fish Biology*, 59 (3): 533–543.

- Lackey R. T. 2005. Fisheries: history, science, and management. – *Water Encyclopedia*, 3: 121–129.
- Lelek A. 1966. The field experiment on the receptivity of chub, *Leuciscus cephalus* (L.) to the repeated effects of pulsating direct current: With 2 figures and 2 tables in the text. – *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 16 (2): 1217–1222.
- Libosvářský J. 1966. Successive removals with electrical fishing gear—a suitable method for making populations estimates in small streams: With 2 figures and 1 table in the text. – *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 16 (2): 1212–1216.
- Lyse A. A., Stefanson S. O., Fernø A. 1998. Behaviour and diet of sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. – *Journal of Fish Biology*, 52: 923–936.
- MacCrimmon H. R., Marshall T. L. 1968. World distribution of brown trout, *Salmo trutta*. – *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 25 (12): 2527–2548.
- MacCrimmon H. R., Marshall T. L., Gots B. L. 1970. World distribution of brown trout, *Salmo trutta*: further observations. – *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 27 (4): 811–818.
- Marschall E. A., Crowder L. B. 1996. Assessing population responses to multiple anthropogenic effects: a case study with brook trout. – *Ecological Applications*, 6 (1): 152–167.
- Maruyama A., Nakamura K., Yamanaka H., Kondoh M., Minamoto T. 2014. The release rate of environmental DNA from juvenile and adult fish. – *PLoS One*, 9 (12): e114639.
- McHugh P., Budy P. 2006. Experimental effects of exotic brown trout (*Salmo trutta*) on the individual- and population-level performance of native Bonneville cutthroat trout (*Oncorhynchus clarkii utah*). – *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 1441–1445.
- McInerny M. C., Cross T. K. 2000. Effects of sampling time, intraspecific density, and environmental variables on electrofishing catch per effort of largemouth bass in Minnesota lakes. – *North American Journal of Fisheries Management*, 20 (2): 328–336.
- Mittelbach G. 1986. Predator-induced habitat use: some consequences for species interactions. *Environmental Biology of Fishes*, 16: 159–169.
- Munné A., Prat N., Sola C., Bonada N., Rieradevall, M. J. A. C. M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. – *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13 (2): 147–163.

- Nakken O. 2002. Understanding environmental controls on the fish stocks and progress towards their inclusion in fish stock assessment. – ICES Marine Science Symposium 215: 247–255.
- Ney J.J. 1999. Practical use of biological statistics. – Inland fisheries management in North America. American Fisheries Society, Bethesda, MD, 2: 167–192.
- Neuwinger H. D. 2004. Plants used for poison fishing in tropical Africa. *Toxicon*, 44 (4): 417–430.
- Norrgrén L., Degerman E. 1993. Effect of different water qualities on the early development of Atlantic salmon and brown trout exposed in situ. – *Ambio*, 22: 213–218.
- Odeh M. (ed.) 1999. *Innovations in Fish Passage Technology*. – American Fisheries Society, Bethesda, MA.
- Pakkasmaa S., Piironen J. 2001. Morphological differentiation among local trout (*Salmo trutta*) populations. – *Biological Journal of the Linnean Society* 72: 231–239.
- Pedersen S., Degerman E., Debowski P., Petereit C. 2017. Assessment and recruitment status of Baltic Sea trout populations. – *Troubador*.
- Pentelov F. T. K. 1932. The food of the brown trout (*Salmo trutta* L.). – *The Journal of Animal Ecology*, 101–107.
- Plikšs M., Aleksejevs Ē. 1998. *Latvijas daba. Zivis. Rīga, Gandrs*. 304 lpp.
- Raven P. J., Holmes N. T. H., Dawson F. H., Everard M. 1998. Quality assessment using river habitat survey data. – *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 8 (4): 477–499.
- Robson D. S., Regier H. A. 1964. Sample size in Petersen mark–recapture experiments. – *Transactions of the American Fisheries Society*, 93 (3): 215–226.
- Roscoe D. W., Hinch S. G. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. – *Fish and Fisheries*, 11 (1): 12–33.
- Roset N., Grenouillet G., Goffaux D., Pont D., Kestemont P. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. – *Fisheries Management and Ecology*, 14 (6): 393–405.
- Rouse W. 2007. *Marine Biology Research Experiment: Population Dynamics of Barnacles in the Intertidal Zone*.
- Shephard S., Josset Q., Davidson I., Kennedy R., Magnusson K., Gargan P. G., ... Poole R. 2019. Combining empirical indicators and expert knowledge for surveillance of data-limited sea trout stocks. – *Ecological Indicators*, 104: 96–106.
- Shirvell C. S., Dungey R. G. 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. – *Transactions of the American Fisheries Society*, 112 (3): 355–367.

- Simonson T. D., Lyons J., Kanehl P. D. 1993. Guidelines for evaluating fish habitat in Wisconsin streams.
- Smed J. and Ramster J. 2002. Overfishing, science and politics: the background in the 1890s to the foundation of the International Council for the Exploration of the Sea. – ICES Marine Science Symposium 215: 14–21.
- Spampinato C., Chen-Burger Y. H., Nadarajan G., Fisher R. B. 2008. Detecting, Tracking and Counting Fish in Low Quality Unconstrained Underwater Videos. – VISAPP 1 (2): 514–519.
- Speas D. W., Walters C. J., Ward D. L., Rogers R. S. 2004. Effects of intraspecific density and environmental variables on electrofishing catchability of brown and rainbow trout in the Colorado River. – North American Journal of Fisheries Management, 24 (2): 586–596.
- Stefansson SO, McGinnity P, Björnsson BT et. al. 2003. The importance of smolt development to salmon conservation, culture, and management: perspectives from the 6th international workshop on salmonid smoltification. – Aquaculture 222: 1–14.
- Szoszkiewicz K., Buffagni A., Davy-Bowker J., Lesny J., Chojnicki B. H., Zbierska J., ... Zgola T. 2006. Occurrence and variability of River Habitat Survey features across Europe and the consequences for data collection and evaluation. – Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods, 267–280.
- Thorstad E. B., Whoriskey F., Uglem I., Moore A., Rikardsen A. H., Finstad B. 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. – Journal of Fish Biology, 81 (2): 500–542.
- Tréguier A., Paillisson J. M., Dejean T., Valentini A., Schlaepfer M. A., Roussel J. M. 2014. Environmental DNA surveillance for invertebrate species: advantages and technical limitations to detect invasive crayfish *P. rocambarus clarkii* in freshwater ponds. – Journal of Applied Ecology, 51 (4): 871–879.
- Vaux P. D., Whittier T. R., DeCesare G., Kurtenbach J. P. 2000. Evaluation of a backpack electrofishing unit for multiple lake surveys of fish assemblage structure. – North American Journal of Fisheries Management, 20 (1): 168–179.
- Washburn E., Gregory J., Clabburn P. 2008. Development of a fish counting system for fish passes. – UK Environment Agency, Bristol, Science Report–SC050022/SR1.
- Welcomme R. L. 1983. River basins. – FAO Fish. Tech. Pap., (202):60 p.
- Willis D. W., Murphy B. R. 1996. Planning for sampling. Fisheries techniques, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 2: 1–15.

- Xenopoulos M. A., Lodge D. M., Alcamo J., Mearns M., Schulze K., van Vuuren, D. P. 2005  
Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. –  
Global Change Biology, 11: 1557–1564.
- Zalewski M. 1983. The influence of fish community structure on the efficiency of  
electrofishing. Aquaculture Research, 14 (4): 177–186.

PIELIKUMI

1. pielikums.  
 THS lauka darbu protokols.  
 Annex 1.  
 THS protocol for fieldwork.

Field protocol for Trout habitat score (information in yellow fields is used to calculate THS)

River: **Strupupe 1** River coordinates X: **57,37923** Y: **25,26358** Date: **16.08.2018.**  
 Site name/nr: **Strupupe 1** Site coordinates X: **57,37923** Y: **25,26358** coordinate system: **WGS84**  
 Site length (m): **50** Alkalinity: **8,27** Personnel (Name): **Rudolfs J. Kasparis A.**  
 Water level (Low/Medium/High): **Medium** Conductivity: **338**  
 Slope %: **---** Phosphorous: **---**  
 Distance to sea: **---** Salinity: **---**  
 Altitude: **---** Water temperature: **14,86**  
 Catchment area: **350m<sup>2</sup>** Air temperature: **---**  
 Water colour: **No colour**  
 Turbidity: **transparent**

A minimum of 6 transects

Transect number	Distance (m) from downstream corner of site	Width (m)	Water depth (x.xx m)			Velocity		Dominating substrate (code)		
			1/4 width	1/2 width	3/4 width	code or m/s	Shade %	1/4 width	1/2 width	3/4 width
1	0	5,4	0,22	0,31	0,22	Fast	80	2	3	2
2	5	5,4	0,23	0,16	0,27	Fast	100	3	3	2
3	10	5,4	0,16	0,20	0,34	Fast	80	3	3	2
4	15	4,7	0,16	0,20	0,33	Fast	40	1	4	3
5	20	4,2	0,17	0,16	0,12	Fast	50	1	2	3
6	25	6,5	0,15	0,23	0,23	Fast	0	1	5	1
7	30	5,3	0,08	0,22	0,15	Fast	70	1	1	6
8	35	4,3	0,21	0,24	0,40	Fast	80	1	1	4
9	40	5,1	0,16	0,18	0,35	Fast	100	1	1	3
10	45	5,4	0,26	0,18	0,20	Fast	40	3	4	3
11	50	5,7	0,25	0,18	0,26	Fast	100	5	6	3
12	55									
13	60									
14	65									
15	70									
16	75									
17	80									
18	85									
19	90									
20	95									
21	100									
Average		6,22	0,22			Fast	74,8			2,78 ≈ 3

VELOCITY		SHADE (WATERSURFACE)	
Code	Velocity	Code	Shade
Slow	<0,2 m/s	0	0-4%
Moderate	0,2-0,7	10	5-14%
Fast	>0,7 m/s	20	15-24%
		30	25-34%
		40	35-44%
		50	45-54%
		60	55-64%
		70	65-74%
		80	75-84%
		90	85-94%
		100	95-100%

SUBSTRATE		FREQUENCY
CODE	DESCRIPTION	
1	FINE	
2	SAND	
3	GRAVEL	
4	STONE1	
5	STONE2	
6	BOULDER1	
7	BOULDER2	
8	BOULDER3	
9	FLAT	

SUBSTRATE (explanation)	Fine sediment	Sand	Gravel	Smaller stones	Larger stones	Smaller boulders	Medium boulders	Large boulders	Flat	Code dominating substrate:
Particle size (cm)	<0,02	0,02 - 0,2	0,2 - 2	2 - 10	10 - 20	20 - 30	30 - 40	40 - 200	>200	Dominating substrate: =D1
Code	FINE	SAND	GRAVEL	STONE1	STONE2	BOULDER1	BOULDER2	BOULDER3	FLAT	Subdominating substrate1: =D2
Dominating substrate (D1 - D3)										Subdominating substrate2: =D3
% cover for D1-D3 (0 - 3)										

% cover (0-3) classes: 0= missing 1<=5% 2=5-50% 3>=50%

$$THS = 1 + 2 + 1 + 2 + 2 = 8$$

2. pielikums.

BIOR Zivju Resursu Pētniecības Departamenta monitoringa protokols.

Annex 2.

Monitoring protocol of BIOR Fish Resource Research Department.

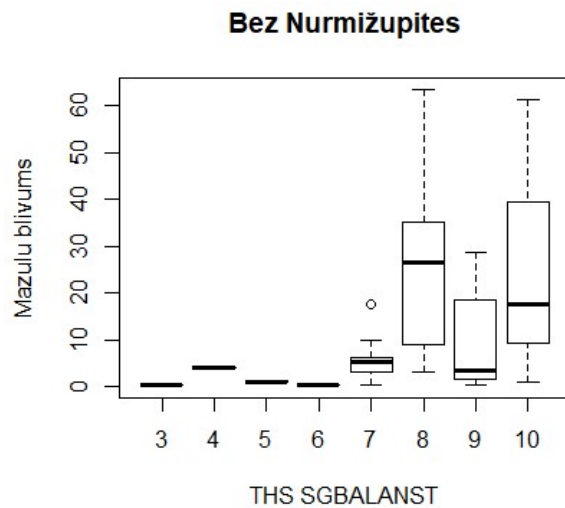
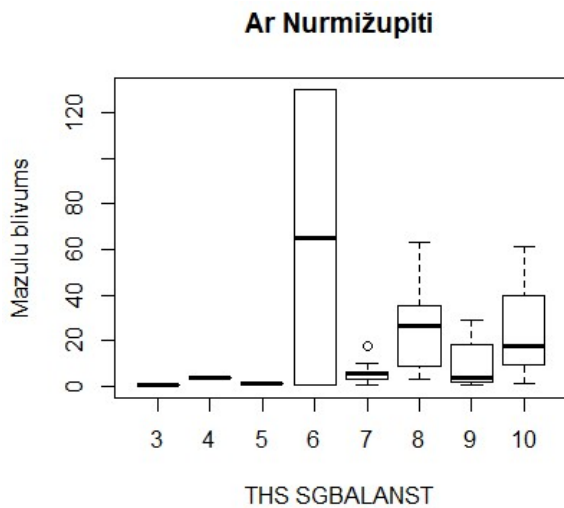
Upes nosaukums	Strūķupe 1			Datums	16.08.2018.				
Vietas apraksts	Pie Kalējas								
Koordinātes	57,37929			25,26358					
Zvejas dalībnieki	Jānis B. Rūdolfs T.								
Zvejas laiks	sākums	beigas	Zvejas atkārtojumi						
	10:31	11:00	1						
Zvejas iekārta	generators	mugursoma	anods		katods				
	F. Davis.								
Parauglaukuma apraksts	Plat	Gar	Vid dziļums	Max dziļums	Parauglaukuma veids	Straumes ātrums m/s	Kanalizēts	Aizēnojums	
	7	50	0,25	0,35	visā upes platumā daļēji gar krastu no laivas	Vid. 0,7 Max. 1,1	ir (nav)	nav (dažviet) pārsvarā pilnīgs	
Biotops (% no platības)	krāce	strauptece	lēntece		Aizauguma intensitāte	nav	maz	vidēja	daudz
		100						✓	
Krustu erozija	nav	mērena	spēcīga		Aizaugums		ziedaugi	sūnas	alģes
		✓					✓	✓	✓
Apkārtējās zemes izmantošana	mežs	plavas	tīrumi	apdzīvota vieta	rūpniecība				
	100								
Piesārņojums (aprakstīt)	nav pazīmju	iespējami piesārņojuma avoti			acīmredzami piesārņojuma avoti				
	✓								
Substrāta neorganiskie komponenti				Substrāta organiskie komponenti					
Substrāta tips	Diametrs	% no apsekojamās platības		Substrāta tips	Raksturojums	% no apsekojamās platības			
Pamatiezis	---			Detrits	Atsevišķi koki, to atliekas				
Laukameņi	> 256 mm	1			Žagari, augu atliekas	2			
Oļi	64 - 256 mm	20			Koku sanesums Beburu dambis				
Grants	2 - 64 mm	10		Dūņas	Melnas, smalkas				
Smilts	0.06 - 2 mm	69							
Nogulumu	0.004 - 0.06 mm			Merģelis	Pelēks, gliemežu čaulu fragmenti				
Māls	< 0.004 mm								
Ūdens kvalitāte	T °C	O <sub>2</sub> mg/l	pH	EC μS/cm	Duļķainība		Ūdens krāsa		
	14,86	13,97	8,27	338	(dzidrs)	bezvītras			
					nedaudz duļķains				
					duļķains				
necaurredzams									

3. pielikums.

Izlecošās Nurmižupītes vērtības atmešana.

Annex 3.

The removal of Nurmižupīte outlier value.



## 4. pielikums.

2018. gada THS parauglāukumi, THS vērtības pēc trim metodēm un mazuļu blīvums.

Annex 4.

THS sampling sites, THS values by three methods and parr density from 2018.

Stacija	SGBALANST THS	Vienkāršots THS	Protokolu THS	Foreļu mazuļu blīvums (īpatņi/100 m <sup>2</sup> )
Pēterupe 1	9	8	5	12.4
Pēterupe 2	7	5	5	5.3
Pēterupe 3	9	9	8	5.3
Pēterupe 5	5	4	4	1.3
Amata 1	7	7	6	6.0
Amata 2	5	3	7	1.0
Rīva 1	7	6	6	0.3
Užava 1	3	3	5	0.3
Tebra 2	9	8	7	1.7
Ciecere 8	6	5	7	0.4
Kurlīņupe 2	7	7	7	28.9
Kurlīņupe 3	8	8	8	26.7
Pēterupe 6	9	9	8	28.3
Aģe 1	9	9	7	1.4
Liepupe 1	8	8	7	41.7
Vitrupe 1	7	7	6	17.6
Svētupe 2	9	9	9	18.6
Jaunupe 1	9	9	7	1.8
Jaunupe 2	7	7	8	3.3
Jaunupe 3	7	6	7	6.3
Glāžupe 1	7	7	7	0.5
Korģe 1	7	7	5	3.9
Loja 1	8	8	7	3.3
Amata 3	7	6	8	10.0
Līgatne 1	8	8	8	14.5
Skaļupe 1	10	9	10	17.8
Lenčupe 1	9	9	9	28.7
Strīķupe 1	8	9	6	63.3
Egļupe 1	10	10	9	61.4
Rīva 2	9	9	9	1.9
Rīva 3	9	8	8	0.4
Vējupīte 1	10	10	9	1.1
Nurmižupīte 1	6	6	8	130.0
Roja 1	8	7	7	3.3
Mazā Jugla 2	4	6	7	4.1

Maģistra darbs „Strauta foreļu (*Salmo trutta* L.) dzīvotņu vērtējums, izmantojot dažādas THS indikatora mērīšanas metodes” izstrādāts Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultātē.

Ar savu parakstu apliecinu, ka pētījums veikts patstāvīgi, izmantoti tikai tajā norādītie informācijas avoti un iesniegtā darba elektroniskā kopija atbilst izdrukai.

Autors: Rūdolfš Tutiņš

24.05.2019.

Rekomendēju darbu aizstāvēšanai.

Darba vadītājs: Dr. med. vet. Ruta Medne

24.05.2019.

Recenzents: Dr. biol. Santa Purviņa

Darbs iesniegts Hidrobioloģijas katedrā

24.05.2019.

Metodiķe:

Darbs aizstāvēts maģistra gala pārbaudījuma komisijas sēdē

31.05.2019. prot. Nr.

, vērtējums:

Komisijas sekretārs: