

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
VIDES ZINĀTNES NODAĻA

Jānis Birzaks

Promocijas darbs

**LATVIJAS UPJU
ZIVJU SABIEDRĪBAS UN
TO NOTEICOŠIE FAKTORI**

Doktora grāda iegūšanai vides nozarē

Apakšnozare: dabas aizsardzība

Darba zinātniskā vadītāja:
Dr. biol. Gunta Sprinģe

Rīga, 2013

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Vides zinātnes nodaļā laika posmā no 2011. līdz 2012. gadam.



**LATVIJAS
UNIVERSITĀTE**
ANNO 1919

IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ

Darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda projekta „Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē” Nr. 2009/0138/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/004 un Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes finansiālu atbalstu.

Darbs sastāv no ievada, 4 nodaļām, nobeiguma, literatūras saraksta un 26 pielikumiem.

Darba forma: disertācija vides zinātnes nozarē, dabas aizsardzības apakšnozarē.

Darba zinātniskā vadītāja: asoc. prof. *Dr. biol.* **Gunta Sprīņģe**

Darba recenzenti:

Viesturs Melecis, *Dr. biol.*, prof., Latvijas Universitāte

Artūrs Škute, *Dr. biol.*, prof., Daugavpils Universitāte

Tomas Virbickas, *Dr. biol.*, Valsts zinātniskās pētniecības institūts „Dabas pētniecības centrs”, Lietuva, Viļņa

Promocijas darba atklātā aizstāvēšana notiks LU Vides zinātnes promocijas padomes sēdē 2013. gada 10. maijā plkst. 13.00 Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē Rīgā, Alberta ielā 10, Jaņa un Elfrīdas Rutku auditorijā (313. telpa).

Ar promocijas darbu var iepazīties Latvijas Universitātes Bibliotēkas Daudznozaru bibliotēkā: datorika, juridiskās zinātnes, teoloģija, Rīgā, Raiņa bulv. 19.

LU Vides zinātņu promocijas
padomes priekšsēdētājs

_____/ Viesturs Melecis
(paraksts)

promocijas padomes sekretāre

_____/ Gunta Sprīņģe
(paraksts)

© Latvijas Universitāte, 2013

© Jānis Birzaks, 2013

ISBN 978-9984-45-701-7

SATURS

ANOTĀCIJA	6
ANNOTATION	7
Terminu vārdnīca	9
IEVADS	10
1. LITERATŪRAS APSKATS	15
1.1. Latvijas upju īss fiziogēogrāfisks raksturojums	15
1.2. Ihtiofaunas pētījumi Latvijas upēs	15
1.3. Upju zivju sabiedrības ietekmējošie ekoloģiskie faktori	17
1.3.1. Upes sateces baseina platība	17
1.3.2. Upes temperatūras un skābekļa režīms	18
1.3.3. Klimats un tā izmaiņas	19
1.3.4. Upes morfoloģiskie parametri	21
1.3.5. Biotopi un to daudzveidība	22
1.4. Antropogēnā ietekme	23
1.4.1. Upju iztaisnošana	23
1.4.2. Antropogēnie šķēršļi	24
1.4.3. Zemes lietošanas veids upju sateces baseinā	25
1.4.4. Piesārņojums un eitrofikācija	26
1.5. Upju tipoloģija	27
1.6. Zivju izmantošana upju ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā	28
2. MATERIĀLS UN METODES	30
2.1. Pētījumu laiks, vieta, izvēle un raksturojums	30
2.2. Vides faktoru noteikšanas metodika	31
2.2.1. Upju morfoloģisko parametru noteikšana	31
2.2.2. Mērījumi paraugu ievākšanas vietā	31
2.2.3. Citu datu izmantošana	32
2.3. Antropogēnās ietekmes noteikšana upes baseinā	32
2.4. Zivju uzskaitē, bioloģiskās analīzes un uzskaites rezultātu aprēķini	34
2.4.1. Zivju uzskaitē	34
2.4.2. Zivju bioloģiskās analīzes	34
2.4.3. Elektrozevas rezultātu aprēķini	36
2.5. Datubāze	38
2.6. Datu statistiskā apstrāde	38
3. REZULTĀTI	40
3.1. Zivju sabiedrību struktūras raksturojums	40
3.2. Dabisko faktoru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	43
3.2.1. Upes sateces baseina platības ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	43
3.2.2. Upes krituma ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	45
3.2.3. Zivju sabiedrību struktūra siltūdens un aukstūdens upēs; klimata izmaiņu potenciālā ietekme	47
3.2.4. Upes skābekļa režīma ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	51
3.2.5. Biotopu ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	52

3.3. Dabisko faktoru kompleksa ietekme	60
3.4. Antropogēnās ietekmes faktori	62
3.4.1. Antropogēno šķēršļu, ūdenskrātuvju un ezeru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	62
3.4.2. Morfoloģisko pārveidojumu (upju iztaisnošanas) upē ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	65
3.4.3. Upju hidroloģiskā režīma pārveidojumu ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	68
3.4.4. Zemes lietošanas ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	70
3.4.5. Upju ķīmiskās un ekoloģiskās kvalitātes ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	72
3.4.6. Biogēnie elementi slāpeklis (N) un fosfors (P) un to ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	74
3.5. Kopējā antropogēno un dabisko faktoru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru	76
3.6. Latvijas upju tipoloģija pēc zivju sabiedrību struktūras	80
3.6.1. Zivju sabiedrības dažādās upju dzīvotnēs un biotopos	81
3.6.2. Zivju sabiedrību struktūra dažāda tipa upēs	86
4. DISKUSIJA	91
SECINĀJUMI	102
LITERATŪRAS SARAKSTS	103
PIELIKUMS	111
1. pielikums. Zivju uzskaites forma (lauka darbu protokols)	111
2. pielikums. Pētījumā iekļautās upes, to raksturojums, paraugošanas raksturojums	112
3. pielikums. Zivju un nēģu sugu sastopamība un izplatība, īpatņu skaits un īpatsvars	117
4. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupā upēs ar dažādu sateces baseina platību	119
5. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām potamāla un ritrāla upēs	120
6. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām aukstūdens un siltūdens upēs	121
7. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs ar dažādu skābekļa režīmu	122
8. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām potamāla un ritrāla biotopos	123
9. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējās vērtības (\pm standartnovirze) atkarībā no biotopa noēnojuma	124
10. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējās vērtības (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upju posmos ar dažādu aizauguma pakāpi	126
11. pielikums. Zivju sugu sastopamība (% no upēm) atkarībā no šķēršļiem, ezeriem un mākslīgajām ūdenskrātuvēm	127
12. pielikums. Zivju skaita (eks. / 100 m ²) vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs atkarībā no šķēršļiem, ezeriem un ūdenskrātuvēm	129

13. pielikums. Zivju biomasas (g / 100 m ²) vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs atkarībā no šķēršļiem, ezeriem un ūdenskrātuvēm	130
14. pielikums. Zivju skaita vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām (eks. / 100 m ²) upēs ar dažādu morfoloģisko pārveidojumu pakāpi	131
15. pielikums. Zivju biomasas (g / 100 m ²) vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs ar dažādu morfoloģisko pārveidojumu pakāpi	132
16. pielikums. Zivju skaita (eks. / 100 m ²) un biomasas (g / 100 m ²) vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs ar dažādu zemes lietošanu (klasēs) baseinā	133
17. pielikums. Zivju skaits (eks. / 100 m ²) vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no upju ekoloģiskās kvalitātes klases	134
18. pielikums. Zivju biomasas (g / 100 m ²) vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no upju ekoloģiskās kvalitātes klases	135
19. pielikums. Zivju skaita (eks. / 100 m ²) vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no N _{kop.} klases	136
20. pielikums. Zivju biomasas (g / 100 m ²)s vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no N _{kop.} klases	137
21. pielikums. Zivju skaita vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no P _{kop.} klases	138
22. pielikums. Antropogēnās iedarbības faktoru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru Latvijas upēs	139
23. pielikums. Dabisko faktoru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru Latvijas upēs ...	141
24. pielikums. Zivju biotopi Latvijas upēs	143
25. pielikums. Zivju sabiedrību sastāvs (eks. / 100 m ²) dažāda tipa biotopos	144
26. pielikums. Zivju sugu sastopamība upju tipos	146
ANNOTATION	150
INTRODUCTION	151
1. Materials and methods	154
1.1. Theoretical basis	154
1.2. Methods	154
2. Results	158
2.1. Species' composition, diversity, fish number and biomass	158
2.2. The influence of natural factors on the structure of fish communities in rivers	158
2.3. Influence of anthropogenic factors on the structure of fish communities	165
2.4. Influence of overall anthropogenic and natural factors on the structure of fish communities	170
2.5. Typology of Latvia's rivers according to the structure of fish communities	171
3. Discussion	175
4. Conclusions	188
References	190

ANOTĀCIJA

Birzaks J. 2013. Latvijas upju zivju sabiedrības un to noteicošie faktori. Promocijas darbs. Rīga, Latvijas Universitāte, 146 lpp.

Zivju sabiedrības struktūru upēs nosaka dažāda līmeņa faktori, sākot ar biogeogrāfiskiem faktoriem, upju morfoloģiju un stāvokli kopējā upju tīklā līdz lokāliem faktoriem upes posmā, biotopā un mikrobiotopā. Latvijas upēs līdz šim pētījumi par dabisko un antropogēno faktoru ietekmi uz zivju sabiedrību struktūru nav veikti. Laikā no 20. gs. 90. gadiem nav apkopotu un analizēti jaunākie ihtarofaunas izpētes dati par zivju izplatību un sastopamību Latvijas iekšējos ūdeņos.

Promocijas darba mērķis ir izpētīt Latvijas upju zivju sabiedrību struktūru un noteikt dabisko un antropogēno faktoru ietekmi uz šīm sabiedrībām.

Pētījums balstīts uz materiāla analīzi, kas ievākta laikā no 1992. gada līdz 2011. gadam. Darba gaitā izveidota datubāze par zivju sastopamību, relatīvo skaitu un biomasu 199 upēs – 1017 zivju uzskaites vietās. Veikta arī liela apjoma kartogrāfiskā materiāla apstrāde, pētīti zivju sabiedrību struktūru ietekmējošie vides faktori (upes sateces baseins, kritums, temperatūras un skābekļa režīms), biotopi (upes platums, dziļums, aizēnojums, aizaugums, straumes ātrums) un antropogēnā ietekme (šķēršļu reģistrs, zemes lietošana baseinā, morfoloģiskie pārveidojumi un biogēnu N un P slodze), izmantojot mērījumus lauka apstākļos un vācot datus no dažādiem projektiem un publiskiem avotiem.

Pētījumi veikti visu Latvijas upju tipoloģijā noteikto upju tipos. Analizēta vides un antropogēno faktoru ietekme uz zivju sabiedrības struktūru (sugu skaits, daudzveidība, zivju skaits un biomasu pa sugām un ekoloģiskajām grupām). Veikta kopējā dabīgo un antropogēno faktoru ietekmes analīze, izmantojot principiālo komponentu analīzi (PCA). Biotopu un upju klasifikācijai izmantota detrendētā korespondences analīze (DCA) un klasteranalīze.

Datu analīzes rezultāti liecina, ka primārie faktori, kas nosaka zivju sabiedrību struktūru Latvijas upēs, ir upes sateces baseina platība, upes kritums un temperatūras režīms. Antropogēnajai ietekmei ir pakārtota nozīme.

Latvijas upēs pēc zivju sabiedrībām iespējams nodalīt 9 biotopus, kas savukārt iedalāmi 5 pamattipos (mazo upju potamāls, mazo aukstūdens upju ritrāls, vidēja lieluma upju ritrāls, vidējo un lielo upju potamāls, lielo upju ritrāls) un 4 pārejas tipa biotopos.

Nodalīti 7 upju tipi ar tiem raksturīgām zivju sabiedrībām: 2 ritrāla aukstūdens upju tipi ar dominējošām lašveidīgajām zivīm, 2 ritrāla siltūdens upju tipi ar karpu dzimtas – lašveidīgo zivju sabiedrību, mazās ritrāla siltūdens un aukstūdens upes ar dominējošo sugu – bārdaino akmengrauzi, lielās potamāla upes ar karpu dzimtas zivju sabiedrībām potamālā un karpu dzimtas zivju – lašu – sabiedrībām ritrālā.

Promocijas darba apjoms ir 146 lappuses, to papildina 57 tabulas, 16 attēli un 26 pielikumi.

Atslēgvārdi: upes, zivju sabiedrību struktūra, vides un antropogēnie faktori, tipoloģija.

ANNOTATION

Birzaks J. 2013. The fish communities of Latvian rivers and their determining factors. Doctoral thesis, Rīga, University of Latvia, pp. 126

The structure of fish communities in rivers is determined by factors at a number of levels, extending from bio-geographical factors, river morphology and the conditions in the overall river network, up to local factors in the section of the river, in the biotope and micro-biotope. Up till now research on the influence of natural and anthropogenic factors on the structure of fish communities in Latvian rivers has not been done. The latest ichthyofauna research data on the distribution and occurrence of fish in the internal waters of Latvia in the period from the 1990's has not been collated and analyzed.

The aim of the doctoral thesis is to undertake research on the structure of fish communities in Latvian rivers and to determine the influence of natural and anthropogenic factors on these communities.

The research is based on an analysis of material which was obtained in the period from 1992–2011. During this work a data base was developed on the distribution of fish, their relative numbers and biomass in 199 rivers and at 1,017 fish study sites. The processing of large scale cartographic materials and environmental factors (river catchment basins, gradients, temperature and oxygen regimes) which influence the structure of fish communities was done, as was research on the biotopes (river width, depth, shadowing, extent to which they are overgrown, flow speed) and anthropogenic influences (register of barriers, land use in the basin, morphological modifications and biogenic N and P loads), using measurements in field conditions and the collection of data from various projects and public sources.

Research was done by defined river types in the complete Latvian river typology. The influence of environmental and anthropogenic factors on the structure of fish communities (number of species, diversity, number of fish and fish biomass for species and ecological groups) was analyzed. An overall analysis of the influence of natural and anthropogenic factors was undertaken, using PCA. DCA and cluster analysis was used for the classification of biotopes and rivers.

The results of data analysis show that the primary factors which determine the structure of fish communities in Latvian rivers are the width of the river catchment basin, the gradient of the river and the temperature regime. Anthropogenic influence has a minor importance.

It's possible to classify fish communities in Latvian rivers into 9 biotopes, which in turn can be classified into 5 basic types (small potamal rivers, small rithral cold water rivers, middle size rithral rivers, middle and large potamal rivers, large rivers rhithral) and 4 transitional type biotopes.

Seven river types were classified by their characteristic fish communities: 2 rithral cold water types with salmon-type fish dominant, 2 rithral warm water types with a ciprinid family – salmon-type fish community, small rhithral warm water and cold water

rivers with the dominating species – groundling and large potamal rivers with carp family fish communities in potamal and carp family fish – salmon community in rhithral rivers.

The size of the doctoral thesis is 146 pages, with 57 tables, 16 figures and 26 appendices.

Key words: rivers, structure of fish communities, environmental and anthropogenic factors, typology

TERMINU VĀRDNĪCA

- Tolerantās sugas (TOLERANT) – mazjutīgas pret eitrofikāciju, pH pazemināšanos un dzīvotņu degradāciju
- Jutīgās sugas (INTOL) – jutīgas pret eitrofikāciju, pH pazemināšanos un dzīvotņu degradāciju
- Bentiskās sugas (BENT) – uzturas pie ūdenstilpes grunts; barojas galvenokārt no grunts, nepaceļoties vidējos un augšējos ūdens slāņos
- Ūdens slāņa sugas (WCOLUMN) – uzturas un barojas ūdens slānī
- Eiritopās sugas (EURY) – dzīvo gan stāvošos (lentiskos), gan tekošos lotiskos ūdeņos
- Reofilās sugas (RHEO) – šīm sugām visi saldūdens dzīves posmi noris tekošos (lotiskos) ūdeņos
- Limnofilās sugas (LIMNO) – šīm sugām visi saldūdens dzīves posmi noris stāvošos (lentiskos) ūdeņos
- Uz cieta substrāta nārstojošās (litofilās) sugas (LITH) – to nārsta substrāts ir grants, oļi, akmeņi, laukakmeņi
- Uz augiem nārstojošās (fitofilās) sugas (PHYT) – to nārsta substrāts ir dzīva vai atmirusi veģetācija
- Visēdāji (omnivori) (OMNI) – izmanto plaša spektra barības objektus gan no augu, gan dzīvnieku valsts
- Plēsīgās zivis (PISC) – vairāk nekā 75% to barības sastāv no zivīm
- Kukaiņēdājas sugas / sugas, kas barojas ar bezmugurkaulniekiem (INSV) – to barībā dominē bezmugurkaulnieki un kukaiņi; šo sugu apzīmēšanai lieto terminu insektivori vai invertivori
- Potadromās sugas (POTAD) – veic vietēja rakstura migrācijas īsā vai vidējā attālumā
- Diadromās sugas (LONG) – migrē starp saldūdeņiem un jūras ūdeņiem; salīdzinoši gari migrāciju attālumi
- Ilgi dzīvojošās sugas (LLIV) – tipiskas šīs grupas zivis dzīvo ilgāk par 15 gadiem
- Īss dzīves ilgums (SLIV) – tipiskas šīs grupas sugas dzīvo mazāk par 5 gadiem

IEVADS

Darba aktualitāte

Zivju sabiedrību un to struktūru ietekmējošo faktoru pētījumiem ir ilga vēsture. Upes kā ekosistēmas ir apkārtējās vides elements, kas saistīts ar tajā notiekošajiem dabiskajiem un antropogēnajiem procesiem. Vēsturiski upēm ir bijusi liela loma civilizācijas attīstībā, cilvēka saimnieciskā darbība norisinājusies to tuvumā vai tieši izmantojot ūdens un ūdens vides bioloģiskos resursus.

Pētījumu rezultāti liecina, ka zivju sabiedrības struktūru upēs nosaka dažāda līmeņa faktori, sākot ar bioģeogrāfiskiem faktoriem, upju morfoloģiju un stāvokli kopējā upju tīklā līdz lokāliem faktoriem upes posmā, biotopā un mikrobiotopā.

Latvijas upēs līdz šim pētījumi par dabisko un antropogēno faktoru ietekmi uz zivju sabiedrību struktūru nav veikti. No 20. gs. 90. gadiem nav apkopoti un analizēti jaunākie ihtiofaunas izpētes dati par zivju izplatību un sastopamību Latvijas iekšējos ūdeņos. Vienlaikus tie ir ļoti aktuāli saistībā ar ES Ūdens struktūrdirektīvas (Water Framework Directive, 2000/60/EC) ieviešanu, kas uzliek dalībvalstīm pienākumu atjaunot, uzlabot un uzturēt virszemes ūdeņu ekoloģisko kvalitāti. Šī mērķa sasniegšanai nepieciešama upju ekoloģiskās kvalitātes sistēmas izveidošana, kā būtisku kvalitātes rādītāju izmantojot arī zivis. Taču līdz šādas sistēmas izveidošanai jāveic ievērojama apjoma datu ievākšana un analīze, kas ietver

- zivju sabiedrību klasifikāciju antropogēni iespējami mazietekmētās upēs, t. i., jāklasificē zivju sabiedrību dabiskie tipi Latvijas upēs;
- izmaiņu analizēšanu šo sabiedrību struktūrā, ko nosaka antropogēnā ietekme.

ES kontekstā zivju pētījumu nepieciešamību upēs paredz arī direktīva par sugu un to biotopu aizsardzību (ES Biotopu direktīva 92/43/EEC), kas nosaka īpaši aizsargājamo sugu un tām piemēroto biotopu aizsardzības politiku, kā arī regulas, kas paredz nacionāla līmeņa sugu aizsardzības un pārvaldības plānu izstrādi, piemēram, plānot Eiropas zuša un Baltijas laša krājumu pārvaldīšanu.

Zivīm kā indikatororganismiem ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā ir vairākas priekšrocības salīdzinājumā ar citiem hidrobiontiem. Dažādu to sugu dzīves cikls un ekoloģiskās prasības ir samērā labi izpētītas. Tās ir ilgdzīvotājas, tāpēc reaģē gan uz īslaicīga stresa situācijām, gan uz ilglaicīgām ietekmēm. Zivis ir tieši izmantojams dabas resurss, tām ir saimnieciska nozīme, un to pētījumu nozīmīgums ir saprotams ne tikai ekspertiem, bet arī sabiedrībai kopumā.

Pētījumi par dabisko un antropogēno faktoru ietekmi uz zivju sabiedrību struktūru dod iespēju vērtēt to stāvokli valstī kopumā. Zinātniskie pētījumi liecina, ka līdzīgās cilvēka darbības mazietekmētās upēs arī zivju sabiedrību struktūra ir līdzīga. Tāpēc, no vienas puses, jābūt iespējai noteikt Latvijas upju tipus ar līdzīgu zivju sabiedrību struktūru, bet, no otras puses, analizējot antropogēno faktoru ietekmi, jābūt iespējai noteikt upju un tajās sastopamo zivju sabiedrību degradācijas pakāpi. Tas ir nepieciešams, veidojot Latvijas kā ES dalībvalsts pasākumu plānu ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes atjaunošanai, uzturēšanai un uzlabošanai.

Latvijas upes, kas atrodas Eiropas upju un ezeru 15. ekoreģionā jeb Baltijas provincē (Illies, 1967), pieder pie līdzenumu upēm. Zivju sabiedrību stāvoklis šajā reģionā plašāk pētīts Lietuvā. Latvijā līdzīgi pētījumi līdz šim nav veikti, tāpēc tiem ir nozīme gan kopējā ES kontekstā, gan mūsu ekoreģionā.

Pētījums balstīts uz materiāla analīzi, kas ievākts laikā no 1992. līdz 2011. gadam. Tā pamatā ir dati par Latvijas upēs sastopamo 40 zivju un nēģu sugu izplatību, skaitu un biomasu, kā arī analizēti sugas ietekmējošie dabiskie faktori (upes un to baseina morfoloģija, novietojums upju tīklā, temperatūras, skābekļa un biotopa raksturs) un antropogēnie faktori (upju morfoloģiskā un hidroloģiskā režīma pārveidošana, zivju migrācijas šķēršļi, biogēnu saturs ūdenī, zemes lietošana upes sateces baseinā, piesārņojums u. c.). Pētījums aptver visus Latvijas upju tipoloģijā nodalītos upju tipus (MK noteikumi Nr. 858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību”).

Darba gaitā izveidota datubāze par zivju sastopamību, relatīvo skaitu un biomasu 199 upēs – 1017 zivju uzskaites vietās. Tās dati izmantojami gan Latvijā, gan papildina datus par 15. ekoreģionu (Baltijas province). Šādas kvalitātes un apjoma ihtioloģiskie dati par zivīm Latvijas upēs apkopoti pirmo reizi. Arī zivju sabiedrību struktūru (sugu skaita, daudzveidības, zivju skaita un biomasas) ietekmējošo ekoloģisko un antropogēno faktoru analīze Latvijā līdz šim nav veikta. Darba rezultāti izmantojami gan praktiskiem mērķiem, piemēram, zvejā un maksšķerēšanā izmantojamo zivju sugu populāciju dinamikas un krājumu novērtēšanai, gan sugu un to biotopu aizsardzības jautājumā risināšanā. Pētījumu rezultātā ir izstrādāta Latvijas upju biotopu un upju tipoloģija pēc tajās dzīvojošo zivju sabiedrību struktūras.

Darba mērķis

Izpētīt Latvijas upju zivju sabiedrību struktūru un noteikt dabisko un antropogēno faktoru ietekmi uz šīm sabiedrībām.

Darba uzdevumi

1. Sagatavot datubāzi, kurā ietverti šādi parametri:
 - zivju sabiedrību raksturojošie lielumi: zivju skaits un biomasu pa sugām to uzskaites vietās, zivju skaita un biomasas aprēķins uz upes laukuma vienību pa biotopiem, uzskaites vietām un upēm;
 - upju morfoloģiskie dati: upes baseina kopējā platība un platība augšpus parauglaukumiem, kritums un temperatūras režīms, upes posma kritums un straumes ātrums, plātums, dziļums un attālums no iztekas, upes gultnes substrāts, ar upēm savienotie ezeri;
 - antropogēnās iedarbības kvantitatīvs novērtējums: zemes lietojums upes baseinā augšpus zivju uzskaites parauglaukumiem, morfoloģiskie pārveidojumi upes krastos un gultnē, upes hidroloģiskā režīma pārveidojumi, punktveida piesārņojuma avoti upē, biogēnu slodze upes baseinā, biogēnu (N un P) saturs ūdenī, antropogēnie šķēršļi (HES un citi aizsprosti), mākslīgo ūdenskrātuviņu ietekme.
2. Veikt zivju sabiedrību salīdzinošo analīzi upēs atkarībā no upju hidromorfoloģiskajiem un ekoloģiskajiem ietekmes faktoriem.

3. Novērtēt antropogēno ietekmi uz zivju sabiedrību struktūru.
4. Izstrādāt priekšlikumus Latvijas upju tipoloģijai pēc zivju sabiedrības struktūras antropogēni maz ietekmētās upēs.

Darba novitāte

1. Darba gaitā izveidota datubāze, kas izmantojama gan Latvijā, gan papildina esošos ekoreģiona datus.
2. Pirmo reizi Latvijā apkopots nozīmīga apjoma faktoloģiskais materiāls par zivju sastopamību un izplatību Latvijas upēs, tai skaitā ES Direktīvas 92/43EEC sugām.
3. Pirmo reizi Latvijā veikta zivju sabiedrību un to struktūru ietekmējošo faktoru analīze.
4. Izstrādāta upju biotopu klasifikācija un upju tipoloģija pēc zivju sabiedrības struktūras.

Darba hipotēzes

Būtiskākais faktors, kas nosaka zivju sabiedrību struktūru Latvijas upēs, ir upes sateces baseina platība. Zivju sabiedrību struktūru būtiski ietekmē arī tādi faktori kā upes kritums, temperatūras režīms un skābekļa saturs ūdenī.

Liela ietekme uz zivju sabiedrību struktūru ir vietēja rakstura faktoriem, kas veido biotopu struktūru upēs: straumes ātrums, upes gultnes substrāts, upes dziļums un platums.

Zivju sabiedrību struktūru nosaka dabīgo un antropogēno faktoru mijiedarbība.

Izmantojot datus par zivju sabiedrību struktūru, iespējams izveidot Latvijas upju tipoloģiju.

Pētījuma rezultātu aprobācija

Pētījuma rezultāti publicēti periodiskajos izdevumos:

1. Aleksejevs E., Birzaks J. 2011. Long-term changes in the ichthyofauna of Latvia's inland waters. Sc. Journal of Riga Technical University. Environmental and Climate technologies, 13/7: 9-18.
2. Birzaks J. 2007. The river fish community's structure – results of biodiversity monitoring. Acta Biol. Univ. Daugavpils, 7 (2): 73-85.
3. Birzaks J., Abersons K. 2011. Anthropogenic influence on the dynamics of the river lamprey *Lampetra fluviatilis* landings in the river Daugava basin. Sc. Journal of Riga Technical University. Environmental and Climate technologies, 13/7: 32-38.
4. Birzaks J., Aleksejevs Ē., Strūģis M. 2011. Fish occurrence and distribution in the rivers of Latvia. Proc. of the Latvian Academy of Sciences, Section B, vol. 65, No. 3/4 (674/675), pp. 20-30.
5. Birzaks J. 2012. Occurrence, abundance and biomass of fish in rivers of Latvia in accordance with river typology. Zoology and Ecology, 22: 1, 9-19.

Citas publikācijas:

1. Birzaks J. 2007a. Zivis. Pilāts V. (red.) Bioloģiskā daudzveidība Gaujas nacionālajā parkā. Gauja nacionālā parka administrācija, Sigulda, 189.-193. lpp.

2. Birzaks J. 2007b. Latvijas iekšējo ūdeņu zivju resursi un to izmantošana. Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 2007. 11. gads, Rīga, 66.-82. lpp.
3. Birzaks J. 2008. Mazo upju nozīme zivju resursu un bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā. Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 2008. 12. gads, Rīga, 57.-70. lpp.
4. Birzaks J. 2010. Latvijas zušu krājumu pārvaldības plāns. Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 2010. 14. gads. Rīga, 50.-60. lpp.
5. Birzaks J. P. 1991. The development of adaptation to sea water as an index of smoltification in hatchery Baltic salmon. In: Aquaculture at the Baltic. Riga: Avots, pp. 48-54 (in rus.).
6. Birzaks J., Ozoliņš J., Ornicāns A. 1998. Otter (*Lutra lutra*) diet related to abundance of fish in some Latvia's rivers. Proc. of the Latvian Academy of Sciences. B. 52. No. 1/2 (594/595): pp. 70-76.
7. Springe G., Klavins M., Birzaks J., Briede A., Druvietis I., Eglite L., Grinberga L., Skuja A. 2007. Climate change and its impacts in inland surface waters. Climate change in Latvia. Latvijas Universitāte, pp. 123-143.
8. Sprinģe G., Birzaks J., Briede A., Druvietis I., Grinberga L., Konošonoka I., Parele E., Rodinovs V., Skuja A. 2012. Climate change indicators for large temperate river: case study of the Salaca River. In: Climate change in Latvia and adaptation to it. Ed. M. Kļaviņš and A. Briede. Riga: University of Latvia Press, 79-94.

Par pētījuma rezultātiem ziņots starptautiskās konferencēs:

1. Aleksejevs E., Birzaks J. 2008. Commercial fishing and angling in inland waters of Latvia. International Cooperation in Fisheries, Conference Vistytis Forum-3, Vilnius, pp. 182-184.
2. Birzaks J. 2007. The river fish communities structure – results of biodiversity monitoring. 4th International Conference „Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region” Book of Abstracts, Daugavpils, pp. 119.
3. Birzaks J., Abersons K., Baranova T. Long term dynamics of river lamprey fishery in Latvia, ICES CM 2011/D.
4. Birzaks J., Springe G., Briede A., Jakovleva I. 2012. Climate change and long-term salmon smolt migration patterns in wild salmon natural spawning river Salaca. Book of Abstracts of the 14th European Congress of Ichthyology, Liege, Belgium, 3.-8. July, pp. 22.
5. Springe G., Birzaks J. 2005. Fish abundance in high quality reaches of medium-sized lowland Latvian streams: results of STAR project, 3rd International Conference „Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region” Book of Abstracts, Daugavpils, pp. 119.

Ziņojumi vietējās konferencēs:

1. Aleksejevs E., Birzaks J. 2008. Spidiļķa *Rhodeus amarus* Bloch izplatība Latvijā. Klimata mainība un ūdeņi. LU 66. zinātniskā konference. Rīga, 5.-6. lpp.
2. Aleksejevs E., Birzaks J. 2009. Izmaiņas zandarta *Sander lucioperca* (L.) izplatībā Latvijas iekšējos ūdeņos. Klimata mainība un ūdeņi. LU 67. zinātniskā konference. Rīga, 10.-15. lpp.

3. Aleksejevs E., Birzaks J. 2010. Zivis – potenciālie klimata izmaiņu indikatori. Klimata mainība un ūdeņi. LU 68. zinātniskā konference. Rīga, 6.-14. lpp.
4. Birzaks J. 2008. Izmaiņas Salacas dabisko laša *Salmo salar* L. smoltu vecuma struktūrā un migrācijas termiņos. Klimata mainība un ūdeņi. LU 66. zinātniskā konference. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, 22.-23. lpp.
5. Birzaks J. 2009. Jauna zivju suga *Sabanejewia aurata* (De Filippi, 1865) Latvijā. Klimata mainība un ūdeņi. LU 67. zinātniskā konference. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, 39.-40. lpp.
6. Birzaks J., Strūģis M. 2010. Latvijas upju tipoloģija pēc zivju sabiedrībām. Klimata mainība un ūdeņi. LU 68. zinātniskā konference. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, 26.-40. lpp.
7. Birzaks J. 2012. Daudzgadīgie zivju pētījumu rezultāti Salacas baseina mazajās upēs. Latvijas Universitātes 70. zinātniskā konference. Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne. Referātu tēzes. Pieejams: http://www.geo.lu.lv/fileadmin/user_upload/lu_portal/projekti/gzzf/Konferences/Tezu_krajumi/70.pdf
8. Grīnberga L., Birzaks J. 2010. Zivju sugu izplatība un daudzveidība saistībā ar ūdensaugu veģetācijas raksturu Salacā. Klimata mainība un ūdeņi. LU 68. zinātniskā konference. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, 54.-56. lpp.
9. Jakovļeva I., Birzaks J. 2011. Ilgtermiņa ūdens temperatūru izmaiņu ietekme uz laša *Salmo salar* L. smoltu migrācijas periodu Salacā. LU 69. zinātniskā konference. 431.-432. lpp. Pieejams: http://www.lu.lv/fileadmin/user_upload/lu_portal/projekti/69konference/prezentacijas/gzzf_refreatu_tezes.pdf
10. Rudzīte M., Birzaks J. 2003. Ziemeļu upespērlenes sugas aizsardzības plāna ieviešana Latvijā. Ģeogrāfija Ģeoloģija Vides zinātne. LU 61. zinātniskās konferences referātu tēzes. LU Akadēmiskais apgāds, 258 lpp.
11. Rudzīte M., Onkele A., Birzaks J., Poppels A. 2008. Galvenie noteicošie faktori ziemeļu upespērlenes *Margaritifera margaritifera* L. populāciju izdzīvošanā Eiropā un Latvijā. Klimata mainība un ūdeņi. LU 66. zinātniskā konference. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, 114 lpp.
12. Sprinģe G., Birzaks J., Briede A. 2006. Latvijas vidēja lieluma upju ihtiocenožu telpiskais sadalījums. Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne. LU 64. zinātniskās konferences referātu tēzes. LU Akadēmiskais apgāds, 291.-292. lpp.
13. Sprinģe G., Birzaks J., Briede A., Druvietis I., Eglīte L., Grīnberga L., Kokorīte I., Konošonoka I., Ozoliņš D., Parele E., Rodinovs V., Skuja A. 2010. Klimata izmaiņu ietekme uz virszemes saldūdeņiem. Stāsti par Salacu un Engures ezeru. Klimata mainība un ūdeņi. LU 68. zinātniskā konference. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, 112.-113. lpp.

PATEICĪBAS

Promocijas darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda projekta „Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē” Nr. 2009/0138/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/004 finanšālu atbalstu.

Paldies promocijas darba zinātniskajai vadītājai asoc. prof. Guntai Sprinģei par ieguldījumu disertācijas tapšanā.

1. LITERATŪRAS APSKATS

1.1. Latvijas upju īss fiziogēogrāfisks raksturojums

Latvijas upes ir ģeoloģiski jaunas, tās veidojušās ledus laikmeta beigu posmā pirms 10–11 tūkst. gadu ūdens erozijas ietekmē. Latvijas upju tīkls ir sazarots, tā vidējais blīvums ir 0,59 km/km².

Latvijas upēm ir jaukta ūdens pieplūde, tās saņem ūdeni gan no nokrišņiem (lietus un sniega), gan gruntsūdeņiem. Upju ūdens režīms ir nevienmērīgs, tam raksturīgi pavasara pali un mazūdens periodi, kā arī uzplūdi ziemas atkušņu un vasaras – rudens lietavu laikā (Anonymous, 1984).

Pēc ķīmiskā sastāva Latvijas upju ūdeņi pieder pie hidroģēnkarbonātiem ūdeņiem ar zemu mineralizācijas pakāpi, tie ir maz mineralizēti (200 mg/l) vai vidēji mineralizēti (200–500 mg/l). Visvairāk mineralizēts ir upju ūdens Lielupes baseinā, Mūsā tas sasniedz 1000–1300 mg/l (Eipurs, Ziverts, 1998; Kļaviņš et al., 2002).

Latvijas lielāko upju iztekas atrodas 170–200 m virs jūras līmeņa. Latvijas lielo upju vidējais kritums ir mazāks par 1 m/km. Savukārt mazajās upēs, kas tek pa augstieņu nogāzēm, un vidējo upju ritrāla posmos vidējais kritums var sasniegt pat 10–15 m/km. Saskaņā ar oficiālo tipoloģiju Latvijas upes iedalītas 3 grupās pēc sateces baseina platības ($S < 100 \text{ km}^2$, $100 \text{ km}^2 > S < 1000 \text{ km}^2$, $S > 1000 \text{ km}^2$) un 2 grupās pēc vidējā krituma ($< 1 \text{ m/km}$, $> 1 \text{ m/km}$) (MK not. Nr. 858, 2004).

Upju termiskais režīms bezledus periodā atbilst gaisa temperatūras gada gaitai. Ziemas periodā ūdens temperatūra pazeminās līdz 0 °C. Vasarā Latvijas upēs novērojami lieli temperatūras kontrasti. Mazajās upēs un strautos, kam ir liela gruntsūdeņu pieplūde, ūdens temperatūra jūlijā un augustā var būt 12–15 °C (Raunis, Dziedrupe, Kumada u. c.). Lielākajās upēs ūdens sasilst līdz 20–22 °C, bet atsevišķās dienās sasniedz par 26–28 °C (Eipurs, Ziverts, 1998).

Liela daļa Latvijas upju tikušas antropogēni pārveidotas, cilvēka darbības rezultātā mainījusies to ūdens kvalitāte. Daudzas upes ir pārveidotas, tās iztaisnojot vai padziļinot, vai pārdalot noteci uz blakus upes baseinu. Upēs ir vairāk nekā 700 antropogēnu šķēršļu (Birezaks, Aleksejevs, 2011). Saskaņā ar Latvijas upju baseinu apgabalu pārvaldības plāniem 1/3 Latvijas upju ūdensobjektu neatbilst Direktīvas 2000/60/EC kvalitātes prasībām, t. i., ļoti labai un labai ekoloģiskajai kvalitātei (Anonymous, 2009).

1.2. Ihtiofaunas pētījumi Latvijas upēs

Pirmā publikācija par Austrumbaltijas reģionā sastopamām zivīm datēta ar 18. gadsimtu (Fischer, 1791). Pētījumā par šī reģiona faunu gan zivju sugu zinātniskie, gan vietējie nosaukumi minēti arī latviski, pieminētas arī dažas upes. 19. gadsimta publikācijās jau pieminēta lielākā daļa Latvijas upēs mūsdienās sastopamo zivju sugu (Kawall, 1858). Senākais literatūras avots par dažādu sistemātisko grupu zivīm kādā atsevišķā Latvijas upē

ir populārzinātnisks Daugavas upes un tās tautsaimnieciskās nozīmes apraksts 19. gadsimta beigās (Сапунов, 1893).

Pirmie Latvijas ihtiofaunas saraksti (kopā jūras un saldūdens, bez konkrētām atradnēm) sagatavoti un publicēti 20. gs. 30. gados (Grosse, 1935; Mansfelds, 1936). Tajos minētas šādas Latvijas upēs sastopamas nēģu un zivju sugas: upes nēģis *Lampetra fluviatilis*, straucha nēģis *Lampetra planeri*, jūras nēģis *Petromyzon marinus*, Atlantijas store *Acipenser sturio*, zutis *Anguilla anguilla*, alosa *Alosa alosa*, palede *Alosa fallax*, spidiļķis *Rhodeus amarus*, grundulis *Gobio gobio*, karūsa *Carassius carassius*, karpa *Cyprinus carpio*, plaudis *Abramis brama*, pavīķe *Alburnoides bipunctatus*, vīķe *Alburnus alburnus*, salate *Aspius aspius*, spare *Ballerus ballerus*, plicis *Blicca bjoerkna*, ausleja *Leucaspius delineatus*, ālants *Leuciscus idus*, baltais sapals *Leuciscus leuciscus*, kaze *Pelecus cultratus*, mailīte *Phoxinus phoxinus*, rauda *Rutilus rutilus*, rudulis *Scardinius erythrophthalmus*, sapals *Squalius cephalus*, vimba *Vimba vimba*, linis *Tinca tinca*, akmeņgrauzis *Cobitis taenia*, pīkste *Misgurnus fossilis*, bārdainais akmeņgrauzis *Barbatula barbatula*, sams *Silurus glanis*, līdaka *Esox lucius*, salaka *Osmerus eperlanus*, sāga *Coregonus lavaretus*, lasis *Salmo salar*, forele *Salmo trutta* ar divām formām (straucha forele un taimiņš), alata *Thymallus thymallus*, vēdzele *Lota lota*, trīsdatu stagars *Gasterosteus aculeatus*, deviņdatu stagars *Pungitius pungitius*, platgalve *Cottus gobio*, ķīsis *Gymnocephalus cernua*, asaris *Perca fluviatilis* un zandarts *Sander lucioperca*.

Hronoloģiski jaunāki ir 40.–50. gados veidotie Latvijas saldūdens zivju faunas saraksti (Priedītis, 1947; Николаев, 1953; Sloka, 1956), tie visumā ir līdzīgi.

Izdevumā „Latvijas zivis” (Plikšs, Aleksejevs, 1998) minētas visas zivju sugas, kuru izplatības areāls ietver Latvijas iekšējos un jūras ūdeņus, sugas, kas ir reti iecelotāji, un sugas, kuras mēģinātas introducēt, kā arī sugas, kuras iespējams sastapt, jo tās konstatētas kaimiņvalstīs.

No 90. gadiem pētījumi par zivju izplatību un relatīvo daudzumu veikti visā valsts teritorijā, regulāri analizējot arī tās zivju sugas, kas nav maksšķerēšanas vai zvejas mērķsugas. Pēdējo 20 gadu laikā Latvijas upēs noķertas 43 zivju un 3 nēģu sugas. Dažas no tām, piemēram, jūras nēģis, palede, sāga, salaka un kaze, konstatētas tikai rūpnieciskajā zvejā (Birzaks et al., 2011). Ihtiofaunas pētījumos Gaujā konstatētas 30 sugas, bet potenciāli sastopamas 43 zivju un nēģu sugas (Birzaks, 2007).

No 2008. gada Latvijas upēs konstatēta jauna zivju suga, kas sākotnēji noteikta kā zeltainais akmeņgrauzis *Sabanejewia aurata*, bet vēlāk tai piešķirts nomenklatūras nosaukums *Sabanejewia baltica* jeb Baltijas zeltainais akmeņgrauzis. Latvijā šī suga pirmoreiz konstatēta Gaujā, bet gadu vēlāk arī Daugavas upes baseinā (Birzaks, 2009; Aleksejevs, Birzaks, 2010).

Līdz šim publicētajos zivju sugu sarakstos var konstatēt virkni nepilnību. To cēlonis galvenokārt bijis lauka pētījumu trūkums, bet dažos gadījumos pietiekami nepārbaudītu datu atzīšana par faktiem. Sevišķi tas attiecas uz sugām, kas nav zvejas un maksšķerēšanas mērķsugas. Daļai sugu izplatības areāls būtiski samazinājies, savukārt citas sugas izplatītas mākslīgi, to izplatības areāls ir pieaudzis. Jaunākie pētījumu dati liecina, ka zivju sastopamība upēs būtiski atšķiras no agrākajiem priekšstatiem. Iepriekšminētās izmaiņas zivju sugu sastopamībā un izplatībā iespējams konstatēt tikai tad, ja zināmas to konkrētas atradnes, atradņu skaits un zivju relatīvais skaits pa sugām (Birzaks et al., 2011).

1.3. Upju zivju sabiedrības ietekmējošie ekoloģiskie faktori

Saldūdens zivju sabiedrību struktūru ietekmē gan biotiski, gan abiotiski faktori. To ietekme izpaužas gan lokālā, gan reģionālā līmenī. Lokālā līmenī (vieta upē, upes posms) biotops, ko funkcionāli raksturo upes dziļums, straumes ātrums, ūdens temperatūra, gultnes substrāts un upes lielums (kritums, platums, caurteces pakāpe un sateces baseins), nosaka zivju sabiedrību struktūru gan sugu sastāva (taksonomiskā) ziņā, gan funkcionālā (ekoloģisko grupu) ziņā (Angermeier, Winston, 1998; Oberdorff et al., 1998).

Reģionālo zivju sabiedrību struktūru un procesus, kas tajā noris, savukārt ietekmē reģionāla līmeņa faktori – upes baseina platība, reģiona ģeomorfoloģija un klimats (Changeux, Pont, 1995).

Sugas klātbūtni tajā vai citā upē nosaka ekoloģiskie apstākļi, kas sugai nepieciešami, lai tiktu nodrošinātas tās īpatņiem vitāli nepieciešamās funkcijas. Zivju sugas atšķiras pēc prasībām pret barošanās un vairošanās apstākļiem, uzturēšanās vietām, optimālu ūdens temperatūru un skābekļa saturu, hidroloģisko režīmu un ūdens kvalitāti. Upēs sastopamas daudzas zivju sugas, kuras atkarībā no iepriekšminētajām prasībām iespējams klasificēt ekoloģiskajās grupās. Zivju ekoloģisko grupu definē kā sugu kopumu, kas līdzīgi reaģē uz izmaiņām vides apstākļos; raksturīgi, ka, mainoties vides apstākļiem, ekoloģiski jutīgās sugas izzūd pirmās (Austen et al., 1994).

1.3.1. Upes sateces baseina platība

Zivju sabiedrības upēs ir strukturētas, izmaiņas sabiedrību struktūrā lielā mērā saistītas ar upes garenkrituma izmaiņām. Zivju sabiedrības upju augštecē ir sugām nabadzīgas, to struktūru nosaka galvenokārt abiotiskie faktori. Savukārt zivju sabiedrības lejtecē ir sugām bagātākas, tās dzīvo stabilākā vidē, un biotiskajiem faktoriem ir noteicoša loma to struktūras veidošanā (Matthews, 1998). Kopumā zivju sabiedrību daudzveidība palielinās, palielinoties upei (Angermeier, Winston, 1998).

Ir izvirzītas trīs galvenās hipotēzes, lai izskaidrotu šo fenomenu (Oberdorff et al., 2011). Pirmā no tām noteic, ka sugu skaits apgabalā ir proporcionāls šī apgabala platībai. Parasti tas atbilst sakarībai $S = CA^z$, kur S ir sugu skaits un A ir apgabala platība, kas upes ekosistēmas gadījumā ir upes sateces baseina platība, bet C un z – koeficienti. Šajā gadījumā sugu skaits pieaug ģeometriskā progresijā. Šo sakarību saista ar biotopu daudzveidības palielināšanos teritorijā ar lielāku platību.

Otra hipotēze noteic, ka pastāv pozitīva korelācija starp sugu daudzveidību un enerģijas pieejamību. Enerģija var būt izteikta kā bioloģiskajai sabiedrībai pieejamie resursi.

Trešā hipotēze skaidro daudzveidības atšķirības kā vēsturiski veidojušos ekosistēmu rekolonizāciju, t. i., ekosistēmu pašreizējā attīstības fāzē pēc iepriekšējām globālām klimata izmaiņām.

Zivju skaits un biomasa upēs ar dažādu baseina platību mainās līdzīgi kā sugu skaits un daudzveidība. Piemēram, Lietuvas upēs atkarībā no baseina platības sastopamas 1–50 zivju sugas, kas pa baseinu grupām mainās šādi: strautos un vismazākajās upēs parasti sastopamas 1–5 sugas, bet pavisam kopā konstatētas 8; mazajās upēs ir 10–15 sugas, bet kopā 24 sugas; vidējās un lielās upēs parasti zivju sabiedrību veido 9–16 sugas, bet kopējais sugu skaits var būt līdz 50. Zivju skaits un biomasa proporcionāli pieaug, pieaugot

upes baseinam, un parasti ir robežās no 800 līdz 4600 eks./ha un 4–74 kg/ha (Kesminas, Virbickas, 2000).

Globāla mēroga datu analīze liecina, ka divi faktori – upes sateces baseina platība un vidējais caurplūdums – nosaka tādu zivju sabiedrību parametru kā sugu skaits un daudzveidība variabilitāti (Angermeier, Schlosser 1989). Plašākos ģeogrāfiskos apgabalos šī likumsakarība var nedarboties, vai arī to nosaka citi faktori (Rohde, 1997). Novērots, ka nozīmīgs var būt izolētības faktors. Izolētā mazā upē būs sastopams mazāk zivju sugu nekā lielās upes līdzīga lieluma pietekā (Obberdorf et al., 2011). Savukārt upēs, kas savieno ezerus, bieži novērojams netipiski liels sugu skaits (Freiseler, Wolter, 2006).

1.3.2. Upes temperatūras un skābekļa režīms

Saldūdens zivis ir poikilotermi dzīvnieki, kam jāizmanto vides enerģija un uzvedības pielāgojumi, lai regulētu ķermeņa temperatūru, un to ķermeņa temperatūra ir tāda pati vai ļoti tuva kā apkārtējā vidē, t. i., ūdenī. Katrai zivju sugai ir savs evolūcijas procesā izveidojies temperatūras diapazons, kuram tā spēj pielāgoties. Saldūdens zivju dzīve noris temperatūru diapazonā no 0 līdz 41 °C, kad sākas olbaltumvielu denaturācija. Tomēr ir zināmas sugas, kas dzīvo karstajos avotos, kur ūdens temperatūra sasniedz 52 °C (Никольский, 1974). Mērenajā klimata joslā, pie kuras pieder arī Latvija, izšķir divas zivju sugu grupas atkarībā no to spējas adaptēties dažādās temperatūrās:

- stenotermās sugas, kas adaptējušās šauram temperatūru diapazonam. Tās ir aukstūdens sugas: lašveidīgās zivis taimiņš un strauta forele (*Salmo trutta*), repsis (*Coregonus albula*), siģa (*Coregonus lavaretus*), vēdzele (*Lota lota*) u. c.;
- eiritermās zivju sugas, kas pielāgojušās izdzīvot plašākā temperatūru diapazonā.

Temperatūra ietekmē sugu izplatību gan ģeogrāfiskā mērogā (Shuter et al., 1980), gan atsevišķā ezerā vai upē (Grossman, Freeman, 1987). Katrai zivju sugai ir savas bioloģiskās un ekoloģiskās prasības, arī savs optimālais temperatūru diapazons – temperatūras apstākļi, kas ir visatbilstošākie sugas dzīves norisēm – vairošanās, barošanās, augšanas, fizioloģiskajām u. c. funkcijām. Optimālais temperatūras diapazons ir šaurāks par bioloģisko diapazonu. Temperatūra var ietekmēt zivju sabiedrības tieši, ietekmējot metabolismu, augšanas un barošanās intensitāti (Fry, 1971) vai ietekmējot starpsugu attiecības (Baltz et al., 1982).

Tā kā zivis nespēj regulēt ķermeņa temperatūru kā siltasiņu dzīvnieki, tās izmanto citu iespēju – pārvietojas uz ūdenstilpes vietām, kur ūdens temperatūra vislabāk atbilst to bioloģiskajām vajadzībām. Katra zivju suga izvēlas tādas dzīvotnes, kur to augšanai un citām organisma norisēm ir optimāla temperatūra, t. i., zivju metabolisms konkrētajos apstākļos spēj nodrošināt zivs augšanu, aktivitāti un reprodukciju (Buisson, 2007).

Temperatūras iedarbība var būt arī netieša. Augstāka ūdens temperatūra zivīm izraisa fizioloģiskās aktivitātes palielināšanos, taču vienlaikus samazina ūdenī izšķīdušā skābekļa daudzumu, kas zivīm var būt letāli. Piemēram, dziļākās vietās ar gruntsūdeņu pieplūdumu upēs veidojas apstākļi, kas ir labvēlīgi zivju dzīvei karstās vasaras dienās (Matthews, Berg, 1997). Liela nozīme ir upes morfoloģijai. Upes dziļums negatīvi korelē ar varbūtību, ka veidosies zivīm bīstami bieža ledus sega vai būtiski samazināsies skābekļa daudzums ūdenī ziemā, vai pretēji – būs augsta ūdens temperatūra un zems skābekļa saturs vasarā (Schlosser, 1991).

Sevišķi nozīmīga zivīm ir kombinēta temperatūras un skābekļa stresa ietekme. Tā rezultātā var izzust ekoloģiski jutīgas sugas, piemēram, lašveidīgās zivis. Šāda parādība novērojama seklās, lēni tekošās upēs vasaras periodā (Jackson et al., 2001). Lašveidīgo zivju augšanai un attīstībai upēs nepieciešams, lai ūdenī izšķīdušā skābekļa koncentrācija ir vismaz 6 mg/l, bet ideālos apstākļos skābekļa koncentrācija ir augstāka. Skābekļa saturs 4–5 mg/l tiek uzskatīts par limitējošu Atlantijas lasim (Blay, 1987).

Klasiskie pētījumi par zivju sabiedrībām un to vertikālo zonalitāti balstīti uz temperatūras atšķirībām upēs virzienā no augšteces uz lejteci. Piemēram, forele var ieņemt dominējošo lomu zivju sabiedrībā ūdeņos, kuru temperatūra nepārsniedz 20 °C. Jauktas zivju sabiedrības, kurās ir gan lašveidīgās, gan karpveidīgās zivis (alatu zona), ir upēs (upju posmos), kur ūdens temperatūra nepārsniedz 22 °C, bet karpveidīgās zivis dominē ūdeņos, kur temperatūra ir lielāka par 25 °C (Huet, 1959).

Ūdens temperatūru upēs nosaka gan dabiski, gan antropogēni faktori. Ūdens temperatūrai upēs raksturīga telpiska un sezonāla variabilitāte. Kopumā virzienā no zemākas pakāpes upēm uz augstākas pakāpes upēm sateces baseinā ūdens temperatūra pieaug. Ūdens temperatūrai upēs raksturīgs diennakts cikls ar minimumu agrī no rīta un gada cikls ar temperatūras minimumu ziemā. No antropogēnajiem faktoriem upju termālo režīmu būtiski ietekmē termālais piesārņojums, izmaiņas zemes lietošanā upes sateces baseinā (mežu izciršana), upes hidroloģiskā režīma regulēšana un globālās klimata izmaiņas (Caissie, 2006).

1.3.3. Klimats un tā izmaiņas

Mūsdienās, mainoties klimatam, atziņa, ka notiek izmaiņas arī biotas līmenī, ir vispārpieņemta. Tomēr tikai nedaudzi pētījumi veltīti klimata maiņas ietekmes vispārīgajām likumsakarībām attiecībā uz dzīvnieku, t. sk. zivju sabiedrību, struktūru un daudzveidību (Daufresne, Boet, 2007).

Ir zināms, ka kopumā zemākas ūdens temperatūras nosaka atšķirības zivju sugu izplatībā ziemeļu–dienvidu virzienā. Tās ietekmē zivju dzīves norises, palēninot metabolismu un aizkavējot nārsta laiku. Augstāku ūdens temperatūru apstākļos tās pašas sugas aug ātrāk un nārsto agrāk. Reģionālā līmenī temperatūras un hidroloģiskā režīma izmaiņas rada būtiskas izmaiņas upju ekosistēmās. Mazāka upju notece vasarā samazina zivju un ūdens bezmugurkaulnieku biotopu platības, sevišķi mazajās upēs. Noteces samazināšanos nosaka sniega veidā uzkrāto nokrišņu samazināšanās mērenajā joslā (Frederick, Gleick, 1999). Latvijas upēs samazinājusies notece pavasara mēnešos, bet pieaugusi ziemā (Apsīte et al., 2009).

Prognozes par iespējamām upju produktivitātes izmaiņām ir dažādas. No vienas puses, augstākas ūdens temperatūras varētu palielināt bezmugurkaulnieku – zivju barības objektu daudzumu upes, attiecīgi palielinot upju produktivitāti. No otras puses, augstākas ūdens temperatūras stimulē mikroorganismu darbību organisko vielu sadalīšanā, samazinot ūdens bezmugurkaulniekiem pieejamo barības daudzumu. Tāpat augstākas ūdens temperatūras samazina ūdenī izšķīdušā skābekļa daudzumu, negatīvi ietekmējot hidrobiontus, kas skābekli patērē lielākā daudzumā, – bezmugurkaulniekus un zivis (Meyer, Edvards, 1990). Konstatēts, ka globālās klimata izmaiņas jau pašlaik ietekmē zivsaimniecību Kanādā un ASV. Ūdens temperatūras, noteces, ūdens kvalitātes

un produktivitātes izmaiņas ietekmē zivju populāciju stāvokli. Būtiski samazinājies tādu aukstūdens zivju sugu kā lasis un forele izplatības areāls, jo daudzos ūdensobjektos temperatūras režīms vairs neatbilst šo zivju ekoloģiskajām prasībām. Zivju sugām, kas ieņem izolētas vai reta tipa dzīvotnes, ir tendence izzust. Pretēji tam sugu, kas dod priekšroku augstākām ūdens temperatūrām, piem., karpas, izplatība pieaug (Allan, Flecker, 1993).

Klimata izmaiņu potenciālā ietekme uz zivju izplatību ir plaša diskusiju tēma, tās iespējamie scenāriji prognozē izmaiņas zivju sabiedrību struktūrā, siltūdens zivju sugām nomainot aukstummilošās sugas. Klimata izmaiņas Baltijas jūras baseinā izpaudušās kā klimata periodi, kas nomainījuši cits citu, sākot no subarktiskā boreālā perioda pirms 9000 gadu līdz subatlantiskajam periodam mūsdienās. Zināmi arī klimata ekstrēmi, kas reģistrēti hronikās, sākot no 13. gadsimta, bet no 19. gadsimta veikti regulāri novērojumi (Kalējs, 1998; Kļaviņš, et al., 2009).

Latvijas iekšējo ūdeņu, tai skaitā upju, ihtiofauna vēsturiski ir mainījusies. Par to liecina dažādās pārtikā izmantotās zivis, kas atrastas arheoloģiskajos izrakumos seno apmetņu vietās. Piemēram, Salacas baseinā 6.–8. g. tūkst. p. m. ē. bijušas sastopamas tādas zivju sugas kā salate un sams, kas mūsdienās šajos ūdeņos nav noķertas. Zandarts arheoloģiskajos izrakumos konstatēts 75% no 16 apsekotajām vietām, kur cilvēki dzīvojuši no 6. g. tūkst. p. m. ē. līdz 17. gs. (Sloka, 1988).

Siltummilošo sugu – sama, zandarta un salates – izplatība ir palielinājusies, bet aukstummilošo sugu – repša un ezera salakas – samazinājusies. Tādas zivju sugas kā Amerikas Atlantijas store (*Acpienser oxyrinchus*) un spāre (*Abramis ballerus*) Latvijā acīmredzot ir izzudušas (Aleksejevs, Birzaks, 2011). No 2007. gada reģistrēta Latvijas faunai jauna zivju suga – ziemeļu zeltainais akmengrauzis (*Sabanejewia baltica*), tā atradne Gaujas baseinā pašlaik ir tālākā zināmā šīs sugas atradne ziemeļu virzienā. Spidiļķa *Rhodeus sericeus amarus* areāla izplatības robeža 20. gadsimta laikā Latvijas teritorijā ir pavirzījusies ap 100 km uz ziemeļiem (Aleksejevs, Birzaks, 2008).

Pēdējā laikā veiktie pētījumi Latvijā liecina, ka Salacā un tās baseinā mainījušies tādi zivīm būtiski parametri kā upes notecē, vidējā temperatūra, sezonālais nokrišņu sadalījums un skābekļa saturs ūdenī (Sprinģe et al., 2012).

Globālo klimata izmaiņu rezultātā mainās zivju uzvedība. Latvijas lašupē Salacā konstatēts, ka laikā no 1964. gada laša smoltu migrācijas termiņi ir mainījušies. Periodā pēc 1989. gada, kam raksturīgas maigas ziemas, tā norisinās vidēji 5 dienas agrāk nekā līdz tam. Novērojumi par ūdens temperatūras izmaiņām liecina, ka laša smoltu migrācijas sākumā (aprīlī) ūdens temperatūra Salacā ir pieaugusi par 0,3 °C (Birzaks, 2008; Jakovļeva, Birzaks, 2011; Birzaks et al., 2012).

Klimata izmaiņu ietekme jānovērtē kompleksi ar citām antropogēnām ietekmēm. Klimata izmaiņas tiek analizētas pēdējos 100–150 gados, taču šis periods sakrīt ar kopējās antropogēnās darbības pieaugumu tādās tās izpausmēs kā sugu introdukcija, biogēnu noteces pieaugums, piesārņojums un upju pārveidošana (Богущая и др., 1974; Birzaks et al., 2011). Tā, piemēram, tiek uzskatīts, ka klimata izmaiņu ietekmē Atlantijas stores populāciju jau pirms 800 gadiem Baltijas jūrā nomainīja Amerikas Atlantijas store, kura savukārt izzuda antropogēnās darbības ietekmē laikā līdz 1965. gadam (Bartel, 1993). Pašlaik tiek realizēta tās reintrodukcija, izmantojot stores no Kanādas. Daļa pētnieku uzskata, ka tas savukārt varētu stimulēt šo storu izplatību

Eiropas upēs arī ārpus Baltijas jūras baseina, un tas, iespējams, novestu pie pēdējās Atlantijas stores populācijas iznīkšanas Žirondas upē (*Gironde*) Francijā (Mancarz, 2000; Teidemann et al., 2007).

Šveices upēs pēdējo 20 gadu laikā ūdens temperatūra ir būtiski pieaugusi, vienlaikus palielinājusies strauta foreles saslimstība ar nieru poliferāzi, tās izplatību nosaka temperatūras pieaugums. Savukārt hidroelektrostaciju celtniecības rezultātā forelēm nav iespējams nokļūt un uzturēties upju posmos augstāk, kur ūdens temperatūra ir zemāka un iepriekšminētā zivju slimība nav sastopama. Šie apstākļi acīmredzot nosaka kopējo strauta foreles daudzuma samazināšanos Šveices upēs (Renata et al., 2006). Minētie piemēri liecina par klimata izmaiņu mērogu laikā un telpā, un šās izpausmes var skart gan lielus reģionus, gan ietekmēt zivju sabiedrības lokālās ūdenstecēs.

1.3.4. Upes morfoloģiskie parametri

Katrai upei ir savs ģeomorfoloģisko īpašību kopums, kas to atšķir vai dara līdzīgu citām upēm. Upes ir ūdens plūsmas dabiskā gultnē, ko baro virszemes notecē un gruntsūdeņi. No upes sateces baseina satek upē plūstošais ūdens (Ziverts, 1995). Upes veido sazarotu sistēmu, kurā saskaņā ar vispārpieņemto klasifikācijas sistēmu tās iedala no 1. pakāpes upēm (vismazākās upes, kurām nav pieteku) līdz 12. pakāpes pasaules lielākajām upēm (Strahler, 1952).

Parasti upju zivju ekoloģiskajos pētījumos tiek analizēta zivju sabiedrības struktūra un tās izmaiņas atkarībā no sateces baseina platības, upes krituma, pakāpes un novietojuma upju tīklā. Sevišķi nozīmīgs faktors, kas strukturē zivju sabiedrības, ir upes kritums. Izmantojot šo parametru, tika izveidota Eiropas upju posmu klasifikācija pēc tajā dominējošās zivju sugas (Huet, 1959). Upes tika iedalītas foreles, alatas un barbes zonās. Taču Latvijas apstākļos šī sakarība acīmredzot nav spēkā. Līdzenumu apstākļos upēm strauji tekoši posmi var atrasties gan augštecē (augstieņu malās), gan lejtecēs (lielo upju pietekas). Latvijas apstākļos straujteses un krāces veidojas vietās, kur upes laužas caur citiem iežiem vai laukakmeņu grēdām (Pastors, 1995). Tradicionālā Eiropas upju posmu klasifikācija tika veidota Alpu reģiona upēm, kuras sākas augstkalnu ezeros vai ledājos. Piemēram, foreles izplatību Latvijā lielā mērā nosaka upes temperatūras režīms, bet ne kritums. Foreles reti uzturas ritrāla upēs ar siltu ūdeni, savukārt potamāla aukstūdens upēs tās sastopamas bieži (Birzaks, 2012).

Sugu daudzveidība upēs atkarīga no upes baseina platības, upes krituma un augstuma virs jūras līmeņa (Santoul et al., 2004). Pētījumos par saldūdens zivju izplatības un daudzuma atšķirībām konstatēts, ka tādi faktori kā upes kritums, platums un baseina platība augšpus zivju ķeršanas vietas ietekmē zivju sabiedrību struktūru konkrētajā vietā, kamēr tādi faktori kā vidējā gaisa temperatūra un upes novietojums upju tīklā nosaka zivju sabiedrību struktūru reģionālā līmenī. Sugas, kas biežāk sastopamas upju augštecēs vai mazajās upēs (mailite, forele, bārdainais akmeņgrauzis, platgalve), ir jutīgākas pret vietējiem vides faktoriem. Sugas, kas sastopamas upju lejtecēs un lielākās upēs, ietekmē baseina platība. Upes vidējais kritums ir nozīmīgs faktors visām sugām (Pont et al., 2005). Citā pētījumā Luāras (*Loire*) baseinā iegūtie rezultāti ļāva secināt, ka upes kritums, temperatūra un dziļums ir galvenie faktori, kas nosaka (līdz ar to ļauj paredzēt) zivju sabiedrību struktūru (Lasne et al., 2007).

1.3.5. Biotopi un to daudzveidība

Upju ekosistēmām ir raksturīga telpiska heterogenitāte. Zivju dzīvotnes nodrošina tajās mītošo sugu ekoloģiskās prasības pēc pietiekamas ūdens kvalitātes, migrāciju ceļiem, barošanās un vairošanās vietām, paslēptuvēm un citām vajadzībām. Zivis izmanto dažādus biotopus, dažādas sugas dod priekšroku atšķirīgām uzturēšanās, nārsta un barošanās vietām. Ņemot vērā, ka jebkura suga pastāv kā populācija, dzīvotnei jābūt telpiski pietiekami lielai. Zivis ir atkarīgas no iespējas veikt migrācijas upes garumā (pa krituma gradientu), nokļūt attekās un applūstošās palienēs (Cowx, Welcomme, 1998). Iepriekšminētais raksturo zivīm nepieciešamo dzīvotņu variabilitāti laikā un telpā. Zivju migrācijas var būt dažus simtus metru līdz tūkstošiem kilometru garas (piem., Eiropas zutis). Sugas eksistencei upē var būt tūkstošiem ha piemērotu dzīvotņu platību, bet, ja tās nav pieejamas (piem., HES aizsprosta celtniecības rezultātā), sugas populācijas eksistence konkrētajā upē perspektīvā var tikt apdraudēta.

Vispārīgā veidā biotopus upēs iedala straujtecēs (*riffles*) un lēntecēs (*pools*). Šīs biotopu kategorijas bieži iedala mazākās apakškategorijās. Straujteču biotopos atkarībā no straumes turbulences izšķir kaskādes, krāces, upju posmus ar vienmērīgu kritumu (*chutes*) u. c. Arī lēntecu biotopus iedala vairākās kategorijās (Hawkins et al., 1993).

Latvijas upes tiek dalītas ritrāla un potamāla upēs, attiecīgi nodalīti divi biotopi. Potamāla upēs straumes ātrums reti pārsniedz 0,2 m/s un ūdens temperatūra vasaras mēnešos pārsniedz 20 °C. Ritrāla upēs straumes ātrums reti ir mazāks par 0,2 m/s un ūdens temperatūra vasaras mēnešos ir zemāka par 20 °C (Cimdiņš, 2001). Ritrāla apstākļi upēs parasti tiek saistīti ar aukstūdens apstākļiem (Freiseler, Wolter, 2006). Taču lauka novērojumi Latvijas upēs liecina, ka samērā daudz Latvijas vidēja lieluma upju ir ritrāla tipa, taču ūdens temperatūra vasaras mēnešos tajās pārsniedz 20 °C. Arī mazās potamāla upes var būt aukstūdens pēc temperatūras režīma. No lielajām upēm neviena Latvijas ūdenstece neatbilst iepriekš ritrāla vispārpieņemtajai definīcijai (Birzaks, 2012). Saskaņā ar Latvijas likumdošanu (MK noteikumi Nr. 421) noteikti aizsargājami biotopi upēs, izmantojot ģeomorfoloģiskus vai biocenotiskus parametrus. Latvijā līdz šim pētījumi par zivju sabiedrību sastāvu dažādos upju biotopos nav veikti. Pētīti tikai atsevišķu sugu (lasis, upes nēģis un vimba) dzīvotņu izvietojums, zivsaimnieciskā nozīme un produktivitāte (Prieditis, 1951; Митанс, 1971; Ряполова, 1972).

Pieņēmumu, ka, pieaugot biotopu daudzveidībai, pieaug zivju sugu skaits ekosistēmā (upē), pierāda daudzu pētījumu rezultāti (Gorman, Karr, 1978; Allan, Flecker, 1993; Willis et al., 2004). Zivju daudzveidība pozitīvi korelē ar dažādiem lokāliem rādītājiem – straumes ātrumu, gultnes substrāta tipu un dziļumu. Īpaša nozīme ir upju notecēi, kas nosaka mērenās joslas seklās upēs vai to posmos sevišķi lielu zivju sabiedrību variabilitāti gan laikā, gan telpā (Gorman, Karr, 1978; Schlosser, 1982). Bez iepriekšminētajiem faktoriem būtiski zivju sabiedrību struktūru ietekmē arī tādi faktori kā aizaugums un sanesumi, kas zivīm nodrošina paslēptuves. Tas nozīmē, ka upes caurtece, dziļums un pieejamas paslēptuves raksturo upes bioloģisko ietilpību un stabilitāti, t. i., stabilākos ekoloģiskos apstākļos sastopams vairāk sugu (Newcombe, 1981; Schlosser, 1987).

Minēto pierāda pētījumi par izmaiņām zivju sabiedrību struktūrā pēc biotopu atjaunošanas darbiem, piemēram, atjaunojot upju meandrus, gultnes sastāvu, zivju paslēptuves u. c., sugu skaits un daudzveidība upē atkal pieaug (Angemeier, Karr, 1984).

1.4. Antropogēnā ietekme

Jau no viduslaikiem, bet sevišķi intensīvi kopš 19. gadsimta Eiropas iekšējo ūdeņu ekosistēmās sākušas izpausties antropogēnās iedarbības sekas. Lielākās upes un upju sistēmas tika izmainītas, izbūvējot aizsprostus un slūžas, tika pārveidotas upju palienes un ar tām saistītās upju daļas – attekas, vecupes u. c. No 19. gs. beigām Eiropas upēs tika novērotas piesārņojuma izpausmes, piemēram, zivju masveida nobeigšanās Reinā (Redeke 1927, citēts pēc De Groot, 1989).

Upes ir vienas no visvairāk antropogēni ietekmētajām ekosistēmām. Tās tiek izmantotas transportam, ūdensapgādei, elektroenerģijas ražošanai, pārtikas ieguvei un notekūdeņu novadīšanai. Tādēļ gan industriāli attīstītās, gan arī jaunattīstības valstīs upju ekosistēmas ir degradētas. Izplatītākie antropogēnās iedarbības veidi upēs ir upju hidromorfoloģiskā pārveidošana, fragmentēšana, ķīmiskais piesārņojums un pieaugoša biogēnu slodze. Šīs ietekmes kopumā izraisa upju ekosistēmu degradāciju, pazeminot ūdens kvalitāti un izraisot biotas izmaiņas (Poff et al., 1997).

Latvijā norisinājušies līdzīgi procesi. Ceļotājzivju sugām pašlaik nav pieejami ap 60% valsts teritorijas. Hidroelektrostaciju kaskādes celtniecība lielākajā Latvijas upē Daugavā ir būtiskākais faktors, kas ietekmējis ne tikai šo sugu izplatību (Birezaks, Aleksejevs, 2012), bet arī zvejas resursus Rīgas jūras līcī (Ojaveer, Gaumiga, 1995).

1.4.1. Upju iztaisnošana

Upju pārveidošanas intensitātes palielināšanos nosaka cilvēka saimniecisko vajadzību pieaugums. Upju iztaisnošana, pieaugošs upju ūdens patēriņš vai upju noteces pārveidošana uz irigācijas sistēmām vai citu upju baseiniem maina sezonālo un gada ūdens noteci upēs (Malmqvist, Rundle, 2002). Upju iztaisnošana maina to dziļumu, straumes ātrumu un noteci. Mainot šos parametrus, mainās nozīmīgi procesi upēs – erozija un nosēdumu veidošanās un ūdens plūsmas turbulence. Būtībā, pat mainot vienu upes parametru, tas maina vairākus hidromorfoloģiskus procesus. Ne vienmēr šīs ietekmes iespējams atdalīt vienu no otras un izanalizēt, taču skaidrs, ka upes dziļums lielā mērā veido stabilāku vidi atšķirībā no seklām vietām, veido dzīves vidi sugām, kas uzturas ūdens slānī, un dod iespēju izvairīties no sauszemes plēsējiem (Bain et al., 1988). Upju iztaisnošana degradē normālo mozaikveida lēnteču un straujteču struktūru upēs, izmainot pieaugušo zivju un mazuļu normālo izvietojanos pa dažādiem biotopiem (Jones, 1975). Tikai daļa zivju sugu visu (vai lielāko daļu) mūža uzturas upes galvenajā straumē. Lielai daļai sugu dzīves cikls ir saistīts ar upes palienēm, kas applūst palu laikā, attekām un citām hidromorfoloģiskām struktūrām, kas atrodas neregulētās, dabiskās upēs vai ir saistītas ar tām. Upju regulēšana un pārveidošana bieži ir saistīta ar tās krastu nostiprināšanu, tādējādi iznīcinot upes litorāla joslu, kas ir nozīmīga daudzdu zivju sugu mazuļiem kā uzturēšanās un barošanās vieta (Ward, 1998).

Antropogēni pārveidotās upēs upju iztaisnošana būtiski samazina sugu skaitu un zivju biomasu. Daudzveidības samazinās pat par 60%, savukārt zivju biomasu – pat vairākas reizes (Cowx, Welcomme, 1998).

Upes gultnes un ielejas pārveidošana izraisa strukturāli funkcionālas izmaiņas zivju sabiedrībās:

- samazinoties dzīvotņu heterogenitātei, samazinās gan pieaugušo, gan jauno zivju daudzveidība;
- samazinoties upes gultnes heterogenitātei, liela izmēra zivis zaudē slēptuves, kā rezultātā zivju sabiedrībās sāk dominēt sugas, kuru īpatņi ir maza izmēra;
- pieaugot relatīvi seklu un viendabisku upes posmu platībai, pieaug dažu sugu 0+ vecuma grupas mazuļu skaits;
- upju pārveidošana palielina dažu abiotisko faktoru ietekmi, tādēļ novērojamas zivju skaita un biomasas krasas svārstības pa sezonām (Schlosser, 1991).

Daudzi pētījumi veikti, atjaunojot savulaik pārveidotas upes. Pēc upes gultnes heterogenitātes atjaunošanas jau dažu gadu laikā novērojama būtiska sugu skaita un bioloģiskās daudzveidības palielināšanās zivju un zoobentosa sabiedrībās. Būtiski pieaug arī zivju skaits un biomasa. Nozīmīga ir arī upes litorāla joslas un tai raksturīgās augu valsts atjaunošana (Jungwirth, 1993).

Pēc LR VARAM datiem (Anonymous, 2009), 55 no 203 jeb 27,1% Latvijas upju ūdensobjektu ir būtiski morfoloģiski pārveidoti. Atsevišķu upju baseinos veikti nozīmīgi pārveidojumi, pārdalot noteci uz blakus esošas upes baseinu, piemēram, Palsas augštecē u. c. Liela daļa mazo potamāla upju Latvijā kļuvušas par meliorācijas sistēmu sastāvdaļu. Šo upju dabiskais tips Latvijā faktiski vairs neeksistē (Birzaks, 2012).

Arī dabā novērojami procesi, kas savā ziņā ir līdzīgi antropogēnai ietekmei. Mērenajā joslā karstās vasarās iespējama situācija, kad mazākās upes vai upju augšteces izžūst. Tomēr pētījumu rezultāti liecina, ka jau gada laikā gan zivju, gan zoobentosa sabiedrības atjaunojas (Griswold et al., 1982).

1.4.2. Antropogēnie šķēršļi

Mākslīgie šķēršļi ietekmē upju ekosistēmas dažādos veidos, piemēram, mainot dabisko ūdens plūsmas ciklu, pārveidojot upes bioloģiskos, fizikālos un ķīmiskos parametrus, mainot vielu un enerģijas apriti upes ekosistēmā. Nomainot upes ekosistēmu pret mākslīgas ūdenskrātuves ekosistēmu, vienmēr novērojamas izmaiņas upes biotā, lotiskās sugas nomaina lentisko organismu grupas (Bednarek, 2001).

No vienas puses, antropogēno šķēršļu veidošana saistīta ar ieguvumiem sabiedrībai kopumā, t. i., tie ir nepieciešami elektrības ražošanai, plūdu kontrolei un ūdens līmeņa regulēšanai. No otras puses, tie būtiski ietekmē zivju sabiedrības gan augšpus, gan lejpus aizsprostiem. Saskaņā ar Eiropas iekšējo ūdeņu zivsaimniecības padomdevēju komisijas (EIFAC) atzinumu hidroelektrostacijas kopumā rada šādus zaudējumus zivju resursiem:

- zivju augšpūmigrācijas ceļa pārtraukšana;
- lejupejošo zivju ievainošana un mirstība turbīnās;
- lejupejošo zivju pastiprināta bojāeja no plēsīgām zivīm, kas savairojas ūdenskrātuvē, kā arī no putniem lejas bjeļā;
- zivju nārsta un mazuļu barošanās vietu zaudējums appludinātajā upes posmā – ūdenskrātuvē;
- zivju nārsta efektivitātes pazemināšanās ūdenslīmeņa svārstību dēļ ūdenskrātuvē un lejas bjeļā;
- zivju dabisko ekoloģiski fizioloģisko un migrācijas ritmu izmaiņas, mainoties ūdens temperatūras un noteces dinamikai, kas pazemina vairošanās efektivitāti (FAO, 2001).

Antropogēnie šķēršļi Latvijas upēs visbūtiskāk ietekmējuši ceļotājzivis (diadromās zivis). To izplatība un līdz ar to arī sastopamība un daudzums atkarīgi no iespējas migrēt pa upēm, lai sasniegtu nārsta (anadromās sugas) vai uzturēšanās un barošanās (katadromās sugas) vietas. Latvijas ūdenstecēs mūsdienās uzskaitīti vairāk nekā 700 mākslīgi šķēršļi (Birzaks et al., 2011). Lielākā daļa no tiem ir ūdensdzirnavu aizsprosti, daudzos pēc 20. gs. 90. gadiem ierīkotas mazās HES. Aizsprostu ietekme uz zivju izplatību minēta jau 30. gados (Cukurs, 1930). Daugavā laikā no 1939. gada līdz 1974. gadam izveidota triju hidroelektrostaciju kaskāde. Tā rezultātā būtiski samazinājies upju skaits, kas pieejamas tādām ceļotājzivju sugām kā lasis, taimiņš, vimba, upes nēģis un zutis (Евтюхова, 1971; Песлак, Митанс, 1991). Lielākā daļa Daugavas baseina (24 700 km² Latvijas teritorijā) un ap 40 tās pietekas kļuvušas nepieejamas ceļotājzivju sugām. Saskaņā ar literatūras datiem (Жуков, 1965, 1988) līdz Daugavas aizsprostošanai šīs zivju sugas sasniedza Baltkrievijas un Krievijas teritorijas, kas pa upi atrodas vairāk nekā 500 km attālumā no Rīgas jūras līča. Jāatzīmē, ka vimba daļēji adaptējusies jaunajai situācijai, izveidojot populāciju Pļaviņu ūdenskrātuvē upes vidustecē (Aleksejevs, Birzaks, 2011).

Antropogēno šķēršļu būvniecības rezultātā mainījies arī vietējo zivju sugu īpatņu daudzums un biomasa upēs. Tā ūdenstecēs, kas atrodas augšpus mākslīgiem uzpludinājumiem, būtiski pieaug plēsīgo zivju sugu – līdakas un vēdzeles – daudzums (Birzaks, 2007).

Nojaucot mākslīgos šķēršļus, upēs novērojama sākotnējās ihtiofaunas atjaunošanās, ūdens kvalitātes un temperatūras režīma izmaiņas, atjaunojas sedimentu aprīte. Taču īstermiņā bieži novērojami negatīvi efekti, tādi kā sekundārais piesārņojums ar ūdenskrātuvē uzkrātajiem sedimentiem un tajos akumulētajām kaitīgajām vielām (Bednarek, 2001).

1.4.3. Zemes lietošanas veids upju sateces baseinā

Globāli vērojamā tendence, ka cilvēka darbības neietekmētas vai mazietekmētas ainavas nomainās ar ainavām, kur dominē cilvēka darbība, ir vispāratzīts fakts (Meyer, Turner, 1994). Lauksaimniecībā izmantojamās zemes un urbanizētās teritorijas aizņem antropogēni ietekmēto upju sateces baseinu lielāko daļu. Vēl ievērojamas teritorijas tiek izmantotas mežsaimniecībā, rekreācijā un derīgo izrakteņu ieguvē (Bryce et al., 1999).

Daudzos pētījumos, kas attiecas uz upes sateces baseina vai tā daļas izmantošanu lauksaimniecībā, iegūti rezultāti, kas liecina par ūdens kvalitātes pazemināšanos, biotopu degradāciju un zivju sabiedrību struktūras izmaiņām (sevišķi daudzveidības samazināšanos). Zemes izmantošana lauksaimniecībā palielina izkliedēto piesārņojumu un eitrofikāciju, ietekmē upes piekrastes joslas un upes biotopus un izmaina noteci. To pavada palielināta sedimentu, biogēno elementu un pesticīdu notece. Piemēram, lauksaimniecībā izmantojamo zemju attiecība pret mežu teritorijām baseinā nosaka līdz 80% slāpekļa, fosfora un sedimentu daudzuma variācijas upēs (Jones et al., 2001). Upēs, kas tek pa intensīvas lauksaimniecības zemēm, novērojama ūdens kvalitātes pazemināšanās tendence, pieaugoša krastu erozija un to pavadoša sedimentu nogulsnešanās upju gultnē (Waters, 1995). Ņemot vērā, ka zemes lietošanas antropogēnās izmaiņas parasti saistītas ar mežu platības samazināšanos upes baseinā, novērojams ūdens temperatūras un primārās produkcijas pieaugums upēs (Quinn et al., 2001).

Antropogēnā darbība, mainot zemes lietošanas veidu upes sateces baseinā, daudzos gadījumos apdraud upju ekosistēmu integritāti, ietekmējot biotopus, biotu un ūdens

kvalitāti. Šī iedarbība var būt arī netieša, tā mijiedarbojas ar citiem antropogēnās darbības faktoriem, tādiem kā globālās klimata izmaiņas, svešu sugu izplatīšana un aizsprostu celtniecība upēs. Mežu izciršanas rezultātā palielinās ūdenī suspendēto daļiņu daudzums, mainās sugu sastāvs ihtiocenozēs, ekoloģiski tolerantām sugām nomainot jutīgās sugas (Allan, 2004).

Arī urbanizēto teritoriju platības pieaugums upes sateces baseinā būtiski ietekmē zivju sabiedrību struktūru. Galvenās izmaiņas, kas novērojamas upēs saistībā ar urbanizēto platību īpatsvara pieaugumu, ir piesārņojuma palielināšanās, ūdens temperatūras pieaugums, dzīvotņu struktūras pārveidošana un sedimentu uzkrāšanās upēs (Paul, Meyer, 2001). Ne vienmēr pārveidojumi upes sateces baseinā zivju sabiedrības ietekmē tikai negatīvi. Izcērtot mežu upes sateces baseinā, samazinās foreļu relatīvais daudzums un biomasas mazās upēs (Hauer et al., 1999). Taču novērojama arī pretēja ietekme, kad noņemojuma samazināšana meža izciršanas rezultātā palielina primāro produkciju upē, attiecīgi palielinot arī foreļu produkciju (Nislow, Lowe, 2003).

1.4.4. Piesārņojums un eitrofikācija

No 20. gs. 50. gadiem strauji pieauguši eitrofikācijas procesi un piesārņojuma ietekme. Eitrofikācijas ietekme izpaužas vairākās fāzēs. Sākotnējā fāzē, pieaugot biogēno elementu daudzumam ūdenī, pieaug zivju un augstāko ūdensaugu biomasas. Nākamajā fāzē novērojamas izmaiņas zivju sabiedrību struktūrā – maza izmēra, īslaicīgi dzīvojošās zivju sugas aizstāj sugas ilgdzīvotājas, kas sasniedz lielus izmērus. Kopējā zivju biomasas turpina pieaugt, taču samazinās zivju daudzveidība. Trešajā fāzē sāk samazināties arī masveida zivju sugu īpatņu skaits. Tā iemesls ir augstāko ūdensaugu biomasas samazināšanās, ko izraisa zilaļģu ziedēšana un ūdens caurredzamības samazināšanās (De Nie, 1987; Holcik et al., 1989).

Lielākā daļa Eiropas, tai skaitā Latvijas, iekšējo ūdeņu zivju pieder pie karpu dzimtas. Rauda, plaudis un plicis ūdeņu eitrofikācijas apstākļos kļūst par dominējošām sugām Austrumeiropas upēs un uz tām izveidotajās ūdenskrātuvēs (Vostradovsky, 1990).

Lietuvas upēs Nemunā un tās pietekā Nērē 0+ vecuma grupas zivju sabiedrībās piesārņojuma un eitrofikācijas rezultātā samazinās reofilo, bet pieaug reolimnifilo zivju daudzums (Stakenas, 1999). Lietuvā lielākā zivju biomasas konstatēta upēs, kur kopējā fosfora un slāpekļa koncentrācija ir lielāka. No zivju trofiskajām grupām pozitīva korelācija ar biogēnu slodzi ir omnivoriem (rauda, plicis, plaudis) (Virbickas, 1998).

ASV veiktā analīze liecina, ka 12 no 14 ekoloģiskajiem reģioniem vairāk nekā 90% gadījumu kopējais P un N daudzums pārsniedz šo elementu daudzumu references upēs. Aprēķināts, ka potenciālie zaudējumi, ko rada eitrofikācija, samazinot nekustamo īpašumu vērtību pie virszemes ūdeņiem, iekļaujot zaudējumus ūdens resursu izmantošanai rekreācijā un līdzekļus, kas nepieciešami apdraudēto un ekonomiski nozīmīgāko zivju sugu atražošanai, vērtējami ap 7–8 miljardiem dolāru (Dodds et al., 2009).

Citā pētījumā konstatēts, ka mazajās upēs līdz ar biogēno elementu koncentrācijas palielināšanos samazinās biotiskās integritātes indeksa IBI vērtības, samazinoties ekoloģiski jutīgo zivju skaitam. Kopējā zivju un zoobentosa organismu biomasas pieaug, ja ir vidēja un liela biogēno elementu koncentrācija. Šajā pētījumā arī konstatēts, ka liela nozīme biogēnu apritē ir upju krastmalas joslas kvalitātei (Miltner, Rankin, 1998).

Pētījumā, kas aptvēra 9 ES valstu upes, novērtēta dažādu hidrobiocenožu, tai skaitā zivju, reakcija uz antropogēnās darbības ietekmi (biogēnie elementi un piesārņojums, hidromorfoloģiskās izmaiņas, zemes lietošana sateces baseinā). Rezultāti liecināja, ka visbūtiskāk visas pētījumā iekļauto organismu grupas (kramalģes, makrofitus, makrozoobentosu un zivis) ietekmējuši tieši eitrofikācija un piesārņojums (Hering et al., 2006). Par ļoti būtisku piesārņojuma avotu mūsdienās kļuvuši lauksaimniecībā lietotie augu aizsardzības līdzekļi. To iedarbības negatīvais efekts daudzkārt pieaug, ja tiek pārveidota upes krasta dabiskā buferzona (Cooper, 1993).

Latvijas upēs pēc 1990. gada līdz 2000. gadam tika novērota ūdens kvalitātes uzlabošanās, kas bija skaidrojama ar aptuveni 15-kārtīgu izlietoto minerālmēslu daudzuma samazināšanos lauksaimniecībā un būtiskiem uzlabojumiem vides aizsardzībā (Juhna, Klavins, 2001). Citu pētījumu rezultāti liecina par biogēnu noteces samazināšanos Latvijas upēs. Taču iegūtie rezultāti nav vērtējami tik vienkārši, jo pastāv gan sezonāla variabilitāte, gan būtiskas atšķirības starp gadiem, ko nosaka citi faktori, ne tikai minerālmēslu lietošanas intensitāte (Stålnacke et al., 2003; Jansons et al., 2011).

1.5. Upju tipoloģija

Nepieciešamību veidot virszemes ūdeņu tipoloģijas sistēmas mūsdienās nosaka Ūdens struktūrdirektīva (ŪSD) 2000/60/EEC. Upju tipu noteikšana balstīta uz tādiem ekoloģiskiem parametriem kā upes ģeoloģija, sateces baseina platība un augstums virs jūras līmeņa.

Vienlaikus ŪSD nosaka reģionālu pieeju upju ekoloģiskā stāvokļa noteikšanai. Tās koncepcija ir, ka upes var tikt klasificētas kā objekti ar līdzīgām pazīmēm, izmantojot sistēmas A un B, pie tam lietoti tiek tikai abiotiski kritēriji. Principā Eiropas mērogā zivju sabiedrību struktūru upēs nosaka divi faktori:

- zooģeogrāfiskie reģioni, kuru klimats ir atšķirīgs;
- vides parametru maiņa, ko novēro katras atsevišķas upes tecējumā (Beier et al., 2007).

ŪSD pieņemts Eiropas iedalījums 25 ekoreģionos (Illies, 1967). Taču ŪSD virszemes ūdeņu klasifikācija balstīta uz pieņēmumu, ka upju tipoloģija pēc abiotiskiem parametriem atbilst zivju sabiedrību tipiem, kas vēl ir jāverificē (Schmutz et al., 2007).

Izstrādātas dažādas upju tipoloģijas, parasti tās ir balstītas uz vienu no bioloģiskajiem elementiem, piem., augstākajiem augiem, makrozoobentosu, zivīm un citiem sistemātisko grupu pārstāvjiem. Lielākā daļa šo tipoloģiju izstrādātas nesen, jo izstrādes iemesls bija ŪSD. Viena no tipoloģiju izstrādes problēmām ir antropogēnās darbības neskartu vai mazskartu upju trūkums vai pētījumu trūkums, jo šīs upes var būt grūti pieejamas. Pie tam tipoloģija, kas optimizēta attiecībā pret vienu sistemātisko grupu, var nebūt optimāla citai (Hatton-Ellis, 2008).

Saskaņā ar Ministru kabineta noteikumiem Nr. 858 „Par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību” Latvijas upju tipoloģija, kas izveidota saistībā ar ŪSD prasībām, ņem vērā sateces baseina (S) platību ($S < 100 \text{ km}^2$, $100 \text{ km}^2 > S < 1000 \text{ km}^2$, $S > 1000 \text{ km}^2$) un upes kritumu ($< 1 \text{ m/km}$ un $> 1 \text{ m/km}$). Upes, kuru kritums pārsniedz 1 m/km , noteiktas par ritrāla

upēm, bet, ja kritums ir mazāks par 1 m/km, – par potamāla upēm. Kopā izšķirti 6 upju tipi, 3 ritrāla un 3 potamāla upju tipi. Taču līdz šim nav pārbaudīta šo tipu atbilstība zivju sabiedrību tiptiem Latvijas upēs (Birezaks, 2012).

Baltijas ekoreģionā plašāki pētījumi par zivju sabiedrību tiptiem upēs veikti Lietuvā. Sākotnējā Lietuvas upju zivju sabiedrību tipoloģijā tika noteikti 14 zivju sabiedrību tipi, kas atbilst dažādām upēm, kuras klasificētas pēc sateces baseina platības (4 tipi), temperatūras režīma (aukstūdens, siltūdens upes) un antropogēnās iedarbības elementiem (regulētas, neregulētas ūdensteces) (Kesminas, Virbickas, 2000). Jaunākos pētījumos šajā reģionā noteikti 7 zivju sabiedrību tipi, kas atbilst upēm ar dažādu baseina platību (5 grupas) un kritumu (2 grupas). Šie 7 zivju sabiedrību tipi dalās divās grupās: vienā no tām (3 zivju sabiedrību tipi) ir augsts lašveidīgo zivju – foreles *Salmo trutta* un alatas *Thymallus thymallus*– īpatsvars, bet otrā (4 zivju sabiedrību tipi) ir augsts karpu dzimtas zivju īpatsvars (Virbickas, Kesminas, 2007).

Vācijas Ziemeļaustrumu reģiona mazajās upēs noteikti 3 zivju sabiedrību tipi ar tiem tipiskajām zivju sugām. Tipoloģiski nodalītas līdzenumu foreļupes, kurās dominē šādas sugas: forele, bārdainais akmengrauzis un strauta nēģis, trīsdatu un deviņdatu stagari un grundulis. Otrajā mazo upju tipā dominē tādas sugas kā rauda un asaris. Kā trešais tips nodalītas mazās upes, kas savienotas ar ezeriem, tajās sastopamas limnofilas sugas, tādas kā plaudis, rudulis un plicis (Fieseler, Wolter, 2006).

Latvijas upju tipoloģija pēc zivju sabiedrību struktūras ir izstrādes stadijā. Pētījumos konstatēts, ka Latvijas apstākļos (relatīvi neliela teritorija, līdzenuma apstākļi, neliela sugu daudzveidība) iespējams noteikt 5–7 upju tipus (Birezaks, Strūģis, 2010; Birezaks, 2012).

1.6. Zivju izmantošana upju ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā

Upes ir atšķirīgas pēc to ģeomorfoloģiskajiem parametriem, kas kopumā nosaka zivju sabiedrību struktūru dažādās upēs cilvēka darbības neskartos apstākļos. Savukārt antropogēnā darbība visā tās daudzveidībā ietekmē zivju sabiedrību struktūras izmaiņas. Zivju izmantošanu antropogēnās ietekmes novērtēšanai upju ekosistēmās veicinājusi biotiskās integritātes indeksa IBI koncepcija (Karr, 1981; Karr, 1991). Tajā noteikts, ka pēc izmaiņām zivju sabiedrības struktūrā iespējams noteikt, vai šo atšķirību rašanās iemesls ir dabisks (dažāda tipa upes) vai to cēlonis ir antropogēnā darbība. IBI tika piemērots ļoti plaši, līdz ar to kļuva aktuāla tā reģionālo versiju izstrāde, to lietojot dažāda tipa upēs (Roset et al., 2007). Piemēram, salīdzinot Eiropas zivju indeksa (EFI) un Lietuvas zivju indeksa metodes, konstatēts, ka reģionāls indekss ekoreģiona līmenī darbojas labāk (Springe et al., 2006). Zivju sabiedrības ir līdzīgākas viena ekoreģiona robežās nekā starp tiem (Van Sickle, Hughes, 2000).

Upju stāvokļa novērtēšanas metode, kurā kā indikatori izmantotas zivis, balstīta uz šādām atziņām:

- zivis ir sastopamas visās upēs;
- to sistemātika, ekoloģiskās īpatnības un dzīves cikls ir salīdzinoši labāk izpētīti nekā citu filoģenētisko grupu pārstāvjiem;
- tām raksturīgas migrācijas, tāpēc zivis raksturo ūdensteci kā vienotu dabas elementu;
- zivis ir biotopiem specifiskas, tāpēc raksturo dažādu biotopu kvalitāti;

- zivis pārstāv dažādus trofiskos līmeņus;
- salīdzinājumā ar dažām citām filoģenētiskajām grupām zivis ir ilgdzīvotājas, kā indikators tās raksturo garāku laika posmu;
- bieži ir pieejama vēsturiska informācija (zvejas statistika u. c.);
- zivīm ir estētiska un ekonomiska nozīme, monitoringa rezultāti ir saprotami ne tikai ekspertiem, bet sabiedrībai kopumā (Karr, 1981).

Zivju sabiedrību tipus pa upju grupām ar atšķirīgiem fiziogēogrāfiskiem parametriem nosaka antropogēnās darbības neskartām vai iespējami mazskartām upēm. Antropogēnā darbība upēs ir daudzveidīga, tāpēc, nosakot tālāko upju ekoloģisko kvalitāti pēc zivju sabiedrību struktūras, nepieciešams šīs darbības slodzes klasificēt grupās un kvantitatīvi novērtēt.

Parasti kopējo antropogēno slodzi upē raksturo, izmantojot 5 antropogēnās iedarbības veidus:

- upes morfoloģiskā pārveidošana;
- upes hidroloģiskā režīma pārveidošana;
- biogēnu un organisko vielu slodze;
- piesārņojums un O₂ režīms;
- upes pieejamība ceļotāzīvīm.

Katra antropogēnās darbības faktora ietekmi raksturo ar ranžētu vērtību no 1 (nav ietekmes) līdz 5 (būtiska ietekme). References apstākļiem (cilvēka darbības mazskartu upju kategorijai) atbilst upes, kur antropogēnās iedarbības faktoru slodze nepārsniedz 1–2 (Schmutz et al., 2007).

Tālāk tiek meklēts, kā antropogēnās iedarbības kopējā slodze (rangi 3–5) ietekmē zivju sabiedrību struktūru. Analīzes rezultātā jāatrod tādi zivju sabiedrību struktūras (sugu skaits, zivju skaits vai biomasas) parametri, kuru skaitliskās vērtības pietiekami jutīgi reaģē uz antropogēno ietekmi. Šos parametrus nosacīti var iedalīt vairākās grupās:

- sugu skaits un daudzveidība zivju sabiedrībās;
- zivju sabiedrību sastāvs ekoloģiskajās grupās;
- ekoloģiski jutīgo zivju sugu klātbūtne un to īpatņu skaita īpatsvars zivju sabiedrībās (Roset et al., 2007).

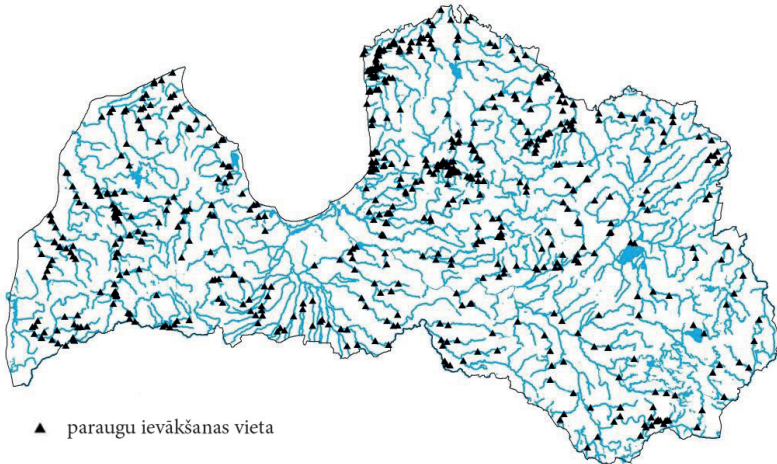
Zivju sabiedrību parametri uz antropogēno ietekmi reaģē dažādi. Piem., sugu skaits un daudzveidība var samazināties, pieaugot antropogēnajai slodzei (izzūdot ekoloģiski jutīgām sugām), bet var arī pieaugt (pieaugot toleranto sugu skaitam) (Martinez et al., 1994).

Lai aprēķinātu Lietuvas upju zivju indeksu, kas raksturo upju ekoloģisko kvalitāti, tiek izmantoti 12 zivju sabiedrību parametri, kas ietver gan sugu skaitu, gan dažādu ekoloģisko grupu īpatņu skaitu un biomasu, gan ekoloģiski jutīgo zivju sugu – platgalves, pavīķes – īpatsvaru, lašveidīgo zivju īpatsvaru un diadromo sugu klātbūtni (Virbickas, Kesminas, 2007).

2. MATERIĀLS UN METODES

2.1. Pētījumu laiks, vieta, izvēle un raksturojums

Lauka pētījumi veikti laikā no 1992. līdz 2011. gadam. Zivju uzskaitē veikta vasaras mēnešos – jūlijā un augustā, kad ir iespējami augsta ūdens temperatūra, kas būtiski ietekmē elektrozevas efektivitāti (to palielinot) (Стернин и др., 1972). Zivju uzskaitē Latvijas upēs ir veikta dažādu projektu ietvaros, bet galvenokārt laša monitoringā, zivju fona monitoringā un apsekojot NATURA 2000 teritorijas. Konkrētas zivju uzskaites vietas noteiktas, izvēloties divus galvenos biotopu tipus – upju straujtecēs (ritrāls) un lēntecēs (potamāls). Apsekotās upes pieder pie visiem 6 Latvijas upju tipoloģijas tipiem. Kopumā apsekti 1017 posmi 199 upēs, kuru telpiskais izvietojums redzams 2.1. attēlā.



2.1. attēls. Zivju parauglaukumi Latvijas upēs

Dati par apsekoto upju un vietu skaitu un paraugu ievākšanas intensitāti Latvijas upju baseinu apgabalos apkopoti 2.1. tabulā.

2.1. tabula

Apsekotās upes pa upju baseinu apgabaliem (UBA) un paraugu ievākšanas intensitāte

Upju baseina apgabals	Zivju paraugu ievākšana		Apzvejotā platība (ha)
	Upes	Vietas	
Daugava	57	158	3,2
Gauja	70	540	9,3
Lielupe	22	67	1,4
Venta	50	252	4,9
Kopā	199	1017	18,9

2.2. Vides faktoru noteikšanas metodika

2.2.1. Upju morfoloģisko parametru noteikšana

Dati par aptuveni 2800 Latvijas upju sateces baseina platību, upju garumu un kritumu vai vismaz viens no šiem parametriem atrodami dažādos literatūras avotos (Anonymous, 1984; Avotiņa, Goba, 1986; Eipurs, Zīverts, 1998).

Upju sateces baseina (kopējā un augšpus parauglaukumu vietām) aprēķini veikti, izmantojot upju sateces baseina kartes mērogā 1 : 100 000, kuras 20. gs. 70. gados sastādījis Latvijas PSR Meliorācijas un ūdenssaimniecības ministrijas Latvijas Valsts Meliorācijas projektēšanas institūts. Baseinu robežas tika digitalizētas, un automātiski aprēķināts baseina laukums.

Izmantojot Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras topogrāfisko karti mērogā 1 : 50 000 un PSRS Ģenerālštāba topogrāfisko karti mērogā 1 : 10 000, noteikts upju un upju posmu kritums. Mazajās upēs vidējais kritums noteikts 1–3 km gariem posmiem, vidējās – 3–5 km un lielajās > 5 km. Izmantojot šo pašu kartogrāfisko materiālu, aprēķināts upes garums no iztekas līdz parauglaukumam.

Gadījumos, kad daļa upes sateces baseina un/vai upes atrodas ārpus Latvijas teritorijas, veiktas attiecīgās korekcijas, samazinot vai palielinot sateces baseina platību augšpus parauglaukuma.

2.2.2. Mērījumi paraugu ievākšanas vietā

Zivju uzskaites vietās veikti vairāki vides parametru mērījumi un novērtējumi, kas fiksēti lauka darbiem izstrādātā oriģinālā anketā (1. pielikums). Apekoto upju saraksts un paraugošanas apraksts apkopots 2. pielikumā.

Anketā fiksēti šādi dati:

- zvejas laiks, vieta un zvejas veicēji;
- datums, zvejas vietas koordinātas LKS94 sistēmā, zvejas veicēju vārdi, zvejas sākums laiks un beigas, zvejā izmantotā elektrozevas iekārta;
- zvejas vietas (parauglaukuma apraksts):
 - upes platums (m), parauglaukuma platums un garums (m), vidējais un maksimālais dziļums parauglaukumā (m), parauglaukuma izvietojums (zveja veikta visā upes platumā, daļēji no upes platuma, gar upes krasta joslu), straumes ātrums m/s ar iekārtu FP 201 *Global Flow Probe meter*, aizēnojums (1 – nav, 2 – dažviet, 3 – pārsvarā, 4 – pilnīgs); straumes apstākļi (krāce, straujtece, lēntece); aizauguma intensitāte (1 – nav, 2 – vidēja, 3 – daudz); aizauguma veids (ziedaugi, ūdenssūnas, aļģes);
- antropogēnā ietekme parauglaukumā:
 - morfoloģiskie pārveidojumi – posms kanalizēts (1 – ir, 2 – nav), krastu erozija (nav, mērena, spēcīga), piesārņojuma pazīmes (ir, nav), apkārtējās zemes izmantošana % (mežs, pļavas, tīrumi, apdzīvota vieta, rūpniecība);
- upes gultnes substrāta raksturojums:
 - substrāta neorganiskie komponenti procentos (pamatiezis, laukakmeņi (> 256 mm), oļi (64–256 mm), grants (2–64 mm), smiltis (0,06–2 mm), dūņas (0,004–0,06 mm), māls (< 0,004 mm));

- ūdens parametri:
temperatūra, O₂ (mg/l), pH, elektrovadītspēja mkS/cm – ar zondi WTW *Multi 340i analyzer*; novērtēta ūdens duļķainība (dzidrns, duļķains, necaurredzams), ūdens krāsa (bezkrāsains, krāsains).

2.2.3. Citu datu izmantošana

Sagatavots antropogēno šķēršļu reģistrs Latvijas upēm. Šim nolūkam galvenokārt izmantotas Latvijas ģeotelpiskās informācijas aģentūras karšu pārliuks (<http://kartes.lgia.gov.lv/kartes.html>) un vietvārdu datubāze (http://vietvardi.lgia.gov.lv/vv/to_www.sakt). Par hidroelektrostacijām papildus esošajām datubāzēm izmantota arī Sabiedrisko pakalpojumu regulēšanas komisijas sniegtā informācija (<http://www.sprk.gov.lv/index.php?id=9533&sadala=600>).

Dati par upju ekoloģisko kvalitāti ņemti no upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plāniem saskaņā ar tajos definētajām virszemes ūdeņu 5 ekoloģiskās kvalitātes klasēm (http://www.varam.gov.lv/lat/darbibas_veidi/udens_aizsardziba_upju_baseini/).

Dati par piesārņojumu ar toksiskām vielām, biogēnu slodzēm un izmaiņām upju morfoloģijā un hidroloģiskajā režīmā ņemti no upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plāniem no LVĢMC (iepriekš – LVĢMA) mājaslapas (<http://www.meteo.lv/public/29935.html>). Informācija par biogēniem N_{kop.} un P_{kop.} ņemta no datiem, kas sagatavoti projektam „Virszemes ūdeņu ekoloģiskās klasifikācijas sistēmas zinātniski pētnieciskā izstrāde atbilstoši Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīvas 2000/60/EK (2000. gada 23. oktobris), ar ko izveido sistēmu Kopienas rīcībai ūdens resursu politikas jomā prasībām” un kas tika iegūti no LVĢMC datubāzēm (http://www.lhei.lv/docs/2010/LVAF_Proj_2009_atskaites_Drafts_20091102.pdf).

Dati par zemes lietošanu upju sateces baseinos ņemti pēc projekta *Image & CORINE Land Cover 2000* Latvijas teritorijai.

Dati par morfoloģiskiem pārveidojumiem upēs ņemti no Zemkopības ministrijas valsts SIA „Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” meliorācijas kadastra (<http://www.zmni.lv/lv/page/melioracija-kadastrs>). Izmantoti dati no 13.06.2008. MK rīkojuma Nr. 328 „Par valsts meliorācijas sistēmu un valsts nozīmes meliorācijas sistēmu nodošanu valsts sabiedrības ar ierobežotu atbildību „Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” valdījumā” („LV”. 93 (3877), 17.06.2008.).

2.3. Antropogēnās ietekmes noteikšana upes baseinā

Antropogēnās ietekmes upes baseinā noteikšana nepieciešama, lai izvēlētos cilvēka darbības neietekmētas vai mazietekmētas upes vai upju posmu jeb tā saucamās references (etalona) vietas.

Antropogēnās iedarbības faktori uz upēm, līdz ar to uz upju zivju sabiedrībām, tika grupēti šādi:

- pieejamība ceļotājzivīm u. c. zivju sugu migrācijām,
- toksiskais piesārņojums,
- morfoloģiskie pārveidojumi,

- biogēnu (N, P) slodze,
- izmaiņas hidroloģiskajā režīmā,
- zemes lietošana upes sateces baseinā,

Aizsprostu un mākslīgo ūdenskrātuvju izvietojums identificēts pēc Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras topogrāfiskās kartes mērogā 1 : 50 000 un PSRS Ģenerālštāba topogrāfiskās kartes mērogā 1 : 10 000. Tika identificēti tikai tie aizsprosti un mākslīgās ūdenstilpes, kas atrodas upēs ar nosaukumiem vai kam ir nosaukumi. Faktorslodzes upju pieejamībai noteiktas kategorijas: nav aizsprostu – 1; daļēji pārvarams aizsprosts – 2; nepārvarams aizsprosts – 5.

Dati par toksisko piesārņojumu netika tālāk izmantoti antropogēnās slodzes analizē.

Morfoloģiskie pārveidojumi upē noteikti procentos kā pārveidotā upes posma īpatvars pret upes kopgarumu. Morfoloģiskie pārveidojumi upē izteikti kā procentile no pārveidotā upes kopgaruma, piešķirot rangus no 1 līdz 5 (2.2. tabula).

Biogēni N_{kop} un P_{kop} izteikti kā procentile no to koncentrācijas, piešķirot rangus no 1 līdz 5.

Izmaiņas hidroloģiskajā režīmā nav izteiktas skaitliski, to ietekme analizēta kompleksi kopā ar aizsprostu un morfoloģisko pārveidojumu ietekmi.

2.2. tabula

Antropogēnās iedarbības faktoru slodžu vērtību noteikšanas kritēriji

Faktors	Dati, ranžēšanas metode	Faktorslodžu vērtības ¹				
		1	2	3	4	5
Upes pieejamība	Eksperta vērtējums	Nav aizsprostu	Daļēji pārvarams šķērslis			Nepārvarams šķērslis
Morfoloģiski pārveidojumi upē	Eksperta vērtējums, procentile	Pārveidojumu nav	< 25%	> 25 < 50%	> 50% < 75%	> 75%
Biogēnu slodze baseinā – N_{kop} , mg/l	LVĢMA dati, procentile	< 1,3	> 1,3 < 1,5	> 1,5 < 2	> 2 < 3	> 3
Biogēnu slodze baseinā – P_{kop} , mg/l	LVĢMA dati, procentile	< 0,04	> 0,04 < 0,06	> 0,06 < 0,07	> 0,07 < 0,1	> 0,1
Zemes izmantošana baseinā	Aprēķināts no CO-RINE, procentile	Līdz 25% antropogēni pārveidotu platību	Līdz 25–50% antropogēni pārveidotu platību	Līdz 50–75% antropogēni pārveidotu platību	Vairāk nekā 75% antropogēni pārveidotu platību	

1 – ietekmes nav (augsta kvalitāte), 2 – maza ietekme (labā kvalitāte), 3 – vidēja ietekme (vidēja kvalitāte), 4 – būtiska ietekme (slikta kvalitāte), 5 – liela ietekme (ļoti slikta kvalitāte).

Zemes lietošanai nodalīti 9 zemes lietošanas veidi (aramzeme, ganības, industriālās teritorijas, parki un apzaļumotās teritorijas, pārmitrās teritorijas, pārējās dabiskās teritorijas, ūdeņi, urbānās teritorijas un mežs), no tiem 7 apvienoti divās grupās – antropogēni būtiski ietekmētas platības (aramzeme, industriālās un urbānās teritorijas) un antropogēni mazietekmētas teritorijas (zālāji, meži, ūdeņi, pārmitrās teritorijas). Ietekme izteikta kā procentile no antropogēni pārveidotu zemes platību īpatsvara upes sateces baseinā (2.2. tabula).

References upes jāizvēlas pēc principa, ka neviena antropogēno faktoru slodžu vērtība nepārsniedz 1 vai 2 (Grenouillet et al., 2007). Taču tik mazā ģeogrāfiskā teritorijā kā Latvija, kā arī ņemot vērā to, ka pieejami dati par ierobežotu upju skaitu, jāpieļauj atsevišķas atkāpes. Tā lielākajās potamāla upēs biogēnu koncentrācija ūdenī var pārsniegt koncentrāciju, kas atbilst mazietekmētu upju statusam, un šīs upes izvēlētas kā „labākās iespējamās” no sava tipa upēm.

Tipoloģijas izstrādei izmantoti arī lielāko upju augšteču nepārveidotie posmi, veicot korekcijas morfoloģiskajiem parametriem „upes sateces baseina platība” un „vidējais kritums”.

Dati par antropogēnās iedarbības slodžu vērtībām apkopoti 2.2. tabulā, šis upju iedalījums izmantots gan lai novērtētu atsevišķu antropogēnās iedarbības faktoru ietekmi, gan lai noteiktu kopējās antropogēnās slodzes upē.

2.4. Zivju uzskaitē, bioloģiskās analīzes un uzskaites rezultātu aprēķini

2.4.1. Zivju uzskaitē

Elektrozvejā izmantoti līdzstrāvas elektrozvejas aparāti ar 3 kW ģeneratoru un izejošo spriegumu līdz 500 V. Zivis vienā parauglaukumā ķertās 1–3 reizes. Uzskaitē veikta, brieņot virzienā pret straumi, norobežojošie tīkli netika lietoti.

Zvejas intensitāte ir atkarīga no upes baseina platības. Lielajās upēs zivju uzskaitē veikta 5–10 posmos, kas cits no cita atradās vairāku km attālumā. Mazākajās upēs zivis ķertās vismaz divās atsevišķās vietās. Visās upēs zivju paraugi tika ievākti gan potamāla, gan ritrāla biotopos.

Ritrāla biotopos zivju uzskaitē straujtecēs tika veikta 3 reizes pēc kārtas ar 10–20 minūšu intervālu starp zvejas reizēm, parauglaukuma platība variēja robežās no 200 līdz 800 m². Potamāla biotopos zivju uzskaitē tika veikta 100 m garā upes piekrastes joslā vienu reizi katrā vietā.

Zivju uzskaitē ar elektrozveju veikta saskaņā ar standartu LVS EN 14011:2003.

2.4.2. Zivju bioloģiskās analīzes

Zivju sugas un sistemātiskā piederība noteikta saskaņā ar jaunāko Eiropā pieņemto metodiku (Kottelat, Freyhof, 2007). Zivju ekoloģiskās grupas (pēc jutīguma, barošanās vietas, uzturēšanās vietas, vairošanās, barošanās tipa, migrācijām un dzīves ilguma) noteiktas saskaņā ar Nobla u. c. izveidoto sistēmu (Noble et al., 2007), tās apkopotas 2.3. tabulā.

Zivju bioloģiskās analīzes veiktas gan lauka apstākļos, gan laboratorijā. Ķeršanas laikā zivis tika uzglabātas konteinerā ar ūdeni. Pēc katras zvejas reizes saimnieciski nozīmīgu

zivju sugu īpatņi tika izmērīti un pēc zvejas pabeigšanas atlaisti upē. Saimnieciski mazvērtīgās zivju sugas un zivis, kuru garums $L < 50$ mm, fiksētas formalinā un analizētas laboratorijā. Laboratorijas apstākļos mērīts zivju garums un noteikts īpatņu individuālais svars. Zivim, kas mērītas lauka apstākļos, individuālais svars aprēķināts pēc garuma un svara attiecības, izmantojot empiriskās regresijas vienādojuma formulu:

$$Q = ax^2 - bx + c,$$

kur Q – zivs svars, g
 x – zivs garums, mm
 a, b, c – koeficienti

Zivis, kas īsākas par 50 mm, sašķirotas pa sugām, saskaitītas un nosvērtas kopā.

2.3. tabula

Zivju ekoloģiskās grupas

Zinātniskais nosaukums	Akronīms*	Tolerance	Barošanās biotops	Uzturēšanās biotops	Vairošanās substrāts	Barošanās tips	Migrācijas	Dzīves ilgums
<i>Abramis brama</i>	ABB	TOLE	B	EURY		OMNI	POTAD	LL
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	ALB	INTOL	WC	RH	LITH	INSV		SL
<i>Alburnus alburnus</i>	ALA	TOLE	WC	EURY		OMNI		SL
<i>Anguilla anguilla</i>	ANA	TOLE	B	EURY			LONG	
<i>Aspius aspius</i>	ASA		WC	EURY	LITH	PISC	POTAD	
<i>Barbatula barbatula</i>	NOB		B	RH	LITH			
<i>Blicca bjoerkna</i>	BLB	TOLE	B	EURY		OMNI		
<i>Carassius carassius</i>	CAC	TOLE	B	LI	PHYT	OMNI		
<i>Carassius gibelio</i>	CAG	TOLE	B	EURY	PHYT	OMNI		LL
<i>Cobitis taenia</i>	COT		B	EURY	PHYT			SL
<i>Cottus gobio</i>	COG	INTOL	B	RH	LITH	INSV		SL
<i>Cyprinus carpio</i>	CYC	TOLE	B	EURY	PHYT	OMNI		LL
<i>Esox lucius</i>	ESL		WC	EURY	PHYT	PISC		LL
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	GAA	TOLE	WC	EURY		OMNI		SL
<i>Gobio gobio</i>	GOG		B	RH				SL
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	GYC		B	EURY				
<i>Lampetra fluviatilis</i>	LAF	INTOL	B	RH	LITH		LONG	
<i>Lampetra planeri</i>	LAP	INTOL	B	RH	LITH		POTAD	
<i>Leucaspius delineatus</i>	LED		WC	LI	PHYT	OMNI		SL
<i>Squalis cephalus</i>	SQC		WC	RH	LITH	OMNI	POTAD	
<i>Leuciscus idus</i>	LEI		WC	RH		OMNI	POTAD	
<i>Leuciscus leuciscus</i>	LEL		WC	RH	LITH	OMNI		

Zinātniskais nosaukums	Akronīms*	Tolerance	Barošanās biotops	Uzturēšanās biotops	Vairošanās substrāts	Barošanās tips	Migrācijas	Dzīves ilgums
<i>Lota lota</i>	LOL		B	EURY	LITH	PISC	POTAD	LL
<i>Misgurnus fossilis</i>	MIF		B	LI	PHYT			
<i>Perca fluviatilis</i>	PEF	TOLE	WC	EURY				
<i>Perccottus glenii</i>	PEG			LI		OMNI		
<i>Phoxinus phoxinus</i>	PHP		WC	RH	LITH			SL
<i>Pungitius pungitius</i>	PUP	TOLE	WC	LI		OMNI		SL
<i>Rhodeus sericeus</i>	RHS	INTOL	WC	LI				SL
<i>Rutilus rutilus</i>	RUT	TOLE	WC	EURY		OMNI		
<i>Sabanejewia baltica</i>	SAB		B	LI	PHYT	OMNI		
<i>Salmo salar</i>	SAS	INTOL	WC	RH	LITH	INSV	LONG	
<i>Salmo trutta</i>	SAT	INTOL	WC	RH	LITH	INSV	LONG	
<i>Sander lucioperca</i>	SAL		WC	EURY		PISC		LL
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	SCE		WC	LI	PHYT	OMNI		
<i>Silurus glanis</i>	SIG		B	EURY	PHYT	PISC		LL
<i>Thymallus thymallus</i>	THT	INTOL	WC	RH	LITH	INSV	POTAD	
<i>Tinca tinca</i>	TIT	TOLE	B	LI	PHYT	OMNI		LL
<i>Vimba vimba</i>	VIV		B	RH	LITH		POTAD	

* – sugu nosaukumu akronīmi izmantoti teksta un pielikumu tabulās un attēlos.

TOLE – ekoloģiski tolerantas sugas, INTOL – ekoloģiski jutīgas sugas, B – bentiskas sugas, WC – ūdens slāņa sugas, EURY – eiritopas sugas, RH – reofilas sugas, LI – limnofilas sugas, LITH – sugas, kas nārsto uz cieta substrāta, PHYT – sugas, kas nārsto uz augiem, OMNI – omnivori, PISC – plēsīgās sugas, INSV – insektivori (barojas ar bezmugurkaulniekiem), POTAD – potadromās sugas, kas veic vietēja rakstura migrācijas, LONG – diadromās sugas, kas veic garas migrācijas (anadromās un katadromās zivis), LL – ilgdzīvojošas sugas, SL – sugas ar nelielu dzīves ilgumu.

2.4.3. Elektrozvejas rezultātu aprēķini

Zivju skaits un biomasa tika aprēķināti divējādi atkarībā no tā, kā tās tika zvejotas. Vietās, kur elektrozveja veikta divas vai trīs reizes pēc kārtas, zivju skaits aprēķināts pēc atkārtojumu metodes gan katrai zivju sugai atsevišķi, gan kopējam zivju skaitam.

$$Y = (6A^2 - 3AT - \sqrt{((T)^2 + 6AT - 3A^2)}) / (18(A - T)),$$

kur $T = n_1 + n_2 + n_3$

$A = 2n_1 + n_2$

N – zivju skaits katrā to ķeršanas reizē

Vietās, kur zivis ķertas tikai vienu reizi, zivju skaits aprēķināts katrai zivju sugai atsevišķi, izmantojot koeficientu p , kas izsaka varbūtību, kāda daļa zivju tiek noķertas pirmajā zvejas reizē.

$$p = 3A - T - \frac{\sqrt{T^2 + 2AT - 3AT^2}}{2A}$$

Īpatņu skaitu populācijā Y un koeficientu p saista sakarība:

$$Y = \frac{T}{(1 - (1 - p))^n},$$

kur n – zivju ķeršanas reižu skaits

P vērtības aprēķinātas katrai sugai atsevišķi no apvienota parauga, kurā summēti visi šīs sugas uzskaites rezultāti no vietām, kur zivis ķertas 3 reizes ($n = 3$) (Bohlin et al., 1998). P vērtības (2.4. tabula) dažādām zivju sugām ir atšķirīgas, to nosaka gan apkārtējās vides īpašības (ūdens elektrovadītspēja, temperatūra u. c.), gan katras sugas bioloģiskās īpatnības (uzvedība, ķermeņa forma u. c.) (Стернин и др., 1972).

2.4. tabula

Pārrēķina koeficienti (p) zivju skaita aprēķināšanai

Zivju suga	Pārrēķina koeficients	Standartnovirze	Paraugu skaits (n)
Plaudis	0,8	0,10	8
Paviķe	0,6	0,01	178
Viķe	0,7	0,02	73
Bārdainais akmengrauzis	0,4	0,00	479
Plicis	0,9	0,04	10
Akmengrauzis	0,5	0,03	123
Platgalve	0,4	0,01	377
Līdaka	0,7	0,03	88
Trīsdatu stagers	0,5	0,08	42
Grundulis	0,6	0,01	305
Baltais sapals	0,7	0,02	55
Sapals	0,7	0,01	133
Vēdzele	0,5	0,03	83
Asaris	0,6	0,01	143
Mailīte	0,6	0,00	375
Deviņdatu stagers	0,5	0,07	60
Spidiļķis	0,6	0,07	38
Rauda	0,7	0,01	190
Lasis	0,6	0,01	201
Forele	0,6	0,01	252
Alata	0,7	0,04	27
Līnis	0,7	0,11	13

Zivju biomasu aprēķināta katrai sugai katrā ķeršanas vietā kā sugas īpatņu skaita un to vidējā svara reizinājums. Zivju sugu biomasu summa veido zivju biomasu katrā zivju

ķeršanas vietā. Tā kā zivju uzskaitēs apzvejoto parauglaukumu platība bija dažāda (robežās no 200 līdz 800 m²), zivju skaits un biomasas izteikti uz laukuma vienību 100 m². Elektrozvejas rezultātus būtiski ietekmē zivju izmērs (Manhon et al., 1979), tāpēc zivju skaita un biomasas aprēķinos izmantotas tikai tās zivis, kuru garums (L) ir lielāks par 50 mm.

Zivju vidējais skaits un biomasas uz laukuma vienību upē aprēķināti no zivju skaita un biomasas parauglaukumos, apvienojot elektrozvejas datus par visiem parauglaukumiem upē.

2.5. Datubāze

Lai analizētu, kā dažādi faktori ietekmē zivju sabiedrību struktūru, sagatavota datubāze, kas satur

- datus par zivīm:
 - sugu skaitu katrā zivju ķeršanas vietā un upē;
 - zivju skaitu pa sugām eks. / 100 m² un procentos katrā zivju ķeršanas vietā un upē;
 - zivju skaitu pa ekoloģiskajām grupām eks. / 100 m² un procentos katrā zivju ķeršanas vietā un upē;
 - zivju biomasas pa sugām g / 100 m² un procentos katrā zivju ķeršanas vietā un upē;
 - zivju biomasas pa ekoloģiskajām grupām g / 100 m² un procentos katrā zivju ķeršanas vietā un upē;
- datus par upju un zivju ķeršanas vietu morfoloģiskajiem un hidroķīmiskajiem parametriem (aprakstīti 2.2.2. punktā);
- datus par antropogēno ietekmi (ietekmju vērtējums 2.2. tabulā):
 - zemes lietojums km² un procentos upes baseinā un augšpus zivju ķeršanas vietām (aramzeme, ganības, pļavas, urbanizētās teritorijas, industriālās teritorijas, ūdeņi, meži, citas);
 - upes morfoloģiskie pārveidojumi procentos no garuma un zivju ķeršanas vietā (pārveidota, nav pārveidota);
 - upes morfoloģiskie pārveidojumi pēc upju baseinu apsaimniekošanas plāniem (valsts nozīmes polderi, būtiski pārveidojumi (http://www.vidm.gov.lv/lat/darbibas_veidi/udens_aizsardziba/_upju_baseini/));
 - aizsprosti upē un upes baseinā (zivju migrācija ir iespējama, zivju migrācija nav iespējama, daļējs šķērslis),
 - kopējais fosfors P un slāpekļis N mg/l ūdenī pēc virszemes ūdeņu monitoringa datiem.

2.6. Datu statistiskā apstrāde

Kopējais noķerto zivju skaits un biomasas pa sugām katrai upei standartizēti kā zivju skaits un biomasas uz 100 m² apzveidotās platības. No šiem lielumiem aprēķināts zivju skaits un biomasas zivju ekoloģiskajām grupām un Šenona daudzveidības indekss H' . Šenona daudzveidības indekss aprēķināts kā \log_{10} no visu sugu īpatņu īpatsvaru summas zivju sabiedrībā. Datu faili apstrādei sagatavoti *Excel* formātā.

Upes zivju sabiedrību parametru analīzei dalītas kategorijās:

- pēc sateces baseina platības S : $< 100 \text{ km}^2$; $> 100 < 1000 \text{ km}^2$; $> 1000 \text{ km}^2$;
- pēc vidējā krituma m/km : potamāla upe $< 1 \text{ m}/\text{km}$, ritrāla upe $> 1 \text{ m}/\text{km}$;
- pēc temperatūras režīma vasarā: aukstūdens $T < 18 \text{ }^\circ\text{C}$, siltūdens $T > 18 \text{ }^\circ\text{C}$;
- skābekļa saturs: $\text{O}_2 < 7 \text{ mg}/\text{l}$, $\text{O}_2 > 7 \text{ mg}/\text{l}$.

Biotopi novērtēti pēc eksperta atzinuma kā potamāls vai ritrāls. Upes gultnes sastāvs vērtēts pēc tās komponentiem procentos no apzvejotās platības. Biotopa aizaugums un noēnojums vērtēts ballēs (2.2.2. nodaļa).

Datubāzē iekļautie skaitliskie parametri pirms tālākas statistiskas apstrādes pārbaudīti atbilstībai normālajam sadalījumam pēc Kolmogorova–Smirnova testa. Parametru normalizācijai lietotas funkcijas $\log(x+1)$ un \sqrt{x} vai to analīzei lietotas neparametriskās salīdzināšanas metodes.

Sugu skaita, daudzveidības, zivju skaita un biomasas salīdzināšana pa grupām veikta, izmantojot t -testu divu kopu vai ANOVA vairāk nekā divu kopu gadījumā. Atšķirību būtiskums novērtēts pēc Tjūkija testa vai Dunneta T3 testa nehomogēnu dispersiju gadījumā. Ja parametrus nav iespējams normalizēt, izmantots Manna–Vitnija U -tests divām kopām vai Kruskalla–Vallisa H tests vairāk nekā divu kopu gadījumā. Testos izmantots 95% būtiskuma līmenis.

Upes klasificētas, izmantojot klasteranalīzi ar Varda algoritmu. Klasteranalīzē izmantots zivju skaits pa sugām, no analīzes izslēdzot sugas, kas sastopamas mazāk nekā 1% apsekoto upju. Klasteranalīzē netika izmantotas invazīvās sugas un nēģi. Klasteranalīzes rezultātu novērtēšanai izmantota diskriminantanalīze pēc Vilks–lambda metodes.

Korelāciju analīzē izmantoti Spīrmena un Kendala rangu korelācijas koeficienti. Regresiju analīzē izmantotas pāru un daudzfaktoru lineārās regresijas metodes. Daudzfaktoru analīzei izmantota principiālo komponentu analīze PCA. Statistikas rezultāti aprēķināti, izmantojot SPSS 16.0 programmu paketi (SPSS Inc., 16.0).

Zivju sugu sabiedrības ordinācijai izmantota DCA (detrendētrā korespondences analīze). Pirms analīzes veikta datu transformācija $\log(x+1)$ formātā. Aprēķinātas faktoru korelācijas ar izdalītajām DCA asīm. Datu analīzē lietota programma *PC-ORD for Windows* (McCune, Mefford, 2006).

3. REZULTĀTI

3.1. Zivju sabiedrību struktūras raksturojums

Pavisam kopā 199 Latvijas upēs 1017 zivju uzskaites vietās konstatētas 2 nēgu un 38 zivju sugas: upes nēģis *Lampetra fluviatilis*, strauta nēģis *Lampetra planeri*, zutis *Anguilla anguilla*, spidiļķis *Rhodeus sericeus amarus*, grundulis *Gobio gobio*, karūsa *Carassius carassius*, sudrabkarūsa *Carassius gibelio*, karpas *Cyprinus carpio*, plaudis *Abramis brama*, pavīķe *Alburnoides bipunctatus*, viķe *Alburnus alburnus*, salate *Aspius aspius*, plicis *Blicca bjoerkna*, ausleja *Leucaspius delineatus*, ālants *Leuciscus idus*, baltais sapals *Leuciscus leuciscus*, mailīte *Phoxinus phoxinus*, rauda *Rutilus rutilus*, rudulis *Scardinius erythrophthalmus*, sapals *Squalius cephalus*, vimba *Vimba vimba*, līnis *Tinca tinca*, akmeņgrauzis *Cobitis taenia*, pīkste *Misgurnus fossilis*, ziemeļu zeltainais akmeņgrauzis *Sabanejewia baltica*, bārdainais akmeņgrauzis *Barbatula barbatula*, sams *Silurus glanis*, līdaka *Esox lucius*, varavīksnes forele *Oncorhynchus mykiss*, lasis *Salmo salar*, forele (taimiņš) *Salmo trutta*, alata *Thynnallus thymallus*, vēdzele *Lota lota*, trīsradatu stagers *Gasterosteus aculeatus*, deviņradatu stagers *Pungitius pungitius*, platgalve *Cottus gobio*, ķīsis *Gymnocephalus cernua*, asaris *Perca fluviatilis*, zandarts *Zander lucioperca*, rotans *Percottus glehnii*.

Plašāk izplatītās sugas Latvijas upēs ir bārdainais akmeņgrauzis un mailīte, kas sastopamas attiecīgi 95 un 82% apsekoto upju. Citas biežāk sastopamās sugas ir līdaka (73%), grundulis (70%), asaris un strauta nēģis (67%). Atsevišķas sugas, tādas kā sams, salate, ziemeļu zeltainais akmeņgrauzis, varavīksnes forele un rotans, konstatētas tikai 1–2 upēs.

Latvijas upēs konstatētas 4 invazīvas zivju sugas – varavīksnes forele, sudrabkarūsa, karpas un rotans. Pašatrazojošas populācijas veido divas no tām – rotans un sudrabkarūsa. Biežāk sastopama un plašāk izplatīta ir sudrabkarūsa.

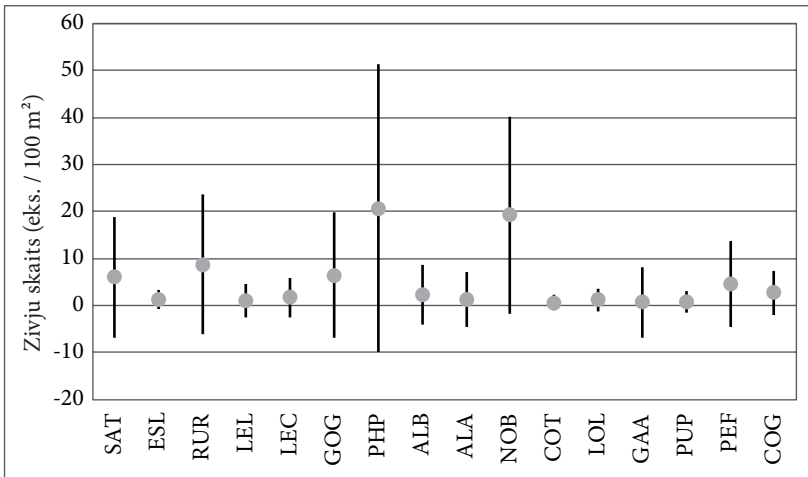
Vidējais sugu skaits upē ir 11,2, robežās no 1 līdz 35, bet tā modālā vērtība ir 8 sugas. Sugu daudzveidība vidēji ir 1,45, robežās no 0,17 līdz 2,32.

Latvijas upēs kopā tika noķertas 153 517 zivis un nēģi (galvenokārt kāpura stadijā). No tām 6 sugu pārstāvji veido 77% no to skaita: bārdainais akmeņgrauzis 30%, mailīte 17%, rauda 9%, lasis 8%, forele 7% un grundulis 6% (3. pielikums).

Vidējais zivju skaits uz 100 m² Latvijas upēs ir 91 ± 58 eksemplāri. Ap 80% no šī lieluma veido tādas sugas kā mailīte (23 ± 34), bārdainais akmeņgrauzis (23 ± 24), rauda (9 ± 15), grundulis (7 ± 15), forele (7 ± 13), asaris (5 ± 9) platgalve (4 ± 7) (3.1. attēls).

Zivju sabiedrībās pēc skaita dominē sugas, kas uzturas ūdens slānī. Tās ir 61% no zivju skaita (mailīte, pavīķe, viķe rauda un lašveidīgās zivis), bet bentisko zivju (bārdainais akmeņgrauzis, grundulis, platgalve) sugu īpatņu skaits ir 39%. Upēs skaitliski dominē reofilās zivis – vairāk nekā 72% no to kopējā skaita (bārdainais akmeņgrauzis, platgalve, lašveidīgās zivis), bet limnofilās sugas veido tikai 3,5% (ausleja, deviņradatu stagers, spidiļķis, rudulis, līnis). Pēc skaita lielākā daļa Latvijas upju zivju pārstāv sugas, kas nārsto uz cieta substrāta (litofilās sugas), veidojot 68% no zivju sabiedrībā pārstāvētajām zivīm (lašveidīgās zivis, bārdainais akmeņgrauzis, platgalve, mailīte, vēdzele, nēģi). Pēc barošanās tipa zivju sabiedrībās dominē omnivori (18%). Pie šīm sugām pieder tādas plaši izplatītas

zivis kā viķe, rauda, sapals, baltais sapals, plaudis, plicis. Savukārt zivis, kas barojas ar bezmugurkaulniekiem (insektivori vai invertivori), veido 17% no zivju sabiedrībām (paviķe, platgalve, lašveidīgās zivis), bet plēsīgo zivju (lidaka, vēdzele, sams, zandarts) skaits ir ap 5% no kopējā zivju skaita. To zivju, kuru mūža ilgums nepārsniedz dažus gadus (viķe, paviķe, stagari, platgalve, ausleja, mailīte, spidiļķis), īpatsvars Latvijas upju zivju sabiedrībās ir 39%, kamēr zivju ilgdzīvotāju skaits ir robežās ap 5% (lidaka, plaudis, sams, zandarts, linis, vēdzele) (3. pielikums).



3.1. attēls. Zivju skaits uz 100 m² Latvijas upēs (vidējās vērtības un standartnovirze)

Vidējā zivju biomasā Latvijas upēs ir 992 ± 755 g / 100 m². No tās 5 zivju sugas veido ap 70% no kopējās zivju biomasas: rauda 192 ± 372 , lidaka 157 ± 268 , forele 137 ± 260 , bārdainais akmeņgrauzis 122 ± 123 un asaris 88 ± 156 g / 100 m² (3.1. tabula).

Zivju sabiedrībās pēc biomasas dominē sugas, kas uzturas ūdens slāni: forele, lidaka, rauda, asaris un mailīte. Tās veido 69% no kopējās zivju biomasas, kamēr bentisko zivju biomasā vidēji ir 31%. Eiritopās sugas – lidaka, rauda, asaris un vēdzele – pēc biomasas dominē pār reofilajām sugām, kuras pārstāv galvenokārt neliela izmēra zivis – bārdainais akmeņgrauzis, mailīte, laša un foreles mazuļi.

Limnofilo zivju biomasā upēs veido tikai 2% no kopējās to biomasas. Lielāko daļu Latvijas upju zivju biomasas veido litofilās zivju sugas – forele, bārdainais akmeņgrauzis, sapals un mailīte (59%), kamēr fitofilās sugas – lidaka, ausleja, rudulis, karūsa un linis – veido 14% no zivju sabiedrību biomasas. Pēc barošanās tipa zivju sabiedrību biomasas sadalās starp visēdājiem (23%), zivīm, kas barojas ar bezmugurkaulniekiem un kukaiņiem (22%), un plēsīgajām sugām (17%). Zivju ilgdzīvotāju biomasas īpatsvars nedaudz pārsniedz zivju ar īsu mūža ilgumu biomasu – attiecīgi 201 ± 307 un 120 ± 139 g / 100 m² (3.1. tabula).

Rezultāti liecina, ka dažas zivju sugas Latvijā tomēr izplatītas nevienmērīgi. Piemēram, spidiļķis nav sastopams Austrumlatvijā, bet forele izplatīta galvenokārt augstieņu nogāžu upēs, taču tikai Latvijas centrālajā daļā un rietumdaļā. Daugavas baseina upēs šī suga austrumu virzienā konstatēta tikai līdz Aiviekstes baseina upēm Daugavas labajā un Lauces

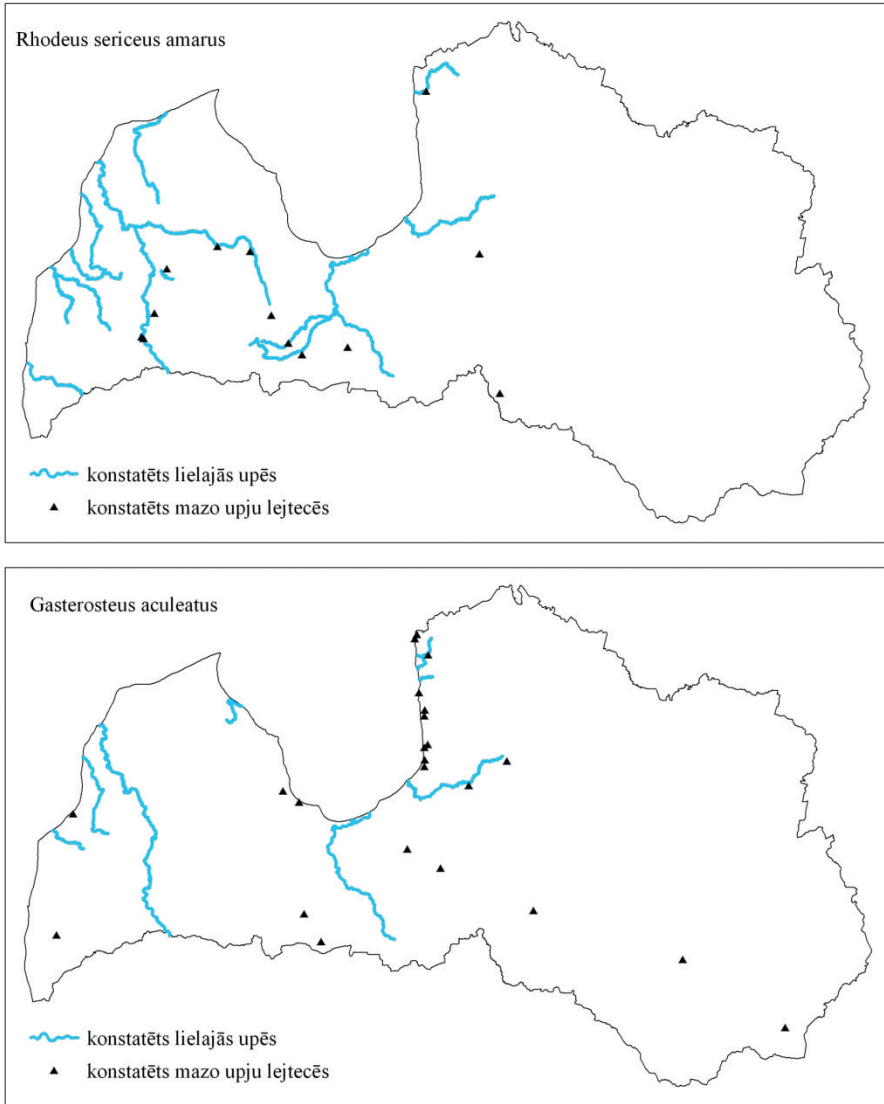
kreisajā krastā. Lielāko upju pietekās un mazajās un vidējās upēs, kas tieši ietek Baltijas jūrā vai Rīgas jūras līcī, forele pārstāvēta gan ar migrējošo, gan nemigrējošo sugu ekoloģiskajām formām. Trīsdatu stagers Latvijā lielākā daudzumā upēs sastopams tiešā jūras tuvumā. Gaujā 2008. gadā konstatēta jauna zivju suga, kas sākotnēji noteikta kā zeltainais akmeņgrauzis *Sabanejewia aurata*, bet vēlāk tai piešķirts nomenklatūras nosaukums – ziemeļu zeltainais akmeņgrauzis *Sabanejewia baltica*. Dati par trīsdatu stagara un spidiļķa sastopamību Latvijas upēs (nav ņemtas vērā mākslīgās ūdenskrātuves) apkopoti 3.2. attēlā.

3.1. tabula

Biezāk sastopamo sugu un ekoloģisko grupu zivju skaits un biomasa ($n = 199$)

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Biomasa (g / 100 m ²)
Forele	6,6 ± 13,4	137 ± 261
Līdaka	1,2 ± 2,1	157 ± 269
Rauda	9,0 ± 14,7	192 ± 372
Sapals	1,8 ± 4,3	62 ± 151
Grundulis	6,9 ± 15,0	42 ± 80
Mailīte	22,8 ± 33,0	53 ± 76
Paviķe	2,5 ± 6,9	11 ± 33
Viķe	1,4 ± 5,8	7 ± 28
Bārdainais akmeņgrauzis	22,7 ± 23,7	123 ± 122
Akmeņgrauzis	0,8 ± 2,4	2 ± 8
Vēdzele	1,3 ± 2,6	38 ± 80
Asaris	4,7 ± 9,3	89 ± 157
Platgalve	3,6 ± 6,5	16 ± 29
Tolerantās sugas	17,2 ± 25,2	306 ± 503
Jutīgās sugas	14,6 ± 18,4	175 ± 264
Bentiskās sugas	36,4 ± 30,2	244 ± 185
Ūdens slāņa sugas	54,4 ± 42,2	748 ± 684
Eiritopās sugas	18,9 ± 25,6	497 ± 659
Reofilās sugas	69,3 ± 54,5	59 ± 33
Limnofilās sugas	1,9 ± 5,5	15 ± 38
Litofilās sugas	63,6 ± 50,9	470 ± 348
Fitofilās sugas	2,5 ± 4,8	173 ± 289
Visēdājas sugas	15,6 ± 22,6	305 ± 495
Kukaiņēdājas sugas	13,7 ± 18,0	172 ± 265
Plēsīgās zivis	2,5 ± 3,8	195 ± 298
Sugas, kas veic vietējas migrācijas	3,5 ± 4,9	110 ± 183
Diadromās sugas	7,5 ± 14,5	146 ± 262
Ilgi dzīvojošas sugas	2,7 ± 3,9	201 ± 307
Sugas ar īsu dzīves ilgumu	40,3 ± 41,5	120 ± 139
Kopā	91,0 ± 57,6	992 ± 775

Vidējā vērtība ± standartnovirze, n – upju skaits.

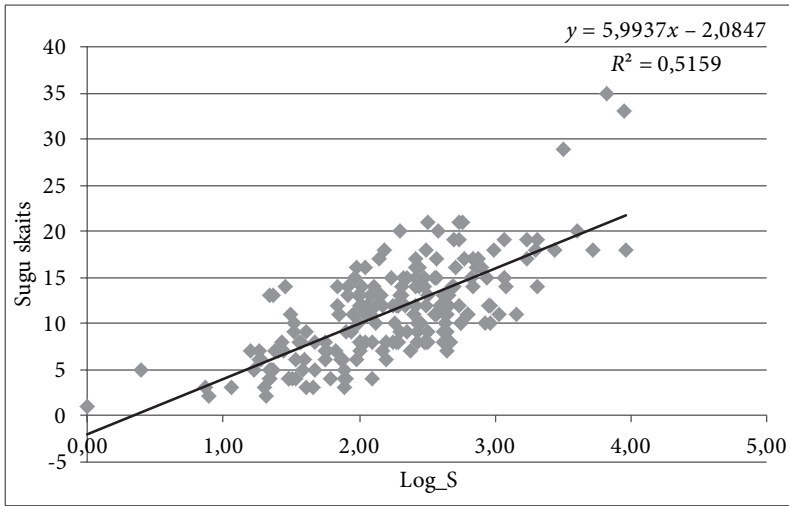


3.2. attēls. Spidiļķa un trīsdatu stagara izplatība Latvijas upēs

3.2. Dabisko faktoru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

3.2.1. Upes sateces baseina platības ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Upes sateces baseina platība ietekmē visus elementus, kas raksturo zivju sabiedrību struktūru. Sugu skaits, kas konstatēts upē, pieaug, palielinoties upes sateces baseina platībai (3.3. attēls).



3.3. attēls. Zivju sugu skaits atkarībā no upes sateces baseina platības

Pozitīvas korelācijas starp upes sateces baseina decimāllogaritmu uzrāda visi zivju sabiedrību parametri: sugu skaits (0,67), zivju daudzveidība (0,45), zivju skaits uz 100/m² (0,36) un zivju biomasa g / 100 m² (0,37) (Spirmena r , $p < 0,01$). Lineārās regresijas analīzes rezultāti liecina, ka sakarība starp sugu skaitu upē un upes sateces baseina platību ir būtiska. Determinācijas koeficients $R = 0,51$ norāda, ka 51% no parametra izkliedes nosaka upes baseina platības ietekme (3.3. attēls). Pēc Fišera kritērija sakarība $N = 5,99 \cdot \log S - 2,08$ ir būtiska ($F = 202,6$, $p < 0,01$). Sakarība arī būtiska pēc t testa, jo $t = -2,33$, $p < 0,05$) (3.2. tabula).

Regresijas analīzes rezultāti liecina, ka arī starp sugu daudzveidību un upes baseina platību pastāv statistiski būtiskas sakarības. Tāpat arī zivju skaita un biomasas un upes sateces baseina saistību pāru regresija ir būtiska, taču tā izskaidro tikai 15–16% no parametru izkliedes. Analīzes rezultāti apkopoti 3.2. tabulā.

3.2. tabula

Pāru regresijas analīzes rezultāti – sugu skaits, daudzveidība, zivju skaits (log_N) un biomasa (log_B) atkarībā no baseina platības

Parametrs	R^2	Konstante	B	Fišera kritērijs
Sugu skaits	0,51	-2,3, $p < 0,05$	6,1	202,6, $p < 0,01$
Sugu daudzveidība	0,25	0,7, $p < 0,05$	0,4	66,0, $p < 0,01$
Log_N	0,15	1,4, $p < 0,05$	0,2	33,4, $p < 0,01$
Log_B	0,16	2,3, $p < 0,05$	0,2	38,2, $p < 0,01$

Treknrakstā – statistiski būtisku sakarību konstanšu un koeficientu vērtības.

Zivju skaits un biomasa pa ekoloģiskajām grupām un atsevišķām biežāk izplatītajām sugām atkarībā no baseina platības uzrāda dažādas sakarības – gan pozitīvas, gan negatīvas. Ciešākās sakarības konstatētas starp upes sateces baseinu un toleranto zivju sugu

īpatņu skaitu (0,41), bentiskajām zivīm (0,47), eiritopajām zivīm (0,42) un omnivoriem (0,40) (Spīrmena rangu korelācija, $p < 0,01$).

Regresijas analīzes rezultāti liecina, ka pastāv būtiska sakarības starp bentisko zivju skaitu un upes sateces baseina platību. Determinācijas koeficienta R^2 vērtības konstatētas robežās no 0,16 līdz 0,23, kas izskaidro tikai 16–23% no parametru izkliedes (3.3. tabula). Upes sateces baseina platība visvairāk ietekmē toleranto sugu (0,49), bentisko zivju (0,46), eiritopo zivju (0,43) un omnivoru (0,50) biomasu (Spīrmena rangs r , $p < 0,01$).

3.3. tabula

Pāru regresijas analīzes rezultāti – zivju skaits (eks. / 100 m²) ekoloģiskajās grupās atkarībā no baseina platības

Parametrs	R^2	Konstante	B	Fišera kritērijs
Tolerantās zivis	0,20	-0,9, $p > 0,05$	0,4	47,9, $p < 0,01$
Bentiskās zivis	0,23	0,6, $p < 0,05$	0,3	59,7, $p < 0,01$
Eiritopās zivis	0,20	-0,1, $p > 0,05$	0,5	50,0, $p < 0,01$
Omnivori	0,16	0,02, $p > 0,05$	0,4	38,5, $p < 0,01$

Treknrakstā – statistiski būtisku sakarību konstanšu un koeficientu vērtības.

Relatīvais īpatņu skaits lielākai daļai Latvijas upēs biežāk sastopamo sugu upju sateces baseinu grupās mainās statistiski būtiski (4. pielikums). Šis parametrs upju sateces baseinu grupā S konstatēts attiecīgi 59 ± 42 , 92 ± 57 un 119 ± 42 eks. / 100 m² (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$).

Pieaugot upes sateces baseina platībai, statistiski būtiski palielinās ekoloģiski toleranto zivju skaits, kas pēc barošanās veida ir omnivori, bet pēc barošanās vietām pārstāv gan bentiskas zivis, gan zivis, kas barojas ūdens slānī.

Mazajās upēs tikai viena zivju ekoloģiskā grupa – ceļotājzivis – pēc skaita pārsniedz to daudzumu vidējās un lielajās upēs. Šo atšķirību nosaka viena suga – forele ar tās ceļotājformu taimiņu (4. pielikums).

Zivju biomasu lielākajai daļai zivju sugu, izņemot mailīti un vēdzeli, upju sateces baseinu grupās atšķiras būtiski.

Tikai forele pēc biomasas dominē mazākajās upēs salīdzinājumā ar vidējām un lielām upēm. Savukārt tādu zivju sugu kā rauda, sapals, grundulis, pavīķe un viķe biomasu lielākās vērtības sasniedz upēs, kuru sateces baseins pārsniedz 1000 km².

Pieaugot upes sateces baseinam, pieaug ekoloģiski toleranto zivju grupas biomasu un kopējā zivju biomasu. Lielākajās upēs būtiski palielinās zivju visēdāju biomasu. Savukārt reofilo un ceļotājzivju lielākā biomasu novērota mazajās upēs (4. pielikums).

3.2.2. Upes krituma ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Upes kritums ietekmē sugu skaitu, daudzveidību, zivju skaitu un biomasu. Pieaugot upes kritumam, upēs sastopamo zivju sugu skaits un daudzveidība būtiski samazinās, sakarības ir ar negatīvu zīmi, attiecīgi $-0,46$ un $-0,53$.

Determinācijas koeficienta vērtības liecina, ka pāru lineārā regresija izskaidro 22–29% no parametru izkliedes (3.4. tabula).

Pāru regresijas analīzes rezultāti – sugu skaits, daudzveidība, zivju skaits (eks. / 100 m²)
atkarībā no upes krituma

Parametrs	R ²	Konstante	B	Fišera kritērijs
Sugu skaits	0,22	13,8, p < 0,05	-1,1	55,0, p < 0,01
Sugu daudzveidība	0,29	1,7, p < 0,05	-0,1	70,9, p < 0,01

Treknrakstā – statistiski būtisku sakarību konstanšu un koeficientu vērtības.

Saskaņā ar Latvijas upju tipoloģiju ritrāla upēs vidējais kritums > 1 m/km, bet potamāla upēs < 1 m/km. Vidējais sugu skaits ir attiecīgi 10,1 ± 4,6 (n = 55) un 14,2 ± 5,8 (n = 144), šie lielumi atšķiras būtiski (t-tests, p < 0,05). Potamāla upēs konstatētas 37 zivju un 2 nēģu sugas. Dominējošās zivju sugas potamāla upēs ir līdaka (98,2%), bārdainais akmeņgrauzis, rauda (94,5%), asaris (92,7%) un mailīte (90,9%). Ritrāla upēs konstatētas 34 zivju un 2 nēģu sugas. Tikai viena no zivju sugām – bārdainais akmeņgrauzis (95,1%) – sastopama vairāk nekā 90% apsekoto upju.

Vidējā sugu daudzveidība potamāla upēs ir 1,68 ± 0,30. Ritrāla upēs šis rādītājs ir 1,37 ± 0,45. Sugu daudzveidības rādītāji būtiski atšķiras dažādos upju tipos (3.4. tabula).

Vidējais zivju skaits potamāla upēs sasniedz 88,8 ± 47,2 eks. / 100 m², bet ritrāla upēs – 79,6 ± 56,5 eks. / 100 m². Dažādos upju tipos zivju skaits statistiski būtiski neatšķiras (5. pielikums).

Zivju biomasa potamāla upēs ir 1285 ± 683 g / 100 m², bet ritrāla upēs šis rādītājs ir būtiski zemāks 881 ± 753 g / 100 m² (5. pielikums).

Palielinoties upes kritumam, samazinās toleranto (r = -0,51), eiritopo (r = -0,53), fitofilo zivju (r = -0,47) un omnivoru (r = -0,48) skaits.

Potamāla upēs ir būtiski lielāks toleranto zivju sugu – raudas, viķes un asara – īpatņu skaits un būtiski vairāk bentisko zivju, tādu kā grundulis, bārdainais akmeņgrauzis un akmeņgrauzis. Vairāk ir arī to sugu īpatņu, kas uzturas gan strauji, gan lēni tekošos ūdeņos – līdaka, asaris un rauda, kas ir fitofilas sugas. Dominē to zivju sugu pārstāvji, kas veic lokālas vietēja rakstura migrācijas (strauta nēģis, sapals un vēdzele). Savukārt diadromās zivis lielākā skaitā sastopamas ritrāla upēs (taimiņš, lasis un upes nēģis). Potamāla upēs salīdzinoši vairāk ir relatīvi ilgdzīvojošu zivju sugu pārstāvju – līdaku, plaužu, karūsu un liņu – statistiski būtiskas atšķirības konstatētas 9 no 16 analizē izmantotajām zivju ekoloģiskajām grupām (5. pielikums).

Raksturīgi, ka kopējais zivju skaits potamāla un ritrāla upēs būtiski neatšķiras. Taču potamāla upēs ir būtiski lielāks raudu, sapalu, grunduļu, pavīķu, viķu, vēdzeļu, asaru un akmeņgraužu relatīvais skaits, bet ritrāla upēs foreļu vidējais skaits ir aptuveni četras reizes lielāks. Statistiski būtiskas skaita atšķirības potamāla un ritrāla upēs nav novērojamas Latvijas upēs visplašāk izplatītajām un biežāk sastopamajām zivju sugām – mailītei un bārdainajam akmeņgrauzim, kā arī platgalvei (5. pielikums). Šīs sugas pēc skaita veido ap 50% no kopējā zivju skaita.

Toties potamāla un ritrāla upēs būtiski atšķiras zivju biomasa gan pa ekoloģiskajām grupām, gan sugām. Potamāla upēs lielāko zivju biomasas daļu veido ekoloģiski tolerantu sugu pārstāvji – rauda un asaris, savukārt ritrāla upēs pēc biomasas dominē ekoloģiski jutīga suga – forele. Gan bentisko zivju, gan to zivju, kas uzturas ūdens slānī, biomasa,

tāpat kā kopējā zivju biomasa, lielāka ir potamāla upēs. Reofilo sugu (sapals, lašveidīgās zivis, mailīte un bārdainais akmeņgrauzis) zivju biomasa būtiski lielāka ir ritrāla upēs, bet eiritopo (asaris, līdaka, rauda, plaudis) – potamāla ūdenstecēs. Zivis omnivori, kā rauda, sapals, plaudis, un plēsīgās zivis, kā līdaka un vēdzele, pēc biomasas dominē potamāla upēs, bet reofilās formas – ritrāla upēs (5. pielikums).

3.2.3. Zivju sabiedrību struktūra siltūdens un aukstūdens upēs; klimata izmaiņu potenciālā ietekme

Būtisks faktors, kas nosaka zivju izplatību un sastopamību, skaitu un biomasu, ir upes temperatūras režīms. Upes iedalītas siltūdens (ūdens temperatūra jūlijā un augustā > 18 °C) un aukstūdens (ūdens temperatūra jūlijā un augustā < 18 °C) ūdenstecēs (2.2.2. nodaļa). Pavisam kopā siltūdens upēs konstatētas 2 nēģu un 38 zivju sugas, bet aukstūdens upēs – 2 nēģu un 33 zivju sugas. Vidējais sugu skaits aukstūdens upēs ir $9,2 \pm 4,4$, bet siltūdens upēs – $12,9 \pm 5,4$ (3.5. tabula), un skaita atšķirības ir statistiski būtiskas (*t*-tests, $p < 0,05$).

Zivju skaits (eks. / 100 m²) un biomasa (g / 100 m²) korelē ar ūdens temperatūru upē, attiecīgie korelācijas koeficienti ir būtiski 0,34 un 0,47 ($p < 0,01$). Vidējo aritmētisko zivju sabiedrību struktūras parametru salīdzināšanas rezultāti apkopoti 3.5. tabulā.

3.5. tabula

Zivju sabiedrību struktūra aukstūdens un siltūdens upēs

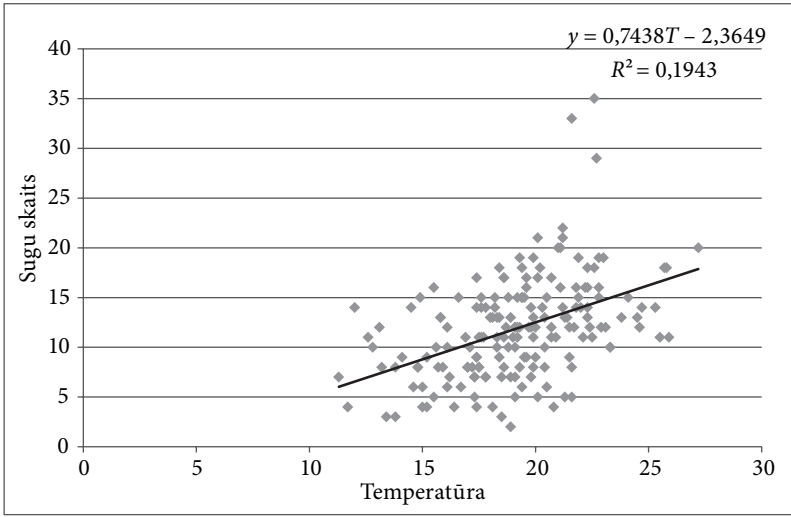
Parametrs	Aukstūdens upes	Siltūdens upes	Atšķirību būtiskums
Sugu skaits	9,2 ± 4,4	12,9 ± 5,4	$p < 0,05$, <i>t</i> -tests
Sugu daudzveidība	1,29 ± 0,45	1,58 ± 0,38	$p < 0,05$, <i>t</i> -tests
Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	69,0 ± 49,3	93,0 ± 55,8	$p < 0,05$, Manna–Vitnija <i>U</i> -tests
Biomasa (g / 100 m ²)	676 ± 441	1254 ± 856	$p < 0,05$, Manna–Vitnija <i>U</i> -tests

Treknrakstā – statistiski būtiska atšķirība.

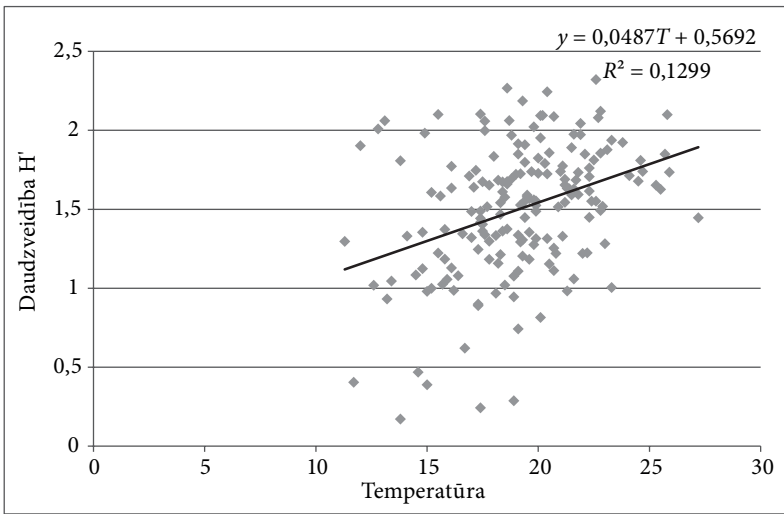
Arī pēc dominējošām sugām zivju sabiedrību sastāvs aukstūdens un siltūdens upēs būtiski atšķiras. Vairāk nekā 90% aukstūdens upju sastopamas foreles, mailītes un bārdainie akmeņgrauži. Savukārt siltūdens upēs visbiežāk sastopamas tādas sugas kā bārdainais akmeņgrauzis (95%), līdaka (93%), rauda un grundulis (90%).

Pāru lineārās regresijas analīze liecina, ka upes temperatūras režīms būtiski ietekmē tajā sastopamo sugu skaitu (3.4. attēls). Determinācijas koeficients izskaidro 19% no sugu skaita izkliedes ($r = 0,66$, $p < 0,01$). Sakarība $N = 0,74 \cdot T - 2,36$ ir būtiska, jo $F = 42,0$, $p < 0,01$ un $t = 6,5$, $p < 0,01$.

Upēs ar zemāku ūdens temperatūru sugu daudzveidība samazinās. Vidējās Šenona sugu daudzveidības indeksa vērtības aukstūdens upēs ir $1,29 \pm 0,45$, bet siltūdens upēs – $1,58 \pm 0,38$, kas atšķiras būtiski (*t*-tests, $p < 0,05$). Temperatūras izmaiņas izskaidro 12% no parametra izkliedes ($R^2 = 0,12$). Sakarība $H' = 0,05 \cdot T + 0,57$ ir būtiska, jo $F = 26,0$, $p < 0,05$ un $t = 5,1$, $p < 0,05$) (3.5. tabula, 3.5. attēls).



3.4. attēls. Zivju un nēģu sugu skaits upēs atkarībā no temperatūras



3.5. attēls. Zivju un nēģu sugu daudzveidība upēs atkarībā no temperatūras

Kopumā gan sugu skaits un daudzveidība (tas ir integrāls sugu skaita un zivju skaita (pa sugām) rādītājs), gan zivju relatīvais skaits un zivju biomasa uz laukuma vienību siltūdens upēs ir būtiski lielāki nekā aukstūdens upēs (3.5. tabula).

Siltūdens upēs biežāk un lielākā skaitā sastopamas tolerantās zivju sugas, kas pēc uzturēšanās vietām ir stāvošu vai lēni tekošu ūdeņu zivis, tās nārsto uz ūdensaugiem. Pēc barošanās tipa tās ir omnivori vai plēšīgas zivju sugas.

Savukārt ekoloģiski jutīgās sugas plašāk pārstāvētas aukstūdens upēs. Diadromās zivis biežāk sastopamas aukstūdens upēs, siltūdens upēs plašāk pārstāvēta potadromo zivju

grupa. Zivis ar nelielu mūža ilgumu vienādi plaši pārstāvētas abās upju grupās, zivis ilgdzīvotājas relatīvi lielākā skaitā sastopamas siltūdens upēs.

Biežāk sastopamo zivju sugu skaits aukstūdens un siltūdens apstākļos lielākoties būtiski atšķiras. Aukstūdens upēs tikai viena zivju suga – forele – skaitliski būtiski pārsniedz šīs sugas īpatņu skaitu siltūdens upēs. Trīs no analizē iekļautajām sugām – mailīte, bārdainais akmeņgrauzis un platgalve – statistiski līdzīgā daudzumā sastopamas gan aukstūdens, gan siltūdens upēs (6. pielikums). Savukārt pārējo zivju sugu īpatņu skaits uz laukuma vienību ievērojami lielāks ir siltūdens upēs.

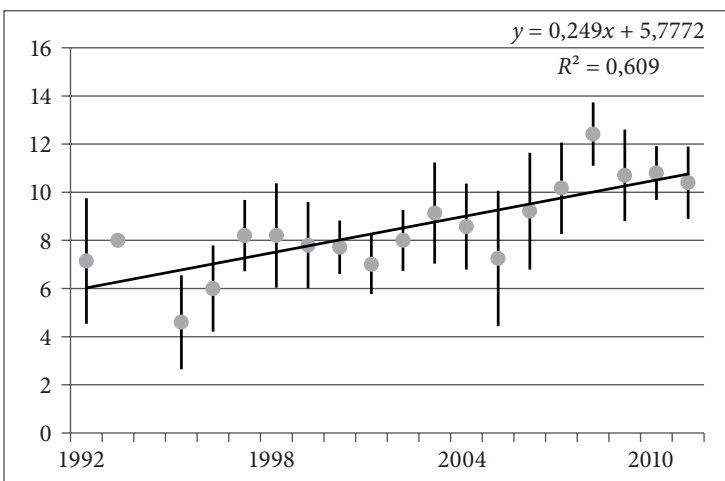
Siltūdens upēs kopējā zivju biomasa ir divreiz lielāka nekā aukstūdens ūdenstecēs. Taču zivju biomasa sugu līmenī siltūdens un aukstūdens upēs ir atšķirīga. Forele pēc biomasas dominē aukstūdens upēs, kur tā veido 30% no zivju biomasas. Siltūdens upju zivju biomasu lielā mērā (ap 75%) veido rauda, līdaka un asaris.

Raksturīgi, ka Latvijā visbiežāk upēs sastopamo zivju, tādu kā bārdainais akmeņgrauzis un mailīte, biomasa dažāda temperatūras režīma upēs būtiski neatšķiras.

Lielākajai daļai biežāk sastopamo sugu biomasa statistiski būtiski atšķiras aukstūdens un siltūdens upēs. Forele dominē aukstūdens upēs, kur tā veido vidēji 30% no zivju biomasas. Siltūdens upēs rauda, līdaka un asaris veido vairāk nekā 50% no vidējās zivju biomasas (6. pielikums).

Lai gan Latvijas zivju fauna ir salīdzinoši jauna, jo tā veidojusies pēc pēdējā ledus laikmeta, dažādos periodos tā mainījusies, mainoties klimatam. Latvijas upju zivju sabiedrības pētītas samērā īsā laika posmā, plašāki pētījumi par visām upēs sastopamajām sugām veikti tikai no 1992. gada. Tomēr iegūtie dati ļauj spriest par izmaiņām, kas, iespējams, saistītas ar klimata maiņu.

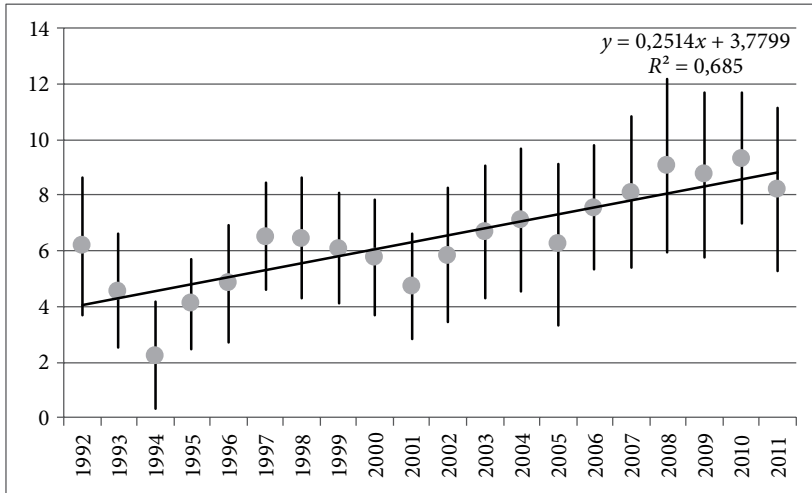
Salacā laika posmā no 1992. līdz 2011. gadam vērojams vienā monitoringa stacijā konstatēto sugu skaita pieaugums (3.6. attēls). Taču vienlaikus pieaudzis arī monitoringa staciju skaits un vienas stacijas platība, tāpēc nevar noteikti apgalvot, ka šis pieaugums ir saistīts ar izmaiņām Salacas ihtiocenožu struktūrā.



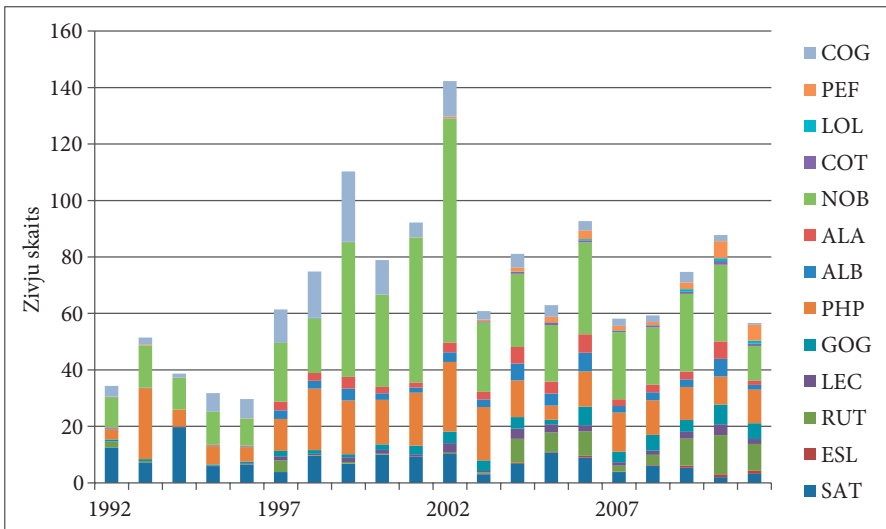
3.6. attēls. Vidējais sugu skaits Salacas monitoringa stacijā (1992–2011)

Pieaudzis monitoringā konstatētais kopējais sugu skaits Salacā, taču arī šīs izmaiņas acīmredzot nosaka monitoringa intensitātes pieaugums.

Tomēr ir tendence pieaugt vidējam sugu skaitam Latvijas upēs kopumā, t. i., arvien vairākās monitoringa stacijās konstatēts lielāks sugu skaits (3.7. attēls).



3.7. attēls. Zivju monitoringā konstatēto sugu skaita izmaiņas Latvijas upēs (1990–2011)



3.8. attēls. Zivju monitoringā biežāk sastopamo sugu skaits uz 100 m² (1992–2011)

Monitoringa rezultāti Latvijas upēs liecina, ka dažu sugu sastopamība (% no apsekotajām vietām) un skaits (eks. / 100 m²) mainās. Taču mainīties ir arī monitoringa apjoms un staciju izvietojums. Tā 90. gados zivju uzskaitē tika veikta tikai laša un taimiņa

nārsta upēs, bet, monitoringa apjomam palielinoties, no 2004. gada tika apsekots vairāk upju un vietu, kur lašveidīgās zivis un ceļotājzivis nav sastopamas. Taču atsevišķu vietējo zivju sugu sastopamība un īpatņu skaita izmaiņas ir stabilas. Kopējais zivju skaits uz 100 m² upju monitoringā laika posmā no 1992. līdz 2011. gadam bijis robežās no 30 līdz 142 eksemplāriem. No tiem lielākā daļa ir tādas sugas kā bārdainais akmeņgrauzis (38%), mailīte (19%), forele (11%) un platgalve (10%). Relatīvā īpatņu skaita samazināšanās konstatēta tādām sugām kā forele, platgalve un mailīte, bet pieaudzis lidaku, raudu, vēdzeļu un asaru daudzums (3.8. attēls). Diemžēl mūsu rīcībā esošās zivju uzskaites datu rindas ir pārāk īsas, lai šo tendenču būtiskumu novērtētu matemātiski.

Salacā un tās pietiekās, kur zivju uzskaitē veikta no 1992. gada, novērojams ekoloģiski tolerantu zivju sugu, kas galvenokārt ir eiritermas sugas, īpatņu skaita pieaugums. Šī tendence novērojama arī Latvijā kopumā, piemēram, salīdzinoši plaši ir izplatījusies sudrabkarūsa un zandarts.

3.2.4. Upes skābekļa režīma ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Skābekļa saturs ūdenī ir zivīm kritisks faktors, sevišķi mērenajā klimatiskajā joslā, pie kuras pieder arī Latvija. Nosacīti upes var iedalīt tādās, kur skābekļa saturs parasti pārsniedz 7 mg/l, un upēs, kur tas regulāri ir mazāks. Upju grupēšanai izmantoti skābekļa mērījumi, kas veikti vasarā zivju uzskaites laikā, kā arī LVĢMA datubāze (2.2.2. nodaļa).

Upēs ($n = 124$), kur skābekļa koncentrācija > 7 mg/l, sugu skaits sasniedz $11,3 \pm 5,9$ un daudzveidība $- 1,41 \pm 0,45$. Ar skābekli nabadzīgākās upēs ($n = 75$) šie rādītāji attiecīgi ir $11,1 \pm 4,0$ un $1,53 \pm 0,40$. Tie neatšķiras būtiski (t -tests, $p > 0,05$).

Skābekļa saturu ūdenī nosaka daudzi faktori, tādi kā upes kritums, temperatūras režīms, fotosintēzes aktivitāte u. c. Daudzfaktoru regresijas analīzes rezultāti liecina, ka 4 faktori – upes sateces baseina platība, kritums, temperatūra un skābekļa saturs ūdenī – nosaka 45% no sugu skaita izkliedes ($R^2 = 0,446$). Daudzfaktoru regresijas modelis ir būtisks ($F = 30,1$, $p < 0,05$) (3.6. tabula).

3.6. tabula

Sugu skaits atkarībā no upes sateces baseina, krituma, temperatūras un skābekļa

Faktors	Standartizētie koeficienti	Stjudenta kritērijs	Būtiskums
Sateces baseins	0,458	6,792	0,000
Kritums	-0,240	-3,599	0,000
Temperatūra	0,129	1,909	0,058
Skābeklis	0,187	2,911	0,004

Treknrakstā – statistiski būtiska atšķirība ($p < 0,05$).

Pieaugot sateces baseina platībai un skābekļa saturam ūdenī, zivju sugu skaits upēs palielinās, bet, pieaugot upes kritumam – samazinās. Skābekļa satura ietekme izskaidro mazāko daļu no zivju sugu skaita variabilitātes upēs (3.6. tabula).

Bioloģisko daudzveidību skābekļa saturs ūdenī statistiski būtiski neietekmē (3.7. tabula). Par upju krituma, baseina platības, temperatūras un skābekļa režīma saistību un to

kompleksu ietekmi uz zivju sabiedrību struktūru liecina daudzfaktoru analīzes rezultāti, kas apkopoti 3.7. apakšnodaļā.

3.7. tabula

Zivju daudzveidība atkarībā no upes sateces baseina, krituma, temperatūras un skābekļa

Faktors	Standartizētie koeficienti	Stjudenta kritērijs	Būtiskums
Sateces baseins	0,076	1,049	0,296
Kritums	-0,345	-4,446	0,000
Temperatūra	0,188	2,285	0,024
Skābeklis	0,098	1,296	0,197

Treknrakstā – statistiski būtiska atšķirība ($p < 0,05$).

Tomēr iespējams salīdzināt atsevišķus zivju sabiedrību parametrus upju grupās ar dažādu skābekļa saturu ūdenī. Upēs, kuru ūdenī regulāri novērojama salīdzinoši mazāka skābekļa koncentrācija, pieaug toleranto, bet samazinās ekoloģiski jutīgo sugu īpatņu skaits. Ekoloģiski jutīgās zivis vienlaikus nārsto uz cieta substrāta, barojas ar bezmugurkaulniekiem, galvenokārt kukaiņiem, un pārstāv lielāko daļu no diadromajām zivīm. Savukārt ekoloģiski tolerantās grupas zivis pārstāv eiritopās un limnofilās formas, kam raksturīga jaukta barošanās, vai tās ir plēsēji, kas nārsto uz ūdensaugiem (7. pielikums).

Līdzīgi kā zivju ekoloģiskās grupas, uz skābekļa režīma izmaiņām upē reaģē arī atsevišķas zivju sugas. Foreles, mailītes un bārdainie akmeņgrauži lielākā skaitā sastopami ritrāla apstākļos, kur skābekļa saturs ūdenī pārsniedz 7 mg/l. Plēsīgās zivju sugas, piemēram, lidaka un vēdzele, lielākā skaitā sastopamas upēs, kur skābekļa saturs ūdenī ir mazāks par 7 mg/l. Īpatnēji, ka paviķe, kas literatūrā minēta kā ekoloģiski jutīga zivju suga, vienlīdz pārstāvēta gan upēs ar augstu, gan zemu skābekļa saturu.

Kopējā zivju biomasa ir būtiski lielāka (~30%) upēs ar zemāku skābekļa saturu. To nosaka ekoloģiski tolerantās zivis, pie kurām pieder lielākā daļa eiritopo zivju. Pēc barošanās tipa šajās upēs dominē omnivori un plēsīgās zivis. Būtiski lielāka biomasa ir potamodromajām zivīm, kamēr diadromās formas dominē upēs ar relatīvi augstu skābekļa saturu (7. pielikums).

Lielāko zivju biomasas daļu upēs ar relatīvi zemāku skābekļa saturu veido rauda, lidaka un asaris, to īpatsvars pēc biomasas ir vairāk nekā 50%. Šo sugu biomasa upēs ar zemāku skābekļa saturu vairāk nekā 2 reizes pārsniedz šo pašu sugu biomasu upēs ar augstu skābekļa koncentrāciju ūdenī. Upēs ar skābekļa saturu > 7 mg/l lielāko zivju biomasas daļu veido ritrāla apstākļos dominējošās sugas – forele ~200 g / 100 m² un bārdainais akmeņgrauzis 146 g / 100 m² (7. pielikums).

3.2.5. Biotopu ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Ritrāla un potamāla biotopi Latvijas upēs atšķiras pēc lokāliem parametriem: strauves ātruma, upes gultnes sastāva, aizauguma, noēnojuma un vidējā dziļuma. To izvietojums upēs ir nevienmērīgs. Ritrāla posmi upēs atrodas vietās, kur tās tek pa augstieņu nogāzēm, un lielāko upju pieteku lejteču posmos, kur tās tek pa senleju nogāzēm. Līdzenumu upēs ritrāla posmi atrodas vietās, kur upes šķērso morēnas.

Ritrāla un potamāla biotopos Latvijas upēs būtiskāk atšķiras parametri, kas ir savstarpēji saistīti. Vidējais kritums upē vai upes posmā lielāks ir ritrāla biotopos. Šiem upju posmiem raksturīgs būtiski mazāks vidējais un lielākais dziļums, bet lielāks upes platums. Attiecīgi būtiski lielāks ir arī straumes ātrums. Potamāla un ritrāla biotopi līdzīgi pārstāvēti gan mazajās, gan lielajās upēs (3.8. tabula).

3.8. tabula

**Hidromorfoloģisko parametru raksturojums potamāla un ritrāla biotopos
zivju parauglaukumos Latvijas upēs**

Parametrs	Ritrāls	Potamāls	Stjūdentā kritērijs	Būtiskums
Baseina platība (km ²)	1981 ± 2598	2032 + 3023	- 0,298	0,766
Baseina platība augšpus zvejas vietas (km ²)	1381 ± 1723	1185 + 1929	1,759	0,079
Upes garums (km)	91 ± 104	95 + 119	-0,529	0,597
Upes garums augšpus zvejas vietas (km)	66 ± 68	54 + 76	2,765	0,006
Vidējais kritums (m/km)	1,72 ± 1,97	1,19 + 0,95	4,871	0,000
Posma vidējais kritums (km)	2,51 ± 2,99	1,20 + 1,80	7,868	0,000
Upes platums zvejas vietā (km)	22,7 ± 21,1	15,4 + 19,7	3,256	0,001
Vidējais dziļums (m)	0,33 ± 0,15	0,50 + 0,27	-8,792	0,000
Lielākais dziļums (m)	0,66 ± 0,37	0,91 + 0,35	-7,888	0,000
Straumes ātrums (m/s)	0,50 ± 0,26	0,13 + 0,10	21,218	0,000

Treknrakstā – būtiskas atšķirības starp parametriem potamāla un ritrāla biotopos (*t*-tests, *p* < 0,05).

Ritrāla biotopiem raksturīga lielāka upes gultnes substrāta heterogenitāte. Tajos dominē ciets upes gultnes substrāts (laukakmeņi, oļi un grants). Savukārt potamāla posmos būtiski palielinās upes gultnes substrāts ar augstāku dispersijas pakāpi – dominē smiltis un dūņas (3.9. tabula).

3.9. tabula

Upes gultnes sastāvs (%) ritrāla un potamāla biotopos Latvijas upēs

Parametrs	Ritrāls	Potamāls	Stjūdentā kritērijs	Būtiskums
Pamatiezis	1,4 ± 10,1	1,3 ± 8,4	0,246	0,806
Laukakmeņi	9,2 ± 11,2	2,9 ± 5,4	8,285	0,000
Oļi	35,1 ± 25,8	13,0 ± 18,1	11,471	0,000
Grants	37,0 ± 26,3	24,6 ± 26,4	5,508	0,000
Smiltis	15,6 ± 20,5	41,8 ± 36,4	-10,482	0,000
Dūņas	1,2 ± 7,4	13,1 ± 28,0	-6,889	0,000
Māls	0,5 ± 5,5	3,1 ± 12,9	-3,170	0,002

Treknrakstā – būtiskas atšķirības (*t*-tests, *p* < 0,05).

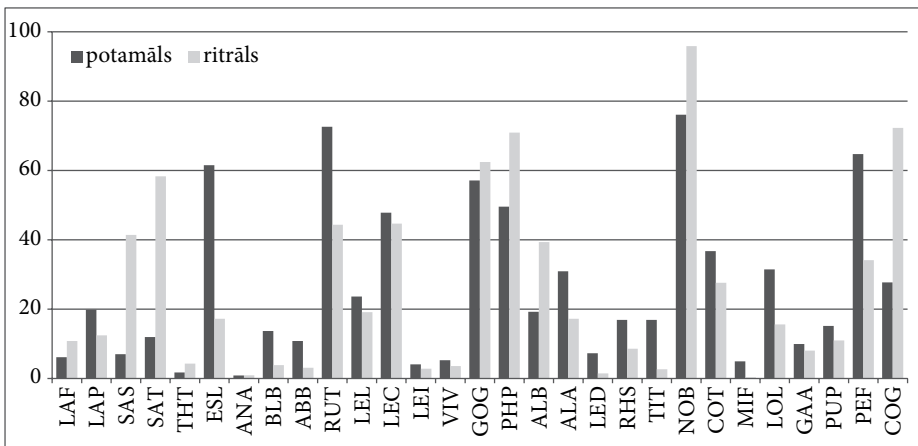
Lauka apstākļos biotopi tiek klasificēti pēc eksperta novērtējuma, taču analīzes rezultāti liecina, ka eksperta novērtējumu iespējams formalizēt. Diskriminantanalīzes rezultāti liecina, ka tādi potamāla un ritrāla biotopu parametri kā upes platums, vidējais un maksimālais dziļums, straumes ātrums un upes vidējais kritums būtiski atšķiras. Potamāla un ritrāla biotopus iespējams klasificēt pēc diskriminācijas funkciju koeficientiem (3.10. tabula). Klasifikācijas rezultātu pārbaude liecina, ka 92,7% biotopu klasifikācija, izmantojot 3.9. tabulā iekļautos biotopu parametrus, veikta pareizi.

3.10. tabula

Diskriminācijas funkciju koeficienti potamāla un ritrāla biotopos

Biotopa parametri	Biotopi	
	Potamāls	Ritrāls
Upes platums	0,01	0,05
Vidējais dziļums	11,92	6,00
Straumes ātrums	2,45	14,54
Vidējais kritums posmā	0,89	1,19
Konstante	-4,40	-7,62

Latvijas upēs potamāla biotopos reģistrētas 37, bet ritrāla – 39 zivju un nēģu sugas. Vidējais sugu skaits ritrāla un potamāla biotopos būtiski neatšķiras ($7,7 \pm 2,9$ un $7,5 \pm 2,9$), bet sugu sastāvs atšķiras būtiski (3.9. attēls).



3.9. attēls. Sugu sastopamība (%) potamāla un ritrāla biotopos

Ritrāla apstākļos biežāk sastopamas tādas zivju sugas kā bārdainais akmeņgrauzis (96%), platgalve (72%), mailīte (71%), grundulis (63%) un forele (58%). Upju potamālā biežāk sastopamās sugas ir bārdainais akmeņgrauzis (76%), rauda (72%), asaris (65%), līdaka (62%) un grundulis (57%) (8. pielikums).

Zivju relatīvais skaits pa sugām būtiski atšķiras potamāla un ritrāla biotopos. Potamāla biotopos pēc skaita dominē zivis, kas sastopamas gan lentiskos, gan lotiskos ūdeņos, tādas

kā lidaka, rauda, sapals un asaris. Savukārt tipisku straujteču sugu īpatņu skaits ritrāla biotopos vairākkārt pārsniedz to skaitu potamālā. Pie tādām zivīm pieder tipiskas mazo upju sugas – forele, mailīte un platgalve, kā arī Latvijā visbiežāk sastopamā zivju suga – bārdainais akmeņgrauzis. Ritrāla biotopos relatīvais zivju skaits ir būtiski lielāks nekā potamālā, attiecīgi 135 ± 102 un 90 ± 75 eks. / 100 m^2 (8. pielikums), tajos dominē sugas, kuru īpatņi ir neliela izmēra.

Zivju skaits ekoloģiskajās grupās potamāla un ritrāla biotopos atšķiras. Vides apstākļiem mainoties no potamāla uz ritrālu, pieaug reofilo zivju daudzums (8. pielikums). Pie tām pieder lielākā daļa ekoloģiski jutīgu zivju sugu, tādas kā lasis, forele un platgalve, un sugas, kas nārsto uz cieta substrāta, – bārdainais akmeņgrauzis un mailīte. Potamāla apstākļos sastopamas eiritopas zivju sugas, pie tām pieder plēsīgās zivis lidaka un vēdzele un ekoloģiski tolerantas zivis – rauda, viķe un stagari (8. pielikums).

Taču ne vienmēr iespējams noteikt precīzu robežu starp potamāla un ritrāla apstākļiem. Vienā zvejas vietā var būt sastopami gan ritrālam, gan potamālam raksturīgi vides elementi, piemēram, garākā upes posmā mainās vietas ar dažādu dziļumu, straumes ātrumu un upes gultnes sastāvu, tādējādi iespējams konstatēt dažādu ekoloģisko grupu un sugu zivis.

Zivju biomasa ekoloģiskajās grupās dažādi reaģē uz potamāla un ritrāla biotopiem raksturīgiem parametriem. Ekoloģiski toleranto sugu īpatņu biomasa pieaug, palielinoties dziļumam. Pieaugot straumes ātrumam, pieaug ekoloģiski jutīgo sugu insektivoru biomasa. Upju potamālā pieaug fitofilo un plēsīgo zivju grupu biomasa. Upes vidējais kritums apzvejojotajā posmā negatīvi korelē ar ekoloģiski toleranto un omnivoru ekoloģisko grupu zivīm. To sugu biomasa, kuru īpatņu dzīves ilgums ir relatīvi garāks, lielāka ir potamāla biotopos (3.11. tabula).

3.11. tabula

Biotopu ietekme uz zivju ekoloģisko grupu biomasu (Spīrmena r^* , $p < 0,01$)

Ekoloģiskā grupa	Biotopu parametri					
	Vidējais dziļums	Lielākais dziļums	Straumes ātrums	Lēntece	Vidējais kritums zvejas vietā	Upes posma vidējais kritums
Tolerantās sugas	0,50	0,51			-0,50	
Jutīgās sugas			0,52			
Eiritopās sugas	0,53	0,50				-0,50
Fitofilās sugas				0,50		
Sugas visēdāji					-0,50	-0,50
Plēsīgās sugas				0,50		
Ilgi dzīvojošās sugas				0,50		

* – iekļauti tikai koeficienti, kuru vērtība = / > 0,5.

Visu ekoloģisko grupu un zivju sugu biomasa potamāla un ritrāla biotopos atšķiras būtiski (8. pielikums).

Potamāla biotopiem raksturīga lielāka ekoloģiski toleranto sugu biomasa, lielāka biomasa zivīm, kas uzturas ūdens slānī. Būtiski lielāka ir eiritopo un limnofilo zivju biomasa.

Pēc barošanās tipa potamālā dominē visēdāji un plēsīgās zivis, vairāk arī zivju, kas ir relatīvas ilgdzīvotājas. Savukārt ritrālam raksturīgas reofilās zivis, kas ir ekoloģiski jutīgas un pēc barošanās tipa ir insektivori. Vidējā zivju biomasā potamāla un ritrāla biotopos atšķiras būtiski. Potamālā tā ir 1315 ± 1175 , bet ritrālā – 1014 ± 776 g / 100 m². Potamāla biotopos ap 75% zivju biomasas veido tādas sugas kā rauda, lidaka, sapals un asaris. Ritrāla biotopos pēc biomasas dominē bārdainais akmeņgrauzis, forele un rauda (8. pielikums).

Nozīmīgs faktors, kas nosaka zivju sabiedrību struktūru, ir noēnojums. Mūsu pētījumā tā intensitāte noteikta 4 gradācijas klasēs, apsekotās vietas attiecībā pret šo faktoru sadalās šādi: 200 : 203 : 106 : 17, t. i., pilnīgi noēnotu vietu datu masīvā bija salīdzinoši maz. Tās ir zivju uzskaites vietas mazākajās upēs ar sateces baseina platību $S < 100$ km².

Būtiski lielāks sugu skaits konstatēts vietās ar mazāku aizēnojuma pakāpi. Šī parametra skaitliskās vērtības dažādās intensitātes aizēnojuma klasēs attiecīgi ir $9,6 \pm 2,7$; $8,7 \pm 2,8$; $7,3 \pm 2,7$; $5,4 \pm 2,1$ (ANOVA, $f = 25,1$, $p = 0,000$; *post-hoc* Tjūkija tests, $p < 0,05$).

Dažādu sugu zivju skaita atšķirības netika novērotas 3. un 4. noēnojuma klasē. Zivju sugas uz noēnojuma intensitāti biotopā reagē dažādi. Rauda, sapals, pavīķe, viķe, grundulis, akmeņgrauzis un asaris lielākā skaitā konstatēti vietās ar mazāku noēnojumu. Divas zivju sugas – akmeņgrauzis un pavīķe – vietās ar pilnīgu noēnojumu nav sastopamas. Pretēji tam mailišu skaits pieaug, palielinoties noēnojumam. Arī foreļu skaits pieaug, palielinoties noēnojumam, taču vislielākais tas ir, ja noēnojuma intensitāte ir vidēja. Kopējais zivju skaits būtiski lielāks ir mazāk noēnotās vietās (9. pielikums).

Visās ekoloģiskajās grupās, kurās novērojamas statistiski būtiskas atšķirības zivju skaita ziņā, tas samazinās, palielinoties noēnojuma intensitātei. Zivju skaits nevienā zivju ekoloģiskajā grupā nepieaug, pieaugot biotopa noēnojuma intensitātei (9. pielikums).

Netika konstatēta statistiski būtiska atšķirība starp sugu biomasu 3. un 4. noēnojuma grupā. Līdz ar noēnojumu biomasā pieaug tikai vienai sugai – mailītei, citām, sevišķi biežāk sastopamām sugām, piemēram, raudai, asarim, lidakai un sapalam, biomasā noēnotos biotopos samazinās pat vairākkārt (9. pielikums).

Visās zivju ekoloģiskajās grupās, kurās novērojams būtiskas zivju biomasas izmaiņas atkarībā no noēnojuma intensitātes klases, biomasā samazinās, pieaugot noēnojumam. Visvairāk samazinās toleranto zivju biomasā – tās pēc barošanās tipa ir visēdāji, un to sekmīgai reprodukcijai būtiski nepieciešami ūdensaugi (9. pielikums).

Nozīmīga ietekme uz zivju sabiedrību struktūru ir upes aizauguma pakāpe. Mūsu pētījumā tā novērtēta pēc aizauguma intensitātes 3 klasēs; apsekotās vietas attiecībā pret šo faktoru sadalās šādi: 41 : 374 : 122.

Sugu skaits, pieaugot upes aizaugumam, kopumā pieaug. Taču būtiski atšķiras biotopi, kuros nav aizauguma. Vidējas un lielas aizauguma pakāpes upju posmi pēc tajos sastopamo sugu skaita ir līdzīgi. Arī zivju relatīvais skaits būtiski mazāks ir upju posmos bez aizauguma (3.12. tabula).

Tikai divas zivju sugas – vēdzele un bārdainais akmeņgrauzis – pēc īpatņu skaita būtiski neatšķiras dažādās upes aizauguma klasēs. Foreļu un mailišu skaits, pieaugot aizaugumam, būtiski samazinās, bet lidaku, raudu, grunduļu, pavīķu, viķu un asaru skaits – palielinās. Kopējais zivju skaits būtiski mazāks ir upju posmos bez aizauguma (10. pielikums).

Aizaugumam palielinoties, būtiski pieaug zivju skaits ekoloģiski toleranto zivju grupā, kas ir ierītopas pēc uzturēšanās vietām, nārsto uz ūdensaugiem un ir visēdāji. Vienlaikus samazinās tālu migrējošo zivju īpatņu skaits, bet palielinās potadromo zivju daudzums.

3.12. tabula

**Zivju sabiedrību struktūras parametri (sugu skaits, zivju skaits un biomasa)
atkarībā no upes posma aizauguma pakāpes**

Parametrs	Upes posma aizauguma pakāpe		
	1 (<i>n</i> = 41)	2 (<i>n</i> = 374)	3 (<i>n</i> = 122)
Sugu skaits	6,5 ± 3,0 ^{2,3}	8,7 ± 2,9 ¹	9,0 ± 2,9 ¹
Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	80 ± 59 ^{II,III}	110 ± 80 ^I	124 ± 92 ^I
Biomasa (g / 100 m ²)	677 ± 547 ^{II,III}	1154 ± 898 ^{I,III}	1706 ± 1333 ^{I,II}

^{1, 2, 3} – būtiskas atšķirības sugu skaitam pa upju posmiem ar dažādu aizauguma pakāpi (ANOVA, $f = 11,97$, $p = 0,000$);

^{I, II, III} – būtiskas atšķirības zivju skaitam un biomasai pa upju posmiem ar dažādu aizauguma pakāpi (Manna–Vitnija *U*-tests, $p < 0,05$).

Lielākajai daļai sugu biomasa atkarībā no upes posma aizauguma pakāpes mainās būtiski. Ekoloģiski tolerantām formām – lidakai, raudai, sapalam, viķei un asarim – tā vairākkārt pieaug, bet izteikti samazinās foreles un mailītes biomasa.

Aizauguma ietekmē palielinās toleranto sugu biomasa, kas ir eiritopas vai limnofilas, nārsto uz augiem un ir visēdāji vai plēsīgas zivis. Pieaug arī potadromo zivju biomasa, bet isto ceļotājzivju daudzums samazinās (10. pielikums).

Rezultāti liecina, ka lielākā daļa biotopu vides faktoru ir savstarpēji saistīti. Piemēram, aizņojuma rezultātā samazinās upes aizauguma pakāpe. Mazāks noēnojums raksturīgs platākām, tātad lielākām upēm ar lielāku sateces baseina platību. Ar DCA analizētas 540 zivju ķeršanas vietas (biotopi), ordinācijai izmantojot zivju relatīvo skaitu ($\log = n + 1$) formātā 36 sugām. Analīzes rezultāti liecina, ka I ass izskaidro 39% no mainīgā izkļiedes, II ass – 20%, bet III ass – 13% (3.13. tabula).

3.13. tabula

**Biotopu parametru un zivju ekoloģisko grupu mijiedarbība* ar ordinācijas asīm
(*R* – Pīrsona, *T* – Kendala korelācijas koeficienti, $p < 0,01$)**

Faktori	I ass		II ass		III ass	
	<i>R</i>	<i>T</i>	<i>R</i>	<i>T</i>	<i>R</i>	<i>T</i>
Vid. dziļums	0,53					
Maks. dziļums	0,50					
Vid. platums			-0,55	-0,52		
Vid. kritums	-0,50					
Baseina platība			-0,54	-0,53		
Att. augštece			-0,50	-0,52		
Jutīgās sugas			-0,50	-0,50		
Tolerantās sugas	0,60	0,63				
Eiritopās sugas	0,62	0,67				
Litofilās sugas	-0,50					
Visēdājas sugas	0,54	0,54				
Kukaiņēdājas sugas			-0,50	-0,50		
Plēsīgās sugas					-0,50	

* – iekļauti tikai koeficienti, kuru vērtība = / > 0,5.

Ar I ordinācijas asi pozitīva korelācija ir upes dziļumam, bet negatīva – vidējam kritumam, t. i., potamāla apstākļiem lielākajās un vidējās upēs. Pozitīvi ar I asi korelē potamāla apstākļiem lielajām upēm raksturīgās zivju ekoloģiskās grupas – tolerantās sugas, eiritopās sugas un omnivori, bet negatīvi – mazajām ritrāla upēm tipiskās litofilās sugas. Savukārt II ordinācijas ass negatīvi korelē ar upes baseina platību, upes platumu un attālumu no upes augšteces. Abi pēdējie faktori pieaug, palielinoties upes sateces baseina platībai. Pieaugot II ordinācijas ass vērtībām, samazinās ekoloģiski jutīgo zivju sugu grupas un insektivoru īpatņu skaits. III ordinācijas ass korelē tikai ar plēsīgo zivju ekoloģisko grupu. Latvijas upēs tajā ietilpst galvenokārt līdaka un vēdzele (3.14. tabula). Faktiski I ordinācijas asi var uzskatīt par potamāla asi, bet II – par mazo upju asi.

3.14. tabula

Zivju skaita pa sugām ($\log(n + 1)$) korelācija* ar ordinācijas asīm
(R – Pīrsona; T – Kendala korelācijas koeficienti, $p < 0,01$)

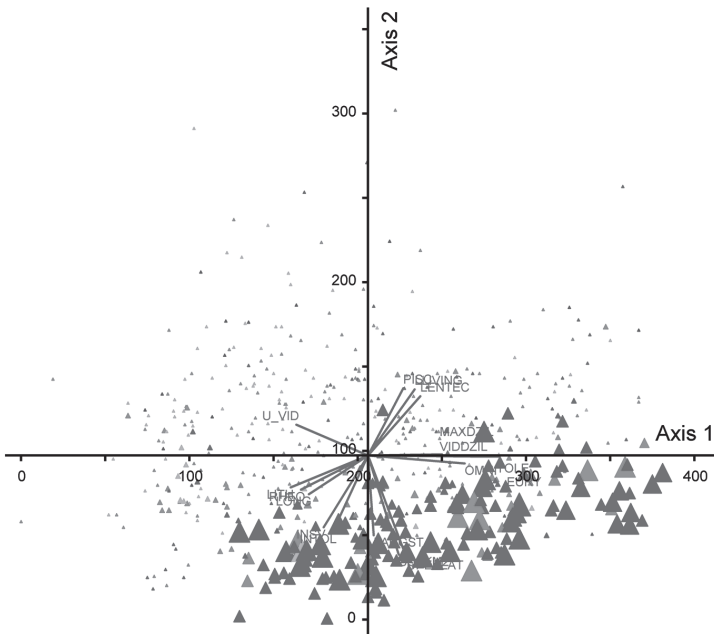
Sugas	I ass		II ass		III ass	
	R	T	R	T	R	T
Forele	-0,65	-0,53				
Lasis			-0,55	-0,52		
Līdaka	0,53					
Rauda	0,69	0,55				
Paviķe			-0,51			
Mailīte	-0,51				0,50	
Bārdainais akmengrauzis	-0,58					
Asaris	0,74	0,59				
Vēdzele					-0,50	

* – iekļauti tikai koeficienti, kuru vērtība = / > 0,5.

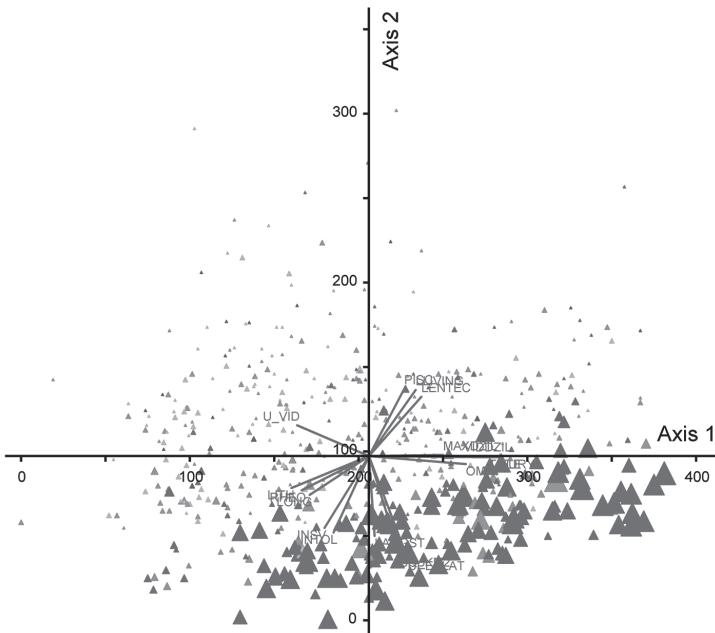
Ar I ordinācijas asi negatīvi korelē mazajām upēm raksturīgās zivis – forele un mailīte, kā arī bārdainais akmengrauzis, kas ir tipiska ritrāla zivju suga. Savukārt ar II asi negatīvi korelē sugas, kas tipiskas lielākajām upēm, – lasis un paviķe. Ar III ordinācijas asi pozitīvi korelē mailīte, kas lielākā daudzumā un biežāk sastopama ritrāla apstākļos, bet negatīvi – vēdzele, kas uzturas lēni tekošos upju posmos (3.14. tabula). Šo zivju daudzums būtiski atšķiras atkarībā no skābekļa apstākļiem upēs. Mailīšu skaits pieaug upju grupā ar $O_2 > 7 \text{ mg/l}$, pretēji tam vēdzeļu skaits lielāks ir upēs ar skābekļa saturu $< 7 \text{ mg/l}$.

Zivju uzskaites parauglaukumi pēc potamāla un ritrāla tipiemi attiecīgi sadalās pa kvadrantiem I un II, III un IV. Parauglaukumi lielākajās upēs izvietojas galvenokārt II un III kvadrantā. 3.10. attēlā redzams, ka, pieaugot upes kritumam, pieaug reofilo un litofilo grupu zivju daudzums. Savukārt lēnteču biotopos, pieaugot upes dziļumam un platumam, palielinās toleranto un eiritopo zivju skaits – tās ir visēdāji vai plēsīgās sugas.

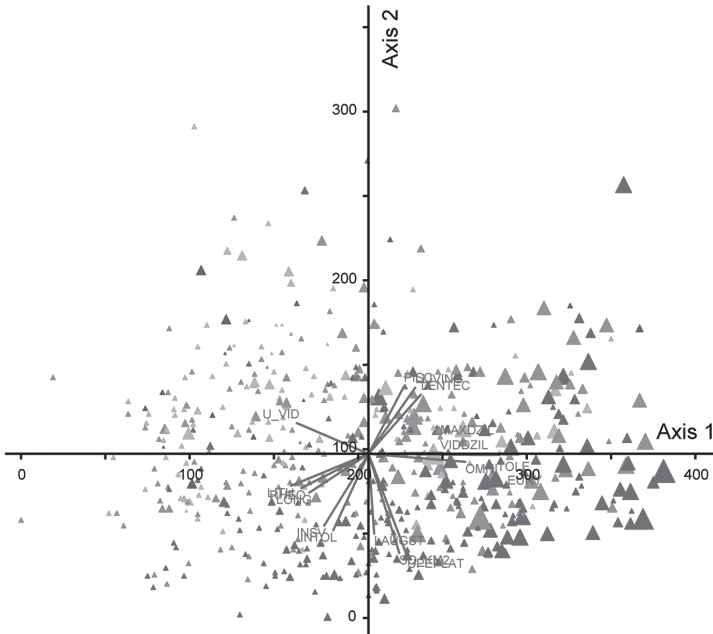
3.10., 3.11. un 3.12. attēlā redzama ekoloģisko faktoru savstarpējā saistība biotopos. Zivju uzskaites vietas pēc upes baseina platības augšpus parauglaukuma (SQ) un upes platumu grupējas II un III kvadrantā. Savukārt parauglaukumi ar lielāko dziļumu nedaudz vairāk novirzīti I ass pieauguma virzienā I un II kvadrantā, t. i., atbilst potamāla apstākļiem lielās un vidējās upēs.



3.10. attēls. Zivju uzskaites vietu (biotopu) ordinācijas rezultāti. Lielākie marķieri atbilst zivju uzskaites parauglaukumiem lielajās upēs



3.11. attēls. Zivju uzskaites vietu (biotopu) ordinācijas rezultāti. Lielākie marķieri atbilst zivju uzskaites parauglaukumiem vietās ar lielāku upes platumu



3.12. attēls. Zivju uzskaites vietu (biotopu) ordinācijas rezultāti. Lielākie marķieri atbilst zivju uzskaites parauglaukumiem vietās ar lielāku dziļumu

3.3. Dabisko faktoru kompleksa ietekme

3.2. nodaļā veiktā analīze liecina, ka kopējo zivju sugu skaitu un daudzveidību, zivju sugu skaitu un biomasu, t. sk. arī ekoloģiskajās grupās, ietekmē vides faktori, kas saistīti ar upes morfoloģiju (sateces baseina platība un kritums), upes temperatūras un skābekļa režīms. Liela nozīme ir arī vietēja rakstura faktoriem, tādiem kā upes dziļums un platums un attālums no upes augšteces. Galvenie morfoloģiskie rādītāji un temperatūras režīms ir savstarpēji saistīti. Par to liecina samērā augstas Spīrmena rangu korelācijas koeficientu vērtības (3.15. tabula).

3.15. tabula

Pirsona rangu korelācijas koeficientu vērtības $p < 0,01$ upju parametriem ($n = 199$)

Parametrs	Upes garums (L)	Vidējais kritums (Kr)	Baseina platība (S)	Temperatūra vasarā* (T)	Skābeklis ¹ (O ₂)
Upes garums	1	-0,34	0,82	0,38	
Kritums		1	-0,25	-0,43	0,35
Baseina platība			1	0,36	
Temperatūra vasarā				1	-0,23
Skābeklis					1

* – ūdens temperatūra un skābeklis mērīti zivju ķeršanas laikā jūlijā–augustā.

Latvijas upes ir līdzenumu upes, lielāko upju kritums ir salīdzinoši neliels. Ūdens temperatūra tajās ir augstāka, tāpēc tā negatīvi korelē ar vidējo kritumu, bet pozitīvi – ar sateces baseina platību.

Zivju dzīvī kritisks faktors ir skābekļa saturs ūdenī. Taču šis parametrs Latvijas upēs vismazāk saistīts ar upes morfoloģiskajiem parametriem un temperatūras režīmu. Skābekļa saturu ūdenī būtiski ietekmē upes vidējais kritums un ūdens temperatūra, taču sakarības nav ciešas. Acīmredzot skābekļa saturu ūdenī vairāk nosaka vēl citi faktori.

Principiālo komponentu analīze (PCA) liecina, ka 3 komponentes dod 84% no upju raksturošanā izmantoto parametru izkliedes. Vienā komponentē apvienoti upes garums un baseina platība, otrā – temperatūra un vidējais kritums, trešajā – skābeklis (3.16. tabula).

3.16. tabula

Komponentu īpatsvars upju raksturošanai izmantotajos parametros

Parametrs	I komponente	II komponente	III komponente
Baseina platība	0,944		
Upes garums	0,932		
Temperatūra vasarā		0,874	
Kritums		-0,731	
Skābeklis			0,965

Pirmā komponente izskaidro 43% no parametru izkliedes, bet otrā un trešā attiecīgi 24 un 17%. Zivju sabiedrību parametru sugu skaits un daudzveidība, zivju skaits un biomasas korelācijas koeficientu vērtības ar komponentēm apkopotas 3.17. tabulā.

3.17. tabula

Zivju sabiedrību parametru un PCA komponentu korelācijas koeficientu vērtības (iekļautas tikai korelācijas, kas būtiskas ar $p < 0,01$)

Parametrs	I komponente	II komponente	III komponente
Sugu skaits	0,36	0,53	
Daudzveidība		0,41	
Zivju skaits	0,24	0,35	
Biomasas		0,44	

Zivju sabiedrību parametri korelē galvenokārt ar II komponenti. Rezultāti ir līdzīgi tiem, kādi iegūti, veicot atsevišķu faktoru ietekmes analīzi. Pieaugot upes ūdens temperatūrai un samazinoties upes kritumam (3.17. tabula), pieaug sugu skaits un zivju skaits (tie raksturo daudzveidību) un zivju biomasas. I komponente faktiski raksturo upes sateces baseina platības ietekmi uz sugu skaitu upē un relatīvo zivju skaitu. PCA III būtiski neietekmē sugu un zivju skaitu, daudzveidību un zivju biomasas. To acīmredzot nosaka mūsu rīcībā esošo datu struktūra, kas liecina, ka lielākajā daļā Latvijas upju skābekļa daudzums ir pietiekams zivju bioloģiskajām prasībām, t. i., nav limitējošs faktors zivīm (3.6., 3.7. tabula).

Zivju skaits (*N*) un biomasa (*B*) pa sugām un ekoloģiskajām grupām un sugām saistībā ar PCA komponentēm (iekļautas tikai korelācijas $\geq 0,50$)

Parametrs	I komponente	II komponente	III komponente
Tolerantās_N		0,50	
Visēdājas_N		0,50	
Tolerantās_B		0,51	
Eiritopās_B		0,51	
Fitofilās_B		0,50	
Visēdājas_B		0,54	
Līdaka_B		0,50	
Rauda_B		0,56	
Paviķe_N	0,50		
Rauda_N		0,55	

Būtiskāk upes vidējais kritums un temperatūra ietekmē ekoloģiski tolerantās zivju sugas, kuru īpatņu skaitam un biomasai ir tendence pieaugt, samazinoties upes kritumam un pieaugot ūdens temperatūrai. Upes temperatūras režīms būtiski ietekmē līdaku biomasu un raudu skaitu un biomasu. Savukārt I komponente korelē ar paviķu, kas ir tipiska lielāku un vidēju upju zivs, relatīvo skaitu. III komponente ne zivju skaitu, ne biomasu neietekmē.

Rezultāti liecina, ka, no vienas puses, zivju sabiedrību struktūru upē nosaka divas pre-tēju faktoru grupas:

- 1) pieaugot upes sateces baseina platībai un upes garumam, palielinās sugu skaits un relatīvais zivju skaits upē;
- 2) upes kritums un temperatūras režīms ietekmē visus galvenos zivju sabiedrību parametrus – gan sugu skaitu un daudzveidību, gan zivju skaitu un biomasu. Skābekļa ietekme ir nebūtiska (3.17., 3.18. tabula).

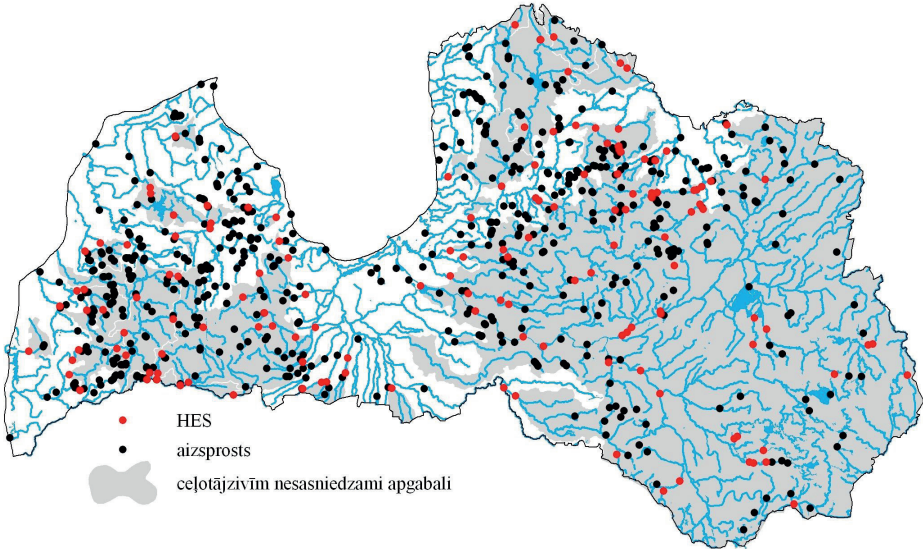
Dati par dabisko faktoru ietekmi uz zivju sabiedrību struktūras parametriem apkopoti 23. pielikumā.

3.4. Antropogēnās ietekmes faktori

3.4.1. Antropogēno šķēršļu, ūdenskrātuvju un ezeru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Antropogēnas izcelsmes šķēršļi upēs tiek uzskatīti par vienu no svarīgākajiem faktoriem, kas ietekmē zivju sabiedrību struktūru. Antropogēnie šķēršļi – HES aizsprosti, dzirnavu aizsprosti, diķu vai zivju diķu līmeņa uzturēšanai paredzētie aizsprosti – izbūvēti 386 upēs. Izmantojot kartogrāfisko materiālu, konstatēts, ka Latvijas upēs 2012. gadā ir vismaz 705 aizsprosti un mākslīgas ūdenstilpes (atsevišķas no tām periodiski var būt nolaistas). Reālais aizsprostu skaits acīmredzot ir lielāks, jo tika reģistrētas tikai tās mākslīgās ūdenstilpes, kam ir nosaukumi vai kuras ir izveidotas uz upēm, kam ir nosaukumi.

Ņemot vērā, ka kopējais upju skaits ar nosaukumiem Latvijā ir vismaz 2700, aizsprosti ir vismaz 14% Latvijas upju. Taču upe var būt nepieejama ceļotājtīvēm arī tad, ja aizsprosti ir izbūvēti zemāk – upē, kurā tā ietek vai pie kuras baseina tā pieder (3.13. attēls).



3.13. attēls. Antropogēno šķēršļu izvietojums Latvijas upēs

HES aizsprostu ietekme uz upju zivju sabiedrībām jāvērtē no vairākiem aspektiem, jo tā ir kompleksa. Parasti aizsprosti ir šķērslis zivju migrāciju ceļos, taču HES, kas strādā ūdens uzkrāšanas režīmā, maina upes hidroloģisko režīmu un var ietekmēt ūdens temperatūru upē un skābekļa režīmu. Faktiski iespējams nodalīt 3 upju kategorijas atkarībā no aizsprostu izvietojuma. Upju kategorijas „aizsprosts baseinā lejpus” nozīmē, ka upe ceļotājtīvēm nav pieejama parasti vismaz vairākas desmitgades. Upju kategorija „aizsprosts tieši upē” nozīmē, ka daļa upes var būt pieejama ceļotājtīvēm. Kategorija „aizsprostu nav” nozīmē, ka ne baseinā, ne tieši upē nav šķēršļu zivju migrācijai. Dati par aizsprostiem analizē izmantotajās upēs apkopoti 3.19. tabulā.

3.19. tabula

Antropogēnie šķēršļi Latvijas upēs

Aizsprostu izvietojums	Upju skaits	No tām ar HES
Baseinā lejpus	75	24
Tieši upē, daļa upes pieejama ceļotājtīvēm	58	37
Tieši upē, upe nav pieejama ceļotājtīvēm	33	20
Nav aizsprostu ne baseinā, ne upē	66	0

Upēs, kas nav pieejamas ceļotājtīvēm, konstatētas 33 sugas, bet upēs, kas ir pilnībā vai daļēji pieejamas diadromajām sugām – 38 sugas. Tomēr vidējais sugu skaits un daudzveidība šajās upju grupās būtiski neatšķiras (3.20. tabula).

Izrādījās, ka upēs ar aizsprostiem gan vidējais sugu skaits, gan daudzveidība ir būtiski lielāki nekā upēs, kur nav neviena aizsprosta (t -tests, $p > 0,05$). Attiecīgie rādītāji pa upju grupām ir $13,0 \pm 4,7$, $9,8 \pm 5,3$ un $1,58 \pm 0,33$, $1,35 \pm 0,48$ (t -tests, $p < 0,05$).

3.20. tabula

Zivju sabiedrību parametri upēs ar šķēršļiem, ūdenskrātuvēm un ezeriem

Parametrs	Antropogēnie šķēršļi					Ezeri un ūdenskrātuves uz upēm	
	Nav pieejama ceļotājzivīm	Ir pieejama ceļotājzivīm	Nav antropogēnu šķēršļu	Ir antropogēni šķēršļi (1–9)	Nav antropogēnu šķēršļu ne upē, ne baseinā	Ir ezeri un ūdenskrātuves	Nav ezeru un ūdenskrātuvju
	$n = 75$	$n = 124$	$n = 94$	$n = 105$	$n = 66$	$n = 143$	$n = 56$
Sugu skaits	33	38	37	39	36	40	32
Vidējais sugu skaits	$10,6 \pm 3,9$	$11,2 \pm 5,3$	$9,8 \pm 5,6$	$12,5 \pm 4,6$	$10,2 \pm 6,5$	$12,3 \pm 5,1$	$8,6 \pm 4,7$
Sugu daudzveidība	$1,48 \pm 0,40$	$1,45 \pm 0,44$	$1,34 \pm 0,50$	$1,55 \pm 0,34$	$1,31 \pm 0,53$	$1,51 \pm 0,39$	$1,31 \pm 0,51$

Treknrakstā – statistiski būtiskas atšķirības (t -tests, $p < 0,05$).

Upēs, kur nav neviena antropogēnā šķēršļa (ne pašā upē, ne upes baseinā lejpus tās), konstatētas 36 zivju sugas, bet upēs, uz kurām izveidotas mākslīgas ūdenskrātuves vai kuras tek cauri ezeriem, konstatēts vislielākais sugu skaits – 40. Arī vidējais zivju sugu skaits un daudzveidība šajās upēs ir līdzīgi kā upēs, kas pieejamas ceļotājzivīm (11. pielikums). Sugu skaits un daudzveidība pozitīvi korelē ar šķēršļu skaitu upē un HES aizsprostu skaitu upē. Attiecīgie Spirmena rangu korelācijas koeficienti ir 0,31, 0,32 un 0,21, 0,27 (būtiski, ja $p < 0,01$).

Vismazākais zivju sugu skaits un daudzveidība konstatēti upēs, kur nav ne mākslīgu ūdenskrātuvju, ne dabisku ezeru. Šajā upju grupā vidēji konstatētas $8,6 \pm 4,7$ sugas, bet daudzveidība ir tikai $1,31 \pm 0,51$. Upēs, uz kurām atrodas ūdenskrātuves vai kuras tek caur ezeriem, šie rādītāji ir būtiski lielāki, attiecīgi $12,3 \pm 5,1$ un $1,51 \pm 0,39$ (t -tests, $p < 0,05$).

Sugu sastopamība apsekotajās upēs ir dažāda. Plašāk izplatītās sugas, tādas kā bārdainais akmeņgrauzis un mailīte, ar līdzīgu varbūtību sastopamas visās upju grupās. Līdaka un vēdzele biežāk sastopamas upēs ar antropogēniem šķēršļiem. Forele biežāk sastopama upēs, kas kaut daļēji ir pieejamas ceļotājzivīm, jo upju zivju sabiedrībās to pārstāv divas ekoloģiskās formas – migrējošā un nemigrējošā forma.

Upēs ar šķēršļiem, kā arī upēs, kas tek cauri ezeriem, ir būtiski lielāks vidējais zivju skaits uz laukuma vienību (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$) (12. pielikums). Tāds pats efekts novērojams upēs, kas tek cauri ezeriem.

Diadromajām sugām pieejamās upēs būtiski lielākā skaitā sastopama forele (abas tās ekoloģiskās formas – strauta forele un taimiņš). Savukārt upēs, kuras ceļotājzivīm nav pieejamas, līdaku un vēdzeļu skaits uz laukuma vienību ir būtiski lielāks

(12. pielikums). Upēs ar šķēršļiem būtiski lielāks zivju skaits konstatēts deviņām no visbiežāk sastopamajām sugām. Līdzīgi šai upju grupai upēs, kas tek cauri ezeriem vai uz kurām ierīkotas mākslīgas ūdenskrātuves, gan kopējais zivju skaits, gan biežāk sastopamo sugu skaits ir būtiski lielāks nekā upēs, kurās nav ezeru vai ūdenskrātuvju (12. pielikums).

Palielinoties šķēršļu skaitam, upēs pieaug raudu, grunduļu un akmeņgraužu skaits (12. pielikums). Būtiski pieaug arī zivju biomasa.

Vidējā zivju biomasa ir lielāka upēs ar šķēršļiem un upēs, kas tek cauri ezeriem vai mākslīgām ūdenskrātuvēm. To nosaka eiritopo zivju grupa. Pie šīs sugu grupas pieder tādas plaši izplatītas un bieži sastopamas zivis kā plaudis, plicis, līdaka, vēdzele, asaris, viķe un rauda.

Savukārt zivju biomasa upēs, kas pieejamas diadromajām sugām, statistiski būtiski neatšķiras no upēm, kas baseinā bloķētas ar aizsprostiem. Šie rezultāti saskan ar rezultātiem, kas iegūti, analizējot datus par zivju skaitu. Izņēmums ir tikai forele ar abām ekoloģiskajām grupām, kas ir viena no dominējošām sugām pēc biomasas upēs bez šķēršļiem baseinā, t. i., upēs, kas pieejamas diadromajām sugām (13. pielikums).

3.4.2. Morfoloģisko pārveidojumu (upju iztaisnošanas) ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Morfoloģiskie pārveidojumi upēs novērtēti procentos pēc to pakāpes, t. i., atkarībā no pārveidotā kopējā upes garuma. Izmantotajā datu kopā upes sadalītas pēc antropogēnās ietekmes intensitātes, kas izteikta procentos no iztaisnotā upes kopgaruma un sadalīta 5 klasēs, tām piešķirot rangu vērtības no 1 līdz 5 (3.21. tabula).

3.21. tabula

Apsēkoto upju iedalījums pēc morfoloģisko pārveidojumu pakāpes (% no upes kopgaruma)

Antropogēno pārveidojumu intensitāte	Rangs	Upju skaits
0	1	41
< 25%	2	48
25 > ; < 50%	3	43
50 > ; < 75%	4	30
> 75%	5	37

No apsekotajām 199 upēm 89 upes atbilst morfoloģiski mazpārveidotu upju kategorijai, iztaisnoto posmu garums ir robežās no 0 līdz 25% no to garuma. Savukārt cilvēka darbības ietekmētas, būtiski pārveidotas ir 67 upes, to pārveidoto posmu garums ir lielāks par 50%.

Salīdzinot sugu skaitu un bioloģisko daudzveidību upēs, kuras pārveidotas ar dažādu intensitāti, konstatējam, ka nav iespējams nošķirt tendences, kas liecinātu par sugu skaita vai bioloģiskās daudzveidības būtisku samazināšanos regulētās upēs kopumā. Tikai starp 3. un 5. morfoloģisko pārveidojumu klasi konstatētas statistiski būtiskas atšķirības zivju sugu skaita un daudzveidības ziņā (3.22. tabula).

Tomēr morfoloģisko pārveidojumu ietekmes sīkāka analīze potamāla–ritrāla un silt-ūdens–aukstūdens upju grupās liecina, ka tie ietekmē gan sugu skaitu, gan daudzveidību.

3.22. tabula

**Sugu skaits un bioloģiskā daudzveidība upēs ($n = 199$)
ar dažādu morfoloģisko pārveidojumu pakāpi**

Hidromorfoloģisko pārveidojumu intensitāte	Sugu skaits	Daudzveidība
1	0%	11,0 ± 7,1
2	> 0% < 25%	11,8 ± 5,7
3	> 25% < 50%	12,6 ± 3,8
4	> 50% < 75%	9,4 ± 4,0
5	< 75%	11,2 ± 5,3

Treknrakstā – statistiski būtiskas atšķirības pa antropogēno pārveidojumu intensitātes klasēm (ANOVA, *post-hoc* Tjūkija tests, $p < 0,05$).

Potamāla upēs novērojama sugu skaita samazināšanās, pieaugot morfoloģisko pārveidojumu intensitātei, taču statistiski būtiski atšķiras tikai 1. un 5. klases upes (3.23. tabula).

3.23. tabula

**Sugu skaits un bioloģiskā daudzveidība potamāla upēs ($n = 55$)
dažādās morfoloģisko pārveidojumu klasēs**

Antropogēno pārveidojumu intensitāte	Sugu skaits	Daudzveidība
1	0%	19,4 ± 8,9
2	> 0% < 25%	16,7 ± 7,3
3	> 25% < 50%	14,0 ± 3,2
4	> 50% < 75%	13,0 ± 3,8
5	< 75%	10,9 ± 3,3

Treknrakstā – statistiski būtiskas atšķirības pa antropogēno pārveidojumu intensitātes klasēm (ANOVA, *post-hoc* Tjūkija tests, $p < 0,05$).

Savukārt ritrāla tipa upēs novērojama sugu skaita palielināšanās pie vidējas morfoloģisko pārveidojumu intensitātes (3. klase) un būtiska samazināšanās, kad pārveidoti vairāk nekā 75% no upes garuma (3.24. tabula).

3.24. tabula

**Sugu skaits un daudzveidība ritrāla upēs ($n = 144$)
dažādās morfoloģisko pārveidojumu klasēs**

Antropogēno pārveidojumu intensitāte	Sugu skaits	Daudzveidība
1	0%	9,0 ± 4,9
2	> 0% < 25%	10,6 ± 4,7
3	> 25% < 50%	12,0 ± 4,0
4	> 50% < 75%	10,0 ± 4,2
5	< 75%	8,4 ± 4,1

Treknrakstā – statistiski būtiskas atšķirības pa antropogēno pārveidojumu intensitātes klasēm (ANOVA, *post-hoc* Tjūkija tests, $p < 0,05$).

Aukstūdens upēs sugu skaits pieaug, pieaugot morfoloģisko pārveidojumu intensitātei salīdzinājumā ar morfoloģiski mazāk pārveidoto upju grupu (3.25. tabula).

3.25. tabula

**Sugu skaits un daudzveidība aukstūdens upēs ($n = 90$)
pa dažādām morfoloģisko pārveidojumu klasēm**

Antropogēno pārveidojumu intensitāte		Sugu skaits	Daudzveidība
1	0%	7,9 ± 4,1	1,21 ± 0,49
2	> 0% < 25%	9,3 ± 4,1	1,28 ± 0,48
3	> 25% < 50%	11,9 ± 5,0	1,45 ± 0,39
4	> 50% < 75%	9,2 ± 4,2	1,36 ± 0,35
5	< 75%	8,6 ± 4,3	1,32 ± 0,51

Treknrakstā – statistiski būtiskas atšķirības pa antropogēno pārveidojumu intensitātes klasēm (ANOVA, *post-hoc* Tjūkija tests, $p < 0,05$).

Siltūdens upēs, līdzīgi kā potamāla upēs, pieaugot antropogēnās iedarbības intensitātei, sugu skaits samazinās no 16,3 ± 8,1 nepārveidotās upēs līdz 9,8 ± 3,8 sugām upēs, kuras pārveidotas visā tecējumā. Bioloģiskās daudzveidības indekss H' statistiski būtiski neatšķiras (3.26. tabula).

3.26. tabula

**Sugu skaits un daudzveidība siltūdens upēs ($n = 109$)
pa morfoloģisko pārveidojumu klasēm**

Antropogēno pārveidojumu intensitāte		Sugu skaits	Daudzveidība
1	0%	16,3 ± 8,1⁵	1,66 ± 0,38
2	> 0% < 25%	14,0 ± 6,1⁵	1,46 ± 0,41
3	> 25% < 50%	12,9 ± 3,2	1,67 ± 0,31
4	> 50% < 75%	12,5 ± 3,8	1,73 ± 0,23
5	< 75%	9,8 ± 3,8^{1,2}	1,43 ± 0,44

^{1, 2, 5} – statistiski būtiskas atšķirības pa antropogēno pārveidojumu intensitātes klasēm (ANOVA, *post-hoc* Tjūkija tests, $p < 0,05$).

Kopumā var secināt, ka tādi robusti upju zivju sabiedrību parametri kā upēs sastopamo zivju sugu skaits un daudzveidība visai vāji reaģē uz morfoloģiskiem pārveidojumiem. Gan potamāla, gan siltūdens upēs sugu skaits samazinās, pieaugot morfoloģisko pārveidojumu īpatsvaram. Taču šī samazināšanās ir būtiska tikai tad, ja pārveidojumi pārsniedz 75% no upes kopgaruma. Ritrāla un aukstūdens upēs lielākais sugu skaits novērots, ja morfoloģisko pārveidojumu pakāpe ir vidēji 50%. Bioloģiskās daudzveidības rādītāji faktiski nereaģē uz upes morfoloģisko pārveidošanu.

Zivju skaits ekoloģiskajās grupās dažādi reaģē uz upē veiktajiem antropogēnajiem pārveidojumiem atkarībā no to intensitātes. Morfoloģiskie pārveidojumi upēs neietekmē eiritopo un limnofilo zivju sugu īpatņu skaitu, kā arī kopējo zivju skaitu. Gadījuma rakstura atšķirības acīmredzot novērojamas arī zivju ekoloģiskajās grupās pēc to dzīves

ilguma (ilgi dzīvojošas sugas un sugas ar nelielu dzīves ilgumu). Antropogēnās darbības mazpārveidotās upēs (1. un 2. klase) ir būtiski lielāks ekoloģiski jutīgo zivju sugu īpatņu skaits. Stipri pārveidotās upēs samazinās to zivju skaits, kuras nārsto uz cieta substrāta, insektivoru un tālu migrējošo sugu īpatņu skaits, bet pieaug uz augiem nārstojošo zivju un plēsīgo zivju skaits, kuru izplatītākais pārstāvis Latvijas upēs ir līdaka (14. pielikums).

Iegūtie rezultāti liecina, ka neliela upes morfoloģiska pārveidošana (līdz 25%) praktiski neietekmē zivju sabiedrību struktūru (14. pielikums).

Nav konstatētas statistiski būtiskas atšķirības starp sugu (izņemot foreles) īpatņu skaitu blakus klasēs (1.–2. klase un 4.–5. klase). Taču vairāku sugu īpatņu skaits būtiski mainās, pārveidojumu intensitātei pārsniedzot 50%. Upēs, kas atbilst 4. un 5. antropogēno pārveidojumu klasei, būtiski samazinās ekoloģiski jutīgu zivju sugu – foreles un platgalves – īpatņu daudzums. Morfoloģiski nepārveidotās un mazpārveidotās upēs foreļu skaits uz laukuma vienību ir robežās no 7 līdz 11 eks. / 100 m², bet pilnīgi regulētās upēs to skaits ir tikai 2 eks. / 100 m². Līdzīgi forelēm, platgalvju skaits samazinās no 4–5 līdz 2 eks. / 100 m². Savukārt ekoloģiski tolerantu sugu – līdakas, raudas un grunduļa – skaits upēs, pieaugot morfoloģiskajiem pārveidojumiem, pieaug 2–3 reizes salīdzinājumā ar šo zivju skaitu mazpārveidotās upēs. Atsevišķas zivju sugas – sapals, pavīķe un viķe – nereaģē uz morfoloģiskiem pārveidojumiem (14. pielikums).

Zivju biomasa ekoloģiskajās grupās būtiski neatšķiras starp antropogēnās darbības neietekmētām un mazietekmētām upēm, tā neatšķiras arī vidēji un būtiski ietekmētu upju grupās. Būtiskas atšķirības novērojamas, tikai salīdzinot mazietekmētas upes ar pilnīgi pārveidotām ūdenstecēm (15. pielikums).

Pieaugot morfoloģisko pārveidojumu intensitātei upē, pieaug ekoloģiski toleranto un plēsīgo zivju biomasa, bet vairāk nekā 3 reizes samazinās ekoloģiski jutīgo zivju biomasa; samazinās reofilo zivju biomasa. Uz morfoloģisko pārveidojumu intensitāti nereaģē omnivori un potadromās zivis. Pieaugot morfoloģisko pārveidojumu īpatsvaram, upēs samazinās foreles biomasa, savukārt tādu ekoloģiski tolerantu sugu kā līdaka un grundulis biomasa pieaug. Sapala, pavīķes, viķes, akmeņgrauža un asara biomasu upes morfoloģiska pārveidošana neietekmē. Citu sugu, tādu kā bārdainais akmeņgrauzis un vēdzele, biomasas atšķirībām dažādas antropogēnās iedarbības klasēs acimredzot ir gadījuma raksturs (15. pielikums).

3.4.3. Upju hidroloģiskā režīma pārveidojumu ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Latvijas upēs var nodalīt šādus hidroloģiskā režīma pārveidojumu veidus:

- upes noteces daļas pārnese uz citas upes baseinu;
- hidroelektrostaciju ietekme;
- morfoloģisko pārveidojumu ietekme.

Meliorācijas darbu rezultātā daļa upes, parasti tās augštece, bieži tiek savienota ar blakus esošu upi. Tā rezultātā upē samazinās vidējā notece un zivju dzīvotņu platība. Tādi pārveidojumi veikti, piemēram, Palsā (tās augštece savienota ar Vizlu), Svētupe ir savienota ar Salacu pa Jaunupi, Langa savienota ar Rīgas jūras līci u. c. Šī faktora ietekme tieši nav novērtējama, jo pārveidojumi veikti pirms desmitiem gadu, bet zivju sabiedrību struktūra pirms pārveidojumiem nav fiksēta.

Hidroelektrostācijas, kas darbojas ūdens uzkrāšanas režīmā, rada būtiskas ūdens līmeņa svārstības upes posmā gan spēkstacijas lejas bēfē, gan ūdenskrātuvē. Tās ir atšķirīgas

no dabiskajām ūdens līmeņa svārstībām gada ciklā, un HES var ietekmēt arī upes temperatūras un skābekļa režīmu. Mākslīgās ūdenskrātuves maina zivju sabiedrību sugu sastāvu, to ietekmes dēļ pieaug zivju skaits un biomasas upēs (4.1.1. nodaļa).

Hidromorfoloģiskie pārveidojumi upē maina tās noteces režīmu, saīsinot upes garumam, pieaug tās vidējais kritums, attiecīgi arī straumes ātrums, mainās ūdens līmenis upē. Upju iztaisnošana un meliorēšana samazina vai pilnīgi pārtrauc meandru veidošanos, attiecīgi samazinot attekū un vecupju (*back-waters*) skaitu. Tās saistītas ar upi patstāvīgi vai savienojas ar to pavasara palos un ir nozīmīgas dažu zivju sugu nārsta un mazuļu uzturēšanās un barošanās vietas.

Vidējā ūdens temperatūra upēs ar aizsprostiem ($n = 79$) vasaras mēnešos ir $18,7 \pm 2,6$ °C, bet upēs bez aizsprostiem ($n = 83$) – $17,8 \pm 2,4$ °C, atšķirība ir būtiska (t -tests, $t = 2,31$, $p < 0,05$), taču neliela, robežās ap 1 °C. Skābekļa saturs ūdenī šajās upju grupā ir attiecīgi $8,5 \pm 1,8$ un $8,2 \pm 1,7$ mg/l, šie parametri būtiski neatšķiras. Ūdenskrātuves un ezeri, kas saistīti ar upēm, būtiski neietekmē ne to vidējās un maksimālās ūdens temperatūras, ne vidējās un minimālās ūdenī izšķīdušā skābekļa vērtības (3.28. tabula).

Morfoloģiskie pārveidojumi upē būtiski ietekmē skābekļa saturu. Tā vidējais saturs morfoloģiski būtiski pārveidotās upēs samazinās vidēji vairāk nekā par 1 mg/l (3.27. tabula).

3.27. tabula

Morfoloģisko pārveidojumu ietekme uz skābekļa saturu ūdenī

Antropogēno pārveidojumu intensitāte	Upju skaits	Skābeklis (mg/l)
1	0%	$8,8 \pm 2,0^5$
2	> 0% < 25%	$8,9 \pm 1,7^5$
3	> 25% < 50%	$8,4 \pm 1,3^5$
4	> 50% < 75%	$8,5 \pm 1,5$
5	< 75%	$7,2 \pm 1,8^{1, 2, 3}$

^{1, 2, 3, 5} – statistiski būtiskas atšķirības pa hidromorfoloģisko pārveidojumu intensitātes klasēm (ANOVA, *post-hoc* Tjūkija tests, $p < 0,05$).

3.28. tabula

Vidējās ūdens temperatūras un skābekļa režīma izmaiņas hidroloģiskā režīma pārveidojumu rezultātā

Upju grupa	Temperatūra (°C)		Skābeklis O ₂ (mg/l)	
	Vidējā	Maksimālā	Vidējais	Minimālais
Upē ir aizsprosti ($n = 79$)	$18,7 \pm 2,6$	$19,9 \pm 3,2$	$8,5 \pm 1,8$	$6,8 \pm 2,1$
Upē nav aizsprostu ($n = 83$)	$17,8 \pm 2,4$	$18,9 \pm 2,9$	$8,2 \pm 1,7$	$6,8 \pm 2,0$
Upē ir HES ($n = 54$)	$18,8 \pm 2,4$	$20,1 \pm 2,7$	$8,7 \pm 1,4$	$6,9 \pm 1,8$
Upē nav HES ($n = 107$)	$18,0 \pm 2,6$	$19,0 \pm 3,2$	$8,3 \pm 1,9$	$6,9 \pm 2,1$
Uz upes ir ezeri vai ūdenskrātuves ($n = 123$)	$18,4 \pm 2,6$	$19,7 \pm 3,1$	$8,4 \pm 1,7$	$6,7 \pm 2,0$
Uz upes nav ezeru un ūdenskrātuvju ($n = 39$)	$17,7 \pm 2,4$	$18,5 \pm 2,8$	$8,4 \pm 1,8$	$7,0 \pm 2,3$

Treknrakstā – būtiska atšķirība starp grupām (t -tests, $p < 0,05$).

Aizsprustu, temperatūras un skābekļa režīma ietekme uz zivju sabiedrībām un to parametriem analizēta 3.4.1. un 3.4.2. nodaļā par morfoloģisko pārveidojumu un aizsprustu ietekmi uz zivju sabiedrību struktūru.

3.4.4. Zemes lietošanas ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Zemes lietošanas veidi upju sateces baseinos nosacīti grupējami antropogēni pārveidotās un antropogēni mazietekmētās teritorijās. Pie pirmās kategorijas pieskaitāma aramzeme, industriālās un urbanizētās teritorijas. Pie otrās – zālāji, ūdeņi, meži un pārmitrās teritorijas. Upes sadalītas trīs grupās pēc antropogēni mazietekmētās sateces baseina daļas kopējā sateces baseina platībā: dominē dabiskas platības > 75%; dabiskās platības robežās no 50 līdz 75% un dabiskās platības < 75% (3.29. tabula).

3.29. tabula

Antropogēni pārveidotās zemes platības īpatsvars (%) upju baseinos (klasēs)

Zemes lietošanas veids	Zemes izmantošana upju sateces baseinos (klasēs)		
	I	II	III
Aramzeme	0–24	7–50	13–90
Zālāji	0–45	0–48	1–19
Industriālās platības	0–1	0–2	0–1
Pārmitrās teritorijas	0–69	0–11	0–5
Ūdeņi	0–9	0–17	0–2
Urbānās teritorijas	0–3	0–5	0–2
Meži	22–100	17–70	2–44

Ņemot vērā, ka sugu skaits un bioloģiskā daudzveidība ir cieši saistīti ar upes sateces baseina platību, daudzfaktoru regresijas analizē tika iekļauta sateces baseina platība un *CORINE* faktori. Desmit analizē iekļautie regresori izskaidro 63% no sugu skaita izkļides, no kuriem lielākā ietekme ir meža platībām upes sateces baseinā un upes sateces baseina platībai. Taču tikai 4 regresoru ietekme uzskatāma par būtisku (3.30. tabula).

3.30. tabula

Sugu skaits atkarībā no sateces baseina platības un zemes lietojuma veida – daudzfaktoru regresijas analīzes rezultāti

Faktors (<i>log</i> formā)	Standartizētie koeficienti	Stjudenta kritērijs	Būtiskums
Sateces baseins ¹	0,329	2,570	0,011
Aramzeme	0,239	2,257	0,025
Ganības/ņļavas	-0,210	2,202	0,029
Mežs	0,341	3,072	0,002
Konstante	-2,579	-1,856	0,065

¹ – sateces baseina platība koriģēta attiecībā pret zemāko pa straumi esošo paraugu ievākšanas vietu.

Treknrakstā – statistiski būtiskas koeficientu vērtības (*t*-tests, *p* < 0,05).

Zālāju platībām pieaugot, samazinās zivju sugu skaits, taču daudzveidību tas neietekmē. Kopumā zemes lietojuma veidu ietekme uz daudzveidības indeksu H' nav būtiska. Upes sateces baseina platība nosaka 31% no daudzveidības izkļiedes ($t = 3,268, p = 0,001$) (4.12. tabula). Arī zivju skaitu zemes lietošanas veids ietekmē maz, tas izskaidro tikai 21% no izkļiedes. Tikai regresors „aramzemes īpatsvars” dod statistiski būtisku sakarību ($t = 2,578, p = 0,11$).

Daudzfaktoru regresijas analīzes rezultāti liecina, ka, pieaugot aramzemes platībai upes sateces baseinā, zivju skaits un biomasa pieaug (3.31. tabula). Lielākās aramzemes platības raksturīgas līdzenumu upju baseinos (piem., Zemgalē), tajās lielā daudzumā sastopami ekoloģiski tolerantu zivju sugu īpatņi ar salīdzinoši lielu biomasu.

3.31. tabula

**Daudzfaktoru regresijas analīzes rezultāti
(biomasa atkarībā no sateces baseina platības un aramzemes īpatsvara)**

Faktors (log formā)	Standartizētie koeficienti	Stjudenta kritērijs	Būtiskums
Sateces baseins ¹	0,398	2,202	$p = 0,029$
Aramzeme	0,468	3,135	$p = 0,002$
Konstante	2,332	17,231	$p = 0,000$

¹ – sateces baseina platība koriģēta attiecībā pret zemāk pa straumi esošo paraugu ievākšanas vietu. Treknrakstā – statistiski būtiskas koeficientu vērtības (t -tests, $p < 0,05$).

Sugu skaits un daudzveidība vāji reaģē uz antropogēno zemes izmantošanas veidu pieaugumu upes baseinā. Statistiski būtiski atšķiras tikai sugu skaits starp I un II zemes lietošanas klasi (Tjūkija HSD tests, $p < 0,05$) (3.32. tabula).

3.32. tabula

Sugu skaits un daudzveidība upēs atkarībā no zemes lietošanas sateces baseinā

Parametrs	Antropogēni pārveidotā sateces baseina īpatsvars (klases)		
	I	II	III
Sugu skaits	10,0 ± 4,1	12,5 ± 5,9	10,7 ± 4,2
Daudzveidība H'	1,42 ± 0,40	1,50 ± 0,44	1,50 ± 0,41

Treknrakstā – statistiski būtiskas atšķirības starp klasēm (t -tests, $p < 0,05$).

Zemes lietošanas veida ietekme uz biežāk sastopamo zivju sugu relatīvo skaitu nav sevišķi izteikta. Tomēr, pieaugot antropogēnās iedarbības pakāpei, pieaug raudu, viķu un asaru relatīvais skaits, bet samazinās platgalves sastopamība. Būtiski – par 30% – pieaug kopējais zivju skaits (16. pielikums).

Pieaugot antropogēni pārveidotā upes sateces baseina īpatsvaram, pieaug ekoloģiski toleranto, eiritozo zivju skaits, attiecīgi arī to biomasa. Pie tam pieaug gan bentisko, gan to zivju daudzums, kas uzturas ūdens slānī. Lielāka ir arī limnofilo un fitofilo sugu pārstāvju biomasa (16. pielikums). Palielinās ekoloģiski toleranto sugu – lidakas, raudas, grunduļa, viķes un asara – biomasa, bet samazinās platgalves biomasa. Tādu zivju sugu

kā mailīte un vēdzele biomasa, pieaugot antropogēni ietekmētu teritoriju īpatsvaram upes sateces baseinā, nemainās. Kopumā zivju biomasa vairumam sugu, izņemot platgalvi, pieaug (16. pielikums).

3.4.5. Upju ķīmiskās un ekoloģiskās kvalitātes ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Latvijas upēs nav novērojams būtisks piesārņojums ar bīstamajām vielām. Saskaņā ar informāciju, kas pieejama Upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plānos (http://www.vidm.gov.lv/lat/darbibas_veidi/udens_aizsardziba/_upju_baseini/), katrā UBA ir atsevišķas vietas (2–3), kur bīstamo vielu saturs pārsniedz robežvērtības. Dati par bīstamajām vielām nav pieejami tādā apjomā, lai varētu analizēt to ietekmi uz zivju sabiedrībām.

Toksisku vielu noplūdem Latvijas upēs ir gadījuma raksturs, tikai atsevišķās upēs vai to posmos reģistrēta zivju masveida nobeigšanās.

Latvijas upēs nav novērojamas tādas antropogēnu faktoru izraisītas ūdens ķīmiskās kvalitātes izmaiņas kā būtiska pH samazināšanās jeb paskābināšanās. Mērījumos, kas veikti zivju ķeršanas vietās jūlijā un augustā, vidējā pH vērtība ir 7,9, bet minimālā – 6,8. Antropogēnā darbība var mainīt ūdens temperatūru upēs un skābekļa saturu ūdenī. Ūdens temperatūra konstatēta robežās no 12,6 līdz 25,6 °C, bet ūdenī izšķīdušajam skābeklim – no 1,6 līdz 12 mg/l.

Nozīmīgas upju ķīmiskās kvalitātes elements ir biogēno vielu saturs ūdenī, par ko pieejams salīdzinoši vairāk datu. Latvijas upēm raksturīgs vidējs biogēno elementu daudzums. Vidējais $N_{kop.}$ saturs ir 2,27 mg/l, bet $P_{kop.}$ – 0,09 mg/l. Šīs vērtības atbilst vidējās kvalitātes virszemes ūdeņu kategorijai (3.33. tabula).

3.33. tabula

Latvijas upju hidroķīmiskie parametri

Parametrs	Upju skaits	Minim.	Maks.	Vidējā vērtība	Standartnovirze
$O_{2vid.}$, mg/l	165	1,6	12,0	8,18	2,10
$O_{2minim.}$, %	63	8,3	96,0	63,67	19,30
T, °C	156	12,6	25,6	18,74	2,39
EVS ($\mu S/cm$)	152	157,0	1046	470,4	184,0
$pH_{vid.}$	148	6,9	8,7	7,86	0,29
$pH_{minim.}$	64	6,8	8,1	7,51	0,27
$N_{kop.}$, mg/l	108	0,46	9,3	2,27	1,56
$P_{kop.}$, mg/l	108	0,004	1,8	0,09	0,17

Taču datu struktūras analīze liecina, ka tie nav homogēni, tāpēc turpmākā analīzē izmantoti tikai biogēnu dati, kas iegūti no LVĢMC datubāzēm, un ūdens temperatūras un skābekļa dati, kas jūlijā – augustā mērīti zivju ķeršanas vietās. Šie dati nenozīmē attiecīgo parametru vidējās gada vērtības, tie parāda nosacītas atšķirības starp upēm un zivju ķeršanas vietām.

Saskaņā ar upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plāniem upju ekoloģiskā kvalitāte tiek noteikta gan pēc monitoringa bioloģiskajiem, gan hidroķīmiskajiem rādītājiem. Upju ekoloģiskā kvalitāte tiek iedalīta piecās klasēs no 1 (ļoti laba kvalitāte) līdz 5 (ļoti slikta kvalitāte) (http://www.vidm.gov.lv/lat/darbibas_veidi/udens_aizsardziba/_upju_baseini/).

Upju hidroķīmiskie parametri korelē gan savstarpēji, gan ar upju morfoloģijas rādītājiem – sateces baseina platību un vidējo kritumu. Upēs ar lielāku $N_{kop.}$ saturu ūdenī arī $P_{kop.}$ vērtības ir lielākas ($r = 0,47$, $n = 108$, $p < 0,01$). Ekoloģiskās kvalitātes rangs korelē ar ūdens elektrovadītspēju ($r = 0,42$), $N_{kop.}$ ($r = 0,47$) un upes kritumu ($r = -0,43$). 3.34. tabulā apkopoti dati par upju hidroķīmisko parametru izmaiņām pa ekoloģiskās kvalitātes klasēm, kas noteiktas upju apsaimniekošanas plānos.

3.34. tabula

Upju hidroķīmiskie parametri pa ekoloģiskās kvalitātes klasēm

Ekoloģiskās kvalitātes klase	O_2 vid., (mg/l)	Maks. T, °C	EVS (μ S/cm)	pH _{vid.}	BSP ₅	$N_{kop.}$ (mg/l)	$P_{kop.}$ (mg/l)
I – ļoti laba	9,05 ^V	17,3 ^{III, V}	377 ⁵	7,82	1,33 ^{4, 5}	1,45 ^{3, 4, 5}	0,05 ³
II – laba	8,43	18,4 ^V	429 ⁵	7,86	1,99 ^{4, 5}	1,74 ^{3, 5}	0,06 ⁴
III – vidēja	7,56	19,3 ^I	522	7,84	1,70	2,19 ^{1, 2}	0,14 ^I
IV – slikta	9,67 ^V	19,4	481 ⁵	7,98	2,32 ^{1, 2}	1,88 ^{1, 5}	0,14 ²
V – ļoti slikta	7,00 ^{I, IV}	20,3 ^{I, II}	638 ^{1, 2, 4}	7,84	3,40 ^{1, 2}	4,97 ^{1, 2, 4}	0,09

^{I, II, III, IV, V} – būtiskas atšķirības starp ekoloģiskās kvalitātes klasēm, ANOVA (*post-hoc* Tjūkija HSD).

^{1, 2, 3, 4, 5} – būtiskas atšķirības (Manna–Vitnija *U*-tests, $p < 0,05$).

3.34. tabulā redzams, ka I un II ekoloģiskās kvalitātes klases upju hidroķīmiskie parametri būtiski neatšķiras. pH vērtības ir līdzīgas visās upju ekoloģiskās kvalitātes klasēs. Ekoloģiskās kvalitātes zemākajai klasei raksturīgs nedaudz pazemināts vidējā O_2 daudzums ūdenī, visaugstākās BSP₅ un $N_{kop.}$ vērtības. Taču lielā mērā šīs sakarības acīmredzot nosaka upju morfoloģisko rādītāju atšķirības.

3.35. tabula

Upju ekoloģiskās kvalitātes klašu morfoloģiskie rādītāji

Upju ekoloģiskās kvalitātes klase	Upes vidējais kritums (m/km)	Upes baseina platība (km ²)
I ($n = 26$)	5,0 ± 3,8 ^{1, 2, 3, 4, 5}	203 ± 404
II ($n = 105$)	2,0 ± 1,6 ^I	423 ± 1004
III ($n = 40$)	1,6 ± 0,7 ^I	880 ± 1740
IV ($n = 6$)	1,4 ± 0,8 ^I	704 ± 778
V ($n = 11$)	1,0 ± 0,4 ^I	798 ± 1507

^{1, 2, 3, 4, 5} – būtiskas atšķirības, ANOVA (*post-hoc* Tjūkija HSD).

3.35. tabulā redzams, ka lielākā daļa upju I ekoloģiskās kvalitātes klasē ir mazākās upes ar lielāku vidējo kritumu (ritrāla tipa). Tās parasti atrodas augstieņu nogāzēs vai tek pa lielāko upju senleju nogāzēm, t. i., pa lauksaimniecībā neizmantojamām zemēm. Tāpēc lielākā to daļa ir antropogēni neietekmētas vai maz ietekmētas. Savukārt visas lielās upes ($S > 1000$ km²) atbilst III un IV ekoloģiskās kvalitātes klasei ar vidēju vai sliktu ekoloģisko kvalitāti. Jāatzīmē arī, ka IV un V klases upes nav sevišķi plaši pārstāvētas mūsu pētījumā izmantotajā datu masīvā, to skaits ir attiecīgi tikai 6 un 11.

Jāsecina, ka sugu skaits un daudzveidība nav jutīgi indikatori attiecībā pret upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas noteikumos izmantoto upju ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas sistēmu (3.36. tabula). Lielākās to vērtības novērojamas upēs ar vidēju ekoloģisko kvalitāti (III klase).

3.36. tabula

Sugu skaits un daudzveidība atkarībā no ekoloģiskās kvalitātes klases

Upju ekoloģiskās kvalitātes klase	Sugu skaits	Daudzveidība
I ($n = 26$)	$8,5 \pm 4,8^3$	$1,18 \pm 0,49^{5, 2, 3}$
II ($n = 105$)	$11,1 \pm 4,8^3$	$1,46 \pm 0,43^1$
III ($n = 40$)	$14,6 \pm 5,7^{1, 2}$	$1,63 \pm 0,31^1$
IV ($n = 6$)	$12,0 \pm 3,8$	$1,52 \pm 0,32$
V ($n = 11$)	$12,1 \pm 4,0$	$1,47 \pm 0,25^1$

^{1, 2, 3, 5} – būtiskas atšķirības pa kvalitātes grupām: sugu skaits (ANOVA, *post-hoc* Tjūkija HSD); daudzveidība, Manna–Vitnija *U*-tests).

Būtiskāks rādītājs ir ekoloģiski jutīgo vai toleranto sugu īpatņu skaits. Upju ekoloģiskajai kvalitātei samazinoties, samazinās tādu ekoloģiski jutīgu zivju sugu īpatņu relatīvais skaits kā forele un platgalve. Ekoloģiski toleranto zivju sugu – raudas, asara, līdakas un sapala – individu skaits pieaug. Īpatnēji, ka upes kopējās ekoloģiskās kvalitātes pazemināšanās neietekmē paviķes sastopamību, kas faktiski liecina, ka statuss „ekoloģiski jutīga suga” paviķei ir apšaubāms (17. pielikums).

Pasliktinoties upju ekoloģiskajai kvalitātei, pieaug ekoloģiski toleranto zivju sugu īpatņu skaits, kas pēc barošanās tipa ir omnivori un ir relatīvi ilgdzīvotāji. Pretēji tam samazinās ekoloģiski jutīgo zivju sugu īpatņu skaits – tie ir insektivori, un pie tiem pieder istās ceļotājzivis. Kopējais zivju skaits, pasliktinoties ekoloģiskajai kvalitātei, pieaug. Tas notiek uz ekoloģiski toleranto zivju sugu īpatņu skaita pieauguma rēķina (17. pielikums).

Vienlaikus būtiski pieaug kopējā zivju biomasa – tā mainās robežās no 799 ± 578 līdz 1649 ± 761 g / 100 m², kā arī palielinās raudu, līdaku, sapalu, grunduļu un asaru biomasa (18. pielikums). Savukārt ekoloģiski jutīgo zivju sugu, piemēram, foreles un platgalves, biomasa samazinās, attiecīgi pieaugot toleranto zivju biomasai. Eiritopo un limnofilo grupu zivju biomasa pieaug, taču samazinās reofilo sugu biomasa. Ekoloģiski visvairāk ietekmētajās upēs (V kvalitātes klase) netika konstatētas ceļotājzivju sugas (17. pielikums).

3.4.6. Biogēnie elementi slāpekļis (N) un fosfors (P) un to ietekme uz zivju sabiedrību struktūru upēs

Lai novērtētu biogēnu tiešo ietekmi uz zivju skaitu un biomasu sabiedrībās, veicām $N_{kop.}$ un $P_{kop.}$ ranžēšanu, t. i., upes tika sadalītas 5 grupās atkarībā no šo elementu koncentrācijas (2.2., 3.37. tabula).

Sākot ar V upju grupu, biogēno elementu N un P daudzums ūdenī pieaug vairākkārt. Mūsu veiktās analīzes mērķis bija noskaidrot, cik lielā mērā biogēnu daudzuma pieaugums ūdenī nosaka sugu skaita un daudzveidības, zivju skaita un biomasas pieaugumu vai samazināšanos.

3.37. tabula

Upju iedalījums rangos pēc biogēnu ($N_{kop.}$ un $P_{kop.}$) satura (mg/l)

Grupa, rangs	Vidējais N (minim. – maks.), n	Vidējais P (minim. – maks.), n
I	1,01(0,46–1,33), n = 22	0,027 (0,004–0,044), n = 22
II	1,48 (1,34–1,62), n = 21	0,052 (0,045–0,058), n = 21
III	1,82 (1,68–2,04), n = 22	0,064 (0,058–0,070), n = 22
IV	2,35 (2,06–2,65), n = 21	0,083 (0,073–0,090), n = 21
V	4,67 (2,85–9,26), n = 22	0,226 (0,098–1,800), n = 22

Sugu skaits un daudzveidība pa $N_{kop.}$ klasēm būtiski neatšķiras (ANOVA, $p > 0,05$). Vidējais zivju skaits vislielākais ir upēs ar $N_{kop.}$ 1,3–2,7 mg/l. Ja $N_{kop.}$ koncentrācija ir maza (I klase) vai liela (V klase), zivju skaits ir mazāks. Upēs ar vidēju $N_{kop.}$ vērtību zivju skaits ir vislielākais. Pieaugot $N_{kop.}$ saturam, pieaug zivju biomasa, taču šīs izmaiņas nav statistiski būtiskas (3.38. tabula).

3.38. tabula

Zivju sabiedrību parametri $N_{kop.}$ klasēs

Parametrs	$N_{kop.}$ klase				
	I	II	III	IV	V
Sugu skaits	12,1 ± 6,6	14,2 ± 4,5	14,3 ± 5,0	14,7 ± 5,6	12,0 ± 3,6
Daudzveidība	1,42 ± 0,40	1,49 ± 0,39	1,66 ± 0,24	1,63 ± 0,32	1,62 ± 0,31
Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	97 ± 65	116 ± 45⁵	125 ± 65⁵	115 ± 55⁵	84 ± 55^{2,3,4}
Biomasa (g / 100 m ²)	999 ± 584	992 ± 524	1285 ± 623	1236 ± 1209	1309 ± 739

Treknrakstā – būtiskas atšķirības $N_{kop.}$ klasēs (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$).

^{2,3,4,5} – būtiskas atšķirības starp $N_{kop.}$ klasēm (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$).

Netika konstatēta $P_{kop.}$ būtiska ietekme uz sugu skaitu un daudzveidību, kā arī uz zivju skaitu un biomasu (3.39. tabula).

3.39. tabula

Zivju sabiedrību parametri $P_{kop.}$ klasēs

Parametrs	$P_{kop.}$ klase				
	I	II	III	IV	V
Sugu skaits	12,0 ± 4,8	13,4 ± 5,3	14,3 ± 4,3	14,6 ± 6,9	13,1 ± 4,4
Daudzveidība	1,42 ± 0,41	1,55 ± 0,33	1,62 ± 0,30	1,59 ± 0,32	1,63 ± 0,33
Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	116 ± 73	107 ± 56	107 ± 47	105 ± 64	102 ± 52
Biomasa (g / 100 m ²)	1170 ± 737	957 ± 525	1415 ± 1206	1014 ± 474	1253 ± 645

$N_{kop.}$ ietekmē biežāk sastopamo sugu īpatņu skaits pieaug II un III klasē, bet V klasē samazinās. Iznēmums ir asaris, kura īpatņu skaits vislielākais ir upēs ar augstāku $N_{kop.}$ koncentrāciju. Kopējais zivju skaits vislielākais ir upēs, kur $N_{kop.}$ atbilst II, III un IV klasei. Ekoloģiski jutīgo zivju sugu, kā forele un platgalve, skaits būtiski samazinās V klasē (19. pielikums).

Faktiski nav būtisku atšķirību starp I un II, II un IV, III un IV N_{kop} . klasi pēc zivju skaita pa ekoloģiskajām grupām. Visvairāk statistiski būtisku atšķirību novērojams ar V N_{kop} . grupu. Zivju skaits lielākajā daļā ekoloģisko grupu atšķiras, mazākais, pa trim N_{kop} . klasēm (parasti ar II, III un IV). Tas liecina, ka zivju skaits, pieaugot N_{kop} . daudzumam ūdenī, pieaug līdz zināmā robežai un pēc tam samazinās. Šī robeža, pēc mūsu rīcībā esošajiem datiem, sākas, ja N_{kop} . koncentrācija ~ 3 mg/l (19. pielikums).

Nav būtisku atšķirību starp II un III, II un IV, III un IV klasi pēc biežāk sastopamo zivju sugu biomasas. Raudas un asara biomasas upēs pieaug, pieaugot N_{kop} . saturam. Platgalves biomasas būtiski samazinās, taču tikai V N_{kop} . klasē. Savukārt pavīķes un foreles biomasas pieaug II–IV vai II–III P_{kop} . klasē, bet samazinās ar N nabadzīgos ūdeņos (I klase) un eitrofās upēs (V klase) (20. pielikums).

Netika novērotas statistiski būtiskas zivju biomasas atšķirības starp I un II, I un IV, II un III, II un IV, III un IV N_{kop} . klasi. Pieaugot N_{kop} . saturam ūdenī, pieaug toleranto zivju biomasas, bet samazinās ekoloģiski jutīgo zivju grupas īpatņu biomasas. Līdzīgi pieaug eritopo, bet samazinās reofilo zivju biomasas. Upēs ar lielāku N_{kop} . daudzumu dominē omnivori, savukārt insektivoru biomasas būtiski lielāka ir II, III un IV grupā. Arī ceļotājzivju biomasas ir lielāka ar vidējām N_{kop} . vērtībām, bet samazinās, tām pārsniedzot 2 mg/l (20. pielikums).

Tikai vienas zivju sugas – platgalves – īpatņu skaits statistiski būtiski atšķiras, pieaugot P_{kop} . saturam. Citu sugu un ekoloģisko grupu zivju skaitu un biomasu P_{kop} . koncentrācija neietekmē (21. pielikums).

3.5. Kopējā antropogēno un dabisko faktoru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru

Atsevišķu antropogēnās darbības faktoru analīze liecina, ka zivju sabiedrību struktūru tie ietekmē dažādi. Dati par to ietekmi uz sugu skaitu un daudzveidību, kā arī uz zivju skaitu un biomasu pa sugām un ekoloģiskajām grupām apkopoti 10.–22. pielikumā. Lai novērtētu antropogēnās darbības ietekmes kopējo (summāro) ietekmi, jāveic šo faktoru ietekmes ranžēšana un apvienošana. Atsevišķo faktoru rangu summa izsaka kopējo antropogēno ietekmi. Ranžēšana nepieciešama, lai atlasītu tipoloģijas izstrādē izmantojamās upes, t. i., upes kuru ekoloģiskais stāvoklis ir tuvs dabiskajam stāvoklim. Upju iedalījums pēc kopējās antropogēnās ietekmes dots 3.40. tabulā.

Kopējā antropogēnās slodzes analīze veikta pēc 5 tās veidiem: upes pieejamības, morfoloģisko pārveidojumu pakāpes, N_{kop} . daudzuma, P_{kop} . daudzuma un zemes lietošanas upes sateces baseinā. Pēc rangu summas antropogēnā slodze upēs ir robežās no 5 līdz 25, t. i., dalot šo skaitli ar 5, iegūstamas kopējās tās vērtības robežās no 1 līdz 5, kas atbilst I–V rangam. No tām tipoloģijas izstrādē izvēlētas 105 upes, kurās antropogēnā ietekme nepārsniedz II rangu.

Turpmākajā analīzē nav iekļautas V ranga upes, jo kopējā datu masīvā ir tikai viena ūdenstece ar augstāko antropogēno ietekmi. Mazāk ietekmētās upes (I rangs) būtiski atšķiras pēc to morfoloģiskajiem parametriem, tām ir mazāka vidējā sateces baseina platība un lielāks vidējais kritums (3.40. tabula).

3.40. tabula

Kopējās antropogēnās ietekmes novērtējums pētījumā iekļautajās upēs

Antropogēnās slodzes rangs	Upju skaits analizē	Sateces baseina platība (km ²)	Kritums (m/km)
I	29	101 ± 151 ^{2,3,4}	4,7 ± 3,5 ^{2,3,4}
II	76	579 ± 1385 ¹	2,1 ± 1,8 ¹
III	80	540 ± 1199 ¹	1,4 ± 0,9 ¹
IV	13	635 ± 591 ¹	1,1 ± 0,5 ¹
V	1	103	1,8

Treknrakstā – būtiskas upju morfoloģisko parametru atšķirības atkarībā no antropogēnās slodzes ranga (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$).

^{1, 2, 3, 4} – būtiskas upju morfoloģisko parametru atšķirības starp antropogēnās slodzes rangiem (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$).

Kopējā antropogēnā slodze būtiski ietekmē sugu skaitu un daudzveidību upē. Lielākās šo parametru vērtības ir antropogēni maz ietekmētās un vidēji ietekmētās upēs (3.41. tabula). Kā redzams, zivju skaits un biomasa būtiski neatšķiras, ja ir dažāda antropogēnā slodze (Kruskalla–Vallisa tests, $p > 0,05$).

3.41. tabula

Zivju sabiedrību parametri upēs ar dažādu antropogēno slodzi

Parametrs	Antropogēnās slodzes rangs			
	I	II	III	IV
Sugu skaits	8,2 ± 4,6 ^{2,3,4}	12,2 ± 6,5 ¹	11,5 ± 3,8 ¹	11,0 ± 4,2 ¹
Daudzveidība	1,12 ± 0,47 ^{2,3,4}	1,50 ± 0,43 ¹	1,53 ± 0,38 ¹	1,45 ± 0,46 ¹
Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	70 ± 51	94 ± 52	92 ± 63	92 ± 59
Biomasa (g / 100 m ²)	726 ± 478	1004 ± 644	1045 ± 923	1093 ± 560

Treknrakstā – būtiskas zivju skaita un daudzveidības atšķirības starp antropogēnās slodzes rangiem (ANOVA, *post-hoc* Tjūkija tests, $p < 0,05$),

^{1, 2, 3, 4} – būtiskas zivju skaita un daudzveidības atšķirības atkarībā no antropogēnās slodzes ranga (ANOVA, *post-hoc* Tjūkija tests, $p < 0,05$).

Mūsu pētījumā skaitliski iespējams novērtēt 5 antropogēnās darbības faktorus, kas ir nepietiekami PCA veikšanai. Ņemot vērā, ka zivju sabiedrību struktūru ietekmē gan dabiskie, gan antropogēnie faktori, tos lietderīgi analizēt kopā. PCA analīze 12 faktoru ietekmi sadala 4 komponentēs, kas izskaidro 74% no šo faktoru dispersijas (3.42. tabula).

Pēc PCA analīzes datiem redzams, ka I komponente saistīta ar faktoriem, kas nosaka upes lielumu – garums un sateces baseins, II komponente uzrāda negatīvu sakarību ar upes kritumu un skābekļa saturu, bet pozitīvu – ar antropogēno pārveidojumu īpatsvaru upē, III komponente saista lielumus „antropogēni pārveidotās platības baseinā”, un $N_{kop.}$, $P_{kop.}$ nodalīti kā atsevišķas komponentes.

Galveno komponentu matrica dabisko un antropogēno faktoru ietekmes īpatsvara novērtēšanai

Faktors	I komponente	II komponente	III komponente	IV komponente
Kritums		0,741		
Garums	0,926			
Baseins	0,934			
Ūdens temperatūra				
Skābeklis		0,685		
Baseins, koriģēts ¹	0,909			
Log (baseins, koriģēts ¹)	0,804			
Garums, koriģēts ¹	0,898			
Antropogēni pārveidotās platības baseinā			0,907	
Pārveidojumi upē		-0,685		
N _{kop.}			0,754	
P _{kop.}				0,909
Komponentes īpatsvars %	36,8	14,9	12,9	9,6

¹ – baseina platība un upes garums koriģēti atkarībā no zivju ķeršanas vietas.

Zivju sugu skaits pozitīvi korelē ar I komponenti, korelācijas koeficienta vērtība norāda uz ciešu sakarību ($r = 0,72$, $p < 0,01$). Zivju skaits un daudzveidība būtiski korelē ar I komponenti, taču korelācija ir mazāka par 0,5 (3.43. tabula).

Zivju sabiedrību parametru korelācija ar PCA asīm

Parametrs	I komponente	II komponente	III komponente	IV komponente
Sugu skaits	0,72			0,41
Daudzveidība	0,44			
Zivju skaits	0,44			
Biomasa	0,35		0,37	

Zivju skaits pa sugām un ekoloģiskajām grupām būtiski korelē ar I un II komponenti. Pieaugot I komponentes vērtībām (upes sateces baseinam, garumam u. c. parametriem, kas nosaka „upes lielumu”), pieaug raudu, paviķu un akmengrauzu relatīvais skaits. Attiecīgi pieaug arī īpatņu skaits ekoloģiskajās grupās, ko pārstāv šīs sugas, II komponents, kas saistīts ar upes vidējo kritumu un skābekļa saturu ūdenī, negatīvi korelē ar foreļu, bet pozitīvi – ar lidaku skaitu. Savukārt lidaka pēc uzturēšanās vietām pieder pie eiritopām sugām, bet pēc nārsta substrāta – pie fitofilām formām (3.44. tabula).

3.44. tabula

Zivju skaita (pa sugām un ekoloģiskajām grupām) korelācija ar PCA asīm

Suga/grupa	I komponente	II komponente	III komponente	IV komponente
SAT		-0,50		
ESL		0,52		
RUT	0,50			
ALB	0,53			
COT	0,50			
TOLE	0,52			
BENTIC	0,50			
EURY	0,52	0,50		
PHYT		0,51		
OMNI	0,50			

Zivju relatīvā biomasa karpu dzimtas zivīm (raudai, grundulim, sapalam, paviķei un viķei) un akmeņgrauzim pozitīvi korelē ar I PCA komponenti. Savukārt II komponente dod pozitīvu sakarību ar foreles un reofilo zivju sugu biomasu, bet negatīvu – ar lidakas un fitofilo zivju biomasu (3.45. tabula).

3.45. tabula

Zivju biomasas pa sugām un ekoloģiskajām grupām korelācija ar PCA asīm

Suga/grupa	I komponente	II komponente	III komponente	IV komponente
SAT		0,50		
ESL		-0,50		
RUT	0,50			
LEC	0,50			
GOG	0,50			
ALB	0,53			
ALA	0,50			
COT	0,50			
RHEO		0,51		
PHYT		-0,52		
PISC		-0,50		
LL		-0,50		

Analīzes rezultāti kopumā liecina, ka zivju sabiedrību struktūru Latvijas upēs nosaka galvenokārt dabiski faktori (I un II komponente), kas dod ciešākas sakarības ar zivju sabiedrību parametriem (3.45. tabula). Antropogēnās iedarbības faktoru kopējā ietekme uz zivju sabiedrībām un to variabilitāti ir mazāka salīdzinājumā ar dabiskajiem faktoriem.

Tika veikta arī PCA analīze, izmantojot dabiskos faktorus, bet antropogēnos apvienojot vienā summārā faktorā SUM_Antropogēnie. Upju morfoloģiskie rādītāji normalizēti, izmantojot $\log x$ vai $\log(x + 1)$ funkcijas. Rezultāti apkopoti 3.46. tabulā.

**Galveno komponentu matrica dabisko faktoru un
summārās antropogēnās ietekmes īpatsvara novērtēšanai**

Faktors	I komponente	II komponente	III komponente
Baseins ¹	0,936		
Garums ¹	0,881		
Kritums ¹	-0,644		
Skābeklis		0,880	
Temperatūra	0,653	-0,518	
SUM_Antropogēnie			0,922
Komponentes īpatsvars %	42	21	19

¹ – log formā.

Iegūtie rezultāti liecina, ka I komponente saistīta ar faktoriem, kas raksturo upes lielumu, bet II – ar temperatūru un skābekļa saturu ūdenī. Antropogēnā ietekme nodalīta kā atsevišķa komponente. Komponentu īpatsvars sadalās kā 42 : 21 : 19%. Antropogēnā ietekme skaidro tikai 19% jeb mazāk nekā 1/3 no kopējās izklīdes.

PCA analīzes rezultāti liecina, ka kopējā antropogēnā ietekme uz zivju sabiedrības galvenajiem parametriem ir nebūtiska salīdzinājumā ar ekoloģisko faktoru ietekmi (3.47. tabula).

Zivju sabiedrību parametru korelācija ($p < 0,01$) ar PCA asīm

Parametrs	I komponente	II komponente	III komponente
Sugu skaits	0,74		
Daudzveidība	0,49	-0,49	
Zivju skaits	0,45		
Biomasa	0,40		

Šīs analīzes rezultāti parāda, ka galvenos zivju sabiedrību parametrus ietekmē dabiskie faktori, tāpat kā to parādīja iepriekš veiktās PCA galvenie rezultāti. Rangu korelācijas koeficientu vērtības būtiski nepieaug, līdz ar to nav nepieciešama tālāka analīze pa zivju sugām un ekoloģiskajām grupām. Iegūtie rezultāti ļauj secināt, ka dabisko faktoru komplekss, kas raksturīgs katram upju tipam, nosaka zivju sabiedrību struktūru daudz lielākā mērā nekā antropogēnā iedarbība. Tas nozīmē, ka antropogēnās darbības faktoru ietekmes analīze jāveic katram upju tipam atsevišķi. Dati par dabisko un antropogēno faktoru ietekmi uz zivju sabiedrību parametriem apkopoti 22. pielikumā.

3.6. Latvijas upju tipoloģija pēc zivju sabiedrību struktūras

Iepriekšējās nodaļās veikto datu analīze un tās rezultāti liecina, ka, izstrādājot Latvijas upju tipoloģiju pēc zivīm, jāreķinās, ka ne vienmēr iespējams raksturot upi kopumā. To

nosaka upju (dabisko ūdens plūsmu) heterogenitāte. Savukārt katrā zivju uzskaites vietā upi iespējams raksturot ar vairākiem parametriem – straumes ātrumu, sateces baseinu augšpus parauglūkuma, dziļumu, upes platumu u. c. Izstrādājot upju tipoloģiju, sākotnēji nepieciešams analizēt zivju sabiedrības to ķeršanas vietās, tās klasificējot pēc vides parametriem. Upju tipu noteikšanai acīmredzot nepieciešams apvienot datus, kas iegūti, apsekojot dažādas zivju dzīvotnes vienā upē. Pie tam jāņem vērā upes telpiskā heterogenitāte un izmaiņas zivju sabiedrību struktūrā atkarībā no parauglūkuma novietojuma.

3.6.1. Zivju sabiedrības dažādās upju dzīvotnēs un biotopos

Klasteranalīzē izmantots zivju skaits pa sugām log $(x + 1)$ formātā. Biotopu un dzīvotņu raksturošanai izvēlēti tādi parametri kā upes sateces baseina platība augšpus parauglūkuma, vidējais dziļums un vidējais lielākais dziļums, upes kritums apsekotajā upes posmā, straumes ātrums un upes garums no iztekas līdz parauglūkamam, upes gultnes sastāvs parauglūkamā pa frakcijām procentos (pamatiezis, laukakmeņi, oļi, grants, smiltis, dūņas), biotopa noēnojums pa klasēm (nav, vietām, pārsvarā, pilnīgs) un aizauguma pakāpe pa klasēm (nav, vidējs, liels).

Klasteranalīzes rezultāti liecina, ka iespējams nodalīt 9 zivju biotopu tipus ar tiem raksturīgām zivju sabiedrībām, kas būtiski atšķiras pēc dominējošo un biotopam tipisko sugu indivīdu skaita. Biotopu raksturojums dots 24. pielikumā.

Pie **pirmā tipa** pieder zivju biotopi mazajās upēs ar vidējo sateces baseina platību augšpus zivju parauglūkuma 78 km^2 (modālā vērtība 51 km^2). Upes posma, kur atrodas zivju ķeršanas vieta, vidējais kritums 2 m/km atbilst ritrāla apstākļiem. Taču zivju ķeršanas vieta, kas parasti nepārsniedz 100 m garu upes posmu, klasificēta kā lēntece, t. i., potamāls. Straumes ātrums šajās vietās vidēji bijis tikai $0,16 \text{ m/s}$. Šos biotopos var klasificēt kā mazo un vidējo upju lēnteces ar smilts gultni. Tām raksturīga vidēja aizauguma pakāpe (2) un augsts noēnojums (3). Upes gultnē dominē smiltis (56%) un nogulumi (18%). Vidējais upes dziļums šajās vietās ir $0,45 \text{ m}$, vidējais lielākais dziļums – $0,75 \text{ m}$, bet platumas – $4,4 \text{ m}$. Pēc temperatūras režīma tās klasificējamās kā upes ar vēsu ūdeni, vidējā temperatūra $17,4 \text{ }^\circ\text{C}$.

Pavisam kopā mazo upju lēntecēs konstatētas 26 zivju sugas, vidēji vienā vietā $5,4$ sugas. Šiem biotopiem raksturīgs mazs vidējais zivju skaits ($25 \text{ eks. / } 100 \text{ m}^2$) un maza bioloģiskā daudzveidība – $H' = 1,08$. Pirmā tipa biotopos visbiežāk sastopams bārdainais akmeņgrauzis (75%). Pie dominējošām zivju sugām, kuru īpatņu skaits pārsniedz 5% no kopējā zivju skaita, pieder arī asaris (10%), deviņadatu stagers (9%), lidaka (9%), vēdzele (8%), trīsadatu stagers (8%), grundulis (5%). Tipiskas sugas ir arī mailīte, platgalve, ausleja, bet retāk sastopams sapals un dūņu pīkste. Lašveidīgās zivis šajos biotopos sastopamas reti, to skaits ir mazāks par 0,3% (25.–29. pielikums).

Pirmā tipa biotopos dominē sugas, kas citos biotopos proporcionāli pārstāvētas mazākā skaitā, piemēram, lidaka, vēdzele, stagari, ausleja un dūņu pīkste, t. i., mazo upju lēnteces ir šīm sugām nozīmīgas dzīvotnes. Jāatzīmē, ka tās bieži ir meliorētos upju posmos.

Otrā tipa biotopi klasificēti vidējās un lielajās upēs ar sateces baseinu 2000 km^2 (modālā grupa 3400 km^2). Upes posma un upes vidējais kritums ir attiecīgi $0,66$ un $0,71 \text{ m/km}$, kas atbilst potamāla apstākļiem. Straumes ātrums vidēji ir $0,23 \text{ m/s}$, kas atbilst ritrālam. Upes gultnē dominē smiltis (31%) un grants (31%). Vidējais upes dziļums

vidējo un lielo upju potamālā ir 0,5 m, bet upes platums – 29 m. Vidējo un lielo upju lēntecēm raksturīga maza noēnojuma pakāpe (1/2) un liels aizaugums (2/3).

Pavisam kopā vidējo un lielo upju lēntecū biotopos konstatētas 32 zivju sugas (vidēji vienā vietā 8 sugas). Šim zivju biotopam raksturīgs vidējs zivju skaits (92 eks. / 100 m²) un liela bioloģiskā daudzveidība ($H' = 1,52$).

Divas zivju sugas – rauda un asaris – konstatētas vairāk nekā 90% apsekoto vietu, t. i., vidējo un lielo upju potamāla biotopos. Dominējošās zivju sugas pēc skaita ir rauda (33%), asaris (17%), sapals (7%), viķe, grundulis un bārdainais akmeņgrauzis (5%). Šim biotopam tipisks arī spidiļķis (3%), paviķe (3%), akmeņgrauzis (2%), lidaka (2%), baltais sapals (2%), plicis (2%) un vēdzele (1%). Lašveidīgās zivis šajos apstākļos sastopamas reti.

Šie biotopi klasificējami kā karpu dzimtas zivju dzīvotnes lielajās un vidējās upēs. Tādas sugas kā rauda, asaris un spidiļķis šeit sastopamas proporcionāli lielākā skaitā nekā citos biotopos, t. i., vidējo un lielo upju lēntecēs ir nozīmīgas šo sugu dzīvotnes.

Trešā tipa biotopi klasificēti kā vidēja lieluma upju straujtecū posmi ar vidējo sateces baseina platību 350 km² (modālā grupa 460 km²) un vidējo kritumu 3,4 m/km. Vidējais straumes ātrums 0,53 m/s. Upes gultnē dominē oļi un grants, attiecīgi 40,1 un 34,6%. Vidējais upes dziļums šajos biotopos ir 0,24 m, bet vidējais maksimālais dziļums – 0,49 m, tām raksturīgs vidējs noēnojums (2/3) un mazs līdz vidējs aizaugums (1/2).

Pavisam vidēja lieluma upju straujtecēs konstatētas 25 sugu zivis (vidēji vienā vietā 7 sugas). Biotopam raksturīgs samērā liels zivju skaits (154 eks. / 100 m²) un daudzveidība ($H' = 1,22$).

Vairāk nekā 90% gadījumu šajā biotopā konstatētas 4 zivju sugas – bārdainais akmeņgrauzis (100%), platgalve (98%), mailīte (92%) un forele (91%), tādējādi tās var uzskatīt par ritrāla biotopos dominējošām sugām. Dominējošās zivju sugas pēc skaita ir bārdainais akmeņgrauzis (41,6%), mailīte (22,4%), forele (14,8%) un platgalve (14,6%). Vidējo upju ritrālām tipiskas arī tādas sugas kā lasis (2,9%) un grundulis (1,4%). Lielākā daļa karpu dzimtas zivju, izņemot mailīti un grunduli, vidējo upju straujtecēs sastopamas reti, to skaits ir mazāks par 1% no kopējā īpatņu skaita zivju sabiedrībā.

Šī tipa biotopi uzskatāmi par foreles (taimiņa) biotopu vidēja lieluma upēs. Šajā biotopā platgalves daudzums sasniedz proporcionāli lielāko skaitu salīdzinājumā ar citiem biotopiem, t. i., tie ir šai sugai nozīmīga dzīvotne.

Ceturtais tipa biotopi klasificēti vidējo upju straujtecū/lēntecū posmos ar oļu/grants/smiltis gultni. Pēc dažiem parametriem tie ir līdzīgi III tipa biotopiem, taču tiem raksturīgs būtiski mazāks vidējais kritums – 2,5 m/km un straumes ātrums – 0,31 m/s. Upes gultnes būtisks komponents ir smiltis, kas veido 27% no tās platības. Oļu un grants īpatņsvars šajā biotopā ir attiecīgi 31%. Vidējais dziļums un vidējais lielākais dziļums būtiski neatšķiras no šiem parametriem III tipa upēs – 0,26 un 0,50 m. Šiem biotopiem raksturīgs vidējs noēnojums un (2/3) vidēja aizauguma pakāpe (2).

Pavisam kopā šajos biotopos konstatētas 29 zivju sugas (vidēji vienā vietā 6,9 sugas). Šim biotopam raksturīgs vidējs zivju skaits (118 eks. / 100 m²) un vidēja bioloģiskā daudzveidība ($H' = 1,11$).

Vairāk nekā 90% gadījumu šajā biotopā konstatēts bārdainais akmeņgrauzis (100%) un mailīte (97%). Dominējošās zivju sugas pēc skaita ir mailīte (45%), bārdainais akmeņgrauzis (32%), forele (9%) un grundulis (6%). Šim biotopam tipiskas sugas ir paviķe (2%) un platgalve (2%).

Acīmredzot IV tipa biotops savā ziņā ir pārejas biotops starp vidēja lieluma upju ritrāla un potamāla posmiem. Iespējams arī, ka šīs dzīvotnes ir daļēji degradēti foreļu biotopi. Šajos biotopos mailītes daudzums sasniedz proporcionāli lielāko skaitu salīdzinājumā ar citiem biotopiem, t. i., tās ir šai sugai nozīmīga dzīvotne.

Piektā tipa biotopi atrodas vidējo un lielo upju ritrāla posmos. Upes sateces baseina platību augšpus biotopa vidēji ir 1100 km² ar vidējo kritumu posmā 1,1 m/km. Vidējais straumes ātrums šajos biotopos ir 0,28 m/s. Upes gultne šajās vietās sastāv no oļiem, grants un smiltīm, atsevišķo komponentu īpatsvars ir attiecīgi 24, 28 un 33%. Vidējais upes dziļums šajā biotopā ir 0,39 m, bet vidējais lielākais dziļums – 0,75 m. Šim biotopam raksturīgs nebūtisks noēnojums (1/2) un vidējs aizaugums (2).

Pavisam kopā vidējo un lielo upju lēntecēs konstatētas 35 zivju sugas. Tām raksturīgs vidējs zivju skaits (101 eks. / 100 m²) un liela bioloģiskā daudzveidība ($H' = 1,47$).

Vairāk nekā 90% gadījumu vidējo un lielo upju lēntecū posmos sastopamas tādas zivju sugas kā rauda (92,4%) un bārdainais akmeņgrauzis (95,4%). Bieži sastopams arī asaris (71%). Dominējošās sugas pēc zivju skaita ir bārdainais akmeņgrauzis (27,3%), mailīte (19,5%), rauda (16,5%), grundulis (14,5), asaris (5,1%). Šim biotopam tipiskas arī tādas sugas kā sapals (2,8%), platgalve (2,3%), lidaka un vēdzele (1,4%), baltais sapals un viķe (1,3%), ausleja un spidiļķis (1,1%).

Kopumā biotops uzskatāms par karpu dzimtas zivju dzīvotni. Iespējams, šis biotops ir pāreja starp karpu dzimtas un lašu – karpu (9. dzīvotnes tips) biotopu. Šajā biotopā grunduļa un akmeņgrauža daudzums sasniedz proporcionāli lielāko relatīvo skaitu salīdzinājumā ar citiem biotopiem.

Sestā tipa zivju biotopi ir vidējo un lielo upju straujteču posmi ar upes sateces baseina platību augšpus parauglaukuma 3300 km². Upes vidējais kritums posmā ir 0,7 m/km, bet vidējais straumes ātrums – 0,39 m/s. Upes gultni veido oļi (37,4%), grants (24,2) un smiltis (25,4%). Vidējais dziļums straujtecēs ir 0,38 m, bet vidējais lielākais dziļums – 0,69 m. Dzīvotnē nav noēnojuma (upes vidējais platums 27 m) un ir būtisks aizaugums (2/3).

Pavisam sestā tipa biotopā konstatētas 32 zivju sugas, vidēji 10,4 vienā vietā. Šī tipa biotopam raksturīgs liels zivju skaits (167 eks. / 100 m²) un vislielākā bioloģiskā daudzveidība ($H' = 1,59$).

Vairāk nekā 90% gadījumu šajā biotopā sastopams bārdainais akmeņgrauzis (100%), pavīķe, grundulis (99%) un sapals (92%). Zivju sabiedrībā pēc skaita dominē bārdainais akmeņgrauzis (33%), pavīķe (19%), grundulis (11%), mailīte (7%) un rauda (7%). Šim biotopam tipiskas arī tādas zivju sugas kā platgalve (4%), viķe (3%), akmeņgrauzis (2%) un asaris (2%).

Šie biotopi uzskatāmi par karpu dzimtas zivju biotopiem. Šajā biotopā pavīķes daudzums sasniedz proporcionāli lielāko skaitu salīdzinājumā ar citiem tipi, t. i., tas ir šai sugai nozīmīga dzīvotne.

Septītā tipa biotopi ir mazo upju ar sateces baseina platību augšpus parauglaukuma 118 km² (modālā grupa 89 km²) straujteču un lēntecū posmi. Šo upju vidējais kritums posmos ir 6,2 m/km, bet vidējais straumes ātrums – 0,3 m/s. Pēc temperatūras režīma tās ir izteiktas aukstūdens upes, vidējā ūdens temperatūra vasarā tajās ir tikai 15,6 °C. Upes gultnē šajā biotopā dominē trīs komponenti: oļi (37%), grants (31%) un smiltis (22%). Vidējais dziļums šajā biotopā ir 0,23 m, bet vidējais lielākais dziļums – 0,4 m. Šie biotopi ir bez aizauguma (1), ar lielu noēnojumu (3/4).

Pavisam kopā septītā tipa biotopā konstatētas 23 zivju sugas, vidēji tikai 4,3 vienā vietā. Šī tipa biotopam raksturīgs mazs zivju skaits (54 eks. / 100 m²) un vismazākā bioloģiskā daudzveidība ($H' = 0,74$).

Vairāk nekā 90% septītā tipa biotopu konstatēta tikai viena zivju suga – forele (100%). Zivju sabiedrībā pēc skaita dominē forele (71%), bārdainais akmeņgrauzis (20%) un mailīte (3%). Šim biotopam tipiskas arī tādas sugas kā platgalve (2%) un deviņdatu stagers (1%).

Šis biotops uzskatāms par foreles (taimiņa) nozīmīgāko dzīvotni mazajās upēs.

Astotā tipa biotops ir lielo un vidējo upju straujtes ar upes sateces baseina platību 1500 km² (modālā grupa 385 km²). Šo upju vidējais kritums ir 2,7 m/km, bet straumes ātrums – 0,64 m/s. Vidējais dziļums ir 0,28 m, bet vidējais lielākais dziļums – 0,44 m. Upes gultnē dominē laukakmeņi (16%), oļi (48%) un grants (27%). Šajos biotopos nav noēnojuma (1), raksturīgs vidējs aizaugums (2), kurā dominē ūdenssūnas.

Pavisam astotā tipa biotopā konstatētas tikai 22 zivju sugas, vidēji vienā vietā 6,7 sugas. Biotopam raksturīgs liels zivju skaits (121 eks. / 100 m²) un neliela daudzveidība ($H' = 1,09$).

Vairāk nekā 90% gadījumu biotopā konstatēts lasis (100%) un bārdainais akmeņgrauzis (98,4%). Bieži sastopama platgalve (86%) un forele (72%). Pēc skaita zivju sabiedrībā dominē bārdainais akmeņgrauzis (53%), lasis (23%), platgalve (10%) un forele (6%). Šim biotopam tipiskas arī tādas sugas kā mailīte (3%) un grundulis (2%).

Šis biotops ir nozīmīgs kā laša un taimiņa dzīvotne vidējās un lielajās upēs, proporcionāli lielāko skaitu tajā sasniedz bārdainais akmeņgrauzis.

Devītā tipa biotopi ir straujtes lielajās lašupēs ar vidējo upes sateces baseinu 2900 km² (modālā grupa 3000 km²). Šo upju vidējais kritums posmos ir 1,1 m/km, straumes ātrums – 0,53 m/s. Vidējais dziļums šajā biotopā ir 0,3 m, bet vidējais lielākais dziļums – 0,5 m. Pēc temperatūras režīma tās ir siltūdens upes ar ūdens temperatūru vasarā 20 °C. Upes gultnē dominē laukakmeņi (16%), oļi (48%) un grants (24%). Šie biotopi ir bez aizēnojuma (1) ar vidēju aizauguma pakāpi (2).

Pavisam šajā biotopā konstatētas 30 zivju sugas, vidēji vienā vietā 9,3 sugas. Biotopam raksturīgs vislielākais zivju skaits (220 eks. / 100 m²) un liela daudzveidība ($H' = 1,51$).

Vairāk nekā 90% gadījumu biotopā konstatētas tādas zivju sugas kā bārdainais akmeņgrauzis (100%), lasis (97%) un grundulis (91%). Bieži sastopama platgalve (85%), pavīķe (84%) un sapals (77%). Pēc skaita zivju sabiedrībā dominē bārdainais akmeņgrauzis (36%), lasis (24%), pavīķe (10%), mailīte (9%) un grundulis (6%). Šim biotopam tipiskas arī tādas zivju sugas kā rauda (5%), platgalve (5%), sapals (2%) un asaris (1%).

Šis dzīvotnes ir laša – karpu dzimtas zivju biotops. Tam raksturīgs vislielākais laša mazuļu relatīvais daudzums, kas bieži pārsniedz 100 eks. / 100 m².

Nodalītajām zivju dzīvotnēm un biotopiem konstatēti dažādi zivju sabiedrību parametri. Bioloģiskā daudzveidība pa dzīvotnēm veido trīs homogēnas grupas: 7 (mazās aukstūdens grupas ar vismazāko daudzveidību), 1, 8, 4, 3 (mazās un vidējās upes ar vidēju daudzveidību), 5, 9, 2, 6 (vidējās un lielās upes ar vislielāko daudzveidību). Pēc zivju skaita homogēnas grupas veido 5, 2, 4, 8 un 4, 8, 3 un 8, 3, 6 tipi. Pēc sugu skaita homogēnas grupas veido 8, 4, 3 un 5, 2, 9 un 9, 6 tipi. Pēc biomasas homogēnas grupas veido 1, 4, 7, 8; 4, 7, 8, 3; 3, 5; 5, 6, 9 un 9, 2 tipi (3.48. tabula).

3.48. tabula

Zivju sabiedrību parametri pa zivju dzīvotņu tipiem

Parametrs	Biotops								
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
Vidējais sugu skaits	5,4 ± 2,2	9,0 ± 2,8	7,0 ± 2,2	6,9 ± 2,4	8,6 ± 2,4	10,4 ± 2,6	4,3 ± 1,6	6,7 ± 2,5	9,3 ± 2,2
Daudzveidība	1,08 ± 0,42	1,52 ± 0,33	1,22 ± 0,25	1,11 ± 0,35	1,46 ± 0,33	1,57 ± 0,38	0,74 ± 0,39	1,09 ± 0,26	1,51 ± 0,29
Zivju skaits	25 ± 20	92 ± 51	154 ± 89	118 ± 73	101 ± 84	167 ± 103	54 ± 34	121 ± 69	220 ± 135
Biomasa	498 ± 569	1835 ± 1149	912 ± 450	692 ± 532	1250 ± 933	1333 ± 1281	757 ± 636	845 ± 415	1549 ± 974

Pēc visiem parametriem no pārējiem tipiem atšķiras mazās aukstūdens upes, to potamālā konstatēts vismazākais zivju skaits un daudzveidība. Savukārt vidējo un lielu upju strautecēs (8,4,3 tipi) ir salīdzinoši mazāka bioloģiskā daudzveidība nekā vidējo un lielo upju lēntecēs. Pamatā zivju sabiedrību parametru izkliedi pa dzīvotnēm nosaka divi komponenti – upes „lielums” un potamāls–ritrāls, no kuriem pirmais ir noteicošais.

3.49. tabula

Sugu sastāvs Latvijas upju biotopos

Biotops	Dominējošās sugas	Tipiskās sugas
Mazo upju potamāls (I)	Bārdainais akmeņgrauzis, asaris, deviņdatu stagars, lidaka, vēdzele, trīsdatu stagars	Mailīte, platgalve, ausleja, dūņu pīkste
Vidējo un lielo upju potamāls (II)	Rauda, asaris, sapals, viķe, bārdainais akmeņgrauzis, grundulis	Spidiļķis, akmeņgrauzis, pavīķe, lidaka, baltais sapals, plicis, vēdzele
Vidēja lieluma upju ritrāls (III)	Bārdainais akmeņgrauzis, mailīte, forele, platgalve	Lasis, grundulis
Vidēja lieluma upju potamāls/ritrāls (IV)	Mailīte, bārdainais akmeņgrauzis, forele, grundulis	Pavīķe, platgalve
Vidējo un lielo upju potamāls – upju ritrāla posmi (V)	Bārdainais akmeņgrauzis, mailīte, rauda, grundulis, asaris	Sapals, platgalve, lidaka, vēdzele, akmeņgrauzis, baltais sapals, viķe, ausleja, spidiļķis
Vidējo un lielo upju ritrāls (VI)	Bārdainais akmeņgrauzis, pavīķe, grundulis, mailīte, rauda	Platgalve, viķe, akmeņgrauzis, asaris
Mazo aukstūdens upju potamāls/ritrāls (VII)	Forele, bārdainais akmeņgrauzis, mailīte	Platgalve, deviņdatu stagars
Vidējo un lielo upju ritrāls (VIII)	Bārdainais akmeņgrauzis, lasis, platgalve, forele	Mailīte, grundulis
Lielo upju ritrāls (IX)	Bārdainais akmeņgrauzis, lasis, grundulis	Rauda, platgalve, sapals, asaris

Sugu sastāvs zivju sabiedrībās pa biotopiem apkopots 3.49. tabulā. Latvijas upēs visplašāk izplatītā un biežāk sastopamā zivju suga – bārdainais akmeņgrauzis – visu tipu biotopos ir dominējošā zivju suga (suga sastopama vairāk nekā 90% apsekojamo vietu), t. i.,

šai sugai faktiski nav nozīmes tipoloģijā. Lašveidīgās zivis un platgalve pie dominējošām sugām pieder ritrāla biotopos, bet rauda un asaris – upju potamālā. Grundulis var būt dominējošo sugu grupā gan potamālā, gan ritrāla apstākļos (25. pielikums).

3.6.2. Zivju sabiedrību struktūra dažāda tipa upēs

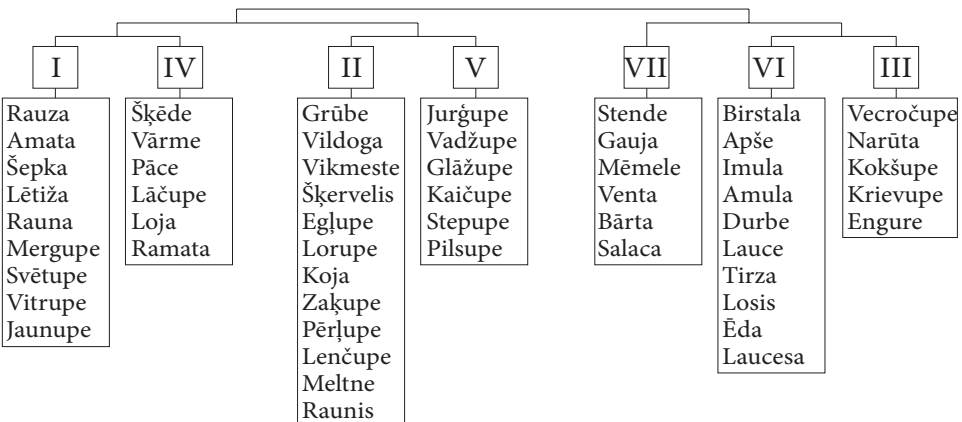
Izstrādājot priekšlikumus Latvijas upju tipoloģijai pēc zivju sabiedrību struktūras, vadāmies no apsvēruma, ka tai jābūt racionālai, t. i., nedrīkst būt pārāk daudz tipu upēm, kas atrodas vienā ekoloģiskajā reģionā salīdzinoši mazā teritorijā. Klasteru uzkrāšanās kārtība liecina, ka iespējams izšķirt 7 klasterus (3.50. tabula, 3.14. attēls). Dati par zivju sugu sastopamību klasteranalīzē noteiktajos upju tipos apkopoti 26. pielikumā. Kopā upju tipoloģijas izstrādei atlasītas 105 upes, kur antropogēnās iedarbības slodze ir robežās no 1 līdz 2.

3.50. tabula

Upju tipu un to zivju sabiedrību parametru raksturojums

Parametrs	Upes tips						
	I (n = 19)	II (n = 38)	III (n = 5)	IV (n = 10)	V (n = 14)	VI (n = 11)	VII (n = 8)
Baseina platība ¹ (km ²)	300 ± 150	50 ± 30	150 ± 200	140 ± 40	60 ± 40	400 ± 200	4000 ± 2900
Vidējais kritums (m/km)	2,0 ± 1,0	5,0 ± 3,5	1,4 ± 0,9	1,3 ± 0,6	2,5 ± 1,1	1,6 ± 0,5	0,5 ± 0,2
T režīms vasarā	< 18 °C	< 18 °C	> 18 °C	> 18 °C	> 18 °C	> 18 °C	> 18 °C
Sugu skaits	14,3 ± 4,8	6,6 ± 3,4	10,2 ± 4,2	12,7 ± 1,3	8,7 ± 3,4	15,2 ± 3,0	23,8 ± 7,3
Daudzveidība	1,5 ± 0,3	1,1 ± 0,4	1,6 ± 0,1	1,5 ± 0,3	1,5 ± 0,5	1,8 ± 0,2	1,9 ± 0,3
Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	98 ± 43	58 ± 35	56 ± 33	135 ± 66	105 ± 14	93 ± 45	127 ± 34
Biomasa (g / 100 m ²)	874 ± 620	702 ± 466	1301 ± 773	1153 ± 493	680 ± 610	1340 ± 423	1278 ± 381

¹ – baseina platība koriģēta pēc parauglaukuma novietojuma.



3.14. attēls. Upju sadalījums pa zivju sabiedrību tiem

I upju tips ir vidējās ritrāla aukstūdens upes ar skābekļa saturu > 7 mg/l. Vairāk nekā 90% upju sastopamas tādas zivju sugas kā strauta nēģis, forele, mailīte, bārdainais akmeņgrauzis, vēdzele un platgalve. Lielākajai daļai šo upju baseina platība ir robežās no 200 līdz 700 km², bet vidējais kritums – 1–3,5 m/km. Vidējais zivju skaits šajās upēs ir ap 100 eks. / 100 m², bet to biomasa 350–1100 g / 100 m². Pavisam kopā šajās upēs konstatētas 22 zivju un 2 nēģu sugas. Vidējais sugu skaits šajās upēs ir 14,3 ± 4,8, bet daudzveidība 1,5 ± 0,3. Pēc skaita zivju sabiedrībās dominē tādas sugas kā bārdainais akmeņgrauzis (36%), mailīte (27%) un forele (14%).

Pie šī upju tipa pieder tādas ūdensteces kā Amata, Brasla, Rauna, Rauza, Iģe, Lētiža, Mergupe, Vecpalsa, Rīva, Svētupe un Vitrupe u. c. ūdensteces. Tās pieder pie vidēja lieluma ritrāla aukstūdens lašveidīgo zivju upēm.

II upju tips ir mazās ritrāla aukstūdens upes ar sateces baseina platību, mazāku par 100 km².

Vairāk nekā 90% šo upju sastopamas tikai divas zivju sugas – forele un bārdainais akmeņgrauzis. Šo upju vidējā sateces baseina platība ir 50 km², bet vidējais kritums – 4,9 ± 3,5 m/km. Vidējais zivju skaits šajās upēs ir ap 60 eks. / 100 m², bet to biomasa robežās no 200 līdz 1800 g / 100 m². Pavisam kopā šajās upēs konstatētas 22 zivju un 2 nēģu sugas. Šīm upēm raksturīgs vismazākais vidējais sugu skaits 6,6 ± 3,4 un daudzveidība 1,1 ± 0,4. Pēc skaita zivju sabiedrībās dominē forele (33,3%), mailīte (30,0%) un bārdainais akmeņgrauzis (24,0%).

Pie šī upju tipa pieder tādas ūdensteces kā Dauda, Egļupe, Grūbe, Inčupe, Kumada, Lenčupe, Ličupe, Līgatne, Melnupe (Salaca, Amata), Noriņa, Rakšupe, Raunis, Skaļupe, Šķērvelis, Strīkupe, Vaive, Vikmeste, Vildoga u. c. ūdensteces, Tās ir mazās ritrāla aukstūdens lašveidīgo zivju upes.

III upju tips ir siltūdens upes, kas pēc vidējā krituma var būt gan potamāla, gan ritrāla ūdensteces. Vairāk nekā 90% šo upju sastopama rauda, lidaka un asaris un nav sastopamas lašveidīgo zivju sugas. To vidējā baseina platība ir 150 km², taču šī parametra izkliede ir robežās no 25 līdz 500 km². Vidējais zivju skaits šajās upēs ir 56 eks. / 100 m², bet biomasa 1300 g / 100 m². Pavisam kopā šajās upēs konstatētas 22 zivju un viena nēģu suga. Vidējais zivju sugu skaits šajās upēs ir 10,2 ± 4,1, bet daudzveidība 1,6 ± 0,1. Pēc skaita šajās upēs dominē rauda (31%), asaris (22%) un lidaka (10%).

Pie šī upju tipa pieder Engure, Kokšupe, Narūta, Krievupe. Šīs upes izmantotajā datu masīvā ir maz pārstāvētas, taču Latvijā sastopamas bieži. Tās ir mazās un vidējās upes, kas tek caur ezeriem (saistītas ar ezeriem). Šis upju tips Latvijā ir maz apzināts.

IV upju tips ir siltūdens upes ar sateces baseinu robežās no 70 līdz 300 km² un ar vidējo kritumu 1,3 ± 0,6 m/km. Vairāk nekā 90% šo upju konstatētas tādas sugas kā lidaka, rauda, grundulis, mailīte, bārdainais akmeņgrauzis un asaris. Lielākajā daļā šo upju, bet mazākā daudzumā konstatēta arī forele. Vidējais zivju skaits šajās upēs ir 135 eks. / 100 m², bet biomasa – 1153 g / 100 m². Pavisam kopā šajās upēs konstatētas 24 zivju un 2 nēģu sugas. Vidējais sugu skaits šajās upēs ir 12,7 ± 1,3, bet daudzveidība 1,5 ± 0,3. Pēc skaita šajās upēs dominē mailīte (48%), bārdainais akmeņgrauzis (17%), rauda (6%) un asaris (5%).

Pie šī upju tipa pieder Šķēde, Vārme, Ramata, Lāčupe, Ķišupe, Loja. Tās ir mazās karpu dzimtas – lašveidīgo zivju upes. Taču iespējams, ka mazais lašveidīgo zivju īpatsvars šī tipa upēs ir degradācijas rezultāts.

V upju tips ir ritrāla siltūdens un aukstūdens upes ar sateces baseinu < 100 km² un vidējo kritumu 2,1 ± 1,0 m/km. Vairāk nekā 90% šo upju konstatēta tikai viena zivju

suga – bārdainais akmeņgrauzis. Vidējais zivju skaits šajās upēs ir 50 eks./ 100 m², bet biomasa tikai 680 g / 100 m². Pavisam kopā šajās upēs konstatētas 22 zivju un 2 nēģu sugas. Vidējais sugu skaits šajās upēs ir $8,7 \pm 3,4$, bet daudzveidība $1,5 \pm 0,5$. Pēc skaita šajās upēs dominē bārdainais akmeņgrauzis (22%) un grundulis (15%).

Pie šī upju tipa pieder Kaičupe, Stepupe, Vadžupe, Jurģupe, Pilsupe u. c. Tās ir mazās bārdainā akmeņgrauža upes. Daļā šo upju konstatētas foreles, tāpēc, iespējams, tie ir degradēti foreļu strauti.

VI upju tips ir ritrāla tipa siltūdens upes ar sateces baseinu robežās no 200 līdz 1000 km² un vidējo kritumu $1,6 \pm 0,5$ m/km. Vairāk nekā 90% šo upju konstatētas tādas sugas kā forele, lidaka, rauda, grundulis, mailīte, bārdainais akmeņgrauzis, asaris un platgalve. Šo upju posmos, kas pieejamas ceļotāzivīm, konstatēti arī lasis un foreles ceļotājforma taimiņš. Vidējais zivju skaits šajās upēs ir 93 eks. / 100 m², bet biomasa 1300 g / 100 m². Pavisam kopā šajās upēs konstatētas 24 zivju un 2 nēģu sugas. Vidējais sugu skaits šajās upēs ir $15,2 \pm 3,0$, bet daudzveidība $1,8 \pm 0,2$. Pēc skaita šajās upēs dominē bārdainais akmeņgrauzis (31%), mailīte (17%), rauda (17%), grundulis (7%) un asaris (5%).

Pie šī tipa upēm pieder Tirza, Ciecere, Lauce, Laucesa, Lielā Jugla, Ēda, Tebra u. c. ūdensteces. Šīs upes ir vidējās karpu dzimtas – lašveidīgo zivju upes.

VII upju tips ir potamāla siltūdens upes ar sateces baseina platību > 1000 km² un vidējo kritumu $0,5 \pm 0,2$ m/km. Vairāk nekā 90% šo upju konstatētas tādas sugas kā upes nēģis, lidaka, rauda, baltais sapals, sapals, grundulis, mailīte, pavīķe, viķe, bārdainais akmeņgrauzis, akmeņgrauzis, vēdzele, asaris un platgalve. Lielākajā daļā šo upju sastopamas arī salate un vimba, kas nav sastopamas mazajās upēs un ir retas vidēja lieluma upēs. Pavisam kopā šajās upēs konstatētas 38 zivju un 2 nēģu sugas. Vidējais sugu skaits šajās upēs ir $23,8 \pm 7,3$, bet daudzveidība $1,9 \pm 0,3$. Vidējais zivju skaits ir 130 eks. / 100 m², bet biomasa 1400 g / 100 m². Pēc skaita šajās upēs dominē bārdainais akmeņgrauzis (29%), rauda (14%) pavīķe (11%), mailīte (9%), grundulis (8%), sapals (5%), platgalve (5%) un lasis (5%).

Pie šī tipa upēm pieder Latvijas lielākās upes Salaca, Gauja, Venta, Mēmele, Bārta, Stende, Abava un Ogre. Šī upju tipa ūdensteču straujtecēs lielākā skaitā sastopami vai bijuši sastopami (Ogre, Abava) laša mazūļi. Tās ir galvenās laša, upes nēģa un vimbas nārsta upes Latvijā.

3.51. tabula

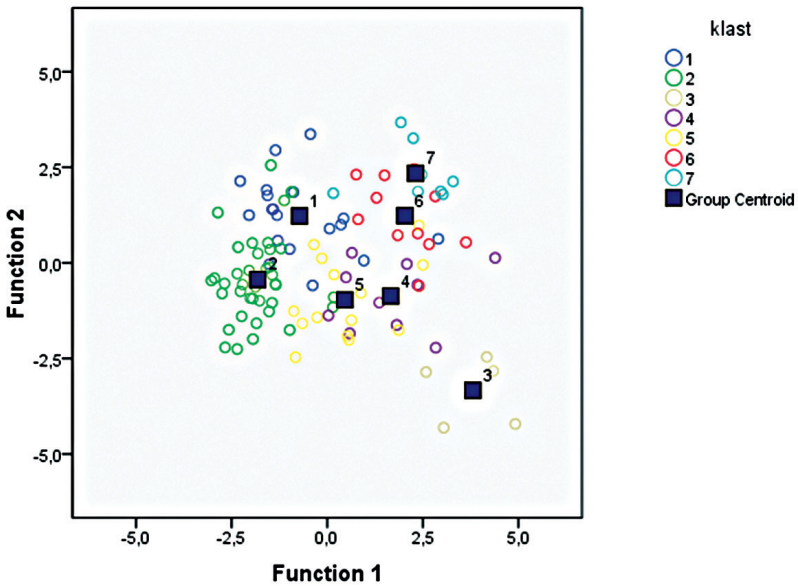
Klasifikācijas funkcijas koeficienti upju tipiem pēc zivju skaita pa sugām

Zivju suga	Upju tips						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
SAT	6,52	7,50	1,53	4,80	1,24	2,72	2,60
ESL	5,03	2,14	25,44	17,17	6,16	6,82	6,99
RUT	-1,80	-0,94	4,89	0,96	0,30	4,79	1,91
LEC	6,11	2,83	-2,62	0,57	3,01	7,48	16,23
PHP	3,86	2,99	1,83	7,46	-0,21	2,11	1,93
NOB	6,93	4,89	-2,19	2,91	4,61	6,28	6,86
PEF	4,69	1,42	10,69	11,07	2,48	5,54	6,87
COG	6,60	1,43	3,11	2,59	2,82	6,30	7,65
Konstante	-16,03	-9,10	-18,93	-19,95	-5,59	-17,14	-22,14

Treknrakstā – lielākās koeficientu vērtības.

Klasteranalīzes rezultāti tika pārbaudīti, izmantojot diskriminantanalīzi, par grupējošo parametru izmantojot 7 klasterus (upju tipus), bet par neatkarīgajiem parametriem – zivju skaita pa sugām logaritmiskās vērtības (3.51. tabula).

Klasifikācijas funkcijas koeficienti sakrīt ar klasteranalīzes rezultātiem. To lielākās vērtības atbilst upju tipiem, kuros šo sugu zivis dominē sastopamības un skaita ziņā (3.15. attēls, 3.52. tabula).



3.15. attēls. Klasteru (upju tipu) centriādu novietojums

Diskriminantanalīzes rezultāti liecina, ka 81% gadījumu upju klasifikācija veikta pareizi (3.52. tabula).

3.52. tabula

Upju tipoloģijas atbilstības pārbaude

Tips	Piederība upju tipam, skaits							Kopā	% pareizi klasif. rezultāti
	I	II	III	IV	V	VI	VII		
I	14	3	0	0	0	1	1	19	73,7
II	4	33	0	0	1	0	0	38	86,8
III	0	0	5	0	0	0	0	5	100,0
IV	1	0	0	9	0	0	0	10	90,0
V	1	0	0	0	11	2	0	14	78,6
VI	0	0	0	1	0	7	3	11	63,6
VII	1	0	0	0	0	1	6	8	75,0

Treknrakstā – pareizi klasificētās upes.

Salīdzinot mūsu izstrādāto Latvijas upju tipoloģiju pēc zivju sabiedrību struktūras, redzams, ka tipoloģija pēc zivju sabiedrību struktūras tikai daļēji atbilst oficiālajai tipoloģijai, kas izveidota, balstoties uz upju morfoloģiskajiem parametriem (3.53. tabula).

3.53. tabula

Upju tipoloģija pēc zivīm: tās atbilstība Latvijas upju oficiālajai tipoloģijai*

Upes tips pēc zivju sabiedrībām	Upju skaits	Upes tips Latvijas oficiālajā tipoloģijā					
		Mazās ritrāla	Mazās potamāla	Vidējās ritrāla	Vidējās potamāla	Lielās ritrāla	Lielās potamāla
I, vidējās ritrāla aukstūdens	19			17	2		
II, mazās ritrāla aukstūdens	38	37		1			
III, ar ezeriem saistītās	5	2		1	2		
IV, mazās/vidējās siltūdens potamāla/ritrāla	10	4		3	3		
V, mazās ritrāla bārdainā akmeņgrauža	14	13		1			
VI, vidējās ritrāla siltūdens	11			11			
VII, lielās potamāla	8					1	7

* – MK noteikumi Nr. 858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību”.

Treknrakstā – atbilst oficiālajai tipoloģijai.

3.53. tabulā nav iekļautas divu tipu upes – mazās potamāla un lielās ritrāla ūdens-
teces. II upju tips ir reti pārstāvēts, tās mūsdienās pārveidotas par meliorācijas sistēmu
notekām. Tikai viena no Latvijas lielajām upēm – Ogre – atbilst lielo ritrāla upju kate-
gorijai. Savukārt divas oficiālās tipoloģijas upju grupas pārstāvētas katra ar diviem ziv-
ju sabiedrību tipiem. Mazās ritrāla upes pārstāv II un V zivju tips, bet vidējās ritrāla
upes – I un VI zivju tips. Abos gadījumos atšķirības nosaka upes temperatūras režīms:
I un II zivju sabiedrību tips novērojams aukstūdens upēs, bet V un VI – siltūdens upēs,
VII zivju sabiedrību tips atbilst lielajām potamāla upēm. Savukārt III un IV zivju sa-
biedrību tips ir pārāk mazi esošajā datu masīvā, un nav iespējams noteikt, kuriem upju
tipiem tie atbilst vislabāk. Var secināt, ka esošā upju tipoloģija tikai daļēji atbilst mūsu
pētījumā noteiktajiem zivju sabiedrību tipiem.

4. DISKUSIJA

Upes ir ļoti atšķirīgas pēc to morfoloģijas, hidroloģiskā un temperatūras režīma, novietojuma kopējā upju tīklā u. c. parametriem, kas veido zivju dzīves vidi, rezultātā nosakot zivju sabiedrību struktūru. Apkārtējās vides faktori, kas ietekmē zivju sabiedrību struktūru, savstarpēji mijiedarbojas, t. i., to ietekme ir visai sarežģīta. Katrā no zivju sabiedrību veidošanās fāzēm vides faktori ietekmē dažādu zivju vairošanos, augšanu, mirstību u. c., iznākumā nosakot sabiedrības struktūru – sugu sastāvu un skaitu, zivju skaitu un biomasu. Pētījumos konstatēts, ka ir virkne dabisko un antropogēno faktoru, kas ietekmē zivju sabiedrību struktūru, kā upes lielums, temperatūras režīms, pieejamās dzīvotnes, upes dziļums un kritums, upju antropogēnā pārveidošana, eitrofikācijas pakāpe, invazīvu sugu izplatīšana, urbanizācija u. c. (Jackson et al., 2001; Malmqvist, Rundle, 2002; Morgan, Cushman, 2005; Port et al., 1986).

Saskaņā ar teritorijas platības un sugu skaita teoriju (*species – area relationship*) sugu skaits teritorijā (upju gadījumā – sateces baseinā) pieaug, palielinoties šai teritorijai. Upēs šo sakarību novēro divējādi:

- sugu skaits atsevišķā upē pieaug virzienā uz tās lejteci, t. i., pieaugot tās sateces baseina platībai un caurplūdamam;
- sugu skaits upēs pieaug, palielinoties to sateces baseina platībai (Matthews, 1998; Oberdorff et al., 1998),

Līdzīgs zivju ekoloģisko grupu izvietojums atkarībā no hidroloģiskajiem un hidromorfoloģiskajiem faktoriem konstatēts, salīdzinot zivju sabiedrību struktūru pat dažādu kontinentu upēs (Lamoroux et al., 2002).

Šīs sakarības ir spēkā arī Latvijas upēs. Zivju monitoringā upēs, kura dati izmantoti šajā darbā, regulāri konstatētas 70–75% no Latvijas upju faunā sastopamajām zivju un nēģu (turpmāk tekstā – zivju) sugām. Mazajās upēs (sateces baseins $S < 100 \text{ km}^2$) noķertas 29 sugas, vidēji ($100 \text{ km}^2 < S < 1000 \text{ km}^2$) noķertas 36, bet lielajās upēs ($S > 1000 \text{ km}^2$) – 38 sugas. Atšķirību starp monitoringā konstatētajām un ihtiofaunā sastopamajām sugām veido zivis, kas upēs uzturas īsu laiku (salaka, sīga), ir reti sastopamas (palede, kaze) vai ir reti iecelotāji (jūras nēģis). Tādas sugas kā vimba, salate, ālants un sams sastopamas vidējās un lielās upēs. Arī invazīvās sugas – sudrabkarūsa, rotans un karpa – biežāk sastopamas vidējās un lielās ūdenstecēs. Arī citos pētījumos konstatēts, ka invazīvās sugas biežāk sastopamas upju lejtecēs un lielajās upēs (Friesen, Ward, 1996).

Sugu skaitu un daudzveidību upē nosaka arī tās novietojums upju tīklā. Atsevišķā izolētā mazas upes baseinā (piemēram, Rīgas jūras līcī ietekošās mazās upes) sugu skaits un daudzveidība ir mazāki nekā līdzīga lieluma upēs, kas ir lielāku upju pietekas. Līdzīgi rezultāti iegūti arī pētījumos, kas veikti Francijas lielāko upju Luāras un Sēnas baseinā (Oberdorff, 2001; Roset et al., 2007). Netipiski liels sugu skaits un daudzveidība novērojami lielo upju pieteku grīvās. Tiek rekomendēts šādos upju posmos iegūtos datus neattiecināt uz upi kopumā (Thorpe et al., 2006).

Pieaugot sugu skaitam upēs, pieaug arī zivju relatīvais skaits un biomasu, jo lielākās upēs sastopamas zivju sugas, kuru īpatņi ir lielāki vai, kuras sasniedzot kādu vecumu vai

izmēru, migrē no mazajām upēm uz to lejtecēm vai augstākas pakāpes upi (Jackson et al., 2001; Kesminas, Virbickas, 2007).

Ekoreģiona robežās zivju sabiedrību struktūrai upēs būtu jābūt līdzīgai, tādēļ sagaidāms, ka Igaunijas, Latvijas un Lietuvas upju zivju sabiedrību struktūra ir līdzīga. Plašāki zivju pētījumi upēs veikti Lietuvā, un to rezultāti ir samērā atšķirīgi no Latvijas upēs iegūtajiem. Tā zivju skaits dažāda lieluma upēs bija robežās no 8 eks. / 100 m² strautos līdz 45 eks. / 100 m² lielajās upēs (Kesminas, Virbickas, 2000). Pēc mūsu pētījuma rezultātiem, šie lielumi ir attiecīgi 59 un 119 eks. / 100 m², t. i., tie atšķiras vairākas reizes. Zivju biomasa ir līdzīgāka, tomēr Lietuvas upēs atkarībā no sateces baseina tā variē robežās no 40 līdz 740 g / 100 m², bet mūsu iegūtie rezultāti ir būtiski lielāki – 662–1447 g / 100 m². Pētījumā, kur iekļauti dati par 21 Lietuvas upi (Virbickas, 1998), zivju relatīvais skaits bijis 3–129 eks. / 100 m² un biomasa 80–629 g / 100 m². Citā pētījumā, kas veikts vidēja lieluma ($S = 615 \text{ km}^2$) ritrāla upē Siesartē (*River Siesartis*), zivju skaits bijis robežās no 13 līdz 50 eks. / 100 m², bet biomasa 311–1587 g / 100 m² (Civas, Kesminas, 2011). Šie rezultāti ir tuvāki Latvijas upēs iegūtajiem. Savukārt Igaunijas upēs pētīta Baltijas laša izplatība un atražošanās, bet publicēti tikai dati par sugu sastopamību tajās (Kangur, Wahlberg, 2001).

Atšķirības, iespējams, skaidrojamas ar atšķirībām zivju uzskaites metodēs, piemēram, zvejas vietu izvēlē vai zvejas efektivitātē, ko var noteikt izmantotā aparātūra, zivju uzķeršanas paņēmieni, zvejas dalībnieku skaits u. c. faktori. Samērā līdzīgs ir Latvijas un Lietuvas upju zivju sugu sastopamības (% no upēm) vērtējums plaši izplatītām sugām, kas sastopamas visā Baltijas ekoreģionā. Tā pētījumā, kur apkopoti dati par 21 Lietuvas upi, tādu sugu kā līdaka, rauda, asaris un bārdainais akmeņgrauzis sastopamība ir attiecīgi 71, 67, 67 un 86%. Mūsu pētījumā šie rādītāji bija 73, 65, 67 un 95%.

Taču dažu sugu izplatība atšķiras būtiski. Tā trīsradatu stagers Lietuvas upēs sastopams arī iekšzemē, samērā lielā attālumā no Baltijas jūras, turklāt tas konstatēts 52% apsekoto upju. Latvijas upēs tā sastopamība ir tikai 16%. Upēs iekšzemē tas populācijas acimredzot veido reti. No 37 Latvijas upēm, kur konstatēta šī suga, 30 upes tieši ietek Baltijas jūrā vai Rīgas jūras līcī. Tikai atsevišķos gadījumos šī zivju suga konstatēta upēs iekšzemē. Gan deviņradatu, gan trīsradatu stagaru klātbūtne zivju sabiedrībā lielā skaitā tiek uzskatīta par upes degradācijas pazīmi (Virbickas, 1998; Kesminas, Virbickas, 2000; Fieseler, Volter, 2006).

Dažas zivju sugas Latvijā izplatītas nevienmērīgi. Spidiļķis nav sastopams Austrumlatvijā, lielākā daudzumā šī suga sastopama Kurzemes upēs. Alatas dabiskās izplatības areāls ir ierobežots, tā sastopama Gaujas un Ventas baseina upēs, kā arī konstatēta Liepnā, kas pieder pie Veļikajas baseina. Daugavas un Lielupes baseina upēs to mēģināts izplatīt maksliģi. Forele izplatīta galvenokārt augstieņu nogāžu upēs, taču tikai Latvijas centrālajā un rietumu daļā. Ar jūru savienotajās upēs, kur nav zivju migrācijas šķēršļu, foreli pārstāv galvenokārt tās ceļotājforma. Latvijā diemžēl nav pieejami vēsturiskie dati par foreles izplatību mazajās upēs (Birzaks et al., 2011), taču iespējams, ka daļā Latvijas austrumdaļas upju tā iznikusi. Makšķerniekiem domātos izdevumos, ko nevar uzskatīt par drošiem informācijas avotiem, minēts, ka foreles sastopamas Indricā (Priedītis, 1960), taču mūsu pētījumos 2006. un 2007. gadā tās tur netika konstatētas.

Taču saskaņā ar ekoloģiskajām likumsakarībām dienviņu virzienā būtu jāpieaug ne tikai zivju sugu skaitam, bet arī to relatīvajam skaitam un biomasai (Waide et al., 1999). Var secināt, ka jautājums par zivju relatīvo skaitu un biomasu Baltijas ekoreģiona upēs

joprojām ir atklāts. Pēc mūsu pētījuma rezultātiem mazākais zivju sugu skaits un daudzveidība novērojama mazajās ($S < 100 \text{ km}^2$) ritrāla tipa aukstūdens upēs, bet lielākais – siltūdens potamāla upēs ar sateces baseinu, lielāku par 1000 km^2 .

Iepriekšminētie rezultāti liecina, ka pat nosacīti nelielā teritorijā, kāds ir Baltijas eko-reģions, novērojamas būtiskas sugu izplatības un sastopamības atšķirības ģeogrāfiski tuvos reģionos.

Zivju sugu skaitu upēs lielā mērā nosaka tās temperatūras režīms. Lielākā daļa Latvijas upju ihtiofaunā pārstāvēto zivju pieder pie karpu dzimtas, tās ir siltūdens sugas. Pavisam kopā siltūdens upēs noķertas 40, bet aukstūdens upēs – 35 zivju sugas. Taču datu analīze liecina, ka nav būtisku atšķirību vidējam upē konstatēto zivju sugu skaitam starp upēm pa sateces baseinu grupām ar dažādiem temperatūras režīmiem (Birzaks, 2012).

Lietuvas upēs zivju biomasa aukstūdens apstākļos ir 2,3 reizes mazāka nekā siltūdens upēs (Virbickas, 1998), mūsu pētījumā šī atšķirība ir nedaudz mazāka, ap 1,9. Ūdens temperatūra būtiski ietekmē zivju izplatību un augšanu (Magnuson et al., 1979). Zemāka ūdens temperatūra vasaras mēnešos novērojama tikai mazajās un vidējās Latvijas upēs, upes ar sateces baseinu $S > 1000 \text{ km}^2$ ir siltūdens upes.

Līdzīgi sugu skaitu ietekmē arī upes kritums. Potamāla upēs konstatētas 39, bet ritrāla upēs – 36 sugas. Vidējais sugu skaits potamāla un ritrāla upēs atšķiras būtiski, taču šāda atšķirība netiek novērota, ja vidējo sugu skaitu potamāla un ritrāla upēs salīdzina pa sateces baseinu lieluma grupām. Zivju skaits upēs, kas izteikts kā īpatņu skaits uz laukuma vienību 100 m^2 , mainās, mainoties upju sateces baseinam, kritumam un temperatūrai. Tas pieaug, pieaugot sateces baseina platībai un ūdens temperatūrai, un samazinās, pieaugot upes vidējam kritumam. Šīs atšķirības nav statistiski būtiskas, ja zivju skaita salīdzināšana potamāla/ritrāla un aukstūdens/siltūdens upēs tiek veikta pa sateces baseinu platības grupām (Birzaks, 2012). Šis parametrs būtiski neatšķiras arī upju grupās ar dažādu O_2 koncentrāciju.

Skābekļa saturs ūdenī uzskatāms par limitējošu faktoru attiecībā uz zivīm. Taču lielākajā daļā mūsu pētījumā iekļauto upju skābekļa daudzums ūdenī gan pēc lauka mērījumu datiem vasarā, gan pēc virszemes ūdeņu monitoringa datiem vidēji vairākiem mērījumiem gada laikā pārsniedz 7 mg/l . Netika novērotas statistiski būtiskas atšķirības upju grupās ar dažādu skābekļa saturu ūdenī. Daudzfaktoru ietekmes analīze liecina, ka būtiskāk sugu skaitu un bioloģisko daudzveidību ietekmē upes sateces baseina platība. Savukārt zivju biomasa upēs ar zemāku skābekļa saturu statistiski būtiski pieaug, ko nosaka ekoloģiski tolerantu zivju sugu, sevišķi raudas īpatņu, biomasas pieaugums. Latvijas upēs šī zivju suga, līdzīgi kā Lietuvas upēs (Virbickas, 1998), pēc biomasas ir dominējoša suga, kas kopā ar lidaku, foreli, bārdaino akmeņgrauzi un asari veido 70% no zivju biomasas.

Zivju skaits pa upju grupām ar dažādu skābekļa saturu būtiski neatšķiras. Taču ekoloģiski jutīgo sugu daudzums zemāka skābekļa apstākļos samazinās daudzkārt salīdzinājumā ar upēm, kur O_2 koncentrācija vasarā parasti ir robežās no 7 līdz 9 mg/l .

Zivju daudzveidība, ko raksturo Šenona indekss H' , un biomasa mainās nedaudz atšķirīgi. Šie parametri palielinās, pieaugot upes sateces baseinam un ūdens temperatūrai, bet samazinās, pieaugot upes vidējam kritumam. Taču upju grupā ar vidēja lieluma sateces baseinu šie parametri atšķiras statistiski būtiski gan potamāla/ritrāla, gan aukstūdens/siltūdens upēs (Birzaks, 2012). Iegūtie rezultāti liecina, ka zivju sugu skaitu, daudzveidību, zivju skaitu un biomasu upēs galvenokārt nosaka upes sateces baseina platība (Pont et al.,

2006). Upes kritumam, temperatūras režīmam un skābekļa saturam ūdenī ir salīdzinoši mazāka ietekme uz šo zivju sabiedrību parametru. To pierāda arī daudzfaktoru analīzes (PCA) rezultāti. Analīzē nodalītas 3 komponentes, kas izskaidro 84% no upju raksturošanā izmantoto parametru izkliedes, I komponentē apvienoti upes sateces baseins un upes garums, to nosacīti var nosaukt par „upes lieluma” komponenti, II komponentē apvienots upes kritums un temperatūra, ko nosacīti var nosaukt pat „potamāla/ritrāla” komponenti. Trešā komponente raksturo skābekļa satura izmaiņas ūdenī, I komponente nosaka 43% no parametru izkliedes, II – 24% un III – 17% (3.7. nodaļa). Var uzskatīt, ka I komponente raksturo upes baseinu, bet otrā – lokālu zivju ķeršanas vietu (biotopu).

Faktori, kas visbūtiskāk ietekmē upju zivju sabiedrības struktūru, saistīti ar upes lielumu – tie ir sateces baseina platība, upes garums un platums, bet no lokālajiem faktoriem būtiskākie ir upes kritums un ūdens temperatūras režīms (Oberdorff et al., 1995). Upes sateces baseina platība ir būtiskākais ietekmes faktors, kas nosaka zivju sugu un zivju skaitu, attiecīgi tas ietekmē zivju skaitu un biomasu gan ekoloģiskajās grupās, gan atsevišķām sugām. Taču, jāņem vērā, ka dažādām zivju ekoloģiskajām grupām un arī sugām ir dažāda reakcija pret vides faktoriem, t. i., izmaiņas var būt gan pieaugšanas, gan samazināšanās virzienā. Kopumā pieaugot upes sateces baseina platībai, pieaug gandrīz visu zivju sugu īpatņu skaits un biomasu. Izņēmums ir foreles, kuru daudzums samazinās, un mailītes un vēdzeles, kuru skaits un biomasu nemainās.

Upes sateces baseina platība neietekmē limnofilo (lentisku ūdeņu) zivju skaitu un biomasu, šī zivju ekoloģiskā grupa upēs parasti ir maza (vidēji 1,9 eks. / 100 m²) un ar mazu biomasu (vidēji 15 g / 100 m²). Izņēmums varētu būt upes to iztekās no ezeriem vai upes, kas savieno ezerus. Šajās upēs pat 3 km attālumā no ezeriem dominē limnofilās zivju sugas (Fieseler, Wolter, 2006). Statistiski būtiskas atšķirības nav novērojamas arī ekoloģiski jutīgo zivju grupā, jo tās dažāda lieluma upēs pārstāv dažādas sugas. Mazo un vidējo upju ihtiofaunā pēc skaita un biomasas vairāk sastopamas foreles, taču lielo upju straujtecēs – lasis, pavīķe un platgalve. Tādējādi gan zivju skaits, gan biomasu ekoloģiski jutīgajām sugām upēs ar dažādu sateces baseina platību izlīdzinās.

Zivju uzskaitē upēs parasti tiek veikta pēc platības salīdzinoši nelielā upes posmā, kas parasti ir < 0,1% no upes platības, un tikai vismazākajās upēs, kur zivju uzskaitē veikta vairākus gadus pēc kārtas, iespējams apsekot lielāku platību. Mūsu darbā izvēlētajā zivju uzskaites metodikā izmantota pieeja, ka tiek apsekotas vismaz divas atšķirīgas vietas vienā upē. Parasti viena no tām atbilst potamāla (upes kritums posmā < 1 m/km), otra – ritrāla (upes kritums posmā > 1 m/km) apstākļiem. Šie apstākļi nosaka tādu parametrus kā straumes ātrums un upes gultnes sastāvs. Savukārt tādu zivīm būtiskus faktorus kā noēnojums un aizaugums galvenokārt nosaka upes platums, kas atkarīgs no upes sateces baseina platības un parauglaukuma novietojuma attiecībā pret upes izteku.

Ritrāla un potamāla biotopi statistiski būtiski atšķiras pēc lielākās daļas hidromorfoloģisko parametru. Taču kopējais sugu skaits un vidēji vienā vietā konstatēto sugu skaits potamāla un ritrāla biotopos būtiski neatšķiras. Zivju skaits un zivju biomasu potamāla un ritrāla apstākļos mainās dažādi. Vidējais zivju skaits ritrālā ir būtiski lielāks, savukārt potamāla biotopos novērojama būtiski lielāka biomasu. To izskaidro fakts, ka upju potamālā lielākā daudzumā sastopamas zivju sugas, kuru īpatņi sasniedz lielākus izmērus (līdaka, rauda, sapals) salīdzinājumā ar ritrāla sugām – bārdaino akmeņgrauzi, mailīti, platgalvi un lašveidīgo zivju mazuļiem.

Būtiski zivju sabiedrību struktūru ietekmē arī vietu noēnojums un aizaugums, turklāt to iedarbība ir pretēja. Noēnojuma apstākļos galvenie zivju sabiedrību parametri – sugu skaits, daudzveidība, zivju skaits un biomasa – samazinās, savukārt, pieaugot aizaugumam – palielinās. Taču gan biotopu noēnojums, gan aizaugums ir saistīti savstarpēji un arī ar upes sateces baseina platību. Noēnojuma intensitātei pieaugot, samazinās upes aizauguma pakāpe (Pusey, Arthington, 2003).

Lielākās upēs, kas ir platākas, noēnojuma pakāpe zivju dzīvotnēs samazinās. Tas nozīmē, ka gan upes līmenī, gan atsevišķās tās vietās ietekmes faktori ir savstarpēji cieši saistīti, starp tiem novērojama cieša korelācija. Tāpēc, lai analizētu biotopu ietekmi uz zivju sabiedrību struktūru, nepieciešama daudzfaktoru analīze.

DCA analīzes rezultāti liecina, ka I ordinācijas ass korelē ar potamāla apstākļiem (pozitīvi ar vidējo dziļumu un maksimālo dziļumu, bet negatīvi – ar vidējo kritumu). Attiecīgi ar šo asi pozitīva korelācija ir lielāko upju lēnāku biotopiem raksturīgām zivju ekoloģiskajām grupām – tolerantajām, eiritopajām sugām un omnivoriem. Negatīvi ar šo asi korelē litofili, kas ir tipiski ritrāla iemītņieki. Savukārt II ordinācijas ass korelē negatīvi ar upes baseina platību, upes platumu un attālumu no upes augšteces, t. i., pieaugot šīs ass vērtībām, „upe samazinās”. I ordinācijas asi var uzskatīt par potamāla asi, bet II – par mazo upju asi. III ordinācijas ass izskaidro tikai 13% no parametru izklīdes, tā negatīvi korelē ar plēsīgo zivju skaitu. Ar pirmo ordinācijas asi negatīvi korelē forele un mailīte, šo sugu īpatņu skaits palielinās, pieaugot upes kritumam un samazinoties dziļumam, t. i., to skaits pieaug ritrāla apstākļos. Savukārt ar II asi negatīvi korelē sugas, kas tipiskas lielākajām upēm, – lasis un paviķe. Ar III ordinācijas asi pozitīvi korelē mailīte, šī suga vairāk un biežāk sastopama ritrāla apstākļos, bet negatīvi – vēdzele, kas uzturas lēni tekošos upju posmos.

Baltijas ekoreģionā nav ticis vērtēts, kāda ir daudzfaktoru, t. i., baseina un lokālā, ietekme uz zivju sabiedrību parametriem. Taču daudzu pētījumu rezultāti apstiprina, ka galvenais faktors, kas nosaka sugu skaitu un daudzveidību upēs, ir upes sateces baseina platība vai upes pakāpe, bet vietējiem faktoriem ir otršķirīga nozīme (Grenouillet et al., 2004). No otras puses, katra zivju suga ir sastopama dzīvotnēs, kas atbilst tās ekoloģiskajām vajadzībām. Šie dzīvotņu tipi var būt sastopami kā dažāda lieluma upēs, tā dažādos ģeogrāfiskos reģionos (Lamoroux et al., 1999). Ļoti nozīmīgi zivju dzīvē ir tādi lokāli faktori kā dziļums un straumes ātrums (tos apvieno vienā – hidrauliskajā faktorā). Ar šī faktora iedarbību saistītas būtiskas sugu sastāva, zivju izmēru un biomasas atšķirības dažādās dzīvotnēs (Blanck et al., 2007).

Mūsu pētījumā par zivju sugu īpatņu skaita sadalījumu dažādos biotopos 36 sugu klasteranalīzē iegūti 9 galvenie zivju sabiedrību tipi. Tie konstatēti noteiktos biotopos, kuri atšķiras gan pēc upi raksturojošiem parametriem, tādiem kā sateces baseina platība augšpus biotopa un upes garums no iztekas līdz konkrētajai vietai, gan pēc lokālajiem faktoriem, tādiem kā upes platums, vidējais dziļums, upes gultnes sastāvs, straumes ātrums, ūdens temperatūra un skābekļa saturs. Tikai 14 no Latvijas upju faunā sastopamām zivju sugām var uzskatīt par dominējošām attiecīgajos biotopos (apstākļos) (to skaits pārsniedz 5% no kopējā zivju skaita), 19 uzskatāmas par vietai (vietas tipam) specifiskām (to skaits ir robežās no 1 līdz 5%), bet citu sastopamībai upēs acīmredzot ir gadījuma raksturs. Latvijas upēs izplatītākā zivju suga bārdainais akmengrauzis pēc skaita dominē 8 biotopos, t. i., praktiski visos, kas izšķirti pēc zivju sabiedrību tipiem ar tām raksturīgajām dzīvotnēm.

Ir zināms, ka zivju sabiedrību struktūru nosaka divu līmeņu faktori – gan reģionāli, gan lokāli. Reģionāli faktori lielas upes baseina, biogeogrāfiskā rajona vai ekoreģiona līmenī ir upes sateces baseina platība, reģiona ģeomorfoloģija un klimats (Oberdorff et al., 1998). Šie faktori ietekmē galvenokārt sugu daudzveidību un zivju sabiedrību sastāvu. Savukārt zivju sabiedrību parametrus katrā konkrētā upes vietā nosaka arī vietējie apstākļi – upes dziļums, straumes ātrums, temperatūras režīms un gultnes substrāts. Nozīme ir sateces baseina platībai augšpus konkrētas vietas upē, caurplūdumam šajā vietā, upes pakāpei un novietojumam upju tīklā u. c. Šie faktori ietekmē ne tikai sugu daudzveidību, bet arī sabiedrību trofisko struktūru (Oberdorff et al., 2001). Lielākā daļa zivju sugu un dažādu izmēru zivju īpatņi izvēlas tiem piemērotākos apstākļus atkarībā no dzīvotnes dziļuma, straumes ātruma dzīvotnē un upes gultnes heterogenitātes. Sugai optimālās dzīvotnēs ir vislielākais īpatņu skaits un biomasa (Lamoroux et al., 1999). Mūsdienu atziņas un darba rezultāti liecina, ka zivju sabiedrība kādā noteiktā vietā veidojusies selektīvu faktoru (stresoru) rezultātā, to ietekme izpaužas, sākot ar reģionu līmeni līdz atsevišķa īpatņa līmenim (Ostrand, Wild, 2002).

Tikpat liela nozīme kā dabiskajiem faktoriem mūsdienās ir antropogēnajai darbībai, kas mainījusi un pārveidojusi zivju sabiedrības, gan samazinot reģiona upēs sastopamo zivju sugu skaitu, gan to palielinot, introducējot jaunas, reģionam neraksturīgas sugas, gan saimniecisku apsvērumu dēļ izplatot vietējās sugas, kam ir augsta tirgus vērtība (Боруцкая, Насека, 2004). Latvijas upēs antropogēnās darbības rezultātā veikti būtiski un plaši strukturāli pārveidojumi. Saskaņā ar mūsu novērtējumu ap 60% Latvijas teritorijas ar tajā tekošajām upēm mūsdienās nav pieejami ceļotāzivīm aizsprostu dēļ. 2011. gadā upēs konstatēts vairāk nekā 700 aizsprostu (Birzaks et al., 2011).

Latvijas iekšējos ūdeņos veikti 11 zivju sugu aklimatizācijas mēģinājumi, pašatjaunojošas populācijas izveidojušas divas no tām – rotans un sudrabkarūsa. Visintensīvāk zivju introdukcija veikta, sākot no 20. gs. 60. gadiem, taču pirmie mēģinājumi bijuši jau 19. gadsimta beigās (Andrušaitis, 1960; Кайров, Костричкина, 1970; Римш, 1977; Aleksejevs, 2011; Birzaks et al., 2011). Regulāri tiek papildināts saimnieciski vērtīgu zivju – laša, taimiņa, upes nēģa u. c. – daudzums, ielaižot upēs zivju kāpurus un dažāda vecuma mazuļus. No vietējām sugām, kas sastopamas arī upēs, Latvijā mākslīgi izplatīts zandarts, zutis, alata, lasis, varavīksnes forele, forele un sīga. Sākot no 2011. gada, Latvijas upju baseinos, kur nav šķēršļu zivju migrācijai HES aizsprostu veidā, tiek ielaisti stikla zuši.

Taču kopš 20. gs. 90. gadiem Latvijas iekšējos ūdeņos pieaugusi nesankcionēta zivju ielaišana un introdukcija. Tās rezultātā novērojama tādas zivju slimības kā aeromonoze izplatīšanās (Briede, Medne, 2005). Eiropas mērogā, sākot no 80. gadiem, ar akvakultūras uzņēmumu starpniecību izplatīta nematode no Āzijas *Anguillicolla crasus*, kas ir zuša parazīts un var izraisīt to masveida nobeigšanos.

Ir zināms, ka antropogēnie šķēršļi upēs samazina ceļotāzivju sugu izplatību, tādējādi samazinot sugu skaitu upē. Taču mūsu pētījumā lielākais kopējais un vidējais zivju sugu skaits konstatēts upēs, uz kurām izveidoti aizsprosti vai kuras ir savienotas ar ezeriem. Līdzīgi rezultāti iegūti arī Lietuvas upēs. Upēs ar aizsprostiem pieaug potadromo zivju daudzums – tas liecina, ka upju sadalīšana posmos Latvijas upēs nav negatīvi ietekmējusi sugas, kas veic vietēja rakstura migrācijas, – raudu, asari, vēdzeli un lidaku. Mākslīgās ūdenskrātuves tāpat kā ezeri palielina relatīvo zivju skaitu un to biomasu par aptuveni

30% (Virbickas, 1998). To parasti skaidro ar temperatūras režīma izmaiņām. Vairāk pieaug ekoloģiski tolerantu zivju sugu – raudas un asara – skaits un biomasa, bet samazinās foreļu relatīvais daudzums. Mūsu pētījumu rezultāti liecina, ka upēs ar aizsprostiem ūdens temperatūra vasaras mēnešos ir vidēji par 1 °C augstāka, šajās upēs novērojamas arī lielākas maksimālās ūdens temperatūru vērtības. Taču netika novērotas būtiskas atšķirības vidējā O₂ daudzumā ūdenī starp upēm ar un bez aizsprostiem. Tomēr nedrīkst uzskatīt, ka aizsprostu un mākslīgu ūdenskrātuvju ierīkošana Latvijas upēs būtu nešaubīgi atbalstāma. Iekšējo ūdeņu zivju resursi tiek izmantoti nepilnīgi, un šī tendence acīmredzot tiks turpināta (Birzaks, 2008b), tāpēc būtiskāk ir saglabāt esošās zivīm pieejamās upes dabiskā stāvoklī, nevis palielināt to bioloģisko produktivitāti, ierīkojot ūdenskrātuves. Ja iespējams, būtu jāplāno zivju migrāciju ceļu atjaunošana, nojaucot aizsprostus vai izbūvējot zivju pārlaišanas ierīces, sevišķi sugām, kuru izplatība Latvijas upēs ir būtiski samazinājusies (Aleksejevs, Birzaks, 2011).

Pēc VARAM datiem (Anonymus, 2009), 55 no 203 jeb 27,1% Latvijas upju ūdensobjektu ir būtiski morfoloģiski pārveidoti, tās iztaisnojojot. Liela daļa mazo potamāla upju kļuvušas par meliorācijas sistēmu sastāvdaļu, šo upju dabiskais tips Latvijā faktiski vairs neeksistē (Birzaks, 2012).

Tomēr mūsu rezultāti parāda, ka Latvijas upju hidromorfoloģiskā pārveidošana sugu skaitu un daudzveidību ietekmējusi maz. Potamāla siltūdens upēs gan sugu skaits, gan daudzveidība samazinās. Savukārt aukstūdens ritrāla ūdenstecēs vidējas intensitātes morfoloģiski pārveidojumi palielina upē novēroto zivju sugu skaitu un daudzveidību. Taču, šiem pārveidojumiem pārsniedzot 50% no upes kopgaruma, gan sugu skaits, gan daudzveidība samazinās.

Morfoloģiskie pārveidojumi Latvijas upēs nav būtiski izmainījuši vidējo zivju skaitu un biomasu kopumā. Taču atsevišķas zivju ekoloģiskās grupas un sugas reaģē uz šo stresoru. Ekoloģiski tolerantu sugu īpatņu skaits un biomasa pieaug par 30–40%, bet ekoloģiski jutīgo zivju daudzums samazinās vairākkārt. Sevišķi jutīgas sugas ir forele un platgalve, kuru skaits un biomasa uz laukuma vienību 75–100% pārveidotās upēs samazinās 2–4 reizes. Iespējams, šo sugu īpatņi jutīgāk reaģē uz skābekļa satura samazināšanos upju ūdenī – morfoloģiski pārveidotās upēs skābekļa ir vidēji par 1,5 mg/l mazāk nekā antropogēno pārveidojumu neskartās vai mazskartās upēs.

Kopumā iegūtie rezultāti ļauj secināt, ka upju iztaisnošana sugu skaitu un bioloģisko daudzveidību ietekmējusi nedaudz. Tas acīmredzot izskaidrojams ar faktu, ka upju iztaisnošana un meliorēšana notikusi dažādos laika posmos. Daudzās upēs zaudētie biotopi lielā mērā ir atjaunojušies, jo kopš to regulēšanas pagājis ilgs laiks. Atsevišķos gadījumos zivis spēj adaptēties upju morfoloģiskajiem pārveidojumiem. Tādās gandrīz pilnīgi visā garumā meliorētās upēs kā Užava un Rīva sastopamas ekoloģiski jutīgas sugas – lasis, forele un upes nēģis. Mazajās aukstūdens upēs, kas pilnībā meliorētas, piemēram, Kausupē, Ķīšupē (Ramatas pieteka), Pietēnupē, saglabājušās foreļu populācijas. Zināmi daudzi piemēri par sekmīgu strautes foreles populāciju atjaunošanu (Fieseler, Walter, 2006).

Pieaugot antropogēni pārveidotu zemes platību īpatsvaram upes sateces baseinā, kopējais zivju skaits un biomasa pieaug. Palielinās ekoloģiski tolerantu sugu – līdakas, raudas, grunduļa, viķes un asara – biomasa, bet samazinās platgalves biomasa. Tādu zivju sugu kā mailīte un vēdzele biomasa nereaģē uz zemes lietošanas veidu upes sateces baseinā. Mūsu pētījums parāda, ka sugu skaits un daudzveidība vāji reaģē uz zemes izmantošanu

upes sateces baseinā. Statistiski būtiski lielāks sugu skaits ir upēs ar vidēju pārveidojumu pakāpi sateces baseinā, taču sugu daudzveidību tas neietekmē.

Raksturīgi, ka Latvijas upēs nav novērojams piesārņojums ar bīstamajām vielām, kopumā nav novērojama arī pH būtiska pazemināšanās un O₂ deficīts. Toksisku vielu noplūdei Latvijas upēs ir bijis gadījuma raksturs, kad atsevišķās upēs vai to posmos reģistrēta zivju masveida nobeigšanās. Taču atsevišķās mazajās upēs vasaras apstākļos skābekļa saturs ūdenī vasarā samazinās līdz 1–2 mg/l. Tas novērojams stipri noēnotos mazo upju potamāla posmos, kur nenotiek fotosintēze. Karstās vasarās atsevišķās mazās upes un vidējo upju augšteces var izzūt.

Saskaņā ar mūsu rezultātiem biogēno elementu N un P kopējais pieaugums pētītajās upēs nav ietekmējis tādus zivju sabiedrību parametrus kā sugu skaits un daudzveidība. Vidējais zivju skaits pieaug, $N_{kop.}$ daudzumam palielinoties līdz 3 mg/l, taču pēc tam tas samazinās līdz lielumiem, kādi raksturīgi upēm ar minimālo slāpekļa savienojumu saturu ūdenī. Pieaugot $P_{kop.}$ daudzumam, neviens no zivju sabiedrību parametriem būtiski nemainās. Šis rezultāts ir pretrunā ar citos pētījumos iegūtajām atziņām. Tā Lietuvas upēs novērota zivju biomasas palielināšanās, pieaugot gan P, gan N koncentrācijai (Virbickas, 1998). Biogēnu rādītāji bieži tiek izmantoti, lai prognozētu zivju biomasu (kg/h) un produkciju (kg/ha gadā) (Randall et al., 1995). Taču parasti rakstos vai nu nav norādīts, kāda ir bijusi konkrētā biogēnu koncentrācija, vai arī tā ir samērā augsta. Savukārt no mūsu pētījumā iekļautajām 199 upēm nav datu par biogēno elementu saturu ūdenī 91 upē. Domājams, ka datu materiāls par biogēno vielu koncentrāciju upēs ir nepilnīgs. Virszemes ūdeņu kvalitātes monitorings organizēts pēc ūdensobjektiem, kuru sateces baseinu platība parasti ir lielāka par 100 km². Tādējādi mūsu dati vairāk raksturo upes ar vidēju un lielu biogēnu koncentrāciju, t. i., datiem ir nobīde uz sadalījuma vienu pusi (modālās vērtības $N_{kop.}$ un $P_{kop.}$ attiecīgi 2,65 un 0,088 mg/l), kas neļauj konstatēt kopējās likumsakarības.

Tāpat kā dabisko, arī antropogēno faktoru darbības raksturs ir komplekss un savstarpēji mijiedarbīgs, tāpēc antropogēnās ietekmes tika apvienotas vienā nosacītā lielumā. Sākotnēji analīzei mēs izmantojām Upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plānos noteiktās ekoloģiskās kvalitātes rangus. Izrādās, ka sugu skaits un daudzveidība nav uzskatāmi par jutīgiem indikatoriem. Lielākais sugu skaits un lielākā bioloģiskā daudzveidība tika konstatēta antropogēni vidēji ietekmētās upēs, t. i., upēs ar vidēju ekoloģisko kvalitāti. Kopējais zivju skaits un biomasu upēs pieaug, pasliktinoties to ekoloģiskajai kvalitātei. Tas notiek uz ekoloģiski toleranto sugu – raudas, līdakas, asara un sapala – pieauguma rēķina. Tikai divu sugu – foreles un platgalves – īpatņu skaits, pazeminoties ekoloģiskajai kvalitātei, samazinās (platgalve) vai izzūd (forele nav sastopama upēs, kas atbilst ļoti sliktas kvalitātes kategorijai).

Mūsu pētījumā tika atklāts fakts, ka paviķe, kurai piešķirts ekoloģiski jutīgas sugas statuss (Kesminas, Virbickas, 2000), praktiski nereaģē uz antropogēnās iedarbības faktoriem. Tās skaits un biomasu samazinās tikai ļoti sliktas kvalitātes upēs, bet vidējas kvalitātes upēs tās daudzums un biomasu uzrāda vislielākās vērtības, tāpat kā tolerantām sugām.

Līdzīgi rezultāti tika iegūti, upes grupējot pēc antropogēnās ietekmes klasēm, kas aprēķinātas no atsevišķo antropogēnās ietekmes faktoru summas. Analīzē iegūtie rezultāti liecina, ka sugu skaits un daudzveidība vismazākie ir antropogēnās darbības mazskartās upēs. Savukārt zivju skaits un biomasu būtiski neatšķirās nevienā ietekmes klasē. Iegūtie

rezultāti liecina, ka dabisko faktoru ietekme nosaka daudz lielāku zivju sabiedrību parametru izkliedes daļu nekā antropogēnā darbība. Pēc PCA analīzes rezultātiem faktori, kas raksturo upes lielumu, izskaidro 36%, bet antropogēnās darbības faktori kopā ar upes kritumu – tikpat lielu parametru izkliedes daļu – 36%. Apvienojot antropogēnās ietekmes vienā faktorā, ieguvām rezultātu, ka komponentu īpatsvars sadalās kā 42 : 21 : 19, un mazāko daļu – 19% no izkliedes – nosaka antropogēnā darbība.

Jāsecina, ka antropogēnās darbības ietekmes analīze acīmredzot jāveic pa upju tipiem, jo dabisko faktoru ietekmes īpatsvars kopējā datu masīvā ir būtiski lielāks par antropogēno ietekmi.

Tai pašā laikā atzīmējams, ka dabisko un antropogēnās darbības faktoru ietekmei uz zivju sabiedrību struktūru ir daudz līdzīga. Kopumā Latvijas upēs, pieaugot upju sateces baseina platībai, samazinās to kritums un pieaug ūdens temperatūra. Vienlaikus lielajās upēs pieaug biotopu daudzveidība. Tas novērojams, piemēram, lašupēs, kuru ritrāla un potamāla posmos sastopamas dažādas zivju sabiedrības. Šo faktoru rezultējošā ietekmē upēs pieaug sugu skaits un daudzveidība, kā arī zivju īpatņu relatīvais skaits un biomasas. Līdzīgi tam antropogēnās darbības rezultātā, pieaugot biogēnu saturam, antropogēno šķēršļu daudzumam un morfoloģiskajiem pārveidojumiem upēs, kā arī mainoties zemes lietošanai upes sateces baseinā, pieaug eiritopu un ekoloģiski tolerantu sugu un to īpatņu skaits un biomasas. Faktiski starp antropogēnajiem un dabiskās ietekmes faktoriem pastāv kovariance (Allan, 2004). Taču atsevišķi tās ietekmes veidi būtiski samazina bioloģisko daudzveidību un ekoloģiski jutīgo zivju sugu īpatņu skaitu un biomasas. Izņēmums ir aukstūdens upes, kur antropogēnās darbības rezultātā bioloģiskā daudzveidība palielinās, mainot to dabisko stāvokli. Līdzīgi, piemēram, Vācijas mazajās upēs antropogēnās ietekmes rezultātā novērota liela daudzveidība, tajās konstatēts vairāk nekā 70% reģiona ihtiofaunā sastopamo sugu (Feiseler, Wolter, 2006). Iespējams, ka kopējā antropogēnā ietekme Latvijas upēs ir salīdzinoši neliela, tāpēc nav novērojama zivju skaita un biomasas samazināšanās, kas raksturīgi industriāli attīstītās valstīs (Poff et al., 1997). Taču, kā liecina darba rezultāti, Latvijas upēs pēdējos 50 gados būtiski mainījusies atsevišķu sugu izplatība, samazinoties ceļotājzivīm pieejamajai teritorijas daļai, bet pieaugot dažu vietējo un invazīvo sugu izplatībai un īpatņu skaitam. To noteikuši kā dabiski, tā antropogēni faktori. Tomēr, izņemot stori, Latvijas upju ihtiofaunā 20. gadsimtā nav izzudušu zivju sugu (Birezaks, Aleksejevs, 2011).

Faktors, kas ietekmē atsevišķu zivju sabiedrību struktūru, ir globālās klimata izmaiņas. Šim faktoram acīmredzot ir gan dabiska, gan antropogēna komponente. Latvijas upēs novērojama tādu ekoloģiski tolerantu zivju sugu kā rauda, asaris, līdaka un vēdzele skaita pieaugums. Taču mūsu rīcībā esošās datu rindas ir pārāk īsas, lai novērtētu šo izmaiņu būtiskumu un saistību ar klimata izmaiņām.

Klimata izmaiņas jāvērtē kompleksi, kopā ar citām antropogēnām ietekmēm. Tās tiek analizētas attiecībā uz pēdējiem 100–150 gadiem, taču šis periods sakrīt ar kopējo antropogēnās darbības pieaugumu visdažādākajās tās izpausmēs (Боруцкая et al., 1978; Daufrense, Boet, 2007).

Upes ir heterogēnas ekosistēmas, to tecējumā straujteču posmi un lēnteces izvietotas nevienmērīgi. Taču saprotams, ka blakus upju ritrāla un potamāla posmiem pastāv arī pārejas biotopi. Pirms uzsākt upju tipoloģiju pēc zivju sabiedrībām un tām raksturīgajiem parametriem, tika veikta biotopu klasifikācija. Klasteranalīzes rezultāti liecina, ka

iespējams nodalīt 9 zivju biotopus ar tiem raksturīgām zivju sabiedrībām. Katrā biotopā ir savs tam raksturīgs zivju sugu komplekss ar dominējošām un tipiskām sugām. Tā mazo aukstūdens upju ritrāla un potamāla posmi ar sugu kompleksu, kurā dominē forele, bārdainais akmeņgrauzis un mailīte, ir nozīmīgs foreles biotops, kur šīs sugas īpatņu skaits sasniedz relatīvi lielāko daudzumu uz laukuma vienību. Lielo upju lēntecū posi, kam raksturīga vislielākā bioloģiskā daudzveidība, ir nozīmīgi karpu dzimtas zivju biotopi. Pavisam kopā 13 zivju sugas dominē kādā no biotopiem, kas acīmredzot ir šīm sugām būtiskas dzīvotnes un nosaka to relatīvo skaitu un biomasu Latvijas upēs. Lietuvas upēs nodalīti 6 biotopi, kurus klasificē galvenokārt atkarībā no upes sateces baseina platības, gultnes substrāta, dziļuma un straumes ātruma, taču arī pēc to kopējās struktūras un novietojuma upēs: upju augšteces, upju meliorētie posmi, krāces u. c. (Virbickas, 1998).

Mūsu iegūtie rezultāti liecina, ka no 9 tipiēm iespējams izšķirt 5 zivju biotopu pamattipus, kurus nosacīti var nosaukt šādi:

- mazo upju potamāls (I tips);
- vidēja lieluma upju ritrāls (III tips) – vidēja lieluma foreļupes, sastopama arī tipiska lielo upju ritrāla zivs lasis;
- vidējo un lielo upju potamāls (II tips);
- mazās aukstūdens ritrāla upes (VII) – mazās foreļupes;
- lielo upju ritrāls (IX) – lašupes.

Savukārt IV, V, VI un VIII biotops acīmredzot uzskatāmi par pārejas biotopiem starp pamattipiem, Latvijā faktiski nav lielo ritrāla upju, ritrāla biotopi tajās sastopami tikai vietās, kur tās šķērso morēnas, veidojot straujtecēs (krāces) ar cietu upes gultnes substrātu. Tās ir siltūdens upes, tādēļ kopā ar lašveidīgajām zivīm straujteču posmos sastopams salīdzinoši daudz karpu dzimtas zivju.

Latvijas upju tipoloģija lielā mērā ir līdzīga biotopu tipoloģijai. Tā mūsu nodalītais I upju tips faktiski atbilst III biotopa tipam, II ritrāla aukstūdens upju tips atbilst VII biotopam, VII upju tipam atbilst V, VI un IX biotops. Tikai ritrāla un aukstūdens apstākļos dominējošais biotops vienlaikus atbilst arī attiecīgajam upes tipam. Vidējo un lielo potamāla upju gadījumā zivju sabiedrības tajos veido potamāla un ritrāla zivju sabiedrības, kuras būtiski atšķiras pēc sugu sastāva. Mūsu pētījumā konstatējām, ka ļoti nozīmīgs faktors, kas veido zivju sabiedrību struktūru, ir upes temperatūras režīms, taču tas netiek ņemts vērā Latvijas upju oficiālajā tipoloģijā. Tāpēc veidojas situācija, ka mazajām un vidējām ritrāla upēm atbilst katrai divi zivju sabiedrību tipi – aukstūdens upes, kam raksturīga zivju sabiedrība ar foreli kā dominējošo sugu, un siltūdens upes, kur zivju sabiedrībā dominē bārdainais akmeņgrauzis un grundulis (V zivju tips) un forele kopā ar līdaku, raudu un asari (VI zivju tips). Jāuzsver, ka līdzenumu upju apstākļos temperatūras faktoram ir ļoti liela loma zivju sabiedrību struktūras veidošanā (Fieseler, Wolter, 2006).

Vienlaikus ar dabiskajiem faktoriem zivju sabiedrību struktūru ietekmē antropogēnā darbība. Tās ietekme ir daudzveidīga, bet bieži, ņemot vērā vēsturisko datu trūkumu, nav iespējams noteikt, cik lielā mērā tā vai cita upe atbilst dabiskam stāvoklim. Šajā pētījumā acīmredzot jāreķinās, ka lielākās upes ir antropogēni ietekmētas un to statuss atbilst „iespējami maz ietekmētam stāvoklim” vai „iespējami labākajam stāvoklim”. Tipoloģijā faktiski nevar iekļaut Lielupes baseina upes, jo tās neatbilst antropogēni mazietekmētu upju kategorijai pēc ūdens kvalitātes un morfoloģisko pārveidojumu pakāpes.

Izstrādājot Latvijas upju tipoloģiju pēc zivju sabiedrību struktūras, tika konstatētas šādas problēmas:

- materiāls nav vākts tipoloģijas izstrādei, zivju uzskaitē ir veikta dažādu projektu un līgumdarbu ietvaros. Tāpēc ne visu tipu upes apsektas vienlīdz rūpīgi, piemēram, upes, kas savieno ezerus, mazās potamāla upes, mazās upes, kas ietek Baltijas jūrā un Rīgas jūras līcī;
- Latvijas upju oficiālā tipoloģijā vienu upju tipu pārstāv viena upe, t. i., tā neatspoguļo upju sadalījumu pēc parametriem „baseina platība” un „vidējais kritums”;
- oficiālā tipoloģija neņem vērā upes temperatūras režīmu, piemēram, Latvijā ir upes, kas dažādos posmos pieder gan pie aukstūdens, gan siltūdens ūdenstecēm.

Mūsu piedāvāto Latvijas upju tipoloģijas variantu nevar uzskatīt par pilnīgi izsmelšu un nobeigtu. No otras puses, tas ir svarīgs, lai varētu izstrādāt upju ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas sistēmu pēc bioloģiskiem indikatoriem (tai skaitā zivīm) saskaņā ar Ūdens struktūrdirektīvas prasībām. Šī mērķa sasniegšanai tuvākajā laikā nepieciešami būtiski paplašināti un mērķtiecīgi pētījumi. Šo upju tipoloģijas variantu var uzskatīt par sākotnējo variantu pilnīgākas sistēmas izveidei.

SECINĀJUMI

- Pēdējo gadu pētījumu rezultāti liecina, ka Latvijas upēs ir 40 zivju un nēģu sugas, no kurām dominē mailīte, bārdainais akmeņgrauzis, rauda, grundulis, forele, asaris un platgalve, kas veido ap 80% no kopējā zivju īpatņu skaita. Savukārt rauda, lidaka, forele, bārdainais akmeņgrauzis un asaris veido 70% no zivju biomasas upēs.
- Zivju sabiedrību struktūras veidošanā Latvijas upēs noteicošā ir dabisko faktoru ietekme. Daudzfaktoru analīzes rezultāti liecina, ka 42% no zivju sabiedrību parametru izklīdes izskaidro faktori, kas saistīti ar upes lielumu, 21% – faktori, kas saistīti ar upes temperatūras režīmu un skābekļa saturu ūdenī, un tikai 19% – faktori, kas saistīti ar kopējo antropogēno ietekmi.
- Būtiskākais faktors, kas nosaka zivju sabiedrību struktūru Latvijas upēs, ir upes sateces baseina platība, kas ir integrāls upes lielumu raksturojošs faktors. Pieaugot upes sateces baseina platībai, upes vidējais kritums samazinās, bet ūdens temperatūra upē pieaug. Sateces baseina platība nosaka 43%, bet upes kritums, temperatūra un skābeklis kopā – 41% no zivju sabiedrību raksturojošo parametru izklīdes.
- Zivju skaits un biomasu palielinās upēs ar antropogēniem šķēršļiem. Šajās upēs zivju sabiedrību struktūra ir līdzīga upēm, kas tek caur ezeriem. Upēs ar aizsprostiem un HES konstatēta būtiski augstāka ūdens temperatūra (par 1,0–1,5 °C) nekā upēs bez aizsprostiem.
- Upju iztaisošana salīdzinoši maz ietekmē zivju kopējo skaitu un biomasu, kā arī bioloģisko daudzveidību. Tomēr, pārveidojumiem pārsniedzot 50–75% no upes kopgaruma, novērojama ekoloģiski jutīgo sugu – foreles un platgalves – skaita un biomasas samazināšanās.
- Pieaugot antropogēnajam zemes lietošanas veidam upes sateces baseinā, pieaug zivju īpatņu skaits un biomasu. Lielākais zivju sugu skaits un daudzveidība ir upēs ar vidēju antropogēno zemes lietošanas pakāpi.
- Zivju skaitam ir tendence pieaugt, N_{kop} ūdenī palielinoties līdz 3 mg/l, taču, pārsniedzot šo vērtību, zivju skaits samazinās. Latvijas upēs nav konstatēta fosfora P_{kop} ietekme uz zivju sugu skaitu un daudzveidību.
- Palielinoties antropogēnajai darbībai, pieaug eiritopo un ekoloģiski toleranto zivju sugu, bet samazinās ekoloģiski jutīgo sugu un to īpatņu skaits un biomasu. Zivju sabiedrību bioloģiskā daudzveidība antropogēnās darbības rezultātā var gan pieaugt, gan arī samazināties.
- Klasteranalīzes rezultātā Latvijas upēs nodalīti 9 biotopu tipi, no kuriem 5 var uzskatīt par pamattipiem ar strukturētu zivju sabiedrību, bet 4 par pārejas biotopiem, kam raksturīgas jauktiem apstākļiem (potamāla/ritrāla un aukstūdens/siltūdens) tipiskas zivju sabiedrības.
- Latvijā ir sastopami 7 upju tipi ar tiem raksturīgām zivju sabiedrībām: 2 ritrāla aukstūdens upju tipi ar dominējošām lašveidīgajām zivīm, 2 ritrāla siltūdens upju tipi ar karpu dzimtas – lašveidīgo zivju sabiedrību, mazās ritrāla siltūdens un aukstūdens upes ar dominējošu sugu – bārdaino akmeņgrauzi un lielās potamāla upes ar karpu dzimtas zivju sabiedrībām potamālā un karpu dzimtas zivju – lašu sabiedrībām ritrālā.

LITERATŪRAS SARAKSTS

- Aleksejevs E., Birzaks J. 2010. Zivis potenciālie klimata izmaiņu indikatori. LU 68. zinātniskā konference. Klimata mainība un ūdeņi. Rakstu krājums. Rīga, 6.-14. lpp.
- Aleksejevs E., Birzaks J. 2011. Long-term changes in the ichthyofauna of Latvia's inland waters. Sc. Journal of Riga Techn. Univ. Environmental and Climate Technologies, 13 (7): 9-18.
- Aleksejevs Ē. 2011. Zivju introdukcija un aklimatizācija Latvijā Grām.: Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 2010. Rīga, 61.-68. lpp.
- Aleksejevs Ē., Birzaks J. 2008. Spidiļķa *Rhodeus amarus* Bloch izplatība Latvijā. LU 66. zinātniskā konference. Klimata mainība un ūdeņi. Rakstu krājums. Rīga, 5.-6. lpp.
- Aleksejevs Ē., Birzaks J. 2009. Izmaiņas zandarta *Sander lucioperca* (L.) izplatībā Latvijas iekšējos ūdeņos. LU 67. zinātniskā konference. Klimata mainība un ūdeņi. Rakstu krājums. Rīga, 10.-15. lpp.
- Allan J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. Annu. Rev. Ecol. Syst., 35: 257-284.
- Allan J. D., Flecker A. S. 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters. BioScience, 43: 32-43.
- Andrušaitis G. 1960. Zivju savairošana un aklimatizācija Latvijā. Grām.: Latvijas PSR iekšējo ūdeņu zivsaimniecība IV. Rīga, 41.-70. lpp.
- Angermeier P. L., Schlosser I. J. 1989. Species-area relationships for stream fishes. Ecology, 70 (5): 1450-1462.
- Angermeier P. L., Winston M. R. 1998. Local vs. Regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. Ecology, 79: 911-927.
- Anonymous. 1984. Latvijas padomju enciklopēdija. 5. sēj. 2. grām. 1. izd. Rīga, 800 lpp.
- Anonymous. 2009. Upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plāni. Pieejams: http://www.vidm.gov.lv/lat/darbibas_veidi/udens_aizsardziba/_upju_baseini/ [Skatīts 2012. gada 15. aprīlī]
- Apsīte E., Bakute A., Rudlapa I. 2009. Changes of total annual runoff distribution, high and low discharges in Latvian rivers. Proc. Latvian Acad. Sci., section B, 63 (6) (665): 279-286.
- Austen D. J., Bayel P. B., Menzel B. W. 1994. Importance of the guild concept to fisheries research and management. Fisheries, 19: 12-20.
- Avotiņa R., Goba Z. 1993. Latvijas upes. Nosaukumi un ģeogrāfiskais izvietojums (ar kartoshēmu). Latvijas Universitāte. Rīga, 129 lpp.
- Bain M. B., Finn J. T., Booke H. E. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. Ecology, 69: 382-392.
- Baltz D. M., Moyle P. B., Knight N. J. 1982. Competitive interactions between stream fishes, riffle sculpin, *Cottus gulosus*, and speckled dace, *Rhynchichthys osculus*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences, 39: 1502-1511.
- Bartel R. 1993. Anadromous fishes in Poland. Biul. Mor. inst. Ryb., 1128: 3-15.
- Bednarek A. T. 2001. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. Environmental Management, 27 (6): 803-814.
- Beier U., Degerman E., Melcher A., Rogers C., Wirlof H. 2007. Processes of collating a European fisheries database to meet the objectives of European Union Water Framework Directive. Fisheries Management and Ecology, 14: 407-416.
- Birzaks J. 2007. Zivis. Grām.: Pilāts V. (red.) Bioloģiskā daudzveidība Gaujas Nacionālajā Parkā. Sigulda, 189.-193. lpp.

- Birzaks J. 2007. The river fish communities structure – results of biodiversity monitoring. Acta. Biol. Univ. Daugavp., 7 (2): 73-85.
- Birzaks J. 2008a. Izmaiņas Salacas dabīgo laša *Salmo salar* L. smoltu vecuma struktūrā un migrācijas termiņos. LU 66. zinātniskā konference. Klimata mainība un ūdeņi. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, 22.-23. lpp.
- Birzaks J. 2008b. Latvijas iekšējo ūdeņu zivju resursi un to izmantošana. Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 2007. Rīga, 66.-82. lpp.
- Birzaks J. 2009. Jauna zivju suga *Sabanejewia aurata* (De Filippi, 1865). LU 67. zinātniskā konference „Klimata mainība un ūdeņi”. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, 39.-40. lpp.
- Birzaks J. 2012. Occurrence, abundance and biomass of fish in rivers of Latvia in accordance with river typology. Zoology and Ecology, 22 (1): 9-19.
- Birzaks J., Aleksejevs Ē., Strūģis M. 2011. Occurrence and distribution of fish in rivers of Latvia. Proc. Latvian Acad. Sci., section B, 65 (3/4) (674/675): 20-30.
- Birzaks J., Springe G., Briede A., Jakovleva I. 2012. Climate change and long-term salmon smolt migration patterns in wild salmon natural spawning river Salaca. XIV European Congress of Ichthyology, 3-8 July, Liege. Book of abstracts, pp. 22.
- Birzaks J., Strūģis M. 2010 Latvijas upju tipoloģija pēc zivju sabiedrībām. LU 68. zinātniskā konference „Klimata mainība un ūdeņi”. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, 26.-40. lpp.
- Blanck A., Tedesco P. A., Lamoroux N. 2007. Relationships between life – history strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. Freshwater Biology, 52: 843-859.
- Blay P. W. 1987. Age, growth, and mortality of juvenile salmon in streams: a review. US Fish and Wildlife Service. Biological report 87 (4), pp. 25.
- Bohlin T., Hamrin S., Heggberget G. T., Rasmussen G., Saltveit J. S. 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia, 173: 9-43.
- Briede I., Medne R. 2005. Aeromonozē – zivju infekcijas slimība. Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 2004. Rīga, 167.-171. lpp.
- Bryce S. A., Larsen D. P., Hughes R. M., Kaufmann P. 1999. Assessing relative risks to aquatic ecosystems: a mid Appalachian case study. J. Am. Water Resour. Assoc., 35: 23-36.
- Buisson L., Blanc L., Grnoilett G. 2008. Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. Ecology of Freshwater Fish, 17: 244-257.
- Caissie D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. Freshwater Biology, 51: 1389-1406.
- Changeux T., Pont D. 1995. Ichthyogeographic regions and watershed size in the French river Rhone network. Hydrobiologia, 300/301: 355-363.
- Cimdiņš P. 2001. Limnoekoloģija. Latvijas Universitāte. Rīga, 158 lpp.
- Civas L., Kesminas V. 2011. Fish distribution and ecological state of the Siesartis river, Lithuania. Acta Zool. Lituonica, 21 (2): 153-162.
- Cooper C. M. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems – a review. Journal of environmental quality, 22 (3): 402-408.
- Cowx I. G., Welcomme R. L. 1998. Rehabilitation of Rivers for Fish. FAO, Fishing news books, Oxford, UK & Malden, MA. 218 pp.
- Cukurs R. 1930. Burtnieku ezers un tā upes. Valters un Rapa. Rīga, 63 lpp.
- Daufrense M., Boet P. 2007. Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. Global change biology, 13 (12): 2467-2478.
- De Groot S. J. 1989. Literature survey into the possibility of restocking the River Rhine and its tributaries with salmonids and other typical river fish species. Rijkswaterstaat/RIVO – rapport MO 88/205-89/207.

- De Nie H. W. 1987. The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations. EIFAC/CECPI Occasional Paper No. 19.
- Dodds W. K., Bouska W. W., Eitzman J. L., Pilger T. J., Pitts K. L., Riley A. J., Schlosser J. T., Thornbrugh T. 2009. Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science and Technology*, 43 (1): 12-19.
- Eglīte R. 1961. Upes nēga *Lampetra fluviatilis* (L.) migrācijas un nārsts Latvijas PSR upēs. P. Stučkas Latvijas Valsts Universitātes Zinātniskie raksti. Biol. zinātnes. Rīga, (39): 9.-28. lpp.
- Eipurs I. 1984. Mūsu saldūdeņu zivis. Rīga, 103 lpp.
- Eiropas Kopienu Padomes Direktīva 92/43/EEK par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un floras aizsardzību. Oficiālais Vēstnesis L 206, 22/07/1992, 0007.-0050. lpp.
- European Commission. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, L 327: 1-72.
- Evtjuhova B. K. 1971. Baltijskij lososj (The Baltic salmon). Rīga, 48 pp.
- Fieseler C., Wolter C. 2006. A fish-based typology of small temperate rivers in the north-eastern lowlands of Germany. *Limnologia*, 36: 2-16.
- Fischer J. 1791. Versuch einer Naturgeschichte von Livland. Königsberg, 826 S.
- Frederick K. D., Gleick P. H. 1999. Water and Global Climate Change. Potential impacts on U.S. water resources. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, 10-25 pp.
- Friesen T. A., David L. W. 1996. Status and condition of fish assemblages in streams of the Tualatin River Basin, Oregon. *Northwest Science*, 70 (2): 120-131.
- Fry F. E. J. 1971. The effect of environmental factors of the physiology of fish. In: W. S. Hoar and D. J. Randall (eds.). *Fish Physiology Volume VI*. Academic Press, New York, 1-98 pp.
- Gorman O. T., Karr J. R. 1978. Habitat structure and river fish communities. *Ecology*, 59: 507-515.
- Grenouillet G., Pont D., Herisse C. 2004. Within basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream spatial position on local species richness. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 61: 93-102.
- Grenouillet G., Roset N., Goffaux D., Breine J., Simoems I., De Leeuw J. J., Kestemont P. 2007. Fish assemblages in European Western Highlands and Western Plains: a type specific approach to assess ecological quality of running waters. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 509-517.
- Griswold B. L., Edwards C. J., Woods L. C. 1982. Recolonization of macroinvertebrates and fish in a channelized stream after a drought. *Ohio J. Sci.*, 82 (3): 96-102.
- Grosse A. 1935. Pisces. Zivis. Grām.: Latvijas mugurkaulaiņu noteicējs. Rīga, 196.-218. lpp.
- Hatton-Ellis T. 2008. The hitchhiker's guide to the Water Framework Directive. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 18: 111-116.
- Hawkins C. P., Kershner J. L., Bisson P. A., Bryant M. D., Decker L. M., Gregory S. V., McCullough D. A., Overton C. K., Reeves G. H., Steedman R. J., Young M. K. 1993. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. *Fisheries*, 18, (6): 3-12.
- Hering D., Johnson R. K., Kramm S., Schmutz S., Szoszkiewicz K., Verdonschot P. F. M. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater biology*, 51: 1757-1785.
- Holcik J., Banarescu P., Evans D. 1989. General introduction to Fishes. In: Holcik J. (ed.) *The freshwater fishes of Europe. Vol 1/II. Acipenseriformes*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Huet M. 1959. Profiles and biology of Western European streams as related to fish management. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 88 (3): 9-26.
- Illies J. 1967. *Limnofauna Europaea*. Okologie. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 454 pp.
- Jackson A. D., Peres-Neto P. R. D., Olden J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 157-170.

- Jakovļeva I., Bīrzaks J. 2011. Ilgtermiņa ūdens temperatūru izmaiņu ietekme uz laša *Salmo salar* L. smoltu migrācijas periodu Salacā. LU 69. zinātniskā konference. Rakstu krājums, 431.-432. lpp.
- Jansons V., Lagzdins A., Berzina L., Sudars R., Abramenko K. 2011. Temporal and spatial variation of nutrient leaching from agricultural land in Latvia: long term trends in retention and nutrient loss in a darinage and small catchment scale. Sc. Journal of Riga Technical University. Environmental and Climate technologies, 13 (7): 54-65.
- Jones K. B., Neale A. C., Nash M. S., Van Remortel R. D., Wicjham J. D. 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: a multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic region. Landscape Ecology, 16: 301-312.
- Juhna T., Kļaviņš M. 2004. Water quality changes in Latvia and Riga 1980-2000: possibilities and problems. AMBIO, 30 (4): 306-314.
- Jungwirth M., Moog O., Muhar S. 1993. Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a fifth order stream, Melk, Austria. Regulated rivers: Research and Management, 8: 195-204.
- Kalējs, M. 1998. Bargās ziemas Baltijas jūrā. Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 1998. 2. gads. Rīga, 174.-180. lpp.
- Kangur M., Wahlberg B. 2001. Present and potential production of salmon in Estonian rivers. Tallin, Estonian Academy Publishers, pp. 95.
- Karr J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries, 6 (6): 21-27.
- Kawall H. 1858. Fische in Kurland und an den Küsten der dasselbe begränzenden Ostsee, mit Berücksichtigung von Livland. Das Inland. 23. Jahrg. Dorpat. Nr. 33, 534-536 S., Nr. 35, 561-598 S., Nr. 36, 579-583.
- Kesminas V. A. 1992. Structure and dynamics of ichthyofauna in rivers of Lithuania. Thesis. M, 1-175 pp.
- Kesminas V., Virbickas T. 2000. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. Hydrobiologia. 422/423, 257-270.
- Klavins M., Briede A., Rodinov V. 2009. Long term changes in ice and discharge regime of rivers in the Baltic region in relation to climatic variability. Climatic change. 95: 485-498.
- Kļaviņš M., Rodinovs V., Kokorīte I. 2002. Chemistry of surface waters in Latvia. Rīga: LU, 286 pp.
- Kļaviņš M., Rodinovs V., Kokorīte I., Kļaviņa I., Apsīte E. 2001. Long-term and seasonal changes in chemical composition of surface waters in Latvia. Environmental monitoring and assessment, 66 (3): 233-251.
- Kottelat M., Freyhof J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Berlin, 646 pp.
- Lamoroux N., Capra H., Poilly M., Souchon Y. 1999. Fish habitat preference in large streams of southern France. Freshwater biology, 42: 673-687.
- Lamoroux N., Poff N. L., Angermeier P. N. 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. Ecology, 83 (7): 1792-1807.
- Lasne E., Bergerot B., Lek S., Laffaille P. 2007. Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France). River. Res. Applic., 23: 1-14.
- Lasne E., Sabatie M.-R., Evanno G. 2010. Communal spawning of brook and river lampreys (*Lampetra planieri* and *L. fluviatilis*) is common in the Oir river (France). Ecology of Freshwater Fish, 19: 323-325.
- Magnuson J., Crowder B., Medvick A. 1979. Temperature as an ecological resource. Am. Zool., 19: 331-343.
- Malmqvist B., Rundle S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. Environmental Conservation, 29 (2): 134-153.
- Manczar A. 2000. Decline of the atlantic sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758 in Poland: an outline of problems and prospects. Bol. Inst. Esp. Oceanogr, 16 (1-4): 191-202.

- Manhon R., Balon E. K., Noakes D. L. G. 1979. Distribution, community structure and production of fishes in the upper Speed river Ontario: a preimpoundment study. *Environmental Biol. Fish.*, 4: 219-244.
- Mansfelds V. 1936. Latvijas zivis. Grām.: Latvijas zeme, daba un tauta. II. Rīga, 490.-519. lpp.
- Marmulla G. (ed.) 2001. Dams, fish and fisheries. Opportunités, challenges, and conflict resolution. FAO Fisheries Technical Paper. No. 419. Rome, FAO, 161 pp.
- Martinez P. J., Chart T. E., Trammel M. A., Wulschleger J. G., Bergersen E. P. 1994. Fish species composition before and after construction of a main stream reservoir on White river, Colorado. *Environmental biology of fishes*, 40: 227-239.
- Matthews W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. New York: Chapman and Hall. 756 pp.
- McCune B., Mefford M. J. 2006. PC- ORD Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.31 MjM software, Glenden Beach, Oregon USA.
- Meyer J. L., Edwards R. T. 1990. Ecosystem Metabolism and Turnover of Organic Carbon along the Blackwater River Continuum. *Ecology*, 71, 668-677.
- Meyer W. B., Turner B. L. (eds.) 1994. Changes in land use and land cover. A Global Perspective. New York: Cambridge Univ. Press, 537 pp.
- Miltner R. J., Rankin E. T. 1998. Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater Biology*, 40: 145-158.
- MK noteikumi Nr. 328 „Par valsts meliorācijas sistēmu un valsts nozīmes meliorācijas sistēmu nodošanu valsts sabiedrības ar ierobežotu atbildību „Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” valdījumā”. LV, 93 (3877), 17.06.2008.
- MK noteikumi Nr. 421 „Noteikumi par īpaši aizsargājamo biotopu veidu sarakstu”. LV, 446/447 (2357/2358), 08.12.2000.
- MK noteikumi Nr. 858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību”. LV, 168 (3116), 22.10.2004.
- Morgan P. R., Cushman S. F. 2005. Urbanization effects on stream fish assemblages in Maryland, USA. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 24 (3): 643-655.
- Newcombe C. 1981. A procedure to estimate changes in fish populations caused by changes in stream discharge. *Trans. Am. Fish Soc.*, 110: 382-390.
- Nika N., Virbickas T. 2010. Brown trout *Salmo trutta* redd superimposition by spawning *Lampetra* species in lowland stream. *Journal of fish biology*, 77: 2358-2372.
- Noble R. A. A., Cowx I. G., Goffaux D., Kestemont P. 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 381-392.
- Oberdorff T., Guegan J. F., Hugueny B. 1995. Global scale patterns of fish species richness in rivers. *Ecography*, 18: 345-352.
- Oberdorff T., Hugueny B., Compin A., Belkessan D. 1998. Non-interactive fish communities in the coastal streams of North-Western France. *Journal of Animal Ecology*, 67: 472-484.
- Oberdorff T., Pont D., Hugueny B., Chessel D. 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46: 399-415.
- Oberdorff T., Tedesco P. A., Hugueny B., Leprieur F., Beauchard B., Brosse S., Duur H. H. 2011. Global and regional patterns in riverine fish species richness: a review. *International Journal of Ecology*, 1-12.
- Ostrand K. G., Wild G. R. 2002. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of freshwater fish*, 11: 137-149.
- Padomes regula (EK) Nr. 1100/2007 (2007. gada 18. septembris), ar ko nosaka pasākumus Eiropas zūsu krājumu atjaunošanai. Eiropas Savienības Oficiālais Vēstnesis, L 248: 17-23.

- Pastors A. 1995. Krāces. Latvijas daba: 3. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 17 lpp.
- Paul M. J., Meyer J. L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32: 333-365.
- Plikšs M., Aleksejevs Ē. 1998. *Zivis*. Rīga, 304. lpp.
- Poff N. L., Allan D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegard K. L., Richter B. D., Sparks R. E., Stromberg J. C. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47: 769-784.
- Pont D., Hugueny B., Beier U., Goffaux D., Melcher A., Noble R., Rogers C., Roset N., Schmutz S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43: 70-80.
- Pont D., Hugueny B., Oberdorff T. 2005. Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints? *Canada J. Fish. Aquat. Sci.*, 62: 163-173.
- Portt C. B., Balon E. K., Noakes D. L. G. 1986. Biomass and production of fishes in natural and channelized streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1926-1934.
- Priedītis A. 1947. *Zivkopība*. Rīga, 422. lpp.
- Priedītis A. 1951. *Zivju migrācijas un nozveja Padomju Latvijas ezeros un upēs*. Rīga, 72 lpp.
- Priedītis A. 1960. *Ar makškeri Latvijas PSR ezeros un upēs*. Rīga, 147 lpp.
- Pusey B. J., Arthington A. H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and freshwater research*, 54: 1-6.
- Quinn J. M., Brown P. M., Bouce W., Mackay S., Taylor A., Fenton T. 2001. Riparian zone classification for management of stream water quality and ecosystem health. *J. Am. Water. Resour. Assoc.*, 37: 1509-1515.
- Randall R. G., Kelso J. R. M., Minns C. K. 1995. Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52: 631-643.
- Renata E. H., Livingstone D. M., Siber R., Burkhardt-Holm P., Guttinger H. 2006. Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology*, 12: 10-26.
- Rohde K. 1997. The largers area of the tropics does not explain latitudinal gradients in species diversity. *Oikos*, 79: 169-172.
- 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: 393-405.
- Santoul F., Soulard A., Figuerola J., Cregghino R., Mastrorillo S. 2004. Environmental factors influencing local fish species richness and differences between hydroregions in South-Western France. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 89: 79-87.
- Schlösser I. J. 1982a. Trophic structure, reproductive success and growth rate of fishes in natural and modified headwater streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 968-978.
- Schlösser I. J. 1982b. Fish community structure and functions along two habitat gradients in a two headwater streams. *Ecol. Mon.*, 52: 395-414.
- Schlösser I. J. 1991. Fish Ecology: a landscape perspective. *BioScience*. 41 (10): 704-712.
- Schmutz S., Melcher A., Frangez C., Haidvogel G., Beier U., Bohmer J., Breine J., Simoens I., Caiola N., De Sostoa A., Ferreira M. T., Oliveira J., Grenouillet G., Goffaux D., De Leeuw J. J., Noble R. A. A., Roset N., Virbickas T. 2007. Spatially based methods to assess ecological status of riverine fish assemblages in European ecoregions. *Fisheries Management and Ecology*, 14, 441-452.
- Sloka J. 1956. *Pisces – Zivis. Grām.: Latvijas PSR dzīvnieku noteicējs. 2. daļa Mugurkaulnieki*. Rīga, 9.-61. lpp.
- Sloka J. 1988. *Akmens laikmeta lomi. Grām.: Dabas un vēstures kalendārs 1989. gadam*. Rīga, 35 lpp.

- Springe G., Klavins M., Birzaks J., Briede A., Druvietis I., Eglite L., Grinberga L., Skuja A. 2007. Climate change and its impacts in inland surface waters. Climate change in Latvia. Latvijas Universitāte, pp. 123-143.
- Springe G., Sandin L., Briede A., Skuja A. 2006. Biological quality metrics: their variability and appropriate scale for assessment streams. *Hydrobiologia*, 188 (4): 153-172.
- Stakenas S. 1999. Ecological characteristics of 0+ fish communities in the shore-zones of the middle Nemunas and the Neris rivers. *Acta Zoologica Lithuanica*, 9 (1): 155-163.
- Stålnacke P., Grimvall A., Libiseller C., Laznik M., Kokorite I. 2003. Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *Journal of Hydrology*, 283, 1-4: 184-205.
- Steponenas A. 2003. Golden loach (*Sabanejewia aurata* (De Filippi, 1865)) – a new freshwater fish species in Lithuania. *Acta Zoologica Lithuanica*, 13 (3): 279-282.
- Strahler A. N. 1952. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Geological Society America Bulletin*. 63: 1117-1142.
- Thorpe J. H., Thoms M. C., Delong M. D. 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Res. Applic.*, 22: 123-147.
- Tiedemann R., Moll K., Paulus K. B., Scheer M., Williot P., Bartel R., Gessner J., Kirschbaum F. 2007. Atlantic sturgeons (*Acipenser sturio*, *Acipenser oxyrinchus*): American females in Europe. *Naturwissenschaften*, 94: 213-217.
- Van Sickle J., Hughes R. M. 2000. Classification strengths of ecoregions, catchments and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *J. North. Am. Bent. Soc.*, 19 (3): 370-384.
- Virbickas T. 1998. Regularities of changes in the production of fish populations and communities in Lithuanian rivers of different types. *Acta Zoologica Lituanica. Hydrobiologia*. 8 (4): a monograph, 67 pp.
- Virbickas T., Kesminas V. 2007. Development of fish-based assessment method for the ecological status of rivers in the Baltic region. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 531-539.
- Vostradovsky J. 1990. Fish production and fisheries and management in Eastern European reservoirs. In: Wan Densen W. L. T. et al. (eds.) *Management of freshwater fisheries. Proc. EIFAC Symp. Pudoc. Waneningen*. pp. 25-37.
- Waide R. B., Willig M. R., Steiner C. F., Mittelbach G., Gough L., Dodson S. I., Juday G. P., Parmente R. 1999. The relationship between productivity and species richness. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 30: 257-300.
- Ward J. V. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83 (3): 269-278.
- Watters T. F. 1995. *Sediment in streams*. Am. Fish. Soc. Bethesda, MD, Monograph 7.
- Welcomme R. L., Winemiller K. O., Cowx I. G. 2006. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River res. applic.*, 22: 377-396.
- Zīverts A. Ievads hidroloģijā: Mācību palīgglīdzeklis būvniecības, mežsaimniecības, vidussaimniecības un zemes ierīcības specialitāšu studentiem. Latvijas Lauksaimniecības universitāte, Jelgava, 97 lpp.
- Богущая Н. Г., Насека А. М. 1974. Каталог безчелостных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями [Catalogue of freshwater and brackishwater agnathans and fishes of Russia with nomenclature and taxonomy comments], Moscow, 366 pp.
- Каиров Е. А., Костричкина Е. М. 1970. Результаты интродукций осетровых в бассейне Балтийского моря. [Results of sturgeon introduction in the Baltic Sea basin] Works of VNIRO, Moscow, vol. LXXVI. pp. 147-152.

- Митанс А. Р. 1971. Сравнительная характеристика условий существования, питания и роста молоди лосося в реках Латвии. [Comparison of growth, feeding and living conditions of salmon parr in the rivers of Latvia]. In: Fisheries research in Baltics, Riga, 3-54 pp.
- Николаев И. И. 1953. Видовой состав рыб Латвийской ССР [Species composition of fishes Latvian SSR]. Proceedings of Latvian division of USSR FRI. 1. Riga, pp. 5-27.
- Никольский Г. В. 1974. Экология рыб. [Fish ecology], Moscow, 367 pp.
- Песлак Я. К., Митанс А. Р. 1991. Состояние естественного и заводского воспроизводства сырти в бассейне Рижского залива [Status of wild and reared reproduction of vimba bream in the Gulf of Riga basin]. Aquaculture in Baltics. Riga, 75-83 pp.
- Римш Э. Я. 1977. Опытные работы по акклиматизации Тихоокеанских лососей в Балтийское море. [The research projects of introduction of Pacific salmon in the Baltic sea] in: Fisheries research in Baltic sea). Riga, 100-107 pp.
- Ряполова Н. И. 1972. Речная минога Восточной Балтики. in: River lamprey of East Baltic. Riga, 44 pp.
- Сапунов А. 1893. Река Западная Двинаю [The river Daugava], Vitebsk, 512 pp.
- Стернин В. Г., Никоноров И. В., Бумейстер Ю. К. 1972. Электролов рыбы. [Electrofishing]. Moscow, pp. 360.
- Жуков Р. И. 1965. Рыбы Белоруссию [Fishes of Belorussia], Minsk, 415 pp.
- Жуков Р. И. 1988. Справочник по экологии пресноводных рыб. [Handbook of freshwater fish ecology], Minsk, 310 pp.

PIELIKUMS

1. pielikums. Zivju uzskaites forma (lauka darbu protokols)

Upes nosaukums	Grīva 1	Datums	29.07.2008.
Vietas apraksts	Uguņciems pie vecā tilta 29F4		
Koordinātas	572308	225808	

Zvejas dalībnieki	Valdis Celmiņš, Māris Strūģis			
Zvejas laiks	Sākums	Beigas	Zvejas atkārtojumi	
	14,39	16,12	3	
Zvejas iekārta	Ģenerators	Mugursoma	Anods	Katods
	x		Rāmis	0,25

Parauglaukuma apraksts	Plat.	Gar.	Vid. dziļums	Maks. dziļums	Parauglaukuma veids	Straumes ātrums (m/s)	Kanali-zēts	Aizēnojums
	4,5	60	0,25	0,40	visā upes platumā	s-0,12	īr	nav
					daļēji	1-0,05		dažviet
					gar krastu		nav	pārsvārā pilnīgs

Biotops (% no platības)	Krāce	Straujtece	Lēntece	Aizauguma intensitāte	Nav	Vidēja	Daudz
		30	70		x		
Krastu erozija	Nav	Mērena	Spēcīga	Aizaugums	Ziedaugi	Sūnas	Aļģes
	x				x	x	

Apkārtējās zemes izmantošana	Mežs	Ļāvas	Tīrumi	Apdzīvota vieta	Rūpniecība
		100			

Piesārņojums (aprakstīt)	Nav pazīmju	Iespējami piesārņojuma avoti	Acīmredzami piesārņojuma avoti
	x		

Substrāta neorganiskie komponenti			Substrāta organiskie komponenti		
Substrāta tips	Diametrs	% no apsekojamās platības	Substrāta tips	Raksturojums	% no apsekojamās platības
Pamatiezis	- - -		Detrits	Žagari, koku atliekas, augu atliekas	1
Laukameņi	> 256 mm	7			
Oļi	64-256 mm	13			
Grants	2-64 mm	70	Dūņas	Melnas, smalkas	
Smilts	0,06-2 mm	10			
Nogulumi	0,004-0,06 mm		Merģelis	Pelēks, gliemežu čaulu fragmenti	
Māls	< 0,004 mm				

Ūdens kvalitāte	T °C	O ₂ mg/l	pH	EC μS/cm	Duļķainība	Ūdens krāsa
	17,4	5,43	7,61	419	dzidrs	bezkrāsas
					nedaudz duļķains	
					duļķains	
				necaurredzams		

2. pielikums. Pētījumā iekļautās upes, to raksturojums, paraugošanas raksturojums

Nr. p. k.	Nosaukums	Garums (km)	Sateces baseins (km ²)	Vidējais kritums (m/km)	Temperatūras tips (°C)	Paraugu skaits	Paraugu platība (m ²)
1	2	3	4	5	6	6	8
1	Abava	134,0	2042,0	0,40	>18	17	2468
2	Abuls	52,0	430,0	2,48	>18	2	450
3	Acupīte	22,0	22,0	1,80	<18	5	1100
4	Age	39,0	212,0	1,32	<18	3	964
5	Aiviekste	114,0	9160,0	0,20	>18	6	1000
6	Alkšņupe	22,0	34,3	0,50	<18	2	400
7	Alkšņupe_Gauja	8,7	20,1	4,40	>18	1	200
8	Alokste	44,0	275,0	1,70	>18	2	447
9	Alūksne	24,0	120,0	2,60	<18	2	445
10	Amata	67,0	386,0	2,88	<18	41	7078
11	Amula	55,0	198,0	1,38	>18	3	1176
12	Apše	45,0	357,0	0,82	>18	2	358
13	Arona	44,0	315,0	2,68	<18	4	1498
14	Arupīte	14,0	61,0	0,90	<18	1	70
15	Asūnica	12,2	451,0	0,82	>18	2	476
16	Auce	86,0	308,0	1,10	>18	5	1260
17	Aviekste	28,0	91,4	1,30	<18	2	450
18	Azanda	12,2	68,6	4,20	<18	2	486
19	Bārta	98,0	1974,0	0,26	>18	3	368
20	Bērzaune	44,0	315,0	2,68	<18	2	478
21	Bērze	107,0	1180,0	0,99	>18	6	935
22	Bikstupe	32,0	138,0	1,53	<18	2	456
23	Birztala	25,0	69,0	2,60	<18	2	437
24	Bolupe	82,0	936,0	0,20	>18	2	438
25	Brasla	70,0	544,0	0,97	>18	10	1384
26	Ciecere	51,0	542,6	1,50	>18	2	575
27	Dadžupe	11,0	18,5	5,10	<18	1	126
28	Dauda	9,6	20,6	4,22	<18	1	60
29	Dienvidsusēja	114,0	1210,0	0,70	>18	2	488
30	Dubna	120,0	2780,0	0,63	>18	3	500
31	Durbe	47,0	502,0	0,47	>18	5	762
32	Dursupe	28,0	111,7	3,04	<18	4	662
33	Dviete	37,0	254,0	1,32	>18	2	160
34	Dvorupe	11,1	28,7	1,02	>18	3	620
35	Dzedrupe	35,4	263,7	1,40	<18	3	600
36	Eglona	36,0	207,0	0,40	>18	2	475
37	Egļupe	15,0	35,9	3,80	<18	2	480
38	Engure	19,0	505,0	0,42	>18	2	400

Nr. p. k.	Nosaukums	Garums (km)	Sateces baseins (km ²)	Vidējais kritums (m/km)	Temperatūras tips (°C)	Paraugu skaits	Paraugu platība (m ²)
1	2	3	4	5	6	6	8
39	Ezere	48,0	387,0	0,98	>18	5	860
40	Ēda	47,0	304,0	1,60	>18	2	470
41	Feimanka	72,0	370,0	0,86	<18	4	924
42	Gauja	452,0	8900,0	0,52	>18	69	12 413
43	Glāžupe	18,0	81,8	1,40	<18	3	631
44	Grīva	28,0	141,3	1,50	<18	4	990
45	Grūba	11,0	22,0	10,00	<18	1	143
46	Iča	71,0	1060,0	0,80	>18	2	460
47	Iecava	136,0	1166,0	0,49	>18	5	810
48	Īģe	51,0	226,0	1,00	<18	2	629
49	Ilūkste	53,0	414,0	1,00	>18	2	475
50	Imula	52,0	263,0	1,44	>18	4	631
51	Inčupe	12,0	33,4	1,84	<18	2	400
52	Indrica	60,0	258,0	1,53	>18	4	796
53	Istra	39,8	279,0	0,87	>18	2	443
54	Īslīce	70,0	623,0	0,70	>18	2	410
55	Jaša	28,0	191,0	1,86	>18	2	439
56	Jaunupe	6,0	320,0	2,10	>18	49	7436
57	Joša	28,0	191,0	1,90	<18	2	455
58	Jurģupe	19,0	67,1	3,32	>18	2	449
59	Jurkova	3,9	7,8	2,30	>18	1	125
60	Kaičupe	17,0	70,6	1,30	>18	2	750
61	Kausupe	13,8	47,0	2,30	<18	2	400
62	Kāršupīte	6,0	16,7	3,43	<18	1	180
63	Kira	59,0	300,0	0,98	>18	2	420
64	Koja	25,0	97,7	2,81	<18	2	664
65	Kokšupe	7,2	23,0	2,80	>18	2	440
66	Kolkupe	8,3	2,5	8,60	>18	1	200
67	Korģene	33,0	112,1	1,90	<18	19	2929
68	Krievupe	47,0	100,3	1,40	>18	2	400
69	Kuja	77,0	673,0	1,73	>18	5	894
70	Kumada	13,0	46,0	5,40	<18	2	317
71	Ķekava	29,0	186,0	0,88	>18	2	448
72	Ķiburu strauts	13,0	18,3	1,70	>18	3	550
73	Ķikāns	18,9	46,8	4,00	<18	1	200
74	Ķišupe_RJL	31,0	112,0	1,52	<18	3	631
75	Ķišupe_Ramata	12,6	22,7	1,20	<18	1	200
76	Lauce	33,0	206,0	1,74	<18	4	686
77	Laucesa	29,0	728,0	2,52	<18	2	452
78	Lāčupe	31,0	92,9	2,20	<18	2	540
79	Lejējupe	19,0	148,0	3,16	>18	2	400

Nr. p. k.	Nosaukums	Garums (km)	Sateces baseins (km ²)	Vidējais kritums (m/km)	Temperatūras tips (°C)	Paraugu skaits	Paraugu platība (m ²)
1	2	3	4	5	6	6	8
80	Lenčupe	23,0	125,0	2,10	<18	1	147
81	Lētiža	32,0	128,2	3,13	<18	5	1221
82	Liede	60,0	358,0	0,80	>18	2	400
83	Lielā Jugla	62,0	972,0	1,14	>18	10	1738
84	Liepna	47,0	237,0	1,40	>18	2	475
85	Liepupe	17,0	55,8	2,53	>18	3	598
86	Lipsa	16,0	32,0	3,20	<18	1	200
87	Līčupe	40,0	159,0	2,38	<18	1	525
88	Līgatne	31,0	88,9	5,70	<18	2	491
89	Līksna	47,0	303,0	1,68	>18	3	560
90	Lobe	22,0	269,0	0,91	>18	2	210
91	Loja	26,0	82,0	1,60	<18	2	450
92	Lorupe	11,0	23,0	8,09	<18	2	312
93	Losis	35,0	183,0	2,20	<18	1	244
94	Ludza	29,0	919,0	1,45	>18	3	722
95	Malta	105,0	883,0	0,90	>18	2	470
96	Mangrāvis	10,0	24,0	1,5	<18	1	70
97	Mazā Jugla	119,0	679,0	1,78	>18	3	331
98	Mazirbe	26,0	75,0	1,00	<18	1	200
99	Mazupe	15,0	31,0	1,40	>18	2	469
100	Mellupīte_Abava	12,0	24,0	4,00	<18	1	190
101	Melnupe_Vaidava	58,0	424,0	1,70	<18	2	434
102	Melnupe_Amata	7,0	28,0	4,70	<18	1	126
103	Melnupe_Salaca	14,0	39,7	2,10	<18	2	283
104	Meltne	13,0	38,8	1,09	<18	1	88
105	Mergupe	53,0	285,0	2,64	<18	3	815
106	Mēmele	191,0	4050,0	0,50	>18	5	956
107	Misa	108,0	862,0	0,39	>18	6	1546
108	Mūsa	164,0	5318,0	0,25	>18	2	470
109	Narūta	9,0	179,0	0,90	>18	1	150
110	Nedienne	10,0	30,0	7,30	<18	1	105
111	Nereta	46,0	561,0	0,90	>18	2	464
112	Noriņa	11,0	40,8	1,70	<18	2	533
113	Ogre	188,0	1730,0	1,18	>18	7	1332
114	Ostupe	14,0	33,0	2,30	<18	2	420
115	Oša	62,0	636,0	0,40	>18	2	400
116	Palsa	21,0	217,9	2,20	<18	2	161
117	Pāce	27,0	71,9	0,15	>18	2	472
118	Pededze	159,0	1690,0	0,48	>18	7	1124
119	Pedele	16,0	77,0	1,04	>18	1	400
120	Pelava	22,0	115,0	2,10	>18	2	400

Nr. p. k.	Nosaukums	Garums (km)	Sateces baseins (km ²)	Vidējais kritums (m/km)	Temperatūras tips (°C)	Paraugu skaits	Paraugu platība (m ²)
1	2	3	4	5	6	6	8
121	Pērļupe	12,0	18,9	10,10	<18	5	576
122	Pērse	50,0	311,0	2,44	>18	2	480
123	Pēterupe	46,0	155,0	1,13	<18	9	1757
124	Pietēnupe	14,0	37,1	2,60	<18	1	120
125	Piģele	9,0	15,9	2,60	<18	3	343
126	Pilsupe	22,0	96,0	2,60	<18	1	76
127	Platone	69,0	445,0	1,10	>18	2	452
128	Poguļanka	24,0	80,0	1,70	>18	1	225
129	Pužupe	12,0	25,7	2,10	<18	2	400
130	Pūre	18,0	113,0	0,90	>18	2	440
131	Rakšupe	12,0	77,0	8,50	<18	1	101
132	Raķupe	34,0	202,0	1,20	<18	3	640
133	Ramata	30,0	195,0	0,90	>18	3	652
134	Rauna	50,0	418,0	3,66	<18	2	276
135	Raunis	22,0	102,4	7,70	<18	9	1597
136	Rauza	56,0	263,0	2,57	<18	8	1674
137	Rēzekne	116,0	2066,0	0,61	>18	4	634
138	Riežupe	42,0	260,0	1,40	>18	3	1497
139	Rika	32,0	124,0	1,50	>18	2	425
140	Rikanda	22,0	100,6	1,60	<18	2	400
141	Rinda	29,0	697,0	0,23	>18	2	464
142	Rītupe	56,0	1453,0	0,74	>18	2	456
143	Rīva	53,0	226,0	1,25	<18	7	1396
144	Roja	78,0	478,0	0,70	>18	5	847
145	Rudņa	26,0	101,5	2,60	>18	2	460
146	Ruņa	31,0	186,0	3,80	<18	3	757
147	Rūja	85,0	787,0	0,50	>18	3	420
148	Salaca	95,0	3183,0	0,40	>18	158	24 706
149	Sapraša	25,7	101,0	1,10	>18	3	753
150	Sarjanka	50,0	840,0	0,80	<18	4	910
151	Sesava_B	25,0	102,4	2,50	>18	2	427
152	Sesava_L	58,0	264,0	0,76	>18	2	400
153	Skaļupe	16,0	40,0	6,85	<18	1	69
154	Skujaine	32,0	103,0	1,80	>18	2	400
155	Stende	100,0	1160,0	0,78	>18	2	445
156	Stepupe	9,0	22,0	2,00	>18	2	400
157	Strīkupe	10,0	95,0	2,40	<18	11	2712
158	Suda	28,0	170,0	1,00	>18	2	452
159	Svētupe	58,0	538,0	1,00	>18	26	4086
160	Svitene	80,0	419,0	0,60	>18	2	400
161	Šepka	24,0	80,0	3,70	<18	4	742

Nr. p. k.	Nosaukums	Garums (km)	Sateces baseins (km ²)	Vidējais kritums (m/km)	Temperatūras tips (°C)	Paraugu skaits	Paraugu platība (m ²)
1	2	3	4	5	6	6	8
162	Šķede	32,0	176,0	1,60	>18	2	400
163	Šķervelis	15,0	101,0	4,30	<18	4	631
164	Talķe	34,0	148,0	1,20	>18	2	400
165	Tebra	69,0	583,1	1,30	>18	16	3497
166	Tērvete	68,0	440,0	1,10	>18	3	548
167	Tirza	80,0	754,0	2,00	<18	4	900
168	Tulija	15,0	57,0	4,00	<18	2	445
169	Tumšupe	49,0	156,0	1,40	>18	5	929
170	Upīte Vangažos	3,1	7,3	1,87	<18	1	94
171	Užava	67,0	601,0	0,70	>18	5	1037
172	Vadžupe	8,9	26,6	2,10	<18	2	330
173	Vaidava	72,0	559,0	1,60	>18	2	452
174	Vaive	18,0	74,0	5,20	<18	3	257
175	Valgale	22,0	56,0	3,30	<18	2	410
176	Vanka	30,0	86,5	2,50	<18	2	450
177	Vārme	15,0	121,0	1,50	>18	2	400
178	Vārniene	50,0	371,0	0,72	>18	4	920
179	Vecročupe	4,8	33,7	1,60	>18	1	200
180	Venta	346,0	6592,6	0,50	>18	97	16 506
181	Veseta	56,0	314,0	2,00	<18	1	420
182	Vēda	41,0	132,7	1,20	>18	4	633
183	Vēdzele	34,0	104,0	2,10	>18	2	448
184	Viesīte	61,4	438,0	0,80	<18	4	944
185	Vija	62,0	456,0	2,00	<18	2	473
186	Vikmeste	5,3	11,5	13,80	<18	1	84
187	Vilce	48,0	318,0	1,30	>18	2	483
188	Vildoga	10,0	30,0	14,20	<18	2	305
189	Vilkata	8,0	22,0	7,70	<18	1	68
190	Virbupe	23,0	98,1	2,80	<18	1	160
191	Vircava	69,0	466,0	0,70	>18	2	400
192	Virga	29,0	142,0	4,50	>18	2	459
193	Vitrupe	36,0	197,2	1,10	<18	11	2389
194	Zaķupe	16,0	55,4	1,90	<18	3	545
195	Zalvīte	25,0	366,0	0,60	>18	2	448
196	Zaņa	60,0	257,0	1,40	>18	3	795
197	Ziemeļsusēja	52,0	491,0	0,63	>18	4	908
198	Zvidze	15,0	77,0	1,60	>18	1	200
199	Zvirgzde	30,0	132,0	0,70	>18	3	552

3. pielikums. Zivju un nēgu sugu sastopamība un izplatība, īpatņu skaits un īpatsvars

Zinātniskais nosaukums	Nosaukums	Upes (n = 199)		Vietas (n = 1017)		Skaits (eks.)	Skaits (%)
		n	%	n	%		
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Upes nēģis	51	25,6	94	9,2	134	0,1
<i>Lampetra planeri</i>	Strauta nēģis	134	67,3	152	14,9	245	0,2
<i>Anguilla anguilla</i>	Zutis	5	2,5	9	0,9	15	0,0
<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	Spidiļķis	29	14,6	116	11,4	901	0,6
<i>Gobio gobio</i>	Grundulis	139	69,8	617	60,7	9830	6,4
<i>Carassius carassius</i>	Karūsa	26	13,1	33	3,2	63	0,0
<i>Carassius gibelio</i>	Sudrabkarūsa	14	7,0	20	2,0	40	0,0
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpa	2	1,0	4	0,4	4	0,0
<i>Abramis brama</i>	Plaudis	19	9,3	58	5,7	122	0,1
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Paviķe	63	31,7	331	32,5	6624	4,3
<i>Alburnus alburnus</i>	Viķe	80	40,2	222	21,8	2582	1,7
<i>Aspius aspius</i>	Salate	2	1,0	1	0,1	1	0,0
<i>Blicca bjoerkna</i>	Plicis	26	13,1	73	7,2	450	0,3
<i>Leucaspis delineatus</i>	Ausleja	23	11,6	35	3,4	272	0,2
<i>Leuciscus idus</i>	Ālants	16	8,0	33	3,2	92	0,1
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Baltais sapals	79	39,7	210	20,6	1514	1,0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Mailīte	164	82,4	648	63,7	26 566	17,3
<i>Rutilus rutilus</i>	Rauda	130	65,3	548	53,9	13 808	9,0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rudulis	12	6,0	20	2,0	50	0,0
<i>Squalius cephalus</i>	Sapals	96	48,2	465	45,7	4595	3,0
<i>Vimba vimba</i>	Vimba	9	4,5	42	4,1	236	0,2
<i>Tinca tinca</i>	Līnis	47	23,6	76	7,5	121	0,1
<i>Cobitis taenia</i>	Akmeņgrauzis	84	42,2	312	30,7	1434	0,9
<i>Misgurnus fossilis</i>	Pikste	15	7,5	19	1,9	52	0,0
<i>Sabanejewia baltica</i>	Ziemeļu zeltainais akmeņgrauzis	2	1,0	14	1,4	45	0,0
<i>Barbatula barbatula</i>	Bārdainais akmeņgrauzis	189	95,0	907	89,2	46 062	30,0
<i>Silurus glanis</i>	Sams	1	0,5	1	0,1	1	0,0
<i>Esox lucius</i>	Līdaka	145	72,9	327	32,2	1135	0,7
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Varavīksnes forele	2	1,0	5	0,5	36	0,0
<i>Salmo salar</i>	Lasis	25	12,6	303	29,8	11 634	7,6
<i>Salmo trutta</i>	Forele	108	54,3	434	42,7	10 379	6,8
<i>Thymallus thymallus</i>	Alata	18	9,0	35	3,4	165	0,1

Zinātniskais nosaukums	Nosaukums	Upes (<i>n</i> = 199)		Vietas (<i>n</i> = 1017)		Skaitis (eks.)	Skaitis (%)
		<i>n</i>	%	<i>n</i>	%		
<i>Lota lota</i>	Vēdzele	101	50,8	213	20,9	916	0,6
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Trīsdatu stagers	32	16,1	88	8,7	259	0,2
<i>Pungitius pungitius</i>	Deviņdatu stagers	81	40,7	126	12,4	306	0,2
<i>Cottus gobio</i>	Platgalve	124	62,3	582	57,2	6863	4,5
<i>Gymnocephalus cernua</i>	Ķīsis	11	5,5	19	1,9	122	0,1
<i>Perca fluviatilis</i>	Asaris	134	67,3	452	44,4	5797	3,8
<i>Zander lucioperca</i>	Zandarts	2	1,0	13	1,3	30	0,0
<i>Percottus glehnii</i>	Rotans	2	1,0	3	0,3	6	0,0
Kopā						153 507	

4. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs ar dažādu sateces baseina platību

Suga/ ekoloģiskā grupa	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)			Biomasas (g / 100 m ²)		
	$s < 100 \text{ km}^2$ ($n = 67$)	$100 > s < 1000 \text{ km}^2$ ($n = 114$)	$s > 1000 \text{ km}^2$ ($n = 18$)	$s < 100 \text{ km}^2$ ($n = 67$)	$100 > s < 1000 \text{ km}^2$ ($n = 114$)	$s > 1000 \text{ km}^2$ ($n = 18$)
SAT	11,0 \pm 16,6 ^{2,3}	3,9 \pm 10,1 ¹	0,9 \pm 1,8 ¹	157 \pm 356 ^{2,3}	84 \pm 174 ¹	10 \pm 19 ¹
ESL	1,0 \pm 2,3 ^{2,3}	1,4 \pm 1,9 ¹	1,1 \pm 1,0 ¹	91 \pm 185 ^{2,3}	193 \pm 314 ¹	183 \pm 178 ¹
RUT	1,2 \pm 2,9 ^{2,3}	12,2 \pm 17,2 ¹	15,7 \pm 15,4 ¹	24 \pm 63 ^{2,3}	258 \pm 426 ^{1,3}	412 \pm 451 ^{1,2}
LEC	0,5 \pm 1,9 ^{2,3}	1,8 \pm 3,6 ^{1,3}	8,4 \pm 8,6 ^{1,2}	12 \pm 43 ^{2,3}	72 \pm 161 ^{1,3}	190 \pm 240 ^{1,2}
GOG	2,6 \pm 9,6 ^{2,3}	8,0 \pm 14,7 ¹	10,9 \pm 14,2 ¹	14 \pm 41 ^{2,3}	52 \pm 85 ^{1,3}	88 \pm 119 ^{1,2}
PHP	21,1 \pm 35,4	21,4 \pm 29,2	14,4 \pm 17,3	49 \pm 79	58 \pm 79	34 \pm 42
ALB	0,5 \pm 3,0 ^{2,3}	2,2 \pm 6,2 ^{1,3}	9,0 \pm 10,6 ^{1,2}	5 \pm 32 ^{2,3}	10 \pm 26 ^{1,3}	44 \pm 54 ^{1,2}
ALA	0,3 \pm 1,1 ^{2,3}	1,6 \pm 7,0 ^{1,3}	3,6 \pm 7,2 ^{1,2}	1 \pm 10 ^{2,3}	8 \pm 34 ^{1,3}	15 \pm 31 ^{1,2}
NOB	11,0 \pm 11,6 ^{2,3}	22,4 \pm 23,4 ¹	30,7 \pm 22,3 ¹	82 \pm 119 ^{2,3}	143 \pm 119 ¹	156 \pm 113 ¹
COT	0,2 \pm 1,4 ^{2,3}	0,8 \pm 1,6 ^{1,3}	1,4 \pm 1,2 ^{1,2}	0,8 \pm 5 ^{2,3}	3 \pm 10 ^{1,3}	5 \pm 5 ^{1,2}
LOL	1,1 \pm 2,6	1,2 \pm 2,4	0,9 \pm 1,1	36 \pm 73	39 \pm 87	37 \pm 49
PEF	1,7 \pm 6,3 ^{2,3}	5,4 \pm 8,9 ¹	9,3 \pm 15,2 ¹	34 \pm 123 ^{2,3}	114 \pm 166 ¹	144 \pm 159 ¹
COG	1,3 \pm 3,5 ^{2,3}	3,5 \pm 5,2 ¹	3,3 \pm 4,6 ¹	8 \pm 26 ^{2,3}	21 \pm 29 ¹	17 \pm 33 ¹
TOLERANT	6,6 \pm 17,4 ^{2,3}	20,1 \pm 26,6 ¹	32 \pm 28,6 ^{1,3}	71 \pm 180 ^{2,3}	396 \pm 569 ^{1,3}	617 \pm 545 ^{1,2}
INTOL	13,3 \pm 17,6	11,5 \pm 15,8	18,9 \pm 20,8	276 \pm 360	127 \pm 190	99 \pm 105
BENT	16,9 \pm 17,7 ^{2,3}	36,9 \pm 27,7 ^{1,3}	50,4 \pm 23,5 ^{1,2}	149 \pm 191 ^{2,3}	284 \pm 164 ^{1,3}	351 \pm 149 ^{1,2}
WCOLUMN	42,2 \pm 36,2 ^{2,3}	53,4 \pm 42,7 ^{1,3}	68,3 \pm 36,0 ^{1,2}	506 \pm 419 ^{2,3}	835 \pm 745 ¹	1096 \pm 815 ¹
EURY	7,2 \pm 16,2 ^{2,3}	23,2 \pm 28,0 ¹	34,9 \pm 29,5 ¹	185 \pm 313 ^{2,3}	626 \pm 735 ¹	838 \pm 685 ¹
RHEO	49,4 \pm 42,0 ^{2,3}	65,4 \pm 53,0 ¹	80 \pm 42,9 ¹	73 \pm 34 ^{2,3}	53 \pm 31 ¹	46 \pm 26 ¹
LIMNO	2,4 \pm 4,7	1,7 \pm 5,4	3,8 \pm 8,6	12 \pm 35	16 \pm 40	22 \pm 38
LITH	47,9 \pm 41,6 ³	58,5 \pm 49,0	69,9 \pm 38,9 ¹	479 \pm 423	457 \pm 307	520 \pm 295
PHYT	2,1 \pm 3,8 ^{2,3}	2,9 \pm 5,0 ¹	3,0 \pm 2,2 ¹	96 \pm 192 ^{2,3}	214 \pm 337 ¹	203 \pm 206 ¹
OMNI	6,8 \pm 16,1 ^{2,3}	18,0 \pm 23,6 ^{1,3}	30,9 \pm 26,6 ^{1,2}	77 \pm 183 ^{2,3}	378 \pm 531 ^{1,3}	687 \pm 674 ^{1,2}
INSV	13,0 \pm 17,6	10,7 \pm 15,8	15,8 \pm 17,3	274 \pm 359	124 \pm 190	90 \pm 97
PISC	2,1 \pm 3,8 ^{2,3}	2,6 \pm 3,6 ¹	2,0 \pm 1,9 ¹	120 \pm 226 ^{2,3}	235 \pm 338 ¹	221 \pm 204 ¹
POTAD	2,0 \pm 3,3 ^{2,3}	3,2 \pm 4,1 ^{1,3}	7,6 \pm 8,6 ^{1,2}	48 \pm 87 ^{2,3}	124 \pm 199 ^{1,3}	247 \pm 250 ^{1,2}
LONG	11,2 \pm 16,6 ^{2,3}	4,9 \pm 12,0 ¹	3,5 \pm 9,6 ¹	262 \pm 358 ^{2,3}	95 \pm 179 ¹	40 \pm 68 ¹
LLIV	2,2 \pm 3,9 ^{2,3}	2,8 \pm 3,8 ¹	2,4 \pm 2,3 ¹	122 \pm 231 ^{2,3}	244 \pm 350 ¹	229 \pm 208 ¹
SLIV	29,8 \pm 38,4 ^{2,3}	39,0 \pm 39,4 ¹	45,9 \pm 28,9 ¹	77 \pm 103 ^{2,3}	134 \pm 147 ^{1,3}	195 \pm 165 ^{1,2}
Kopā	59,1 \pm 42,1 ^{2,3}	92,2 \pm 57,0 ^{1,3}	118,7 \pm 42,2 ^{1,2}	662 \pm 493 ^{2,3}	1119 \pm 800 ¹	1447 \pm 837 ¹

Treknrakstā – būtiskas atšķirības pa ekoloģiskajām grupām un sugām (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$);

^{1,2,3} – būtiskas atšķirības pa ekoloģiskajām grupām un sugām starp baseinu grupām (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$);

N – upju skaits, s – sateces baseina grupa.

5. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām potamāla un ritrāla upēs

Suga, ekoloģiskā grupa	Potamāla upes ($n = 55$)		Ritrāla upes ($n = 144$)	
	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Biomasa (g / 100 m ²)	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Biomasa (g / 100 m ²)
SAT	1,8 ± 7,4	37 ± 169	8,3 ± 14,7	175 ± 280
ESL	1,7 ± 1,3	295 ± 328	1,1 ± 2,3	104 ± 223
RUT	13,3 ± 12,6	309 ± 337	7,1 ± 15,2	147 ± 376
LEC	3,4 ± 6,2	113 ± 171	1,1 ± 3,0	43 ± 138
GOG	11,0 ± 20,0	68 ± 112	5,6 ± 12,3	32 ± 62
PHP	13,1 ± 17,7	27 ± 31	26,0 ± 36,6	62 ± 85
ALB	5,9 ± 10,8	23 ± 43	1,1 ± 3,9	8 ± 27
ALA	2,2 ± 5,5	12 ± 39	1,0 ± 5,9	5 ± 23
NOB	23,9 ± 22,7	122 ± 100	22,1 ± 24,1	124 ± 130
COT	0,8 ± 1,0	3 ± 4	0,7 ± 2,7	2 ± 9
LOL	1,8 ± 2,8	56 ± 98	1,1 ± 2,4	31 ± 70
PEF	7,0 ± 10,3	131 ± 124	3,7 ± 8,8	73 ± 165
COG	3,6 ± 6,4	14 ± 26	3,7 ± 6,5	17 ± 30
TOLERANT	24,2 ± 21,2	478 ± 410	14,0 ± 26,1	241 ± 520
INTOL	13,6 ± 19,1	89 ± 183	14,7 ± 18,2	209 ± 283
BENT	42,7 ± 30,1	292 ± 226	34,1 ± 30,0	226 ± 193
WCOLUMN	53,0 ± 32,2	992 ± 665	54,0 ± 45,6	654 ± 670
EURY	27,4 ± 22,0	825 ± 582	15,2 ± 26,2	371 ± 645
RHEO	85,0 ± 48,9	38 ± 26	70,2 ± 56,6	67 ± 32
LIMNO	2,5 ± 7,6	18 ± 32	2,0 ± 4,5	32 ± 40
LITH	55,8 ± 41,1	414 ± 290	65,6 ± 54,0	492 ± 366
PHYT	3,6 ± 5,8	314 ± 337	2,4 ± 4,3	119 ± 250
OMNI	22,7 ± 20,0	491 ± 481	12,8 ± 23,0	233 ± 483
INSV	12,3 ± 17,6	81 ± 181	14,0 ± 18,2	206 ± 283
PISC	3,5 ± 3,2	352 ± 343	2,1 ± 3,9	135 ± 256
POTAD	5,5 ± 6,5	186 ± 210	2,6 ± 3,9	80 ± 163
LONG	2,9 ± 9,1	48 ± 172	9,1 ± 15,7	184 ± 280
LLIV	3,8 ± 3,4	363 ± 351	2,3 ± 4,0	140 ± 265
SLIV	38,7 ± 36,7	138 ± 169	40,7 ± 43,3	113 ± 126
Kopā	89,8 ± 49,7	1285 ± 683	79,6 ± 56,2	881 ± 753

Treknrakstā – statistiski būtiskas biomasas atšķirības ekoloģiskajās grupās pa upju tipiem (Manna-Vitnija U -tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

6. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām aukstūdens un siltūdens upēs

Suga, ekoloģiskā grupa	Aukstūdens upes ($n = 97$)		Siltūdens upes ($n = 102$)	
	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Biomasa (g / 100 m ²)	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Biomasa (g / 100 m ²)
SAT	11,0 ± 15,9	223 ± 317	2,0 ± 7,4	55 ± 155
ESL	0,4 ± 0,9	96 ± 180	1,8 ± 2,4	225 ± 319
RUT	3,1 ± 9,6	103 ± 193	13,4 ± 16,7	276 ± 469
LEC	0,6 ± 1,7	33 ± 74	2,6 ± 5,3	90 ± 194
GOG	2,5 ± 4,4	22 ± 36	9,7 ± 16,9	60 ± 104
PHP	23,4 ± 33,2	59 ± 86	18,4 ± 28,2	47 ± 65
ALB	0,7 ± 2,8	7 ± 31	3,5 ± 7,9	15 ± 34
ALA	0,3 ± 1,1	2 ± 7	2,2 ± 7,7	11 ± 38
NOB	16,8 ± 15,3	11 ± 91	21,2 ± 24,6	133 ± 145
COT	0,2 ± 1,2	1 ± 4	1,0 ± 1,7	4 ± 10
LOL	0,8 ± 1,8	24 ± 45	1,6 ± 2,7	51 ± 101
PEF	1,4 ± 3,6	53 ± 121	7,1 ± 11,3	123 ± 178
COG	3,0 ± 4,8	18 ± 32	2,5 ± 4,7	14 ± 26
TOLERANT	7,2 ± 17,3	167 ± 269	24,3 ± 28,0	439 ± 625
INTOL	16,1 ± 17,9	260 ± 316	10,0 ± 15,7	94 ± 170
BENT	23,8 ± 18,8	187 ± 128	37,4 ± 30,4	299 ± 214
WCOLUMN	45,2 ± 41,1	605 ± 441	37,4 ± 30,4	984 ± 833
EURY	7,7 ± 16,3	275 ± 376	28,0 ± 29,2	708 ± 790
RHEO	60,2 ± 44,5	71 ± 30	62,1 ± 53,3	47 ± 32
LIMNO	1,2 ± 2,8	6 ± 15	2,9 ± 7,0	24 ± 49
LITH	58,4 ± 42,5	509 ± 354	53,9 ± 48,9	433 ± 340
PHYT	0,9 ± 1,7	92 ± 185	4,1 ± 5,4	251 ± 345
OMNI	7,4 ± 17,3	171 ± 272	21,9 ± 24,5	432 ± 613
INSV	15,8 ± 17,9	257 ± 316	8,8 ± 14,7	91 ± 170
PISC	1,2 ± 2,3	110 ± 197	3,4 ± 4,1	276 ± 352
POTAD	1,8 ± 2,7	65 ± 96	4,4 ± 5,5	153 ± 231
LONG	12,0 ± 16,9	230 ± 317	2,7 ± 8,7	67 ± 180
LLIV	1,3 ± 2,4	113 ± 201	3,7 ± 4,2	286 ± 393
SLIV	32,5 ± 36,6	98 ± 112	39,7 ± 39,7	141 ± 158
Kopā	69,0 ± 49,3	676 ± 441	93,0 ± 55,8	1254 ± 856

Treknrakstā – statistiski būtiskas zivju skaita un biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām starp aukstūdens un siltūdens upēm (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

7. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs ar dažādu skābekļa režīmu

Suga, ekoloģiskā grupa	$O_2 < 7 \text{ mg/l}$ ($n = 75$)		$O_2 > 7 \text{ mg/l}$ ($n = 124$)	
	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Biomasas (g / 100 m ²)	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Biomasas (g / 100 m ²)
SAT	0,4 ± 2	22 ± 112	10 ± 16	206 ± 298
ESL	2 ± 3	244 ± 309	1 ± 1	105 ± 227
RUT	15 ± 19	287 ± 468	5 ± 10	128 ± 283
LEC	2 ± 6	93 ± 207	1 ± 3	44 ± 99
GOG	11 ± 22	61 ± 112	5 ± 7	31 ± 49
PHP	17 ± 33	41 ± 78	26 ± 33	60 ± 75
ALB	3 ± 8	11 ± 32	2 ± 6	11 ± 33
ALA	3 ± 9	14 ± 44	0,5 ± 1	2 ± 6
NOB	16 ± 18	86 ± 92	27 ± 26	146 ± 132
COT	1 ± 3	4 ± 11	0,6 ± 2	2 ± 5
LOL	2 ± 3	61 ± 107	0,7 ± 2	23 ± 53
PEF	9 ± 13	154 ± 210	2 ± 4	50 ± 95
COG	2 ± 4	6 ± 17	5 ± 7	22 ± 31
TOLERANT	30 ± 34	502 ± 647	9 ± 13	188 ± 344
INTOL	6 ± 12	45 ± 125	116 ± 20	253 ± 294
BENT	34 ± 30	263 ± 197	38 ± 30	232 ± 178
WCOLUMN	57 ± 48	922 ± 858	52 ± 38	643 ± 529
EURY	33 ± 33	797 ± 802	10 ± 14	315 ± 473
RHEO	53 ± 50	36 ± 28	79 ± 55	73 ± 27
LIMNO	4 ± 8	32 ± 55	1 ± 4	5 ± 14
LITH	44 ± 43	347 ± 311	75 ± 52	545 ± 350
PHYT	5 ± 7	277 ± 344	2 ± 2	110 ± 231
OMNI	26 ± 30	472 ± 635	9 ± 13	203 ± 352
INSV	5 ± 9	41 ± 120	19 ± 20	251 ± 295
PISC	4 ± 5	306 ± 344	2 ± 3	128 ± 244
POTAD	5 ± 6	169 ± 248	3 ± 4	74 ± 116
LONG	0,5 ± 2	29 ± 119	12 ± 17	217 ± 297
LLIV	5 ± 5	318 ± 359	2 ± 2	131 ± 247
SLIV	41 ± 44	141 ± 170	40 ± 40	107 ± 115
Kopā	91 ± 60	1185 ± 946	90 ± 57	876 ± 585

Treknrakstā – statistiski būtiskas zivju skaita un biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām starp upēm ar dažādu skābekļa režīmu (Manna-Vitnija U -tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

8. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām potamāla un ritrāla biotopos

Suga, ekoloģiskā grupa	Potamāls ($n = 397$)		Ritrāls ($n = 616$)	
	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Biomasa (g / 100 m ²)	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Biomasa (g / 100 m ²)
SAT	1 ± 5	35 ± 176	12 ± 25	154 ± 304
ESL	2 ± 2	287 ± 551	0,2 ± 0,6	41 ± 240
RUT	18 ± 23	317 ± 511	5 ± 13	126 ± 318
LEC	5 ± 9	158 ± 353	2 ± 6	77 ± 209
GOG	9 ± 21	54 ± 124	6 ± 13	54 ± 129
PHP	11 ± 30	32 ± 78	24 ± 41	51 ± 93
ALB	6 ± 22	19 ± 79	5 ± 16	32 ± 108
ALA	4 ± 11	13 ± 48	0,5 ± 3	3 ± 15
NOB	13 ± 21	76 ± 138	53 ± 54	259 ± 243
COT	2 ± 5	5 ± 14	0,8 ± 4	3 ± 14
LOL	1 ± 3	40 ± 105	0,5 ± 2	13 ± 64
PEF	9 ± 19	157 ± 258	2 ± 6	47 ± 119
COG	1 ± 2	14 ± 190	10 ± 16	35 ± 61
TOLERANT	30 ± 39	541 ± 705	10 ± 21	182 ± 401
INTOL	8 ± 20	79 ± 228	40 ± 48	316 ± 362
BENT	28 ± 34	231 ± 268	67 ± 63	373 ± 314
WCOLUMN	58 ± 57	1090 ± 1111	66 ± 61	641 ± 677
EURY	34 ± 40	859 ± 989	11 ± 23	240 ± 509
RHEO	49 ± 61	432 ± 539	122 ± 103	772 ± 583
LIMNO	3 ± 10	30 ± 86	0,6 ± 4	2 ± 12
LITH	41 ± 51	406 ± 507	116 ± 99	728 ± 529
PHYT	4 ± 8	327 ± 583	1 ± 4	46 ± 243
OMNI	28 ± 33	577 ± 760	11 ± 21	223 ± 474
INSV	7 ± 18	73 ± 228	40 ± 48	314 ± 362
PISC	3 ± 4	330 ± 566	0,6 ± 2	54 ± 249
POTAD	6 ± 9	219 ± 395	4 ± 8	99 ± 229
LONG	1 ± 6	55 ± 219	24 ± 38	248 ± 343
LLIV	4 ± 5	354 ± 581	0,7 ± 2	56 ± 251
SLIV	36 ± 54	135 ± 214	47 ± 53	180 ± 246
Kopā	90 ± 75	1315 ± 1175	136 ± 102	1014 ± 776

Treknrakstā – statistiski būtiskas zivju skaita un biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām potamāla un ritrāla biotopos (Manna-Vitnija U -tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

9. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējās vērtības (\pm standartnovirze) atkarībā no biotopa noēnojuma

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju skaits (eks. / 100 m ²) pa noēnojuma klasēm				Zivju biomasas (g / 100 m ²) pa noēnojuma klasēm			
	1 (n = 200)	2 (n = 203)	3 (n = 106)	4 (n = 17)	1 (n = 200)	2 (n = 203)	3 (n = 106)	4 (n = 17)
SAT	2 ± 6 ^{2,3}	6 ± 16 ¹	11 ± 26 ¹	9 ± 16	42 ± 140 ^{3,3}	112 ± 248 ¹	149 ± 277 ¹	98 ± 231
ESL	1 ± 2	1 ± 2	1 ± 2	1 ± 2	237 ± 585 ³	177 ± 355	125 ± 314 ¹	52 ± 126
RUT	16 ± 22 ^{2,3,4}	12 ± 18 ^{1,3,4}	7 ± 19 ^{1,2}	1 ± 3 ^{1,2}	314 ± 501 ^{2,3,4}	242 ± 390 ^{1,3,4}	207 ± 573 ^{1,2}	21 ± 56 ^{1,2}
LEC	6 ± 10 ^{2,3,4}	3 ± 6 ^{1,3,4}	1 ± 2 ^{1,2}	1 ± 3 ^{1,2}	208 ± 387 ^{2,3,4}	118 ± 291 ^{1,3,4}	34 ± 108 ^{1,2}	7 ± 28 ^{1,2}
GOG	10 ± 20 ³	9 ± 17 ^{3,4}	9 ± 24 ^{1,2}	4 ± 1 ^{1,2}	71 ± 123 ^{3,4}	58 ± 109 ^{3,4}	50 ± 115 ^{1,2}	18 ± 59 ^{1,2}
PHP	8 ± 36 ^{2,3,4}	23 ± 41 ¹	27 ± 40 ¹	33 ± 51 ¹	18 ± 88 ^{2,3,4}	50 ± 89 ¹	62 ± 92 ¹	91 ± 138 ¹
ALB	6 ± 13 ^{2,3,4}	5 ± 12 ^{1,3,4}	1 ± 5 ^{1,2}	0 ^{1,2}	25 ± 54 ^{2,3,4}	24 ± 85 ^{1,3,4}	7 ± 32 ^{1,2}	0 ^{1,2}
ALA	4 ± 9 ^{3,4}	3 ± 11 ^{1,3,4}	1 ± 8 ²	0,04 ± 0,17 ^{1,2}	14 ± 37 ^{3,4}	13 ± 54 ^{3,4}	6 ± 40 ^{1,2}	0,1 ± 0,5 ^{1,2}
NOB	32 ± 43	34 ± 44 ³	25 ± 37 ²	16 ± 23	164 ± 212	175 ± 219 ⁴	133 ± 140	88 ± 123 ²
COT	3 ± 6 ^{2,3,4}	1 ± 2 ^{1,4}	0,3 ± 1 ¹	0 ^{1,2}	9 ± 23 ^{2,3,4}	3 ± 8 ^{1,3,4}	1 ± 4 ^{1,2}	0 ^{1,2}
LOL	1 ± 2 ³	1 ± 3 ³	2 ± 4 ^{1,2}	1 ± 1	19 ± 55 ³	35 ± 105 ³	54 ± 141 ^{1,2}	32 ± 59
PEF	8 ± 12 ^{2,3,4}	7 ± 23 ^{1,3}	4 ± 10 ^{1,2}	5 ± 16 ¹	154 ± 226 ^{2,3,4}	127 ± 235 ^{1,3}	86 ± 232 ^{1,2}	62 ± 198 ¹
COG	3 ± 9	4 ± 12 ⁴	3 ± 7	1 ± 3 ²	14 ± 42	19 47	13 ± 41	6 ± 12
TOLERANT	29 ± 34	22 ± 37	15 ± 33	8 ± 16	520 ± 683 ^{2,3,4}	402 ± 537 ^{1,3,4}	316 ± 774 ^{1,2}	86 ± 206 ^{1,2}
INTOL	22 ± 32	19 ± 29	16 ± 29	11 ± 16	150 ± 235	187 ± 295	187 ± 301	215 ± 397
BENT	50 ± 52	50 ± 52	40 ± 46	23 ± 33	319 ± 270 ⁴	319 ± 302 ⁴	269 ± 235 ⁴	150 ± 172 ^{1,2,3}
WCOLUMN	64 ± 56	65 ± 60	58 ± 53	52 ± 57	1102 ± 1128 ^{3,4}	927 ± 858 ^{3,4}	733 ± 979 ^{1,2}	468 ± 527 ^{1,2}
EURY	33 ± 37	25 ± 38	17 ± 35	9 ± 18	771 ± 979 ^{2,3,4}	609 ± 743 ^{1,3,4}	490 ± 983 ^{1,2}	167 ± 315 ^{1,2}
RHEO	78 ± 81	89 ± 86	80 ± 76	65 ± 81	623 ± 542 ⁴	621 ± 565 ⁴	505 ± 446	444 ± 638 ^{1,2}
LIMNO	3 ± 13	1 ± 5	1 ± 4	1 ± 1	27 ± 77	17 ± 73	8 ± 29	5 ± 16
LITH	69 ± 76	81 ± 81	72 ± 70	63 ± 72	563 ± 503	589 ± 532	509 ± 450	459 ± 584
PHYT	5 ± 11	3 ± 4	2 ± 2	1 ± 2	273 ± 600 ^{3,3,4}	200 ± 404 ^{1,3,4}	132 ± 321 ^{1,2}	57 ± 140 ^{1,2}
OMNI	30 ± 32	20 ± 27	13 ± 28	4 ± 5	591 ± 799 ^{3,3,4}	428 ± 619 ^{1,3,4}	296 ± 662 ^{1,2}	55 ± 111 ^{1,2}
INSV	19 ± 32	18 ± 29	16 ± 29	11 ± 16	142 ± 238	184 ± 295	183 ± 296	214 ± 397
PISC	2 ± 3	3 ± 4	3 ± 4	2 ± 2	257 ± 590	212 ± 384	179 ± 363	84 ± 138

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju skaits (eks. / 100 m ²) pa noēnojuma klasēm				Zivju biomasa (g / 100 m ²) pa noēnojuma klasēm			
	1 (n = 200)	2 (n = 203)	3 (n = 106)	4 (n = 17)	1 (n = 200)	2 (n = 203)	3 (n = 106)	4 (n = 17)
POTAD	8 ± 10	5 ± 8	3 ± 4	2 ± 4	245 ± 417 ^{2,3,4}	169 ± 338 ^{1,3,4}	89 ± 180 ^{1,2}	40 ± 72 ^{1,2}
LONG	10 ± 23	10 ± 23	12 ± 27	9 ± 16	106 ± 212	140 ± 277	171 ± 302	209 ± 397
LLIV	2 ± 3	3 ± 5	3 ± 4	2 ± 2	281 ± 603	224 ± 410	186 ± 369	84 ± 139
SLIV	36 ± 53	46 ± 54	44 ± 51	39 ± 60	161 ± 199 ⁴	169 ± 219 ⁴	146 ± 174	117 ± 183 ^{1,2}
Kopā	116 ± 81 ^{1,3,4}	116 ± 87 ⁴	98 ± 75 ¹	75 ± 78 ^{1,2}	1421 ± 1123 ^{3,4}	1246 ± 921 ^{3,4}	1002 ± 1030 ^{1,2}	617 ± 617 ^{1,2}

Treknrakstā – būtiskas zivju skaita un biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām upju posmos ar dažādu noēnojuma pakāpi (Kruskalla–Wallisa tests, $p < 0,05$);

^{1,2,3} – būtiskas zivju skaita un biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām starp upju posmiem ar dažādu noēnojuma pakāpi (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$), n – vietu skaits.

10. pielikums. Zivju skaita un biomasas vidējās vērtības (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upju posmos ar dažādu aizauguma pakāpi

Suga/ ekoloģiskā grupa	Zivju skaits pa aizauguma klasēm (eks. / 100 m ²)			Zivju biomasas pa aizauguma klasēm (g / 100 m ²)		
	1 (n = 41)	2 (n = 374)	3 (n = 122)	1 (n = 41)	2 (n = 374)	3 (n = 122)
SAT	8 ± 12 ^{2,3}	6 ± 18 ^{1,3}	2 ± 9 ^{1,2}	214 ± 358 ^{2,3}	104 ± 234 ^{1,3}	30 ± 118 ^{1,2}
ESL	0,3 ± 1,0 ^{2,3}	1 ± 2 ^{1,3}	2 ± 3 ^{1,2}	24 ± 75 ^{2,3}	158 ± 307 ^{1,3}	336 ± 760 ^{1,2}
RUT	2 ± 5 ^{2,3}	11 ± 19 ^{1,3}	19 ± 24 ^{1,2}	64 ± 295 ^{2,3}	222 ± 422 ^{1,3}	420 ± 602 ^{1,2}
LEC	2 ± 5 ^{2,3}	3 ± 7 ^{1,3}	7 ± 10 ^{1,2}	35 ± 92 ^{2,3}	107 ± 242 ^{1,3}	240 ± 477 ^{1,2}
GOG	6 ± 12 ^{2,3}	9 ± 19 ^{1,3}	11 ± 23 ^{1,2}	27 ± 54 ^{2,3}	60 ± 111 ¹	72 ± 137 ¹
PHP	27 ± 39 ³	19 ± 43	13 ± 27 ¹	66 ± 96 ^{2,3}	45 ± 101 ¹	26 ± 59 ¹
ALB	0,6 ± 3 ^{2,3}	4 ± 10 ^{1,3}	7 ± 15 ^{1,2}	4 ± 20 ^{2,3}	19 ± 68 ^{1,3}	30 ± 61 ^{1,2}
ALA	0,3 ± 1,0 ^{2,3}	2 ± 7 ¹	5 ± 16 ¹	0,8 ± 3,0 ^{2,3}	11 ± 41 ¹	17 ± 58 ¹
NOB	24 ± 31	32 ± 41	31 ± 47	123 ± 138	164 ± 195 ³	153 ± 231 ²
COT	1 ± 6 ^{2,3}	1 ± 3 ^{1,3}	2 ± 7 ^{1,2}	3 ± 17 ^{2,3}	4 ± 13 ^{1,3}	8 ± 23 ^{1,2}
LOL	1 ± 2	1 ± 3	1 ± 2	27 ± 50	35 ± 109	26 ± 68
PEF	1 ± 4 ^{2,3}	6 ± 18 ^{1,3}	9 ± 15 ^{1,2}	23 ± 73 ^{2,3}	114 ± 219 ^{1,3}	198 ± 276 ^{1,2}
COG	2 ± 4	4 ± 11 ³	2 ± 6 ²	9 ± 16 ²	19 ± 50 ^{1,3}	8 ± 17 ²
TOLERANT	5 ± 9 ^{2,3}	21 ± 34 ¹	34 ± 40 ¹	97 ± 320 ^{2,3}	364 ± 581 ^{1,3}	696 ± 809 ^{1,2,3}
INTOL	13 ± 16	20 ± 31	20 ± 30	254 ± 372	184 ± 287 ³	109 ± 189 ²
BENT	35 ± 35	48 ± 49	49 ± 59	200 ± 151 ^{2,3}	302 ± 262 ²	339 ± 331 ¹
WCOLUMN	45 ± 40 ³	61 ± 58	73 ± 56 ³	478 ± 509 ^{2,3}	852 ± 859 ^{1,3}	1366 ± 1324 ^{1,2}
EURY	6 ± 11 ^{2,3}	25 ± 35 ¹	38 ± 43 ¹	142 ± 366 ^{2,3}	556 ± 767 ^{1,3}	1037 ± 1177 ^{1,2}
RHEO	72 ± 59	84 ± 81	80 ± 90	523 ± 425	589 ± 497	625 ± 674
LIMNO	2 ± 6	2 ± 6	4 ± 14	10 ± 30	11 ± 37 ³	44 ± 120 ²
LITH	67 ± 56	76 ± 77	69 ± 83	523 ± 429	557 ± 467	566 ± 632
PHYT	2 ± 6 ^{2,3}	3 ± 4 ¹	6 ± 13 ¹	33 ± 83 ^{2,3}	172 ± 323 ^{1,3}	395 ± 795 ^{1,2}
OMNI	7 ± 11 ^{2,3}	19 ± 27 ¹	34 ± 37 ¹	128 ± 358 ^{2,3}	385 ± 621 ^{1,3}	761 ± 898 ^{1,2}
INSV	12 ± 16	19 ± 31	17 ± 30	252 ± 371	180 ± 286 ³	102 ± 190
PISC	1 ± 2	2 ± 4	2 ± 4	51 ± 89 ^{2,3}	193 ± 338 ¹	362 ± 767 ¹
POTAD	4 ± 9 ^{2,3}	5 ± 7 ¹	8 ± 11 ¹	67 ± 110 ^{2,3}	153 ± 276 ^{1,3}	291 ± 523 ^{1,2}
LONG	10 ± 13 ³	11 ± 25	7 ± 21 ¹	240 ± 371 ³	144 ± 270 ³	69 ± 172 ^{1,2}
LLIV	1 ± 2 ³	2 ± 4	3 ± 4 ¹	56 ± 93 ^{2,3}	202 ± 349 ^{1,3}	399 ± 789 ¹
SLIV	38 ± 46	41 ± 54	44 ± 54	112 ± 135	162 ± 205	170 ± 208
Kopā	80 ± 59 ^{2,3}	110 ± 80 ¹	124 ± 92 ¹	677 ± 547 ^{2,3}	1154 ± 898 ^{1,3}	1706 ± 1333 ^{1,2}

Treknrakstā – būtiskas zivju skaita un biomasas atšķirības pa ekoloģiskajām grupām un sugām (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$);

^{1,2,3} – būtiskas zivju skaita un biomasas atšķirības pa ekoloģiskajām grupām un sugām starp aizauguma klasēm (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

11. pielikums. Zivju sugu sastopamība (% no upēm) atkarībā no šķēršļiem, ezeriem un mākslīgajām ūdenskrātuvēm

Sugas	Antropogēnie šķēršļi					Ezeri un ūdenskrātuves uz upēm	
	Nav pieejama ceļotāzivīm	Ir pieejama ceļotāzivīm	Nav antropogēnu šķēršļu	Ir antropogēni šķēršļi (1-9)	Nav antropogēnu šķēršļu neupē, nebaseinā	Ir ezeri un ūdenskrātuves	Nav ezeru un ūdenskrātuvju
	<i>n</i> = 75	<i>n</i> = 124	<i>n</i> = 94	<i>n</i> = 105	<i>n</i> = 66	<i>n</i> = 143	<i>n</i> = 56
Upes nēģis	0,0	42,9	22,3	28,6	36,8	26,6	23,2
Strauta nēģis	68,8	66,4	64,9	69,5	59,6	70,6	58,9
Lasis	0,0	21,0	10,6	14,3	17,5	14,0	8,9
Forele (taimiņš)	33,8	68,1	50,0	58,1	63,2	54,5	53,6
Varavīksnes forele	0,0	1,7	1,1	1,0	1,8	1,4	0,0
Alata	5,0	11,8	4,3	13,3	3,5	11,9	1,8
Līdaka	80,0	68,1	61,7	82,9	57,9	81,1	51,8
Zutis	1,3	3,4	1,1	3,8	1,8	3,5	0,0
Plicis	17,5	10,1	6,4	19,0	7,0	17,5	1,8
Plaudis	12,5	7,6	7,4	11,4	8,8	11,2	5,4
Rauda	70,0	62,2	51,1	78,1	43,9	75,5	39,3
Rudulis	5,0	6,7	5,3	6,7	5,3	7,7	1,8
Baltais sapals	37,5	41,2	38,3	41,0	36,8	43,4	30,4
Sapals	41,3	52,9	36,2	59,0	40,4	56,6	26,8
Ālants	12,5	5,0	8,5	7,6	5,3	8,4	7,1
Salate	0,0	1,7	1,1	1,0	1,8	1,4	0,0
Vimba	0,0	7,6	3,2	5,7	5,3	4,9	3,6
Grundulis	71,3	68,9	57,4	81,0	54,4	76,2	53,6
Mailīte	83,8	81,5	76,6	87,6	70,2	88,1	67,9
Paviķe	28,8	33,6	22,3	40,0	28,1	39,2	12,5
Viķe	36,3	42,9	29,8	49,5	35,1	45,5	26,8
Ausleja	6,3	15,1	13,8	9,5	17,5	10,5	14,3
Spidiļķis	6,3	20,2	8,5	20,0	14,0	18,2	5,4
Līnis	26,3	21,8	18,1	28,6	19,3	25,9	17,9
Karūsa	12,5	13,4	12,8	13,3	12,3	13,3	12,5
Sudrabkarūsa	3,8	9,2	8,5	5,7	10,5	7,0	7,1
Karpa	0,0	1,7	1,1	1,0	1,8	1,4	0,0
Bārdainais akmēngrauzis	95,0	95,0	94,7	95,2	94,7	95,8	92,9
Akmēngrauzis	46,3	39,5	30,9	52,4	29,8	49,0	25,0
Pikste	12,5	4,2	10,6	4,8	8,8	6,3	10,7
Vēdzele	63,8	42,0	50,0	51,4	43,9	54,5	41,1

Sugas	Antropogēnie šķēršļi					Ezeri un ūdenskrātuves uz upēm	
	Nav pieejama ceļotāzivīm	Ir pieejama ceļotāzivīm	Nav antropogēnu šķēršļu	Ir antropogēni šķēršļi (1-9)	Nav antropogēnu šķēršļu neupē, nebaseinā	Ir ezeri un ūdenskrātuves	Nav ezeru un ūdenskrātuviņu
	<i>n</i> = 75	<i>n</i> = 124	<i>n</i> = 94	<i>n</i> = 105	<i>n</i> = 66	<i>n</i> = 143	<i>n</i> = 56
Trisadatu stagars	5,0	23,5	16,0	16,2	22,8	15,4	17,9
Deviņadatu stagars	41,3	40,3	47,9	34,3	49,1	36,4	51,8
Asaris	68,8	66,4	56,4	77,1	56,1	74,1	50,0
Zandarts	1,3	0,8	0,0	1,9	0,0	1,4	0,0
Ķīsis	2,5	7,6	6,4	4,8	8,8	5,6	5,4
Platgalve	68,8	58,0	51,1	72,4	43,9	70,6	41,1
Ziemeļu zeltainais akmengrauzis	0,0	1,7	0,0	1,9	0,0	1,4	0,0
Sams	1,3	0,0	0,0	1,0	0,0	0,7	0,0
Rotans	2,5	0,0	2,1	0,0	0,0	1,4	0,0
Sugu skaits	33	38	37	39	36	40	32
Vidējais sugu skaits	10,6 ± 3,9	11,2 ± 5,3	9,8 ± 5,6	12,5 ± 4,6	10,2 ± 6,5	12,3 ± 5,1	8,6 ± 4,7
Daudzveidība	1,48 ± 0,40	1,45 ± 0,44	1,34 ± 0,50	1,55 ± 0,34	1,31 ± 0,53	1,51 ± 0,39	1,31 ± 0,51

12. pielikums. Zivju skaita (eks. / 100 m²) vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs atkarībā no šķēršļiem, ezeriem un ūdenskrātuvēm

Suga, ekoloģiskā grupa	Diadromajām sugām nepieejamas upes (n = 75)	Diadromajām sugām pieejamas upes (n = 124)	Upē ir šķēršļi (n = 94)	Upē nav šķēršļu (n = 105)	Uz upes ir ezeri vai ūdenskrātuves (n = 143)	Nav ezeru un ūdenskrātuvju (n = 56)
SAT	2,1 \pm 5,1	9,5 \pm 16,2	6,1 \pm 13,5	6,8 \pm 13,3	5,7 \pm 11,9	8,1 \pm 15,6
ESL	1,6 \pm 2,7	0,9 \pm 1,4	1,2 \pm 1,5	1,3 \pm 2,4	1,3 \pm 2,2	1,0 \pm 1,8
RUT	10,3 \pm 17,8	7,9 \pm 12,3	11,9 \pm 16,3	6,3 \pm 12,8	10,3 \pm 15,5	6,1 \pm 12,8
LEC	1,4 \pm 3,5	2,0 \pm 4,7	2,4 \pm 4,5	1,2 \pm 4,0	1,8 \pm 3,9	1,6 \pm 4,9
GOG	6,4 \pm 14,9	7,5 \pm 15,0	9,7 \pm 17,0	4,9 \pm 12,7	8,7 \pm 16,7	3,8 \pm 10,0
PHP	24,8 \pm 33,7	20,9 \pm 32,5	23,7 \pm 31,5	21,4 \pm 34,3	26,9 \pm 33,1	13,8 \pm 31,2
ALB	1,1 \pm 3,6	3,4 \pm 8,3	3,7 \pm 8,2	1,4 \pm 5,3	3,2 \pm 8,0	0,9 \pm 3,5
ALA	0,6 \pm 1,7	1,9 \pm 7,4	2,2 \pm 7,8	0,7 \pm 3,2	1,6 \pm 6,6	1,0 \pm 4,0
NOB	20,4 \pm 23,7	24,2 \pm 23,7	28,2 \pm 28,0	17,9 \pm 18,2	25,9 \pm 25,8	16,2 \pm 17,3
COT	0,9 \pm 3,2	0,7 \pm 1,6	1,1 \pm 3,2	0,4 \pm 1,3	0,9 \pm 2,7	0,4 \pm 1,4
LOL	1,8 \pm 2,9	0,9 \pm 2,2	1,1 \pm 2,2	1,4 \pm 2,8	1,3 \pm 2,7	1,1 \pm 2,3
PEF	6,5 \pm 11,3	3,4 \pm 7,5	6,8 \pm 11,6	2,8 \pm 6,4	5,8 \pm 10,7	2,3 \pm 5,1
COG	2,8 \pm 4,9	4,2 \pm 7,3	4,0 \pm 6,4	3,4 \pm 6,6	4,5 \pm 7,3	2,1 \pm 4,3
TOLERANT	19,3 \pm 26,0	15,2 \pm 24,6	22,4 \pm 28,5	12,2 \pm 21,1	18,5 \pm 25,8	12,7 \pm 23,3
INTOL	6,3 \pm 8,5	19,8 \pm 21,1	16,4 \pm 20,6	12,6 \pm 16,3	15,2 \pm 18,9	12,4 \pm 17,1
BENT	34,0 \pm 29,2	38,2 \pm 30,9	45,6 \pm 33,9	28,8 \pm 24,4	41,6 \pm 31,0	23,4 \pm 23,6
WCOLUMN	51,0 \pm 40,7	55,6 \pm 46,3	62,9 \pm 49,0	46,0 \pm 42,1	58,9 \pm 38,9	40,4 \pm 47,6
EURY	22,0 \pm 27,4	16,2 \pm 24,2	24,3 \pm 29,4	13,8 \pm 21,0	20,7 \pm 26,7	13,0 \pm 21,9
RHEO	60,6 \pm 56,3	74,2 \pm 52,8	80,8 \pm 58,8	58,6 \pm 48,8	77,1 \pm 55,7	47,5 \pm 45,1
LIMNO	1,4 \pm 2,2	2,6 \pm 6,9	2,2 \pm 6,6	2,0 \pm 4,4	1,8 \pm 5,5	2,9 \pm 5,7
LITH	55,9 \pm 52,3	67,6 \pm 49,6	72,2 \pm 55,0	55,1 \pm 46,2	70,1 \pm 52,0	44,7 \pm 43,3
PHYT	3,3 \pm 4,6	2,5 \pm 4,9	3,3 \pm 5,9	2,4 \pm 3,6	3,0 \pm 5,3	2,2 \pm 3,2
OMNI	15,8 \pm 20,6	15,3 \pm 23,9	20,0 \pm 24,6	11,8 \pm 20,1	16,5 \pm 22,1	13,0 \pm 23,7
INSV	6,6 \pm 8,4	18,6 \pm 20,8	15,2 \pm 20,1	12,1 \pm 16,0	14,3 \pm 18,6	11,7 \pm 16,5
PISC	3,5 \pm 4,5	1,9 \pm 3,1	2,3 \pm 3,1	2,7 \pm 4,3	2,6 \pm 3,9	2,3 \pm 3,5
POTAD	3,7 \pm 4,6	3,2 \pm 5,1	3,9 \pm 4,9	3,0 \pm 4,9	3,5 \pm 4,5	3,2 \pm 5,8
LONG	0,0	10,9 \pm 17,4	7,4 \pm 15,3	7,7 \pm 13,9	6,8 \pm 13,7	8,7 \pm 16,3
LLIV	3,7 \pm 4,6	2,0 \pm 3,2	2,5 \pm 3,3	2,8 \pm 4,4	2,8 \pm 4,0	2,4 \pm 3,6
SLIV	37,6 \pm 39,4	41,9 \pm 42,9	46,5 \pm 43,8	34,8 \pm 39,0	45,3 \pm 41,6	27,1 \pm 38,6
Kopējais skaits	85,4 \pm 57,4	93,8 \pm 57,7	109,1 \pm 58,4	74,7 \pm 52,4	101,0 \pm 55,3	63,4 \pm 55,0

Treknrakstā – statistiski būtiskas zivju skaita atšķirības pa upju grupām (pāriem) atkarībā no šķēršļiem un to izvietojuma (Manna–Vitnija *U*-tests, $p < 0,05$), *n* – upju skaits.

13. pielikums. Zivju biomasas (g / 100 m²) vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs atkarībā no šķēršļiem, ezeriem un ūdenskrātuvēm

Suga, ekoloģiskā grupa	Diadromajām sugām nav pieejamas upes (n = 75)	Diadromajām sugām pieejamas upes (n = 124)	Upē ir šķēršļi (n = 94)	Upē nav šķēršļu (n = 105)	Uz upes ir ezeri vai ūdenskrātuves (n = 143)	Nav ezeru un ūdenskrātuvju (n = 56)
SAT	78 ± 201	172 ± 286	118 ± 250	152 ± 270	110 ± 223	204 ± 332
ESL	161 ± 256	155 ± 278	166 ± 256	150 ± 281	164 ± 264	140 ± 284
RUT	210 ± 458	181 ± 309	258 ± 440	135 ± 293	225 ± 412	108 ± 223
LEC	40 ± 79	75 ± 180	84 ± 170	44 ± 130	67 ± 144	49 ± 166
GOG	37 ± 80	46 ± 81	58 ± 93	29 ± 66	50 ± 89	23 ± 48
PHP	58 ± 80	50 ± 74	55 ± 72	51 ± 80	60 ± 74	34 ± 81
ALB	5 ± 15	15 ± 39	17 ± 40	6 ± 25	13 ± 35	5 ± 24
ALA	3 ± 8	9 ± 35	11 ± 38	3 ± 14	8 ± 31	4 ± 18
NOB	110 ± 115	131 ± 126	143 ± 125	107 ± 117	133 ± 116	97 ± 134
COT	3 ± 11	2 ± 5	4 ± 11	1 ± 4	3 ± 9	1 ± 5
LOL	53 ± 103	28 ± 60	35 ± 73	39 ± 85	41 ± 84	30 ± 66
PEF	120 193	71 ± 127	120 ± 182	63 ± 127	103 ± 170	53 ± 107
COG	13 ± 21	18 ± 32	17 ± 27	15 ± 30	19 ± 32	8 ± 18
TOLERANT	356 ± 613	276 ± 423	413 ± 599	216 ± 385	358 ± 555	176 ± 302
INTOL	98 ± 205	221 ± 286	167 ± 259	181 ± 270	155 ± 233	224 ± 329
BENT	248 ± 182	242 ± 188	285 ± 182	210 ± 182	273 ± 174	171 ± 195
WCOLUMN	711 ± 687	770 ± 683	880 ± 772	637 ± 580	798 ± 720	621 ± 567
EURY	565 ± 729	456 ± 612	610 ± 764	402 ± 541	557 ± 710	342 ± 476
RHEO	52 ± 35	63 ± 32	56 ± 33	62 ± 33	57 ± 33	63 ± 34
LIMNO	21 ± 51	11 ± 26	16 ± 34	14 ± 41	16 ± 39	12 ± 35
LITH	376 ± 288	527 ± 369	510 ± 368	437 ± 329	482 ± 331	439 ± 391
PHYT	186 ± 288	166 ± 291	184 ± 281	164 ± 297	182 ± 289	150 ± 291
OMNI	309 ± 500	301 ± 494	409 ± 584	216 ± 386	352 ± 532	183 ± 360
INSV	97 ± 205	217 ± 286	164 ± 260	178 ± 269	152 ± 233	221 ± 328
PISC	214 ± 300	183 ± 297	202 ± 277	189 ± 315	205 ± 293	170 ± 312
POTAD	110 ± 155	109 ± 199	134 ± 209	89 ± 156	120 ± 185	85 ± 177
LONG	81 ± 201	186 ± 286	129 ± 252	161 ± 270	122 ± 225	208 ± 332
LLIV	223 ± 314	223 ± 314	211 ± 291	193 ± 321	213 ± 305	172 ± 315
SLIV	106 ± 124	129 ± 147	149 ± 155	96 ± 119	137 ± 144	78 ± 117
Kopējā biomasā	959 ± 743	1012 ± 765	1165 ± 847	847 ± 645	1071 ± 783	791 ± 643

Treknrakstā – statistiski būtiskas zivju biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām (Manna-Vitnija *U*-tests, $p < 0,05$), *n* – upju skaits.

14. pielikums. Zivju skaita vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām (eks. / 100 m²) upēs ar dažādu morfoloģisko pārveidojumu pakāpi

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju skaits pa morfoloģisko pārveidojumu pakāpes klasēm				
	1 (n = 41)	2 (n = 48)	3 (n = 43)	4 (n = 30)	5 (n = 37)
SAT	11 ± 19 ^{5,4,3,2}	7 ± 11 ^{1,5}	6 ± 14 ^{1,5}	6 ± 12 ^{1,5}	2 ± 7 ^{1,2,3,4}
ESL	0,8 ± 1,4 ^{5,4}	0,9 ± 2,2 ⁵	1 ± 1 ⁵	2 ± 2 ¹	2 ± 3 ^{1,2,3}
RUT	6 ± 8 ³	10 ± 17	8 ± 10 ¹	8 ± 15	12 ± 20
LEC	3 ± 6	2 ± 4	2 ± 4	0,8 ± 1,6	1 ± 2
GOG	3 ± 5 ^{3,5}	5 ± 10 ^{3,5}	10 ± 18 ^{1,2,4}	5 ± 6 ³	12 ± 25 ^{1,2}
PHP	17 ± 28 ³	31 ± 39 ^{4,5}	27 ± 27 ¹	17 ± 31 ²	17 ± 36 ^{2,4}
ALB	2 ± 6	3 ± 7	3 ± 7	2 ± 7	2 ± 6
ALA	1 ± 5	0,8 ± 2,8	2 ± 5	3 ± 12	0,6 ± 1,4
NOB	21 ± 24	28 ± 25 ⁵	27 ± 29 ⁵	20 ± 17	16 ± 17 ^{2,3}
COT	0,6 ± 1,4	0,6 ± 1,6	0,6 ± 1,2	0,6 ± 1,8	1 ± 5
LOL	1 ± 2 ⁴	0,7 ± 2,1 ⁴	1 ± 3	3 ± 4 ^{1,2}	1 ± 2
PEF	5 ± 12 ³	3 ± 6	5 ± 9 ¹	4 ± 6	6 ± 12
COG	4 ± 8	5 ± 6 ⁵	3 ± 6	4 ± 8 ⁵	2 ± 5 ^{2,4}
TOLERANT	16 ± 28 ⁵	15 ± 22 ⁵	16 ± 19	17 ± 31	21 ± 29 ^{1,2}
INTOL	21 ± 22 ⁵	16 ± 17 ⁵	15 ± 21 ⁵	12 ± 17 ⁵	6 ± 10 ^{1,2,3,4}
BENT	31 ± 30 ³	40 ± 30	44 ± 36 ^{1,5}	34 ± 21	37 ± 30 ³
WCOLUMN	53 ± 39	62 ± 42 ^{4,5}	59 ± 37 ^{4,5}	44 ± 44 ^{2,3}	46 ± 50 ^{2,3}
EURY	17 ± 26	17 ± 23	18 ± 21	20 ± 31	22 ± 29
RHEO	64 ± 51	82 ± 52 ^{4,5}	83 ± 64 ^{4,5}	56 ± 46 ^{2,3}	51 ± 49 ^{2,3}
LIMNO	2 ± 5	2 ± 6	1 ± 3	1 ± 2	4 ± 8
LITH	63 ± 49 ^{4,5}	77 ± 49 ^{4,5}	73 ± 61 ^{4,5}	53 ± 42 ^{1,2,3}	40 ± 43 ^{1,2,3}
PHYT	2 ± 3 ⁵	2 ± 4 ⁵	2 ± 2 ⁵	3 ± 4	6 ± 9 ^{1,2,3}
OMNI	14 ± 24	15 ± 22	15 ± 15	15 ± 30	18 ± 22
INSV	20 ± 22 ⁵	15 ± 16 ⁵	14 ± 21 ⁵	12 ± 17	6 ± 10 ^{1,2,3}
PISC	2 ± 3 ^{4,5}	2 ± 4 ^{4,5}	2 ± 3	4 ± 5 ^{1,2}	3 ± 4 ^{1,2}
POTAD	4 ± 7	3 ± 5	4 ± 5	4 ± 4	3 ± 3
LONG	13 ± 20 ^{2,3,4,5}	7 ± 11 ^{1,5}	8 ± 17 ^{1,5}	6 ± 12 ^{1,5}	2 ± 7 ^{1,2,3,4}
LLIV	2 ± 3	2 ± 4 ^{4,5}	3 ± 4	4 ± 5 ²	3 ± 4 ²
SLIV	33 ± 36	47 ± 45	47 ± 3	32 ± 43	37 ± 46
Skaitis	84 ± 55	101 ± 55	102 ± 62	78 ± 52	79 ± 62

^{1,2,3,4,5} – statistiski būtiskas zivju skaita atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām upju grupās ar dažādās intensitātes morfoloģiskajiem pārveidojumiem (Manna–Vitnija *U*-tests, $p < 0,05$), *n* – upju skaits.

15. pielikums. Zivju biomasas (g / 100 m²) vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs ar dažādu morfoloģisko pārveidojumu pakāpi

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju biomasas pa morfoloģisko pārveidojumu pakāpes klasēm				
	1 (n = 41)	2 (n = 48)	3 (n = 43)	4 (n = 30)	5 (n = 37)
SAT	237 \pm 375 ^{5,3,4}	173 \pm 225 ^{3,4,5}	91 \pm 218 ^{1,2}	99 \pm 230 ^{1,2}	62 \pm 177 ^{1,2}
ESL	102 \pm 187 ^{5,4}	119 \pm 274 ^{4,5}	141 \pm 211	282 \pm 401 ^{1,2}	187 \pm 246 ^{1,2}
RUT	112 \pm 190 ³	233 \pm 453	197 \pm 279 ¹	171 \pm 322	238 \pm 514
LEC	72 \pm 188	62 \pm 133	62 \pm 105	76 \pm 228	39 \pm 84
GOG	17 \pm 35 ^{5,3,4}	34 \pm 54	56 \pm 87 ¹	32 \pm 46 ¹	73 \pm 133 ¹
PHP	37 \pm 56 ^{2,3}	71 \pm 84 ^{1,5}	67 \pm 72 ^{1,5}	41 \pm 73	38 \pm 90 ^{2,3}
ALB	10 \pm 29	15 \pm 44	12 \pm 29	11 \pm 30	7 \pm 25
ALA	7 \pm 23	2 \pm 9	10 \pm 41	12 \pm 44	3 \pm 9
NOB	101 \pm 115 ^{2,3}	143 \pm 109 ^{1,5}	161 \pm 169 ^{1,5}	108 \pm 81	91 \pm 93 ^{2,3}
COT	2 \pm 4	2 \pm 5	2 \pm 5	2 \pm 4	4 \pm 15
LOL	26 \pm 42	23 \pm 59 ⁴	50 \pm 103	68 \pm 123 ²	30 \pm 48
PEF	77 \pm 175	71 \pm 104	109 \pm 168	88 \pm 94	119 \pm 209
COG	20 \pm 38	21 \pm 30 ⁵	15 \pm 24	16 \pm 31	7 \pm 155 ²
TOLERANT	214 \pm 354 ⁵	318 \pm 536	329 \pm 372	287 \pm 509	382 \pm 701 ¹
INTOL	291 \pm 369 ^{5,4}	220 \pm 228 ^{3,4,5}	127 \pm 226 ²	133 \pm 230 ^{1,2}	76 \pm 176 ^{1,2}
BENT	181 \pm 139 ⁴	239 \pm 155	299 \pm 226	275 \pm 195 ¹	233 \pm 192
WCOLUMN	704 \pm 568	785 \pm 688	732 \pm 540	811 \pm 914	715 \pm 755
EURY	340 \pm 456 ⁵	457 \pm 687	515 \pm 533	631 \pm 822	593 \pm 782 ¹
RHEO	66 \pm 35 ⁵	70 \pm 32 ^{3,4,5}	57 \pm 31 ²	51 \pm 33 ²	45 \pm 29 ^{1,2}
LIMNO	11 \pm 22	13 \pm 38 ⁵	10 \pm 21	25 \pm 57	21 \pm 46 ²
LITH	543 \pm 418 ⁵	542 \pm 322 ⁵	483 \pm 338 ⁵	458 \pm 361 ⁵	292 \pm 231 ^{1,2,3,4}
PHYT	112 \pm 192 ^{5,4}	132 \pm 305 ^{4,5}	153 \pm 219	307 \pm 434 ^{1,2}	210 \pm 259 ^{1,2}
OMNI	228 \pm 385	336 \pm 562	318 \pm 355	331 \pm 651	312 \pm 524
INSV	287 \pm 369 ^{5,4}	216 \pm 230 ^{3,4,5}	124 \pm 227 ²	131 \pm 229 ^{1,2}	75 \pm 176 ^{1,2}
PISC	128 \pm 211 ^{5,4}	142 \pm 304 ^{3,4,5}	190 \pm 258 ²	350 \pm 414 ^{1,2}	217 \pm 271 ^{1,2}
POTAD	107 \pm 196	89 \pm 149	133 \pm 175	162 \pm 281	71 \pm 93
LONG	251 \pm 372 ^{5,4}	178 \pm 227 ^{3,4,5}	97 \pm 222 ²	115 \pm 233 ^{1,2}	72 \pm 178 ^{1,2}
LLIV	132 \pm 215 ^{5,4}	150 \pm 323 ^{3,4,5}	197 \pm 267 ²	353 \pm 418 ^{1,2}	225 \pm 280 ^{1,2}
SLIV	84 \pm 108	129 \pm 124	150 \pm 149	98 \pm 126	131 \pm 178
Biomasa	885 \pm 624	1024 \pm 724	1032 \pm 604	1086 \pm 1085	949 \pm 797

^{1,2,3,4,5} – statistiski būtiskas zivju biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām upju grupās ar dažādām intensitātēm morfoloģiskajiem pārveidojumiem (Manna-Vitnija *U*-tests, $p < 0,05$), *n* – upju skaits.

16. pielikums. Zivju skaita (eks. / 100 m²) un biomasas (g / 100 m²) vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām upēs ar dažādu zemes lietošanu (klasēs) baseinā

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju skaits pa zemes lietošanas klasēm			Biomasas pa zemes lietošanas klasēm		
	I (n = 75)	II (n = 101)	III (n = 19)	I (n = 75)	II (n = 101)	III (n = 19)
SAT	4 ± 10 ³	8 ± 15 ³	5 ± 15 ^{1,2}	119 ± 224 ³	143 ± 246 ³	156 ± 439 ^{1,2}
ESL	1 ± 2 ³	1 ± 2 ³	2 ± 2 ^{1,2}	149 ± 280 ³	144 ± 253 ³	294 ± 303 ^{1,2}
RUT	4 ± 7 ^{2,3}	12 ± 8 ¹	14 ± 13 ¹	65 ± 116 ^{2,3}	270 ± 474 ¹	314 ± 298 ¹
LEC	0,8 ± 2 ²	2 ± 4 ¹	3 ± 9	25 ± 81 ²	83 ± 176 ¹	111 ± 225
GOG	5 ± 11 ^{2,3}	7 ± 12 ¹	20 ± 30 ¹	26 ± 68 ^{2,3}	45 ± 71 ¹	96 ± 139 ¹
PHP	19 ± 27	25 ± 36	21 ± 34	45 ± 63	59 ± 86	44 ± 64
ALB	2 ± 7 ¹	3 ± 7 ^{2,3}	1 ± 5 ²	6 ± 23 ²	16 ± 38 ^{1,3}	9 ± 36 ²
ALA	0,3 ± 0,9 ^{2,3}	2 ± 7 ¹	5 ± 9 ¹	2 ± 8 ^{2,3}	6 ± 25 ¹	30 ± 65 ¹
NOB	20 ± 21	26 ± 26	22 ± 19	104 ± 128 ²	144 ± 121 ¹	109 ± 91
COT	0,2 ± 0,4 ^{2,3}	1 ± 3 ¹	1 ± 2 ¹	0,4 ± 1 ^{2,3}	4 ± 10 ¹	5 ± 8 ¹
LOL	2 ± 3	1 ± 2	1 ± 2	39 ± 71	37 ± 89	40 ± 69
PEF	3 ± 7 ^{2,3}	5 ± 9 ^{1,3}	12 ± 15 ^{1,2}	66 ± 155 ^{2,3}	88 ± 144 ^{1,3}	202 ± 195 ^{1,2}
COG	5 ± 8 ³	4 ± 6 ³	0,5 ± 1 ^{1,2}	20 ± 37 ³	16 ± 24 ³	3 ± 6 ^{1,2}
TOLERANT	10 ± 18 ^{2,3}	20 ± 27 ¹	32 ± 31 ¹	145 ± 242 ^{1,3}	386 ± 613 ^{2,3}	582 ± 460 ^{1,2}
INTOL	12 ± 17 ²	17 ± 19 ^{1,3}	10 ± 17 ²	155 ± 231	188 ± 250 ³	177 ± 435 ²
BENT	31 ± 27 ²	40 ± 31 ¹	46 ± 37	203 ± 189 ^{2,3}	272 ± 173 ¹	302 ± 202 ¹
WCOLUMN	39 ± 32 ^{2,3}	62 ± 44 ¹	68 ± 52 ¹	513 ± 442 ^{2,3}	858 ± 776 ^{1,3}	1183 ± 670 ^{1,2}
EURY	12 ± 18 ^{2,3}	21 ± 28 ^{1,3}	35 ± 31 ^{1,2}	327 ± 446 ^{2,3}	566 ± 760 ^{1,3}	898 ± 612 ^{1,2}
RHEO	56 ± 46 ²	78 ± 58 ¹	74 ± 57	63 ± 33 ³	59 ± 32 ³	37 ± 30 ^{1,2}
LIMNO	3 ± 7	1 ± 4 ³	4 ± 8 ²	12 ± 32 ³	12 ± 35 ³	46 ± 62 ^{1,2}
LITH	53 ± 45 ²	72 ± 55 ¹	55 ± 49	389 ± 308 ²	533 ± 343 ¹	485 ± 479
PHYT	3 ± 6 ³	3 ± 4 ³	4 ± 4 ^{1,2}	160 ± 294 ³	160 ± 275 ³	337 ± 330 ^{1,2}
OMNI	9 ± 17 ^{2,3}	19 ± 25 ¹	24 ± 23 ¹	127 ± 187 ^{2,3}	412 ± 612 ¹	496 ± 465 ¹
INSV	12 ± 17 ^{2,3}	16 ± 19 ^{1,3}	7 ± 15 ^{1,2}	153 ± 230 ³	185 ± 251 ³	167 ± 437 ^{1,2}
PISC	3 ± 4	2 ± 3 ³	4 ± 3 ²	188 ± 319 ³	181 ± 280 ³	334 ± 303 ^{1,2}
POTAD	3 ± 4	4 ± 5	5 ± 9	67 ± 100 ²	137 ± 218 ¹	152 ± 222
LONG	5 ± 12	9 ± 16 ³	6 ± 15 ²	127 ± 227	155 ± 247	166 ± 438
LLIV	3 ± 5 ³	2 ± 3	4 ± 4 ¹	192 ± 328 ³	186 ± 286 ³	358 ± 329 ^{1,2}
SLIV	34 ± 34	43 ± 43 ³	52 ± 58 ²	87 ± 107 ²	132 ± 133 ¹	194 ± 230
Kopā	70 ± 44 ^{2,3}	102 ± 59 ^{1,3}	115 ± 75 ^{1,2}	716 ± 521 ^{2,3}	1130 ± 835 ^{1,3}	1485 ± 709 ^{1,2}

Treknrakstā – būtiskas zivju skaita un biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$);

^{1,2,3} – būtiskas zivju skaita un biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām starp zemes lietošanas klasēm (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

17. pielikums. Zivju skaits (eks. / 100 m²) vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no upju ekoloģiskās kvalitātes klases

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju skaits pa ekoloģiskās kvalitātes klasēm				
	1 (<i>n</i> = 26)	2 (<i>n</i> = 105)	3 (<i>n</i> = 40)	4 (<i>n</i> = 6)	5 (<i>n</i> = 11)
SAT	18 ± 19	6 ± 12	5 ± 13	2 ± 3	0 ± 0
ESL	0,2 ± 0,5	1 ± 2	1 ± 1	1 ± 1	2 ± 2
RUT	2 ± 5	8 ± 13	15 ± 20	11 ± 12	21 ± 13
LEC	1 ± 3	1 ± 4	3 ± 4	2 ± 2	5 ± 11
GOG	3 ± 4	5 ± 12	8 ± 12	9 ± 10	29 ± 35
PHP	19 ± 27	25 ± 35	24 ± 36	25 ± 23	10 ± 8
ALB	2 ± 6	2 ± 7	4 ± 8	4 ± 9	2 ± 7
ALA	0,5 ± 1	0,6 ± 2	2 ± 10	1 ± 1	8 ± 11
NOB	16 ± 18	23 ± 23	28 ± 31	38 ± 29	18 ± 13
COT	0,1 ± 0,1	0,5 ± 1	2 ± 5	0,4 ± 0,5	1 ± 2
LOL	0,4 ± 0,8	1 ± 3	2 ± 3	0	1 ± 2
PEF	0,5 ± 1	4 ± 7	6 ± 9	11 ± 12	18 ± 18
COG	4 ± 6	4 ± 7	4 ± 7	1 ± 2	0,2 ± 0,6
TOLERANT	4 ± 7	14 ± 22	24 ± 33	23 ± 21	47 ± 31
INTOL	25 ± 18	14 ± 19	15 ± 18	7 ± 10	5 ± 13
BENT	23 ± 23	36 ± 28	45 ± 33	50 ± 35	50 ± 41
WCOLUMN	46 ± 28	52 ± 43	65 ± 48	58 ± 20	69 ± 47
EURY	4 ± 7	16 ± 22	27 ± 33	24 ± 21	50 ± 32
RHEO	65 ± 41	70 ± 54	78 ± 65	82 ± 62	65 ± 48
LIMNO	0,7 ± 1	2 ± 4	3 ± 9	0,5 ± 0,6	3 ± 6
LITH	63 ± 39	66 ± 51	71 ± 61	73 ± 56	37 ± 25
PHYT	0,3 ± 0,6	2 ± 4	5 ± 8	2 ± 1	4 ± 2
OMNI	7 ± 13	13 ± 21	24 ± 31	15 ± 12	35 ± 22
INSV	25 ± 18	14 ± 19	13 ± 18	7 ± 10	2 ± 7
PISC	0,7 ± 0,9	3 ± 4	3 ± 3	1 ± 1	3 ± 3
POTAD	2 ± 3	3 ± 4	5 ± 5	2 ± 2	6 ± 11
LONG	19 ± 18	7 ± 14	5 ± 14	2 ± 3	0
LLIV	0,6 ± 0,9	3 ± 4	3 ± 4	1 ± 2	4 ± 3
SLIV	28 ± 33	41 ± 41	48 ± 47	41 ± 36	52 ± 47
Kopējais skaits	70 ± 43	88 ± 55	110 ± 65	105 ± 51	121 ± 70

Treknrakstā – būtiskas zivju skaita atšķirības ekoloģiskajās grupās upju ekoloģiskās kvalitātes klasēs (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$), *n* – upju skaits.

18. pielikums. Zivju biomasas (g / 100 m²) vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no upju ekoloģiskās kvalitātes klases

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju biomasas pa ekoloģiskās kvalitātes klasēm				
	1 (n = 26)	2 (n = 105)	3 (n = 40)	4 (n = 6)	5 (n = 11)
SAT	361 ± 387	142 ± 259	64 ± 137	26 ± 68	0
ESL	66 ± 296	155 ± 258	172 ± 266	154 ± 150	363 ± 352
RUT	61 ± 140	150 ± 298	339 ± 592	267 ± 295	476 ± 275
LEC	36 ± 87	41 ± 92	125 ± 238	76 ± 83	147 ± 287
GOG	23 ± 38	34 ± 66	55 ± 91	40 ± 43	136 ± 163
PHP	50 ± 75	57 ± 80	58 ± 80	54 ± 42	22 ± 22
ALB	11 ± 50	11 ± 29	14 ± 29	13 ± 29	14 ± 47
ALA	3 ± 9	2 ± 7	10 ± 38	8 ± 10	50 ± 81
NOB	91 ± 81	132 ± 130	142 ± 132	181 ± 137	97 ± 79
COT	0,2 ± 0,6	2 ± 4	8 ± 15	1 ± 1	5 ± 7
LOL	16 ± 32	38 ± 78	50 ± 111	0	27 ± 38
PEF	19 ± 42	72 ± 117	117 ± 185	224 ± 305	251 ± 164
COG	19 ± 30	19 ± 32	16 ± 27	3 ± 8	1 ± 5
TOLERANT	86 ± 181	241 ± 376	499 ± 779	520 ± 474	809 ± 424
INTOL	396 ± 376	185 ± 263	105 ± 153	47 ± 66	25 ± 69
BENT	153 ± 121	243 ± 186	311 ± 196	247 ± 145	299 ± 218
WCOLUMN	646 ± 518	673 ± 541	930 ± 1014	849 ± 405	1350 ± 701
EURY	166 ± 387	432 ± 534	715 ± 951	854 ± 460	1184 ± 513
RHEO	87 ± 19	61 ± 33	51 ± 28	42 ± 34	25 ± 20
LIMNO	3 ± 9	12 ± 37	20 ± 36	21 ± 32	30 ± 43
LITH	621 ± 410	472 ± 334	489 ± 332	380 ± 258	326 ± 349
PHYT	68 ± 296	167 ± 277	196 ± 293	176 ± 168	397 ± 381
OMNI	139 ± 319	236 ± 366	516 ± 778	394 ± 299	721 ± 460
INSV	395 ± 376	183 ± 263	100 ± 153	46 ± 66	16 ± 47
PISC	82 ± 294	193 ± 294	222 ± 299	154 ± 150	391 ± 360
POTAD	54 ± 97	89 ± 124	195 ± 297	77 ± 83	175 ± 283
LONG	365 ± 384	152 ± 262	81 ± 144	30 ± 68	0
LLIV	82 ± 294	197 ± 302	234 ± 308	166 ± 174	419 ± 394
SLIV	87 ± 108	109 ± 121	150 ± 157	117 ± 95	237 ± 255
Kopējā biomasa	799 ± 578	917 ± 607	1241 ± 1081	1096 ± 399	1649 ± 761

Treknrakstā – zivju biomasas atšķirības ekoloģiskajās grupās upju ekoloģiskās kvalitātes klasēs (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

19. pielikums. Zivju skaita (eks. / 100 m²) vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no N_{kop.} klases

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju skaits pa N _{kop.} klasēm				
	1	2	3	4	5
SAT	4 ± 14 ^{3,5}	6 ± 12 ⁵	6 ± 13 ^{1,5}	4 ± 10 ⁵	0,5 ± 0,2 ^{1,2,3,4}
ESL	1 ± 2	1 ± 2 ⁵	1 ± 1 ⁵	1 ± 1	2 ± 2 ^{2,3}
RUT	12 ± 19 ⁵	6 ± 9 ⁵	11 ± 13	14 ± 21	17 ± 13 ^{1,2}
LEC	1 ± 2 ³	2 ± 3	3 ± 5 ¹	2 ± 4	3 ± 8
GOG	8 ± 16	8 ± 22	8 ± 7	7 ± 7	12 ± 20
PHP	31 ± 52	32 ± 27 ⁵	26 ± 24 ⁵	30 ± 39 ⁵	11 ± 17 ^{2,3,4}
ALB	3 ± 9 ^{2,3,4}	4 ± 8 ^{1,5}	4 ± 8 ^{1,5}	6 ± 10 ^{1,5}	3 ± 7 ^{2,3,4}
ALA	0,5 ± 14 ⁴	0,5 ± 1 ⁴	1 ± 2	5 ± 14 ^{1,2}	3 ± 7
NOB	19 ± 16 ^{2,3}	38 ± 30 ^{1,5}	41 ± 40 ^{1,5}	30 ± 23 ⁵	15 ± 12 ^{2,3,4}
COT	0,5 ± 1 ³	0,4 ± 0,8	2 ± 6 ¹	1 ± 2	1 ± 1
LOL	3 ± 4 ^{2,3,4}	1 ± 1 ¹	1 ± 3 ¹	1 ± 2 ¹	2 ± 2
PEF	4 ± 9 ⁵	3 ± 4 ²	8 ± 15	2 ± 4 ⁵	11 ± 15 ^{1,5,4}
COG	5 ± 10	6 ± 8 ⁵	5 ± 7 ⁵	5 ± 7 ⁵	1 ± 2 ^{2,3,4}
TOLERANT	18 ± 23	12 ± 19 ^{3,5}	22 ± 24 ²	22 ± 36	32 ± 30 ²
INTOL	13 ± 21 ^{3,4}	21 ± 25 ⁵	19 ± 19 ^{1,5}	17 ± 16 ^{1,5}	5 ± 11 ^{2,3,4}
BENT	36 ± 24 ³	55 ± 35 ⁵	58 ± 41 ^{1,5}	46 ± 29 ⁵	31 ± 24 ^{2,3,4}
WCOLUMN	62 ± 63	61 ± 34	67 ± 33	69 ± 46	57 ± 40
EURY	21 ± 24 ⁵	13 ± 20 ⁵	25 ± 25	24 ± 36 ⁵	36 ± 30 ^{1,2,4}
RHEO	74 ± 59	101 ± 52 ⁵	99 ± 71 ⁵	89 ± 53 ⁵	46 ± 34 ^{2,3,4}
LIMNO	3 ± 6	2 ± 6	1 ± 1	1 ± 1	2 ± 5
LITH	68 ± 59	93 ± 48 ⁵	92 ± 65 ⁵	82 ± 49 ⁵	36 ± 24 ^{2,3,4}
PHYT	4 ± 4	2 ± 3 ⁵	3 ± 6	3 ± 4 ⁵	3 ± 2 ^{2,3}
OMNI	18 ± 21	13 ± 19 ⁵	19 ± 16	24 ± 37	24 ± 21 ²
INSV	13 ± 21 ^{3,4}	19 ± 23 ⁵	18 ± 19 ^{1,5}	17 ± 16 ^{1,5}	4 ± 7 ^{2,3,4}
PISC	4 ± 5	2 ± 2 ⁵	2 ± 4 ⁵	2 ± 2 ⁵	4 ± 3 ^{2,3,4}
POTAD	4 ± 4	3 ± 3	5 ± 6	4 ± 4	4 ± 8
LONG	5 ± 15 ³	9 ± 18 ⁵	9 ± 15 ^{1,5}	5 ± 10 ⁵	0,2 ± 0,4 ^{2,3,4}
LLIV	4 ± 5 ²	2 ± 3 ^{1,5}	3 ± 4 ⁵	2 ± 2 ⁵	4 ± 3 ^{2,3,4}
SLIV	49 ± 53	53 ± 36 ⁵	47 ± 32 ⁵	55 ± 45 ⁵	32 ± 32 ^{2,3,4}
Kopējais skaits	98 ± 65	117 ± 43 ⁵	124 ± 62 ⁵	115 ± 56 ⁵	85 ± 66 ^{2,3,4}

Treknrakstā – būtiskas zivju skaita atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$);

^{1,2,3,4,5} – būtiskas zivju skaita atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām starp N_{kop.} klasēm (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

20. pielikums. Zivju biomasas (g / 100 m²) vidējā vērtība (± standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no N_{kop.} klases

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju biomasas (g / 100 m ²) pa N _{kop.} klasēm				
	1	2	3	4	5
SAT	46 ± 116^{3,5}	133 ± 271⁵	124 ± 184^{1,5}	59 ± 131⁵	3 ± 11^{1,2,3,4}
ESL	235 ± 312	127 ± 191 ⁵	244 ± 385	206 ± 325	301 ± 326 ²
RUT	180 ± 219⁵	126 ± 173⁵	244 ± 309	326 ± 518	404 ± 288^{1,2}
LEC	37 ± 77	55 ± 81	81 ± 95	167 ± 317	94 ± 209
GOG	42 ± 66	49 ± 112	48 ± 44	50 ± 54	57 ± 95
PHP	68 ± 115	83 ± 75⁵	63 ± 62⁵	69 ± 89⁵	29 ± 48^{2,3,4}
ALB	11 ± 34^{2,3,4}	19 ± 33^{1,5}	19 ± 35^{1,5}	24 ± 40^{1,5}	11 ± 35^{2,3,4}
ALA	4 ± 14	2 ± 7	4 ± 7	18 ± 52	15 ± 32
NOB	111 ± 85³	180 ± 131⁵	201 ± 150^{1,5}	143 ± 95⁵	84 ± 76^{2,3,4}
COT	1 ± 3	2 ± 4	6 ± 19	3 ± 6	3 ± 6
LOL	78 ± 116^{2,3,4}	25 ± 38¹	40 ± 138^{1,5}	31 ± 52¹	47 ± 54³
PEF	80 ± 194⁵	74 ± 102⁵	114 ± 140	49 ± 60⁵	173 ± 166^{1,2,4}
COG	29 ± 55	22 ± 31⁵	22 ± 26⁵	20 ± 28⁵	5 ± 8^{2,3,4}
TOLERANT	274 ± 350⁵	225 ± 317⁵	370 ± 373	425 ± 664	638 ± 431^{1,2}
INTOL	101 ± 148³	193 ± 277⁵	194 ± 203^{1,5}	113 ± 136⁵	24 ± 51^{2,3,4}
BENT	279 ± 162	305 ± 168	327 ± 187	292 ± 163	243 ± 166
WCOLUMN	721 ± 497	685 ± 472 ^{3,5}	958 ± 598 ²	944 ± 1077	1066 ± 686 ²
EURY	584 ± 594⁵	377 ± 479⁵	658 ± 630	656 ± 924	969 ± 559^{1,2}
RHEO	52 ± 30⁵	66 ± 31⁵	57 ± 33⁵	57 ± 25⁵	28 ± 20^{1,2,3,4}
LIMNO	13 ± 24	22 ± 60	7 ± 12	10 ± 37	25 ± 38
LITH	434 ± 280	554 ± 333⁵	606 ± 277⁵	550 ± 327⁵	291 ± 261^{2,3,4}
PHYT	249 ± 319	147 ± 233 ⁵	258 ± 382	219 ± 363	328 ± 328 ²
OMNI	275 ± 302⁵	254 ± 349⁵	372 ± 365	544 ± 863	575 ± 447^{1,2}
INSV	98 ± 146³	189 ± 277⁵	192 ± 202^{1,5}	111 ± 136⁵	19 ± 37^{2,3,4}
PISC	313 ± 363	152 ± 216 ⁵	285 ± 408	237 ± 331	348 ± 323 ²
POTAD	121 ± 132	98 ± 101	143 ± 159	209 ± 360	159 ± 253
LONG	60 ± 140³	147 ± 273⁵	139 ± 182^{1,5}	82 ± 139⁵	20 ± 53^{2,3,4}
LLIV	315 ± 366	153 ± 220 ⁵	290 ± 407	241 ± 335	376 ± 349 ²
SLIV	130 ± 131	158 ± 141	142 ± 102	166 ± 133	119 ± 153
Biomasa	999 ± 584	992 ± 524	1285 ± 623	1236 ± 1209	1309 ± 739

Treknrakstā – būtiskas zivju biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$);

^{1,2,3,4,5} – būtiskas zivju biomasas atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām starp N_{kop.} klasēm (Manna–Vitnija U-tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

21. pielikums. Zivju skaita vidējā vērtība (\pm standartnovirze) pa sugām un ekoloģiskajām grupām atkarībā no P_{kop} klases¹

Suga, ekoloģiskā grupa	Zivju skaits (eks. / 100 m ²)				
	1	2	3	4	5
SAT	5 ± 14	2 ± 5	8 ± 14	2 ± 4	4 ± 13
ESL	2 ± 2	1 ± 1	2 ± 2	1 ± 1	1 ± 2
RUT	12 ± 19	8 ± 9	15 ± 21	11 ± 14	14 ± 13
LEC	1 ± 2	3 ± 5	2 ± 4	2 ± 4	3 ± 8
GOG	8 ± 18	11 ± 21	5 ± 6	7 ± 6	12 ± 19
PHP	45 ± 59	23 ± 25	23 ± 22	22 ± 25	17 ± 19
ALB	2 ± 7	3 ± 5	6 ± 11	4 ± 10	5 ± 9
ALA	1 ± 2	1 ± 2	4 ± 14	2 ± 3	3 ± 7
NOB	23 ± 21	34 ± 29	23 ± 24	35 ± 36	27 ± 21
COT	0,3 ± 0,7	0,5 ± 0,6	1 ± 2	2 ± 6	1 ± 2
LOL	2 ± 4	0,5 ± 0,9	2 ± 2	1 ± 2	2 ± 3
PEF	6 ± 13	4 ± 7	5 ± 6	7 ± 15	7 ± 13
COG	3 ± 4²	8 ± 9^{1,3,5}	5 ± 9²	4 ± 4⁵	4 ± 7^{2,4}
Kopā	116 ± 73	107 ± 55	109 ± 50	104 ± 61	103 ± 52

Treknrakstā – būtiskas zivju skaita atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām (Kruskalla–Vallisa tests, $p < 0,05$);

^{1,2,3,4,5} – būtiskas zivju skaita atšķirības pa sugām un ekoloģiskajām grupām starp P_{kop} klasēm (Manna–Vitnija U -tests, $p < 0,05$), n – upju skaits.

¹ Analīze netiek turpināta, jo nav statistiski būtisku atšķirību.

22. pielikums. Antropogēnās iedarbības faktoru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru Latvijas upēs

Zivju sabiedrības parametrs	Antropogēnās iedarbības faktors					
	Upes pieejamība ¹	Morfoloģiskie pārveidojumi ²	Biogēni N _{kop.} P _{kop.}		Upju ekoloģiskā kvalitāte	Zemes lietošana upes sateces baseinā
Sugu skaits	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Samazinās ³	Nemainās
Daudzveidība	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās ³	Nemainās
Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Nemainās	Nemainās	Samazinās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
Biomasa (g / 100 m ²)	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
Zivju skaits pa ekoloģiskajām grupām (eks. / 100 m²)						
TOLERANT	Nemainās	Pieaug	Pieaug	Nemainās	Pieaug	Pieaug
INTOL	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Samazinās	Samazinās ³
BENT	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
WCOLUMN	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug
EURY	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Pieaug	Pieaug
RHEO	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Nemainās	Samazinās ³
LIMNO	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug
LITH	Nemainās	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Nemainās	Samazinās ³
PHYT	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug
OMNI	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
INSV	Pieaug	Samazinās	Nemainās	Nemainās	Samazinās	Samazinās
PISC	Samazinās	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
POTAD	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Nemainās
LONG	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Samazinās	Nemainās
LLIV	Samazinās	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
SLIV	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug
Zivju skaits pa sugām (eks. / 100 m²)						
SAT	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Samazinās	Samazinās ³
ESL	Samazinās	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
RUT	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
LEC	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
GOG	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
PHP	Nemainās	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Nemainās	Nemainās
ALB	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Samazinās ³
ALA	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
NOB	Nemainās	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Nemainās	Nemainās
COT	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug
LOL	Samazinās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās
PEF	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Pieaug	Pieaug
COG	Nemainās	Samazinās	Samazinās	Samazinās	Samazinās	Pieaug

Zivju sabiedrības parametrs	Antropogēnās iedarbības faktors					
	Upes pieejamība ¹	Morfoloģiskie pārveidojumi ²	Biogēni N _{kop.} P _{kop.}		Upju ekoloģiskā kvalitāte	Zemes lietošana upes sateces baseinā
Zivju biomasa pa ekoloģiskajām grupām (g / 100 m²)						
TOLERANT	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Pieaug	Pieaug
INTOL	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Samazinās	Samazinās ³
BENT	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
WCOLUMN	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
EURY	Nemainās	Pieaug	Pieaug	Nemainās	Pieaug	Pieaug
RHEO	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Samazinās	Samazinās
LIMNO	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
LITH	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Nemainās	Samazinās ³
PHYT	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
OMNI	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Pieaug	Pieaug
INSV	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Samazinās	Samazinās ³
PISC	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
POTAD	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Nemainās
LONG	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Samazinās	Nemainās
LLIV	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
SLIV	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
Zivju biomasa pa biežāk sastopamajām sugām (g / 100 m²)						
SAT	Pieaug	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Samazinās	Pieaug
ESL	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
RUT	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Pieaug	Pieaug
LEC	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
GOG	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
PHP	Nemainās	Nemainās	Samazinās	Nemainās	Nemainās	Nemainās
ALB	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Samazinās ³
ALA	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug
NOB	Nemainās	Nemainās	Samazinās	Nemainās	Nemainās	Samazinās ³
COT	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug
LOL	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Nemainās
PEF	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Pieaug	Pieaug
COG	Nemainās	Samazinās	Samazinās	Nemainās	Samazinās	Samazinās

¹ – salīdzinātas grupas: nav pieejama ceļotājzivīm → ir pieejama ceļotājzivīm;

² – salīdzinātas grupas: 0% pārveidojumi; > 0% < 25% pārveidojumi; > 25% < 50% pārveidojumi; > 50% < 75% pārveidojumi; > 75% pārveidojumi;

³ – lielākās vērtības vidējai ekoloģiskās kvalitātes klasei.

23. pielikums. Dabisko faktoru ietekme uz zivju sabiedrību struktūru Latvijas upēs

Zivju sabiedrības parametrs	Ietekmes faktori			
	Sateces baseina platība (km ²)	Upes kritums (potamāla → ritrāla upes)	Temperatūras režīms ² (<18 °C – aukstūdens → >18 °C – siltūdens upes)	O ₂ režīms (< 7 mg/l → > 7 mg/l)
Sugu skaits	Pieaug	Samazinās ¹	Pieaug ²	Neietekmē ³
Daudzveidība	Pieaug	Samazinās ¹	Pieaug ²	Neietekmē ³
Zivju skaits (eks. / 100 m ²)	Pieaug	Samazinās ¹	Pieaug ²	Neietekmē ³
Biomasa (g / 100 m ²)	Pieaug	Samazinās ¹	Pieaug ²	Samazinās ³
Zivju skaits pa ekoloģiskajām grupām (eks. / 100 m²)				
TOLERANT	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Pieaug
INTOL	Nemainās	Nemainās	Samazinās	Samazinās
BENT	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Nemainās
WCOLUMN	Pieaug	Nemainās	Samazinās	Nemainās
EURY	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
RHEO	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug
LIMNO	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Samazinās
LITH	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug
PHYT	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
OMNI	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
INSV	Nemainās	Nemainās	Samazinās	Pieaug
PISC	Nemainās	Samazinās	Pieaug	Samazinās
POTAD	Nemainās	Samazinās	Pieaug	Samazinās
LONG	Nemainās	Pieaug	Samazinās	Pieaug
LLIV	Nemainās	Samazinās	Pieaug	Pieaug
SLIV	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Nemainās
Zivju skaits pa biežāk sastopamajām sugām (eks. / 100 m²)				
SAT	Samazinās	Palielinās	Samazinās	Pieaug
ESL	Nemainās	Samazinās	Pieaug	Samazinās
RUT	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
LEC	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Nemainās
GOG	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Nemainās
PHP	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug
ALB	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Nemainās
ALA	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
NOB	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug
COT	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
LOL	Nemainās	Samazinās	Pieaug	Samazinās
PEF	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
COG	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Pieaug

Zivju sabiedrības parametrs	Ietekmes faktori			
	Sateces baseina platība (km ²)	Upes kritums (potamāla→ ritrāla upes)	Temperatūras režīms ² (<18 °C – aukst-ūdens→ >18 °C – silt-ūdens upes)	O ₂ režīms (< 7 mg/l→ > 7 mg/l)
Zivju biomasa pa ekoloģiskajām grupām (g / 100 m²)				
TOLERANT	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
INTOL	Nemainās	Pieaug	Samazinās	Pieaug
BENT	Pieaug	Samazinās	Nemainās	Nemainās
WCOLUMN	Pieaug	Samazinās	Nemainās	Samazinās
EURY	Pieaug	Samazinās	Nemainās	Samazinās
RHEO	Samazinās	Pieaug	Samazinās	Pieaug
LIMNO	Nemainās	Nemainās	Pieaug	Samazinās
LITH	Nemainās	Nemainās	Nemainās	Pieaug
PHYT	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
OMNI	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
INSV	Nemainās	Pieaug	Samazinās	Pieaug
PISC	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
POTAD	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
LONG	Samazinās	Pieaug	Samazinās	Pieaug
LLIV	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
SLIV	Pieaug	Nemainās	Pieaug	Nemainās
Zivju biomasa pa biežāk sastopamajām sugām (g / 100 m²)				
SAT	Samazinās	Pieaug	Samazinās	Pieaug
ESL	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
RUT	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
LEC	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Nemainās
GOG	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Nemainās
PHP	Nemainās	Pieaug	Nemainās	Pieaug
ALB	Pieaug	Samazinās	Nemainās	Nemainās
ALA	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
NOB	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug
COT	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
LOL	Nemainās	Samazinās	Pieaug	Samazinās
PEF	Pieaug	Samazinās	Pieaug	Samazinās
COG	Pieaug	Nemainās	Nemainās	Pieaug

Pieaug; samazinās/pieaug – statistiski būtiskas atšķirības; nemainās – nav statistiski būtisku atšķirību;

¹ – pieaugot upes vidējam kritumam;

² – salīdzinot siltūdens un aukstūdens upes;

³ – salīdzinot upes pa grupām.

24. pielikums. Zivju biotopi Latvijas upēs

Dzīvotne	Baseina grupa (km ²)	T (°C)	Krituma grupa (m/km)	Gultnes heterogenitāte (%) ¹	Biotops/sugas
Mazo ritrāla upju lēnteces, I tips	78 ± 87 (51)	17,4 ± 2,1	2,0 ± 3,3 (0,5)	23,0	Lidaka, vēdzele, stagari, ausleja, pīkste
Vidējo un lielo upju lēnteces, II tips	2063 ± 2040 (3400)	20,1 ± 2,3	0,7 ± 0,8 (0,1)	53,0	Rauda, asaris, spidiļķis
Vidējo upju straujteses III tips	347 ± 395 (457)	17,8 ± 2,4	3,4 ± 3,1 (2,5)	55,0	Platgalve
Vidējo upju straujteses/lēnteces IV tips	209 ± 230 (113)	17,4 ± 2,1	2,5 ± 2,2 (1,4)	70,0	Mailīte
Vidējo un lielo upju lēnteces, V tips	1123 ± 1570	19,3 ± 2,5	1,1 ± 0,9 (1,9)	57,0	Grundulis, akmeņgrauzis
Vidējo un lielo upju straujteses VI tips	3346 ± 2545 (6652)	19,6 ± 2,5	0,7 ± 0,8 (0,2)	57,0	Paviķe
Mazās aukstūdens upes VII tips	118 ± 152	15,6 ± 2,0	6,2 ± 4,7 (4,9)	76,0	Forele
Vidējo un lielo upju straujteses VIII tips	1592 ± 1559	18,3 ± 2,4	2,7 ± 1,7 (1,0)	90,0	Bārdainais akmeņgrauzis
Lielo upju straujteses IX tips	2913 ± 854	20,0 ± 1,6	1,1 ± 1,0	91,0	Lasis

Vidējā vērtība ± std (moda);

¹ – izteikta procentos no summas (akmeņi + oļi + grants).

<i>Carassius auratus</i>	0,1	0,6	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cyprinus carpio</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Barbatula barbatula</i>	8,2	32,5	4,9	5,4	64,2	41,6	37,7	31,9	27,6	27,3	55,1	33,0	10,7	19,8	63,5	52,5	79,1	35,9					
<i>Cobitis taenia</i>	0,0	0,2	2,0	2,2	0,1	0,1	0,4	0,3	2,5	2,5	3,4	2,1	0,0	0,0	0,3	0,3	0,6	0,3					
<i>Misgurnus fossilis</i>	0,4	1,6	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Lota lota</i>	2,0	7,9	1,1	1,2	0,4	0,2	0,5	0,4	1,5	1,4	0,3	0,2	0,2	0,4	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	2,0	7,8	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0
<i>Pungitius pungitius</i>	2,3	9,3	0,0	0,0	0,1	0,1	0,4	0,4	0,2	0,2	0,0	0,0	0,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Perca fluviatilis</i>	2,6	10,2	15,6	17,0	0,3	0,2	0,5	0,5	5,1	5,1	3,3	1,9	0,3	0,6	0,2	0,1	2,8	1,3					
<i>Zander lucioperca</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Gymnocephalus cernua</i>	0,0	0,1	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cottus gobio</i>	1,0	3,9	0,6	0,6	22,6	14,6	2,4	2,0	2,3	2,3	7,3	4,4	0,9	1,7	12,5	10,3	10,7	4,8					
Zivju skaits (eks. / 100 m²)	25,1	74,0	118,2	154,5	101,1	167,1	54,2	121,1	220,5														

10 – sugas, kuru īpatņu skaits pārsniedz 5%, – biotopā dominējošās sugas. Sugas, kuras ir raksturīgas konkrētajam biotopam un vislabāk adaptējusās dzīvei attiecīgajos apstākļos;

1,0 – sugas, kuru īpatņu skaits $\geq 1\%$, – biotopam raksturīgās sugas. Sugas, kuru īpatņu skaits ir mazāks nekā dominējošām sugām, taču tās attiecīgajos apstākļos sastopamas regulāri;

0,4 – sugas, kuru īpatņu skaits $< 1\%$, – pavadoņsugas. Sugas, kuras attiecīgajos apstākļos sastopamas reti;

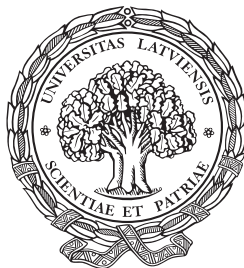
* – nēģa kāpuru skaita novērtēšana ar elektrozveju nav pietiekami efektīva, nēģi netiek ņemti vērā, nosakot sabiedrību procentuālo sastāvu.

26. pielikums. Zivju sugu sastopamība upju tipos

Suga	Upju tips						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
<i>Lampetra fluviatilis</i>	57,9	23,7	0	10	7,1	18,2	87,5
<i>Lampetra planeri</i>	89,5	36,8	40	40	21,4	9,1	12,5
<i>Salmo salar</i>	42,1	5,3	0	0	7,1	27,3	37,5
<i>Salmo trutta</i>	94,7	100,0	0	60	42,9	90,9	75,0
<i>Thymallus thymallus</i>	15,8	10,5	0	0	0,0	9,1	25,0
<i>Esox lucius</i>	68,4	18,4	100	100	50,0	90,9	100,0
<i>Anguilla anguilla</i>	0,0	0,0	0	0	0,0	0,0	12,5
<i>Blicca bjoerkna</i>	0,0	0,0	60	10	7,1	27,3	25,0
<i>Abramis brama</i>	0,0	0,0	40	0	0,0	0,0	50,0
<i>Rutilus rutilus</i>	52,6	13,2	100	90	35,7	100,0	100,0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	5,3	0,0	40	0	0,0	0,0	12,5
<i>Leuciscus leuciscus</i>	36,8	10,5	20	20	21,4	81,8	100,0
<i>Squalis cephalus</i>	52,6	10,5	40	30	42,9	81,8	100,0
<i>Leuciscus idus</i>	0,0	0,0	0	10	0,0	9,1	37,5
<i>Aspius aspius</i>	0,0	0,0	0	0	0,0	0,0	62,5
<i>Vimba vimba</i>	0,0	0,0	0	0	0,0	9,1	75,0
<i>Gobio gobio</i>	78,9	26,3	20	90	64,3	100,0	100,0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	100,0	73,7	20	100	50,0	100,0	100,0
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	52,6	7,9	20	20	14,3	72,7	100,0
<i>Alburnus alburnus</i>	31,6	7,9	40	30	14,3	63,6	100,0
<i>Leucaspis delineatus</i>	0,0	2,6	20	40	35,7	0,0	12,5
<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	15,8	2,6	20	20	0,0	27,3	50,0
<i>Tinca tinca</i>	5,3	5,3	40	30	7,1	27,3	50,0
<i>Carassius carassius</i>	0,0	7,9	40	0	7,1	0,0	25,0
<i>Carassius gibelio</i>	5,3	0,0	0	10	0,0	0,0	25,0
<i>Cyprinus carpio</i>	0,0	0,0	0	0	0,0	0,0	0,0
<i>Barbatula barbatula</i>	100,0	94,7	40	100	92,9	100,0	100,0
<i>Cobitis taenia</i>	31,6	5,3	40	40	21,4	81,8	100,0
<i>Misgurnus fossilis</i>	0,0	0,0	40	10	14,3	0,0	0,0
<i>Lota lota</i>	84,2	15,8	80	70	50,0	45,5	100,0
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	15,8	2,6	20	10	21,4	18,2	37,5
<i>Pungitius pungitius</i>	36,8	31,6	0	30	50,0	27,3	37,5
<i>Perca fluviatilis</i>	73,7	15,8	100	90	50,0	100,0	100,0
<i>Zander lucioperca</i>	0,0	0,0	0	0	0,0	0,0	25,0
<i>Gymnocephalus cernua</i>	0,0	0,0	0	10	0,0	18,2	25,0
<i>Cottus gobio</i>	94,7	42,1	20	50	50,0	100,0	100,0

90 – sugas, kas sastopamas 90% no upju tipa.

UNIVERSITY OF LATVIA



Jānis Birzaks

THE FISH COMMUNITIES OF LATVIAN RIVERS AND THEIR DETERMINING FACTORS

Summary of Doctoral Thesis

Submitted for the degree of Doctor of Biology

Field: Environmental Science

Subfield: Nature Conservation

Rīga, 2013

The doctoral thesis was carried out:
at the Chair of Department of Environmental Sciences,
of Faculty of Geography and Earth Sciences, University of Latvia,
from 2011 to 2013



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ

The study was funded by the European Social Fund (ESF) (agreement No. 2009/0138/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/004 and Faculty of Geography and Earth Sciences, University of Latvia).

The thesis contains the introduction, 4 chapters, reference list, 26 appendices.
Form of the thesis: dissertation in Environment Sciences, subfield of Nature Conservation

Supervisor: Assoc. prof. *Dr. biol. Gunta Sprinģe* (University of Latvia)

Reviewers:

- 1) Prof. *Dr. biol. Viesturs Melecis* (University of Latvia)
- 2) Prof. *Dr. biol. Artūrs Škute* (University of Daugavpils)
- 3) *Dr. biol. Tomas Virbickas* (State Science Research Institute "Nature Research Center", Lithuania, Vilnius)

The Doctoral Thesis may be reviewed in the Library of the University of Latvia, Multi-branched library: Computer science, Law and Theology (Riga, Raiņa boulevard 19, 2nd floor, room 203).

The thesis will be defended at the public session of the Doctoral Committee of Faculty of Geography and Earth Sciences, University of Latvia, at 13 p.m. on 10th of May 2013, 10 Alberta Street, Riga.

This thesis is accepted for the commencement of the degree of Doctor of Environment Sciences on **5th of May 2013** by the Doctoral Committee of Faculty of Geography and Earth Sciences, University of Latvia.

Chairman of the Doctoral Committee: Viesturs Melecis

Secretary of the Doctoral Committee: Gunta Sprinģe

© University of Latvia, 2013

© Jānis Birzaks, 2013

ISBN 978-9984-45-701-7

CONTENTS

ANNOTATION	150
INTRODUCTION	151
1. Materials and methods	154
1.1. Theoretical basis	154
1.2. Methods	154
1.2.1. Description of sampling sites	154
1.2.2. Determination of river geomorphologic parameters	154
1.2.3. Measurements at the sampling site	155
1.2.4. Methodology for determining the anthropogenic load	155
1.2.5. Electrofishing, calculation of fishing results	156
1.2.6. Statistical processing methods for data	156
2. Results	158
2.1. Species' composition, diversity, fish number and biomass	158
2.2. The influence of natural factors on the structure of fish communities in rivers ...	158
2.2.1. The influence of the area of the river catchment basin	158
2.2.2. The influence of river gradient on the structure of fish communities	160
2.2.3. The structure of fish communities in warm water and cold water rivers, the influence of climate changes	160
2.2.4. Influence of a river's oxygen regime on the structure of fish communities 161	
2.2.5. The influence of biotopes on the structure of fish communities	162
2.2.6. Influence of the natural factors complex	164
2.3. Influence of anthropogenic factors on the structure of fish communities	165
2.3.1. Anthropogenic barriers, influence of water bodies and lakes on the structure of fish communities	165
2.3.2. Influence of the straightening of rivers on the structure of fish communities 167	
2.3.3. Influence of transformations in a river's hydrological regime on the structure of fish communities	168
2.3.4. Influence of land use on the structure of fish communities	168
2.3.5. Influence of the ecological quality of rivers on the structure of fish communities	169
2.3.6. Influence of biogenic elements, nitrogen N and phosphorous P, on the structure of fish communities	169
2.4. Influence of overall anthropogenic and natural factors on the structure of fish communities	170
2.5. Typology of Latvia's rivers according to the structure of fish communities	171
2.5.1. Fish communities in various river biotopes	171
2.5.2. Latvia's rivers types by to the structure of the fish communities	172
3. Discussion	175
4. Conclusions	188
References	190

ANNOTATION

Birzaks J. 2013. The Fish Communities of Latvian Rivers and their Determining Factors. Doctoral Thesis. Rīga, University of Latvia. Pg. 137.

The structure of fish communities in rivers is determined by factors of various levels, starting from bio-geographic factors, river morphology and conditions in the overall river network, right up to local factors in the section, biotope and micro-biotope of the river. Research on the influence of natural and anthropogenic factors on the structure of fish communities has not been done on Latvian rivers up till now. The latest ichthyofauna research data about the distribution and occurrence of fish in Latvia's internal waters for the period from the 1990's has not been collated and analyzed

The goal of the doctoral work is to undertake research on the structure of Latvia's river fish communities and to determine the influence of natural and anthropogenic factors on these communities.

The research is based on an analysis of materials, which were gathered in the period from 1992 until 2011. In the course of the work, a data base on the occurrence of fish, their relative numbers and biomass in 199 rivers, at 1,017 sampling sites was developed. The processing of large scale cartographic material and environmental factors (the river catchment basin, gradient, temperature and oxygen regimes) which influence the structure of fish communities, biotopes (river width, depth, shadowing, extent to which they are overgrown, speed of flow) and research on anthropogenic influence (register of barriers, land use in the basin, morphological transformations and N and P loads) was undertaken, using measurements in field conditions and data collection from various projects and public sources.

The research covers all the river types described in Latvian river typology. The influence of environmental and anthropogenic factors on the structure of fish communities (the number of species, diversity, number of fish by species and ecological groups and their biomass) were analyzed. An overall analysis of the influence of natural and anthropogenic factors, using PCA was undertaken. DCA and cluster analysis were used for biotope and river classification.

The results show that the primary factors which determine the structure of fish communities in Latvia's rivers are the size of the river's catchment basin, the river's gradient and the temperature regime. Anthropogenic influence has a secondary importance.

Latvia's rivers are divided into 9 biotopes by fish communities, which in turn can be divided into 5 base types (small rivers potamal, small cold water rivers rithral, middle size rivers rithral, middle and large rivers potamal, large rivers rithral) and 4 transitional type biotopes.

Seven river types with fish communities which are characteristic of them were distinguished: 2 rithral cold water river types with dominating salmonid fish, 2 rithral warm water river types with the cyprinid-salmonid type fish communities, small rithral warm water and cold water rivers with a dominant species – the stone loach and large potamal rivers with cyprinid family fish communities in the potamal and cyprinid-salmonid communities in the rithral.

INTRODUCTION

Significance of the research

Research on the factors influencing fish communities and their structure has a long history. Rivers as ecosystems are an element of the surrounding environment, which are connected with natural and anthropogenic processes taking place within it. Historically, rivers have had a large role in the development of civilization. Human economic activity has taken place near rivers or directly using water and biological resources from the water environment.

The results of the research shows that the structure of fish communities in rivers is determined by factors of various levels, beginning with bio-geographic factors, river morphology and the conditions in the overall river network, to local factors in the section of the river, the biotope and micro-biotope.

At the same time they are very important in connection with the implementation of the EU Water Framework Directive (EU Directive 2000/60/EC), which places an obligation on member countries to renew, improve and maintain good ecological quality of surface waters. The development of an ecological quality system for rivers is required for the achievement of this goal, using fish as quality indicators as well. But prior to the development of such a system, significant data collection and analysis must be undertaken, which includes:

- the classification of fish communities in rivers which have been influenced as little as possible anthropogenically, i.e., the natural types of fish communities in Latvian rivers must be classified;
- changes in the structure of these communities caused by anthropogenic influences need to be analyzed.

In the EU context, the need for fish research in rivers is also prescribed by EU Directive 92/43/EEC on species and the protection of their biotopes, which requires the strict protection of animal species and a suitable biotope protection policy for them, as well as regulations, which prescribe the development of a national level species protection and management plans like, for example, eel and Baltic salmon stock management planning.

Fish, as indicator organisms in the evaluation of the ecological quality of water, have a number of advantages, when compared with other hydrobionts. The life cycles and ecological requirements of various species have been comparatively well researched. They live for a long time and that's why they react to both short term stress situations, as well as to long term influences. Fish are directly useable natural resources, they have economic importance, and therefore the significance of their research is understandable not only to experts, but also to society as a whole.

Research on the influence of natural and anthropogenic factors on the structure of fish communities provides an opportunity to evaluate their condition in the country as a whole. Scientific research shows that the structure of fish communities is also similar in similar rivers, little influenced by human activities. Therefore, on the one hand, there has to be a possibility of defining Latvian river types with a similar fish community structure.

On the other hand, there has to be a possibility of determining the degradation level of rivers and the fish communities one encounters within them by analyzing the influence of anthropogenic factors. This is needed, for Latvia, as an EU member nation, to develop a plan of activities for renewing, maintaining and improving the ecological quality of water.

Scientific novelty of the research

Research on the structure of Latvian fish communities began in the 1990's. Up till now, the collation and processing of the data collected had not been undertaken for researching the influence of natural and anthropogenic factors on fish communities. The main factors, which determine the structure of fish communities in biotopes and rivers, have been clarified in the research. A biotopes and river typology, using fish as an indicator organism, has been provided.

Latvia's rivers, which are located in Ecoregion 15/Baltic Province, belong to lowland rivers. The condition of fish communities in this region has been researched more fully in Lithuania. Similar research has not been undertaken up till now in Latvia, and therefore is of significance in both the overall EU context, as well as in our eco-region.

The aim of the work is to undertake research on the structure of fish communities in Latvian rivers and to determine the influence of natural and anthropogenic factors on these communities.

Work tasks

1. To prepare a data base which includes the following parameters:
 - Values describing fish communities: numbers of fish and their biomass by species at their registration sites, estimation of the number of fish and their biomass per 100 m² by biotopes, registration sites and rivers;
 - river morphological data: total area of the river basin and the area above the sampling sites, gradient and temperature regime, river section gradient and speed of the current, width, depth and distance from the source, river bed substrata, lakes connected to rivers;
 - the impact of anthropogenic influences on the quantitative evaluation of fish community structures: land use in the river basin above the fish sampling sites, morphological transformations on the river banks and bed, transformations in the river's hydrological regime, biogenic load in the river basin, biogenic (N and P) content in the water, anthropogenic barriers (HPS and other obstacles), influence of artificial water bodies.
2. To undertake a comparative analysis of fish communities in rivers based on the morphological parameters of rivers and factors affecting the temperature and oxygen regime;
3. To undertake an evaluation of anthropogenic influences on the structure of fish communities;
4. To develop proposals for Latvian river typology from the structures of fish communities in rivers which have had little anthropogenic influence.

Work hypotheses

The most significant factor, which determines the structure of fish communities in Latvian rivers is the area of the catchment basin. The structure of fish communities is also significantly affected by such factors as the river gradient, the temperature regime and the water's oxygen content.

Local factors, which form the biotope structure in rivers, like the speed of the current, the substrata of the riverbed, and the depth and width of rivers, have a large influence on the structure of fish communities:

The structure of fish communities is determined by the interaction between natural and anthropogenic factors.

By using data about the structure of fish communities, will be possible to develop a typology of Latvian rivers.

1. MATERIALS AND METHODS

1.1. Theoretical basis

Rivers differ according to their geomorphologic parameters, which in general determine the structure of fish communities in various rivers which have not been affected by human activities. In turn, anthropogenic activity in all of its diversity changes this structure. The analysis of the influence of natural and anthropogenic factors on the structure of fish communities needs to be undertaken in a selection of rivers which have been little influenced by human activities, for the development of a rivers typology using fish in Latvia.

1.2. Methods

1.2.1. Description of sampling sites

The field research was done in the period from 1992–2011. In total, 1,017 sites in 199 rivers were surveyed. The rivers surveyed belong to all of the 6 defined river types in Latvia's river typology (Figure 1).

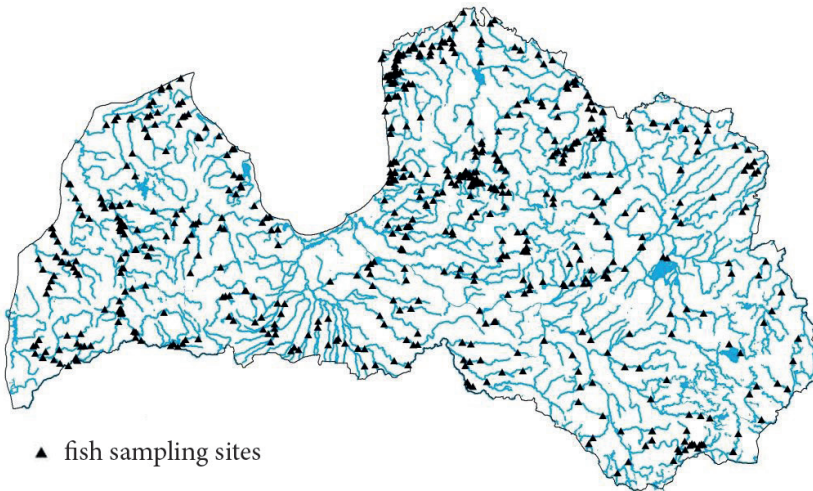


Figure 1. Fish sampling sites in Latvian rivers

1.2.2. Determination of river geomorphologic parameters

River catchment basin (total and above the sampling sites) calculations were made, using the Latvian SSR's State institute of Amelioration river catchment basin 1: 100 000 scale maps prepared in the 1970's. The boundaries of the basins were digitalized and the areas of the basins calculated automatically.

Using a topographical map at a scale of 1 : 50 000 from the Latvian Geospatial Information Agency and the USSR's General Headquarters' topographical map with a scale of 1:10 000, the gradients of rivers and sections of rivers were determined. In small rivers the average gradient was determined for sections of 1–3 km, in the middle sized – 3–5 km and in the large > 5 km. The river's length from its source to the sampling sites was calculated using this same cartographic material

1.2.3. Measurements at the sampling site

The following data was gathered at the sample collection site: the time of fishing, the site and who did the fishing; a description of the fishing site; anthropogenic influence at the sampling site; the riverbed's substrata's composition % by fractions of bedrock, rocks > 256 mm, pebbles (64–256 mm), gravel (2–64 mm), sand (0.06–2 mm), sludge (0.004–0.06 mm) and clay (< 0.004 mm); water temperature, oxygen (mg/l), pH, electrical conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$), width and average depth of the river, the degree to which it is overgrown and shadowing (in classes).

1.2.4. Methodology for determining the anthropogenic load

The determination of a river basin's anthropogenic load is needed to select rivers or sections of rivers which have not been affected or have been little affected by human activities, the so called reference (benchmark) sites.

The anthropogenic impact factors on rivers, and as a consequence on fish communities as well, were grouped as follows:

- accessibility to migratory fish and the migration of other species of fish;
- toxic pollution;
- morphological transformations (straightening of rivers);
- biogenic (N, P) load;
- changes in the hydrological regime;
- land use in the river catchment basin.

The placement of barriers and artificial bodies of water were identified from the Latvian Geospatial Information Agency's topographical maps with a scale of 1 : 50 000 and the USSR General Headquarters' topographical maps with a scale of 1 : 10 000. Only those barriers and artificial bodies of water were identified which were located on rivers with names or which have names. The rivers were divided into the following groups: rivers accessible to migratory fish, rivers not accessible to migratory fish, rivers with anthropogenic barriers, rivers without anthropogenic barriers, rivers without anthropogenic barriers in the basin, rivers with bodies of water and lakes, rivers without bodies of water and lakes. Factor loads on river accessibility were determined in the categories: no barriers – 1; partly surmountable barrier – 2; insurmountable barrier – 5.

Morphological transformations in a river were determined as the proportion of the transformed (straightened) river section against the river's overall length %. Morphological transformations in a river were expressed as a percentile of the transformed river's overall length, allocating them ranks from 1–5 (Table 1.1.).

Biogenic N_{tot} and P_{tot} were expressed as a percentile of their concentration, allocating them ranks from 1–5.

Changes in the hydrological regime were not expressed numerically; their influence was analyzed in a complex together with the influence of barriers and morphological transformations.

Land use was divided up into 9 methods of land use (arable land, pasture, industrial territories, parks and greened territories, wetland territories, other natural territories, waters, urban territories and forest); of these 7 were combined into two groups—anthropogenically significantly affected areas (arable land, industrial and urban territories) and anthropogenically little affected territories (grasslands, forests, waters, wetland territories). Load was expressed as a percentile of the proportion of anthropogenically transformed areas of land in the river catchment basin. Reference rivers were selected by the principle that none of the anthropogenic factor load values exceed 1 or 2 (Grenouillet et al., 2007). But in such a small geographic territory like Latvia, as well as taking into account the available data about a limited number of rivers, one has to allow certain concessions. So, in the largest potamal rivers, the biogenic concentration in water could exceed the concentrations which correspond to the status of little influenced rivers, and these rivers were selected as “the best possible” of their type of river.

1.2.5. Electrofishing, calculation of fishing results

Fish sampling by electro-fishing was undertaken in accordance with the LVS EN 14011:2003 standard. Fish species and their systematic identification were determined in accordance with Kottelat, Freyhof, 2007. Fish ecological groups (according to their sensitivity, feeding sites, the places where they live, breeding, feeding type, migration and length of life) were determined in accordance with Noble et al., 2007.

For the calculation of fish numbers the removal method was used (Bohlin et al., 1998). Fish biomass was calculated from the number of fish and their average weight.

1.2.6. Statistical processing methods for data

The total number of fish caught and the biomass by species for each river was standardised as the number of fish and biomass in 100 m² of the fished area. The number of fish and their biomass in fish ecological groups was calculated from these values. The Shannon Diversity Index H' was calculated as \log_{10} of the proportion of all individuals of a species in a fish community. Data files were prepared in an EXCEL format for processing.

The numerical parameters included in the data base prior to further statistical processing were checked for compliance with normal distribution according to the Kolmogorov-Smirnov test. $\text{Log}(x+1)$ and $\text{sqrt}(x)$ functions were used for the normalization of parameters, or non-parametric comparison methods were used for their analysis.

A comparison of the number of species, their diversity, the numbers of fish and biomass by groups was undertaken using the t-test for pair-wise or the one-way ANOVA in the case of more than two groups. The significance of the difference was evaluated with a Tukey test or Dunnett's T3 test in the case of a non-homogenous dispersion. In cases when it wasn't possible to normalize parameters, a Mann-Whitney U test for pair-wise

was used or the Kruskal-Wallis H test in the case of more than two groups comparison. A 95% level of significance was used in the tests.

The rivers were classified using cluster analysis with a Ward's algorithm. Fish numbers by species were used in the cluster analysis, excluding species which were encountered in less than 1% of the surveyed rivers from the analysis. Invasive species and lamprey weren't used in the cluster analysis. Discriminant analysis was used for the evaluation of the cluster analysis results.

Spearman and Kendall rank correlation coefficients were used in the correlation analysis. Pair and multifactor linear regression methods were used in the regression analysis. Principal component analysis (PCA) was used for multifactor analysis. The Wilks-Lambda method was used in the discriminant analysis. The statistical results were calculated using the SPSS 16.0 programme package (SPSS Inc., 16.0).

A DCA (Detrended Correspondence Analysis) was used for fish species community ordination. A data transformation in a $-\log(x+1)$ format was undertaken prior to the analysis. Factor correlations were calculated with separated DCA axes. PC-ORD for Windows (McCune, Mefford, 2006) was used for data analysis.

2. RESULTS

2.1. Species' composition, diversity, fish number and biomass

In total 2 lamprey and 38 fish species were found in 199 Latvian rivers at 1,017 sampling sites. The most widely distributed species in Latvian rivers are the stone loach and minnow, which can be encountered in 95% and 82% of the surveyed rivers respectively. Other frequently encountered species are the pike (73%), the gudgeon (70%), perch and brook lamprey (67%). Four invasive fish species have been found in Latvia's rivers – the rainbow trout, Prussian carp, carp and Amur sleeper. Two of them create self-sustainable populations – the Amur sleeper and Prussian carp.

The average number of species in a river is 11.2, between the boundaries of 1 to 35, but the modal value is 8 species. Species' diversity H' is on average 1.45 between the boundaries of 0.17–2.32. The average numbers of fish per 100 m² in Latvian rivers is 91 ± 58 specimens. About 80% of this number is made up of such species as the minnow (23 ± 34), stone loach (23 ± 24), roach (9 ± 15), gudgeon (7 ± 15), trout (7 ± 13), perch (5 ± 9) and bullhead (4 ± 7).

The average fish biomass in Latvian rivers is 992 ± 755 g / 100 m². Of this 5 species of fish make up about 70% of the overall fish biomass (g / 100 m²): the roach 191 ± 372 , pike 156 ± 268 , trout 137 ± 260 , stone loach 122 ± 123 and perch 88 ± 156 .

2.2. The influence of natural factors on the structure of fish communities in rivers

2.2.1. The influence of the area of the river catchment basin

The area of the river catchment basin influences all of the characteristic elements of the structure of fish communities. The number of species which can be found in a river increases as the area of the river catchment basin increases. The relative number of individuals of the most frequently encountered species in the majority of Latvian rivers, change statistically significantly in river catchment basin area groups. This parameter in river catchment basin groups is respectively 59 ± 42 , 92 ± 57 and 119 ± 42 specimens / 100 m² (Mann-Whitney U test, $p < 0.05$).

With an increase in the river catchment basin area, the number of ecologically tolerant fish increases statistically significantly, which, by their feeding sites, represent both benthic fish, as well as fish which feed in a water column. They are omnivores in their feeding mode. In small rivers, only one of the fish ecological groups – migratory fish, exceed their numbers in middle and large rivers.

Fish biomass, for the majority of fish species, excluding the minnow and burbot, differ significantly in river catchment basin groups. Only the trout dominates in smaller rivers by biomass, compared to middle and large rivers. Meanwhile, such species of fish as the roach, chub, gudgeon, schneider and bleak reach their largest biomass values in rivers, the catchment basins of which exceed 1,000 km².

Table 2.1. Fish and lamprey occurrence in Latvian rivers

Scientific name	Name	Rivers (n=199)		Sites (n=1017)	
		n	%	n	%
<i>Lampetra fluviatilis</i>	River lamprey	51	25.6	94	9.2
<i>Lampetra planeri</i>	Brook lamprey	134	67.3	152	14.9
<i>Anguilla anguilla</i>	Eel	5	2.5	9	0.9
<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	Biterling	29	14.6	116	11.4
<i>Gobio gobio</i>	Gudgeon	139	69.8	617	60.7
<i>Carassius carassius</i>	Crucian carp	26	13.1	33	3.2
<i>Carassius gibelio</i>	Prussian carp	14	7.0	20	2.0
<i>Cyprinus carpio</i>	Carp	2	1.0	4	0.4
<i>Abramis brama</i>	Bream	19	9.3	58	5.7
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Schneider	63	31.7	331	32.5
<i>Alburnus alburnus</i>	Bleak	80	40.2	222	21.8
<i>Aspius aspius</i>	Asp	2	1.0	2	0.1
<i>Blicca bjoerkna</i>	Silver bream	26	13.1	73	7.2
<i>Leucaspis delineatus</i>	Ausleja	23	11.6	35	3.4
<i>Leuciscus idus</i>	Ide	16	8.0	33	3.2
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Dace	79	39.7	210	20.6
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Minnow	164	82.4	648	63.7
<i>Rutilus rutilus</i>	Roach	130	65.3	548	53.9
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rudd	12	6.0	20	2.0
<i>Squalius cephalus</i>	Chub	96	48.2	465	45.7
<i>Vimba vimba</i>	Vimba	9	4.5	42	4.1
<i>Tinca tinca</i>	Tench	47	23.6	76	7.5
<i>Cobitis taenia</i>	Spined loach	84	42.2	312	30.7
<i>Misgurnus fossilis</i>	Weather loach	15	7.5	19	1.9
<i>Sabanejewia baltica</i>	Northern golden loach	2	1.0	14	1.4
<i>Barbatula barbatula</i>	Stone loach	189	95.0	907	89.2
<i>Silurus glanis</i>	Catfish	1	0.5	1	0.1
<i>Esox lucius</i>	Pike	145	72.9	327	32.2
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Rainbow trout	2	1.0	5	0.5
<i>Salmo salar</i>	Atlantic salmon	25	12.6	303	29.8
<i>Salmo trutta</i>	Atlantic trout	108	54.3	434	42.7
<i>Thymallus thymallus</i>	Grayling	18	9.0	35	3.4
<i>Lota lota</i>	Burbot	101	50.8	213	20.9
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Three-spined stickleback	32	16.1	88	8.7
<i>Pungitius pungitius</i>	Nine-spined stickleback	81	40.7	126	12.4
<i>Cottus gobio</i>	Bullhead	124	62.3	582	57.2
<i>Gymnocephalus cernua</i>	Ruffe	11	5.5	19	1.9
<i>Perca fluviatilis</i>	Perch	134	67.3	452	44.4
<i>Zander lucioperca</i>	Pikeperch	2	1.0	13	1.3
<i>Percottus glehnii</i>	Amur sleeper	2	1.0	3	0.3

With an increase in the river catchment basin, the biomass of ecologically tolerant fish groups and the total fish biomass increases. In large rivers, the biomass of omnivore fish increases significantly. Whereas, the largest biomass of rheophile and migratory fish was observed in smaller rivers.

2.2.2. The influence of river gradient on the structure of fish communities

The average number of species in rithral rivers is 10.1 ± 4.6 ($n = 55$), but in potamal – 14.2 ± 5.8 ($n = 144$); these values differ significantly (t-test, $p < 0.05$). 37 fish and 2 lamprey species were found in potamal rivers. The dominant fish species in potamal rivers is the pike (98.2%), stone loach, roach (94.5%), perch (92.7%) and minnow (90.9%). In rithral rivers, 34 fish and 2 lamprey species were found. The average species diversity H' in potamal rivers is 1.68 ± 0.30 . In rithral rivers this indicator is significantly smaller – 1.37 ± 0.45 .

The average number of fish (88.8 ± 47.2 specimens / 100 m^2) and biomass ($1285 \pm 683 \text{ g} / 100 \text{ m}^2$) in potamal rivers is greater than in rithral rivers (79.6 ± 56.5 specimens / 100 m^2 and $881 \pm 753 \text{ g} / 100 \text{ m}^2$ respectively).

Characteristically, there are significantly larger numbers of individuals of tolerant fish species in potamal rivers – the roach, bleak and perch and significantly more benthic fish, like the gudgeon, stone loach and spined loach. There are also comparatively more individuals of species which live in both rithral as well as potamal waters – the pike, perch and roach, which are phytophile species and omnivores. There are also more representatives of those fish species, which undertake migrations of a local scale – brook lamprey, chub and burbot. In contrast, individuals of diadromous fish – sea trout, salmon and river lamprey – can be encountered in larger numbers in rithral rivers. In potamal rivers there are comparatively more representatives of relatively long living species of fish – pike, bream, crucian carp and tench.

The overall numbers of fish in potamal and rithral rivers is not significantly different. But, in potamal rivers there are significantly larger relative numbers of roach, chub, gudgeon, schneider, bleak, burbot, perch and spined loach, while in rithral rivers the average number of trout is about four times greater, when compared to potamal rivers.

In potamal and rithral rivers, fish biomass differs significantly both by ecological groups, as well as species. In potamal rivers, the greatest fish biomass component is made up of representatives of ecologically tolerant species like the roach and perch, whereas an ecologically sensitive species – the trout, dominates by biomass in rithral rivers. The biomass, and the total biomass of fish for both benthic, as well as fish living in a water layer, was greater in potamal rivers. The biomass of rheophilic species of fish was significantly greater in rithral rivers, and eurytopic-potamal water courses. Omnivores, like the roach, chub, bream, and predatory fish like the pike and the burbot dominate in potamal rivers by biomass, but rheophilic forms (salmonids), which feed on invertebrates – in rithral rivers.

2.2.3. The structure of fish communities in warm water and cold water rivers, the influence of climate changes

In total, 2 lamprey and 38 fish species were found in warm water rivers, but 2 lamprey and 33 fish species in cold water. The average number of species in cold water rivers was 9.2 ± 4.4 , but in warm water rivers – 12.9 ± 5.4 (t-test, $p < 0.05$).

Species diversity H' in rivers with a lower water temperature reduced significantly. The average Shannon species diversity index values in cold water rivers were 1.29 ± 0.45 , but in warm water rivers – 1.58 ± 0.38 (t-test, $p < 0.05$).

In warm water rivers, tolerant fish species are more frequently encountered and in greater numbers, which by their habitats are standing or slowly flowing water fish, which spawn on water plants. They are either omnivores, or predatory species of fish by feeding type. Whereas, ecologically sensitive species are more widely represented in cold water rivers. Diadromous fish prefer cold water rivers, while potadromous fish are more widely represented in warm water rivers. Fish with short life spans are equally widely represented in both river groups, but long living fish are encountered in relatively greater numbers in warm water rivers.

In cold water rivers, only one of the species of fish – the trout, significantly exceeded the number of its individuals in warm water rivers. The minnow, stone loach and bullhead can be encountered in statistically similar numbers in both cold water and warm water rivers. Meanwhile, the number of individuals of other fish species, per 100 m², is considerably larger in warm water rivers.

The biomass of the more frequently encountered species of fish differed statistically significantly in the majority of cold water and warm water rivers. Similarly, the trout dominates in cold water rivers in numbers as well as by biomass, where it makes up, on average, 30% of the total fish biomass. In warm water rivers more than 50% of the average fish biomass is made up of the roach, pike and perch.

Even though Latvia's fish fauna is relatively new, it has changed at different periods with varying climate. The fish communities of Latvian rivers have been researched for only a relatively short period; broader research on all of the species which can be encountered in them has only been done since 1992. However, the existing data does allow one to deliberate on changes which are possibly connected with components of climate change.

In this period a trend for the average number of species in rivers to increase overall has been observed, i.e., the number of species found at a monitoring station has on average increased. A reduction in the relative number of individuals has been found for the trout, bullhead and minnow, but the number of pike, roach, burbot and perch has grown. An increase in the number of individuals of ecologically tolerant fish species, which are mainly eurythermal species, has been observed in the Salaca and its tributaries (Birzaks, 2012). This trend can be observed in Latvia as a whole as well. For example, the Prussian carp and pike perch have spread comparatively widely, but the spread of vendace and lake smelt has diminished (Aleksjevs, Birzaks, 2011).

2.2.4. Influence of a river's oxygen regime on the structure of fish communities

Fish are not encountered in waters without oxygen, and mass deaths can be observed with a rapid decrease in oxygen content. Oxygen content in water is a critical factor for fish, especially in the temperate climatic belt, to which Latvia also belongs. Oxygen content in water is determined by many factors, for example, the river gradient, the temperature regime, photosynthesis activity et al. The results show that in rivers ($n = 124$), where the oxygen concentration is > 7 mg/l, the number of species is 11.3 ± 5.9 and

diversity – 1.41 ± 0.45 . With rivers having lower oxygen levels ($n = 75$) these indicators are respectively 11.1 ± 4.0 and 1.53 ± 0.40 .

In rivers, where smaller concentration of oxygen in water can be comparatively regularly observed, tolerant species increase, but the number of individuals from ecologically sensitive species decreases. Ecologically sensitive fish are at the same time gravel spawners, feed on invertebrates, mainly insects and represent the majority of diadromous fish. Meanwhile, fish of the ecologically tolerant group represent eurytopic and limnophilic forms, which have omnivorous feeding or are predators.

Individual species of fish also react to the oxygen regime in a river. The trout, minnow and stone loach are encountered in the greatest numbers in rithral conditions, where the oxygen content in water usually exceeds 7 mg/l. Predatory species of fish, like the pike and burbot, are also encountered in the greatest numbers in rivers where the oxygen content in water is less than 7 mg/l. It is unusual that the schneider, which according to the data in the literature is considered as an ecologically sensitive species of fish, is represented in equal numbers in both rivers with high as well as low oxygen content.

The total fish biomass is significantly larger ($\approx 30\%$) in rivers with a lower oxygen content in water. This is determined by the biomass of ecologically tolerant fish, with the majority of eurytopic fish belonging to these. By feeding type, omnivores and predatory fish dominate in these rivers. The biomass of potamodromous fish is significantly larger, while diadromous forms dominate in rivers with relatively high oxygen content in the water.

The largest fish biomass portion in rivers with relatively lower oxygen content is made up of the roach, pike and perch, and their proportion by biomass is more than 50%. The biomass of these species exceeds, by more than double, the biomass of these same species in rivers with high oxygen concentration in water. In rivers with an oxygen content > 7 mg/l, the largest fish biomass proportion is made up of the trout (≈ 200 g / 100 m²) and stone loach (146 g / 100 m²).

2.2.5. The influence of biotopes on the structure of fish communities

Rithral and potamal biotopes in Latvia's rivers differs by local parameters – the speed of the current, the composition of the riverbed, the extent to which it's overgrown, shadowing and the average depth. Rithral biotopes have greater river bed substrata heterogeneity as a characteristic. A hard riverbed substratum (rocks, pebbles and gravel) dominates in these. Whereas, substrata with a higher level of dispersion increase significantly in potamal section riverbeds – sand and sediment dominate.

In Latvia's rivers, 37 fish and lamprey species have been registered in potamal biotopes, but in the rithral – 39. The average number of species in rithral and potamal biotopes basically doesn't differ (7.7 ± 2.9 and 7.5 ± 2.9). But the composition of species in potamal and rithral biotopes is significantly different. In rithral conditions such species of fish as the bullhead (72%), minnow (71%) and trout (58%) are more frequently encountered, but in the potamal, the roach (72%), perch (65%) and pike (62%) are more frequently encountered. The stone loach and gudgeon are encountered in equal numbers in both the potamal as well as the rithral.

In potamal biotopes, fish, which can be encountered in both lentic, as well as lotic waters, like the pike, roach, chub and perch, dominate in numbers. In rithral biotopes,

the number of individuals of the typical fast-flowing species – the trout, minnow and bullhead, as well as the most frequently encountered species of fish in Latvia – the stone loach, exceeds their number many times in the potamal. In rithral biotopes the relative number of fish is significantly larger than in the potamal, 135 ± 102 and 90 ± 75 specimens / 100 m^2 respectively.

The number of rheophile fish increases with environmental conditions changing from the potamal to the rithral. The majority of ecologically sensitive species of fish, like the salmon, trout and bullhead, and species which spawn on hard substrata, like the stone loach and minnow belong to these. In potamal conditions eurytopic species of fish can be encountered, to which predatory fish – the pike and burbot, and ecologically tolerant fishes, like the roach, bleak and sticklebacks belong.

The fish biomass in ecological groups reacts in various ways to the parameters characteristic of potamal and rithral biotopes. The biomass of individuals from ecologically tolerant species increases, as depth increases. With an increase in the speed of the current, ecologically sensitive species increase. The biomass of phytophile and predatory fish groups increase in potamal rivers.

Potamal biotopes characteristically have a larger biomass of ecologically tolerant species. By feeding type, omnivorous and predatory fish dominate in the potamal. Whereas, rheophilic fish, which are ecologically sensitive and insectivores by feeding type, are characteristic of the rithral. The average fish biomass in the potamal is significantly larger than in rithral biotopes – $1,315 \pm 1,175$ and $1,014 \pm 776 \text{ g} / 100 \text{ m}^2$ respectively (Mann-Whitney *U*-test, $p < 0.05$). In potamal biotopes about 75% of the fish biomass is made up of such species as the roach, pike, chub and perch. In rithral biotopes, the stone loach, trout and roach dominate by biomass.

The results show that a majority of the environmental factors in biotopes are mutually connected. For example, the level of overgrowth in rivers reduces as a result of shadowing. Less shadowing is a feature of wider rivers; in other words the larger rivers with a larger catchment basin area. 540 fish catching sites (biotopes) were analyzed with DCA, using the relative number of fish for ordination in a ($\log=n+1$) format for 36 species. The results of the analysis show that Axis I explains 39% of the variable dispersion, II axis – 20%, but III – 13%.

Fish characteristic of small rivers correlate negatively with Ordination Axis I, – the trout, minnow and stone loach, which are typical rithral fish species. Whereas with Axis II, species which are typical for larger rivers correlate negatively – the salmon and schneider. With Ordination Axis III, the minnow, which is more frequently encountered in rithral conditions and in greater numbers, correlates positively, but the – burbot, which lives in slowly flowing sections of rivers, negatively. The numbers of these fish differ significantly depending on the oxygen conditions in rivers. The number of minnows increase in the group of rivers with $\text{O}_2 > 7 \text{ mg/l}$, while in contrast, the numbers of burbot is greater in rivers with an oxygen content of $< 7 \text{ mg/l}$.

Fish sampling sites, according to the potamal and rithral, divide up correspondingly in the I II, III and IV quadrants. Sites in the larger rivers are located mainly in quadrants II and III. In Figure 3.6.2., it can be seen that the number of fish of the rheophile and lithophile groups increase with an increase in river gradient. Whereas, with an increase in river depth and width, the number of tolerant and eurytopic fish, which are omnivores or predatory species increase in slow flowing biotopes.

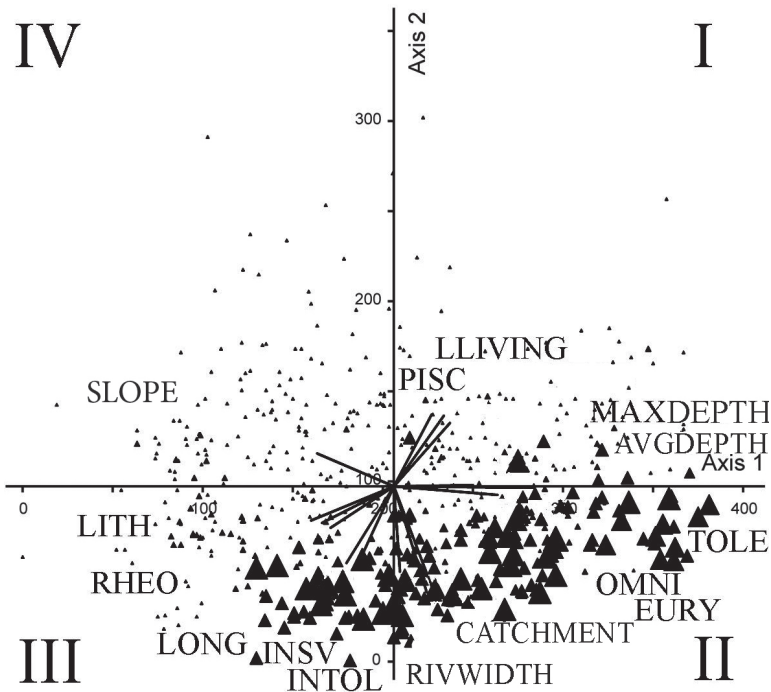


Figure 2. Fish sampling sites (biotopes) ordination results. The largest markers correspond with fish sampling sites in large rivers

2.2.6. Influence of the natural factors complex

An analysis of the data shows that the total number of fish species and their diversity, the number of individuals of differing fish species and ecological groups and biomass is affected by factors which are determined by a river's morphology (area of the catchment basin and the gradient), river temperature and the oxygen regime. Factors, like the depth and width of the river and the distance from the river's upper reaches, also have great significance. Principal component analysis (PCA) shows that 3 components provide 84% of the river's parameters dispersion used in describing it. The length of the river and the area of the basin are combined in the first component, temperature and average gradient in the second, and oxygen in the third.

The first component explains 43% of the parameter dispersion, but the second and third 24% and 17% respectively. With an increase in river water temperature and a reduction in the river gradient, the number of species and the number of fish (they describe diversity) and the fish biomass increase. The results show that the structure of the fish community in a river is determined by two groups of opposing factors:

- 1) the area of the river's catchment basin and the length of the river, with an increase in which, the number of species and the relative number of fish in the river increase;
- 2) the river gradient and temperature regime, which are opposing factors, influence all of the main fish community parameters, both the number of species and

diversity, as well as the number of fish and the biomass. The influence of the oxygen component is inconsequential.

Table 2.2. Proportion of parameter components used in describing a river

Parameter	I component	II component	III component
Watershed area size	0.944		
River length	0.932		
Temperature		0.874	
Slope		-0.731	
O ₂			0.965

2.3. Influence of anthropogenic factors on the structure of fish communities

2.3.1. Anthropogenic barriers, influence of water bodies and lakes on the structure of fish communities

Anthropogenic barriers – HPS dams, mill dams, and dams meant for maintaining the level of ponds and for fish ponds – have been built on at least 386 rivers. By using cartographic materials, it was established that there were at least 705 dams and artificial water bodies on Latvia's rivers in 2012. The dams are located on 386 rivers or about 14% of the rivers which have names. But a river can be inaccessible for migratory fish, if dams are built lower – in a river, into which it flows or one, to the basin of which, it belongs (Figure 3.).

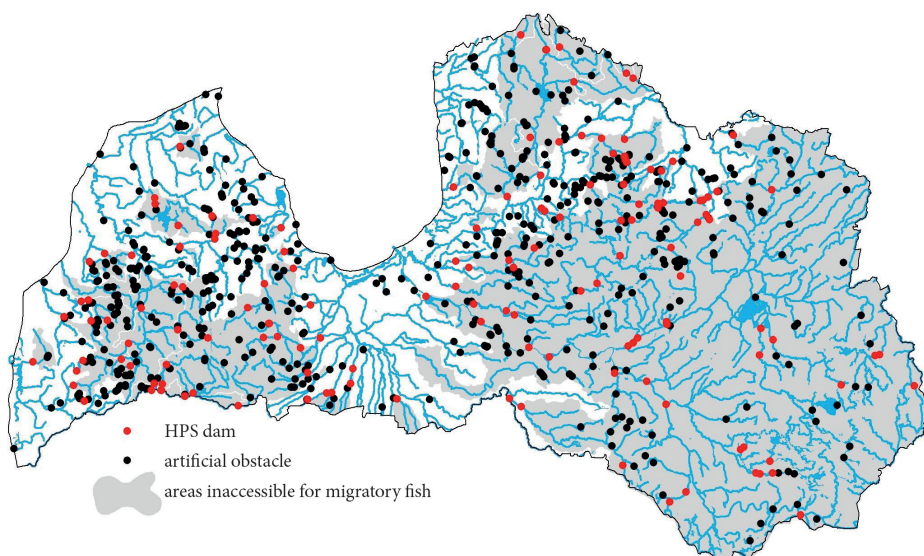


Figure 3. Location of anthropogenic barriers on Latvia's rivers

The influence of HPS dams on river fish communities has to be evaluated from a number of aspects, as it is complex. If dams are usually a barrier on fish migration routes, then an HPS, which is operating in a water accumulation regime, alters a river's hydrological regime and can influence the water temperature in the river and the oxygen regime.

Thirty three species have been found in rivers, which are inaccessible to migratory fish, but in rivers, which are partly or completely accessible to diadromous species – 38 species. But the average number of species and the diversity in these river groups does not differ significantly. In rivers with dams, both the average number of species, as well as their diversity is significantly larger than in rivers, where there aren't any dams. The corresponding indicators by river groups are 13.0 ± 4.7 , 9.8 ± 5.3 and 1.58 ± 0.33 , 1.35 ± 0.48 (t-test, $p < 0.05$).

The smallest number of species of fish and diversity was found in rivers, where there were no artificial water bodies, or natural lakes. In this group of rivers, an average of 81.6 ± 4.7 species were found, but in diversity H' only 1.31 ± 0.51 . For rivers, on which artificial reservoirs were located, or which flow through lakes, these indicators were significantly larger, 12.3 ± 5.1 and 1.51 ± 0.39 respectively (t-test, $p < 0.05$).

The occurrence of species in the surveyed rivers varies. The more widely distributed species, like the stone loach and minnow, can be encountered with a similar probability in all river groups (Section 1.2.4.). The pike and the burbot are encountered more frequently in rivers with anthropogenic barriers. The trout is more frequently encountered in rivers, which are at least partly accessible to migratory fish, as it is represented by two ecological forms in river fish communities – the migratory and non-migratory.

In rivers with barriers, as well as rivers, which flow through lakes, there is a significantly larger average number of fish per 100 m² (Mann-Whitney U test, $p < 0.05$).

In rivers which are accessible to diadromous species, the trout can be encountered in significantly larger numbers (in both of its ecological forms – the sedentary brown trout and sea trout). In rivers with barriers, a significantly larger number of fish has been found for nine of the most frequently encountered species. Like this group of rivers, in rivers which flow through lakes or on which artificial reservoirs have been created, both the total number of fish, as well as the number of individuals of the more frequently encountered species is significantly larger than in rivers, which have no lakes or reservoirs.

With an increase in the number of barriers on rivers, the occurrence of the roach, gudgeon and spined loach increases. It is characteristic that the average fish biomass is significantly larger in rivers with barriers and in rivers which flow through lakes or artificial reservoirs. A larger biomass in rivers with barriers, reservoirs and lakes is provided by the eurytopic fish group, i.e., fish species which can be encountered in both flowing as well as standing water. Such widely distributed and frequently encountered species like the bream, silver bream, pike, burbot, perch, bleak and roach belong to this group of species.

In turn, fish biomass in rivers which are accessible to diadromous species do not differ statistically significantly from rivers, which are blocked by dams in their basin. These results conform to the results which were obtained by analyzing data about fish numbers.

Only the trout is an exception and is one of the dominating species by biomass in rivers which are accessible to diadromous species.

2.3.2. Influence of the straightening of rivers on the structure of fish communities

Such river fish community parameters as the number of species of fish encountered in rivers and their diversity react very little to morphological transformations. Even though in both potamal and warm water rivers the number of species decreases with an increase in the proportion of morphological transformations, this reduction is significant only if the transformations exceed 75% of a river's total length. In rithral and cold water rivers, the largest number of species has been observed at the median – 50% morphological transformation level. The biological diversity indicator H' basically doesn't react to a river's morphological transformations.

Morphological transformations in rivers do not influence the number of individuals of the eurytopic and limnophilic species of fish, or the total number of fish. In rivers, little disturbed by anthropogenic activities, there are a significantly larger number of individuals of ecologically sensitive species of fish. In significantly transformed rivers, the number of fish spawning on the hard substrata and the number of individuals which feed on insects, and fish which migrate long distances decreases, but fish which spawn on plants and the number of predatory fish, the most widely represented of which is the pike in Latvian rivers, increase.

The results obtained show that a small morphological transformation of a river (up to 25%) practically doesn't influence the structure of the fish community. But the number of individuals of various species changes significantly with the intensity of transformation exceeding 50%. In rivers which correspond to the IV and V anthropogenic transformation class, the number of individuals of ecologically sensitive species of fish, like the trout and bullhead decreases significantly. In morphologically untransformed and little transformed rivers, the number of trout per field unit is between the boundaries of 7–11 specimens / 100 m², but in totally regulated rivers, their number is only 2 specimens / 100 m². Like the trout, the number of bullhead decreases from 4–5 specimens / 100 m² to 2 specimens / 100 m². Meanwhile, with an increase in morphological transformations, the number of ecologically tolerant species – the pike, roach and gudgeon increases 2–3 times in rivers, compared to the number of these fish in little transformed rivers. Individual species of fish, like the chub, schneider and bleak don't react to morphological transformations and their number, based on the level of anthropogenic activities, doesn't change.

Significant fish biomass differences can be observed only by comparing little transformed rivers with completely transformed (100%) water courses. With an increase in the morphological transformation intensity in rivers, the biomass of ecologically tolerant fish increases, but the biomass of ecologically sensitive fish decreases by more than 3 times, and the biomass of rheophile fish decreases. Meanwhile, the biomass of predatory fish increases. Omnivores and potadromous fish don't react to the intensity of morphological transformation. With an increase in the proportion of morphological transformation, the biomass of trout in rivers decreases, whereas the biomass of such ecologically tolerant species as the pike and gudgeon increases.

2.3.3. Influence of transformations in a river's hydrological regime on the structure of fish communities

The following are the ways of transforming the hydrological regime in Latvian rivers:

- a part of a river's channel is transferred to another river basin;
- the influence of a hydroelectricity station;
- the influence of morphological transformations.

Often a part of a river, usually in its upper reaches, gets connected with the river next to it as a result of reclamation work. The result of this is that the average flow in the river and the biotope area is reduced. Transformations have been undertaken in this way, for example, on the Palsa River (its upper reaches were connected with the Vizla), the Svētupe was connected to the Salaca along Jaunupe, the Langa River was connected to the Gulf of Rīga et al. The direct effect of this factor cannot be evaluated as the transformations were done a long time ago, and the structure of the fish community prior to the transformations was not established.

Hydroelectricity stations, which operate in a water collection regime, create significant water level variations in the section of the river, both in the power station's tailwater, as well as in the reservoir, which are different from the natural water level variations in the yearly cycle. An HPS can also influence a river's temperature and oxygen regime. Artificial reservoirs change the composition of the fish community species, and as a result of its influence, the number of fish and their biomass in rivers increases (sub-section 2.3.1.).

Hydro-morphological transformations in a river change its runoff regime: with a reduction in the river's length, its average gradient increases, and the speed of the current correspondingly. The straightening and reclamation of rivers reduces or completely interrupts the development of meandering, correspondingly reducing the development of river branches and back-waters, which are connected with the river, as well as significant spawning and fingerling habitats and feeding sites for some species of fish – through floodland pasture flooding.

The average water temperature in rivers with dams ($n = 79$) in summer months was 18.7 ± 2.6 °C, but in rivers without dams ($n = 83$) – 17.8 ± 2.4 °C; this difference is significant (t test, $t = 2.31$, $p < 0.05$), even though the differences aren't great. The oxygen content in water in this river group is 8.5 ± 1.8 and 8.2 ± 1.7 mg/l respectively, and these parameters don't significantly differ. In rivers which have been significantly transformed morphologically, the average oxygen content reduces by more than 1 mg/l. The water temperature and oxygen regime's influence on the structure of fish communities in river is analyzed in sub-sections 2.2.3. and 2.2.4.

2.3.4. Influence of land use on the structure of fish communities

Arable land, industrial and urbanized territories can be included as anthropogenically transformed areas, and grassland, waters, forests and wetland territories, as those which have been little influenced.

The types of land use in a river's catchment basin influences the number of species and their diversity very little. The results of multifactor analysis show that the area of

a river's catchment basin and the area of forest in the basin have a greater influence on these parameters.

With an increase in the overall proportion of the anthropogenically transformed area in the river basin, the number of fish and their biomass increases. The largest proportion of arable land is in Zemgale. Individuals of ecologically tolerant fish species with a comparatively large biomass can be encountered in the rivers of the Lielupe basin in large numbers.

The influence of types of land use on the relative number of the more frequently encountered species of fish is not particularly pronounced. However, with an increase in the proportion of the level of anthropogenic impact, the relative number of roach, bleak and perch increase, but that of bullhead decreases. Significantly, the total number of fish increases by 30%.

With an increase in anthropogenically transformed areas of land, the number of ecologically tolerant, eurytopic fish increases. The biomass of pike, roach, gudgeon, bleak and perch increases, but the biomass of bullhead decreases.

2.3.5. Influence of the ecological quality of rivers on the structure of fish communities

The number of species and their diversity is the greatest in average ecological quality rivers, and the smallest of these parameter values are characteristic of very good and very poor quality rivers. With a decrease in river ecological quality, the relative number of individuals of such ecologically sensitive fish species as trout and bullhead decreases, but the number of individuals of ecologically tolerant fish species – roach, perch, pike and chub increases. In contrast, the number of individuals of ecologically sensitive species of fish, which are insect eaters by feeding type, decreases. The total number of fish increase with a deterioration in ecological quality. This takes place at the expense of an increase in the number of individuals of ecologically tolerant species of fish.

It is strange that the overall deterioration in a river's ecological quality doesn't affect the occurrence of schneider, which is evidence of the fact that the schneider's status as an ecologically sensitive species is doubtful.

With deterioration in a river's ecological quality, the total fish biomass increases significantly from 799 ± 578 to 1649 ± 761 g / 100 m². The biomass of roach, pike, chub, gudgeon and perch increases, but the biomass of trout and bullhead decreases. The biomasses of eurytopic and limnophilic group fishes increase, but the biomass of rheophile species decreases. Migratory fish were not found in rivers of very bad quality (quality class 5).

2.3.6. Influence of biogenic elements, nitrogen N and phosphorous P, on the structure of fish communities

Results show that in Latvia's rivers the number of species of fish and their diversity H' doesn't significantly differ, ranging this over N_{tot} classes (ANOVA, $p > 0.05$). The average number of fish is the greatest in rivers with average (1.3–2.7 mg/l) N_{tot} values. With an increase in the N_{tot} content, fish biomass increases, but these changes are not statistically significant. A significant effect of P_{tot} on the number of species and their diversity, as well as on the number of fish and their biomass was not found.

The biomass of rheophile and ecologically sensitive fish species, like the trout and bullhead, decreased significantly, with an increase in the total nitrogen quantity in water. In contrast to this, the biomass of tolerant and eurytopic fish increased. Omnivores dominate in rivers with higher N_{tot} values.

Changes in P_{tot} significantly affect only one species – the bullhead, the number of individuals of which decreased statistically significantly, with an increase in P_{tot} . The number of other species and ecological groups of fish and their biomass were not affected by the concentration of P_{tot} .

2.4. Influence of overall anthropogenic and natural factors on the structure of fish communities

Bearing in mind that the structure of fish communities is influenced by both natural as well as anthropogenic factors, it is important to evaluate the relative influence of these factors on the fish fauna of Latvia's rivers. In the PCA analysis, the influence of 12 factors is divided up into 4 components, which explain 74% of the parameter dispersion of fish communities. Component I is connected to factors, which determine the size of the river – with the river's length and catchment basin. Component II indicates a negative connection with the river's gradient and oxygen content, but a positive one – with the proportion of anthropogenic transformation in the river. Component III connects the values "transformation intensity in the catchment basin" and the content of N_{tot} in water. P_{tot} has been isolated as a separate component IV. The number of species of fish, their diversity and the number of individuals correlate positively with component I.

Individuals from species of fish and ecological groups significantly correlate with Components I and II. With an increase in the values of Component I (river catchment basin, length and other parameters, which determine a river's size), the relative numbers of roach, schneider and spined loach increased. The individual numbers in the ecological groups in which these species were included, increased correspondingly. Component II, which is connected with a river's average gradient and the oxygen content in the water, correlates negatively with trout, but positively – with the number of pike. It should be added that the pike, in terms of where it lives, belongs to the eurytopic species, but in terms of the spawning substrata – to phytophile forms. The fish relative biomass for cyprinid family fish (roach, gudgeon, chub, schneider and bleak) and spined loach correlate positively with the I PCA component. Meanwhile, the second component is positive in connection with the biomass of trout and rheophile species of fish, but negative – with the biomass of phytophile fish.

The results of the analysis overall show that the structure shows that the fish community in Latvia's rivers is determined mainly by natural factors (Components I and II), which correlate more significantly with fish community parameters. The overall impact of anthropogenic influence factors on fish communities and their variability is smaller, compared to natural factors. The results obtained allow for the conclusion that the complex of natural factors, which are characteristic of each river type, determine the fish community structure to a much greater degree than anthropogenic activity.

2.5. Typology of Latvia's rivers according to the structure of fish communities

The data analysis done in the previous sections and its results show that in developing a typology of Latvia's rivers according to fish, one has to take the issue into account, that it's not always possible to characterize a river as a whole. This is caused by the heterogeneity of rivers. The river can be characterized by the speed of its current, the area of its catchment basin above the sampling site, the depth, its width and other parameters. In developing a river typology, one initially needs to undertake an analysis of the fish communities in the surveyed sections. To determine the river type one needs to combine the data which has been obtained, while surveying various biotopes in the one river.

2.5.1. Fish communities in various river biotopes

The results of cluster analysis show that it's possible to divide up 9 fish biotope types with the fish communities which characterize them, differing significantly in terms of the number of fish, by the dominant and typical fish species of the biotope (Table 2.3.).

Table 2.3. The composition of species in fish communities in the biotopes of Latvia's rivers

Biotope	Dominating species	Type specific species
Small river potamal (I)	Stone loach, perch, nine-spined stickleback, pike, burbot, three-spined stickleback	Minnow, bullhead, sun bleak, weather loach
Medium and large rivers potamal (II)	Roach, perch, chub, bleak, stone loach, gudgeon	Bitterling, spined loach, schneider, pike, dace, silver bream, burbot
Medium rivers rithrala (III)	Stone loach, minnow, trout, bullhead	Salmon, gudgeon
Medium rivers potamal/rithral (IV)	Minnow, stone loach, trout, gudgeon	Schneider, bullhead
Medium and large rivers potamal – in rithral sections (V)	Stone loach, minnow, roach, gudgeon, perch	Chub, bullhead, pike, burbot, spined loach, dace, bleak, sun bleak, bitterling
Medium and large rivers rithral (VI)	Stone loach, schneider, gudgeon, minnow, roach	Bullhead, bleak, spined loach, perch
Small coldwater rivers potamal/rithral (VII)	Trout, stone loach, minnow	Bullhead, nine-spined stickleback
Medium and large rivers rithral – dominating by salmonids (VIII)	Stone loach, salmon, bullhead, trout	Minnow, gudgeon
Large rivers rithral (IX)	Stone loach, salmon, gudgeon	Roach, bullhead, chub, perch

The most widely distributed and most frequently encountered species of fish in Latvia's rivers, the stone loach is the dominant species of fish in all types of biotopes and was encountered at more than 90% of the sites surveyed i.e., basically this species has no importance in typology. Salmon-type fish and the bullhead belong to the dominant

species in rithral biotopes, but the roach and perch – in potamal rivers. The gudgeon can be the group's dominant species in both potamal, as well as rithral conditions.

2.5.2. Latvia's rivers types by to the structure of the fish communities

In total, 105 rivers, where the anthropogenic influence load was evaluated as inconsequential, were selected for the development of river typology. Cluster analysis allowed for division into 7 river types, of which 2 were small rithral rivers (Table 2.4.).

Table 2.4. Description of river types

Parametrs	River type						
	I (n=19)	II (n=38)	III n=5)	IV (n=10)	V (n=14)	VI (n=11)	VII (n=8)
Catchment size (km ²)	300 ± 150	50 ± 30	150 ± 200	140 ± 40	60 ± 40	400 ± 200	4000 ± 2900
Slope (m/km)	2.0 ± 1.0	5.0 ± 3.5	1.4 ± 0.9	1.3 ± 0.6	2.5 ± 1.1	1.6 ± 0.5	0.5 ± 0.2
T regime	< 18 °C	< 18 °C	> 18 °C	> 18 °C	> 18 °C	> 18 °C	> 18 °C
Number of species	14.3 ± 4.8	6.6 ± 3.4	10.2 ± 4.2	12.7 ± 1.3	8.7 ± 3.4	15.2 ± 3.0	23.8 ± 7.3
Diversity H'	1.5 ± 0.3	1.1 ± 0.4	1.6 ± 0.1	1.5 ± 0.3	1.5 ± 0.5	1.8 ± 0.2	1.9 ± 0.3
Number of fish (num. / 100m ²)	98 ± 43	58 ± 35	56 ± 33	135 ± 66	105 ± 14	93 ± 45	127 ± 34
Biomass (g / 100 m ²)	874 ± 620	702 ± 466	1301 ± 773	1153 ± 493	680 ± 610	1340 ± 423	1278 ± 381

1 – basin area adjusted by sample field location

Small and middle rithral rivers are represented by two fish community types each that are determined by differences in the temperature regime in the river (Type II, V and Type I, VI). Large rivers are potamal warm water rivers. Fish community Types III and IV are rather small in number in the existing mass of data, and it's not possible to determine to which of the river types they are best suited. It can be concluded that the river typology defined in Latvia's normative acts only partly corresponds to the fish community types in our survey.

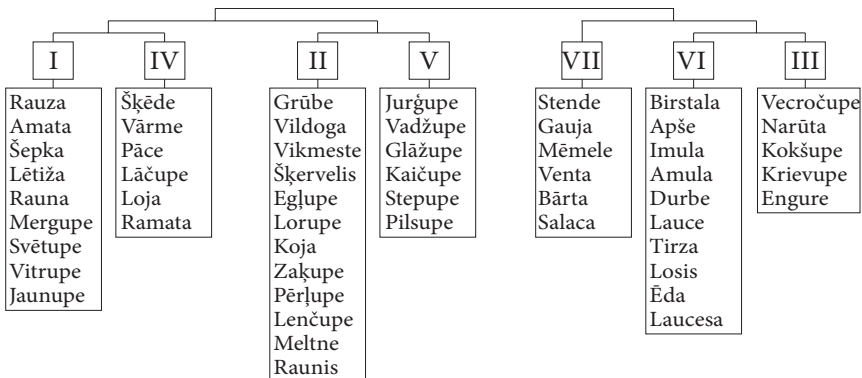


Figure 4. Division of rivers by fish community types

River Type I are rithral cold water rivers with an oxygen content of > 7 mg/l. Such species of fish as the brook lamprey, trout, minnow, stone loach, burbot and bullhead can be encountered in more than 90% of these rivers.

The average number of species in the rivers is 14.3 ± 4.8 , and the diversity 1.5 ± 0.3 . In terms of their numbers, species like the stone loach (36%), minnow (27%) and trout (14%) dominate in the fish communities.

Such water courses as the Amata, Brasla, Rauna, Rauza, Iġe, Lētiža, Mergupe, Vecpalsa, Rīva, Svētupe and Vitrupe and other watercourses belong to this river type. They are middle sized rithral cold water salmonid fish rivers.

River Type II are rithral cold water rivers with a catchment basin area smaller than 100 km^2 . Only two species of fish – the trout and stone loach can be encountered in more than 90% of these rivers. The average catchment basin area is 50 km^2 , but the average gradient 4.9 ± 3.5 m/km.

The smallest average number of species 6.6 ± 3.4 and diversity 1.1 ± 0.4 are characteristic of these rivers. In numbers, the trout (33%), minnow (30%) and stone loach (24%) dominate these fish communities.

Such water courses as the Dauda, Eglupe, Grūbe, Inčupe, Kumada, Lenčupe, Ličupe, Līgatne, Melnupe (Salaca, Amata), Noriņa, Rakšupe, Raunis, Skaļupe, Šķēvelis, Strīkupe, Vaive, Vikmeste, Vildoga and other water courses belong to this river type. These rivers are small rithral cold water salmon-type fish rivers.

River Type III are warm water rivers, which by their average gradient can be both potamal, or rithral water courses. The roach, pike and perch can be encountered in more than 90% of these rivers and salmon-type fish species of fish are not found here.

The average number of species of fish in these rivers is 10.2 ± 4.1 , and diversity 1.6 ± 0.1 . In terms of numbers, the roach (31%), perch (22%) and pike (10%) dominate in these rivers.

The Engure, Kokšupe, Narūta and the Krievupe belong to this river type. They are small and middle sized rivers and flow through lakes (connected to lakes). There are few of these rivers in the data set used, although they are often encountered in Latvia.

River Type IV are warm water rivers with catchment basin borders from 70 to 300 km^2 and have an average gradient of 1.3 ± 0.6 m/km. The pike, roach, gudgeon, minnow, stone loach and perch are encountered in more than 90% of these rivers. The trout can be found in the majority of these rivers, but in smaller numbers.

The average number of species in these rivers is 12.7 ± 1.3 , and the diversity 1.5 ± 0.3 . In terms of numbers, the minnow (48%), stone loach (17%), roach (6%) and perch (5%) dominate in these rivers.

The Šķēde, Vārme, Ramata, Lāčupe, Kīšupe and Loja belong to this river type. They are small and middle sized cyprinid – salmonid fish rivers, but it's possible that the proportion of small number of trout in this type of river is a result of degradation.

River Type V are rithral warm water and cold water rivers with a catchment basin of $< 100 \text{ km}^2$ and an average gradient of 2.1 ± 1.0 m/km. Only one species of fish, the stone loach has been found in more than 90% of these rivers.

The average number of species in these rivers is 8.7 ± 3.4 , with a diversity of 1.5 ± 0.5 . The stone loach (22%) and gudgeon (15%) dominate in these rivers in terms of numbers.

The Kaičupe, Stepupe, Vadžupe, Jurgupe, Pilsupe and others belong to this river type. They are small stone loach rivers. Trout have also been found in a number of these rivers, and therefore it's possible that they're degraded trout rivers.

River Type VI are rithral type warm water rivers with catchment basin borders from 200–1000 km² and an average gradient of 1.6 ± 0.5 m/km. The trout, pike, roach, gudgeon, minnow, stone loach, perch and bullhead have been found in more than 90% of these rivers.

The average number of species in these rivers is 15.2 ± 3.0 , with a diversity of 1.8 ± 0.2 . In terms of numbers, the stone loach (31%), minnow (17%), roach (17%), gudgeon (7%) and perch (5%) dominate in these rivers.

The Tirza, Ciecere, Lauce, Laucesa, Lielā Jugla, Ēda, Tebra and other watercourses belong to this river type. These rivers are average cyprinid –salmonid fish medium size rivers.

River Type VII are potamal warm water rivers with a catchment basin area of > 1000 km² and an average gradient of 0.5 ± 0.2 m/km. Lamprey, pike, roach, dace, chub, gudgeon, minnow, schneider, bleak, stone loach, spined loach, burbot, perch and bullhead have been found in more than 90% of these rivers. The asp and vimba, which cannot be encountered in small rivers and are rare in middle sized rivers can be encountered in the majority of these rivers.

In terms of numbers, the stone loach (29%), roach (14%) schneider (11%), minnow (9%), gudgeon (8%), chub (5%), bullhead (5%) and salmon (5%) dominate in these rivers.

Latvia's largest rivers, the Salaca, Gauja, Venta, Mēmele, Bārta, Stende, Abava and Ogre belong to this river type. Salmon fingerlings in large numbers are, or have been, encountered in this river type's watercourse rapids (Ogre, Abava). They are the main salmon, river lamprey and vimba spawning rivers in Latvia.

3. DISCUSSION

Rivers differ very widely by their morphology, hydrological and temperature regimes, location in the overall river network and other parameters which make up the living environment of fish, and as a result, determine the structure of fish communities. Factors from the surrounding environment which influence the structure of fish communities mutually interact, i.e., their influence is quite complex. In each of the fish community development phases, environmental factors influence the breeding, growth, mortality etc., of various fish, determining the community structure as a result – the composition and number of species, the number of fish and their biomass. In the research it was established that there are a string of natural and anthropogenic factors, which influence the structure of fish communities, like the size of the river, the temperature regime, available habitats, the depth and gradient of the river, anthropogenic transformation of the river, the level of eutrophication, the spread of invasive species, urbanization and others (Jackson et al., 2001; Malmqvist, Rundle, 2002; Morgan, Cushman, 2005; Port et al., 1986).

In accordance with territory area – species number theory (the species-area relationship), the number of species in the territory (in the case of rivers – in the catchment basin) increases, as the territory increases. In rivers this connection can be observed in two ways:

- the number of species in a particular river increase in the direction towards its lower reaches, i.e., as the area of its catchment basin and discharge increases;
- the number of species in rivers increases as their catchment basin areas increase (Matthews, 1998; Oberdorff et al., 1998),

A similar placement of fish ecological groups, dependant on hydrological and hydro-morphological factors, has been established through a comparison of the structure of fish communities in the rivers of different continents (Lamoroux, et al., 2002).

These connections also apply in Latvia's rivers. Data from fish monitoring in rivers which was used in this work regularly established that 70–75% of fish and lamprey (hereinafter in the text – fish) species were encountered in Latvia's river fauna. There were 29 species caught in small rivers (catchment basin $S < 100 \text{ km}^2$), 36 caught in middle sized ones ($100 \text{ km}^2 < S < 1000 \text{ km}^2$), and 38 species in large rivers ($S > 1000 \text{ km}^2$). The difference between those established in monitoring and the species which are found in the ichthyofauna is made up of fish, which remain in rivers for a short period (smelt, whitefish) or are rarely encountered (twaité shad, sabrefish), or those which rarely enter rivers (sea lamprey). Such species as the vimba, asp, ide and catfish can be encountered in middle sized and large rivers. Invasive species too – the Prussian carp, Amur sleeper and carp, are more frequently encountered in middle sized and large watercourses. Other research also establishes that invasive species are encountered more frequently in the lower reaches of rivers and in large rivers (Friesen, Ward, 1996).

The number of species and their diversity in a river is also determined by its location in the river network. In the basins of separate isolated small rivers (for example, the small rivers flowing into the Gulf of Riga) the number of species and their diversity is smaller, compared to similar sized rivers, which are tributaries of larger rivers. Similar results have also been obtained in research done in the basins of France's largest rivers,

the Loire and Seine (Oberdorff, 2001; Roset et al., 2007). An atypically large number of species and diversity can be observed in the estuaries of the tributaries of large rivers. It is recommended that the data obtained in these sections of rivers should not be ascribed to the river as a whole (Thorp et al., 2006).

As the number of species in rivers increases, the relative numbers of fish also simultaneously increase. Fish biomass also increases correspondingly, as the individuals of species of fish encountered in large rivers are larger or, on reaching a certain age or size, migrate from small rivers to the lower reaches or to a higher level river (Jackson et al., 2001; Kesminas, Virbickas, 2007).

Within the borders of an ecoregion, the structure of the fish community in rivers should be similar, and it would be expected that Estonia's, Latvia's and Lithuania's river fish community structures would be similar. More intensive fish research has been done in the rivers of Lithuania. The results are comparatively different from those gained from Latvian rivers. Their fish numbers in various sized rivers were between the borders of 8 specimens / 100 m² in streams, to 45 specimens / 100 m² in large rivers (Kesminas, Virbickas, 2000). From our research results, these values were 59 and 119 specimens / 100 m² respectively, i.e., they differed by a number of times. The fish biomass was more similar. In the rivers of Lithuania, depending on the catchment basin, these varied within the borders from 40–740 g / 100 m², while the results we obtained were significantly larger 662–1447 g / 100 m². In the research containing data about 21 Lithuanian rivers (Virbickas, 1998), the relative number of fish was 3–129 specimens / 100 m² and the biomass 80–629 g / 100 m². In other research which was conducted in a middle sized rithral river, the Siesartis, S = 615 km², the fish number was between the borders of 13–50 specimens / 100 m², and the biomass 311–1587 g / 100 m² (Civas, Kesminas, 2011). These results were closer to those obtained in Latvian rivers. Meanwhile, in Estonian rivers the distribution and reproduction of Baltic salmon was researched, but only data about the occurrence of the species in them has been published (Kangur, Wahlberg, 2001).

It is possible that the differences could be explained by varying fish sampling methods, for example, in the choice of the fishing site or the effectiveness of the fishing, which can be determined by the equipment used, fish catching techniques, the number of participants fishing and other factors. The estimation of the occurrence of species of fish in Latvian and Lithuanian rivers is reasonably similar (% of rivers) for widely distributed species, which are encountered throughout the Baltic Ecoregion. In the research which collated the data on 21 Lithuanian rivers, the occurrence of such species as the pike, roach, perch and stone loach was 71, 67, 67 and 86% respectively. In our research, these indicators were 73, 65, 67 and 95%.

But, the distribution of some species differs significantly. Thus the three – spined stickleback can be encountered inland in Lithuanian rivers as well, a relatively long distance from the Baltic Sea. In addition, it has been found in 52% of the rivers surveyed. In Latvian rivers its incidence is only 16%. They obviously rarely form populations in inland rivers. Of the 37 rivers in Latvia, where this species has been found, 30 of the rivers flow directly into the Baltic Sea or the Gulf of Riga, and only in individual cases has this species of fish been found in inland rivers. The presence of the nine spine stickleback, as well as the three spine stickleback in the fish community in large numbers is viewed

as a sign of a river's degradation (Virbickas, 1998; Kesminas, Virbickas, 2000; Fieseler, Volter, 2006).

Some species of fish are distributed unevenly in Latvia. The bitterling cannot be found in eastern Latvia, but is encountered in larger numbers in the rivers of Kurzeme. The natural distribution area of the grayling is restricted and it is found in the rivers of the Gauja and Venta basins, and has also been encountered in the Liepna, which belongs to the Velikaya basin. In the rivers of the Daugava and Lielupe basins there have been attempts to spread it artificially. The trout is mainly spread through uplands rivers, but only in the central and western part of Latvia. With rivers connected to the sea, where there aren't barriers to fish migration, the trout is represented mainly by its migratory form. Unfortunately, in Latvia historical data about the distribution of the trout in small rivers is not available (Birzaks et al., 2011). But it's possible that it has disappeared from some of the rivers in the eastern part of Latvia. Publications meant for anglers, which cannot be considered to be reliable sources of information, mention that the trout has been encountered in the Indrica (Priedītis, 1960), but they weren't found there in our research in 2006 and 2007.

But, in accordance with fish species distribution regularity, not only the number of species of fish, but also their relative numbers and biomass, should increase in a southerly direction (Waide et al., 1999). It can be deduced that the question of the relative number and biomass of fish in the rivers of the Baltic Ecoregion remains open. From our research results, the smallest number of species of fish and their diversity can be observed in small ($S < 100 \text{ km}^2$) rithral type cold water rivers, and the largest – in warm water potamal rivers with a catchment basin larger than $1,000 \text{ km}^2$.

The previously mentioned results show that even in quite a small territory, like the Baltic Ecoregion, one can observe significant differences in the distribution and occurrence of species in geographically close regions.

The number of species of fish in rivers is determined to a large degree by the temperature regime. The majority of the fish represented in Latvia's river ichthyofauna belong to the cyprinid family, and are warm water species. All together, 40 species of fish were caught in warm water rivers, but in cold water – 35. But, the data analysis shows that there is no significant difference in the number of fish species found in middle sized rivers, between rivers by catchment basin groups with varying temperature regimes (Birzaks, 2012).

In Lithuanian rivers, fish biomass in cold water conditions is 2.3 times smaller than in warm water rivers (Virbickas, 1998), though in our research this difference is a little smaller, around 1.9. Water temperature significantly influences fish distribution and growth (Magnuson et al., 1979). A lower water temperature in the summer months can be observed only in small and middle sized Latvian rivers; rivers with a catchment basin $S > 1000 \text{ km}^2$ are warm water.

The river gradient also influences the number of species in a similar way. In potamal rivers, 39 species were found and in rithral rivers – 36. The average number of species in potamal and rithral rivers differs significantly, but such a difference isn't seen, if the average number of species in potamal and rithral rivers is compared by catchment basin size groups. The number of fish in rivers, which is expressed as the number of individuals per field unit 100 m^2 , changes with a change in the river catchment basin, gradient

and temperature. It increases with an increase in the area of the catchment basin and water temperature and decreases, with an increase in a river's average gradient. These differences are not statistically significant, if the comparison of the number of fish in potamal/rithral and cold water/warm water rivers is done by catchment basin area groups (Birzaks, 2012). This parameter does not differ significantly in river groups with a varying O₂ concentration as well.

Oxygen content in water can be considered to be a limiting factor in relation to fish. But for the majority of the rivers included in our research, the oxygen quantities in water, by both field measurement data in summer, as well as by surface water monitoring data exceed 7 mg/l on average for a number of measurements each year. Statistically significant differences in river groups with varying oxygen content in water were not observed. Multifactor influence analysis shows that the number of species and biological diversity are more significantly influenced by the area of the river catchment basin. Meanwhile, the fish biomass in rivers with a lower oxygen content increases statistically significantly, which is caused by the increased biomass of ecologically tolerant fish species, especially individuals of the roach. In Latvian rivers this species of fish, similar to Lithuanian rivers (Virbickas, 1998), is the dominant species by biomass, which together with the pike, trout, stone loach and perch form 70% of the fish biomass.

The number of fish, by river groups with varying oxygen content, does not significantly differ. But the number of ecologically sensitive species in conditions of lower oxygen decreases manifold compared with rivers, where the O₂ concentration in summer is usually within the borders of 7–9 mg/l.

Fish diversity, which is described by the Shannon index H' , and biomass, change a little differently. These parameters increase with an increase in a river's catchment basin and water temperature, but decrease, with an increase in a river's average gradient. But in a river group with an average sized catchment basin, these parameters differ statistically significantly both in potamal/rithral, as well as in cold water/warm water rivers (Birzaks, 2012). The results gained show that the number of species of fish, their diversity, the number of fish and their biomass in rivers is mainly determined by the area of the river catchment basin. The river gradient, temperature regime and oxygen content in water have a comparatively smaller influence on this fish community parameter. This is also proved by the results of multifactor analysis (PCA). In the analysis 3 components were identified, which explain 84% of the parameters dispersion. In Component I, the river catchment basin and the length of the river were combined, and this could theoretically be called the "river size" component, while in Component II the river gradient and temperature were combined, which could theoretically be called the "potamal/rithral" components. The third component describes the changes in oxygen content in water. Component I determines 43% of the parameters dispersion, II – 24% and III – 17% (Section 3.7.). Component I can be considered as describing the river basin, while the second one – as the local, fish sampling sites' (biotope) characterizing component.

The factors which most significantly influence the structure of river fish communities are connected with the size of the river – the area of the catchment basin, the river length and width, and of the local factors, the most significant are the river gradient and water temperature regime. The area of the river catchment basin is the most significant influencing factor determining the species of fish and the number of fish, respectively;

it influences fish numbers and their biomass both in ecological groups, as well as for individual species. But it should be taken into account, that various fish ecological groups and species too have varying reactions to environmental factors, i.e., changes could be both in the direction of increases as well as decreases. Overall, with an increase in the area of a river catchment basin, the numbers of individuals of nearly all fish species and their biomass increase. The exception is the trout, the numbers of which decrease, and the minnow and burbot, the numbers and biomass of which remain the same.

The area of a river catchment basin does not influence the number of limnophile (lentic water) fish and their biomass. This fish ecological group is usually small in number in rivers (average 1.9 specimens / 100 m²) and with a small average biomass (15 g / 100 m²). An exception could be rivers in their outlets from lakes or rivers which join lakes. In these rivers even at a 3 km distance from lakes, limnophile species of fish dominate (Fieseler, Wolter, 2006). Statistically significant differences cannot be observed in the ecologically sensitive fish group either, as these are represented by various species in various sized rivers. If in the ichthyofauna of small and middle sized rivers, the trout can be encountered in greater numbers and biomass, then in large river rapids, the salmon, schneider and bullhead can be encountered in greater numbers. Thus, in rivers with varying catchment basin areas both the number of fish, as well as their biomass, even out for ecologically sensitive species.

Fish surveys in rivers are usually done in terms of area, in a comparatively small section of a river, which is usually <0.1% of the river's area. Only in the smallest rivers, where fish surveys have been done for a number of consecutive years is it possible to survey the majority of its area. With the fish survey methods used in our work, the approach used was that at least two different sites on a river were surveyed. Usually one of them corresponded to the potamal (river gradient in the section < 1 m/km), the second – rithral (river gradient in the section > 1 m/km) conditions. These conditions are determined by such parameters as the speed of the current and the composition of the riverbed. Whereas, such factors as shadowing and overgrowth which are significant to fish are mainly determined by the width of the river, which depends on the area of the river's catchment basin and the location of the sample field in relation to the river's source.

Rithral and potamal biotopes differ statistically significantly according to the majority of the hydro-morphological parameters. But the overall number of species and the average number of species found at one site in potamal and rithral biotopes does not differ significantly. The number of fish and fish biomass in potamal and rithral conditions changes in differing ways. The average number of fish in the rithral is significantly greater, whereas in potamal biotopes a significantly larger biomass can be observed. This is explained by the fact that the individuals of the species of fish encountered in the greatest numbers in potamal rivers, reach greater sizes (pike, roach, chub), compared to the rithral species – the stone loach, minnow, bullhead and fingerlings of salmonids.

The shadowing and overgrowing of a site also significantly influences the structure of fish communities, but the impact is the opposite. In shadowing conditions, the main fish community parameters – number of species, diversity, number of fish and biomass decrease, but increase as overgrowth increases. But, both the shadowing of the biotope, as well as overgrowth is mutually connected, and also connected with the area of the

river catchment basin. With an increase in shadowing intensity, the degree of overgrowth in a river decreases. In the large rivers which are wider, the degree of shadowing of fish habitats decreases. This means that both at the level of the river, as well as at different parts of it, the factors operating are mutually closely connected, and a close correlation can be observed between them. Therefore, to analyze the influence of the biotope on the structure of fish communities, a multifactor analysis is required.

The results of DCA analysis show that Ordination Axis I correlates with potamal conditions (positively with the average depth and maximum depth, but negatively – with the average gradient). Correspondingly, with this axis, the fish ecological groups characteristic of large river potamal biotopes, the tolerant, eurytopic species and omnivores, have a positive correlation. Lithophile fish, which are typically rithral dwellers correlate negatively with this axis. Whereas, Ordination Axis II correlates the area of the river basin, the width of the river and the distance from the river's upper reaches negatively, i.e., with an increase in the values of these axis values, the “river decreases”. Ordination Axis I can be considered the potamal axis, but the second – the small river axis. Ordination Axis III explains only 13% of the parameter dispersion, and correlates negatively with the number of predatory fish. The trout and minnow correlate negatively with the first ordination axis, the numbers of which increase with an increase in a river's gradient and a reduction in depth, i.e., their numbers increase in rithral conditions. Meanwhile, species which are typical of large rivers – the salmon and schneider correlate negatively with Axis II. The minnow, which is encountered more frequently and in greater numbers in rithral conditions correlates positively with Ordination Axis III, but the burbot, which lives in slow flowing parts of rivers, negatively.

In the Baltic Ecoregion, multifactor, i.e., evaluation of the basin and the local influences on fish community parameters has not been done. But, the results of many studies confirm that the determining factor, which determines the number of species and diversity in rivers, is the area of the river's catchment basin, while the order of the river, and local factors have a secondary significance (Grenouillet et al., 2004). On the other hand each species of fish prefers and can be found in habitats, which conform to its ecological requirements. These habitat types can be found in various sized rivers as well as in varying geographic regions (Lamoroux et al., 1999). Such local factors, as depth and the speed of the current (they are combined in one – hydraulic factor) are very significant in the lives of fish. Significant differences in the composition of species, the size of fish and biomass in various habitats are connected with the influence of this factor (Blanck et al., 2007).

In our research on the division of numbers of individuals of fish species by various biotopes depending on their number, the cluster analysis results for 36 species provided 9 main fish community types, which have been found in certain biotopes, which differ both by river characterizing parameters, like the area of the catchment basin above the biotope and the length of the river from its source to the specific site, as well as local factors like the width of the river, the average depth, the composition of the riverbed, the speed of the current, water temperature and the oxygen content. Only 14 of the species of fish encountered in Latvia's river fauna can be considered as dominating (their number exceeds 5% of the overall numbers of fish) in the corresponding biotopes (conditions), 19 can be considered as site (site types) specific (their number is within the boundaries

of 1–5%), but the occurrence of others in rivers is obviously circumstantial. The most widespread species of fish in Latvia's rivers, the stone loach, dominates 8 in number, i.e., in practically all of the fish community types developed, with their characteristic habitats.

The structure of fish communities is determined by factors at two levels – both regional, as well as local. Regional factors in a large river basin, bio-geographic region or at an ecoregion level are: the area of a river's catchment basin, geomorphology and climate of the region. These factors mainly influence species diversity and the composition of the fish community. Whereas, fish community parameters at each specific site on a river are also determined by local conditions – the depth of the river, speed of the current, the temperature regime and the substrata of the riverbed. The dimension of the site has significance – the area of the catchment basin above the specific site on the river, the discharge at the site, the order of the river and its location in the river network and others. These factors influence not only species diversity, but also the community's trophic structure (Oberdorff et al., 2001). The majority of the species of fish and varying sized fish individuals choose the conditions best suited to them depending on the depth of the habitat, the speed of the current at the habitat and the heterogeneity of the riverbed. The greatest number of individuals and biomass are in habitats, which are optimal for the species (Lamoroux et al. 1999). Contemporary conclusions shows that the fish community at a specific location develops as a result of selective factors (stressors), and their influence is expressed starting from the regional level to the level of different individuals (Ostrand, Wild, 2002).

Nowadays, anthropogenic activity, which has changed and transformed fish communities, both reducing the number of fish species which can be found in a region's rivers, or increasing them by introducing new species uncharacteristic of the region, as well as spreading local species which have a high market value due to economic considerations, is just as significant as natural factors (Богущая, Насека, 2004). Significant and large structural transformations have been done in Latvia's rivers, as a result of anthropogenic activity. According to our calculations, about 60% of Latvia's territory, with the rivers flowing within it, are nowadays not accessible to migratory fish as a result of the building of dams. In 2011, it was established that there are more than 700 dams on rivers (Birezaks et al., 2011).

There have been 11 fish species acclimatisation attempts made in Latvia's internal waters. Two of them – the Amur sleeper and Prussian carp have developed self-sustainable populations. The most intensive introduction of fish was done commencing from the 1960's, but the first attempts at it already took place at the end of the 19th century (Andrušaitis, 1960; Кайров, Костричкина, 1970; Римш, 1977; Aleksejevs, 2011, Birezaks et al., 2011). Supplementation of the stocks of economically valuable fish – salmon, sea trout, river lamprey and others is undertaken regularly, by introducing fish fry and fingerlings of various ages into rivers from local species, which are also encountered in rivers. In Latvia, the pike perch, eel, grayling, salmon, rainbow trout, trout and whitefish have been spread artificially. Starting from 2011, the introduction of up to 3–4 million glass eels is planned in Latvian river basins, where there aren't barriers to fish migration in the form of HPS dams. This introduction is being done in accordance with EC Regulation No. 1100/2007 and Latvia's National Eel Management Plan for 2009–2012. The renewal of the sturgeon has commenced in the rivers of the Baltic Sea Basin in Germany and

Poland, through the introduction of fingerlings of American Atlantic Sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*). It's possible that the reintroduction of this species will be undertaken in Latvian rivers as well.

It should be mentioned that since the 1990's, the unsanctioned introduction and releasing of fish into Latvia's inland waters has increased and as a result an increase in the spread of such fish diseases as Aeromonosis has been observed (Briede, Medne, 2005). Starting from the 1980's, a nematode from Asia, *Anguillicolla crasus*, which is an eel parasite and could cause their mass extinction, has, with the intercession of aquaculture companies, been spread on a European level.

It is known that anthropogenic barriers in rivers reduce the spread of migratory fish species, in this way decreasing the number of species in a river. But in our research the largest number of species of fish was found in rivers on which dams have been built or which were connected to lakes. Similar results were also obtained in Lithuanian rivers (Virbickas, 1998). The number of potadromous fish increase in rivers with dams, which shows that the division of rivers into sections in Latvian rivers has not negatively influenced species, which undertake local migrations (potadromous fishes) – the roach, perch, burbot and pike. Artificial water bodies, in the same way as lakes, increase the relative number of fish and their biomass by about 30%. This can usually be explained by changes in the temperature regime. The number and biomass of ecologically tolerant fish – the roach and perch increase, but the relative number of trout decrease. Our research results show that in rivers with dams, the water temperature in the summer months is on average 1 °C higher, and larger maximum water temperature values can also be observed in these rivers. But significant differences in the average amount of O₂ in the water, between rivers with or without dams, was not observed. However, the view shouldn't be permitted that the building of dams and artificial reservoirs in Latvia's rivers should be unequivocally supported. Already existing fish resources in inland waters are not being fully utilized, plus, this tendency will obviously be continued (Birzaks, 2008b). That's why it's important to maintain the existing rivers accessible to fish in a natural condition, and not increase their biological productivity by building reservoirs. If possible, action should be planned to renew fish migration routes, by removing dams or by building fishpasses.

From Ministry of Environment data (Anonymous, 2009) 55 of 203, or 27.1% of Latvian river water objects have been significantly morphologically transformed by their straightening. A large number of the small potamal rivers in Latvia nowadays practically don't exist, and have become a part of the reclamation system. The natural type of this rivers practically doesn't exist anymore in Latvia (Birzaks, 2012).

Our results show that the hydro-morphological transformation of Latvian rivers has had little influence on the number of species and their diversity. In potamal warm water rivers, both the number of species as well as their diversity decrease. Meanwhile, in cold water rithral water courses, medium intensity morphological transformations have increased the number and diversity of fish species observed in rivers. But, when these transformations exceed 50% of a river's total length, both the number of species as well as their diversity decrease.

Morphological transformations in Latvian rivers have not significantly changed the average number of fish and their biomass overall. But, individual fish ecological groups and species react to this stressor. The number of individuals of ecologically tolerant

species and their biomass increase by 30–40%, but the number of ecologically sensitive fish decrease manifold. The trout and bullhead are particularly sensitive species, the number and biomass of which, per field unit in 75–100% of transformed rivers, decrease 2–4 times. It's possible that the individuals of this species react more sensitively to a reduction in oxygen content in river water which in morphologically transformed rivers is on average 1.5 mg/l less when compared with rivers untouched or little touched by anthropogenic transformation.

The overall results obtained allow the deduction that river straightening has influenced the number of species and their biological diversity influenced only a little. This can obviously be explained by the fact that river straightening and reclamation was undertaken at different times. Many of the biotopes lost from the rivers have to a large degree renewed themselves, as a long time has passed since their regulation. In individual cases the fish are able to adapt themselves to a river's morphological transformations. In such, almost fully, to their entire length reclaimed rivers like the Užava and Riva, ecologically sensitive species like – salmon, trout and river lamprey can be found. In small cold water rivers, which have been completely reclaimed, for example, trout populations have been retained in the Kausupe, Ķišupe (a tributary of the Ramata) and the Pietēnupe. A lot of examples are known of successful renewal of brown trout populations (Fieseler, Walter, 2006).

With an increase in the proportion of anthropogenically transformed areas of land in a river's catchment basin, the total number of fish and their biomass increase. The biomass of ecologically tolerant species like pike, roach, gudgeon, bleak and perch increases, but the biomass of bullhead decreases. The biomass of such species of fish as the minnow and burbot don't react to the method of land use in the river catchment basin. Our research shows that the number of species and their diversity react weakly to land use in the river catchment basin. There is a statistically significantly larger number of species in rivers with an average level of transformation in the catchment basin, but this doesn't influence diversity H' .

It is a characteristic of Latvian rivers the pollution by dangerous substances cannot be observed, and overall a significant reduction in pH and an O_2 deficit also cannot be found. The leakage of toxic substances into Latvian rivers, thereby killing fish, or the registration of mass deaths of fish in individual rivers or in sections of them, has been rare. However, in summer conditions, the oxygen content in water can decrease to 1–2 mg/l in individual small rivers. This can be observed in heavily shadowed potamal sections of small rivers. In hot summers, the upper reaches of individual small rivers or middle-sized rivers can dry up, splitting up into a series of puddles.

According to our results, the overall increase in the biogenic elements N and P has not influenced such fish community parameters as the number of species and their diversity in the rivers surveyed. The average number of fish increases, with the amount of N_{tot} increasing to 3 mg/l, but after this they decrease to numbers which are characteristic of rivers with a minimal nitrogen compound content in water. None of the fish community parameters change significantly with an increase in the amount of P_{tot} . This result is in contrast with the findings obtained in other research. Thus, in Lithuanian rivers an increase in fish biomass has been observed with an increase in concentrations of both P and N (Virbickas, 1998). Biogenic indicators are often used to predict fish biomass

(kg/h) and production (kg/ha/per year) (Randall et al., 1995). But, usually the literature has either not indicated what the specific biogenic concentrations were, or they have also been comparatively high. Whereas, from the 199 rivers included in our research, there is no data about the content of biogenic elements in the water in 91 rivers. It is thought that the data material about the concentrations of biogenic substances in rivers is incomplete. Surface water quality monitoring has been organized by water object, the catchment basin area of which is usually larger than 100 km². Accordingly, our data is more descriptive of rivers with medium and large biogenic concentrations, i.e., the data contains a bias (modal values N_{kop} and P_{kop} are 2.65 and 0.088 mg/l respectively), which does not allow for the establishment of any common regularity.

The character of both the impact of natural and anthropogenic factors is complex and mutually interactive, and therefore anthropogenic influence was combined into one theoretical value. Initially we used the “ecological quality” ranks prescribed in River Basin Regional Management Plans for analysis. It turns out that the number of species and their diversity are not considered to be sensitive indicators. The greatest number of species and the largest biological diversity was found in rivers which were anthropogenically influenced to a medium degree, i.e., in rivers with an average ecological quality. The overall number of fish and their biomass in rivers increase with a deterioration in their ecological quality. This takes place at the expense of an increase in ecologically tolerant species – the roach, pike, perch and chub. Only two species – the trout and bullhead-decrease (bullhead) or disappear (the trout cannot be found in rivers which conform to the very poor quality category) with a reduction in the ecological quality.

In our research we discovered the fact that the schneider, which has been allocated the status of being an ecologically sensitive species (Kesminas, Virbickas, 2000), practically doesn't react to anthropogenic impact factors. Its number and biomass decrease only in very poor quality rivers, and in average quality rivers its number and biomass show the highest values, just like tolerant species.

Similar results were obtained, by grouping rivers according to anthropogenic influence classes, which were calculated from the sum of individual anthropogenic influence factors. The results obtained in the analysis show that the number of species and their diversity are the lowest in rivers which are little affected by anthropogenic activity. Whereas, the number of fish and their biomass doesn't significantly differ in any of the classes of influence. The results obtained show that the influence of natural factors determines a much greater part of the fish community parameter dispersion than anthropogenic activity. According to PCA analysis results, factors which describe a river's size explain 36%, and anthropogenic activity factors together with the river's gradient, an equally large part of the parameter dispersion – 36%. Combining anthropogenic influence into one factor, we obtained the result that the proportion of components split up as 42:21:19, of these the smallest part –19% of the dispersion being determined by anthropogenic activity.

It has to be deduced that an analysis of the influence of anthropogenic activity obviously has to be done by river types, as the proportion of influence of natural factors in the overall mass of data is significantly larger than the anthropogenic influence.

It should be noted that the impact of natural and anthropogenic activity factors on the structure of fish communities is quite similar. Overall, with an increase in the area of the

river catchment basin, the gradient decreases and water temperature increases in Latvian rivers. At the same time, biotope diversity increases in large rivers. This can be observed, for example, in salmon rivers, where varying fish communities can be encountered in rithral and potamal sections. The resulting influence of this factor is that the number of species and their diversity increases in rivers, as well as the relative number and biomass of individual fish. In a similar way, as a result of anthropogenic activity, with an increase in biogenic content, the number of anthropogenic barriers and morphological transformations in rivers, as well as changes in land use in the river catchment basin, eurytopic and ecologically tolerant species and the number of their individuals and biomass increase. In actual fact, covariance exists between anthropogenic and natural influence factors (Allan, 2004). But their partial influence significantly reduce biological diversity and the number of individuals and biomass of species of ecologically sensitive fish. Cold water rivers are an exception, where biological diversity increases as a result of anthropogenic activity changing the natural conditions. In a similar way, for example, great diversity was observed in small German rivers as a result of anthropogenic influence, and more than 70% of the species occurring in the region's ichthyofauna were found in them (Feiseler, Wolter, 2006). It's possible that the overall anthropogenic influence in Latvian rivers is comparatively small, and that's why a reduction in the number of fish and their biomass has not been observed, like can be observed in industrially developed countries (Poff et al., 1997). But, as shown by the results of the work, in the last 50 years the distribution of species in individual Latvian rivers has changed significantly, with a reduction in the part of the territory accessible to migratory fish, and with an increase in the spread and number of individuals of some local and invasive species. This has been determined by both natural and anthropogenic factors. However, with the exception of the sturgeon, no species of fish has disappeared from Latvia's river ichthyofauna in the 20th century (Birzaks, Aleksejevs, 2011).

Change in global climate has to be isolated as an individual influential factor on the structure of fish communities. This factor obviously has both a natural as well as an anthropogenic component. An increase in the number of such ecologically tolerant species of fish as the roach, perch, pike and burbot can be seen in Latvia's rivers. However, the existing level of data at our disposal is too little to evaluate the significance of the change and the connection with climate changes.

Climate changes have to be evaluated in a complex fashion, together with other anthropogenic influences. Changes are being analyzed in relation to the last 100-150 years, but this period coincides with an increase in overall anthropogenic activity in its most diverse expressions (Богущая et al., 1978).

Rivers are heterogeneous ecosystems, in their flow, rapidly flowing sections and slow flowing sections are located randomly. But it's understood that transitional biotopes also exist next to a river's rithral and potamal sections. A biotope classification was undertaken before the commencement of the river typology according to fish communities and their characteristic parameters. The results of cluster analysis show that it is possible to isolate 9 fish biotopes with their characteristic fish communities. Each of them has their characteristic fish species complex with their dominant and typical species. Thus, small cold water river rithral and potamal sections with a species complex, in which the trout, stone loach and minnow dominate, is a significant trout biotope, where the number of

the individuals of this species reach the relatively largest number per field unit. Large river slow flowing sections are significant cyprinid family fish biotopes, which have the greatest biological diversity as a characteristic. All together, 13 fish species are dominant in various biotopes, which are obviously significant habitats for these species and determine their relative number and biomass in Latvian rivers. Lithuania's rivers are divided into 6 biotopes, which are classified mainly based on the area of the river's catchment basin, the substrata of the riverbed, the depth and speed of the current, but also by their overall structure and location in rivers: the upper reaches of the rivers, reclaimed sections of rivers, rapids and others (Virbickas, 1998).

Our results show that of the 9 types it is possible to divide up 5 fish biotope primary types, which could theoretically be called:

- small potamal rivers (Type I);
- middle size rithral rivers (Type III) – middle size trout rivers, the typical large rithral river fish, the salmon can also be found;
- middle size and large potamal rivers (Type II);
- small cold water rithral rivers (VII) – small trout rivers;
- large rithral rivers (IX) – salmon rivers.

Meanwhile, biotopes IV, V, VI and VIII can obviously be considered to be transitional biotopes between primary types. There actually aren't any large rithral rivers in Latvia, and rithral biotopes can only be found in parts of them, where they traverse moraines, creating rapids with hard riverbed substrata. They are warm water rivers, and therefore, together with salmonid fish, comparatively many cyprinids can be encountered in the rapids sections.

Latvia's river typology is to a large degree similar to the biotope typology. Thus, River Type I identified by us actually corresponds with Biotope Type III, the rithral cold water River Type II corresponds with Biotope VII, and River Type VII corresponds with biotopes V, VI and IX. Only in rithral and cold water conditions does the dominating biotope simultaneously also correspond to the respective river type. In the case of middle sized and large potamal rivers, the fish communities in them form potamal and rithral fish communities, which differ significantly in terms of the composition of the species. In our research we established that a very important factor which creates the structure of fish communities, is the river temperature regime, but this isn't taken into account in Latvia's official river typology. That's why the situation develops, that two fish community types correspond to each small and middle size rithral river – a fish community characteristic of cold water rivers with the trout as the dominating species, and warm water fish communities, in which the stone loach and gudgeon dominate (Fish Type V), and the trout together with the pike, roach and perch (Fish Type VI). It should be emphasized that in lowland river conditions, the temperature factor has a very large role in the creation of the structure of fish communities (Fieseler, Wolter, 2006).

At the same time as natural factors, anthropogenic activity influences the structure of fish communities. Its influence is diverse, but often, taking into account the lack of historical data, it's not possible to define to what degree it or some other river conforms to its natural condition. In this research one has to obviously take into account that the large rivers are anthropogenically influenced and their status corresponds with a "possibly little influenced condition" or a "possibly better condition". The rivers of the

Lielupe basin cannot actually be included in the typology, as they don't correspond with an anthropogenically little influenced river category by their water quality and their level of morphological transformation.

In developing Latvia's rivers typology according to the structure of fish communities, the following problems were found:

- the material was not collected for the development of the typology and the fish survey was undertaken within the framework of projects and contract work. That's why not all types of rivers were surveyed with the same effort as, for example, rivers connecting lakes, small potamal rivers and small rivers flowing into the Baltic Sea and the Gulf of Rīga;
- in the official typology of Latvian rivers, one river type is represented by one river, i.e., it doesn't reflect the division of rivers by the parameters of basin area and average gradient;
- the official typology doesn't take into account a river's temperature regime, for example, in Latvia there are rivers which in certain sections belong to both cold water, as well as warm water courses.

The variation to Latvia's river typology provided by us cannot be considered to be completely exhaustive and complete. On the other hand, its development is important for the development of the ecological quality of rivers by biological indicators (including for fish) evaluation system in accordance with the Water Framework Directive's requirements. In the near future, significantly broader and more focussed research is required for the achievement of this goal. The variation to river typology provided by us can be considered as an initial variation towards the development of a more complete system.

4. CONCLUSIONS

- Forty fish and lamprey species have been found in Latvian rivers; the minnow, stone loach, roach, gudgeon, trout, perch and bullhead dominate, making up 80% of the total number of fish. The roach, pike, trout, stone loach and perch form 70% of the fish biomass in rivers. It has been estimated that the fish biomass in Latvian rivers fluctuates between the borders of 34 to 5689 g / 100 m², and the number of fish from 8 to 316 specimens / 100 m².
- The influence of natural factors is determinative in the creation of the structure of fish communities in Latvian rivers. The results of multifactor analysis show that 42% of the parameter dispersion of fish communities is explained by factors, which are connected with the size of a river, 21% – the river temperature regime and oxygen content in the water and only 19% with the total anthropogenic influence.
- The most important factor determining the structure of fish communities in Latvian rivers is the area of a river's catchment basin. A river's catchment basin is an integral factor, which characterizes a river's size. With an increase in the area of a river's catchment basin, a river's average gradient decreases, but the water temperature in the river increases. With a change in the size of the river, local ecological factors change – the degree of overgrowth in a river and shadowing, the average width, depth and speed of the current, which influences biological productivity and the diversity of places in which fish live. In this way, in the large rivers, the average number of fish species and their diversity increase, as well as the relative number of fish and their biomass, which is mainly determined by an increased number of eurytopic and ecologically tolerant species of fish. This determines 43%, but the river's gradient, temperature and oxygen together – 41% of the parameter dispersion characterizing fish communities. Only one of the species of fish – the trout is specialized for life in small rivers, and its numbers in middle size and large rivers decrease manifold, compared to rivers with catchment basin areas of $S < 100 \text{ km}^2$.
- The influence of anthropogenic activity factors is similar to the influence of natural factors in relation to the number of fish and their biomass – with an increase in anthropogenic influence, the numbers of eurytopic and ecologically tolerant fish and their biomass increase in rivers. At the same time a possible reduction of biological diversity can be caused by it, which is exhibited by a reduction in the ecologically sensitive species and the number of their individuals in fish communities.
- The number of fish and their biomass increases in rivers with anthropogenic barriers. In these rivers the structure of fish communities is similar to rivers which flow through lakes. A significantly higher water temperature (by 1.0–1.5 °C), has been established in rivers with dams and HPS, compared to rivers without dams.
- The straightening of rivers influences the total number of fish and their biomass, as well as biological diversity to a comparatively small degree. However, if the transformations exceed 50–75% of a river's total length, a reduction in the number and biomass of ecologically sensitive species – the trout and bullhead can be observed.
- With an increase in anthropogenic land use in a river's catchment basin, the number of fish and their biomass increase. The largest number of species of fish and diversity

are in rivers with an medium level of anthropogenic land use. The number of fish have a tendency to increase with $N_{tot.}$ increasing to 3 mg/l. But in rivers where $N_{tot.}$ exceeds this value, the number of fish decrease. In Latvia's rivers the effect of a concentration of phosphorous $P_{kop.}$ on the number of species of fish and diversity in rivers has not been established. With an increase, the number of individuals of the bullhead, an ecologically sensitive species, significantly decreases.

- As a result of cluster analysis, Latvia's rivers have been divided up into 9 biotope types, of which 5 can be considered as primary types with structured fish communities, and 4 as transitional biotopes, which have, as a characteristic, fish communities which are typical for mixed conditions (potamal/rithral and cold water/warm water);
- Seven river types with their characteristic fish communities can be encountered in Latvia: 2 rithral cold water rivers types with dominant salmon-type fish, 2 rithral warm water river types with carp family-salmon-type fish communities, small rithral warm water and cold water rivers with a dominant species – the stone loach and large potamal rivers with carp family fish communities in the potamal and carp family fish-salmon communities in the rithral.

REFERENCES

- Aleksejevs Ē. 2011. Zivju introdukcija un aklimatizācija Latvijā Grām. Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 2010. Rīga, 61.-68. lpp.
- Aleksejevs E., Birzaks J. 2011 Long-term changes in the ichthyofauna of Latvia's inland waters. *Sc. Journal of Riga Techn. Univ. Environmental and Climate Technologies*, 13 (7): 9-18.
- Andrušaitis G. 1960. Zivju savairošana un aklimatizācija Latvijā. Grām.: Latvijas PSR iekšējo ūdeņu zivsaimniecība IV. Rīga, 41.-70. lpp.
- Birzaks J. 2008. Latvijas iekšējo ūdeņu zivju resursi un to izmantošana. Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 2007. Rīga, 66.-82. lpp.
- Birzaks J., Aleksejevs Ē., Strūģis M. 2011. Occurrence and distribution of fish in rivers of Latvia. *Proc. Latvian Acad. Sci., section B*, 65 (3/4) (674/675): 20-30.
- Birzaks J. 2012. Occurrence, abundance and biomass of fish in rivers of Latvia in accordance with river typology. *Zoology and Ecology*, 22 (1): 9-19.
- Blanck A., Tedesco P. A., Lamoroux N. 2007. Relationships between life-history strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. *Freshwater Biology*, 52: 843-859.
- Bohlin T., Hamrin S., Heggberget G. T., Rasmussen G., Saltveit J. S. 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9-43.
- Briede I., Medne R. 2005. Aeromonozē – zivju infekcijas slimība. Latvijas zivsaimniecības gadagrāmata 2004. Rīga, 167.-171. lpp.
- Eiropas Kopienų Padomes Direktīva 92/43/EEK no 1992. gada 21. maija par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un floras aizsardzību. *Oficiālais Vēstnesis L* 206, 22/07/1992 lpp. 0007-0050.
- European Commission. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L 327: 1-72.
- Fieseler C., Wolter C. 2006. A fish-based typology of small temperate rivers in the north-eastern lowlands of Germany. *Limnologia*, 36: 2-16.
- Friesen T. A., David L. W. 1996. Status and condition of fish assemblages in streams of the Tualatin River Basin, Oregon. *Northwest Science*, 70 (2): 120-131.
- Grenouillet G., Pont D., Herisse C. 2004. Within basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream spatial position on local species richness. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 61: 93-102.
- Jackson A. D., Peres-Neto P. R., Olden J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 157-170.
- Kesminas V., Virbickas T. 2000. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. *Hydrobiologia*. 422/423, 257-270.
- Kottelat M., Freyhof J. 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Berlin, 646 pp.
- Lamoroux N., Capra H., Poilly M., Souchon Y. 1999. Fish habitat preference in large streams of southern France. *Freshwater biology*, 42: 673-687.
- Matthews W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York: Chapman and Hall. 756 pp.
- McCune B., Mefford M. J. 2006. *PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 5.31 MjM software, Glenden Beach, Oregon USA.
- Noble R. A. A., Cowx I. G., Goffaux D., Kestemont P. 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 381-392.

-
- Oberdorff T., Pont D., Hugueny B., Chessel D. 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46: 399-415.
- Ostrand K. G., Wild G. R. 2002. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of freshwater fish*, 11: 137-149.
- Priedītis A. 1960. Ar makšķeri Latvijas PSR ezeros un upēs. Rīga, 147 lpp.
- Randall R. G., Kelso J. R. M., Minns C. K. 1995. Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52: 631-643.
- Virbickas T. 1998. Regularities of changes in the production of fish populations and communities in Lithuanian rivers of different types. *Acta Zoologica Lituanica. Hidrobiologia*. 8 (4): a monograph, 67 pp.
- Waide R. B., Willig M. R., Steiner C. F., Mittelbach G., Gough L., Dodson S. I., Juday G. P., Parmente R. 1999. The relationship between productivity and species richness. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 30: 257-300.
- Богущая Н. Г., Насека А. М. 1974. Каталог бесчелюстных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями [Catalogue of freshwater and brackishwater agnathans and fishes of Russia with nomenclature and taxonomy comments], Moscow, 366 pp.
- Каиров Е. А., Костричкина Е. М. 1970. Результаты интродукций осетровых в бассейне Балтийского моря. [Results of sturgeon introduction in the Baltic Sea basin] Works of VNIRO, Moscow, vol. LXXVI. pp.147-152.
- Римш Э. Я. 1977. Опытные работы по акклиматизации Тихоокеанских лососей в Балтийское море. [The research projects of introduction of Pacific salmon in the Baltic sea] in: Fisheries research in Baltic sea). Riga, 100-107 pp.

