

VILNIAUS UNIVERSITETAS

GAMTOS TYRIMŲ CENTRAS

LAURYNAS ČIVAS

APLINKOS VEIKSNIŲ ĮTAKA ŽUVŲ BENDRIJŲ STRUKTŪRAI,
HIDROBIONTŲ IZOTOPINIAM SANTYKIUI IR MITYBOS LYGMENIMS
SKIRTINGOS EKOLOGINĖS BŪKLĖS UPIŲ EKOSISTEMOSE

Daktaro disertacija

Biomedicinos mokslai, ekologija ir aplinkotyra (03 B)

Vilnius, 2017

Disertacija rengta 2012–2016 metais Gamtos tyrimų centro Ekologijos institute.

Mokslinis vadovas – dr. Vytautas Kesminas (Gamtos tyrimų centras, biomedicinos mokslai, ekologija ir aplinkotyra – 03 B).

Mokslinis konsultantas – prof. dr. S. Mažeika P. Sullivan (Ohajo valstijos universitetas, biomedicinos mokslai, ekologija ir aplinkotyra – 03 B)

TURINYS

TERMINAI IR SANTRUMPOS	4
ĮVADAS	7
1. LITERATŪROS APŽVALGA	12
1.1. Hidrogeomorfologijos ir cheminės vandens kokybės įtaka žuvų rodikliams.....	12
1.2. Vandens organizmų mitybos tinklų tyrimų apžvalga upių ekosistemose	15
1.3. Lietuvos upių tipologija ir ekologinės būklės vertinimas	19
2. TIRTŲ UPIŲ HIDROGRAFINĖ IR HIDROLOGINĖ CHARAKTERISTIKA	34
3. TYRIMŲ MEDŽIAGA IR METODAI.....	37
3.1. Žuvų rodiklių tyrimai ir vertinimas.....	37
3.2. Mitybos tinklų ir organinių medžiagų srautų tyrimai	40
3.3. Statistinė analizė	55
4. TYRIMŲ REZULTATAI.....	57
4.1. Nevėžio upės ichtiofauna ir ekologinė būklė	57
4.1.1. Žuvų įvairovė ir sutinkamumas	59
4.1.2. Žuvų tankis, biomasė ir bendrijos struktūra	61
4.1.3. Aplinkos veiksnių įtaka žuvų rodikliams ir upės ekologiškai būklei.....	63
4.2. Žeimenos upės ichtiofauna ir ekologinė būklė	67
4.2.1. Žuvų įvairovė ir sutinkamumas	69
4.2.2. Žuvų tankis, biomasė ir bendrijos struktūra	70
4.2.3. Aplinkos veiksnių įtaka žuvų rodikliams ir upės ekologiškai būklei.....	72
4.3. Anglies ir azoto stabilieji izotopai upių ekosistemose	75
4.4. Bendrijų izotopinės nišos parametrai	81
4.5. Hidrobiontų mitybos lygmenys ir organinės medžiagos kilmė	86
4.5.1. Makrozoobentos mitybos lygmenys ir alochtoninė organika jų mityboje	86
4.5.2. Žuvų mitybos lygmenys ir alochtoninė organika jų mityboje	95
4.6. Aplinkos veiksnių įtaka mitybos lygmenims ir organinės medžiagos proporcijai	103
4.7. Upės vagos tipo įtaka hidrobiontų izotopiniams santykiams.....	110
5. REZULTATŲ APTARIMAS.....	118
IŠVADOS	135
LITERATŪROS SĄRAŠAS	137
MOKSLINĖS PUBLIKACIJOS DISERTACIJOS TEMA	160
PADĖKOS	161
PRIEDAS.....	162

TERMINAI IR SANTRUMPOS

AO indeksas – parodo kokią dalį organizmo mityboje sudaro sausumoje susiformavusi (alochtoninė) organika.

Aplinkos tarša – bet kokių medžiagų ar energijos, kurios gali sukelti trumpalaikį arba ilgalaikį Žemės ekologinės pusiausvyros pažeidimą, emisijos į biosferą. Aplinkos tarša laikomi cheminiai, fiziniai ir biologiniai aplinkos pokyčiai, kurie neigiamai veikia žmogų ir kitus gyvus organizmus bei fizinius aplinkos komponentus.

BE – bendras visų mitybos tinkle narių užimamas plotas dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinatų plokštumoje.

Bendrijos izotopinė niša – bendrijos narių užimama bendra erdvė dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinatų plokštumoje. Ji nėra lygi bendrijos mitybinei nišai, tačiau išlaiko mitybinei nišai būdingą struktūrą (Laiman ir kt., 2011).

CR – mitybos tinklo narių vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas.

BDS₇ – biocheminis deguonies sunaudojimas per 7 paras.

Danijos indeksas upių faunai (DIUF) – rodiklis, parodantis paviršinio vandens telkinio ekologinę būklę pagal žmogaus veiklos poveikiui jautrių ir tolerantiškų zoobentosos taksonų įvairovę ir kiekvieno taksono gausumą.

Efeko df – tarpgrupinių vidurkių skirtumų laisvės laipsniai.

Efeko MS – tarpgrupinis skirtumų kvadratų vidurkis.

Efeko SS – tarpgrupinių vidurkių skirtumų kvadratų suma.

F – Fišerio kriterijus, naudojamas dispersinėje analizėje dviejų ar daugiau imčių vidurkių palyginimui.

Lietuvos žuvų indeksas (LŽI) – rodiklis, parodantis paviršinio vandens telkinio ekologinę būklę pagal ichtiofaunos struktūros ir sudėties pokyčius dėl žmogaus veiklos poveikio

LITH – neršiančios ant akmenų ir žvirgždo žuvis.

Makrobentosiniai bestuburiai – tai upės priedugnyje gyvenantys didesni nei 2–3 mm vandens bestuburiai gyvūnai.

Mitybos grandinė – augalų, gyvūnų ir mikroorganizmų mitybos ryšiai dėl kurių gyvybei būtina energija maisto pavidalu perduodama vartotojams ir skaidytojams (Paulauskas ir kt., 2008).

Mitybos tinklas – tai kelios tarpusavyje susijusios tam tikros ekosistemos mitybos grandinės (Paulauskas ir kt., 2008).

n – imties dydis.

NC – vidutinis mitybos tinkle narių atstumas iki jų verčių aritmetinio centro.

NK – vidutinis artimiausio kaimyno atstumas.

NR – mitybos tinklo narių vidutinių $\delta^{15}\text{N}$ verčių intervalas.

NTOLE – ypač jautrios žuvys.

NVI – nuotekų valymo įrenginiai.

OMNI – visaėdės žuvys.

p – reikšmingumo lygmuo, kai jis mažesnis už 0,05, reiškia, kad skirtumas patikimas.

Paklaidos df – vidugrupinių skirtumų laisvės laipsniai.

Paklaidos MS – vidugrupinių skirtumų kvadratų vidurkis.

Paklaidos SS – vidugrupinių skirtumų kvadratų suma (triukšmo signalas).

Reguluota upė – upė ar jos atkarpa, kurios pakeistos hidromorfologinės sąlygos.

RH – reofilinės (upinės) žuvys, gyvenančios tik tekančiame vandenyje.

SIA – stabiliųjų izotopų analizė.

SKNN – standartinis artimiausio kaimyno atstumo nuokrypis.

Stabilieji izotopai – vieno cheminio elemento atmainos, turinčios stabilius branduolius, kurių sudėtis laikui bėgant nekinta. Stabilieji izotopai skiriasi neutronų skaičiumi branduolyje.

t testo vertė – kriterijus, naudojamas dviejų imčių vidurkių palyginimui, kai yra normalusis kintamųjų pasiskirstymas.

TOLE – nejautrios žuvys.

Trofinė padėtis – gyvūno užimama vieta bendrijos mitybos tinkle.

Upės baseinas – žemės plotas, iš kurio paviršinis vanduo upėmis ir pratekamais ežerais nuteka į jūrą vienos upės žiotimis.

Upių ekologinė būklė – vertinama pagal fizikinius-cheminius, hidromorfologinius ir biologinius kokybės elementus.

U testo vertė – kriterijus, naudojamas dviejų imčių vidurkiui palyginti, kai nėra normaliojo kintamųjų pasiskirstymo.

Wilks lambda – kiekybinis F kriterijaus įvertis, kuris nurodo veiksnių įtakos stiprumą.

Žuvų bendrija – įvairių žuvų rūšių populiacijos, gyvenančios ir tarpusavyje sąveikaujančios tam tikroje buveinėje.

$\delta^{13}\text{C}$ – anglies stabiliųjų izotopų santykio ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) gyvūno audiniuose santykis su anglies stabiliųjų izotopų santykiu, randamu iškastiniame belemnite (*Belemnita americana*) (Fry, 2006).

$\delta^{15}\text{N}$ – azoto stabiliųjų izotopų santykio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) gyvūno audiniuose santykis su azoto stabiliųjų izotopų santykiu, randamu atmosferos azote (N_2) (Fry, 2006).

ĮVADAS

Temos aktualumas

Upių ekosistemos ypač svarbios biosferos įvairovei ir produktyvumui, tuo pačiu tai yra nuolat atsinaujinantis vandens šaltinis reikalingas hidrobiontams ir žmonijai. Tačiau daugybė upių pasaulyje pastaruoju metu yra antropogeninės veiklos veikiamos arba jau paveiktos, ir pagal Tūkstantmečio ekosistemų vertinimą yra priskiriamos prie labiausiai pasaulyje nykstančių ekosistemų.

Europos Sąjungos priimtoje Bendrojoje vandens politikos direktyvoje pristatomas naujas teisinis vandens valdymo ir apsaugos metodas, pagrįstas ne nacionalinėmis ar politinėmis ribomis, bet natūraliais geografiniais ir hidrologiniais dariniais – upių baseiniais. Bendroji vandens politikos direktyva numatė, kad iki 2015 m. turėjo būti pasiekta visų vandens telkinių gera būklė (European Commission, 2000). Tačiau tikslų pasiekimas buvo atidėtas dėl techninių, finansinių galimybių ir gamtinių sąlygų. Upių baseinų rajonų (UBR) valdymo planai yra įgyvendinami nuo 2015 iki 2021 m., po to jie bus atnaujinti. Atliktų tyrimų rezultatai padės atnaujinti UBR valdymo planus ir priemonių programas (Aplinkos apsaugos agentūra, 2010). Žuvis yra vienas iš Europos Sąjungos Bendrojoje vandens politikos direktyvoje nurodytų biologinių kokybės elementų, atspindinčių žmogaus veiklos sąlygotus upių ir ežerų ekologinės būklės pokyčius. Žuvų bendrijų rodikliai (rūšinė įvairovė, populiacinė struktūra, augimas, bendrijų sudėtis, gausumas, biomasė, rodiklių daugiametė dinamika) įgalina gana tiksliai nustatyti vandens telkinių įtakojančius veiksnius ir numatyti valdymo ir apsaugos priemones žuvų bendrijų būklės pagerinimui (European Commission, 2000; LR Aplinkos ministerija, 2007). Dugno bestuburių ir žuvų tyrimai yra vieni informatyviausių vertinant kompleksinį žemės ūkio taršos poveikį upėms, kadangi šie organizmai nuolat gyvena vandens telkinyje. Tarp jų gali būti rūšių, kurios dalyvauja vandens savivalos procesuose, o atskiros bestuburių

gyvūnų rūšys yra geri vandens kokybės indikatoriai (LR Aplinkos ministerija, 2010; LR Vyriausybė, 2011). Žuvys užima skirtingas pozicijas mitybos grandinėje ir yra santykinai ilgaamžiai organizmai, todėl netiesiogiai atspindi ne tik trumpalaikius, bet ir ilgalaikius jų maisto objektų ir gyvenamosios aplinkos pokyčius. Mitybos tinklų funkcionavimas, struktūra ir įvairovė yra ypatingai svarbi ekosistemos funkcionavimui (Thebault ir Loreau, 2003, 2005; Duffy ir kt., 2005; Tylianakis ir kt., 2007). Bioįvairovė ir mitybos tinklai yra glaudžiai susiję su ekosistemos stabilumu (McCann, 2000; Dunne ir kt., 2002; Loreau ir de Mazancourt 2013; Galiana ir kt., 2014). Mitybos grandinės ilgis yra svarbus mitybos tinklo dėmuo (matas) ir įtakoja bendrijos struktūrą, rūšinę įvairovę ir ekosistemos funkcionavimą (Post ir Takimoto, 2007; Sabo ir kt., 2010). Dėl to mitybos tinklų dinamika leidžia suprasti funkcinę įvairovę upių ekosistemose (Thompson ir kt., 2012). Stabiliųjų izotopų metodas padeda nustatyti maisto medžiagų šaltinį, trofinį lygį mitybos grandinėje ir jos ilgį, taip pat antropogeninį poveikį upių ekosistemoms. Nemažai panašių tyrimų pastaraisiais metais yra atlikta JAV (Finlay, 2001; Power ir Dietrich, 2002; Thorp ir Delong, 2002; Rybczynski ir kt., 2008; Duda ir kt., 2011; Sullivan, 2013), Kanadoje (Anderson ir Cabana, 2005; Romanuk ir kt., 2006), Australijoje (Bunn ir Winning, 2003; Melville ir Cannolly, 2003), Didžiojoje Britanijoje (Barth ir kt., 2003; Bearhop ir kt., 2004), Prancūzijoje (Pasquaud ir kt., 2008), Italijoje (Camusso ir kt., 1999) ir kai kuriose kitose valstybėse iš skirtingų ekoregionų, tačiau 15-ame ekoregione (FAME Consortium, 2004), į kurį patenka ir Lietuvos teritorija, tokių tyrimų nėra atlikta, taigi nėra palyginimų galimybės. Lietuvoje tokio profilio tyrimai buvo atlikti tik Kuršių mariose (Lesutienė ir kt., 2007, 2008; Lesutienė, 2009) ir didžiuosiuose Lietuvos ežeruose (Rakauskas ir kt., 2013; Rakauskas, 2014) siekiant išsiaiškinti svetimkraščių vėžiagyvių vaidmenį mitybos tinkluose. Alohtoninių ir autohtoninių organinių medžiagų apykaita Lietuvos upių mitybos tinkluose kol kas netyrinėta. Mažai žinoma ir apie mitybos grandinių ypatumus Lietuvos upėse ir ekologinių sąlygų įtaką joms.

Darbo tikslas

Darbo tikslas yra ištirti abiotinių veiksnių įtaką žuvų bendrijų struktūrai ir hidrobiontų izotopiniam santykiui skirtingos ekologinės būklės Lietuvos upėse.

Darbo uždaviniai

- Įvertinti Nevėžio ir Žeimenos upių ekologinę būklę žuvų bendrijų rodikliais pagrįstais metodais.
- Nustatyti ir palyginti fizikinius-cheminius parametrus upėse bei anglies (C) ir azoto (N) izotopų santykį vandens organizmuose.
- Įvertinti tiesioginį ir netiesioginį aplinkos poveikį hidrobiontų izotopiniam santykiui ir mitybos lygmenims.
- Ištirti vyraujančios organikos kilmę (autochtoninė ar alochtoninė) ir įvertinti hidromorfologinių ir hidrocheminių veiksnių poveikį organinės medžiagos pasiskirstymui upių hidrobiontų bendrijų mitybos tinkluose.
- Nustatyti ir palyginti makrozoobentosos ir žuvų bendrijų izotopinės nišos struktūrą upėse, besiskiriančiose ekologinė būkle, ir įvertinti aplinkos veiksnių poveikį minėtų bendrijų izotopinės nišos parametrams.

Ginamieji teiginiai

- Upių hidrologinės sąlygos turi įtakos žuvų ekologinių grupių ir bendrijų kaitai, todėl kinta ir upių ekologinė būklė.
- Makrozoobentosos ir žuvų mitybos lygmenys ir autochtoninės/alochtoninės organikos santykis jų mityboje kito priklausomai nuo upės hidromorfologinių charakteristikų ir kitų aplinkos veiksnių poveikio.

- Pakeista (reguluota) upės vagos morfologija lemia $\delta^{15}\text{N}$ verčių ir autochtoninės organikos padidėjimą, $\delta^{13}\text{C}$ verčių, mitybos lygmenų ir alochtoninės organikos kiekio sumažėjimą hidrobiontų mityboje.
- $\delta^{13}\text{C}$ verčių sumažėjimas ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių padidėjimas hidrobiontų organizme yra sietinas su autochtoninės pirminės produkcijos padidėjimu upėje. Autochtoninės pirminės produkcijos padidėjimas lemia hidrobiontų mitybos lygmenų sumažėjimą, o tuo pačiu upės mitybos grandinės sutrumpėjimą.
- Hidrobiontų bendrijų izotopinių nišų parametrai priklauso nuo hidromorfologinių ir hidrocheminių aplinkos veiksnių.

Mokslinis naujumas

Tai yra pirmas detalus Nevėžio ir Žeimenos upių mitybos tinklų aprašymas ekologiniu aspektu ir antropogeninės įtakos upių ekosistemų ekologiškai būklei įvertinimas panaudojant stabiliųjų izotopų analizės metodą. Šiame darbe pirmą kartą:

- ištirtos skirtingos ekologinės būklės Lietuvos upių mitybos grandinės panaudojant stabiliųjų izotopų analizės metodą;
- įvertinta aplinkos veiksnių įtaka hidrobiontų mitybos tinklams Nevėžio ir Žeimenos upių pavyzdžiu;
- nustatyta vyraujančios organikos kilmė (autochtoninė ar alochtoninė) skirtingos ekologinės būklės upių hidrobiontų bendrijų mitybos tinkluose;
- nustatyta makrozoobentosos ir žuvų bendrijų izotopinės nišos struktūra upėse, besiskiriančiose ekologinė būkle, ir įvertinta aplinkos veiksnių poveikis minėtų bendrijų izotopinės nišos parametrams.

Mokslinė ir praktinė darbo rezultatų reikšmė

Pasirinkti tokio paties tipo (pagal baseino plotą ir vagos nuolydį) ir dydžio, tačiau skirtingos ekologinės būklės Lietuvos upių baseinai. Nevėžio baseinas yra itin antropogenizuotas ir stipriai paveiktas žemdirbystės ir urbanizacijos. Žeimena yra viena švariausių Lietuvos upių, kurios baseinas žmogaus veiklos mažai paveiktas. Mitybos tinklai ir antropogeninis poveikis jų struktūrai ir funkcionavimui, naudojant stabiliųjų izotopų analizės metodą, Lietuvos upių ekosistemose iki šiol netyrinėtas. Kadangi minėtų upių baseinai yra vieni iš didesnių, taigi surinktų rezultatų kiekis leidžia daryti statistiškai pagrįstas išvadas apie antropogeninio poveikio įtaką mitybos tinklų ir organinių medžiagų srautų pokyčiams skirtingos ekologinės būklės upėse. Gauti duomenys reikšmingi gamtosaugai, nagrinėjant klimato kaitos poveikį upių žuvų bendrijoms ir darniam vystymuisi, saugojant biologinę įvairovę, esmines ekosistemas ir ekologinius procesus Baltijos regione. Rezultatai mažina informacijos stygių apie fizikinių ir cheminių veiksnių poveikį upių ekosistemoms. Ateityje šių tyrimų rezultatai padėtų prognozuoti upių ekosistemų produktyvumą, žuvų bendrijų ir upių ekologinės būklės pokyčius. Gauti rezultatai būtų naudingi būsimiems stabiliųjų izotopų analizės metodu paremtiems tyrimams, pavyzdžiui tyrinėjant invazinių rūšių poveikį ekosistemoms, vertinant skirtingų hidrobiotų užimamą padėtį upių mitybos tinkluose, sezoniškumo įtaką hidrobiontų mitybai, žuvų migracijų tyrimams, sutelktos ir išsklaidytos taršos tyrimams, padėtų prognozuoti ir įvertinti žmogaus veiklos ir klimato kaitos sąlygotų upių hidromorfologinių pokyčių įtaką upių mitybos tinklams. Gautų rezultatų pagrindu galima teikti rekomendacijas fizikinių ir cheminių aplinkos veiksnių ir žuvų bendrijų sąveikų kompleksinių tyrimų, monitoringo programų, upių baseinų rajonų valdymo planų ir priemonių programų atnaujinimui ir įgyvendinimui Lietuvoje ir kitose Baltijos šalyse.

Rezultatų pristatymas ir aprobavimas

Darbo rezultatai paskelbti 2 moksliniuose straipsniuose ir 3 nacionalinėse ir tarptautinėse konferencijose.

1. LITERATŪROS APŽVALGA

1.1. Hidrogeomorfologijos ir cheminės vandens kokybės įtaka žuvų rodikliams

Vietinės, riboto masto (10^0 – 10^2 m) fizinės (pvz. geomorfologinės) ir cheminės vandens kokybės charakteristikos didžia dalimi yra laikomos plataus masto klimato kaitos išraiška, pasižyminčia poveikiu upių žuvų bendrijoms (Roth ir kt., 1996; Allan ir kt., 2004; Stoddard ir kt., 2006). Vis dėlto, daugeliui pasaulio regionų empirinių duomenų nepakanka. Pavyzdžiui, nepaisant ilgalaikių aplinkos pokyčių Baltijos valstybėse, kiekybinės informacijos apie fizikinių ir cheminių veiksnių poveikį upėms trūksta (Kesminas ir Repečka, 2005; Virbickas ir Kesminas, 2007; Višinskienė ir Bernotienė, 2012; Pierce ir kt., 2012) ir tai apsunkina gamtosaugą ir subalansuotą plėtrą šiame regione (Schmutz ir kt., 2007; Pardo ir kt., 2002).

Lietuvoje nusistovėjusi žemės valdymo praktika nulėmė reikšmingus upių ir upelių pokyčius. Lietuvoje XXI a. pradžioje iš 63 700 km upių, tik 17 000 km liko nereguluota (UN-ECE 1999). 1996 m. 48 % Lietuvos vidaus vandenų buvo suskirstyti į vidutiniškai užterštus ir 9 % labai užterštus. Nors ir ryškaus miestų augimo buvusiose socialistinėse respublikose nebuvo, tačiau centralizuotai valdomos urbanizacijos nulemtas pramonės augimas sukėlė “hyperurbanizaciją”. 1939 m. kaimuose gyveno 77 % Lietuvos gyventojų. Tačiau jau po 50 metų, 67 % populiacijos gyveno miestuose (UN-ECE, 1999), taigi miestų teritorija išaugo gana greitai. Nuo Lietuvos nepriklausomybės atkūrimo 1990 m. urbanizuota teritorija sudaro apie 10 % šalies ploto (LR

Vyriausybė, 2010a) ir tai sudaro 74 % visų teršalų patenkančių į upes (HELCOM, 2007).

Priemiesčių augimas, užmiesčių plėtra, miškų fragmentacija ir žemdirbystė kaip veiksniai turi stiprų poveikį upių fizikinėms ir geomorfologinėms savybėms. Nemažai studijų parodė, kad kraštovaizdžio pokyčiai sukelia ir upių hidrologinio režimo pokyčius (Jones ir Grant, 1996; Beechie ir kt., 2010). Upės baseino urbanizacija neretai yra susijusi su vagos erozija ir praplatėjimu, taip pat buveinių heterogeniškumo mažėjimu (Pizzuto ir kt., 2000). Upės hidromorfologijos pokyčiai lemia upės krantų stabilumo mažėjimą, vagos mobilumo didėjimą ir smulkių frakcijų nuosėdų kaupimąsi (Wenger ir kt., 2009). Nepalaidžios žemės kiekis baseine dažnai naudojamas kaip urbanizacijos lygio mastas (Booth ir Jackson, 1997). Nepalaidumo procentas buvo susietas su vagos morfologijos pokyčiais ir staigiu biologinės įvairovės mažėjimu, kai baseino nepalaidumas viršija 10 % (Booth ir Jackson, 1997). Upės geomorfologiniai pokyčiai ir erozija dažnai yra svarbiau nei cheminiai rodikliai, kenkiantys žuvų bendrijoms (pvz., buveinių homogenizacija, jautrių rūšių išnykimas) miestų upeliuose (Walters ir kt., 2003, 2009).

Žemės ūkio veikla gali sąlygoti medžių lajos dangos mažėjimą (kas lemia didesnę upelių apšvietimą), vandens temperatūros didėjimą, hidrologinio režimo pokyčius (pvz., melioracija) ir upių buveinių heterogeniškumo praradimą, kuris svarbus upės vientisumui ir žuvų bendrijoms (Allen, 2004; Lau, 2005; Blann ir kt., 2009). Baltijos valstybėse agrokultūriniuose baseinuose upių ir upelių tiesinimas ir reguliavimas yra įprastas reiškinys, turintis rimtų padarinių vandens florai ir faunai (Hilden ir Rapport, 1993; Kesminas ir Repečka, 2005; Virbickas ir Kesminas, 2007; HELCOM, 2011). Netiesioginio žemdirbystės poveikio sukelti maisto medžiagų ir nuosėdų srautai gali turėti neigiamų padarinių Baltijos valstybių upių būklei (HELCOM, 2011). Tikėtinas ir sinerginis žemdirbystės ir urbanizacijos poveikis. Pavyzdžiui, Trautwein ir kt. (2012) nustatė, kad žemdirbystė ir urbanizacija tiek kartu, tiek nepriklausomai viena nuo kitos turi didelę įtaką

Europos žuvų indeksui (EFI) ir netolerantiškų rūšių santykiniam gausumui Austrijoje.

Upių geomorfologijos, buveinių ir vandens floros ir faunos integracija tampa vis labiau pripažįstama kaip efektyvi ekohidromorfologinė struktūra upių ekosistemų mokslui ir gamtosaugai (Vaughan ir kt., 2009; Pool, 2010). Europoje Vandenų direktyva (WFD; 2000/60/EC) tvirtina, kad hidromorfologija turi išlaikyti “gerą ekologinę būklę” (Europos Komisija, 2000). Taip pat ir cheminė vandens kokybė yra Europos upių baseinų valdymo programų prioritetas (Paukštys ir kt., 2011; Europos Komisija, 2012). Nepaisant to, patikimas ir pastoviai koordinuotas cheminių, fizikinių ir biologinių vidaus vandenų ekosistemų duomenų surinkimas lieka iššūkiu daugeliui buvusių sovietinių respublikų (Elmgren, 2001). Fizikinių, cheminių veiksnių ir žuvų sąveika plačiai naudojama kaip kompleksinis upių būklės rodiklis yra svarbus mokslinių tyrimų ir monitoringo programų pažangai regione (Europos komisija, 2000; Noble ir kt., 2007; Pont ir kt., 2007).

Žeimenos upės ichtiologiniame draustinyje žuvų įvairovės tyrimai buvo atlikti vykdant praeivių žuvų monitoringo programą. Nevėžio upės ichtiofauna niekada detalai nebuvo tyrinėta. Žiliukas (1998) yra tyrinėjęs žuvų jauniklių paplitimą ir gausumą, o Kesminas (2009) atliko praeivių žuvų monitoringą. Tuo tarpu šio darbo autoriaus atlikti išsamūs, ichtiofaunos tyrimai, apimantys gamtosauginius klausimus, leidžia pilnai charakterizuoti upės ekologinę būklę.

Vienas šių tyrimų uždavinių buvo ištirti ryšius tarp fizikinių, cheminių veiksnių ir žuvų bendrijų Nevėžio ir Žeimenos upėse. Nepaisant intensyvios žmogaus veiklos baseine, Nevėžio upės ichtiofauna turtinga rūšimis, bendrijas sudaro mišrus ichtiofaunos kompleksas būdingas vidutinio ir šilto terminio režimo upėms (Žiliukas, 1999; Kesminas, 2009). Kadangi upės žemutinė atkarpa (iki buvusios Kruosto HE) yra mažiau paveikta žmogaus įtakos, yra aptinkama praeivių žuvų rūšių (žiobrių), pusiau praeivių (salačių) ir jautresnių antropogeninei taršai rūšių (srovinių aukšlių, rainių). Šių rūšių buvimas rodo tai, kad upės ekologinės sąlygos yra pakankamai geros ir jose gali gyventi ir

veistis įvairios reofilinės žuvys. 2009 m. atliktų tyrimų metu iš viso buvo nustatyta 19 žuvų rūšių (Kesminas, 2009). Gana turtinga ir Žeimenos ichtiologinio draustinio ichtiofauna. Apibendrintais duomenimis, aptinkamos 34 žuvų ir apskritažiomenių rūšys, iš kurių 11 saugomų rūšių. Labiausiai paplitusios yra švarų vandenį mėgstančios, šaltavandenės žuvų rūšys, pavyzdžiui šlakys, margasis upėtakis, srovinė aukšlė, strepetys, kūjagalvis, rainė. Taip pat gana dažnos plastiškiausių rūšių žuvys – lydekos, kuojos, gružliai, paprastosios aukšlės, šlyžiai, kirtikliai, ešeriai. Rečiau pasitaiko lašišų, kiršlių, šapalų, vijūnų, vėgėlių (Kesminas ir kt., 2005).

Kitas uždavinys buvo susieti gautus rezultatus su upių ekologinės būklės įvertinimui naudojamu Lietuvos žuvų indeksu (LŽI) pagal Karr (1981) ir Karr ir kt. (1986) sudaryto Biotinio integralumo indekso (IBI) atšaka. Atsižvelgiant į kitų Europos upių cheminės vandens kokybės poveikio žuvų bendrijoms (atsižvelgiant į hidromorfologiją ir vandens cheminius parametrus) tyrimus, jeigu pakaktų duomenų modeliavimui, galima numanyti, kad vandens cheminės savybės leistų prognozuoti žuvų bendrijas ir bendrą upių ekologinę būklę (Dahm ir kt., 2013). Tai yra pirmas detalus tokio pobūdžio tyrimas šiame regione, kurio rezultatai yra svarbus žingsnis patvirtinantis visapusišką fizikinių ir cheminių vandens tyrimų ir monitoringo programų vystymą Lietuvoje. Gilus fizikinių ir cheminių aplinkos veiksnių ir žuvų bendrijų sąveikų nagrinėjimas galėtų atnešti didelės naudos mokslinių tyrimų ir monitoringo programų tobulinimui.

1.2. Vandens organizmų mitybos tinklų tyrimų apžvalga upių ekosistemose

Trofiniai ryšiai ir energijos srautai ekosistemose yra organizuoti į mitybos tinklus, kurie dar naudojami tirti ir prognozuoti bendrijų ir ekosistemų funkcionavimą, pavyzdžiui produktyvumo ir stabilumo procesus. Šie procesai tuo pačiu yra veikiami veiksnių, tokių kaip biologinės įvairovės mažėjimas, svetimų rūšių invazija, klimato kaita, tręšimas, intensyvi žemdirbystė ir kt., ir

kurie tiesiogiai ar netiesiogiai susiję su žmogaus veikla (Loreau, 2003; Miller ir kt., 2004; Woodward ir kt., 2005).

Siekiant geriau suprasti upių ekosistemų funkcionavimą ir tobulinant upių baseinų valdymą yra svarbus alochtoninių ir autochtoninių organinės medžiagos šaltinių, kurie išlaiko mitybos tinklus, įvertinimas (Cloern ir kt., 2002; Pedersen ir kt., 2004; Mitrovic ir Baldwin, 2016).

Anglies kilmė upių ekosistemose yra visuotinai aktualus klausimas. Organinė anglis į upes gali patekti iš dviejų pirminių šaltinių: sausumos kilmės (alochtoninė) arba autotrofinių gamintojų susintetinta pačioje upėje (autochtoninė) (Rosenfeld ir Roff, 1992). Alochtoninė organinė anglis per mikrobinius procesus atlieka svarbų vaidmenį medžiagų apykaitai, skaidymo ir mitybos tinklų funkcionavimui ekosistemoje (Mitrovic ir Baldwin, 2016). Autochtoninė anglis yra svarbus energijos šaltinis mikroorganizmams. Taigi autochtoninių ir alochtoninių medžiagų santykio nustatymas parodo energijos srautų upėse dėsningumus, kuriuos nagrinėjant gali būti taikomas stabilųjų izotopų analizės metodas (Hayden ir kt., 2016; Roach, 2013).

Stabiliųjų izotopų analizė yra alternatyvi metodika, leidžianti išskirti anglies šaltinį, plačiai naudojama jūrų ir estuarijų sistemose (Fry, 1984), gėlavandeniuose ežeruose (pvz., Rau, 1978; Araujo-Lima ir kt., 1986) ir upėse (Rounick ir Hicks, 1985; Winterbourn ir kt., 1986; Bunn ir kt., 1989). Ši metodika leidžia nustatyti energijos ir maisto medžiagų srautus ekosistemose (Fry, 2006; Jardine ir kt., 2006), parodo maisto medžiagų šaltinį ir pateikia duomenis apie maisto medžiagų įsisavinimą kūno audiniuose (Trakimas ir kt., 2011). Ekologiniuose tyrimuose dažniausiai naudojami elementai yra anglis ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), kurios izotopinės žymės atskleidžia medžiagos šaltinį, ir azotas ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$), kurio žymės atspindi gyvūno trofinę padėtį mitybos tinkle (Post, 2002). Stabiliųjų izotopų analizės esmė yra ta, kad įvairūs organizmai pasisavina azotą ir anglį iš skirtingų šaltinių, todėl šių elementų izotopų santykis įvairiuose gyvūnuose skiriasi. Tačiau pereinant iš vieno mitybos lygmens į kitą, stabilųjų anglies bei azoto izotopų santykių vertės keičiasi dėsningai ir pronažuojamai (Post, 2002). Taigi nustatius izotopų santykį

gyvūnuose ir žinant, koks jis yra pirminėje produkcijoje, galima įvertinti, kokiam mitybos lygmeniui tiriami gyvūnai priklauso. O vienas svarbiausių šio metodo privalumų tiriant mitybines grandines yra tas, kad šis metodas integruoja ilgalaikę gyvūnų mitybą (Rakauskas, 2014).

Atmosferoje ir vandenyje anglies stabiliųjų izotopų santykis yra pastovus (O'Leary, 1988). Sausumos ir vandens kilmės organinės medžiagos dažnai reikšmingai skiriasi savo $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ santykiu ($\delta^{13}\text{C}$) dėl skirtingų medžiagų apykaitų, susijusių su CO_2 sunaudojimu organinės anglies sintezėje (Rounick ir Winterbourn, 1986). Kadangi CO_2 sunaudojimas nežymiai keičia $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ santykį mitybos grandinėje (DeNiro ir Epstein, 1978; Rau ir kt., 1983), $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ santykis organizmuose turėtų atspindėti jų maisto šaltinį. Jeigu autochtoninė ir alochtoninė anglis gali parodyti patikimai skirtingus $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ santykius, tai gali būti taikomas dviejų šaltinių (sausumos ir vandens) mišinio modelis (angl. *two-source mixing model*) (Fry, 1984).

Sausumos augalų organinei medžiagai būdingi nedideli $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ pokyčiai irimo ir sedimentacijos metu, dėl to augalinės liekanos (detrito) patekimas į pakrančių ekosistemas gali būti sėkmingai identifikuojamas naudojant stabiliųjų izotopų analizės metodą (Fry ir Sherr, 1984).

Yra laikoma, kad ^{15}N ir ^{14}N santykis ($\delta^{15}\text{N}$) bendrai parodo laipsnišką praturtinimą ($\delta^{15}\text{N}$ verčių padidėjimą), todėl $\delta^{15}\text{N}$ vertės vartotojų audiniuose sulig kiekvienu mitybos lygmeniu būna apytikriai 3,4 ‰ didesnės nei jų maiste (DeNiro ir Epstein, 1981; Minigawa ir Wada, 1984; Fry, 1988; Hobson ir Clark, 1992; Bearhop ir kt., 2002). $\delta^{13}\text{C}$ verčių padidėjimas sulig mitybos lygmeniu yra žymiai mažesnis nei $\delta^{15}\text{N}$ (< 1 ‰) (DeNiro ir Epstein, 1978) ir laikomas nereikšmingu (Post, 2002; McCutchan ir kt., 2003). Stabiliųjų izotopų santykio pokyčių nustatymas tokios kaip Žeimena ar Nevėžis upės sistemos komplekse leidžia nustatyti organinės medžiagos šaltinį ir antropogeninį poveikį.

Azoto izotopų santykio padidėjimas ypač susijęs su eutrofikacija ir tarša (Cabana ir Rasmussen, 1996; Costanzo ir kt., 2001; Savage ir Elmgren, 2004), tuo metu anglies izotopų santykis (litoralėje ir pelagialėje) gali labiau

priklausyti nuo ežero ploto (Post, 2002) ir/arba nuo autochtoninių ir alochtoninių organinių medžiagų (Grey ir kt., 2001). Žemėnaudos pobūdis ir antropogeniniai veiksniai turi įtakos augalų $\delta^{15}\text{N}$ vertėms. Pavyzdžiui, $\delta^{15}\text{N}$ verčių padidėjimas vandens ekosistemose susijęs su intensyviu tręšimu ir žemdirbyste (Harrington ir kt., 1998; Vander Zanden ir kt., 2005; Udy ir kt., 2006). Gyvulinių ir cheminių trąšų naudojimas gali sukelti ^{15}N verčių padidėjimą mitybos tinkluose tiesiogiai ar amonifikacijos būdu, kuris lemia lengvųjų azoto izotopų pasišalinimą (Nadelhoffer ir Fry, 1994). Žemės dirbimas dar labiau paskatina lengvųjų azoto izotopų išgaravimą į atmosferą, tuo metu sunkieji azoto izotopai koncentruojasi dirvožemyje ir augaluose. Kaip pasekmė, augalijos ir gyvūnijos $\delta^{15}\text{N}$ padidėjimas parodo apie jų kilmę iš agrokultūrinio kraštovaizdžio (Hobson ir kt., 1999; Hebert ir Wassenaar, 2001).

Pasaulyje daug upių ir upelių įvairiais tikslais yra reguliuotos. Upių tiesinimas ir reguliavimas sumažina buveinių heterogeniškumą (Bis ir kt., 2000; Pliūraitė ir Kesminas, 2010). Reguliavimo sukeltas fizinis buveinių pokytis yra didžiausia grėsmė biologinei įvairovei upių ekosistemų funkcionavimui pasauliniu mastu (Rosenberg ir kt., 2000; Nakamura ir Yamada, 2005).

Stabiliųjų izotopų analizės metodas gali būti ypač efektyvus atskleidžiant savitą specializaciją tokių rūšių, kurioms nebūdingi ryškūs mitybiniai pokyčiai (Bolnick ir kt., 2003; Svanback ir Persson, 2004). Ešerys (*Perca fluviatilis* L.), kuoja (*Rutilus rutilus* L.) ir lydeka (*Esox lucius* L.) yra dažnos rūšys daugelyje vidurio Europos upių įskaitant ir Nevėžį. Be to, didėjant upių eutrofikacijai, šios rūšys tampa vis gausesnės ir didina konkurenciją (Syvaranta ir Jones, 2008). Tiriant šias rūšis Nevėžio upės aukštupio skirtingo hidrologinio režimo natūraliuose ir reguliuotuose ruožuose išaiškėjo tam tikri žuvų mitybiniai skirtumai. Nepaisant stiprios žmogaus veiklos įtakos baseine, Nevėžio upė pasižymi ichtiofaunos įvairove, būdinga vidutinio terminio režimo upėms (Žiliukas, 1999; Kesminas, 2009).

Hidrogeomorfologinių ir hidrocheminių veiksnių kompleksinis poveikis stabilųjų izotopų santykiui Lietuvos upių žuvų bendrijose netyrinėtas. Tai yra vienas iš šio darbo uždavinių. Kiti uždaviniai buvo iškelti apskaičiuoti vyraujančių skirtingų mitybos būdų grupių žuvų anglies ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) ir azoto ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) stabilųjų izotopų santykius, įvertinti ir palyginti hidrologinius parametrus natūraliose ir reguliuotose upės atkarpose, ištirti fizikinių ir cheminių vandens parametrų įtaką žuvų anglies ir azoto izotopams, nustatyti vyraujančios organinės medžiagos (pvz. makrodumbliai ir sausumos detritas) kilmę žuvų mityboje.

1.3. Lietuvos upių tipologija ir ekologinės būklės vertinimas

Upė – tai natūrali vandens tėkmė, tekanti sausumos paviršiumi pačios išgraužta vaga. Nuo ištakų iki žiočių daugelis upių praeina ilgą ir sudėtingą kelią. Prasidėjusios nedideliais upeliais upės susilieja su kairiaisiais ir dešiniaisiais intakais ir tokiu būdu surenka vandenį iš didžiulių baseinų. Visos upės turi tris dalis: aukštupį, vidurupį ir žemupį (Gailiušis ir kt., 2001; Kilkus ir Stonevičius, 2011).

Pirmą kartą Lietuvos upės pagal žuvų bendrijų panašumą buvo suskirstytos į tipus 1992 m. (Kesminas, 1992):

1. Upokšniai iki 10 km – tai šaltavandeniai, švarūs, akmenuotu, žvirgždėtu gruntu. Jiems būdingas nedidelis rūšių skaičius, dažniausiai – 1–5. Į bendrijų branduolius įeina margasis upėtakis, paprastasis kūjagalvis, mažoji nėgė ir fakultatyvinės rūšys – rainė ir šližys. Daugelis upokšnių yra svarbūs kaip gyvenamoji vieta tipiškomis reofilinėms, stenobiontinėms rūšims, o kai kurioms – kaip nerštavietės ir jaunikių augimo buveinės. Beveik visuose upokšniuose paplitę ir neršia margieji upėtakai, o kai kuriuose pasitaiko net šlakių jaunikių (Virbickas, 1998).

2. Upeliai iki 50 km – švarūs, šaltavandeniai, pasižymintys daug didesnė buveinių įvairove negu upokšniai (šiai grupei priskiriami ir visų upių aukštupiai). Vagoje yra daugiau gilių vietų, daugiau slėptuvių žuvims, esama

rėvų. Gruntas – žvyras, smėlis, žvirgždas, yra akmenuotų ruožų, uždumblėjusių vietų nedaug, todėl vyrauja fragmentinis augalijos užaugimo tipas; tokio tipo upeliai nėra labai eutrofikuoti. Lietuvoje daugelis upelių iš dalies numelioruoti. Vyraujanti ichtiofauna – šaltamėgės, reofilinės žuvys. Upeliai yra ypač svarbūs kaip lašišinių žuvų (šlakys, margasis upėtakis, lašiša) bei reofilinių ir praeivių žuvų nerštavietės. Upeliuose sutinkama iki 23 žuvų rūšių, bet daugelyje gyvena apie 10–15 rūšių. Tai dažniausiai reofilinės žuvų rūšys – limnofilinių žuvų pasitaiko nedaug. Į bendrijų branduolius, be minėtų žuvų rūšių, įeina strepetys, gruzlys, kiršlys, kuoja, lydeka, ešerys. Jūros, Minijos, Žeimenos baseinų upeliuose, be margųjų upėtakių, dominuoja ir šlakių jaunikliai. Lašišų upeliuose aptinkama negausiai – tik Sausdrave, Blendžiauvoje, Lomenoje, Lakajoje ir Peršokšnoje (Kesminas ir kt., 1996).

3. Vidutinio dydžio, iki 200 km upės – šiam tipui priklauso ir didžiųjų upių vidurupiai. Šių upių skirtingos ekologinės sąlygos ir užterštumo lygis. Šaltavandenės ir švarios upės yra Žeimena, Ūla, Šalčia, Šaltuona, Šešuvis, Veiviržas, Mera, Grūda, Ašva. Vidutinio terminio režimo – Musė, Siesartis, Strėva, Verknė, Vilnia, Bartuva, Luoba, šiltavandenės – Apasčia, Tatula, Širvinta, Šyša, Švetė, Šušvė. Labiausiai užterštos upės šiuo metu yra Vilnia, Širvinta, Apasčia, Tatula. Skirtingos ekologinės sąlygos lemia didelę faunos įvairovę ir sudėtingą bendrijų struktūrą. Daugelyje iš šių upių vyrauja mišri ichtiofauna, t. y. įvairių ekologinių grupių (reofilinės, limnofilinės, dugninės) žuvų rūšys. Vidutinio dydžio upėse aptinkama iki 38 žuvų rūšių, o dažniausiai gyvena 20–25 rūšys. Vidutinio dydžio upių bendrijų struktūra kinta priklausomai nuo upės gradiento (nuo aukštupio link žemupio). Tą rodo nustatyti bendri dėsningumai – upokšnių, upelių, vidutinių ir didelių upių aukštupių bendrijos savo struktūra yra panašios – jose dažniausiai vyrauja stenobiontinės, reofilinės žuvų rūšys. Didesnių upių vidurupiuose ir žemupiuose dėl sukcesijos stenobiontinės rūšys po truputį eliminuojasi, susidaro mišrios ir būdingos šiems upės ruožams bendrijos. Upių bendrijų struktūra, žuvų gausumas ir biomasė taip pat glaudžiai susiję su terminiu režimu, nuotekio sureguliuojimu ir kitais veiksniais. Rūšių skaičius, žuvų

gausumas ir biomasė nuo aukštupio link žemupio didėja (Kesminas ir kt., 1996; Virbickas, 1998).

4. Didžiosios, ilgesnės nei 200 km upės – šiam tipui priklauso ir vidutinio dydžio upių žemupiai. Šios upės ypač svarbios kaip žuvų migracijos keliai, nerštavietės, jauniklių augimo buveinės ir daugelio žuvų gyvenimo vietos. Didelių upių bendrijų struktūros sudėtingos, daugiakomponentės, į jų sudėtį įeina praeivės, reofilinės, limnofilinės žuvys. Pirmosioms priskiriamos lašišos, šlakiai, žiobriai, unguniai ir upinės nėgės, antrosioms – šapalai, ūsorai, strepečiai, salačiai, margieji upėtakiai, meknės, gruzliai, trečioms – karšiai, kuojos, raudės, karpiai, karosai ir kitos žuvų rūšys. Ūsorai, salačiai, starkiai dažniausiai paplitę didelėse upėse. Tik Nemuno žemupyje sutinkamos stintos, upinės plekšnės (Kesminas ir Repečka, 2005).

Didelėse upėse nuo aukštupio link žemupio sutinkamos upokšnių, upelių, vidutinių upių ir didelių upių žuvų bendrijos. Rūšių skaičius nuo ištakų žemupio link didėja nuo 1–4 iki 40–50 rūšių. Nemune sutinkama iki 50 žuvų rūšių, kitose didelėse upėse rūšinė sudėtis yra mažesnė, dažniausiai nesiekianti 40 rūšių. Neryje rasta virš 30, Šventojoje – 28, Minijoje – 25, Merkyje – 22 žuvų rūšys. Žuvų bendrijas dažniausiai sudaro 9–19 žuvų rūšių. Tokios daugiakomponentės bendrijos nėra stabilios ir priklauso nuo fizinių, cheminių upių vandens masės savybių ir sezoniškumo (Bubinas ir Bukelskis, 1998).

Tačiau upės skiriasi ne tik ilgiais, bet ir srovės greičiais, temperatūriniais režimais ir kitais parametrais. Šių parametų kaita nulemia žuvų bendrijų pokyčius to paties dydžio upėse. Žuvų bendrijų struktūra kinta priklausomai nuo upės temperatūrinio režimo, buveinių įvairovės, eutrofikacijos, kraštovaizdžio ir vagos suregulavimo (Kesminas ir kt., 1999). Nustatyta, kad šaltavandenėse upėse vyrauja stenoterminės, reofilinės žuvys, o šiltavandenėse – euriterminės ir reolimnofilinės. Dėl šių priežasčių keturi upių žuvų bendrijų tipai buvo papildomai suskirstyti į šaltavandenių ir šiltavandenių potipius (1 lentelė).

1 lentelė. Lietuvos upių skirstymas pagal upės ilgį ir vandens terminį režimą (Kesminas, 1992; Kesminas ir kt., 1996, 1999).

Upės ilgis	Terminis režimas ($T_{\text{vid. šilčiausiu laikotarpiu}}$)		Upės tipas
Upokšniai (<10 km)	Šiltavandeniai	(>17 °C)	1
	Šaltavandeniai	(<17 °C)	2
Upeliai (10–50 km)	Šiltavandeniai	(>17 °C)	3
	Šaltavandeniai	(<17 °C)	4
Vidutinės upės (50–200 km)	Šiltavandeniai	(>17 °C)	5
	Šaltavandeniai	(<17 °C)	6
Didžiosios upės (>200 km)	Šiltavandeniai	(>17 °C)	7
	Šaltavandeniai	(<17 °C)	8

Pagal šį žuvų bendrijų skirstymo principą pagrindinis veiksnys, lemiantis žuvų rūšinę įvairovę ir jų skaičių bendrijose – tai upės ilgis. Nors rūšių skaičiaus kitimo ribos kiekvienoje iš įvairaus ilgio upių grupių yra plačios, žuvų bendrijos branduolio ir fakultatyvinės dalies apimtys didėja kartu su upės ilgiu. Įvairaus ilgio upių žuvų bendrijas apibūdina ir savitos rūšys, įeinančios į bendrijų branduolius, pavyzdžiui, šiltavandenėse upėse, kaip kad Dysna, Spernia-Bambena, ypač kurios labai eutrofikotos, vyrauja mišrus žuvų bendrijų tipas, o lašišinių žuvų visai neaptinkama. Daugelyje buveinių dažnos rūšys yra lydeka, aukšlė, kuoja, gružlys, strepetys, ešeris ir kitos (Kesminas ir kt., 2005). Antras svarbus natūralus veiksnys, lemiantis ne kiekybinius, o kokybinius žuvų bendrijų pokyčius – vandens temperatūrinis režimas (Kesminas ir kt., 1999). Tai ypač gerai išreikšta nedidelėse upėse: šaltesniuose vandenyse dominuoja stenoterminės reofilinės (margieji upėtakiai, kūjagalviai ir rainės), o šiltesniuose – euriterminės reofilinės (šapalai ir gružliai) ir reolimnofilinės (kuojos, ešeriai) rūšys (Virbickas ir kt., 2008). Žuvų biomasė šaltavandeniuose upeliuose siekia 20 kg ha⁻¹, o šiltesniuose iki 50 kg ha⁻¹. Šaltavandeniuose upeliuose pagal biomasę dominuoja upėtakiai, kuojos, ešeriai ir kitos žuvis, šiltavandeniuose – kuojos, lydekos, gružliai ir kitos (Virbickas, 1998). Šaltavandenės upės – svarbios lašišinių žuvų ir kitų stenobiontinių reofilinių rūšių gyvenimo ir neršto vietos. Jose pagal biomasę dažnai vyrauja upėtakiai ir kai kurios karpinės rūšys (kuojos, šapalai) bei lydekos. Žymiai

mažiau aptinkama lašišų, šlakų, kiršlių, ūsorių, skersnukių. Pagal gausumą vyrauja dyglės, kuojos, paprastosios ir srovinės aukšlės ir kai kurios smulkesnės reofilinės rūšys – rainės, šližiai, gružliai. Vidutinio terminio režimo upių bendrijose vyrauja karpinės žuvys, bet nemažai pasitaiko ir upėtakių, kiršlių, žiobrių, o kai kuriose – ir šlakų (Čivas ir Kesminas, 2011). Šiltavandenėse upėse – Apasčioje, Tatuloje, Šušvėje, Švetėje, Širvintoje vyrauja šiltavandenis 7–8 žuvų bendrijų tipas. Dažniausiai dominuoja kuojos, šapalai, ešeriai, lydekos, aukšlės. Vidutinė biomasė šiltavandenėse upėse 53 kg ha⁻¹, šaltavandenėse – apie 40 kg ha⁻¹. Upėse, kuriomis migruoja praeivės žuvys, biomasė gali būti ir didesnė, pvz., Širvintos žemupyje ji sudarė 161,3 kg ha⁻¹, iš jų apie 70 % sudaro žiobriai. Pagal tyrimų duomenis, šiltavandenėse vidutinio dydžio upėse pagal biomasę dominuoja šapalas, kuoja, lydeka. Šaltavandenėse – kuoja, upėtakis, lydeka (Bubinas ir Bukelskis, 1998).

Tačiau ne vien tik natūralūs veiksniai lemia žuvų bendrijų struktūrą upėse. Antropogeniniai veiksniai taip pat gali sukelti nemažų bendrijų struktūrų pakitimų. Pavyzdžiui – vagos ir nuotėkio suregulavimas, nuo kurio priklauso skirtingo pobūdžio žuvų bendrijų pokyčiai. Panašų, tačiau nevienodo stiprumo poveikį žuvų bendrijų rūšinei įvairovei turi eutrofikacija ir tarša. Labai eutrofikotose upėse sumažėja žuvų rūšinė įvairovė, dažniausiai neišlieka reofilinių ir bentofaginių rūšių (Čivas ir kt., 2016a). Užterštose upėse, priklausomai nuo taršos lygio, rūšių kaitos seka tokia pati, kol išlieka tik atsparių rūšių žuvys – kuoja ir paprastoji aukšlė. Intensyvėjant taršai, išnyksta ir šios žuvų rūšys (Virbickas, 1998).

Taigi galima išskirti kelis žuvų bendrijų rūšinę įvairovę upėje lemiančius veiksnius: natūralius (upės dydis ir temperatūrinis režimas), lemiančius natūralią žuvų bendrijų struktūrą ir sudėtį, ir antropogeninius (vagos ir nuotėkio suregulavimas, eutrofikacija, tarša), lemiančius antrinius žuvų bendrijų pokyčius (Virbickas ir kt., 2008).

Pradinėje upių tipologijoje natūralios būklės ir žmogaus veiklos paliestos upės buvo analizuojamos kartu. Be to, tipologiją pradėjus taikyti praktikoje, išryškėjo ir kai kurie kiti jos trūkumai. Vienas jų yra tai, kad upės

ilgis ne visuomet atspindi jos dydį, vandeningumą ir žuvų rūšinę įvairovę (Virbickas ir Kesminas, 2007). Gana sudėtingas temperatūrinio režimo įvertinimas yra tose upėse, kurios pagal šį rodiklį yra tarp šaltavandenių ir šiltavandenių. Norint pagal šį rodiklį upes suskirstyti į tipus, būtini nuolatiniai vandens temperatūros matavimai. Nustatyta, kad žuvų rūšinei įvairovei gana didelės įtakos turi ir fizinės – morfologinės upių charakteristikos (srovės greitis, grunto sudėtis). Kad būtų upes lengviau skirstyti į tipus, pasinaudota kadastriniais duomenimis. Dėl to buvo atrinktos tik natūralios būklės ar tik nelabai žmogaus veiklos paliestos upės, antropogeninį poveikį įvertinant pagal 5 kriterijus: vagos morfologinių modifikacijų (vagos ištiesinimo) laipsnį, hidrologijos pokyčių, taršos biogeniais elementais ir toksinėmis medžiagomis laipsnį, be to, atsižvelgiant į dirbtines kliūtis žuvų migracijai (patvankas upių vagose) ir jų padėtį analizuojamos upės atkarpos atžvilgiu. Atlikus natūralios upių žuvų bendrijų diferenciacijos ir upes abibūdinančių gamtinių veiksnių tarpusavio analizę, buvo nustatyta, kad Lietuvos upės ir žuvų bendrijos gali būti suskirstytos į tipus pagal 2 gamtinius veiksnius: upės baseino plotą (atspindi upės dydį) ir vagos nuolydį. Pagal T. Virbicko ir V. Kesmino (2007) pasiūlytą tipologiją, buvo išskirti 8 upių tipai. Atsižvelgiant į vyraujančias rūšis, visi šie upių tipai dar buvo skirstomi į 3 stambesnes grupes: upės, kuriose vyrauja lašišinės žuvys ir tipinės reofilinės rūšys; upės, kuriose vyrauja karpinės žuvys, tačiau gyvena bei neršia ir lašišinės žuvys; upės, kuriose lašišinės žuvys negyvena (neneršia). Tokios žuvų bendrijos būdingos tik natūralioms upėms. Kanaluotose, užterštose, patvenktose upėse žuvų bendrijų struktūra yra pakitusi. Pokyčiai priklauso nuo antropogeninio poveikio stiprumo bei pobūdžio, tačiau pirmiausia išnyksta jautriausios, lašišinės žuvys, vėliau – kitos praeivės bei jautresnės vietinės žuvys, kol pagaliau lieka tik pačios atspariausios rūšys (Virbickas ir Kesminas, 2004). Žuvų bendrijos skirtingo tipo upėse buvo apibūdintos ne tik rūšine sudėtimi ir kiekybine kiekvienos rūšies išraiška bendrijoje, bet ir vadinamųjų žuvų ekologinių grupių sudėtimi. Įvairios žuvų rūšys skiriasi savo gyvenamosios aplinkos poreikiais. Vieni rūšių gyvensenai yra būtinas švarus vanduo, kitos –

atsparios taršos poveikiui. Tipiškos upinės žuvys renkasi upių atkarpas, kur didesnė srovė, o mažiau specializuotos, upinės ir ežerinės žuvys gyvena lėtos tėkmės atkarpose (Virbickas, 2000). Skiriasi ir žuvų reprodukcijos strategija (praeivės, pusiau praeivės ir sėslios žuvys) bei neršto substrato poreikiai: vieni nerštui yra būtinas švarus, vandens srovės nuolat skalaujamas žvirgždėtas ar akmenuotas gruntas, kitos neršia tik ant augalų, dar kitos – nespecializuotos, ikrus dedančios ant bet kokio substrato (Bukelskis ir kt., 1998). Skiriasi ir mitybos poreikiai (plėšrios, visaėdės žuvys ir kt.). Atsižvelgiant į paminėtus kriterijus, žuvys pirmą kartą suskirstytos į ekologines grupes (Kesminas ir Virbickas, 2000). Kai kurie žuvų skirstymo į ekologines grupes elementai (reofilinės, reolimnofilinės, stenoterminės žuvys) buvo panaudoti apibūdinat žuvų bendrijas ir pradinėse tipologijose. Pagal rūšių specifinius poreikius, taikant ES FP 5 projekto FAME metu standartizuotą Europos gėlavandenių žuvų klasifikaciją (FAME Consortium, 2004; Virbickas ir Kesminas, 2004), Lietuvos upėse gyvenančios žuvys suskirstytos į 5 pagrindines žuvų ekologines grupes: 1 – mitybos; 2 – buveinės; 3 – reprodukcijos; 4 – migracinės elgsenos; 5 – bendro atsparumo (tolerancijos) gyvenamosios aplinkos kokybės blogėjimui. Šios grupės taip pat dar yra suskirstytos į pogrupius. Lietuvos vandens vandenyse aptinkamų vietinių žuvų ir apskritažiomenių rūšių priskyrimas ekologinėms grupėms pateiktas 2 lentelėje.

2 lentelė. Lietuvos gėlavandenių ir praeivių žuvų bei nęgių (išskyrus nevietines rūšis ir išimtinai ežeruose gyvenančias rūšis) suskirstymas į ekologines grupes (LR Aplinkos ministerija, 2007).

<i>Rūšis</i>	Ekologinės grupės pagal:					
	Bendrą atsparumą	Mitybą (pagal objektą)	Mitybą (pagal vietą)	Buveinę	Neršto substratą	Migracinę elgseną
<i>Aukšlė paprastoji</i>	TOLE	OMNI		EURY		
Aukšlė srovinė	NTOLE	INSV	W	RH	LITH	
<i>Dyglė devynspyglė</i>	TOLE	OMNI	W	LI		
<i>Dyglė trispyglė</i>	TOLE	OMNI	W	EURY		
<i>Ešerys</i>	TOLE		W	EURY		

Gružlys			B	RH		
<i>Karosas paprastasis</i>	TOLE	OMNI	B	LI	PHYT	
<i>Karosas sidabrinis</i>	TOLE	OMNI	B	EURY	PHYT	
<i>Karšis</i>	TOLE	OMNI	B	EURY		POTAD
Kartuolė	NTOLE		W	EURY		
Kiršlys	NTOLE	INSV	W	RH	LITH	POTAD
Kirtiklis auksaspalvis		OMNI	B	EURY	PHYT	
Kirtiklis paprastasis			B	EURY	PHYT	
Kūjagalvis	NTOLE	INSV	B	RH	LITH	
<i>Kuoja</i>	TOLE	OMNI	W	EURY		
Lašiša	NTOLE	INSV	W	RH	LITH	LONG
Lydeka		PISC	W	EURY	PHYT	
<i>Lynas</i>	TOLE	OMNI	B	LI	PHYT	
Meknė		OMNI	W	RH		POTAD
Nėgė jūrinė	NTOLE		B	RH	LITH	LONG
Nėgė mažoji	NTOLE		B	RH	LITH	POTAD
Nėgė upinė	NTOLE		B	RH	LITH	LONG
Ožka		OMNI	W	EURY		POTAD
Perpelė			W	RH		LONG
<i>Plakis</i>	TOLE	OMNI	B	EURY		
Plekšnė			B	LI		
Pūgžlys			B	EURY		
Rainė			W	RH	LITH	
Raudė		OMNI	W	LI	PHYT	
Salatis		PISC	W	EURY	LITH	POTAD
Saulažuvė		OMNI	W	LI	PHYT	
Skersnukis			B	RH	LITH	POTAD
Starkis		PISC	W	EURY		
Stinta		PISC	W	EURY		
Strepetys		OMNI	W	RH	LITH	
Šamas		PISC	B	EURY	PHYT	
Šapalas		OMNI	W	RH	LITH	POTAD
Šlakys	NTOLE	INSV	W	RH	LITH	LONG
Šlyžys			B	RH	LITH	
<i>Ungurys</i>	TOLE		B	EURY		LONG
Upėtakis margasis	NTOLE	INSV	W	RH	LITH	
Ūsorius			B	RH	LITH	POTAD
Vėgėlė		PISC	B	EURY	LITH	POTAD
Vijūnas			B	LI	PHYT	
Žiobris			B	RH	LITH	POTAD

* – **paryškintu** šriftu pažymėtos jautriausios, o *pasvirusiu* – atspariausios rūšys
čia: NTOLE – ypač jautrios žuvis; TOLE – nejautrios žuvis; OMNI – visaėdės žuvis; INSV – žuvis, mintančios vabzdžiais ir dugno bestuburiais; PISC – žuvis, mintančios kitomis žuvimis; W – žuvis, plaukiojančios vandens stulpo viduryje; B – dugninės žuvis; EURY – euritopinės žuvis, gyvenančios tiek tekančiame, tiek ir stovinčiame vandenyje; RH – reofilinės (upinės) žuvis, gyvenančios tik tekančiame vandenyje; LI – limnofilinės (ežerinės) žuvis, gyvenančios tik stovinčiame vandenyje; PHYT – neršiančios ant augalų žuvis; LITH – neršiančios ant akmenų ir žvirgždo žuvis; POTAD – potadrominės žuvis, migruojančios upės baseino ribose; LONG – dideliais atstumais (upė-jūra) migruojančios žuvis.

Žuvų skirstymas į ekologines grupes gerokai palengvino upių ekologinės būklės įvertinimą, kadangi suteikė galimybę būklę įvertinti ne pagal konkrečios žuvų rūšies rodiklius, o pagal įvairius gyvenamosios aplinkos, būtinos vienos ar kitos grupės žuvų gerovei, kokybę atspindinčius rodiklius.

Tačiau vėliau, surinkus daugiau duomenų, ši upių tipologija buvo koreguojama (Kesminas ir kt., 1996; Kesminas ir Virbickas, 2000; Virbickas, 2006; Virbickas ir Kesminas, 2007) vis daugiau dėmesio skiriant ne tik vyraujančių žuvų rūšių, bet ir žuvų ekologinių grupių kaitos dėsningumams aplinkos veiksnių skalėje. Vienas iš ES Bendrosios vandens politikos direktyvos (BVPD, kurią Lietuva yra įsipareigojusi įgyvendinti) reikalavimų – sukurti tokią vidaus vandens tipologiją, kuri atspindėtų ne tik žuvų, bet ir kitų vandens organizmų bendrijų (bestuburių, makrofitų) natūralią bendrijų kaitą. Anksčiau Lietuvos upių tipologija buvo paremta tik žuvų bendrijų struktūros ir sudėties kaitos dėsningumais priklausomai nuo aplinkos veiksnių. Todėl upių tipologija buvo koreguojama analizuojant ir sisteminant visus naujausius duomenis ne tik apie žuvų, bet ir makrofitų bei dugno bestuburių bendrijų kaitą upėse priklausomai nuo natūralių veiksnių. Šiam koregavimui buvo parinktos visos upių vietos, kurių būklė identifiukuota kaip gera pagal žuvų ir vandens bestuburių indeksus, upių hidro-morfologinės būklės kriterijus bei vandens kokybės rodiklius.

Atlikus analizę paaiškėjo, kad upių tipai gali būti apibūdinti tokiais pat natūraliais veiksniais, kaip ir buvusioje, vien tik žuvų bendrijų kaita pagrįstoje, upių tipologijoje, t. y. upės baseino plotu ir vagos nuolydžiu (Virbickas, 2006). Tačiau, palyginti su buvusia tipologija, šiek tiek pakito šių veiksnių slenksinės vertės. Vagos nuolydžio kriterijus buvo pritaikytas ir didesnio baseino ploto upėms, kadangi skirtingo nuolydžio didesnių upių atkarpose vandens organizmų bendrijose yra skirtumų (Virbickas ir kt., 2008).

Paskutinį kartą Lietuvos paviršinių vandens tipologija koreguota Nemuno, Lielupės, Ventos ir Dauguvos upių baseinų rajonų valdymo planuose

(LR Vyriausybė, 2010a, 2010b, 2010c, 2010d.). Galutiniame tipologijos variante upės skirstomos į 5 tipus (3 lentelė).

3 lentelė. Lietuvos upių tipai.

Charakteristikos	Upių tipai				
	1	2	3	4	5
Baseino plotas, km ²	<100	100–1000		>1000	
Vagos nuolydis, m/km		<0,7	>0,7	<0,3	>0,3

Šioje upių tipologijoje išskiriamos trys didelės upių (ar upių atkarpų) grupės pagal baseino plotą (pradinėse tipologijose skirstyta į keturias grupes pagal ilgį), kurios papildomai suskirstomos į grupes pagal vagos nuolydį (ankstesnėse tipologijose skirstyta terminį režimą arba vagos nuolydį, tačiau tik vienoje ploto grupėje). Didelėse upėse slenkstinė nuolydžio vertė (taip pat ir srovės greitis) yra mažesnė ($0,3 \text{ m km}^{-1}$) negu mažesnio baseino ploto upėse ($0,7 \text{ m km}^{-1}$), kadangi srovės greitį lemia ne tik nuolydis, bet ir vandens tūrio bei vagos skerspjūvis, t. y. mažesnio nuolydžio didesnėse upėse srovės greitis yra didesnis negu didesnio nuolydžio, bet mažesnio baseino ploto upėse (Gailiūsis ir kt., 2001; Kilkus ir Stonevičius, 2011).

Esant natūralioms sąlygoms mažosiose, iki 100 km^2 baseino ploto upėse (1 tipas), gyvena margieji upėtakiai, kūjagalviai, mažosios nėgės, rainės, pasitaiko šlyžių ir dyglių, pagal gausumą vyrauja netolerantiškos žuvys. Ši upių grupė pagal jų nuolydį į mažesnius vienetus neskaidoma, kadangi patikimų skirtumų vandens organizmų bendrijose skirtingo nuolydžio mažosiose upėse nenustatyta (absoliučios jų daugumos nuolydis yra $>1 \text{ m km}^{-1}$, nuotėkyje didelę dalį sudaro gruntiniai vandenys). Didesnėse, $100\text{--}1000 \text{ km}^2$ baseino ploto, didesnio vagos nuolydžio ($>0,7 \text{ m km}^{-1}$) upėse (3 tipas) žuvų bendrijas papildo tipiškos reofilinės bei litofilinės žuvys (kiršliai, gruzliai, srovinės aukšlės, strepečiai, šapalai), neršia praeivės žuvys (šlakiai, nėgės, žiobriai, didesnėse – ir laišos). Šiose upėse (ar upių atkarpose) esama ir buveinei nespecializuotų, euritopinių žuvų (lydeka, kuoja, ešeris), tačiau jos sudaro tik nedidelę bendrijų dalį. Mažo nuolydžio ($<0,7 \text{ m km}^{-1}$) didesnėse

upėse (2 tipas) – atvirkščiai, euritopinėms ir tolerantiškoms ekologinėms grupėms priskirtinos žuvys vyrauja bendrijoje, o tipiskų reofilinių bei litofilinių žuvų įvairovė yra skurdesnė, pasitaiko tik pavienių netolerantiškų rūšių. Praeivės žuvys šiose upėse (ar upių atkarpose) neneršia, pasitaiko tik migracijos metu. Lašišinės ir kitos tipiškios reofilinės žuvų rūšys mažo nuolydžio upių atkarpose dažniausiai negyvena. Tokio pat pobūdžio žuvų bendrijų sudėtis būdinga ir skirtingo nuolydžio didelėms ($>1000 \text{ km}^2$) upėms. Mažesnio nuolydžio ($<0,3 \text{ m km}^{-1}$) atkarpose (4 tipas) žuvų bendrijose vyrauja euritopinės žuvys (kuojos, paprastosios aukšlės, ešeriai, lydekos, karšiai, plakiai), o didesnio nuolydžio ($>0,3 \text{ m km}^{-1}$) atkarpose (5 tipas) neršia praeivės žuvys ir nėgės (upinės nėgės, lašišos, žiobriai), bendrijose vyrauja srovinės aukšlės, strepečiai, šapalai, gruzliai, ūsorai, salačiai, esama kiršlių. Tačiau tokios žuvų bendrijos yra būdingos tik natūralioms, t. y. žmogaus veiklos nepaveiktoms ar tik nestipriai paveiktoms upėms. Didėjant antropogeniniam poveikiui, žuvų bendrijos kinta – ima vyrauti atspariausios, nespecializuotos žuvų rūšys (Virbickas ir kt., 2008).

Lietuvoje tik kelios upės atitinka visus etaloninių sąlygų reikalavimus, jos galėtų būti laikomos tinkamomis etaloninių sąlygų apibūdinimui. Tačiau beveik visos iš jų yra mažos, 1 tipo (baseino dydis $<100 \text{ km}^2$). Upių etaloninių sąlygų vietos atrenkamos pagrindiniu kriterijumi pasirenkant biologinius kokybės elementus – žuvis ir dugno bestuburius (vietos, kur pagal šiuos elementus būklė yra labai gera), o hidromorfologiniai rodikliai nepakitę (vienintelė išlyga – upių vientisumo pažaidos baseino mastu). Taip, pagal biologinius elementus, nustatomos fizikinių-cheminių elementų rodiklių vertės, užtikrinančios labai gerą ekologinę būklę. Tais atvejais kai Lietuvos žuvų indekso (LŽI) rodiklis viršija 0,93 (labai gera būklė), Danijos indeksas upių faunai (DIUF) siekia 6–7 (labai gera būklė), o upių hidromorfologinės charakteristikos nepakitę (vaga ir pakrančių augmenija natūrali, upės atkarpoje nėra patvankų, nėra hidroelektrinių, galinčių sąlygoti nuotėkio pokyčius), vietovė laikoma potencialiai etalonine (LR Aplinkos ministerija, 2007, 2010). Tam, kad nustatyti vandens kokybės elementus, turinčius didžiausią įtaką žuvų

ir dugno bestuburių bendrijoms, apskaičiuotos koreliacijos tarp LŽI, DIUF ir vandens kokybės elementų verčių. Tolimesnei analizei (po elementų verčių dubliavimosi patikrinimo testų) buvo pasirinkti šie, geriausiai su LŽI ir DIUF įvertinimais koreliuojantys vandens kokybės elementai: BDS₇, N bendras, NH₄-N, NO₃-N, P bendras, PO₄-P ir O₂. Būtina pabrėžti, kad atrenkant potencialiai etaloninių sąlygų vietas vien tik biologiniais kokybės elementais remtis negalima (galimos paklaidos, sąlygotos naudojamų elementų jautrumo vieno ar kito pobūdžio antropogeniniam poveikiui). Tam yra svarbūs hidromorfologiniais kriterijai ir duomenys apie sumodeliuotos taršos apkrovos reikšmingumą. Hidromorfologiškai pakeistų (t.y. ištiesintų bei HE veikiamų, tačiau LPVT nepriskiriamų) upių vagų būklė yra vertinama kaip vidutinė, net jei ekologinė būklė pagal fizikinių – cheminių kokybės elementų rodiklius yra gera arba labai gera (LR Aplinkos ministerija, 2007, 2010).

Upių ekologinės būklės vertinimas. Upių ekologinė būklė yra vertinama pagal fizikinius-cheminius, hidromorfologinius ir biologinius kokybės elementus. Fizikiniai-cheminiai kokybės elementai – tai bendrus duomenis (maistingąsias medžiagas, organines medžiagas, prisotinimą deguonimi) apibūdinantys rodikliai: nitratinis azotas (NO₃-N), amonio azotas (NH₄-N), bendrasis azotas (N_b), fosfatinis fosforas (PO₄-P), bendrasis fosforas (P_b), biocheminis deguonies suvartojimas per 7 dienas (BDS₇) ir ištirpusio deguonies kiekis vandenyje (O₂). Pagal kiekvieno rodiklio vidutinę metų vertę vandens telkinys priskiriamas vienai iš penkių ekologinės būklės klasių (4 lentelė).

4 lentelė. Upių ekologinės būklės klasės pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklius (LR Aplinkos ministerija, 2007, 2010).

Eil. Nr.	Kokybės elementas	Rodiklis	Upės tipas	Etaloninių sąlygų rodiklių vertė	Upių ekologinės būklės klasių kriterijai pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklių vertes				
					Labai gera	Gera	Vidutinė	Bloga	Labai bloga
1	Bendri duomenys Maistingosios medžiagos	NO ₃ -N, mg l ⁻¹	1–5	0,90	<1,30	1,30–2,30	2,31–4,50	4,51–10,00	>10,00
2		NH ₄ -N, mg l ⁻¹	1–5	0,06	<0,10	0,10–0,20	0,21–0,60	0,61–1,50	>1,50
3		N _b , mg l ⁻¹	1–5	1,40	<2,00	2,00–3,00	3,01–6,00	6,01–12,00	>12,00
4		PO ₄ -P, mg l ⁻¹	1–5	0,03	<0,050	0,050–0,090	0,091–0,180	0,181–0,400	>0,400
5		P _b , mg l ⁻¹	1–5	0,06	<0,100	0,100–0,140	0,141–0,230	0,231–0,470	>0,470
6	Organinės medžiagos	BDS ₇ , mg l ⁻¹	1–5	1,80	<2,30	2,30–3,30	3,31–5,00	5,01–7,00	>7,00
7	Prisotinimas deguonimi	O ₂ , mg l ⁻¹	1, 3, 4, 5	9,50	>8,50	8,50–7,50	7,49–6,00	5,99–3,00	<3,00
8		O ₂ , mg l ⁻¹	2	8,50	>7,50	7,50–6,50	6,49–5,00	4,99–2,00	<2,00

Upių ekologinės būklės hidromorfologiniai kokybės elementai – hidrologinį režimą (vandens nuotėkio tūrį ir dinamiką), upės vientisumą ir morfologines sąlygas (krantų struktūrą) apibūdinantys rodikliai: nuotėkio dydis, upės vientisumas, upės vagos pobūdis ir natūralios pakrančių augmenijos juostos ilgis bei plotis. Jeigu vandens telkinio visi hidromorfologinių kokybės elementų rodikliai atitinka labai geros ekologinės būklės apibūdinimą, jis priskiriamas labai gerai ekologiškai būklei pagal hidromorfologinius kokybės elementus (5 lentelė). Jeigu bent pagal vieną hidromorfologinių kokybės elementų rodiklį vandens telkinys neatitinka labai geros ekologinės būklės apibūdinimo, vandens telkinio ekologinė būklė pagal hidromorfologinius kokybės elementus yra neatitinkanti labai geros būklės.

5 lentelė. Upių labai geros ekologinės būklės pagal hidromorfologinių kokybės elementų rodiklius apibūdinimas (LR Aplinkos ministerija, 2007, 2010).

Eil. Nr.	Kokybės elementas		Rodiklis	Erdvinė vertinimo skalė	Upių labai geros ekologinės būklės hidromorfologinių kokybės elementų rodiklių apibūdinimas
1	Hidrologinis režimas	Vandens nuotėkio tūris ir jo dinamika	Nuotėkio dydis	Tyrimų vieta	Nėra natūralaus nuotėkio dydžio pokyčių dėl žmogaus veiklos poveikio (vandens paėmimo, HE veiklos, vandens išleidimo iš tvenkinių, patvankos įtakos) arba nuotėkio dydžio svyravimas yra nereikšmingas (~10 % vidutinio nuotėkio dydžio atitinkamu laikotarpiu), tačiau nuotėkio dydis turi būti ne mažesnis kaip minimalus natūralus nuotėkis sausuoju laikotarpiu (30 parų vidurkis).
2	Upės vientisumas		Upės vientisumas	Atkarpa *	Nėra dirbtinių kliūčių žuvų migracijai.
3	Morfologinės sąlygos	Krantų struktūra	Upės vagos pobūdis	Atkarpa *	Vaga yra natūrali (netiesinta, nesutvirtinta krantinėmis).
4			Natūralios pakrančių augmenijos juostos ilgis ir plotis	Atkarpa *	Natūralios pakrančių augmenijos (miško) juosta dengia ne mažiau kaip 70 % vagos pakrantės ilgio. Miško juostos plotis turi būti ne mažesnis kaip 50 metrų.

* – upių atkarpos, kurioje vertinami hidromorfologinių kokybės elementų rodikliai, ilgis: upių, kurių baseino plotas yra < 100 km² – 0,5 km aukščiau ir 0,5 km žemiau tyrimų vietos; 100–1000 km² – 2,5 km aukščiau ir 2,5 km žemiau tyrimų vietos; >1000 km² – 5 km aukščiau ir 5 km žemiau tyrimų vietos.

Upių ekologinė būklė taip pat yra vertinama pagal šiuos biologinius kokybės elementus – ichtiofaunos taksonominę sudėtį, gausą, amžinę struktūrą ir zoobentosos taksonominę sudėtį. Upių ekologinės būklės pagal ichtiofaunos taksonominę sudėtį, gausą ir amžinę struktūrą vertinimo rodiklis yra Lietuvos žuvų indeksas (toliau – LŽI). Pagal vidutinę metų LŽI vertę vandens telkinys priskiriamas vienai iš penkių ekologinės būklės klasių (6 lentelė).

6 lentelė. Upių ekologinės būklės klasės pagal ichtiofaunos taksonominę sudėtį, gausą ir amžinę struktūrą (LR Aplinkos ministerija, 2007, 2010).

Kokybės elementas	Rodiklis	Upės tipas	Upių ekologinės būklės klasių kriterijai pagal ichtiofaunos rodiklio vertes				
			Labai gera	Gera	Vidutinė	Bloga	Labai bloga
Ichtiofaunos taksonominė sudėtis, gausa ir amžinė struktūra	LŽI	1–5	>0,93	0,93–0,71	0,70–0,40	0,39–0,11	<0,11

Upių ekologinės būklės pagal zoobentosos taksonominę sudėtį ir gausą vertinimo rodiklis yra Danijos indeksas upių faunai (toliau – DIUF). Pagal vidutinę metų DIUF ekologinės kokybės santykio (toliau – EKS) vertę vandens telkinys priskiriamas vienai iš penkių ekologinės būklės klasių (7 lentelė).

7 lentelė. Upių ekologinės būklės klasės pagal zoobentosos taksonominę sudėtį ir gausą (LR Aplinkos ministerija, 2007, 2010).

Kokybės elementas	Rodiklis	Upės tipas	Upių ekologinės būklės klasių kriterijai pagal zoobentosos rodiklio verčių EKS				
			Labai gera	Gera	Vidutinė	Bloga	Labai bloga
Zoobentosos taksonominė sudėtis ir gausa	DIUF	1–5	$\geq 0,78$	0,77–0,64	0,63–0,50	0,49–0,35	<0,35

2. TIRTŲ UPIŲ HIDROGRAFINĖ IR HIDROLOGINĖ CHARAKTERISTIKA

Nevėžis. Tai vidurio Lietuvos upė (ilgis 209 km, baseino plotas 6 146 km²), kuri prasideda šlapiuose miškuose apie 6 km į pietryčius nuo Troškūnų miestelio, Anykščių raj. Įteka į Nemuną ties Raudondvariu (Kauno raj.). Vidutinis upės plotis 15–30 metrų, gylis 2–3 metrai (Kilkus ir Stonevičius, 2011).

Melioracija pakeitė paviršinį nuotėkį ir šiek tiek padidino maksimalius debitus. Tačiau palengvėjo cheminių medžiagų patekimas į upę, kas sukėlė augalijos suvešėjimą vagoje, kuris mažina ir taip mažą minimalų vasaros debitą. Panevėžyje (141 km nuo žiočių) įrengtas 84 ha tvenkinys (Ekranomarios). Ties Kruostu (71 km nuo žiočių), ant Nevėžio upės anksčiau buvo pastatyta hidroelektrinė, kuri šiuo metu neveikia, o jos užtvanka yra įveikiama žuvims. 1931 m. ties Berčiūnais iškastas 8 km ilgio Sanžilės kanalas, sujungęs Nevėžį su Lėveniu. Kai Lėvens vandens lygis aukštas, vanduo iš Lėvens kanalu teka į Nevėžį. 1963 m. Nevėžis buvo sujungtas 12 km ilgio kanalu (nuo Kavarsko iki Traupio) su Šventąja. Šiuo kanalu į Nevėžį tekėjo iki 4,5 m³ s⁻¹ vandens (Kilkus, 1998). Nuo 1990 m. siurblinė Kavarske veikė tik epizodiškai per sausras, pastaruoju metu kanalas apleistas.

Pagal nuolydį ir tėkmės kryptį išsiskiria dvi atkarpos: trumpesnioji aukštutinė (iki Sanžilės žiočių, ties Berčiūnais) ir ilgesnioji žemutinė. Aukštutinėje dalyje slėnis 200–300 m pločio ir 5–10 m gylio. Žemutinėje atkarpoje teka plačiu (~1 km pločio) ir giliu (15–20 m) slėniu, kurį išplovė tirpstančio ledo vandenys, ir daro daugybę kilpų. Per potvynius upė plačiai išsilieja. Nevėžio potvynių aukštį ir trukmę padidina patvanka iš Nemuno. Vaga nuo versmių iki Miežiškių (aukščiau Panevėžio) reguliuota ir ištiesinta. Reguluotos vagos plotis ~8 m; tarp Miežiškių ir Naujamiesčio vaga 12–20 m, likusiame ruože 30–50 m pločio. Upės gylis iki Kiršino žiočių (netoli Naujamiesčio) 0,3–2 m, žemiau 0,5–3 m. Ties Nausode (Panevėžio raj.), Krekenava dugnas nusėtas stambiais rieduliais. Prie Panevėžio ir žemiau

Kiršino žiočių yra salų. Nuolydis aukštupyje 92–56 cm km⁻¹, žemupyje sumažėja iki 5 cm km⁻¹; vidutinis nuolydis 35 cm km⁻¹. Vidutinis debitas žiotyse 33,2 m³ s⁻¹. Per metus Nevėžis į Nemuną nuplukdo vidutiniškai 1,05 km³ vandens (Gailiušis ir kt., 2001; Kilkus ir Stonevičius, 2011).

Nevėžis priskiriamas didžiosioms Lietuvos upėms, tačiau baseinas yra itin antropogenizuotas. Jo teritorijoje gyvena apie 280 tūkst. gyventojų, daugiau kaip pusė jų – ant Nevėžio krantų išaugusiuose Panevėžyje ir Kėdainiuose. Šiuose miestuose yra nemažai pramonės įmonių, kurių gamybos procesams reikia daug vandens, o šis dažniausia imamas iš Nevėžio. Žemiau didžiųjų miestų Nevėžio vandenyje gerokai padaugėja organinių medžiagų ir ypač neorganinių cheminių elementų. Į Nevėžį suplaukia teršalai ir iš žemės ūkio naudmenų, kurioms tenka apie 45 % baseino ploto. Apie 90 % visų žemės ūkio naudmenų yra nusausinta (Kilkus ir Stonevičius, 2011).

Žeimena. Tai upė rytų Lietuvoje (ilgis 79,6 km, baseino plotas 2 793 km²). Tai pirmasis didelis Neries dešinysis intakas, įtekantis į ją 213-tame kilometre nuo žiočių. Žeimena sudaro 11 % Neries baseino ploto ir apie 25 % metinio nuotėkio. Paprastai laikoma, kad Žeimena išteka iš Žeimenio ežero ties Kaltanėnais. Jei Žeimenos pradžia būtų Švoginos versmės, tai jos ilgis siektų 114 km. Bet Švogina įteka į Dringio ežerą, o po to nutįsta protakų tarp Dringio, Dringykščio, Lūšio, Šakarvų ir Žeimenų ežerų labirintu, kurį sunku net įvardinti. Už Kaltanėnų teka į pietus, pietvakarius Labanoro-Pabradės miškais, Žeimenos smėlingą lygumą, o jos intakų aukštupiai dreuoja Aukštaičių ir Švenčionių aukštumų pašlaites. Tai tipiška Aukštaitijos upė, teka pro smėlėtus ir skardingus pušynus, neretai įvingiuoja ir į alksniais apaugusias pelkes. Beveik visa upė teka Švenčionių rajonu, tik netoli santakos į Nerį teka Švenčionių rajonų paribiu. Įteka į Nerį 213 km nuo jos žiočių, ties Santakos kaimu. Žeimenos baseinas pasižymi itin dideliu ežerų skaičiumi: iš viso baseine yra 479 ežerai, didesni kaip 0,5 ha, jų suminis plotas sudaro 180 km² (ežeringumas 6,4 %). Tuo tarpu upių tinklo tankumas mažas – tik 0,47 km km⁻². Gamtinių sąlygų kompleksas palankus formuotis požeminiams vandenims:

miškingumas 31 %, lengvos mechaninės sudėties gruntai dengia 76 % baseino paviršiaus (Gailiušis ir kt., 2001; Kilkus ir Stonevičius, 2011).

Iki Pabradės slėnis platus (iki 5 km pločio), jame yra salpos segmentų ir keturios terasos. Ties Pabrade Žeimena kerta riedulingą moreninę pakilumą, slėnis siaurėja iki 1 km, upė mažiau meandruoja, tad susiaurėja ir salpa. Slėnis vėl truputį paplatėja Šeršuliškių-Druželių atkarpoje, kur kerta smėlio pilną duburį, į kurį įsiterpia Dubingių rina. Pačiame žemupyje Žeimena vėl rėžiasi į moreninę pakilumą, apklotą plonu smėlio sluoksniu; ryškiai padidėja vagos nuolydis, susiaurėja slėnis, išnyksta salpa. Vidutinis debitas žiotyse $23 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Per metus Žeimena į Nerį nuplukdo vidutiniškai $0,72 \text{ km}^3$ vandens. Požeminiai vandenys sudaro apie 60 % nuotėkio. Per 3 pavasario mėnesius nuteka 36 %, vasaros-rudens tarpsniu – 41 %, žiemą – 23 % metinio nuotėkio. Vasaros ir žiemos nuosėkais upę daugiausia maitina požeminiai vandenys (Gailiušis ir kt., 2001).

Pagrindiniai Žeimenos intakai (ilgis, baseino plotas): Lakaja (29 km, 432 km^2), Dubinga (18 km, 410 km^2), Kiauna (16 km, 301 km^2), Mera-Kūna (60 km, 204 km^2), Saria (27,9 km; $78,7 \text{ km}^2$) Jusinė (23 km; 68 km^2). Didesnės gyvenvietės prie Žeimenos: Kaltanėnai (282 gyv.), Šakališkė (38 gyv.), Švenčionėliai (5950 gyv.), Jaunadaris (12 gyv.), Meškerinė (68 gyv.), Pabradė (6121 gyv.), Družiliai (36 gyv.), Santaka (24 gyv.). Žeimena yra viena švariausių didesnių Lietuvos upių, joje nėra užtvankų, todėl ji priskirta prie pagrindinių Lietuvos lašišinių žuvų nerštaviečių. Žeimenos aukštupys yra Aukštaitijos nacionalinio parko teritorijoje, o vidurupyje įsteigtas Žeimenos kraštovaizdžio draustinis (Kilkus, 1998; Kilkus ir Stonevičius, 2011).

3. TYRIMŲ MEDŽIAGA IR METODAI

3.1. Žuvų rodiklių tyrimai ir vertinimas

Tyrimų medžiaga ir tyrimų vietos. Tyrimų metu (2010–2015 m. liepos–rugpjūčio mėn.) pakartotinai buvo surinkti fizikiniai, cheminiai ir žuvų bendrijų duomenys vienuolikoje Nevėžio ir šešiose Žeimenos upės atkarpose (250–300 m ilgio tyrimų vietų) (1 ir 2 pav.) Tyrimo vietos sutapo su oficialaus valstybinio biologinės ir cheminės vandens kokybės monitoringo programa (Paukštys ir kt., 2011; LR Vyriausybė, 2011) ir atspindėjo Nevėžio ir Žeimenos upių ekologines sąlygas.

Hidrologiniai rodikliai. Visi fizikiniai ir cheminiai mėginiai buvo surinkti kartu su žuvų mėginiais. Upių vandens kokybės parametrai ir hidrologiniai rodikliai išmatuoti *in situ* kiekvienoje tyrimo vietoje kartą metuose, 2/3 gylyje, upės vagos viduryje. Biocheminis deguonies suvartojimas (BDS_7) ($mg\ O_2\ l^{-1}$), bendrojo azoto ($mg\ l^{-1}$), bendrojo fosforo ($mg\ l^{-1}$), koncentracijos ir skendinčių medžiagų ($mg\ l^{-1}$) kiekiai buvo nustatyti pagal normatyvines metodikas (LR Aplinkos ministerija, 2003; 2007b, 2007c). Bendro N, P ir BDS_7 rezultatai parodo vandens kokybę (nuo blogos iki labai geros) pagal paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarką (LR Aplinkos ministerija, 2010). Srovės greitis ($m\ s^{-1}$) buvo nustatytas naudojant Swoffer 2100 srovės greičio matuoklį (Swoffer Instruments, Inc. Seattle, Washington) trijose vietose kiekvienoje tirtose upės atkarpoje. Debitas ($m^3\ s^{-1}$) apskaičiuotas padauginant tiriamos upės atkarpos skerspjūvio plotą iš srovės greičio vidurkio (Gailiūšis ir kt., 2000). Grunto tipas nustatytas vizualiai (%) pagal dominuojantį sudedamųjų dalelių dydį (akmenys >6 cm, žvirgždas 2–6 cm, žvyras 0,2–2 cm, smėlis 0,06–0,2 cm). Koordinatės gautos naudojant GPS prietaisą (Garmin GPSMAP 62s, Garmin Ltd., Olathe, Kansas) ir ArcGIS 10 (Esri, Redlands, California).

Žuvų bendrijų tyrimai. Visose pasirinktose vietose tyrimai vykdyti tuo pačiu metų laiku liepos–rugpjūčio mėn. Kiekvienoje stotyje apgaudytas

250–300 metrų ruožas naudojant elektrožūklės aparatą (HANS Grassl GmbH IG 200/2, Germany), kurio galingumas 600 V, impulsų dažnis ~70 Hz, impulso tankis 2–12 ms, maitinimas iš 12 V akumuliatoriaus, pagal Valstybinės aplinkos apsaugos agentūros išduotus leidimus. Žuvys jautrios elektromagnetiniam laukui ir pasižymi anodine reakcija – juda anodo link. Elektrožūklės sugavimai perskaičiuoti ploto vienetui – 100 m², duomenų palyginimui. Žinant apgaudytą plotą apskaičiuojama tiriamos upės žuvų bendrijos biomasė ir nustatoma rūšinė įvairovė.

Žuvų skaitlingumas N (ind.) ir biomasė B (g) tyrimų vietose buvo vertinami pagal formules (Seber ir Le Cren, 1967). Žuvų tankis ir biomasė apskaičiuojama ploto vienetui – ind. 100 m⁻² ir g 100 m⁻²:

$$N, B = y/s \times 100,$$

kur: S – tyrimo stoties plotas, y – gausumas arba biomasė apgaudytame plote. Sugautos žuvys buvo suskirstomos pagal rūšis, nustatomas kiekvienos rūšies individų skaičius (N), ilgis (L ir l, cm) ir masė (Q, g) (Thoreson, 1993). Žuvų amžius nustatytas pagal žvynus (Pravdin, 1966). Visos sugautos žuvys dedamos į kibirą su vandeniu, kurio talpos tūris pakankamas, kad žuvys išliktų gyvybingos, o po analizės paleidžiamos atgal į upę. Visi žuvų tyrimai buvo atlikti laikantis Europos standartizacijos komiteto standartų, skirtų žuvų tyrimams (Comite Européen de Normalisation, 2003). Kiekvienos rūšies sutinkamumas (V, %) apskaičiuotas panaudojant Joganzen ir Faizova (1978) metodiką. Pagal sutinkamumo dažnį žuvų rūšys suskirstytos į keturias klases: atsitiktinės: <15 %, retos: 15–40 %, įprastos: 40–70 % ir dažnos: >70 %. Kiekvienos rūšies santykinis gausumas nustatytas pagal jų santykinę dalį (%) bendrijoje pagal individų gausumą. Dominantų išskyrimui buvo skaičiuotas dominavimo indeksas (Di) (Durska, 2001):

$$Di = ni/N \times 100 \%,$$

kur: ni – rūšies i gausumas bendrijoje, N – visų rūšių gasumas bendrijoje. Pagal šią formulę išskiriamos tokios dominavimo grupės: eudominantai – rūšys, kurių taksonų ar individų dalis bendrijoje sudaro >15 %, dominantai – 5,1–15 %, subdominantai 1,1–5 %, ir antraeilės rūšys – <1 %.

Upės ekologinė būklė apskaičiuota panaudojant Lietuvos žuvų indekso (LŽI) apskaičiavimo metodiką (LR Aplinkos ministerija, 2007; Virbickas ir Kesminas, 2007):

$$L\check{Z}I = (NR1 + NR2 + \dots + NRn) / n,$$

kur: NR1+... + NRn yra įvairias žuvų ekologines grupes atspindinčių rodiklių verčių santykis su jų

etaloninėmis vertėmis; N – įvairias žuvų ekologines grupes atspindinčių rodiklių skaičius. Rodiklių vertės >1 yra prilyginamos 1. Ši vidutinė rodiklių vertė 0–1 skalėje ir yra LŽI indeksas. Ekologinės upių būklės klasės pagal LŽI: LŽI > 0,93 – labai gera; LŽI = 0,93–0,71 – gera; LŽI = 0,70–0,4 – vidutiniška; LŽI = 0,39–0,11 – bloga; LŽI < 0,11 – labai bloga.

Lietuvos žuvų indeksas yra sukurtas Europos žuvų indekso pavyzdžiu ir pritaikytas vietiniam ekoregionui (Furse ir kt., 2006). Upių ekologinės būklės vertinimas pagal LŽI yra paremtas LŽI nuokrypio nuo etaloninių verčių dydžiu, pagal jį priskiriant vandens telkinį tyrimo vietoje vienai iš penkių ekologinės būklės klasių (Virbickas ir Kesminas, 2007). LŽI yra paremtas žuvų skirstymu į grupes pagal mitybą, buveinę ir bendrą atsparumą (8 lentelė).

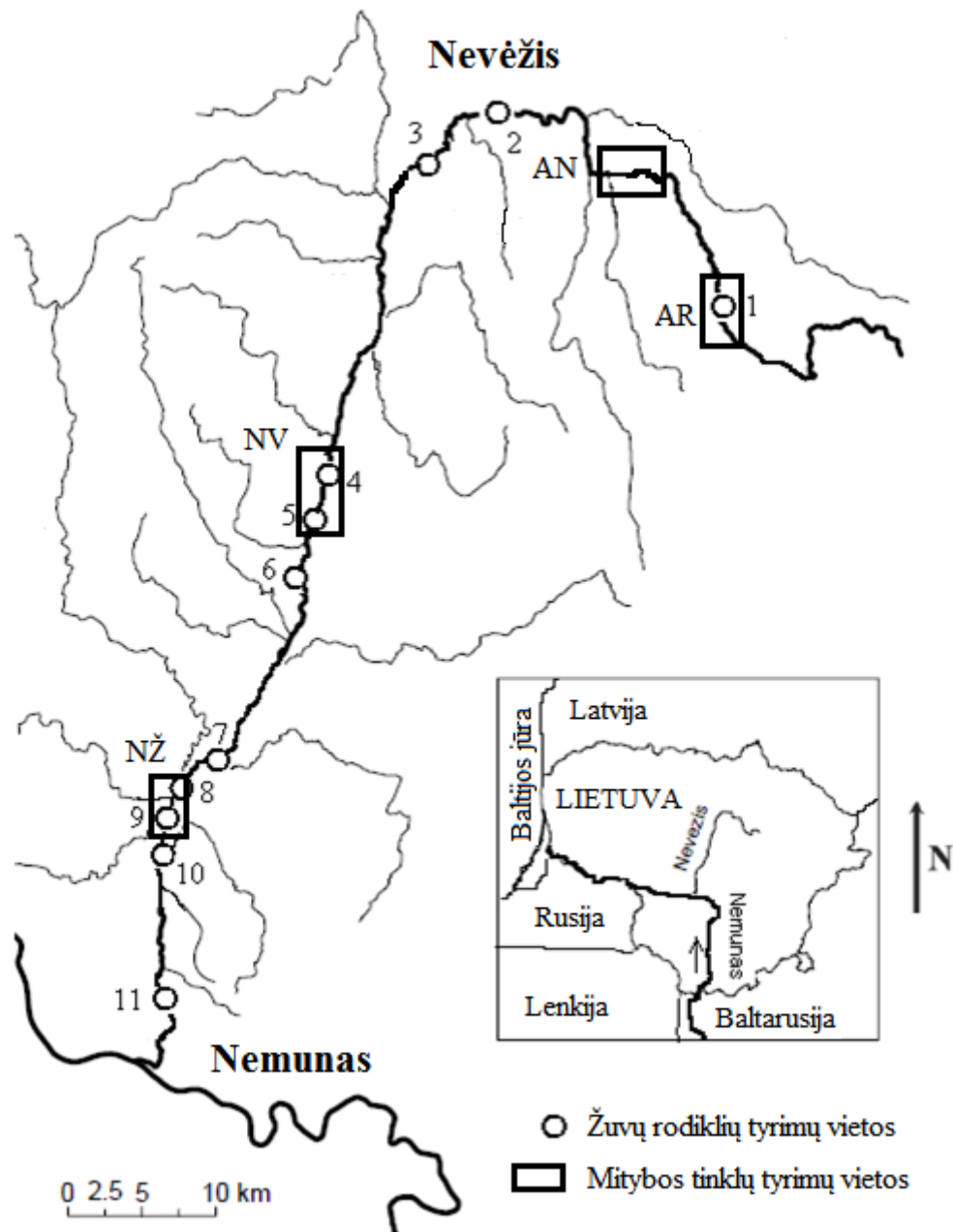
8 lentelė. Įvairias žuvų ekologines grupes atspindintys rodikliai, pagal kurių vertes upių tyrimų vietose buvo apskaičiuojamas LŽI. Pagal LŽI ekologinė būklė gali kisti nuo labai blogos (<0,11) iki labai geros (>0,93).

Rodiklis	Reakcija į antropogeninį poveikį: rodiklis didėja (↑) / rodiklis mažėja (↓)
Netolerantiškų (ypač jautrių) žuvų individų santykinis gausumas (%) bendrijoje (NTOLE, n %)	↓
Litofilinių žuvų individų santykinis gausumas (%) bendrijoje (LITH, n %)	↓
Litofilinių žuvų santykinis rūšių skaičius (% tarp visų rūšių) bendrijoje (LITH, sp %)	↓
Netolerantiškų žuvų rūšių skaičius (NTOLE sp)	↓
Reofilinių žuvų individų santykinis gausumas (%) bendrijoje (RH, n %)	↓
Tolerantiškų (nejautrių) žuvų individų santykinis gausumas (%) bendrijoje (TOLE, n %)	↑
Visaėdžių žuvų individų santykinis gausumas (%) bendrijoje (OMNI, n %);	↑
Tolerantiškų žuvų santykinis rūšių skaičius (% visų rūšių tarpe) bendrijoje (TOLE, sp %).	↑

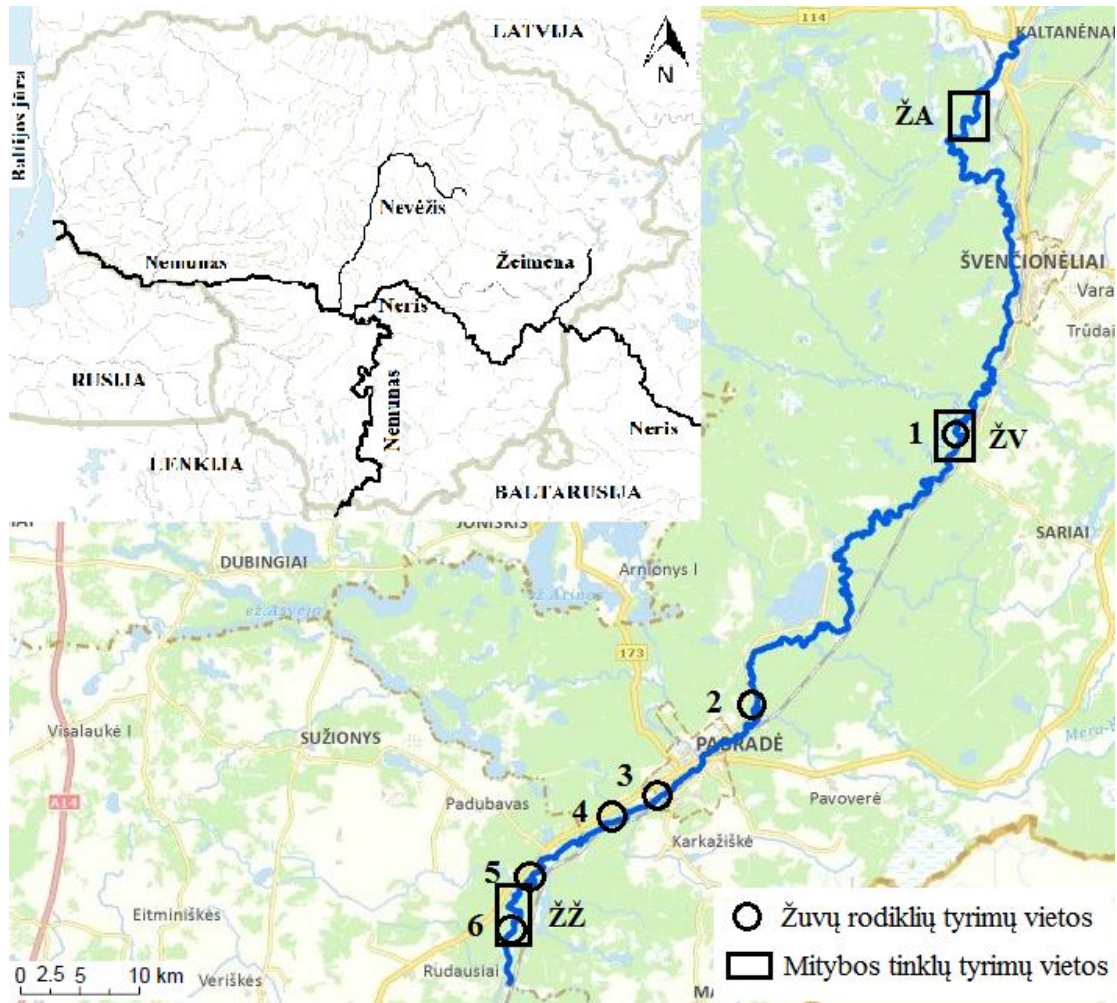
3.2. Mitybos tinklų ir organinių medžiagų srautų tyrimai

Tyrimų medžiaga ir tyrimų vietos. Žuvų ir bentoso makrobestuburių tyrimai vykdyti Nevėžio ir Žeimenos upėse, kurios yra tokio paties 5 tipo (pagal baseino plotą ir vagos nuolydį), bet skiriasi kai kuriais vandens, buveinių kokybės ir ekologinės būklės parametrais. Nevėžio upės baseinas yra itin antropogenuotas, paveiktas žemdirbystės ir urbanizacijos. Žeimena yra viena švariausių Lietuvos upių, kurios baseinas žmogaus veiklos mažai paveiktas. Kadangi šių upių baseinai yra tokio paties tipo ir dydžio, tačiau skirtingos ekologinės būklės ir vieni iš didžiausių Lietuvoje, todėl surinktų duomenų kiekis leidžia daryti statistiškai pagrįstas išvadas apie antropogeninio poveikio įtaką mitybos tinklų ir organinių medžiagų srautų pokyčiams skirtingos ekologinės būklės upėse.

Tyrimams buvo pasirinktos Nevėžio ir Žeimenos upių aukštupių, vidurupių, ir žemupių ruožai (1 ir 2 pav.). Upės vagos tipo įtakos hidrobiontų mitybos tinklams įvertinimui buvo pasirinktos Nevėžio upės aukštupio natūralios ir reguliuotos atkarpos. Kriterijus pagal kurį išskirtos šios atkarpos buvo upės vagos morfologija. Bendras ištirtos atkarpos ilgis ~16 km. Atstumas tarp ištirtų natūralių ir reguliuotų upės atkarpų yra 13 km. Siekiant pašalinti galimą sezoniškumo ir meteorologinių sąlygų įtaką tyrimų objektams, žuvų, bestuburių ir organinės medžiagos mėginiai buvo surinkti tuo pačiu metu 2013 m. liepos mėn., esant sąlyginai žemam vandens lygiui ir nedidelei sezoninės žuvų migracijos tikimybei, imant ne mažiau kaip tris pakartojimus kiekvienai vietai.



1 pav. Tyrimų vietų (stočių) išsidėstymas Nevėžio upėje: AR – aukštupys (reguluota upės atkarpa); AN – aukštupys (natūrali upės atkarpa); NV – vidurupis; NŽ – žemupys.



2 pav. Tyrimų vietų (stočių) išsidėstymas Žeimenos upėje: ŽA – aukštupys; ŽV – vidurupis; ŽŽ – žemupys.

Hidrologiniai rodikliai. Kiekvienoje tyrimų vietoje buvo užregistruota 13 aplinkos kintamųjų (9 lentelė). Visi aplinkos kintamieji buvo išmatuoti arba vizualiai įvertinti tyrimų vietose pagal 12 tolygiais intervalais išdėstytų upės skerspjūvių naudojant standartines metodikas (Simonson ir kt., 1994). Biocheminis deguonies suvartojimas (BDS_7) ($mg\ O_2\ t^{-1}$), bendrojo azoto ($mg\ t^{-1}$), bendrojo fosforo ($mg\ t^{-1}$), koncentracijos ir skendinčių medžiagų ($mg\ t^{-1}$) kiekiai buvo nustatyti pagal normatyvines metodikas (LR Aplinkos ministerija, 2003; 2007b, 2007c). Vandens mėginiai paimti ir fizikiniai matavimai atlikti *in situ* 2/3 gylyje, upės vagos viduryje. Upės plotis (m) ir vandens gylis (m) buvo išmatuoti. Srovės greitis buvo apskaičiuotas

panaudojant hidrometrinį suktuką (Swoffer 2100). Debitas ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) apskaičiuotas padauginant tiriamos upės atkarpos skerspjūvio plotą iš srovės greičio vidurkio (Gailiūšis ir kt., 2001). Pakrantės juostos medžių lajos danga (skliautas) virš vandens paviršiaus išmatuota (%) naudojant sferinį densitometrą, o vandens augalija ir grunto sudėtis įvertinti vizualiai (%). Grunto tipas nustatytas vizualiai (%) pagal dominuojantį sudedamųjų dalelių dydį: dumblas (dalelių dydis $<0,6 \text{ mm}$), smėlis ($0,6\text{--}2,0 \text{ mm}$), žvyras ($2,0\text{--}20,0 \text{ mm}$), žvirgždas ($20,0\text{--}60,0 \text{ mm}$) ir akmenys ($>60,0 \text{ mm}$) (Platts ir kt., 1983). Pagal tipą gruntas buvo suskirstytas į kategorijas: 1 = dumblas; 2 = smėlis; 3 = žvyras; 4 = žvirgždas; 5 = akmenys. Analizuojant erdvinę informaciją naudotas GPS prietaisas (Garmin GPSMAP 62s, Garmin Ltd., Olathe, Kansas) ir ArcGIS 10 (Esri, Redlands, California). Visose bentoso makrobestuburių ir žuvų tyrimų vietose buvo vertinti biotiniai ir abiotiniai aplinkos veiksniai.

9 lentelė. Aplinkos veiksnių parametrai tirtose upėse

Upė	Žeimenai			Nevėžis			
	Aukštupys	Vidurupis	Žemupys	Aukštupys (natūrali vaga)	Aukštupys (reguluota vaga)	Vidurupis	Žemupys
Koordinatės	55°23'N, 25°97'E	55°10'N, 25°94'E	54°91'N, 25°64'E	55°68'N, 24°45'E	55°58'N, 24°62'E	55°45'N, 24°04'E	55°17'N, 23°82'E
Atstumas iki žiočių (km)	72,8±1,4	46,8±1,1	3,5±1,0	155,0±1,9	179,1±2,6	80,2±2,3	33,1±1,8
Baseino plotas (km²)	980,6±100	1622,8±146	2754,3±28,1	331,9±48,9	179,1±14,1	2626,2±12,5	5645,9±77,2
Upės vagos užaugimas (%)	35±2,9	35±2,9	40,0±2,9	35,0±2,3	76,0±3,8	45,0±2,9	50,3±2,6
Medžių lajos danga (%)	40±2,9	26,7±1,6	23,3±2,7	30,0±2,8	5,0±1,7	10,0±1,2	6,0±0,6
Upės vagos plotis (m)	15,6±0,9	23±1,7	26,0±1,2	15,0±1,7	13,0±1,2	31,0±2,1	37,0±1,7
Vandens gylis, m	0,4±0,1	0,4±0,1	0,8±0,1	0,4±0,1	1,0±0,0	0,6±0,1	1,0±0,0
Srovės greitis (m s⁻¹)	0,6±0,0	0,6±0,1	0,4±0,0	0,4±0,1	0,1±0,0	0,3±0,0	0,2±0,0
Gruntas	akmenys–žvyras	akmenys–žvyras	akmenys–žvyras	akmenys–žvyras	smėlis–dumblas	žvyras–smėlis	smėlis–dumblas
Debitas (m³s⁻¹)	6,6±0,6	13,7±0,3	22,8±2,1	6,3±0,4	1,3±0,1	14,4±0,3	23,8±0,7
Skendinčios medžiagos (mg l⁻¹)	1,5±0,1	2,1±0,3	3,1±0,3	2,7±0,2	6,1±0,5	4,2±0,5	8,0±0,5
BDS₇ (mg O₂ l⁻¹)	1,7±0,1	1,8±0,1	2,0±0,0	1,5±0,2	2,2±0,2	2,6±0,4	3,5±0,3
Bendras N (mg l⁻¹)	0,53±0,1	0,53±0,0	0,63±0,0	3,5±0,4	5,7±0,5	4,1±0,3	4,9±0,4
Bendras P (mg l⁻¹)	0,03±0,0	0,04±0,0	0,06±0,1	0,07±0,0	0,19 ± 0,0	0,12±0,0	0,24±0,0

Makrozoobentosas. Bentoso makrobestuburių gyvūnų mėginiai surinkti pagal tekančių vandenų makrobestuburių monitoringo standartines metodikas (LR Aplinkos ministerija, 2010; Arbačiauskas, 2009). Naudotas standartinis hidrobiologinis tinklas, kurio angos dydis 25×25 cm, tinklo akytumas 0,5 mm. Hidrobiontai gaudyti dviem būdais – „spyrio“ metodu apgaudant pasirinkto grunto (mikrobuveinės) tris 0,1 m⁻² ploto (0,40×0,25 m) dugno paviršius arba kiekvienoje tyrimo vietoje tinklu per 10 min. apgaudant visas bentosinių bestuburių buveines, ir paskirstant tyrimo pastangą taip, kad bendras mėginys atspindėtų vidutinį tyrimo vietos buveinių paskirstymą. Mėginiai rinkti gyliuose nuo 0,05 iki 1,5 m. Gaudant pirmuoju būdu, tinklas statomas ant substrato anga prieš srovę, o priešais esančio nustatyto ploto dugno paviršiaus substratai rankomis (jei gilų, kojomis) vartomi 1 min. Srovės į tinklą sunešti hidrobiontai kartu su grunto priemaišomis keletą kartų praskalaujami. Surinkta medžiaga nerūšiuojant lauko sąlygomis dedama į plastikinius indus ir šaltai (~5°C) transportuojama į laboratoriją. Laboratorijoje sugaudyti gyvūnai buvo paliekami kurį laiką filtruotame upės vandenyje ištuštinti savo žarnynus, po to gyvūnai išrenkami ir identifikuojami. Yra įvairių siūlymų kaip smulkiai (iki kokio taksonominio rango) skirstyti bendrijoje gyvenančius bestuburius vertinant bendros izotopinės nišos parametrus upėse. Vieni autoriai bestuburius gyvūnus apjungia iki klasės (Roth ir kt., 2006), būrio (Vander Zanden ir Rasmussen, 1999; Stenroth ir kt., 2006) ar šeimos taksonominio rango (Syvaranta, 2011; Layman ir kt., 2007b). Šiame darbe buvo nuspręsta bestuburius analizuoti genčių lygmenyje. Mažašerės žieduotosios kirmėlės (*Oligochaeta*) neidentifikuotos žemiau klasės lygio.

Vertinant mitybos tinklo izotopinės erdvės parametrus yra labai svarbu į analizę įtraukti visus savo $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertėmis besiskiriančius bendrijos narius. Kadangi įvertinti visų upėje gyvenančių gyvūnų rūšių vertes yra nerealu, dažnai vertinant bendrijos izotopinę nišą gyvūnai yra grupuojami į didesnes grupes. Siekiant įvertinti makrozoobentosos bestuburių bendrijų izotopinių nišų parametrus tirtų upių skirtingose vietose, buvo surinkti įvairių

gyvūnų mėginiai, kurie reprezentavo abiejose upėse vyraujančias visas pagrindines vandens bestuburių ekologines grupes (Mandaville, 2002):

- filtruotojai (angl. *collector filterer*) – dvigeldžiai moliuskai (*Pisidium* sp.), apsiuvos (*Brachycentrus* sp.) ir mašalai (*Simulium* sp.);
- rinkėjai (angl. *collector gatherer*) – mažašerės kirmėlės (*Oligochaeta*), lašalai (*Baetis* sp.) ir chironomidai (*Cricotopus* sp.);
- gremžėjai (angl. *scraper*) – pilvakojai moliuskai (*Bithynia* sp.);
- trynėjai (angl. *shredder*) – ankstyvės (*Nemoura* sp.), šoniplaukos (*Gammarus* sp.) ir vandens asiliukai (*Asellus* sp.);
- plėšrūnai (angl. *predator*) – vandens blakės (*Aphelocheirus* sp.) ir laumžirgiai (*Calopteryx* sp.).

Šios gyvūnų grupės pasirinktos dėl to, kad skirtingos bestuburių gentys pasižymi skirtingais ir įvairiais mitybos ypatumais ir gali atspinti tiek autochtoninės, tiek alochtoninės organikos vertes. Toks pasirinkimas yra ir dėl to, kad abiejose upėse išskirtas ekologines grupes reprezentuotų tos pačios bestuburių gentys ir būtų galima palyginti

Kiekvienoje upėje pagal galimybes buvo surinkta nemažiau kaip po tris kiekvienos tiriamos makrozoobentosinių bestuburių grupės mėginių pakartojimus. Vieną mėginį sudarė nuo trijų iki dešimties individų. Vėliau mėginiai buvo ruošiami SI analizei pagal standartinę metodiką. Upėse surinktų bestuburių gyvūnų taksonominis sąrašas ir jų ekologinės grupės pateiktos 10 lentelėje.

Iš viso buvo atlikta 249 bestuburių (108 mėginiai iš Žeimenos ir 141 mėginys iš Nevėžio upių) mėginių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ stabilųjų izotopų analizė. SIA parodė, kad tyrimų metu skirtingose upės vietose sugautų gyvūnų vidutinės $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės varijavo tiek aukštupyje, tiek vidurupyje, tiek žemupyje. Bestuburių SI analizei buvo sugauti 12 genčių atstovai, priklausantys 5 klasėms: *Bivalvia* (1 gentis), *Gastropoda* (1 gentis), *Oligochaeta* (1 gentis), *Crustacea* (2 gentys) ir *Insecta* (7 gentys).

10 lentelė. Tyrinėtų bestuburių taksonominis sąrašas ir ekologinės grupės priklausomai nuo jų mitybos pagal Mandville (2002) pasiūlytą klasifikaciją.

Klasė	Būrys	Šeima	Gentis	Ekologinė grupė
<i>Bivalvia</i>	<i>Veneroida</i>	<i>Pisidiidae</i>	<i>Pisidium</i> sp.	Filtruotojai
<i>Gastropoda</i>	<i>Neotaenioglossa</i>	<i>Bithyniidae</i>	<i>Bithynia</i> sp.	Gremžėjai
<i>Oligochaeta</i>	-	-	-	Rinkėjai
<i>Crustacea</i>	<i>Amphipoda</i>	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammarus</i> sp.	Trynėjai
	<i>Isopoda</i>	<i>Asellidae</i>	<i>Asellus</i> sp.	Trynėjai
<i>Insecta</i>	<i>Ephemeroptera</i>	<i>Baetidae</i>	<i>Baetis</i> sp.	Rinkėjai
	<i>Plecoptera</i>	<i>Nemouridae</i>	<i>Nemoura</i> sp.	Trynėjai
	<i>Odonata</i>	<i>Calopterygidae</i>	<i>Calopteryx</i> sp.	Plėšrūnai
	<i>Hemiptera</i>	<i>Aphelocheiridae</i>	<i>Aphelocheirus</i> sp.	Plėšrūnai
	<i>Trichoptera</i>	<i>Brachycentridae</i>	<i>Brachycentrus</i> sp.	Filtruotojai
	<i>Diptera</i>	<i>Simuliidae</i>	<i>Simulium</i> sp.	Filtruotojai
			<i>Chironomidae</i>	<i>Cricotopus</i> sp.

Žuvys. Žuvys stabiliųjų izotopų analizei upėse buvo gaudomos elektrožūklės būdu. Po sugavimo žuvys buvo nedelsiant analizuojamos. Buvo fiksuojamas bendras žuvies ilgis (paklaida ± 1 mm) bei svoris (paklaida $\pm 0,1$ g). Žuvų rūšys, kurių sugautų individų ilgiai stipriai variavo (skirtumas tarp mažiausio ir didžiausio individo buvo daugiau kaip 10 cm) bei stabiliųjų izotopų vertės patikimai koreliavo su jų kūno ilgiu (22 lentelė), siekiant išvengti stabiliųjų izotopų verčių pokyčio, atsirandančio dėl žuvų mitybos pasikeitimo jų ontogenezės metu, buvo grupuojamos į atskiras ilgio grupes. Todėl kai kurių rūšių žuvų (ešerys, kuoja, lydeka, šapalas ir strepetys) skirtingo ilgio individų mėginiai paimti atskirai ir suskirstyti į dvi ilgio grupes. Yra žinoma, kad šioms žuvų rūšims būdingas ontogenetinis mitybinės nišos pokytis (Hjelm ir kt., 2000, 2003; Horppila ir kt., 2000; Svanback ir Eklov, 2002). Šiame darbe <150 mm ilgio kuoju, ešerių, šapalų ir strepečių individai, taip pat lydekų <250 mm ilgio individai buvo priskirti "I grupei", o >150 mm ilgio kuoju, ešerių, šapalų ir strepečių, taip pat lydekų >250 mm ilgio individai

priskirti “II grupei” (Kesminas ir Virbickas, 2000; Virbickas ir Kesminas, 2007) (11 lentelė).

Iš viso buvo atlikta 229 žuvų (105 mėginiai iš Žeimenos ir 124 mėginių iš Nevėžio upių) mėginių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ stabilųjų izotopų analizė. Stabilųjų izotopų analizė buvo atlikta iš 6 rūšių žuvų, priklausančių trims šeimoms: *Cyprinidae* (4), *Esocidae* (1), *Percidae* (1). Upės mitybos tinklo izotopų reikšmių pokyčius geriausiai charakterizuoja vyraujančios žuvų rūšys (Grey ir kt., 2002; Clarke ir kt., 2005; Harrod ir Grey, 2006). Tačiau daugelio žuvų rūšių ontogenezės metu reikšmingai keičiasi mityba. Pavyzdžiui, dėl ešerio mitybos raciono pokyčio, pasikeičia ir išmatuotos $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės, o tuo pačiu ir vieta mitybos tinkle (Syravanta ir Jones, 2008).

Panaudojant SIA buvo įvertinta upės vietos, ekologinės grupės ir rūšies įtaka išmatuotoms žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertėms upėje. Kadangi žuvų mėginiai buvo renkami upių aukštupiuose, vidurupiuose ir žemupiuose, tai leido įvertinti upės gradiento įtaką žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių variacijai. Buvo pasirinktos 6 žuvų rūšys, kurių SI reikšmės lygintos vietos veiksnys ir bendrai. Sugautos žuvys pagal vyraujančią mitybą (Goldstein ir Simon, 1999; FAME Consortium, 2004) buvo sugrupuotos į ekologines grupes (11 lentelė), kurių SI reikšmės lygintos vietos veiksnys ir bendrai.

11 lentelė. Stabilųjų izotopų analizėje naudotų žuvų skirstymas į grupes.

Ekologinė grupė	Rūšis
Bentofagai	<i>Rutilus rutilus</i> I gr. (TL < 15 cm)
	II gr. (TL > 15 cm)
	<i>Perca fluviatilis</i> I gr. (TL < 15 cm)
	<i>Leuciscus cephalus</i> I gr. (TL > 15 cm)
	II gr. (TL > 15 cm)
	<i>Leuciscus leuciscus</i> I gr. (TL < 15 cm)
	II gr. (TL > 15 cm)
	<i>Gobio gobio</i>
Ictiofagai	<i>Perca fluviatilis</i> II gr. (TL > 15 cm)
	<i>Esox lucius</i> I gr. (TL < 25 cm)
	II gr. (TL > 25 cm)

Stabilių izotopų analizė. Atlikus pirminę žuvų analizę buvo imami raumens mėginiai SI analizei. Iš kiekvienos mėginiams atrinktos žuvies paimta ~1 g raumens, esančio virš šoninės linijos žemiau nugarinio peleko (Harrod ir Grey, 2006). Vieną mėginį sudarė penkių tos pačios ilgio grupės žuvų raumens ėminiai. Kiekvienam tam tikros žuvų rūšies bei ilgio mėginiui (pagal esamas galimybes) buvo imami trys pakartojimai. Paimti raumens mėginiai buvo sudedami į sterilius buteliukus bei šaltai (5 °C) gabenami į laboratoriją. Vėliau mėginiai pagal standartinę metodiką buvo ruošiami SI analizei.

Organinė medžiaga (pakrančių medžių lapai, vandeniniai makrofitai, siūliniai žalieji dumbliai (*Cladophora* sp.)) visose tyrimų vietose buvo surinkta rankomis nuo dugno. Nuo perifitono ir kitų mėginių neorganinė anglis buvo pašalinta 10 % HCl tirpalu. Kad neliktų bestuburių ir nešvarumų, makrodumbliai buvo kruopščiai išplauti distiliuotu vandeniu. Visi mėginiai buvo patalpinami į buteliukus ir pažymimi etiketėmis, po to užšaldomi lede ir laikomi, kol paruošiami stabilijų izotopų analizei.

Visi surinkti gyvūnų mėginiai laboratorijoje 48 val. buvo džiovinami džiovinimo krosnyje esant pastoviai 60 °C temperatūrai. Sudžiovinti mėginiai vėliau buvo sutrinami agato trintuvėje į homogeniškus miltelius. Svarstyklėmis (0,1 µg tikslumu) buvo atsveriami po 1 mg gautų miltelių. Atsverta dalis buvo sandariai supakuojama į sterilią 4×3,2 mm folijos kapsulę. Taip paruošti mėginiai buvo sudedami į mikrobiologines lėkšteles ir sandariai supakuojami. SI analizė buvo atlikta Lietuvos Valstybiniame mokslinių tyrimų institute Fizinių ir technologijos mokslų centre. Stabiliųjų anglies (¹³C/¹²C) bei azoto (¹⁵N/¹⁴N) izotopų santykių nustatymui naudotas nenutrūkstamo srauto izotopų santykio masės spektrometras (angl. *continuous flow isotope ratio mass spectrometry*). Stabiliųjų izotopų santykiai pateikti kaip išraiška δ, išreiškiami tūkstantosiomis dalimis:

$$\delta (\text{‰}) = [(R_{\text{mėginio}}/R_{\text{standarto}}) - 1] \times 1000,$$

kur: $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ ar ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$. Standartinis stabilųjų izotopų santykio etalonas azoto izotopams (${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$) buvo atmosferinis azotas (N_2) ir Vienos belemnitas (angl. *Vienna Pee Dee belemnite*) anglies izotopų (${}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$) santykiui (Fry, 2006). Atliktų anglies izotopų ($\delta^{13}\text{C}$) santykio matavimų tipinis tikslumas (vidurkis \pm SD) buvo $\pm 0,18$ ‰, azoto ($\delta^{15}\text{N}$) – $\pm 0,32$ ‰.

Mitybos lygmens (ML) ir sausumoje susiformavusios (alochtoninės) organikos (AO) dalies gyvūno mityboje nustatymas. Siekiant nustatyti kokios kilmės (alochtoninė ar autochtoninė) organinė medžiaga vyrauja upės ekosistemoje yra naudojamas sausumoje susiformavusios (alochtoninės) organikos dalies gyvūno mityboje (AO) indeksas, kuris parodo kokią dalį organizmo mityboje sudaro alochtoninė organika. AO indeksas gali svyruoti nuo 0 iki 1. Jei gyvūno mityboje visa organika yra susiformavusi vandens ekosistemoje (autochtoninė), tuomet AO indekso vertė bus lygi 0. Jei gyvūnas minta sausumoje susidariusia organika, tuomet jo AO vertė bus artima 1.

Pagal $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertes nustatoma vartotojų mitybos lygmuo (ML) ir mitybos grandinės ilgis (MGI) (Doucett ir kt., 2007; Solomon ir kt., 2009). Sausumos kilmės detritas (pakrančių medžių lapai; $\delta^{13}\text{C}_{\text{pagrindas1}}$) ir bentosinį perifitoną (dumbliai ir makrofitai) ($\delta^{13}\text{C}_{\text{pagrindas2}}$) panaudoti kaip vietos pagrindai (angl. *baseline*):

$$\text{ML} = \lambda + (\delta^{15}\text{N}_{\text{konsumento}} - [\delta^{15}\text{N}_{\text{pagrindas1}} \times \alpha + \delta^{15}\text{N}_{\text{pagrindas2}} \times (1 - \alpha)] / \Delta_n,$$

kur: $\delta^{15}\text{N}_{\text{konsumento}}$ yra mus dominančio hidrobionto $\delta^{15}\text{N}$ vertės upėje; λ = mitybos lygmens pagrindas (pirminių gamintojų $\text{ML} = 1$ ir jie naudojami kaip pagrindas); α = N dalis gaunama iš pagrindo (pvz., sausumos kilmės detritas); Δ_n = N frakcionacijos koeficientas (kuris laikoma, kas padidėja apytikriai 3,4 ‰ (Post, 2002b).

Šiame darbe buvo priimta, kad keičiantis mitybos lygmeniui iš vieno į kitą, $\delta^{15}\text{N}$ vidutiniškai pasikeičia per 2,54 ‰ (Vanderkluft ir Ponsard, 2003). Gauta ML reikšmė parodo ilgalaikį vidutinį tiriamojo vartotojo užimamą

mitybos lygmenį mitybos grandinėje. Kadangi yra prielaida, kad C ir N apykaita mitybos tinkluose yra panaši, todėl vientisas tiesinis modelis (angl. *2-end-member linear mixing model*) leidžia nustatyti α :

$$\alpha = (\delta^{13}\text{C}_{\text{konsumento}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{pagrindas2}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{pagrindas1}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{pagrindas2}})$$

kur: $\delta^{13}\text{C}_{\text{konsumento}}$ yra mus dominančio hidrobionto $\delta^{13}\text{C}$ vertės upėje. Nustatant gyvūno priklausymą pelaginėms ar litoralinėms mitybos grandinėms ežeruose, kaip tinkamas pagrindas dažnai siūlomi ilgai gyvenantys dvigeldžiai moliuskai (atspindintys pelaginio fitoplanktono $\delta^{13}\text{C}$ žymę) ir pilvakojai moliuskai (atspindintys litoralės bentoso $\delta^{13}\text{C}$ izotopinį santykį) (Post ir kt., 2000). Tačiau upių ekosistemose sausumos (pakrančių) ekosistemų $\delta^{13}\text{C}$ žymę atspindi sausumos kilmės detritas (pakrančių medžių lapai), o vandens (upių) ekosistemų $\delta^{13}\text{C}$ žymę atspindi bentosinis perifitonas (dumbliai ir makrofitai). Vietos pagrindai arba etaloniniai gyvūnai (angl. *baseline*), atspindintys tiek pelaginę arba litoralinę anglį ežeruose, tiek autochtoninę arba alochtoninę anglį upėse, taip pat turi pasižymėti atitinkamai mažiausiomis ir didžiausiomis $\delta^{13}\text{C}$ vertėmis ežero arba upės mitybiniame tinkle.

Atsižvelgiant į tai, kad didžiausias ir mažiausias $\delta^{13}\text{C}$ vertes tirtose upėse turėjo atitinkamai detritas ir perifitonas, nuspręsta šiame darbe naudoti sausumos kilmės detritą (pvz., į upę nukritę lapuočių medžių lapai; $\delta^{13}\text{C}_{\text{pagrindas1}}$) ir perifitoną ($\delta^{13}\text{C}_{\text{pagrindas2}}$) kaip vietos specifinius pagrindus.

Mitybos tinklo parametrų nustatymas. Vienas iš šio darbo uždavinių buvo įvertinti makrozoobentoso bestuburių ir žuvų bendrijų izotopinių nišų parametrus tirtų upių skirtingose dalyse. Tam tikslui buvo nustatyti gyvūnų bendrijų izotopinės nišos parametrai tirtose upėse. Vėliau buvo nustatyta, minėtų parametrų kitimas upėse susijęs su įvairiais aplinkos veiksniais. Įvykus pokyčiams upės ekosistemoje kartu keičiasi ir upės mitybos tinklas, todėl siekiant nustatyti pokyčius upės ekosistemoje dažnai yra vertinami įvairūs upės mitybos tinklo parametrai. Įprastais gyvūnų skrandžio turinio analizės metodais mitybos tinklo struktūrą įvertinti yra labai sudėtinga.

Todėl pastaruoju metu mitybos tinklo struktūra ežeruose vis dažniau analizuojama stabiliųjų izotopų pagalba. Layman su kolegomis (2007a) pasiūlė alternatyvų būdą, kaip įvertinti mitybos tinklo struktūrą stabiliųjų anglies ($\delta^{13}\text{C}$) bei azoto ($\delta^{15}\text{N}$) izotopų pagalba. Jie teigė, kad bendrijos narių išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių išsibarstymas dviašėje erdvėje, kitaip dar vadinamas bendrijos izotopine niša (angl. *isotopic niche*), yra vienas iš būdų aprašyti vandens ekosistemos mitybos tinklą bei jo įvairius parametrus, tokius kaip vidutinis mitybos grandinių ilgis, bendras mitybos tinklo plotas ar mitybos tinklo surištumas (Layman ir kt., 2007a, 2011). Nors bendrijos mitybinė niša ir nėra visiškai tas pats, kas bendrijos izotopinė niša, tačiau žinant, kad organizmo audinių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės priklauso nuo jo mitybos, yra teigiama, kad minėta bendrijos izotopinė niša yra artima bei atspindi bendrijos mitybinę nišą (Layman ir kt., 2007a, 2011). Todėl pastaruoju metu bendrijų mitybos tinklų pokyčiai yra aprašomi būtent bendrijos izotopinės nišos pokyčiais (Layman ir kt., 2007b; Syväranta ir kt., 2011).

Kiekybiškai dviašėje erdvėje atidedant bendrijos narių vidutines $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertes, vertinami šeši bendrijos izotopinės nišos parametrai (Layman ir kt., 2007a):

1. Bendrijos narių vidutinių $\delta^{15}\text{N}$ verčių kaitos ribos ($\delta^{15}\text{N}$ ribos, NR). NR įvertinamos kaip skirtumas tarp didžiausios ir mažiausios išmatuotos $\delta^{15}\text{N}$ vertės (t. y. $\text{NR} = \delta^{15}\text{N}_{\text{didžiausia}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{mažiausia}}$, ‰). Kuo šis skirtumas didesnis, tuo ilgesnės mitybos grandinės vyrauja upėje;
2. Bendrijos narių vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ verčių kaitos ribos ($\delta^{13}\text{C}$ ribos, CR). CR įvertinamos kaip skirtumas tarp didžiausios ir mažiausios išmatuotos $\delta^{13}\text{C}$ vertės (t. y. $\text{CR} = \delta^{13}\text{C}_{\text{didžiausia}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{mažiausia}}$, ‰). Kuo šis skirtumas didesnis, tuo mitybos tinkle įsisavinama didesnė pirminės produkcijos įvairovė;
3. Bendra visų bendrijos narių užimama erdvė dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinačių plokštumoje (bendra erdvė, BE, ‰). Kuo BE vertė didesnė, tuo upės mitybos tinklas yra platesnis;

4. Vidutinis bendrijos narių nuotolis iki BE centro, nustatomo kaip visų vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių aritmetinis vidurkis (nuotolis nuo centro, NC, ‰). Šis atstumas apskaičiuojamas kaip visų bendrijos narių vidutinis Euklido atstumas iki $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ erdvės centro. NC parodo mitybinę įvairovę bendrijoje. Jeigu BE reikšmės gali būti stipriai įtakotos kelių, savo $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertėmis laibai išsiskiriančių bendrijos narių, tai NC tiksliau parodo bendrą mitybinę įvairovę bendrijoje;
5. Vidutinis nuotolis tarp artimiausių „kaimynų“ dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinačių plokštumoje (nuotolis iki „kaimyno“, NK, ‰). Šis nuotolis apskaičiuojamas kaip visų bendrijos narių vidutinis Euklido atstumas iki artimiausio „kaimyno“. Tai bendro mitybos tinklo narių išsidėstymo tankio $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinačių plokštumoje rodiklis, kitaip tariant upės mitybos tinklo surištumo įvertinimas. Mitybos tinklai, kuriuose didelė dalis bendrijos narių pasižymi panašia mitybine niša, turės mažesnes NK vertes lyginant su mitybos tinklais, kuriuose jų nariai pasižymi skirtingomis mitybinėmis nišomis;
6. Standartinis nuotolio tarp artimiausių kaimynų nuokrypis dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinačių plokštumoje (standartinis „kaimyno“ nuotolio nuokrypis, SKNN, ‰). Šis matas parodo bendrijos rūšių išsidėstymo $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinačių plokštumoje tolygumą. Kuo SKNN vertės mažesnės, tuo bendrijos narių mitybinės nišos pasiskirsčiusios tolydžiau. Šis rodiklis mažiau priklauso nuo analizuojamų bendrijos narių skaičiaus nei NK.

Pirmi keturi parametrai aprašo bendrijos mitybos tinklo pasiskirstymą dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinačių plokštumoje, t. y. vertina mitybos įvairovę bendrijoje. Tuo tarpu likę du rodikliai atspindi mitybos tinklo narių tarpusavio pasiskirstymą tinkle ir gali būti interpretuojami kaip mitybos tinklo surištumo matai (Layman ir kt., 2007a).

3.3. Statistinė analizė

Nors ir išryškėjo nežymus žuvų gausumo ir biomasės kintamumas tyrimų laikotarpiu, tačiau hidrologinių rodiklių (priedo 1 lentelė, išskyrus bendro N ir skendinčių medžiagų) kintamumas buvo nežymus. Dėl to buvo nuspręsta analizei naudoti trijų metų tyrimų vidurkius.

Tyrimų stočių panašumas pagal žuvų rūšių gausumą įvertintas pagal Bray-Curtis panašumo indeksą (Bray ir Curtis, 1957) naudojant PRIMER 5.2.3 (PRIMER-E Ltd., Plymouth, United Kingdom) paketo CLUSTER programą.

Dispersinė analizė (ANOVA) buvo naudojama vidurkių skirtumams tarp tiriamų kintamųjų grupių patikrinti ir aplinkos veiksnių poveikiui tiriamiems žuvų rodikliams įvertinti. Žuvų ir hidrologinių rodiklių sąryšiui įvertinti skaičiuotas Pirsono arba Spirmeno koreliacijos koeficientai. Vidurkiai pateikti nurodant standartinę paklaidą (angl. *standart error*, SE) arba standartinį nuokrypį (angl. *standart deviation*, SD). Vertinant upės vietos poveikį išmatuotoms bestuburių ir žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertėms, naudota grupuota dispersinė analizė. Buvo tikrinama, ar upės gradiento veiksnys patikimai įtakoja bestuburių genčių vidutinių SI verčių pasiskirstymą upėse. Buvo išskirti vietos, ekologinės grupės ir genties veiksniai (ekologinės grupės ir genties veiksniai buvo grupuoti vietos veiksnyje). Prieš atliekant grupuotą dispersinę analizę buvo patikrinta, ar skaičiavimams naudoti duomenys atitinka normalinio pasiskirstymo reikalavimus (Šapiro-Vilk testas, $p > 0,05$). Žuvų ilgio ir jų išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių koreliacijai įvertinti naudotas Pirsono koreliacijos koeficientas. Išmatuotų ML ir AO indeksų variacijai tarp skirtingų genčių, rūšių ar funkcinių grupių įvertinimui naudota vienfaktorinė dispersinė analizė (angl. *one-way ANOVA*). Tjukio ganėtinai statistiškai reikšmingo skirtumo kriterijus (angl. *Post-hoc Tukey HSD*) buvo naudojamas testuoti skirtumus (parodyti reikšmingiems skirtumams) tarp skirtingų bestuburių ar žuvų apskaičiuotų ML ir AO indeksų verčių. Vietos ir genties, rūšies arba ekologinės grupės suminis poveikis bestuburių ir žuvų mitybos lygmenims ir organinės medžiagos proporcijai jų mityboje įvertintas atliekant faktorinę

dispersinę analizę (angl. *Factorial ANOVA*). Šios analizės pagrindu gautos „Wilks lambdos“ reikšmės parodė suminio poveikio stiprumą priklausomiems kintamiesiems. Siekiant nustatyti, nuo ko priklauso makrozoobentosos bendrijų izotopinės nišos parametrai, buvo atlikta kanoninė atitikties analizė (CCA) naudojant programą MVSP 3.22 (Kovach Computing Services, Anglesey, Wales, UK). Kanoninė atitikties analizė buvo panaudota ir aplinkos veiksnių poveikio žuvų bendrijų izotopinės erdvės parametrams nustatymui. Aplinkos kintamųjų, anglies ir azoto stabiliųjų verčių vidurkių natūraliose ir reguliuotose atkarpose palyginimas atliktas naudojant porinį Stjudento t-testą arba Mann-Whitney U testą. Ryšiai tarp žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ izotopų verčių ir aplinkos kintamųjų buvo patikrinti atliekant kanoninę atitikties analizę (CCA). CCA rezultatų pavaizdavimui, buvo apskaičiuotos tikrinės vertės (angl. *eigenvalue*) ir koreliacija ($>0,5$) tarp kintamųjų ir ašių. Stabiliųjų izotopų verčių skirtumai tarp žuvų rūšių išanalizuoti naudojant vienfaktorinę dispersinę analizę (angl. *one-way ANOVA*) ir Tukey HSD testą. Svarbiausių aplinkos veiksnių, kurie daro įtaką bestuburių ir žuvų mitybos lygmenims ir organinės medžiagos proporcijai jų mityboje, nustatymui naudota daugialypė regresija (*multiple regression*). Prieš analizuojant visi duomenys buvo transformuoti, naudojant transformaciją $\log(1 + x)$. Rezultatai buvo laikomi patikimais, kai reikšmingumo lygmuo buvo $p \leq 0,05$. Duomenų statistiniam apdorojimui naudotos programos Microsoft Excel ir Statistica 6.0 (StatSoft, Tulsa, Oklahoma, USA).

4. TYRIMŲ REZULTATAI

4.1. Nevėžio upės ichtiofauna ir ekologinė būklė

Hidrologinės sąlygos. Buvo nustatytos vienuolikos tyrimų vietų fizikinės ir cheminės savybės (12 lentelė). Kaip ir manyta, debitas mažėjo nuo žemupio iki aukštupio. Panašiai ir gylis mažėjo nuo žemupio iki aukštupio, išskyrus 3-ioje tyrimų vietoje. Žvyras ir smėlis buvo įprastas grunto substratas tyrimų vietose.

12 lentelė. Trijų metų vidutiniai (\pm SE) hidrocheminiai ir hidrofiziniai duomenys tyrimo vietose Nevėžio upėje. Kiekvienų metų atskiri duomenys pateikti priedo 1 lentelėje.

Tyrimų stotis	Koordinatės (Plat/Ilg)	Atstumas iki žiočių (km)	Gylis (m)	Srovės greitis (m s ⁻¹)	Gruntas	Debitas (m ³ s ⁻¹)	Skendinčios medžiagos (mg l ⁻¹)	BDS ₇ (mg O ₂ l ⁻¹)	Bendras N (mg l ⁻¹)	Bendras P (mg l ⁻¹)
1	55° 34' 24° 37'	179±0,0	1,0±0,0	0,1±0,0	smėlis	0,9±0,1	8,72±0,2	2,23±0,1	5,21±0,2	0,19±0,0
2	55° 44' 24° 14'	130±0,0	0,6±0,1	0,3±0,0	žvyras	6,4±0,3	2,48±0,2	1,47±0,3	4,34±0,2	0,07±0,0
3	55° 44' 24° 17'	124±0,0	1,4±0,1	0,2±0,0	smėlis	7,2±0,2	9,35±0,3	6,72±0,5	15,77±0,6	0,30±0,0
4	55° 25' 24° 02'	71±0,0	0,7±0,0	0,4±0,0	žvirgždas, žvyras	8,0±0,2	4,97±0,5	2,59±0,4	4,11±0,3	0,07±0,0
5	55° 22' 24° 00'	64±0,0	0,7±0,1	0,4±0,0	žvyras, smėlis	10,3±0,5	5,02±0,5	2,03±0,4	3,89±0,2	0,18±0,0
6	55° 21 ' 24° 00'	60±0,0	0,6±0,1	0,4±0,0	žvirgždas, žvyras	11,3±0,5	4,23±0,5	1,92±0,5	3,62±0,2	0,14±0,0
7	55° 10' 23° 50'	37±0,0	0,9±0,1	0,3±0,0	žvyras, smėlis	14,0±0,6	7,44±0,7	3,29±0,3	4,82±0,2	0,20±0,0
8	55° 10' 23° 49'	35±0,0	0,5±0,1	0,5±0,0	žvirgždas, žvyras	19,9±0,8	1,87±0,2	1,33±0,1	3,00±0,2	0,05±0,0
9	55° 9' 23° 48'	32±0,0	0,9±0,0	0,4±0,1	žvyras, smėlis	21,8±0,5	8,03±0,3	3,20±0,2	4,57±0,3	0,20±0,0
10	55° 8' 23° 47'	30±0,0	1,0±0,0	0,3±0,0	smėlis	23,8±0,7	8,05±0,5	3,49±0,3	4,91±0,4	0,24±0,0
11	54° 57' 23° 48'	9±0,0	1,2±0,0	0,3±0,0	smėlis	33,7±0,9	13,96±0,6	3,73±0,3	5,33±0,5	0,43±0,1
Vid. (SE)	-	70,1 (52,5)	0,86 (0,28)	0,33 (0,11)	-	14,3 (9,5)	6,737 (3,477)	2,908 (1,507)	5,524 (3,674)	0,188 (0,112)

4.1.1. Žuvų įvairovė ir sutinkamumas

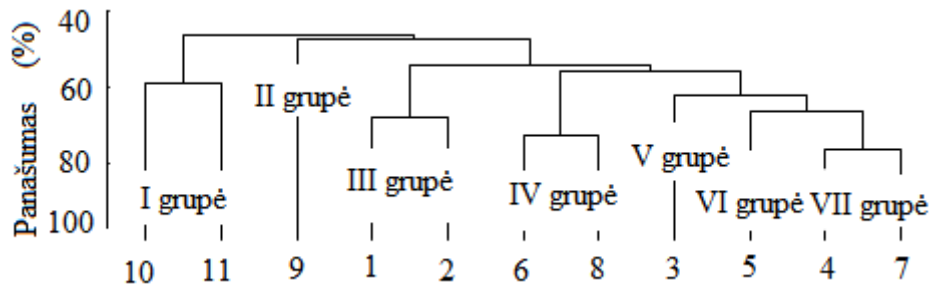
Atliktų tyrimų metu iš viso yra užregistruotos 23 žuvų rūšys, priklausančios 7 šeimoms. Rūšių skaičius tyrimų vietose svyravo nuo 9 iki 13. Šapalas (*Leuciscus cephalus* L.) ir paprastoji aukšlė (*Alburnus alburnus* L.) buvo sutinkamos visose tyrimų stotyse. Kuoja (*Rutilus rutilus* L.) nebuvo sutinkama 9-oje stotyje. Vėgėlė (*Lota lota* L.), starkis (*Stizostedion lucioperca* L.) ir kūjagalvis (*Cottus gobio* L.) buvo sutinkami tik vienoje stotyje ($V = 9,1$ %). Tik aukštutinėje upės dalyje, ties Smiltyne (aukščiau Panevėžio NVĮ), aptiktos žmogaus poveikio sukeltiems pokyčiams jautresnės rūšys: srovinė aukšlė, kūjagalvis, rainė (13 lentelė). Pagal išplitimo ir sugavimo rezultatus bendrijose vyravo – kuoja (*Rutilus rutilus* L.), šapalas (*Leuciscus cephalus* L.), ešerys (*Perca fluviatilis* L.), trispyglė dyglė (*Gasterosteus aculeatus* L.), strepetys (*Leuciscus leuciscus* L.), paprastoji aukšlė (*Alburnus alburnus* L.) ir gružlys (*Gobio gobio* L.) (aptinkamumo dažnis $V = 72,7$ – 100 %). Įprastos rūšys ($V = 45,5$ – $54,5$ %): kartuolė (*Rhodeus sericeus amarus* Bloch.), rainė (*Phoxinus phoxinus* L.), lydeka (*Esox lucius* L.) ir šližys (*Nemacheilus barbatulus* L.). Retos rūšys ($V = 18,2$ – $36,4$ %) Nevėžio upėje buvo salatis (*Aspius aspius* L.), karšis (*Abramis brama* L.), meknė (*Leuciscus idus* L.), srovinė aukšlė (*Alburnoides bipunctatus* Bloch.), raudė (*Scardinius erythrophthalmus* L.), plakis (*Blicca bjoerkna* L.), kirtiklis (*Cobitis taenia* L.), lynas (*Tinca tinca* L.) ir žiobris (*Vimba vimba* L.) (13 lentelė). Saugomų žuvų rūšių sutinkamumas sudarė 9,4 %.

13 lentelė. Žuvų įvairovė ir sutinkamumas (V, %) Nevėžio upėje.

Rūšys	Tyrimų stotys											V %
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Salatis (<i>Aspius aspius</i>)					+					+		27,3
Karšis (<i>Abramis brama</i>)	+									+	+	36,4
Vėgėlė (<i>Lota lota</i>)		+										9,1
Šapalas (<i>Leuciscus cephalus</i>)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100,0
Paprastoji aukšlė (<i>Alburnus alburnus</i>)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100,0
Strepetys (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	+	+	+	+	+			+	+	+		72,7
Kartuolė (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)				+		+	+	+	+			45,5
Rainė (<i>Phoxinus phoxinus</i>)		+				+	+	+	+			45,5
Kūjagalvis (<i>Cottus gobio</i>)		+										9,1
Ešerys (<i>Perca fluviatilis</i>)	+	+			+	+	+	+	+	+	+	81,8
Gružyls (<i>Gobio gobio</i>)	+	+	+	+	+	+	+	+	+			81,8
Meknė (<i>Leuciscus idus</i>)			+							+		18,2
Lydeka (<i>Esox lucius</i>)	+		+	+	+					+	+	54,5
Srovinė aukšlė (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)		+		+	+							27,2
Kuoja (<i>Rutilus rutilus</i>)	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	90,9
Raudė (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)			+				+			+		27,3
Plakis (<i>Blicca bjoerkna</i>)				+						+	+	27,3
Šližys (<i>Nemacheilus barbatulus</i>)	+				+			+	+			36,4
Kirtiklis (<i>Cobitis taenia</i>)	+	+		+		+	+	+				54,5
Lynas (<i>Tinca tinca</i>)			+							+	+	27,3
Trispyglė dyglė (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)			+	+		+	+	+	+	+	+	72,7
Žiobris (<i>Vimba vimba</i>)						+		+	+		+	36,4
Starkis (<i>Sander lucioperca</i>)									+			9,1
<i>Iš viso rūšių</i>	<i>10</i>	<i>11</i>	<i>10</i>	<i>11</i>	<i>10</i>	<i>10</i>	<i>9</i>	<i>11</i>	<i>13</i>	<i>11</i>	<i>10</i>	

Pagal Bray-Curtis panašumo analizę išsiskyrė septynios grupės (klasteriai), rodančios žuvų paplitimo struktūrą Nevėžio upėje (3 pav.). Pagal klasterių analizę, 6–8 tyrimų stotys (72,7 %), 1-2 (67,7 %) ir 10–11 (58,9 %) buvo labiausiai panašios pagal žuvų taksonominę sudėtį ir gausumą. Žuvų mėginiai surinkti iš 9-os tyrimų stoties formuoja II grupę, kurioje aukšlė ir žiobris (*Vimba vimba* L.) dominuoja, tačiau kuoja nesutinkama. Vėgėlė buvo sutinkama tik III grupėje (1–2 stotys). IV grupė išsiskyrė iš kitų grupių didžiausiu kartuolės gausumu. V grupė (3 stotis) nuo likusių Bray-Curtis panašumo grupių skiriasi tuo, kad ten užfiksuotas didžiausias absoliutus ir santykinis kuojos gausumas. VI grupė sudaryta iš žuvų mėginių surinktų 5-toje

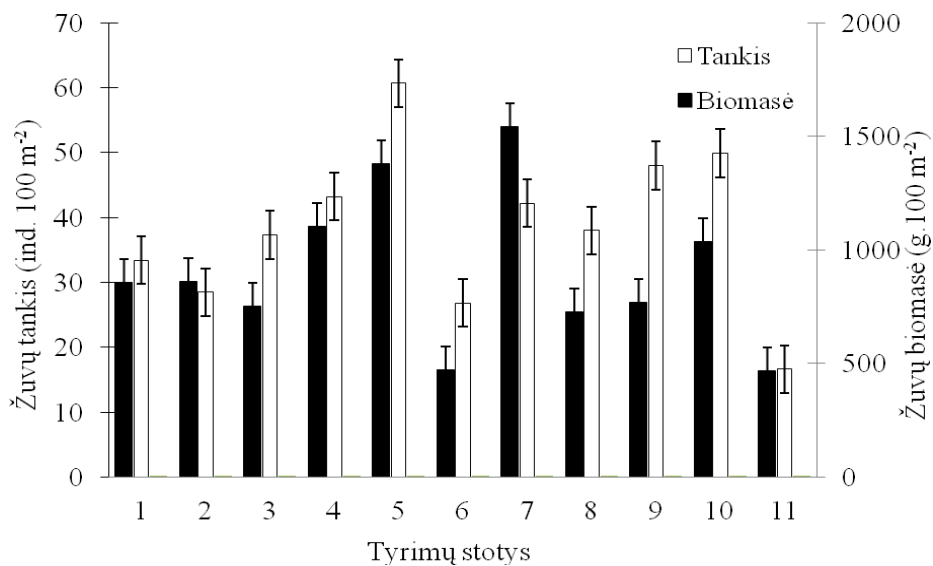
stotyje, kur šapalo ir gruzlio absoliutus gausumas buvo didesnis nei kitose grupėse. VII grupė (4 ir 7 stotys) išsiskyrė plakio gausumu.



3 pav. Tyrimų stočių Nevėžio upėje klasifikavimas pagal žuvų gausumą (pagal Bray-Curtis metodą).

4.1.2. Žuvų tankis, biomasė ir bendrijos struktūra

Žuvų tankis tyrimo vietose kito nuo 16,6 iki 60,7 ind. 100 m^{-2} (vid. 38,6 ind. 100 m^{-2}), o biomasė nuo 467,2 iki 1544,3 g 100 m^{-2} (vid. 906,9 g 100 m^{-2}). Didžiausias tankis užfiksuotas 5-oje stotyje, o biomasė 7-oje stotyje. Mažiausias žuvų tankis ir biomasė buvo 11-oje stotyje (4 pav.).



4 pav. Žuvų tankis (N, ind. 100 m^{-2}) ir biomasė (B, g 100 m^{-2}) (vidurkis ir standartinė paklaida ($\pm 1\text{ SE}$)) Nevėžio upėje.

Nevėžio upė žuvų bendrijoje pagal gausumą vyravo kuoja (21,4 %). Šią rūšį galima laikyti gausiausia (eudominantine). Gružlys (14,5 %), paprastoji aukšlė (13,6 %), šapalas (13,5 %), trispyglė dyglė (6,2 %) ir kartuolė (5,2 %) – dominantinės rūšys. Karšis (4,7 %), strepetys (4,6 %), ešerys (3,7 %), šližys (2,8 %), plakis (2 %), ir žiobris (1,8 %) – subdominantinės rūšys. Kirtiklis (0,8 %), lydeka (0,8 %), srovinė aukšlė (0,7 %), lynas (0,6 %), raudė (0,5 %), salatis (0,5 %), starkis (0,5 %), kūjagalvis (0,4 %), meknė (0,4 %), ir vėgėlė (0,1 %) – negausios (recedentinės) rūšys. Saugomos rūšys sudarė 9,4 % bendrijos gausumo. Nevėžio upės žuvų bendrijoje pagal biomą vyravo kuoja (36,2 %) ir šapalas (18,2 %).

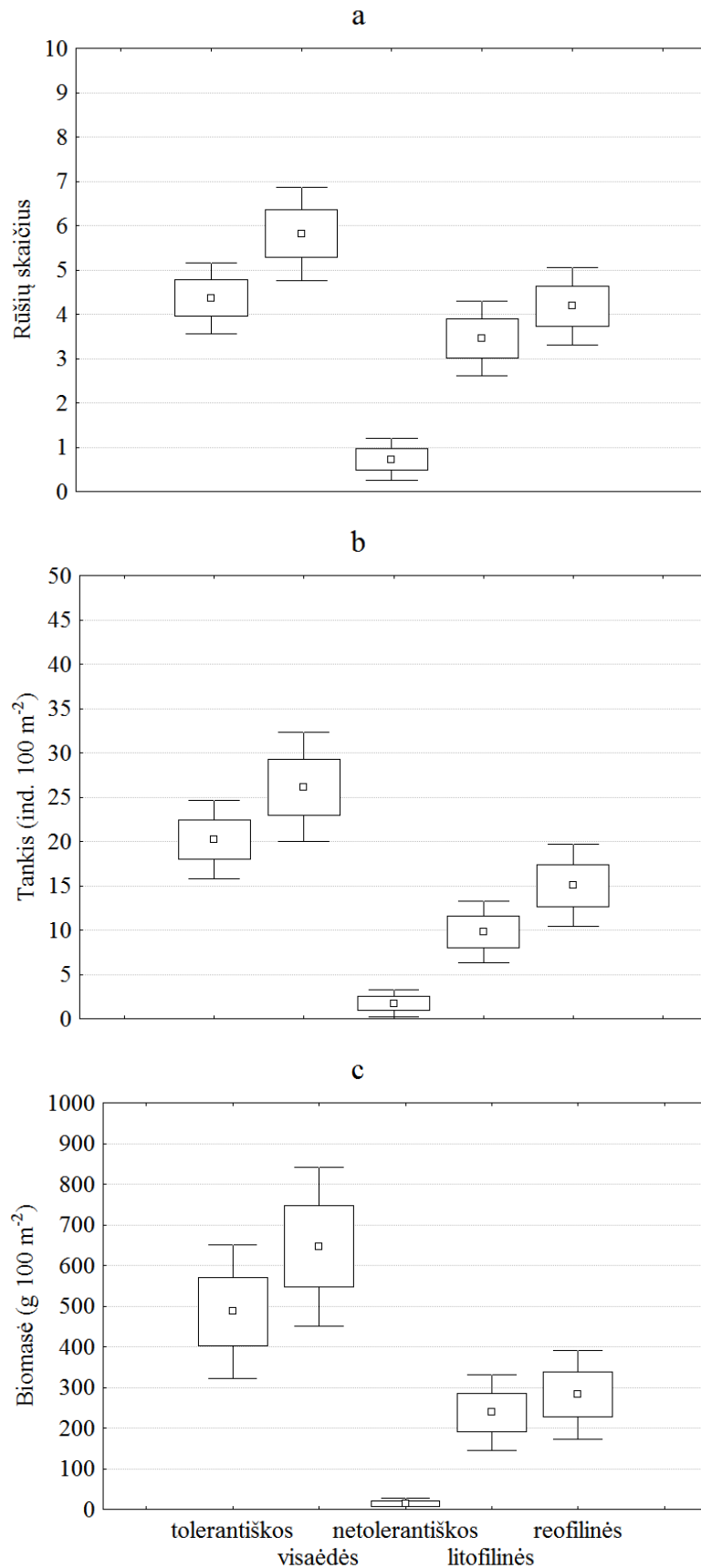
Kuoja vyravo 1, 3, 4, 5, 7 tyrimų stotyse, sudarydama atitinkamai po 20; 45,8; 37,3; 25,9 ir 36,9 % bendrijos gausumo. Dar 4 stotyse kuoja sudarė daugiau kaip 10 % bendrijos. Gružlys buvo viena vyraujančių rūšių 1, 3, 4, 5, 6, 7 ir 9 tyrimų stotyse, sudarydamas atitinkamai 16,8; 17,9; 18,9; 26,4; 26,1; 21,1 ir 14,6 % bendrijos gausumo. Paprastoji aukšlė gausiausiai buvo sutinkama 2 (35 %), 9 (33,3 %), 1 (20,6 %), 11 (19,9 %), 10 (12,8 %) ir 5 (12,7 %) tyrimų stotyse. Šapalas buvo sutinkamas visose ištirtose upės atkarpose, tačiau jo kiekis bendrijoje gana kintantis, svyravo nuo 0,5 iki 24,2 %, o daug kur sudarė daugiau kaip po 10 % bendrijos gausumo. Trispyglė dyglė vyravo 8 (23,7 %) ir 3 (23,9 %) tyrimų stotyse. Kitur sudarė 1,4–7,8 % bendrijos gausumo. Kartuolė aptikta tik 5 tyrimų stotyse, tačiau dviejose iš jų (6 ir 8) buvo viena iš vyraujančių rūšių ir sudarė atitinkamai po 28,4 ir 21% bendro gausumo. Karšis 1 stotyje, esančioje upės aukštupyje, sudarė 16,8 %, o žemutinėje upės dalyje esančiose 9, 10 ir 11 stotyse sudarė atitinkamai po 12,5; 16 ir 1,8 % bendrijos gausumo. Strepetys Nevėžio upėje nėra gausus, tačiau jo gausumas yra stabilus, sutinkamas daugumoje upės atkarpų, sudaro po 1,4–4,8 % bendrijos gausumo, kiek gausesnis buvo tik 10 stotyje, kur sudarė 16 %. Ešerys sutinkamas daugumoje upės vietų, tačiau jo gausumas nestabilus, svyravo nuo 0,7 iki 10 %. Šližys daugumoje tyrinėtų vietų sudarė 0,7–3,5 %, tik 8 stotyje sudarė net 21 %. Plakis buvo sugautas tik 4 stotyje, kur jaučiamas

Kruosto patvankos poveikis, taip pat 10 ir 11 stotyse upės žemupyje, kur sąlygos limnofilinėm rūšim labiau tinkamos. Minėtose stotyse plakio gausumas sudaro 5–10,2 %. Žiobris labiau paplitęs Nevėžio vidurupyje ir žemupyje (6–11 stotys), sudarydamas po 0,7–10,2 % bendrijos gausumo. Kitų žuvų rūšių santykinis gausumas bendrijoje yra nedidelis.

Žuvų bendrijose vyravo visaėdės ir tolerantiškos žuvų rūšys. Didžiausias netolerantiškų (21,0 %) ir litofilinių (39,5 %) rūšių santykinis gausumas pastebėtas 8-oje stotyje, ties Šušvės upės žiotimis. Tolerantiškų rūšių didesnis gausumas, neretai sutapdavo su mažesne bendra žuvų rūšine įvairove ir gausumu upėje.

4.1.3. Aplinkos veiksnių įtaka žuvų rodikliams ir upės ekologinei būklei

Nustatyti reikšmingi skirtumai pagal žuvų ekologinių grupių rūšių gausumą ($F = 1084,6$; $p = 0,0001$; $df = 4$) (5a pav.), absoliutų gausumą ($F = 1002,2$; $p = 0,0001$; $df = 4$) (5b pav.) ir biomasę ($F = 1543,5$; $p = 0,0001$; $df = 4$) (5c pav.).



5 pav. Žuvų ekologinių grupių rūšių skaičius (a), tankis (b) ir biomasė (c) Nevėžio upėje (□ vidurkis, □ ±1 SE, ± 0,95 patikimumo intervalas).

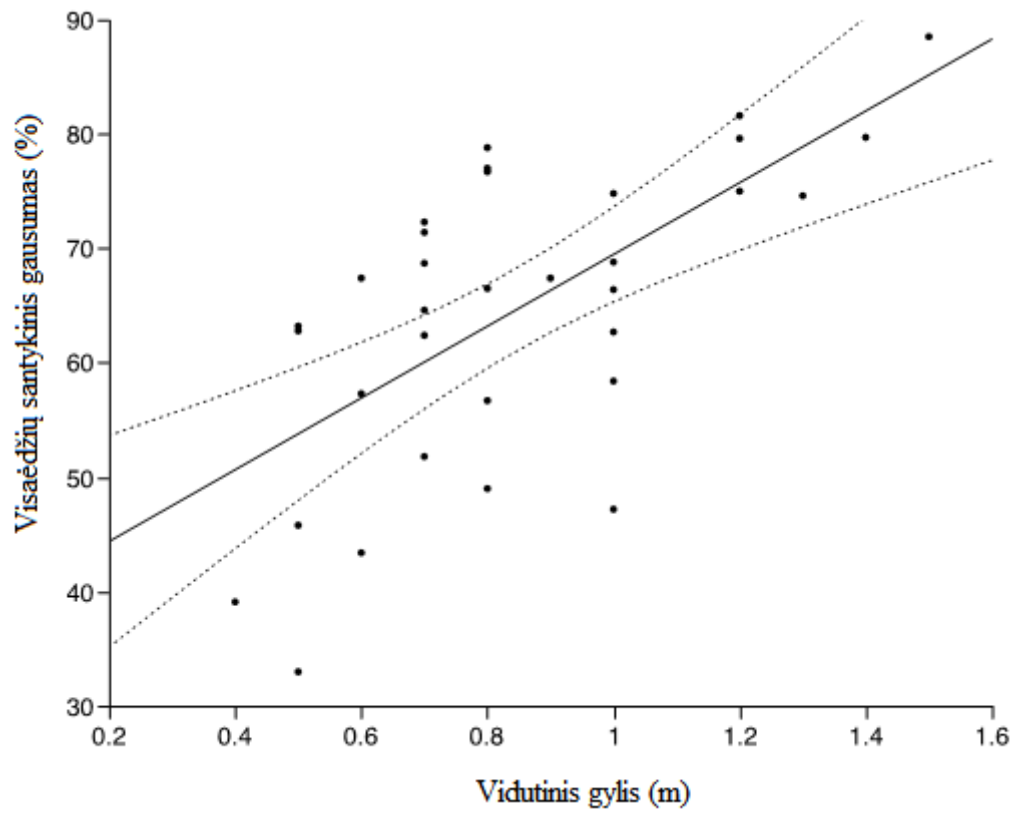
Upės gylio įtaka tolerantiškų ir visaėdžių žuvų gausumui buvo teigiama (6 pav.), o netolerantiškų ir litofilinių gausumui – neigiama. Teigiama srovės greičio įtaka nustatyta netolerantiškų, reofilinių ir litofilinių gausumui, o tolerantiškų ir visaėdžių žuvų gausumui – neigiama. Grunto dalelių dydžio įtaka netolerantiškų ir litofilinių žuvų gausumui buvo teigiama, o tolerantiškų ir visaėdžių žuvų gausumui – neigiama. Debitas koreliavo tik su litofilinių žuvų gausumu ($r = -0,45$). Skendinčios medžiagos ir BDS₇ neigiamai veikė netolerantiškų ir litofilinių žuvų gausumą, o tolerantiškų ir visaėdžių žuvų gausumą – teigiamai. Bendras N turėjo teigiamos įtakos tolerantiškų ir visaėdžių žuvų gausumui, o neigiamos įtakos turėjo litofilinių žuvų gausumui. Bendras P turėjo teigiamą poveikį tolerantiškų ir visaėdžių žuvų gausumui, tačiau neigiamai veikė netolerantiškų žuvų gausumą (14 lentelė).

14 lentelė. Žuvų rodiklių priklausomybė nuo aplinkos veiksnių Nevėžio upėje.

Aplinkos kintamieji	Žuvų rodikliai				
	TOLE, n %	NTOLE, n %	OMNI, n %	RH, n %	LITH, n %
Gylis (m)	0,79 *	-0,65 *	0,63 *	-0,31	-0,57 *
Srovės greitis (m s ⁻¹)	-0,69 *	0,54 *	-0,57 *	0,45 *	0,51 *
Gruntas (balais)	-0,75 **	0,73 **	-0,60 **	0,33	0,60 **
Debitas (m ³ s ⁻¹)	0,15	-0,04	-0,12	-0,10	-0,45 *
Skendinčios medžiagos (mg l ⁻¹)	0,64 *	-0,69 *	0,54 *	-0,15	-0,40 *
BDS ₇ (mg O ₂ l ⁻¹)	0,65 *	-0,50 *	0,54 *	-0,24	-0,62 *
Bendras N (mg l ⁻¹)	0,59 *	-0,34	0,54 *	-0,34	-0,64 *
Bendras P (mg l ⁻¹)	0,53 *	-0,70 *	0,48 *	-0,08	-0,27

NTOLE – ypač jautrios žuvys; TOLE – nejautrios žuvys; OMNI – visaėdės žuvys; RH – reofilinės (upinės) žuvys, gyvenančios tik tekančiame vandenyje; LITH – neršiančios tik ant akmenų ir žvirgždo žuvys.

*Statistiškai patikima ($p < 0,05$). ** kadangi dugno substrato duomenys buvo neparametriniai, priklausomybei vertinti buvo panaudotas Spirmeno koreliacijos koeficientas.



6 pav. Ryšys tarp upės gylis (m) ir visaėdžių žuvų santykinio gausumo (%).

4.2. Žeimenos upės ichtiofauna ir ekologinė būklė

Hidrologinės sąlygos. Hidrologinės sąlygos buvo ištirtos šešiose tyrimų vietose (15 lentelė). Kaip ir manyta, debitas mažėjo nuo žemupio iki aukštupio. Vandens gylis kito nežymiai, vidutiniškai sudarydamas 0,4 m. Žvyras ir žvirgždas buvo įprastas gruntas tyrimų vietose.

15 lentelė. Trijų metų vidutiniai (\pm SE) hidrocheminiai ir hidrofiziniai duomenys tyrimo vietose Žeimenos upėje. Kiekvienų metų atskiri duomenys pateikti priedo 2 lentelėje.

Tyrimų stotis	Koor-dinatės (Plat/Ilg)	Atstu-mas iki žiočių (km)	Gylis (m)	Srovės greitis (m s ⁻¹)	Gruntas	Debitas (m ³ s ⁻¹)	Sken-dinčios medžiagos (mg l ⁻¹)	BDS ₇ (mg O ₂ l ⁻¹)	Bendras N (mg l ⁻¹)	Bendras P (mg l ⁻¹)
1	55°10' 25°94'	46±0,0	0,4±0,0	0,4±0,0	žvyras	10,4±1,3	1,60±0,2	1,69±0,1	0,48±0,0	0,04±0,0
2	54°99' 25°80'	26±0,0	0,4±0,0	0,4±0,0	akmenys žvyras	13,6±0,4	2,14±0,2	1,70±0,1	0,56±0,0	0,05±0,0
3	54°96' 25°72'	21±0,0	0,5±0,1	0,7±0,1	žvyras, smėlis	21,6±1,8	2,89±0,2	1,51±0,1	0,53±0,0	0,05±0,0
4	54°96' 25°71'	13±0,0	0,4±0,0	0,6±0,0	žvirgždas, žvyras	21,6±1,8	1,52±0,1	1,71±0,1	0,53±0,1	0,04±0,0
5	54°93' 25°65'	6±0,0	0,4±0,0	0,5±0,0	žvyras, smėlis	24,9±0,8	3,25±0,1	1,79±0,2	0,63±0,0	0,06±0,0
6	54°91' 25°63'	2±0,0	0,4±0,0	0,7±0,0	žvirgždas, žvyras	25,4±0,9	2,88±0,2	1,55±0,1	0,53±0,0	0,04±0,0
Vid. (SE)	-	19,0 (3,54)	0,40 (0,02)	0,53 (0,04)	-	19,6 (1,4)	2,38 (1,17)	1,66 (0,05)	0,54 (0,02)	0,05 (0,0)

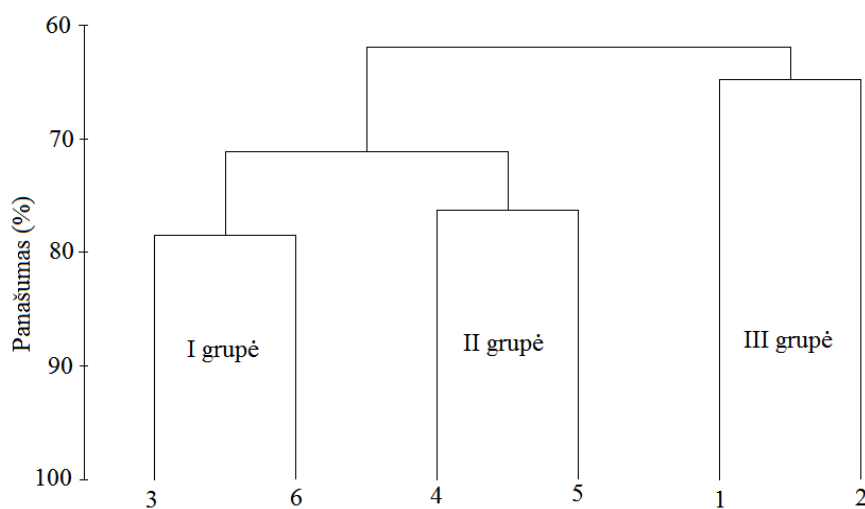
4.2.1. Žuvų įvairovė ir sutinkamumas

Atliktų tyrimų metu iš viso yra užregistruotos 19 žuvų rūšių, priklausančios 7 šeimoms. Rūšių skaičius tyrimų vietose svyravo nuo 8 iki 15. Lašiša (*Salmo salar* L.), rainė (*Phoxinus phoxinus* L.), gruzlys (*Gobio gobio* L.), srovinė aukšlė (*Alburnoides bipunctatus* (Bloch)), šližys (*Nemacheilus barbatula* L.) ir kūjagalvis (*Cottus gobio* L.) buvo sutinkami visose tyrimų stotyse. Be šių minėtų rūšių, dar viena dažna rūšis Žeimenos upėje yra kuoja (V=83,3%). Tuo metu, margasis upėtakis (*Salmo trutta fario* L.) ir vijūnas (*Misgurnus fossilis* L.) buvo sutinkami tik vienoje stotyje (V = 16,6 %). Pagal sutinkamumo rezultatus įprastos rūšys (V = 50,0–66,6 %): lydeka, strepetys, ūsorius, paprastoji aukšlė ir ešerys. Retos rūšys (V = 16,6–33,3 %) Žeimenos upėje buvo margasis upėtakis, šlakys, šapalas, meknė, kirtiklis, vijūnas ir vėgėlė (16 lentelė). Saugomų žuvų rūšių sutinkamumas sudarė 62,4 %.

16 lentelė. Žuvų įvairovė ir sutinkamumas (V, %) Žeimenos upėje.

Rūšys	Tyrimų vietos						V %
	1	2	3	4	5	6	
Lašiša (<i>Salmo salar</i>)	+	+	+	+	+	+	100,0
Šlakys (<i>Salmo trutta trutta</i>)	+					+	33,3
Margasis upėtakis (<i>Salmo trutta fario</i>)	+						16,6
Lydeka (<i>Esox lucius</i>)	+			+	+	+	66,6
Kuoja (<i>Rutilus rutilus</i>)	+	+	+	+		+	83,3
Šapalas (<i>Leuciscus cephalus</i>)	+					+	33,3
Strepetys (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	+		+			+	50,0
Meknė (<i>Leuciscus idus</i>)		+		+			33,3
Rainė (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	+	+	+	+	+	+	100,0
Gružlys (<i>Gobio gobio</i>)	+	+	+	+	+	+	100,0
Ūsorius (<i>Barbus barbus</i>)			+	+	+	+	66,6
Paprastoji aukšlė (<i>Alburnus alburnus</i>)	+			+		+	50,0
Srovinė aukšlė (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	+	+	+	+	+	+	100,0
Šližys (<i>Noemacheilus barbatulus</i>)	+	+	+	+	+	+	100,0
Kirtiklis (<i>Cobitis taenia</i>)			+	+			33,3
Vijūnas (<i>Misgurnus fossilis</i>)			+				16,6
Vėgėlė (<i>Lota lota</i>)			+			+	33,3
Ešerys (<i>Perca fluviatilis</i>)	+		+	+		+	66,6
Kūjagalvis (<i>Cottus gobio</i>)	+	+	+	+	+	+	100,0
Iš viso rūšių	14	8	13	13	8	15	

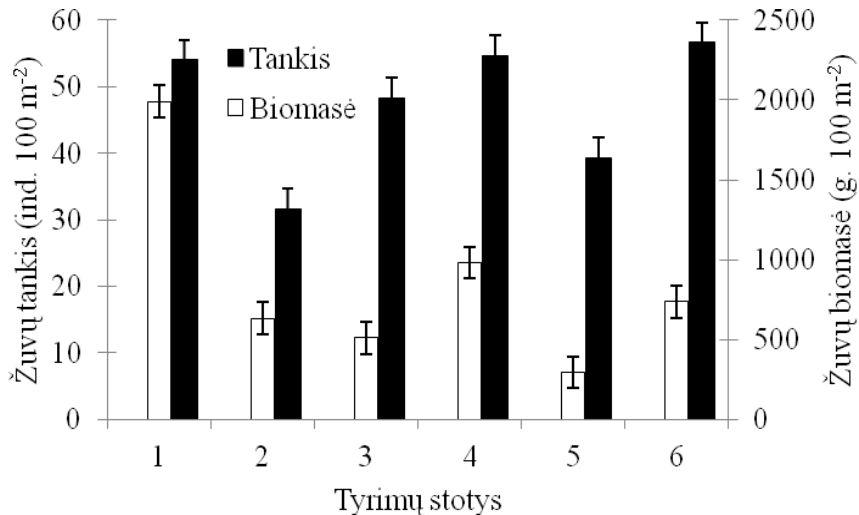
Pagal Bray-Curtis panašumo analizę išsiskyrė trys grupės (klasteriai), rodančios žuvų paplitimo struktūrą Žeimenos upėje (7 pav.). Pagal klasterių analizę, 3–6 tyrimų stotys (78,5 %), 4–5 (76,3 %), ir 1–2 (61,8 %) buvo labiausia panašios pagal žuvų taksonominę sudėtį ir gausumą. Didžiausias lašišų gausmas buvo I grupėje (3–6 stotys). II grupė (4–5 stotys) išsiskyrė iš kitų grupių didžiausiu gruzlių, šlyžių ir ūsorių gausumu. III grupė (1–2 stotys) išsiskyrė didžiausiu kuojų, mažiausiu lašišų gausumu, o ūsorių šiose stotyse nesugauta.



7 pav. Tyrimų vietų Žeimenos upėje klasifikavimas pagal žuvų gausumą (Bray-Curtis metodu).

4.2.2. Žuvų tankis, biomasė ir bendrijos struktūra

Žuvų tankis tyrimo vietose kito nuo 31,6 iki 56,6 ind. 100 m⁻² (vid. 47,4 ind. 100 m⁻²), o biomasė – nuo 295,6 iki 1991,3 g 100 m⁻² (vid. 858,1 g 100 m⁻²). Didžiausias tankis užfiksuotas 6-oje stotyje, o biomasė 1-oje stotyje. Mažiausias žuvų tankis buvo 2-oje, o biomasė 5-oje stotyse (8 pav.).



8 pav. Žuvų tankis (N, ind. 100 m⁻²) ir biomasė (B, g 100 m⁻²) (vidurkis ir standartinė paklaida (± 1 SE)) Žeimenos upėje.

Žeimenos upėje žuvų bendrijoje pagal gausumą vyravo lašiša (20,0 %) ir paprastasis kūjagalvis (15,8 %). Šias rūšis galima laikyti gausiausiomis (eudominantinės). Šližys (11,0 %), srovinė aukšlė (10,5 %), gružlys (8,5 %), rainė (6,8 %), kuoja (6,3 %) ir ūsorius (5,4 %) – dominantinės rūšys. Ešerys (3,7 %), strepetys (3,5 %), šlakys (2,2 %), lydeka (1,9 %), paprastoji aukšlė (1,4 %) ir kirtiklis (1,3 %) – subdominantinės rūšys. Margasis upėtakis (0,4 %), šapalas (0,4 %), vėgėlė (0,4 %), meknė (0,4 %), ir vijūnas (0,1 %) – negausios (recedentinės) rūšys. Saugomos rūšys sudarė 53,1 % bendrijos gausumo. Žeimenos upės žuvų bendrijoje pagal biomasę vyravo kuoja (21,9 %) ir strepetys (14,6 %).

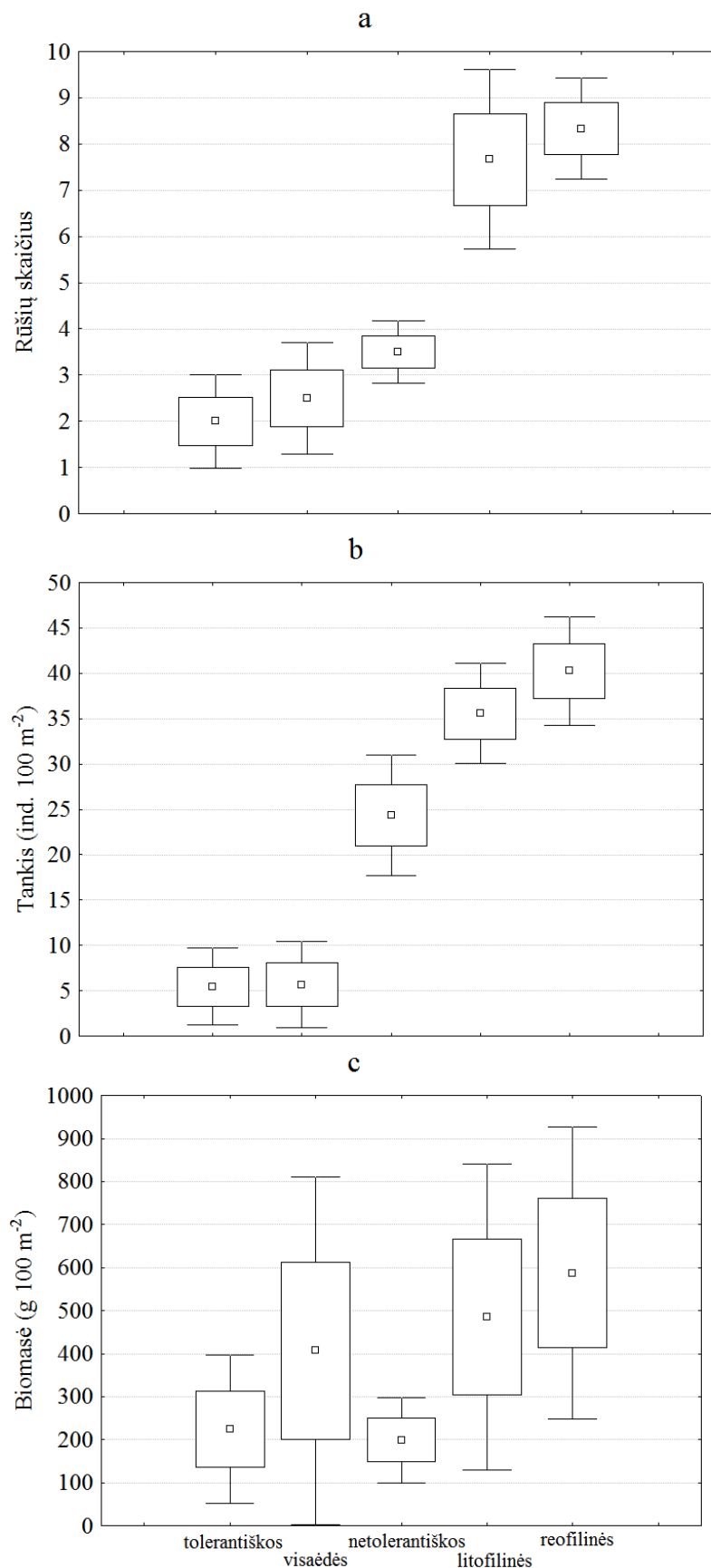
Lašiša vyravo 3, 4, 5 ir 6 tyrimų stotyse, sudarydama atitinkamai po 38,6; 16,5; 20,3 ir 33,5 % bendrijos gausumo. Paprastasis kūjagalvis buvo viena vyraujančių rūšių 1, 3, 4, 5, ir 6 tyrimų stotyse, sudarydamas atitinkamai 13,6; 22,1; 17,2; 15,2; 18,6 ir 11,8 % bendrijos gausumo. Šližys gausiausiai buvo sutinkamas 2 (18,9 %), 4 (13,4 %) ir 5 (15,3 %) tyrimų stotyse. Srovinė aukšlė buvo sutinkama visose tyrimų stotyse, tačiau 5 ir 6 stotyse neviršijo 10 %. Gružlys buvo sutinkamas visose ištirtose upės atkarpose. Tačiau jo kiekis bendrijoje gana kintantis, svyravo nuo 1,4 iki 20,3 %. Rainė taip pat buvo

sutinkama visose tyrimų vietose, tačiau tik pirmoje stotyje viršijo 15 %. Kuoja vyravo 1 (14,2 %) ir 2 (13,7 %) tyrimų stotyse. Kitur sudarė 2,4–5,9 % bendrijos gausumo. Ūsorius buvo sutinkamas keturiose tyrimų stotyse, tačiau jo gausumas buvo nevienodas ir svyravo nuo 4,1 (6 stotis) iki 13,6 % (5 stotis). Didesnis ešerio gausumas užfiksuotas tik pirmoje stotyje (13,6 %), kitur neviršijo 3 %. Panašiai ir strepetys 1 stotyje, esančioje upės aukštupyje sudarė 15,4 %, žemutinėje upės dalyje esančiose 3 ir 6 stotyse sudarė atitinkamai po 2,1 ir 1,2 % bendrijos gausumo. Šlakys sugautas tik 1 ir 6 tyrimų stotyse, kur sudarė atitinkamai po 9,3 ir 2,4 % bendro gausumo. Lydekų populiacija Žeimenos upėje nėra gausi, tačiau sutinkama daugumoje upės atkarpu, kur sudaro po 1,2–4,3 % bendrijos gausumo. Paprastoji aukšlė sutinkama 1, 4 ir 6 stotyse, kur sudarė atitinkamai po 0,6, 4,3 ir 3,6 % bendrijos gausumo. Kirtiklis buvo sugautas tik 3 ir 4 stotyse, sudarydamas po 2,8 ir 4,3 % bendrijos gausumo. Margasis upėtakis buvo sugautas tik upės aukštupyje esančioje 1 stotyje (1,9 %). Šapalas labiau paplitęs Žeimenos aukštupyje ir žemupyje (1 ir 6 stotys), sudarydamas 1,2 ir 0,6 % bendrijos gausumo. Kitų žuvų rūšių santykinis gausumas bendrijoje yra nedidelis.

Žuvų bendrijose vyravo litofilinės ir reofilinės žuvų rūšys. Didžiausias litofilinių (91,0 %) santykinis gausumas pastebėtas 3-oje, o reofilinių (98,3 %) 5-oje stotyje. Netolerantiškų žuvų santykinis gausumas kito nuo 37,7 % 1-oje stotyje iki 67,6 % 3-ioje stotyje. Mažiausias nustatytas tolerantiškų ir visaėdžių rūšių skaičius ir santykinis gausumas.

4.2.3. Aplinkos veiksnių įtaka žuvų rodikliams ir upės ekologinei būklei

Nustatyti reikšmingi skirtumai pagal žuvų ekologinių grupių rūšių gausumą ($F = 24,5$; $p = 0,0001$; $df = 4$) (9a pav.), absoliutų gausumą ($F = 33,9$; $p = 0,0001$; $df = 4$) (9b pav), tačiau nebuvo reikšmingų skirtumų pagal biomąsę ($F = 1,2$; $p = 0,332$; $df = 4$) (9c pav).



9 pav. Žuvų ekologinių grupių rūšių skaičius (a), tankis (b) ir biomasė (c) Žeimenos upėje (□ vidurkis, □ ±1 SE, ± 0,95 patikimumo intervalas).

Gylis teigiamai koreliavo tik su netolerantiškų ($r = 0,55$) ir litofilinių ($r = 0,50$) žuvų gausumu. Teigiama srovės greičio ir debito įtaka nustatyta netolerantiškų, reofilinių ir litofilinių gausumui, o tolerantiškų ir visaėdžių žuvų gausumui – neigiama. Gruntas nebuvo reikšmingas žuvų rodikliams Žeimenos upėje. Skendinčios medžiagos neigiamai veikė tolerantiškų ir visaėdžių, o BDS₇ – netolerantiškų, reofilinių ir litofilinių žuvų gausumą. Bendras N turėjo neigiamos įtakos tolerantiškų, visaėdžių ir litofilinių žuvų gausumui, o bendras P pasižymėjo neigiamu poveikiu visoms žuvų ekologinėms grupėms (17 lentelė).

17 lentelė. Žuvų rodiklių priklausomybė nuo aplinkos veiksnių Žeimenos upėje.

Aplinkos kintamieji	Žuvų rodikliai				
	TOLE, n %	NTOLE, n %	OMNI, n %	RH, n %	LITH, n %
Gylis (m)	-0,31	0,55 *	-0,27	0,26	0,50 *
Srovės greitis ($m s^{-1}$)	-0,40 *	0,93 *	-0,46 *	0,85 *	0,84 *
Gruntas (balais)	-0,06	0,10	-0,14	-0,18	-0,11
Debitas ($m^3 s^{-1}$)	-0,71 *	0,55 *	-0,77 *	0,67 *	0,44 *
Skendinčios medžiagos ($mg l^{-1}$)	-0,68 *	0,29	-0,64 *	0,20	0,16
BDS ₇ ($mg O_2 l^{-1}$)	0,08	-0,85 *	0,00	-0,51 *	-0,77 *
Bendras N ($mg l^{-1}$)	-0,81 *	-0,35	-0,78 *	-0,23	-0,48 *
Bendras P ($mg l^{-1}$)	-0,71 *	-0,39 *	-0,63 *	-0,39 *	-0,48 *

NTOLE – ypač jautrios žuvys; TOLE – nejautrios žuvys; OMNI – visaėdės žuvys; RH – reofilinės (upinės) žuvys, gyvenančios tik tekančiame vandenyje; LITH – neršiančios tik ant akmenų ir žvirgždo žuvys.

*Statistiškai patikima ($p < 0,05$).

4.3. Anglies ir azoto stabilieji izotopai upių ekosistemose

Tyrimai parodė, kad mažiausiomis išmatuotomis $\delta^{13}\text{C}$ vertėmis upėse pasižymėjo makrofitai ir dumbliai (perifitonas), iš bestuburių – augalėdžiai pilvakojai moliuskai (*Bithynia* sp.), iš žuvų – nedidelės kuojos, o kai kur ir nedideli šapalai, nevengiantys augalinio maisto. Didžiausias $\delta^{13}\text{C}$ vertes turėjo sausumos kilmės detritas, iš bestuburių – detritu mintančios ankstyvės (*Nemoura* sp.), šoniplaukos (*Gammarus* sp.) ir vandens asiliukai (*Asellus* sp.), iš žuvų – didesni strepečiai (*L. leuciscus*) ir šapalai (*L. cephalus*), neretai mintantys į vandenį iš sausumos įkrintančiais vabzdžiais.

Išmatuotos organinės medžiagos vidutinės $\delta^{15}\text{N}$ vertės kito nuo detrito iki perifitono, iš bestuburių – nuo tipinių pirminių vartotojų moliuskų (*Bithynia* sp.) ir vandens asiliukų (*A. aquaticus*) iki plėšrių vandens blakių (*Aphelocheirus* sp.) ir laumžirgių (*Calopteryx* sp.), iš žuvų – nuo nedidelių kuojų (*R. rutilus*) ir šapalų iki viršūninių plėšrūnų didesnių ešerių (*P. fluviatilis*) ir lydekų (*E. lucius*).

Bestuburiai. Siekiant išsiaiškinti, ar yra patikimų skirtumų tarp $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių aukštupyje, vidurupyje ir žemupyje, buvo atlikta grupuota dispersinė analizė (naudoti vietos, ekologinės grupės ir genties veiksniai, ekologinės grupės ir genties veiksniai buvo grupuoti vietos veiksnys). Buvo tikrinama, ar upės gradiento veiksnys patikimai įtakoja išmatuotų bestuburių genčių vidutinių SI verčių pasiskirstymą išskirtų grupių viduje (18 ir 19 lentelės).

18 lentelė. Bestuburių ekologinių grupių vidutinės $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės skirtingose Žeimenos upės vietose.

Grupė	n	Aukštupys (A)		Vidurupis (V)		Žemupys (Ž)	
		$\delta^{13}\text{C}\pm\text{SE}$	$\delta^{15}\text{N}\pm\text{SE}$	$\delta^{13}\text{C}\pm\text{SE}$	$\delta^{15}\text{N}\pm\text{SE}$	$\delta^{13}\text{C}\pm\text{SE}$	$\delta^{15}\text{N}\pm\text{SE}$
Rinkėjai	27	-29,9±0,2* ^Z	8,5±0,3* ^Z	-30,3±0,2	9,1±0,3	-30,7±0,2* ^A	9,7±0,3* ^A
Filtruotojai	27	-30,6±0,1* ^{VZ}	8,7±0,2* ^Z	-31,4±0,1* ^{AZ}	9,2±0,2* ^Z	-31,9±0,1* ^{AV}	10,0±0,2* ^{AV}
Gremžėjai	9	-31,1±0,1* ^Z	7,8±0,1* ^{VZ}	-31,7±0,1* ^Z	8,3±0,1* ^{AZ}	-32,3±0,1* ^A	9,1±0,2* ^{AV}
Trynėjai	27	-28,7±0,1* ^Z	7,4±0,2* ^Z	-29,3±0,2	7,8±0,2	-29,8±0,2* ^A	8,4±0,1* ^{AV}
Plėšrūnai	18	-30,0±0,3* ^{VZ}	9,6±0,4* ^Z	-30,6±0,2* ^{AZ}	9,8±0,4* ^Z	-31,7±0,1* ^{AV}	10,5±0,3* ^{AV}
Iš viso	108	-29,9±0,1* ^{VZ}	8,4±0,1* ^{VZ}	-30,5±0,2* ^{AZ}	8,9±0,1* ^{AZ}	-31,1±0,2* ^{AV}	9,6±0,1* ^{AV}

*statistiškai patikimi skirtumai (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$).

19 lentelė. Bestuburių ekologinių grupių vidutinės $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės skirtingose Nevėžio upės vietose.

Grupė	n	Aukštupys (A)		Vidurupis (V)		Žemupys (Ž)	
		$\delta^{13}\text{C}\pm\text{SE}$	$\delta^{15}\text{N}\pm\text{SE}$	$\delta^{13}\text{C}\pm\text{SE}$	$\delta^{15}\text{N}\pm\text{SE}$	$\delta^{13}\text{C}\pm\text{SE}$	$\delta^{15}\text{N}\pm\text{SE}$
Rinkėjai	27	-31,5±0,2* ^{VZ}	10,5±0,1* ^{VZ}	-32,3±0,2* ^A	12,8±0,1* ^{AZ}	-32,9±0,2* ^A	14,1±0,2* ^{AV}
Filtruotojai	27	-32,9±0,1* ^{VZ}	11,0±0,1* ^{VZ}	-33,3±0,1* ^{AZ}	13,1±0,2* ^{AZ}	-33,8±0,1* ^{AV}	14,3±0,3* ^{AV}
Gremžėjai	9	-33,8±0,1	10,3±0,1* ^{VZ}	-33,8±0,2	13,2±0,1* ^{AZ}	-34,1±0,2	14,6±0,1* ^{AV}
Trynėjai	27	-30,4±0,2* ^{VZ}	10,1±0,2* ^{VZ}	-31,9±0,2* ^A	13,6±0,2* ^A	-32,3±0,2* ^A	14,1±0,2* ^A
Plėšrūnai	18	-31,9±0,4* ^Z	11,4±0,1* ^{VZ}	-32,8±0,2	14,2±0,1* ^A	-33,4±0,2* ^A	14,6±0,2* ^A
Iš viso	108	-31,8±0,2* ^{VZ}	10,7±0,1* ^{VZ}	-32,6±0,1* ^A	13,3±0,1* ^{AZ}	-33,2±0,1* ^A	14,3±0,1* ^{AV}

*statistiškai patikimi skirtumai (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$).

Atlikus vienfaktorinę analizę, gauti rezultatai parodė, kad bestuburių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių vidurkiai reikšmingai skyrėsi skirtingose upės vietose, taip pat nustatyti patikimi skirtumai tarp atskirų ekologinių grupių ir genčių tiek vietos veiksnys, tiek bendrai (20 ir 21 lentelės).

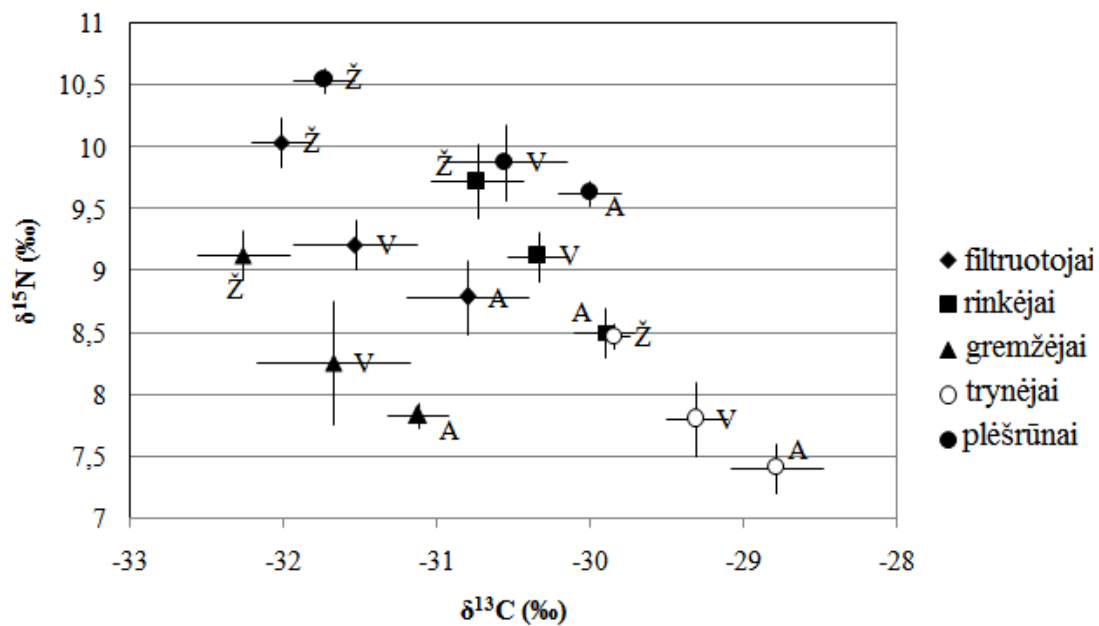
20 lentelė. Bestuburių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės Žeimenos upėje priklausomai nuo vietos, ekologinės grupės ir genties. Vienfaktorinė dispersinė analizė. Reikšmingos tikimybės paryškintos.

Veiksny	$\delta^{13}\text{C}$						$\delta^{15}\text{N}$					
	Efekto		Paklaidos		F	p	Efekto		Paklaidos		F	p
	df	MS	df	MS			df	MS	df	MS		
Vieta	2	12,66	105	0,86	14,68	<0,05	2	11,99	105	0,73	16,33	<0,05
Ekologinė grupė	4	17,86	103	0,43	41,43	<0,05	4	14,48	103	0,41	34,55	<0,05
Gentis	11	7,42	96	0,35	20,85	<0,05	11	6,45	96	0,31	20,54	<0,05

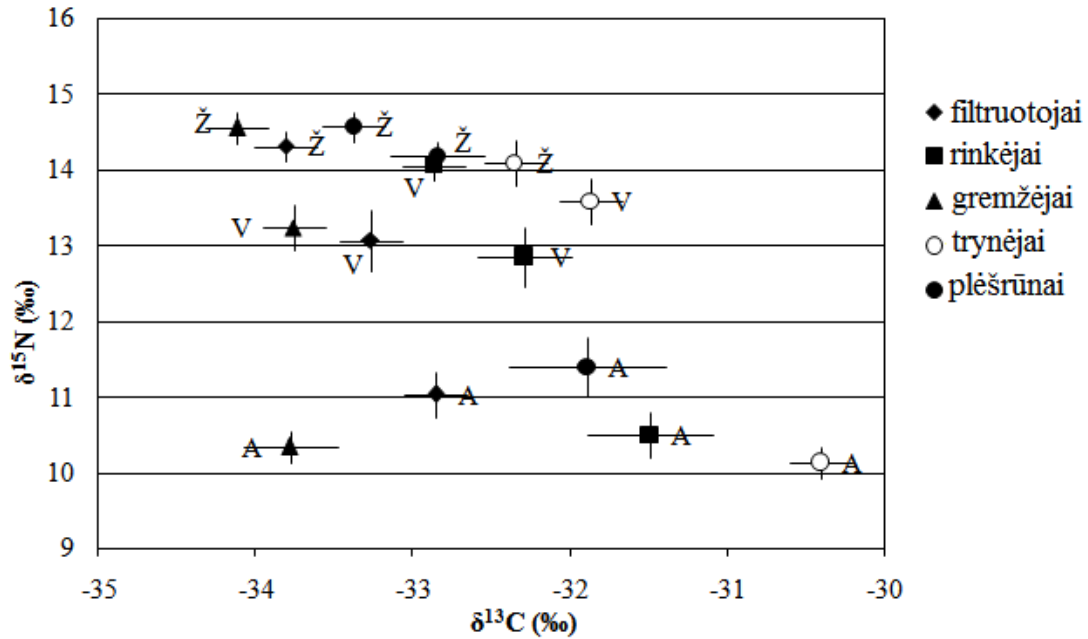
21 lentelė. Bestuburių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės Žeimenos upėje priklausomai nuo vietos, ekologinės grupės ir genties. Vienfaktorinė dispersinė analizė. Reikšmingos tikimybės paryškintos.

Veiksny	$\delta^{13}\text{C}$						$\delta^{15}\text{N}$					
	Efekto		Paklaidos		F	p	Efekto		Paklaidos		F	p
	df	MS	df	MS			df	MS	df	MS		
Vieta	2	16,54	105	0,85	19,25	<0,05	2	124,52	105	0,43	287,94	<0,05
Ekologinė grupė	4	15,66	103	0,58	26,62	<0,05	4	2,50	103	2,76	0,90	0,46
Gentis	11	7,16	96	0,46	15,47	<0,05	11	2,22	96	2,81	0,79	0,64

Kadangi buvo nustatyti reikšmingi skirtumai tarp bestuburių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių aukštupyje, vidurupyje ir žemupyje, tolimesnėse analizėse, skirtingose upės vietose sugauti bestuburiai buvo analizuojami atskirai (10 ir 11 pav.). Vertinant gyvūnų mitybinius lygmenis ir organinės anglies pasiskirstymą gyvūnų mityboje, vieta buvo įtraukta kaip kategorinis veiksnys.



10 pav. Bestuburių ekologinių grupių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių ($\pm\text{SE}$) pasiskirstymas Žeimenos upės aukštupyje (A), vidurupyje (V) ir žemupyje (Ž).



11 pav. Bestuburių ekologinių grupių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių ($\pm\text{SE}$) pasiskirstymas Nevėžio upės aukštupyje (A), vidurupyje (V) ir žemupyje (Ž).

Žuvys. Kadangi tyrimų metu buvo sugauta pakankamai skirtingo ilgio žuvų, priklausančių toms pačioms rūšims, todėl statistiškai buvo patikrintas ryšys tarp žuvų kūno ilgio ir jų išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių. Statistinės analizės metu išaiškėjo teigiami ryšiai tarp daugumos žuvų išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių ir kūno ilgio (22 lentelė). Ešeriai, kuojos, lydekos, šapalai ir strepečiai atsižvelgiant į ilgį suskirstytos į dvi grupes ir tolimesnėse analizėse vertintos atskirai.

22 lentelė. Skirtingose Nevėžio ir Žeimenos upės vietose išmatuotos priklausomybės tarp žuvų kūno ilgio ir jų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių.

Rūšis/Upės dalis	ΔTL (cm)	TL vs $\delta^{13}\text{C}$	TL vs $\delta^{15}\text{N}$
Ešerys			
Aukštupys	9,0–23,3	$r = 0,77$; $p = 0,001$	$r = 0,72$; $p = 0,009$
Vidurupis	8,7–19,0	$r = 0,76$; $p = 0,002$	$r = 0,86$; $p = 0,002$
Žemupys	7,7–20,1	$r = 0,66$; $p = 0,001$	$r = 0,54$; $p = 0,002$
Kuoja			
Aukštupys	5,7–25,0	$r = 0,56$; $p = 0,000$	$r = 0,81$; $p = 0,004$
Vidurupis	5,6–23,7	$r = 0,55$; $p = 0,001$	$r = 0,71$; $p = 0,002$
Žemupys	5,5–24,0	$r = 0,67$; $p = 0,010$	$r = 0,75$; $p = 0,001$

Lydeka			
Aukštupys	19,5–48,6	r = 0,71; p = 0,010	r = 0,78; p = 0,018
Vidurupis	19,0–45,3	r = 0,69; p = 0,016	r = 0,80; p = 0,052
Žemupys	17,4–52,3	r = 0,70; p = 0,115	r = 0,90; p = 0,012
Šapalas			
Aukštupys	9,0–24,5	r = 0,78; p = 0,000	r = 0,78; p = 0,000
Vidurupis	9,0–23,0	r = 0,63; p = 0,037	r = 0,69; p = 0,017
Žemupys	8,5–23,2	r = 0,63; p = 0,040	r = 0,71; p = 0,010
Gružlys			
Aukštupys	6,5–13,5	r = 0,54; p = 0,091	r = 0,73; p = 0,006
Vidurupis	5,0–13,2	r = 0,68; p = 0,019	r = 0,73; p = 0,006
Žemupys	7,5–13,0	r = 0,75; p = 0,003	r = 0,66; p = 0,026
Strepetys			
Vidurupis	8,5–23,0	r = 0,73; p = 0,006	r = 0,74; p = 0,005
Žemupys	8,2–21,0	r = 0,76; p = 0,002	r = 0,73; p = 0,006

Žuvų išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių skirtumai buvo patikrinti atliekant grupuotą dispersinę analizę (23 lentelė). Dispersinės analizės rezultatai parodė, kad $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių patikimus pokyčius lėmė tokie veiksniai kaip upės vieta, žuvų rūšis vietos veiksnyje ir bendrai, žuvų ekologinė grupė analizuojant bendrai, tačiau analizuojant vietos veiksnio viduje neturėjo reikšmingo poveikio $\delta^{13}\text{C}$ vertėms.

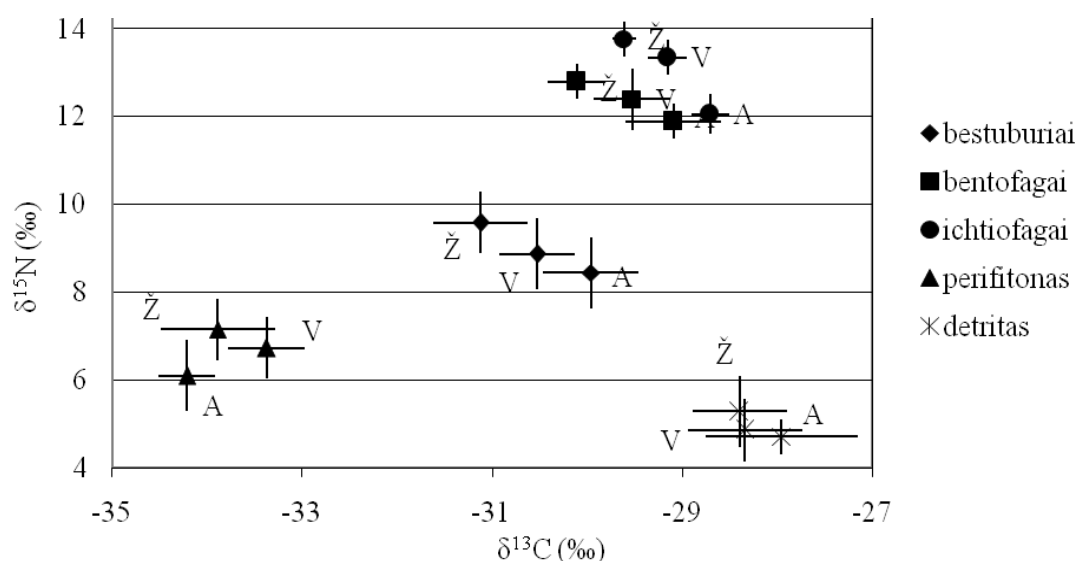
23 lentelė. Vietos veiksnio įtaka žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertėms tirtose upėse.

Veiksnyys	Grupuota dispersinė analizė				
	SS	df	MS	F	p
$\delta^{13}\text{C}$					
Vieta	334,33	5	66,86	82,84	0,000
Ekologinė grupė (vietos veiksnyje)	0,95	1	0,95	3,80	0,061
Rūšis (vietos veiksnyje)	11,09	10	1,08	11,2	0,000
Ekologinė grupė	20,97	5	4,19	11,4	0,000
Rūšis	50,88	29	1,54	16,4	0,000
Paklaida	32,13	101	0,31		
$\delta^{15}\text{N}$					
Vieta	802,49	5	160,49	125,30	0,000
Ekologinė grupė (vietos veiksnyje)	6,37	1	6,37	6,78	0,013
Rūšis (vietos veiksnyje)	28,04	10	2,8	13,13	0,000
Ekologinė grupė	33,07	5	6,61	7,14	0,000
Rūšis	107,08	29	3,24	13,02	0,000
Paklaida	100,63	101	0,99		

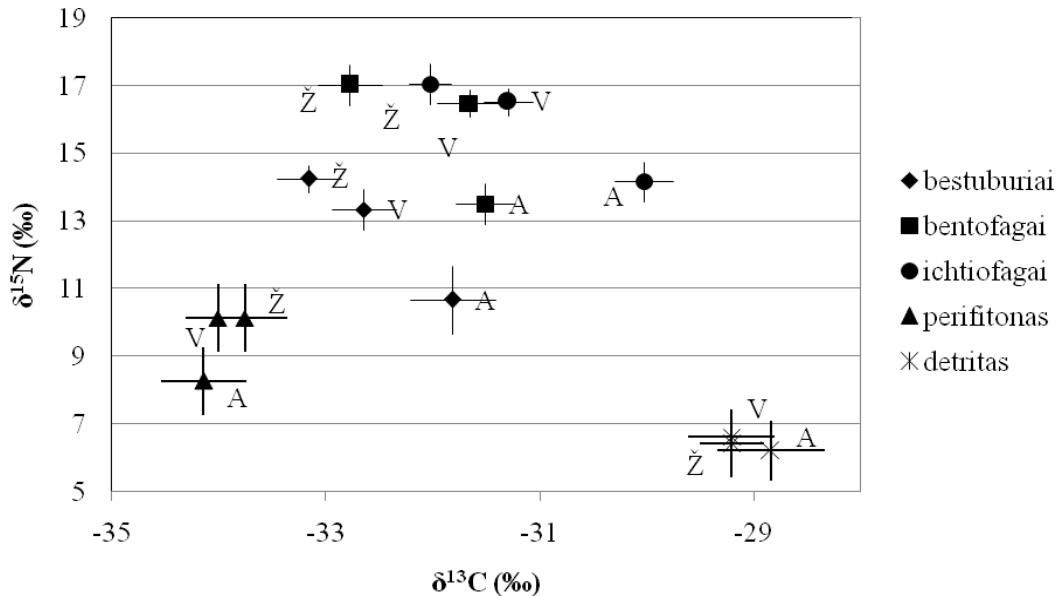
Ekologinės grupės ir rūšies veiksniai grupuoti vietos veiksnyje.

Atlikus SI analizę, paaiškėjo, kad daugumos makrobentosinių bestuburių genčių ir žuvų rūšių išmatuotos $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės reikšmingai skyrėsi tarp skirtingų upės vietų. Taigi vertinant bestuburių ir žuvų bendrijų izotopinės nišos parametrus, hidrobiontus vertėtų analizuoti atitinkamai genties arba rūšies lygmenyje. Daugumos žuvų išmatuotos $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės priklauso nuo jų kūno ilgio, todėl vertinant įvairių veiksnių poveikį išmatuotoms žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertėms ir skaičiuojant žuvų bendrijos izotopinės nišos parametrus, vertėtų žuvis suskirstyti į ilgio grupes. Reikšmingi $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių skirtumai buvo nustatyti ir tarp makrobentosos bestuburių ir žuvų funkcinių grupių.

Kadangi vietos veiksnys reikšmingai įtakojo žuvų išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių pasiskirstymą, tolimesnėse analizėse skirtingose upės vietose sugautos žuvys analizuojamos atskirai (12 ir 13 pav.).



12 pav. Žuvų ekologinių grupių, bestuburių, perifitono ir detrito vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių ($\pm\text{SE}$) pasiskirstymas Žeimenos upės aukštupyje (A), vidurupyje (V) ir žemupyje (Ž).



13 pav. Žuvų ekologinių grupių, bestuburių, perifitono ir detrito vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių ($\pm\text{SE}$) pasiskirstymas Nevėžio upės aukštupyje (A), vidurupyje (V) ir žemupyje (Ž).

4.4. Bendrijų izotopinės nišos parametrai

Bestuburių bendrijos. Bestuburių bendrijos narių vidutinių $\delta^{15}\text{N}$ verčių intervalas (NR), kuris atspindi vidutinį mitybos grandinės ilgį bendrijoje kito nuo 3,9 (Žeimenos vidurypis) iki 1,9 (Nevėžio aukštupio reguliuota atkarpa). Didesnį mitybos grandinių ilgį Žeimenos upėje sąlygojo didesnis skirtumas tarp didžiausių ir mažiausių išmatuotų $\delta^{15}\text{N}$ verčių vidurkių. Vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas (CR) bestuburių bendrijose kito nuo 3,7 (Žeimenos aukštupys) iki 2,1 (Nevėžio aukštupio reguliuota atkarpa). $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalo (CR) sumažėjimą Nevėžio aukštupio reguliuotoje atkarpoje lėmė pirminės produkcijos įvairovės, kurią įsisavina bestuburių bendrijos, sumažėjimas. Visų bestuburių bendrijos narių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertes dviašėje koordinatinių plokštumoje apimančios izotopinės erdvės (BE) plotas kito nuo 11,5 Žeimenos vidurupyje iki 3,6 Nevėžio aukštupio reguliuota atkarpoje. Tokį izotopinės erdvės sumažėjimą lėmė mažesnis $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas (CR). Su $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalo (CR) ir izotopinės erdvės (BE) sumažėjimu buvo susiję ir

gana mažos NC ir NK reikšmes bestuburių bendrijoje Nevėžio upės aukštupio reguliuotoje vagoje. Standartinis kaimyno nuotolio nuokrypis (SKNN) abiejose upėse kito nežymiai, kiek didesnis buvo Žeimenoje (0,8–0,9), kas reiškė didesnę bestuburių bendrijos narių išsidėstymo bendroje erdvėje dispersiją, kiek mažesnis SKNN buvo Nevėžio aukštupio reguliuotoje atkarpoje (0,5), kur parodė didesnę bendrijos narių išsidėstymo $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinacių plokštumoje tolydumą (24 lentelė).

24 lentelė. Makrozoobentosos bendrijų izotopinės nišos parametrų vertės tirtose upėse.

Vieta	Izotopinės nišos parametrai					
	NR	CR	BE	NC	NK	SKNN
Žeimena						
Aukštupys	3,7	3,7	6,0	2,2	1,6	0,8
Vidurupis	3,9	3,0	11,5	2,3	1,8	0,9
Žemupys	3,2	2,8	7,4	2,2	1,6	0,9
Nevėžis						
Aukštupys (natūrali)	3,4	3,5	4,8	2,2	1,7	0,9
Aukštupys (reguluota)	1,9	2,1	3,6	1,1	1,3	0,5
Vidurupis	2,3	2,8	4,4	1,9	1,6	0,8
Žemupys	2,1	2,5	3,7	1,9	1,4	0,6

Parametrai: mitybos tinklo narių vidutinių $\delta^{15}\text{N}$ verčių intervalas (NR), mitybos tinklo narių vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas (CR), bendras visų mitybos tinkle narių užimamas plotas dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinacių plokštumoje (BE), vidutinis mitybos tinkle narių atstumas iki jų verčių aritmetinio centro (NC), vidutinis artimiausio kaimyno atstumas (NK) ir standartinis artimiausio kaimyno atstumo nuokrypis (SKNN).

Siekiant nustatyti, nuo ko priklauso makrozoobentosos bestuburių bendrijų izotopinės nišos parametrai, buvo atlikta kanoninė atitikties analizė (CCA). Buvo išanalizuoti ryšiai tarp bestuburių bendrijų izotopinės nišos parametrų ir aplinkos kintamųjų (iš viso buvo išanalizuota devyniolika kintamųjų). Pirmos dvi ašys turėjo didžiausias tikrines vertes (angl. *eigenvalue*) ir kartu paaiškino 63,3 % izotopinės nišos parametrų kitimo bestuburių bendrijose. Pirmoji ašis turėjo neigiamą ryšį su upės gyliu, skendinčių medžiagų kiekiu, BDS₇, bendru N ir P, vagos užaugimu augalija, vagos pločiu, baseino plotu ir teigiamą ryšį su srovės greičiu, medžių lajos

danga, dugno substratu ir BE. Tokiu būdu pirmoji ašis atspindėjo tyrimų vietų išsidėstymą pagal antropogeninio poveikio gradientą. Tuo tarpu antroji ašis turėjo teigiamus ryšius su CR, NC, NK, SKNN ir atstumu iki žiočių, o neigiamus ryšius su debitu, vagos pločiu ir baseino plotu. Antroji ašis atspindi upės gradiento poveikį makrozoobentos mitybos tinklams. CCA analizės rezultatai parodė, kad aplinkos veiksniai turi įtakos bestuburių bendrijų izotopinės nišos parametrams (25 lentelė).

25 lentelė. Bestuburių bendrijų izotopinės nišos parametų ir hidrologinių rodiklių kanoninės atitikties analizės (CCA) rezultatai.

Kintamasis	Ašis 1	Ašis 2
NR	0,22	0,36
CR	-0,33	0,60
BE	0,53	0,28
NC	-0,26	0,80
NK	-0,29	0,82
SKNN	0,05	0,75
Vidutinis gylis (m)	-0,58	-0,18
Srovės greitis (m s ⁻¹)	0,82	-0,31
Debitas (m ³ s ⁻¹)	-0,25	-0,70
Skendinčios medžiagos (mg l ⁻¹)	-0,86	-0,12
BDS ₇ (mg O ₂ l ⁻¹)	-0,76	-0,49
Bendras N (mg l ⁻¹)	-0,86	0,36
Bendras P (mg l ⁻¹)	-0,85	-0,03
Vagos užaugimas (%)	-0,54	0,32
Medžių lajos danga (%)	0,86	0,00
Vagos plotis (m)	-0,56	-0,65
Baseino plotas (km ²)	-0,56	-0,70
Atstumas iki žiočių (km)	-0,14	0,85
Dugno substratas	0,72	-0,21
Tikrinė vertė	0,23	0,12
Bendras kintamumas (%)	27,9	35,4

> 0,5 vertės pažymėtos tamsesniu šriftu.

Žuvų bendrijos. Siekiant įvertinti žuvų bendrijų izotopinių nišų parametrus tirtų upių skirtingose dalyse, buvo surinkti abiejose upėse vyraujančių žuvų rūšių mėginiai. Visų (išskyrus *G. gobio*) tyrinėtų žuvų rūšių mėginiai buvo suskirstyti į dvi ilgio grupes ir analizuoti atskirai. Skirtingose upėse žuvų bendrijas reprezentavo tos pačios rūšys (26 lentelė).

Žuvų bendrijų narių $\delta^{15}\text{N}$ vidutinių verčių kaitos ribas ir mitybos grandinės ilgį atspindintis parametras NR buvo didžiausias Žeimenos žemupyje (3,9), o mažiausias Nevėžio upės aukštupio reguliuotoje dalyje ir žemupyje (2,2). Kaip ir bestuburių atveju, didžiausias $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas (CR) buvo Žeimenos aukštupio žuvų bendrijose (3,1), o mažiausias Nevėžio aukštupio reguliuotose atkarpose (1,9). Visų žuvų bendrijos narių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės dviašėje koordinacijų plokštumoje apimančios izotopinės erdvės (BE) plotas kito nuo 5,4 Žeimenos vidurupyje iki 2,6 Nevėžio aukštupio reguliuotose atkarpose. Didžiausias vidutinis žuvų bendrijos narių atstumas iki izotopinės erdvės centro (NC) buvo visoje Žeimenos upėje ir Nevėžio upės aukštupio natūraliose atkarpose (1,9–2,1), o mažiausias likusiose Nevėžio upės dalyse (1,1–1,4). Tai liudija apie didesnę mitybinę įvairovę Žeimenos upės žuvų bendrijose. Bendrijos mitybos tinklo surištumą parodantis nuotolis iki kaimyno (NK) abiejose upėse buvo panašus, nežymiai mažesnis tik Nevėžio aukštupio reguliuotoje atkarpoje (1,3). Standartinis kaimyno nuotolio nuokrypis (SKNN) abiejose upėse buvo gana panašus, tuo parodant žuvų bendrijos narių išsidėstymo $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinacijų plokštumoje tolydumą (26 lentelė).

26 lentelė. Žuvų bendrijų izotopinės nišos parametrų vertės tirtose upėse.

Vieta	Izotopinės nišos parametrai					
	NR	CR	BE	NC	NK	SKNN
Žeimena						
Aukštupys	3,8	3,1	4,2	2,0	1,4	0,7
Vidurupis	3,9	2,5	5,4	1,9	1,9	0,7
Žemupys	4,0	2,8	4,3	2,1	1,6	0,8
Nevėžis						
Aukštupys (natūrali)	3,4	2,8	4,1	1,9	1,7	1,2
Aukštupys (reguluota)	2,2	1,9	2,6	1,1	1,3	0,8
Vidurupis	2,8	2,4	3,1	1,4	1,9	0,9
Žemupys	2,2	2,4	3,2	1,3	1,5	0,7

Parametrai: mitybos tinklo narių vidutinių $\delta^{15}\text{N}$ verčių intervalas (NR), mitybos tinklo narių vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas (CR), bendras visų mitybos tinkle narių užimamas plotas dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinacijų plokštumoje (BE), vidutinis mitybos tinkle narių atstumas iki jų verčių aritmetinio centro (NC), vidutinis artimiausio kaimyno atstumas (NK) ir standartinis artimiausio kaimyno atstumo nuokrypis (SKNN).

Kanoninė atitikties analizė buvo panaudota ir aplinkos veiksmų poveikio žuvų bendrijų izotopinės erdvės parametrų nustatymui. Kaip ir bestuburių bendrijų analizės metu, buvo išanalizuoti ryšiai tarp žuvų bendrijų izotopinės nišos parametrų ir aplinkos kintamųjų (iš viso buvo išanalizuota devyniolika kintamųjų). Pirmos dvi ašys turėjo didžiausias tikrines vertes (angl. *eigenvalue*) ir kartu paaiškino 68,9 % izotopinės nišos parametrų kitimo žuvų bendrijose. Pirmoji ašis paaiškino 27,36 %, o antroji – 41,56 % žuvų izotopinės nišos parametrų variacijos. Ryšiai tarp visų aiškinamųjų kintamųjų ir abiejų ašių pateikiami 27 lentelėje. Pirmoji ašis turėjo teigiamą ryšį su upės gyliu, skandinčių medžiagų kiekiu, BDS₇, bendru N ir bendru P, vagos užaugimu, vagos pločiu ir baseino plotu, neigiamą ryšį su CR, srovės greičiu, medžių lajos danga ir dugno substrato frakcijų dydžiu. Pagal tokius ryšius su aplinkos kintamaisiais, pirmoji ašis atskleidė antropogeninį poveikį žuvų mitybos tinklui. Antroji ašis pasižymėjo stipriai teigiamais ryšiais su beveik visais žuvų izotopinės nišos parametrais ir atstumu iki žiočių, tačiau turėjo neigiamą ryšį su debitu, vagos pločiu ir baseino plotu. Antroji ašis parodė upės gradiento poveikį žuvų bendrijų izotopinės nišos parametrams (27 lentelė).

27 lentelė. Žuvų bendrijų izotopinės nišos parametrų ir hidrologinių rodiklių kanoninės atitikties analizės (CCA) rezultatai.

Kintamasis	Ašis 1	Ašis 2
NR	-0,26	0,89
CR	-0,66	0,33
BE	0,36	0,69
NC	0,31	0,80
NK	0,33	0,82
SKNN	0,11	0,82
Vidutinis gylis (m)	0,59	-0,19
Srovės greitis (m s ⁻¹)	-0,89	-0,17
Debitas (m ³ s ⁻¹)	0,23	-0,59
Skendinčios medžiagos (mg l ⁻¹)	0,88	-0,18
BDS ₇ (mg O ₂ l ⁻¹)	0,74	-0,47
Bendras N (mg l ⁻¹)	0,92	0,26
Bendras P (mg l ⁻¹)	0,86	-0,12
Vagos užaugimas (%)	0,65	0,16
Medžių lajos danga (%)	-0,89	0,18
Vagos plotis (m)	0,55	-0,60
Baseino plotas (km ²)	0,54	-0,62
Atstumas iki žiočių (km)	0,20	0,76
Dugno substratas	-0,76	-0,13
Tikrinė vertė	0,19	0,12
Bendras kintamumas (%)	27,36	41,56

> 0,5 vertės pažymėtos tamsesniu šriftu.

4.5. Hidrobiontų mitybos lygmenys ir organinės medžiagos kilmė

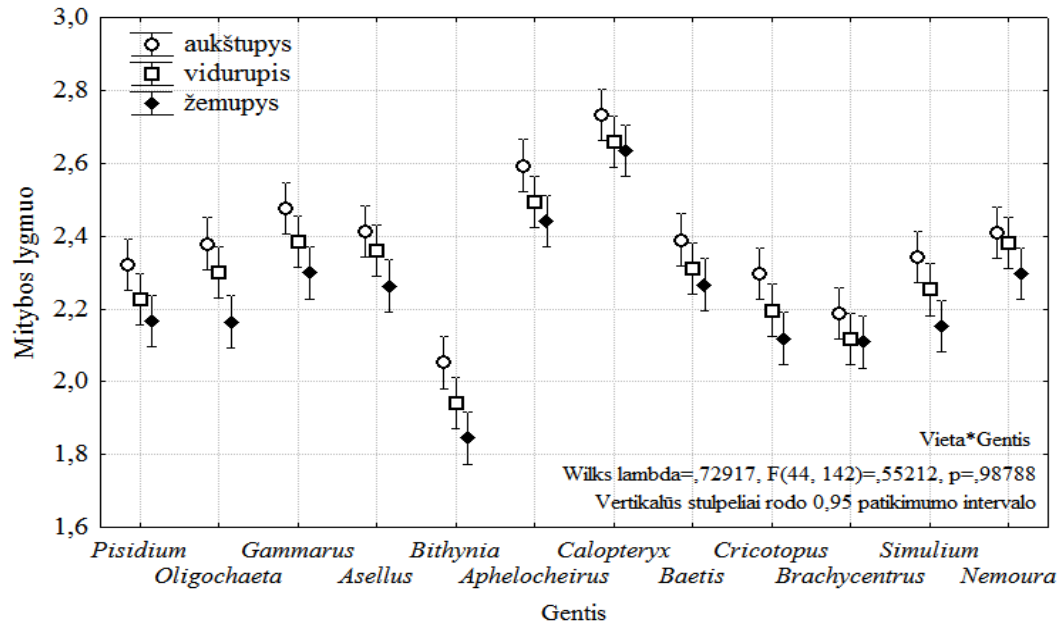
4.5.1. Makrozoobentosos mitybos lygmenys ir alochtoninė organika jų mityboje

Genčių mitybos lygmenys. Kad apibūdinti hidrobiontų mitybos tinklus pagal anglies (C) ir azoto (N) stabilųjų izotopų vertes, pirmiausia reikia nustatyti jų užimamą vietą upės mitybos tinkle. Kadangi skirtingose upių vietose išmatuotos tų pačių gyvūnų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės skyrėsi, hidrobiontų vieta mitybos tinkle buvo nustatyta įvertinant jų mitybinio lygmens ir alochtoninės organikos indeksus mityboje. Pagal išmatuotas bestuburių SI vertes skirtingose upės vietose buvo įvertinti vyraujančių hidrobiontų genčių

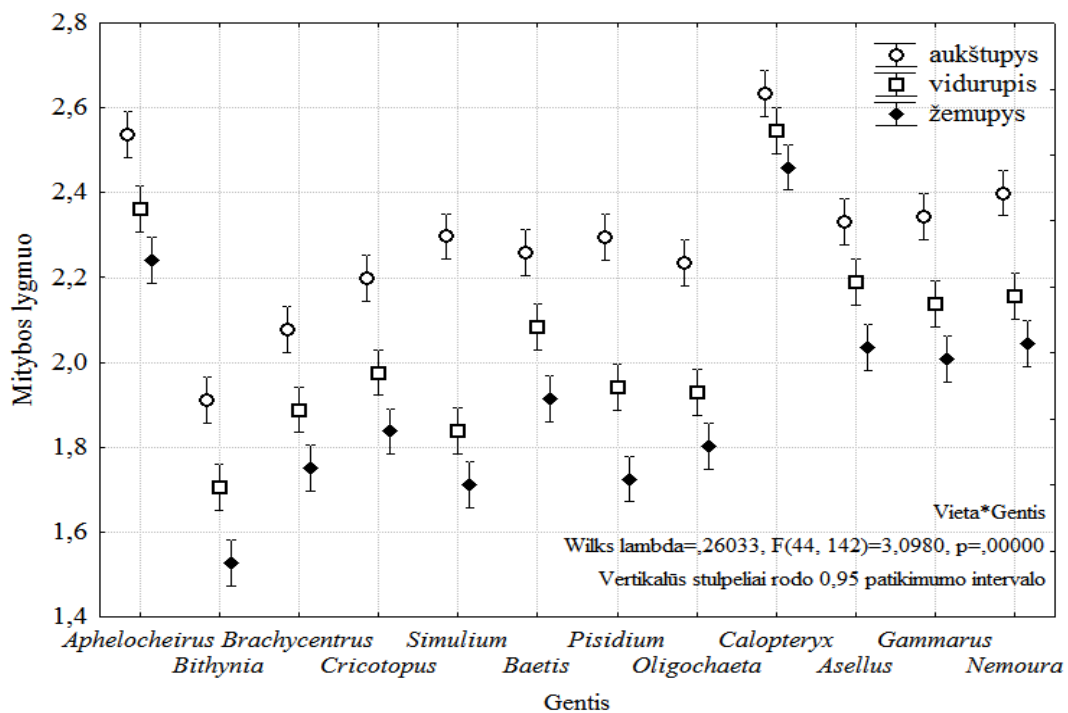
mitybos lygmuo ir alochtoninės organikos dalis jų mityboje. Kadangi tarp daugumos bestuburių genčių išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių nustatyti patikimi skirtumai tarp vietų, bestuburių ML ir AO indeksai buvo atskirai įvertinti aukštupyje, vidurupyje ir žemupyje. Bestuburių užimamas mitybos lygmuo patikimai skyrėsi tarp skirtingų genčių abiejose upėse (vienfaktorinė dispersinė analizė; Žeimena: aukštupys – $F = 25,47$; $p = 0,000$; $df = 11$; vidurupis – $F = 29,60$; $p = 0,000$; $df = 11$; žemupys – $F = 24,79$; $p = 0,000$; $df = 11$; Nevėžis: aukštupys – $F = 43,15$; $p = 0,000$; $df = 11$; vidurupis – $F = 80,30$; $p = 0,000$; $df = 11$; žemupys – $F = 94,43$; $p = 0,000$; $df = 11$) (14 ir 15 pav.). Tai parodė, kad makrozoobentosos bestuburių mitybos lygmenys priklausė nuo genties.

Tarp ištirtų makrozoobentosos bestuburių aukščiausius mitybos lygmenis užėmė *Calopteryx* sp. ir *Aphelocheirus* sp., žemiausius *Brachycentrus* sp., *Simulium* sp. ir *Bithynia* sp. (priedo 5 ir 6 lentelės).

Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis makrozoobentosos genčių mitybos lygmenims. Norint įvertinti ne tik atskirų aplinkos veiksnių poveikį, bet ir jų suminį poveikį, buvo atlikta faktorinė dispersinė analizė (angl. *Factorial ANOVA*). Šios analizės pagrindu gauta „Wilks lambdos“ reikšmė (0,72) nebuvo patikima ($p > 0,05$), tai reiškia, kad suminis poveikis nebuvo reikšmingas bestuburių mitybos lygmenims. Tai lėmė panašios hidrologinės sąlygos Žeimenos upėje (14 pav.). Tuo metu Nevėžio upėje dėl skirtingų ekologinių sąlygų kompleksinis poveikis reikšmingai ($p < 0,05$) veikė hidrobiontų mitybos lygmenis (Wilks lambda = 0,27). Žemiausi mitybos lygmenys užregistruoti žemupyje, aukščiausi aukštupyje (15 pav.).



14 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis makrozoobentosos genčių mitybos lygmenims Žeimenos upėje.

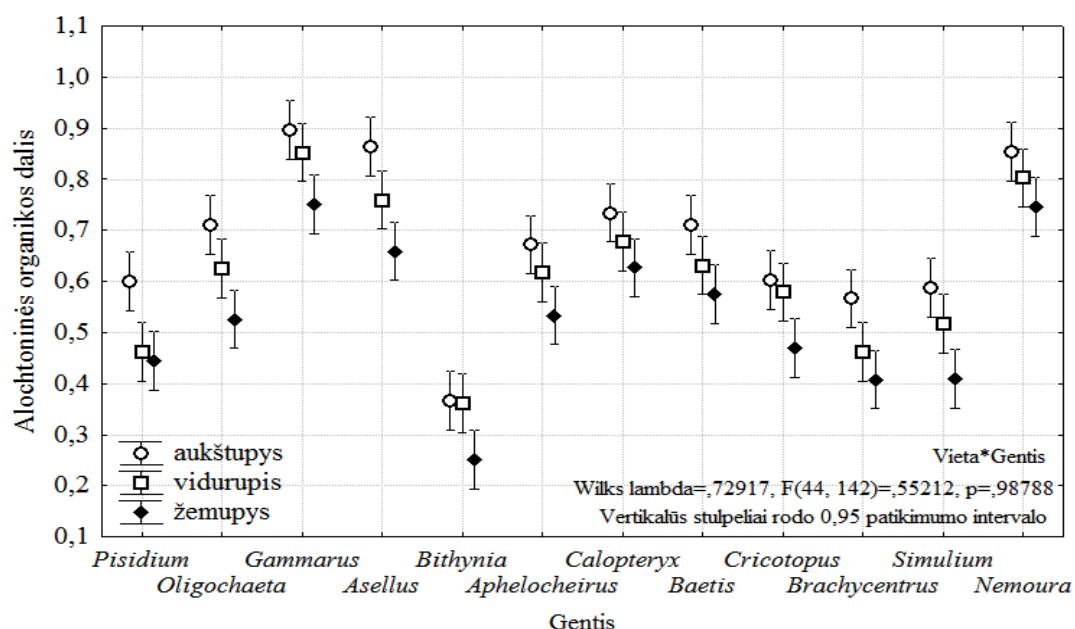


15 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis makrozoobentosos genčių mitybos lygmenims Nevėžio upėje.

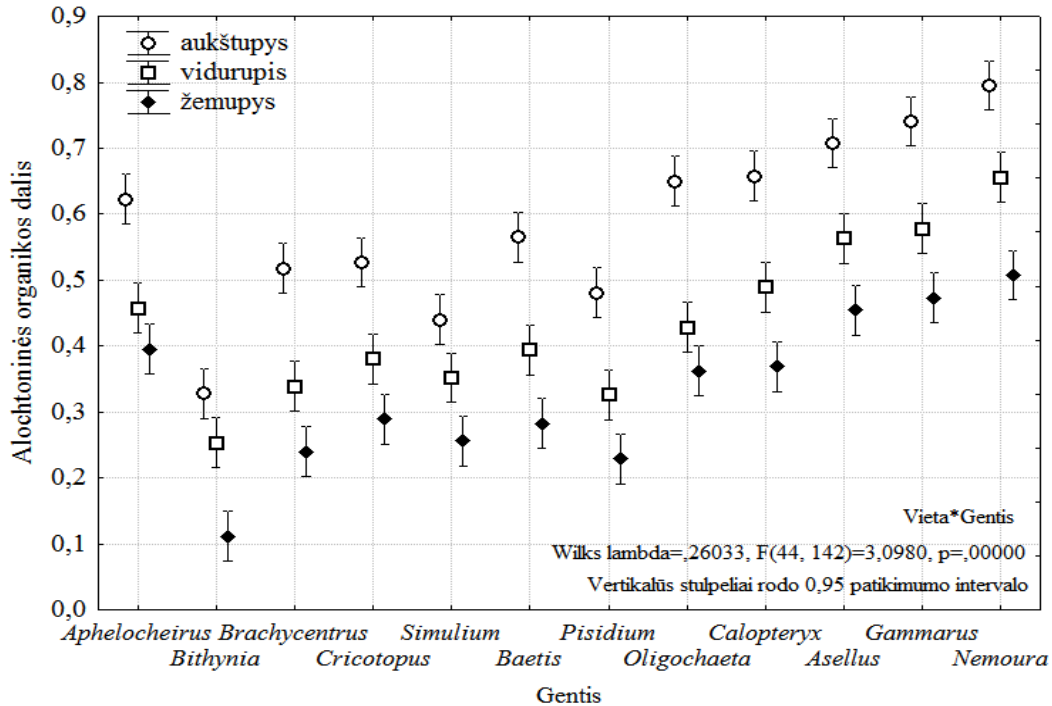
Organikos kilmė genčių mityboje. Reikšmingi skirtumai tarp skirtingų genčių nustatyti nagrinėjant alochtoninės organikos dalį makrozoobentosos mityboje (vienfaktorinė dispersinė analizė; Žeimena:

aukštupys – $F = 29,64$; $p = 0,000$; $df = 11$; vidurupis – $F = 24,24$; $p = 0,000$; $df=11$; žemupys – $F = 26,51$; $p = 0,000$; $df = 11$; Nevėžis: aukštupys – $F = 44,30$; $p = 0,000$; $df = 11$; vidurupis – $F = 56,81$; $p = 0,000$; $df = 11$; žemupys – $F = 32,80$; $p = 0,000$; $df = 11$) (16 ir 17 pav.). Tarp ištirtų makrobentosos bestuburių genčių alochtoninė organika didžiausią dalį sudarė *Gammarus* sp. ir *Nemoura* sp., o mažiausią *Bithynia* sp. mityboje (priedo 7 ir 8 lentelės).

Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis organikos proporcijai makrozoobentosos genčių mityboje. Norint įvertinti ne tik atskirų aplinkos veiksnių poveikį, bet ir jų suminį poveikį, buvo atlikta faktorinė dispersinė analizė (angl. *Factorial ANOVA*). Šios analizės pagrindu gautos „Wilks lambdos“ reikšmė (0,72) parodė, kad suminis poveikis nebuvo reikšmingas ($p > 0,05$) organikos proporcijai bestuburių mityboje. Tai lėmė panašios hidrologinės sąlygos Žeimenos upėje (16 pav.). Tuo metu Nevėžio upėje dėl skirtingų ekologinių sąlygų kompleksinis poveikis statistiškai reikšmingai ($p < 0,05$) veikė organikos proporciją hidrobiontų mityboje (Wilks lambda = 0,26). Mažiausia alochtoninės organikos dalis užregistruota žemupyje, didžiausia aukštupyje (17 pav.)



16 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis organikos proporcijai Žeimenos upės makrozoobentosos genčių mityboje.

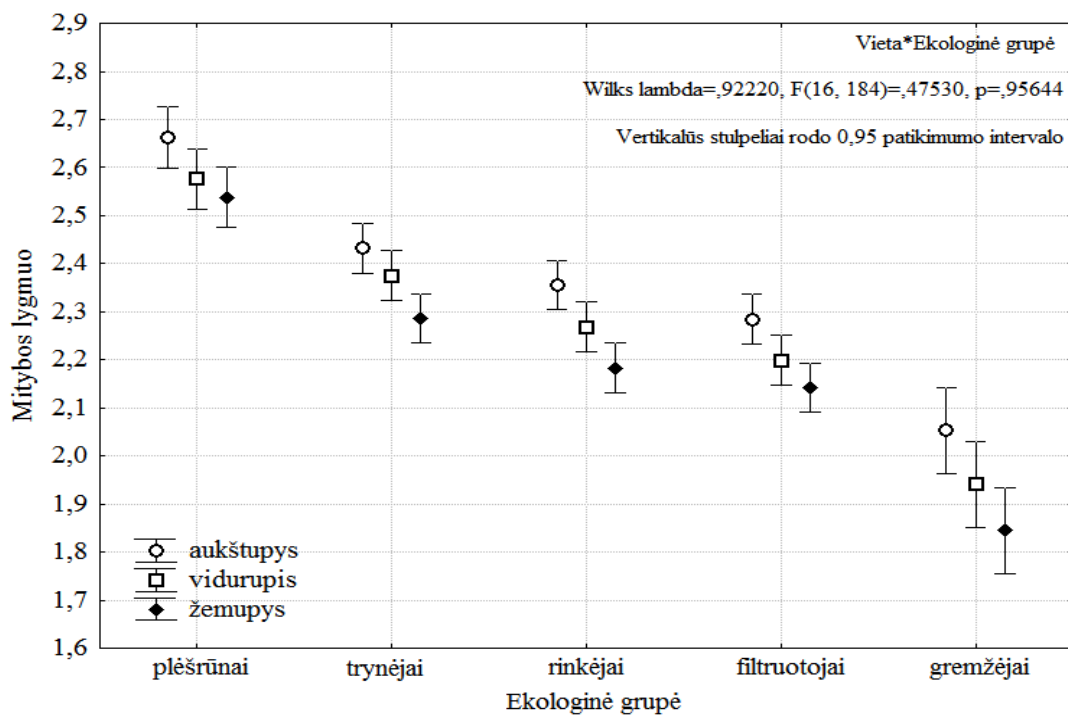


17 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis organinės medžiagos proporcijai Nevėžio upės makrozoobentosos genčių mityboje.

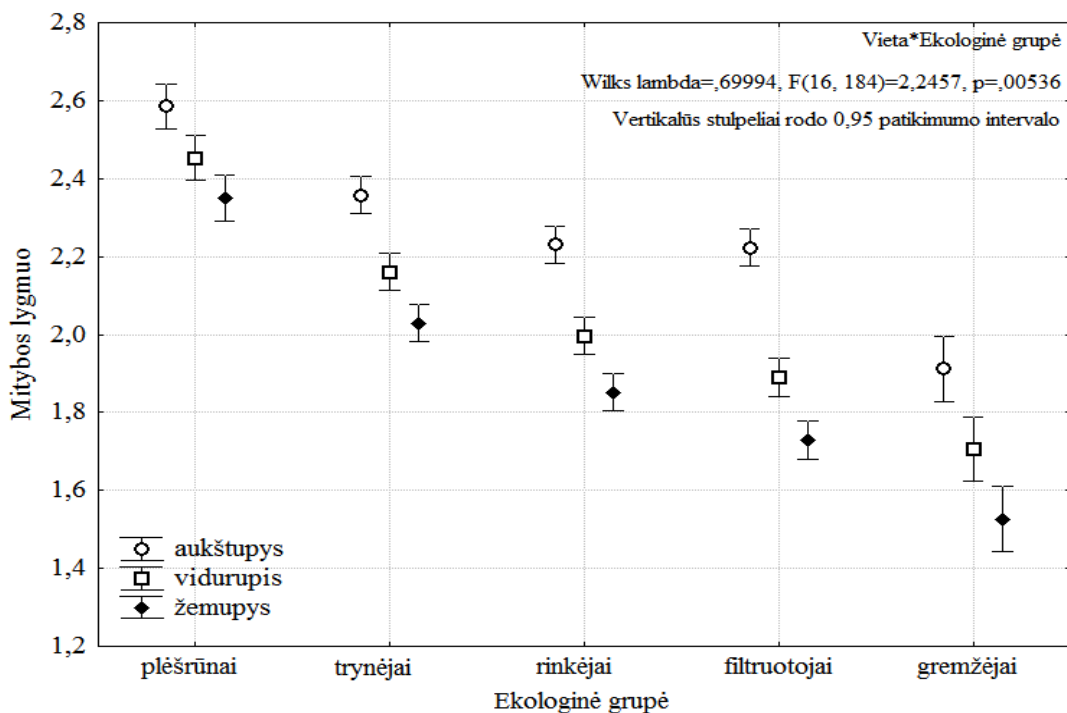
Ekologinių grupių mitybos lygmenys. Kadangi tarp daugumos bestuburių ekologinių grupių išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių nustatyti patikimi skirtumai tarp vietų, bestuburių ekologinių grupių ML ir AO indeksai buvo atskirai įvertinti tyrimų vietose. Paiškėjo, kad mitybos lygmenų skirtumus lemia bestuburių ekologinė grupė (vienfaktorinė dispersinė analizė; Žeimena: aukštupys – $F = 38,98$; $p < 0,05$; $df = 4$; vidurupis – $F = 43,48$; $p < 0,05$; $df = 4$; žemupys – $F = 42,56$; $p < 0,05$; $df = 4$; Nevėžis: aukštupys – $F = 45,05$; $p < 0,05$; $df = 4$; vidurupis – $F = 83,98$; $p < 0,05$; $df = 4$; žemupys – $F = 107,89$; $p < 0,05$; $df = 4$) (18 ir 19 pav.). Tarp ištirtų makrozoobentosos bestuburių aukščiausius mitybos lygmenis užėmė plėšrūnai, o žemiausius gremžėjai (priedo 9 ir 10 lentelės).

Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis makrozoobentosos ekologinių grupių mitybos lygmenims. Norint įvertinti ne tik atskirų aplinkos veiksnių poveikį, bet ir jų suminį poveikį, buvo atlikta faktorinė dispersinė analizė (angl. *Factorial ANOVA*). Šios analizės pagrindu gauta „Wilks lambda“ reikšmė (0,92) nebuvo patikima ($p > 0,05$), tai reiškia, kad suminis

poveikis nebuvo reikšmingas bestuburių mitybos lygmenims (18 pav.). Tai lėmė panašios hidrologinės sąlygos Žeimenos upėje. Tuo metu Nevėžio upėje dėl skirtingų ekologinių sąlygų kompleksinis poveikis statistiškai reikšmingai ($p < 0,05$) veikė bestuburių mitybos lygmenis (Wilks lambda = 0,69). Žemiausi mitybos lygmenys užregistruoti žemupyje, aukščiausi aukštupyje (19 pav.).



18 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis makrozoobentosos ekologinių grupių mitybos lygmenims Žeimenos upėje

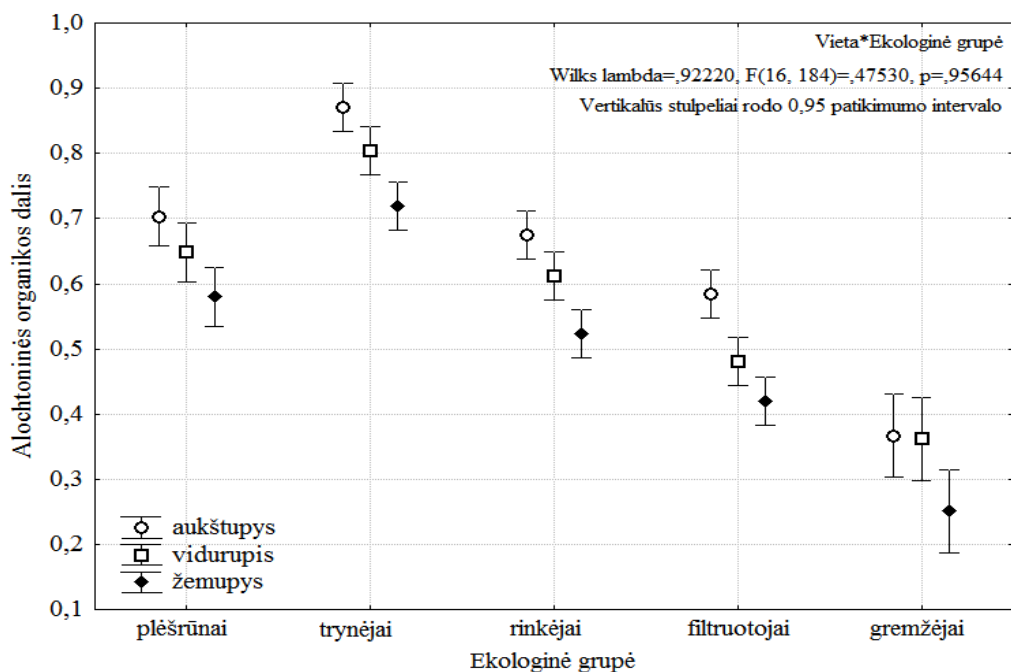


19 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis makrozoobentosos ekologinių grupių mitybos lygmenims Nevėžio upėje.

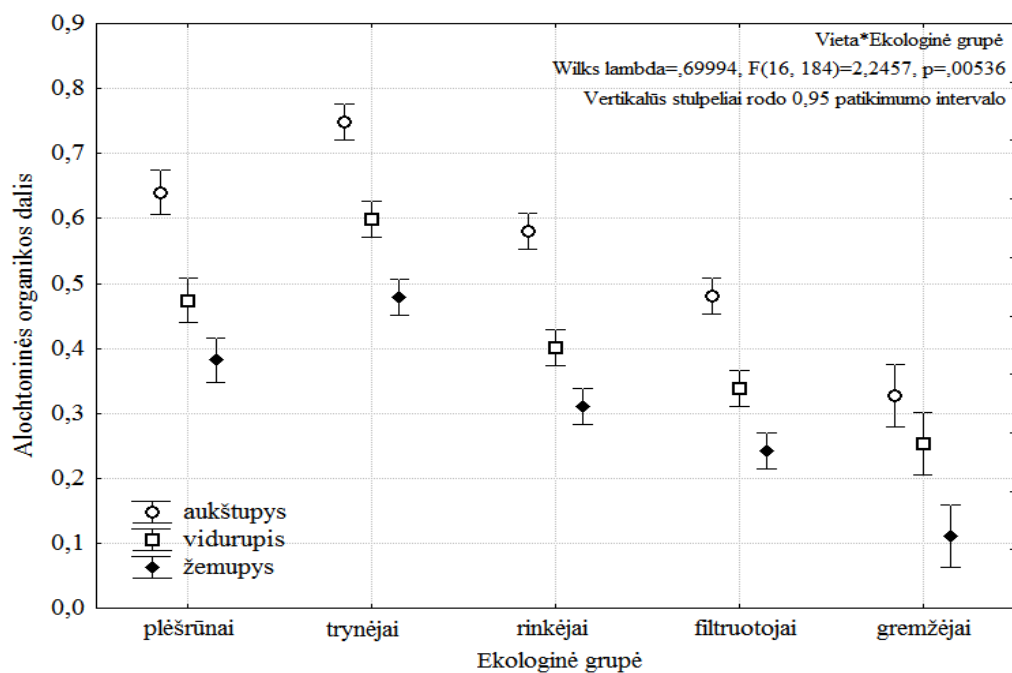
Organikos kilmė ekologinių grupių mityboje. Reikšmingi skirtumai tarp skirtingų ekologinių grupių nustatyti nagrinėjant alochtoninės organikos dalį makrozoobentosos mityboje (vienfaktorinė dispersinė analizė; Žeimenai: aukštupys – $F = 61,95$; $p < 0,05$; $df = 4$; vidurupis – $F = 56,80$; $p < 0,05$; $df = 4$; žemupys – $F = 48,73$; $p < 0,05$; $df = 4$; Nevėžis: aukštupys – $F = 56,57$; $p < 0,05$; $df = 4$; vidurupis – $F = 88,38$; $p < 0,05$; $df = 4$; žemupys – $F = 69,36$; $p < 0,05$; $df = 4$) (20 ir 21 pav.). Tarp ištirtų makrobentosos bestuburių ekologinių grupių alochtoninė organika didžiausią dalį sudarė trynėjų, o mažiausią gremžėjų mityboje (priedo 11 ir 12 lentelės).

Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis organikos proporcijai makrozoobentosos ekologinių grupių mityboje. Norint įvertinti ne tik atskirų aplinkos veiksnių poveikį, bet ir jų suminį poveikį, buvo atlikta faktorinė dispersinė analizė (angl. *Factorial ANOVA*). Šios analizės pagrindu gautos „Wilks lambdos“ reikšmė (0,92) parodė, kad suminis poveikis nebuvo reikšmingas ($p > 0,05$) organinės medžiagos proporcijai bestuburių mityboje (20 pav.). Tai lėmė panašios hidrologinės sąlygos Žeimenos upėje. Tuo metu

Nevėžio upėje dėl skirtingų ekologinių sąlygų kompleksinis poveikis statistiškai reikšmingai ($p < 0,05$) veikė organikos proporciją bestuburių mityboje (Wilks lambda = 0,69). Mažiausia alochtoninės organikos dalis užregistruota žemupyje, didžiausia aukštupyje (21 pav.).

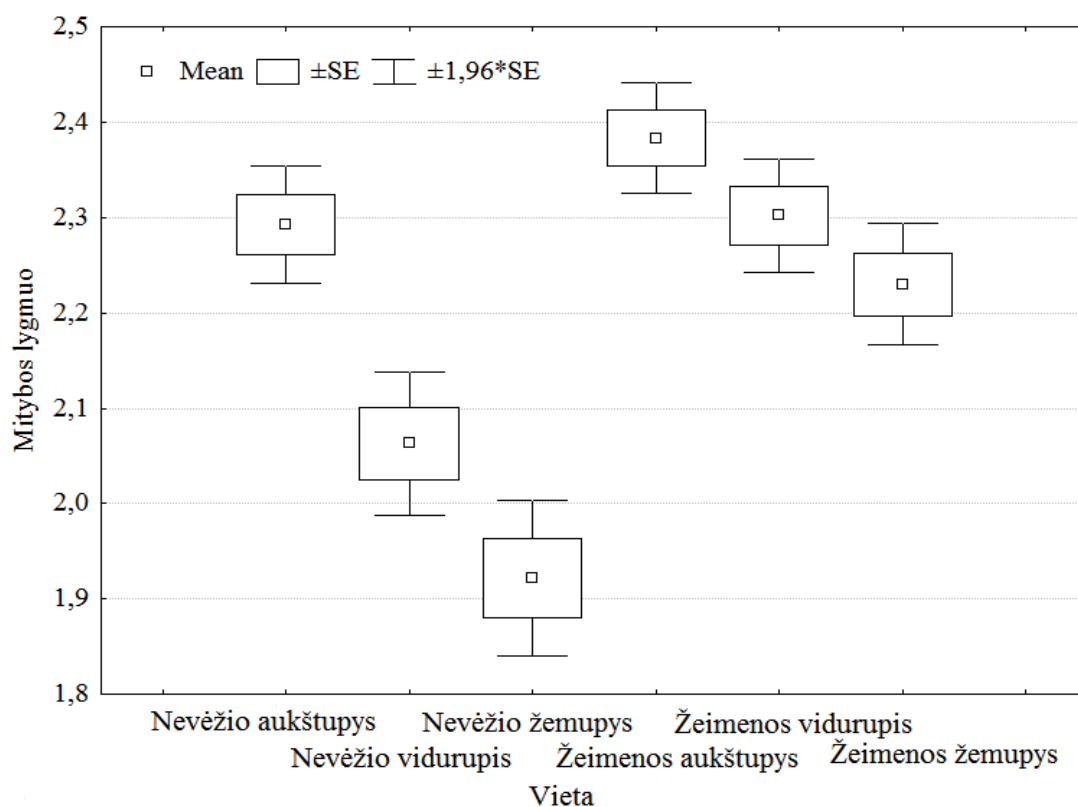


20 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis organinės medžiagos proporcijai makrozoobentosos ekologinių grupių mityboje Žeimenos upėje.



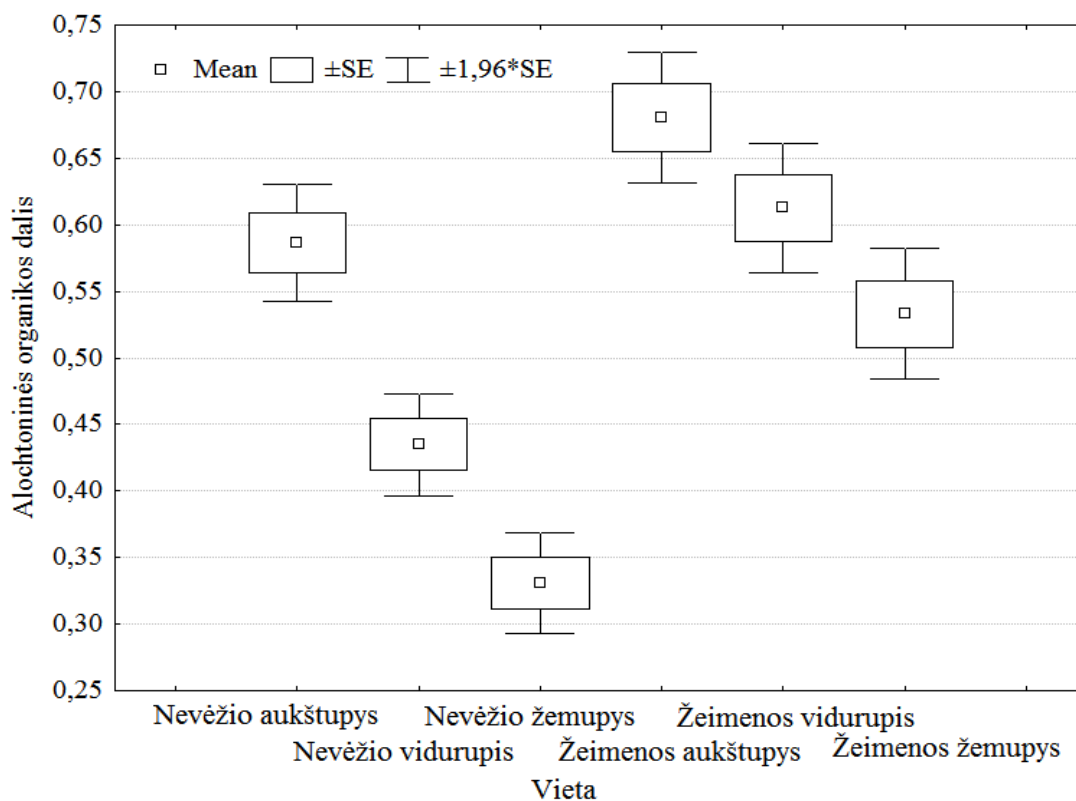
21 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis organinės medžiagos proporcijai makrozoobentosos ekologinių grupių mityboje Nevėžio upėje.

Vietos poveikis mitybos lygmenims. Upės vagos dalis kaip veiksnys turėjo reikšmingos įtakos ($F = 25,44$; $p < 0,05$; $df = 5$) makrozoobentosos ML indeksams (priedas 3 lentelė). Mažiausi vidutiniai bestuburių mitybos lygmenys buvo Nevėžio žemupyje ($1,92 \pm 0,1$), o didžiausi – Žeimenos aukštupyje ($2,38 \pm 0,1$) (22 pav.).



22 pav. Makrozoobentosos mitybos lygmenys Žeimenos ir Nevėžio upėse.

Vietos poveikis organikos kilmei. Upės vagos dalis kaip veiksnys turėjo reikšmingos įtakos ($F = 31,08$; $p < 0,05$; $df = 5$) makrozoobentosos AO indeksams (priedo 3 lentelė). Mažiausi alochtoninės organikos indeksų vidurkiai buvo Nevėžio žemupyje ($0,33 \pm 0,1$), o didžiausi – Žeimenos aukštupyje ($0,68 \pm 0,1$) (23 pav.).



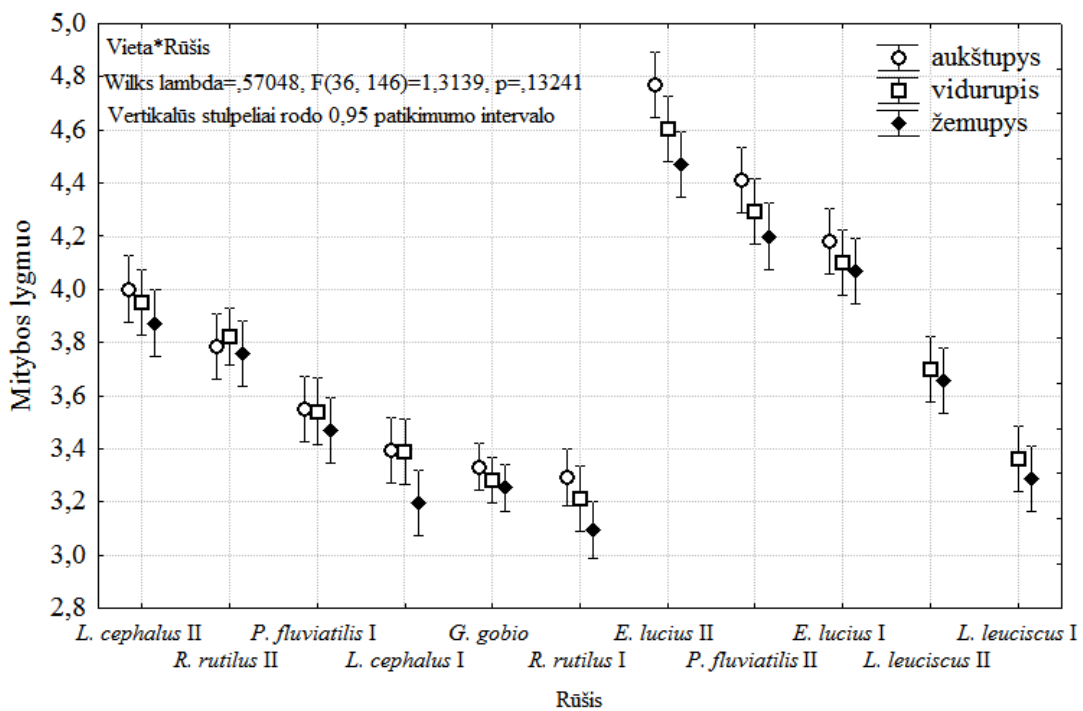
23 pav. Alochtoninės organikos dalis makrozoobentosos mityboje Žeimenos ir Nevėžio upėse.

4.5.2. Žuvų mitybos lygmenys ir alochtoninė organika jų mityboje

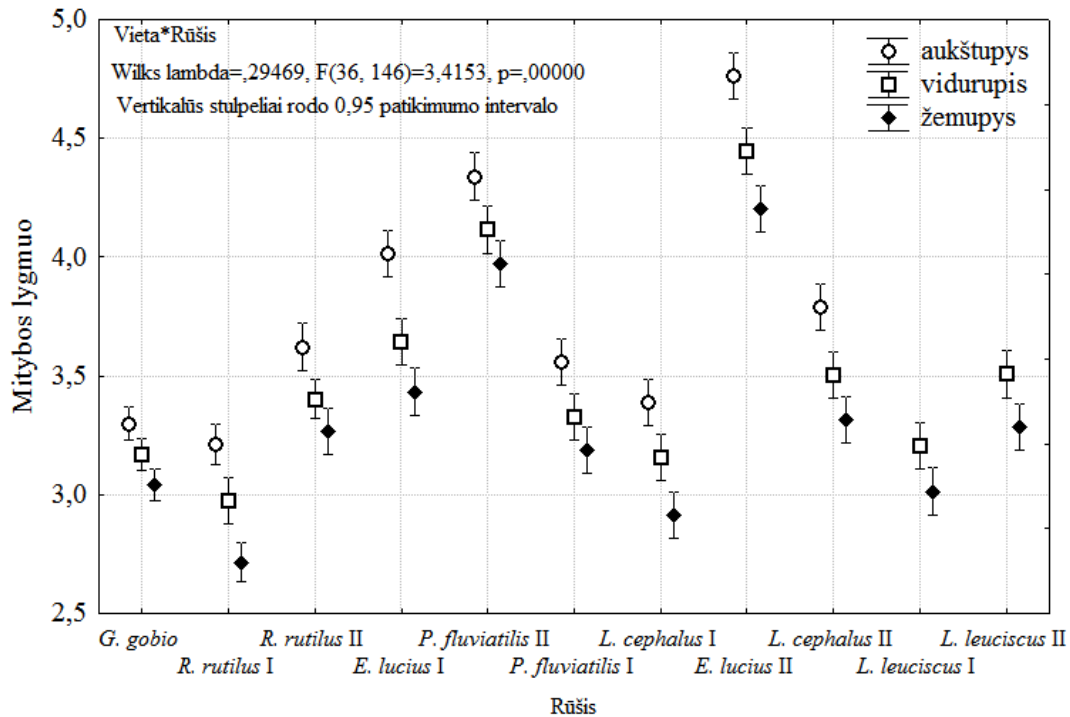
Rūšių mitybos lygmenys. Palyginus su makrozoobentosu, žuvis yra ilgiau gyvenantys, didesni hidrobiontai, todėl ir didesni skirtumai nustatyti tarp jų ilgių ir amžiaus. Išryškėjus patikimiems skirtumams tarp tos pačios rūšies skirtingo amžiaus ir ilgio individų ML ir AO, tų rūšių individai buvo suskirstyti į dvi grupes. Kadangi tarp daugumos žuvų rūšių išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių nustatyti patikimi skirtumai tarp vietų, žuvų ML ir AO indeksai buvo atskirai įvertinti aukštupyje, vidurupyje ir žemupyje. Žuvų užimamas mitybos lygmuo patikimai skyrėsi tarp skirtingų rūšių upėse (vienfaktorinė dispersinė analizė; Žeimena: aukštupys – $F = 56,74$; $p < 0,05$; $df = 8$; vidurupis – $F = 87,83$; $p < 0,05$; $df = 10$; žemupys – $F = 60,55$; $p < 0,05$; $df = 10$; Nevėžis: aukštupys – $F = 97,07$; $p < 0,05$; $df = 8$; vidurupis – $F = 106,19$; $p < 0,05$; $df = 10$; žemupys – $F = 88,75$; $p < 0,05$; $df = 10$) (24 ir 25 pav.). Tarp

ištirtų žuvų rūšių aukščiausius mitybos lygmenis užėmė *E. lucius.*, o žemiausius *R. rutilus* (priedo 13 ir 14 lentelės).

Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis žuvų rūšių mitybos lygmenims. Norint įvertinti ne tik atskirų aplinkos veiksnių poveikį, bet ir jų suminį poveikį, buvo atlikta faktorinė dispersinė analizė (angl. *Factorial ANOVA*). Šios analizės pagrindu gauta „Wilks lambdos“ reikšmė (0,57) nebuvo patikima ($p > 0,05$) tai reiškia, kad suminis poveikis nebuvo reikšmingas žuvų mitybos lygmenims (24 pav.). Tai lėmė panašios hidrologinės sąlygos Žeimenos upėje. Tuo metu Nevėžio upėje dėl skirtingų ekologinių sąlygų kompleksinis poveikis reikšmingai ($p < 0,05$) veikė žuvų mitybos lygmenis (Wilks lambda = 0,29). Žemiausi mitybos lygmenys užregistruoti žemupyje, aukščiausi aukštupyje (25 pav.).



24 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis žuvų rūšių mitybos lygmenims Žeimenos upėje.

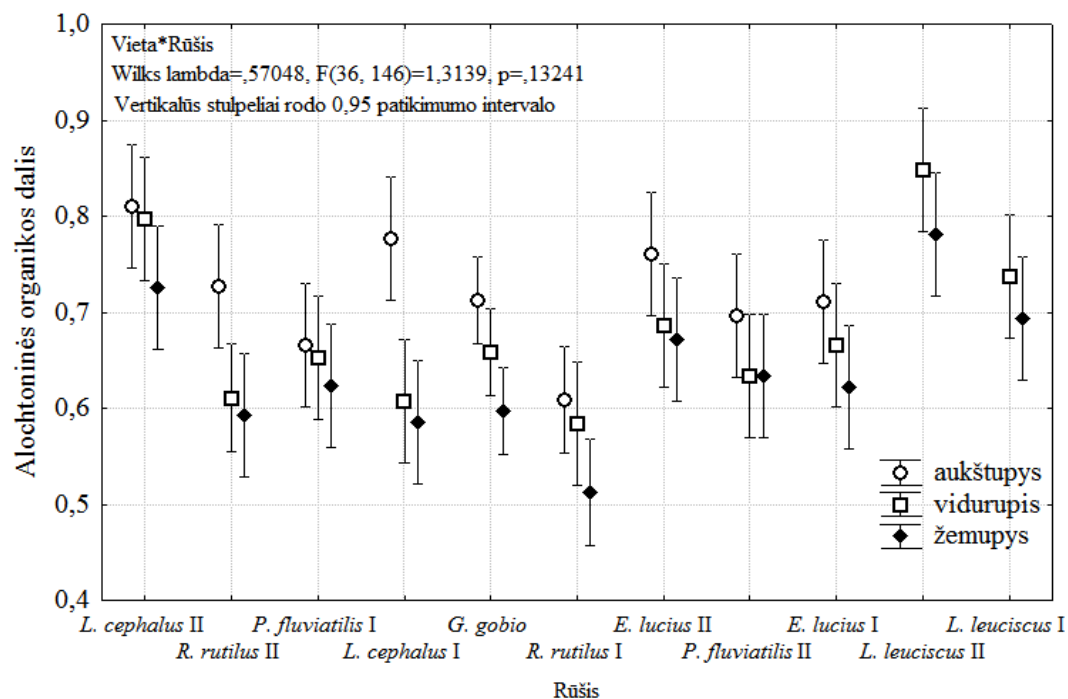


25 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis žuvų rūšių mitybos lygmenims Nevėžio upėje.

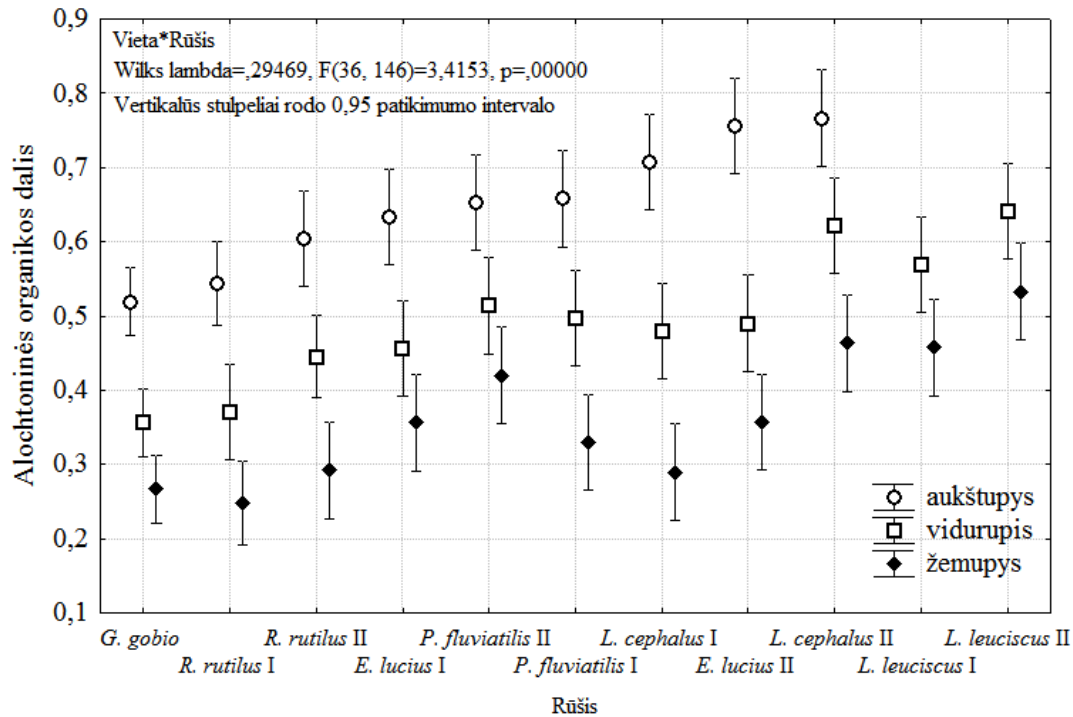
Organikos kilmė rūšių mityboje. Reikšmingi skirtumai tarp skirtingų rūšių nustatyti nagrinėjant alochtoninės organikos dalį žuvų mityboje (vienfaktorinė dispersinė analizė; Žeimena: aukštupys – $F = 2,89$; $p < 0,05$; $df = 8$; vidurupis – $F = 8,19$; $p < 0,05$; $df = 10$; žemupys – $F = 6,92$; $p < 0,05$; $df = 10$; Nevėžis: aukštupys – $F = 6,70$; $p < 0,05$; $df = 8$; vidurupis – $F = 12,05$; $p < 0,05$; $df = 10$; žemupys – $F = 10,31$; $p < 0,05$; $df = 10$) (26 ir 27 pav). Tarp ištirtų žuvų rūšių alochtoninė organika didžiausią dalį sudarė *L. leuciscus* ir *L. cephalus.*, o mažiausią *R. rutilus* ir *G. gobio* mityboje (priedo 15 ir 16 lentelės).

Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis organikos proporcijai žuvų rūšių mityboje. Norint įvertinti ne tik atskirų aplinkos veiksnių poveikį, bet ir jų suminį poveikį, buvo atlikta faktorinė dispersinė analizė (angl. *Factorial ANOVA*). Šios analizės pagrindu gauta „Wilks lambdos“ reikšmė (0,57) nebuvo patikima ($p > 0,05$), tai reiškia, kad suminis poveikis nebuvo reikšmingas organikos proporcijai žuvų mityboje (26 pav.). Tai lėmė panašios hidrologinės sąlygos Žeimenos upėje. Tuo metu Nevėžio upėje dėl skirtingų

ekologinių sąlygų kompleksinis poveikis statistiškai reikšmingai ($p < 0,05$) veikė organikos proporciją žuvų mityboje (Wilks lambda = 0,29). Mažiausia alochtoninės organikos dalis užregistruota žemupyje, didžiausia aukštupyje (27 pav.).

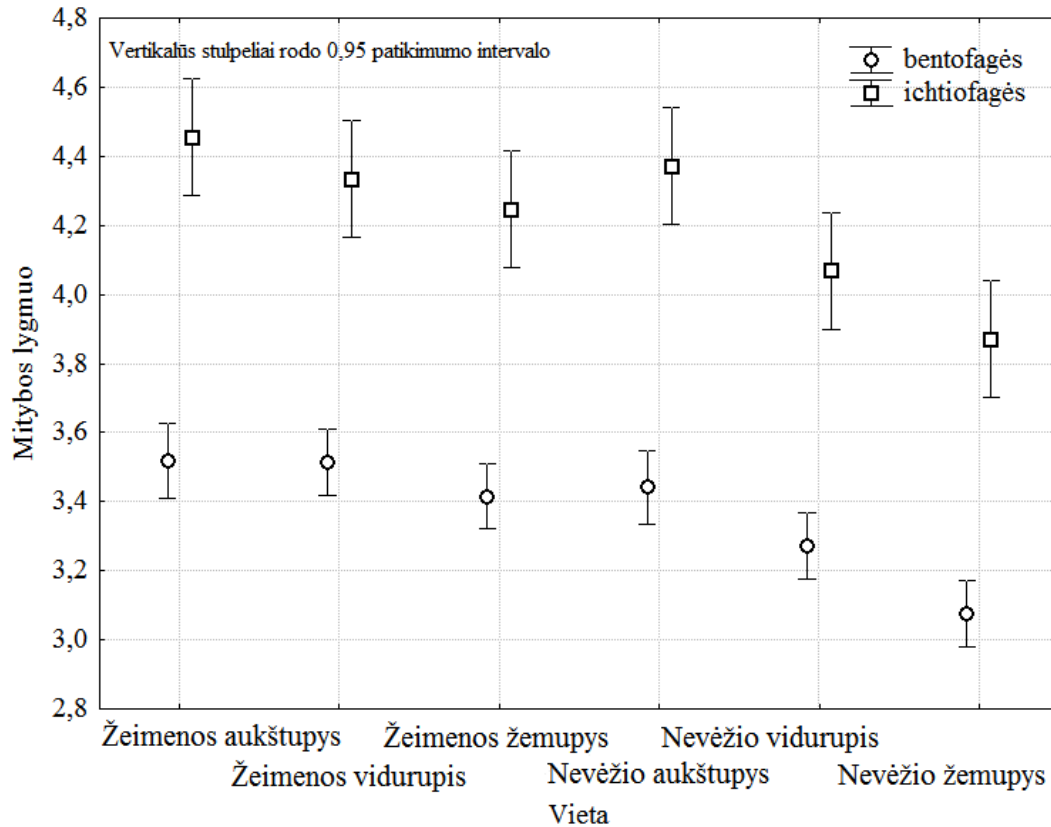


26 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis organinės medžiagos proporcijai žuvų rūšių mityboje Žeimenos upėje.



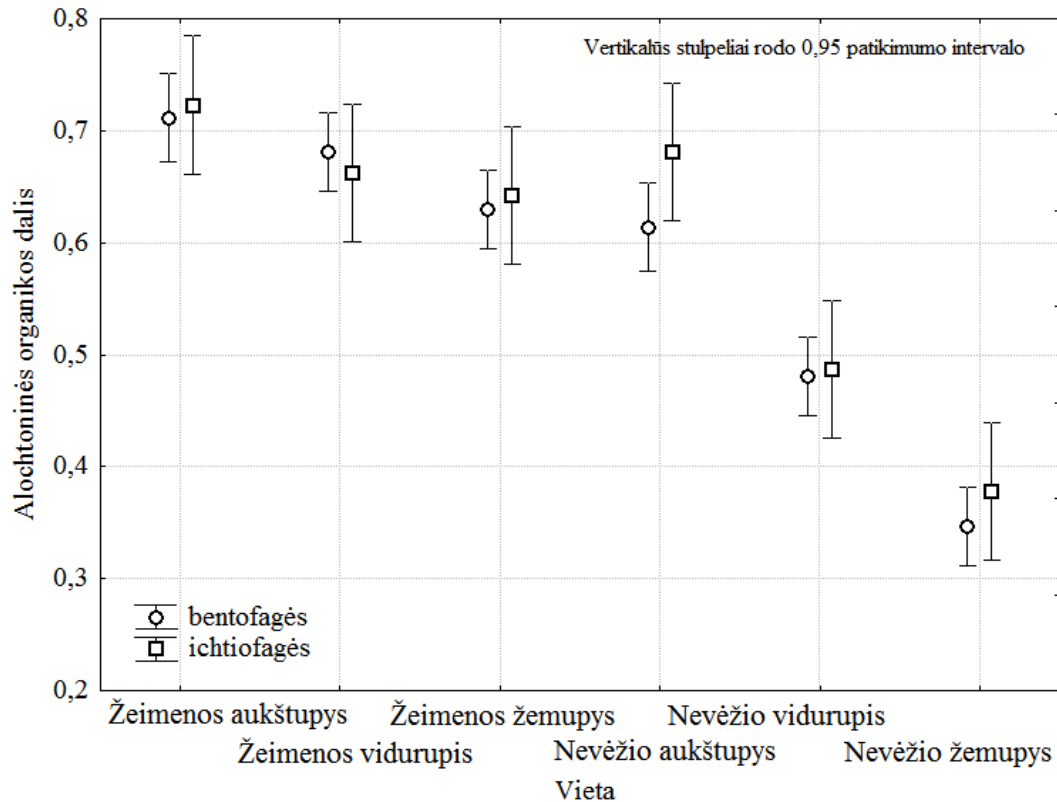
27 pav. Su tyrimo vieta susijusių veiksnių poveikis organinės medžiagos proporcijai žuvų rūšių mityboje Nevėžio upėje.

Ekologinių grupių mitybos lygmenys. Kadangi tarp daugumos žuvų ekologinių grupių išmatuotų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių nustatyti patikimi skirtumai tarp vietų, žuvų ekologinių grupių ML ir AO indeksai buvo atskirai įvertinti aukštupyje, vidurupyje ir žemupyje. Reikšmingi skirtumai tarp skirtingų žuvų ekologinių grupių nustatyti nagrinėjant mitybos lygmenis visose upės vietose (t – testas; Žeimenai: aukštupys – $t = 8,46$; $p < 0,05$; $df = 29$; vidurupis – $t = 8,21$; $p < 0,05$; $df = 35$; žemupys – $t = -8,14$; $p < 0,05$; $df = 35$; Nevėžis: aukštupys – $t = -9,20$; $p < 0,05$; $df = 29$; vidurupis – $t = -8,86$; $p < 0,05$; $df = 35$; žemupys – $t = -8,31$; $p < 0,05$; $df=35$). Žuvų ekologinių grupių tarpe aukščiausią mitybos lygmenį užėmė ichtiofagės, o žemiausius bentofagės žuvis. Žeimenos upės vagos dalis kaip veiksnys neturėjo įtakos ichtiofagių ($F = 1,73$; $p > 0,05$; $df = 2$) ir bentofagių žuvų ($F = 1,19$; $p > 0,05$; $df = 2$) ML indeksams. Tuo metu Nevėžio upės vagos dalis kaip veiksnys turėjo reikšmingos įtakos bentofagių ($F = 20,65$; $p < 0,05$; $df = 2$) ir ichtiofagių ($F = 4,69$; $p < 0,05$; $df = 2$) žuvų ML indeksams. (28 pav.).



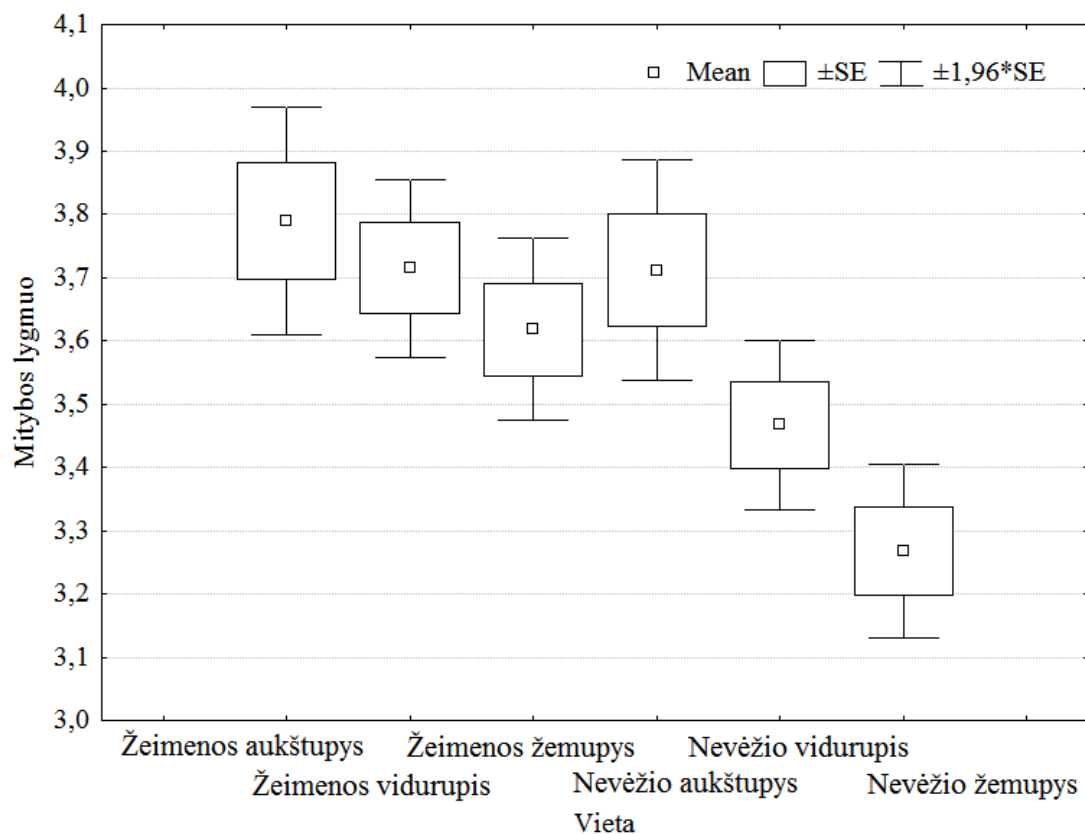
28 pav. Žuvų ekologinių grupių mitybos lygmenys Žeimenos ir Nevėžio upėse.

Organikos kilmė ekologinių grupių mityboje. Nebuvo reikšmingų skirtumų tarp bentofagių ir ichtiofagių žuvų alochtoninės organikos indeksų (t-testas; Žeimena: aukštupys – $t = 0,36$; $p = 0,72$; $df = 29$; vidurupis – $t = -0,55$; $p = 0,58$; $df = 35$; žemupys – $t = -0,37$; $p = 0,70$; $df = 35$; Nevėžis: aukštupys – $t = -1,68$; $p = 0,42$; $df = 29$; vidurupis – $t = -0,15$; $p = 0,87$; $df = 35$; žemupys – $t = -0,82$; $p = 0,41$; $df = 35$). Upės vagos dalis kaip veiksnys turėjo reikšmingos įtakos ichtiofagių (Žeimena: $F = 9,10$; $p < 0,05$; $df = 2$; Nevėžis: $F = 35,71$; $p < 0,05$; $df = 2$) ir bentofagių žuvų ($F = 4,76$; $p < 0,05$; $df = 2$; Nevėžis: $F = 54,92$; $p < 0,05$; $df = 2$) alochtoninės organikos indeksams (29 pav.).

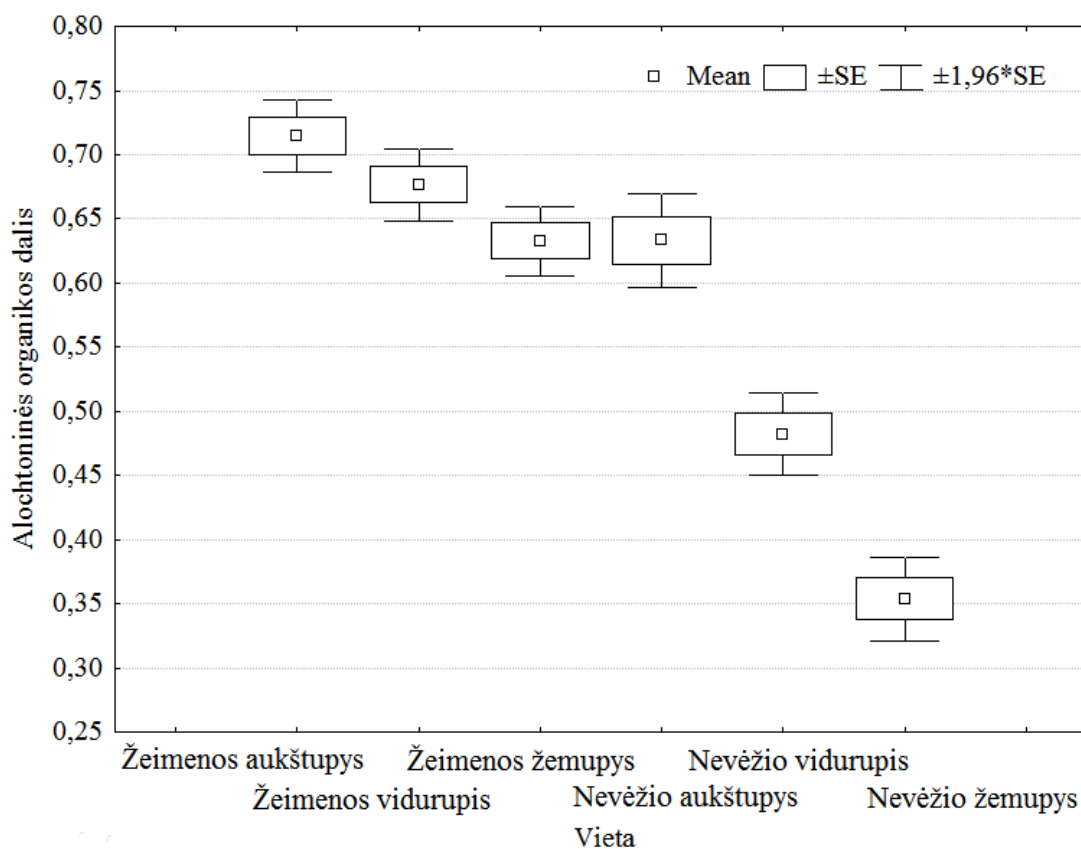


29 pav. Alochtoninės organikos dalis žuvų ekologinių grupių mityboje Žeimenos ir Nevėžio upėse.

Vietos poveikis mitybos lygmenims ir organikos kilmei. Upės vagos dalis kaip veiksnys turėjo reikšmingos įtakos žuvų ML indeksams ($F = 6,48$; $p < 0,05$; $df = 5$) ir AO indeksams ($F = 76,44$; $p < 0,05$; $df = 5$) (priedo 4 lentelė). Mažiausi vidutiniai žuvų mitybos lygmenys buvo Nevėžio žemupyje ($3,26 \pm 0,1$), o didžiausi – Žeimenos aukštupyje ($3,78 \pm 0,1$) (30 pav.). Mažiausi alochtoninės organikos indeksų vidurkliai buvo Nevėžio žemupyje ($0,35 \pm 0,1$), o didžiausi – Žeimenos aukštupyje ($0,71 \pm 0,1$) (31 pav.).



30 pav. Žuvų mitybos lygmenys Žeimenos ir Nevėžio upėse.



31 pav. Alochtoninės organikos dalis žuvų mityboje Žeimenos ir Nevėžio upėse.

4.6. Aplinkos veiksnių įtaka mitybos lygmenims ir organinės medžiagos proporcijai

Vertinant aplinkos veiksnių įtaką mitybos lygmenims ir organinės medžiagos proporcijai makrozoobentos ir žuvų mityboje, tirtos Nevėžio ir Žeimenos upės. Kiekvienoje tyrimų vietoje registruoti fizikiniai (baseino plotas, atstumas iki žiočių, upės vagos plotis, debitas, srovės greitis, gylis, temperatūra, vagos užaugimas vandens augmenija, medžių lajos danga) ir cheminiai (bendras N ir P kiekis vandenyje, skendinčios medžiagos, biocheminis deguonies suvartojimas (BDS₇) parametrai.

Abi ištirtos upės yra to paties tipo, tačiau skirtingos pagal ekologinę būklę. Vidutinis mėginių paėmimo vietų gylis upėse svyravo nuo 0,4 m (Žeimenos aukštupyje, Žeimenos vidurupyje ir Nevėžio aukštupio natūralioje vagoje) iki 1,0 m (Nevėžio aukštupio reguliuotoje vagoje ir Nevėžio žemupyje). Vidutinis srovės greitis tirtose vietose buvo nuo 0,1 m s⁻¹ (Nevėžio aukštupio reguliuotoje vagoje) iki 0,6 m s⁻¹ (Žeimenos aukštupyje ir vidurupyje). Debitas kito nuo 6,3 m³ s⁻¹ (Nevėžio aukštupio natūralioje vagoje) iki 23,8 m³ s⁻¹ (Nevėžio žemupyje). Didžiausias skendinčių medžiagų kiekis (8,0 mg l⁻¹) registruotas Nevėžio žemupyje, o mažiausias – Žeimenos aukštupyje (1,5 mg l⁻¹). Bendrojo azoto kiekis kito nuo 0,53 (Žeimenos aukštupyje ir vidurupyje) iki 5,7 mg l⁻¹ (Nevėžio aukštupio reguliuotoje vagoje). Bendrojo fosforo kiekis kito nuo 0,03 mg l⁻¹ Žeimenos aukštupyje iki 0,24 mg l⁻¹ Nevėžio žemupyje. Tirtų cheminių medžiagų kiekiai vandenyje neviršijo šiuo metu taikomų nustatytų didžiausių leidžiamų koncentracijų (LR Aplinkos ministerija, 2010). Nevėžio upės ekologinė būklė pagal bendrojo azoto kiekį buvo vidutiniška, o Žeimenos labai gera. Nevėžio upės ekologinė būklė pagal bendrojo fosforo kiekį labai gera buvo tik aukštupio natūralioje vagoje, vidurupyje – gera, aukštupio reguliuotoje vagoje – vidutiniška, o žemupyje – bloga. Tuo tarpu Žeimenos upės ekologinė būklė pagal bendrojo fosforo kiekį buvo labai gera. Ekologinė būklė pagal biocheminį deguonies suvartojimą per 7 dienas (BDS₇) Nevėžio upės aukštupyje buvo labai gera, o

vidurupyje ir žemupyje vidutiniška. Žeimenos upės ekologinė būklė pagal BDS₇ buvo labai gera.

Makrozoobentosas. Tyrimų metu abiejose upėse stabiliųjų izotopų analizei buvo atrinkta 12 bestuburių genčių, priklausančių 5 klasėms ir 5 ekologinėms grupėms. Buvo nustatyta nuo 1 iki 7 aplinkos veiksnių, kurie turėjo įtakos šių taksonų mitybos lygmenų ir organinės medžiagos santykiui jų mityboje. Toliau aptariamos bestuburių gentys atskirai.

Aphelocheirus genties blakių mitybos lygmeniui neigiamą įtaką turėjo: gylis, bendras N ir baseino plotas (28 lentelė). Alohtoninės organikos indeksas reikšmingai neigiamai priklausė nuo skendinčių medžiagų kiekio ir vagos pločio, o teigiamai nuo baseino ploto (29 lentelė).

Calopteryx genties žirgelių mitybos lygmeniui buvo svarbūs keturi aplinkos veiksniai – nustatyta neigiama debito, vagos užaugimo ir bendro N, o teigiama gylio įtaka. Alohtoninės organikos kiekiui teigiamos įtakos turėjo gylis, srovės greitis, debitas ir BDS₇, neigiamos – bendras N, baseino plotas ir atstumas iki žiočių.

Nemoura genties ankstyvių mitybos lygmenį neigiamai veikė bendras N, o teigiamai atstumas iki žiočių. Alohtoninės organikos indeksą neigiamai veikė skendinčios medžiagos.

Gammarus genties šoniplaukų mitybos lygmenį teigiamai veikė srovės greitis, o neigiamai vagos plotis. Nustatyta ir neigiama bendro N, teigiama atstumo iki žiočių įtaka alochtoninei organikai šoniplaukų mityboje.

Asellus vandens asiliukų mitybos lygmeniui didžiausią neigiamą įtaką turėjo bendras P ir vidutinis gylis, o teigiamą vagos užaugimas ir medžių lajos danga. Alohtoninės organikos indeksą teigiamai veikė srovės greitis, o neigiamai vagos plotis.

Baetis genties lašalų mitybos lygmeniui teigiamą įtaką turėjo medžių lajos danga, o neigiamą baseino plotas ir atstumas iki žiočių. Alohtoninės organikos indeksui teigiamą poveikį turėjo srovės greitis, vagos užaugimas ir medžių lajos danga, neigiamą – vagos plotis ir bendras N.

Cricotopus genties chironomidų mitybos lygmeniui neigiamos įtakos turėjo bendras P ir vagos plotis, o teigiamos baseino plotas. Bendras N, vagos užaugimas augmenija ir baseino plotas turėjo neigiamą, o srovės greitis ir skendinčių medžiagų kiekis teigiamą įtaką alochtoninės organikos kiekiui chironomidų mityboje.

Oligochaeta klasės mažašerių žieduotųjų kirmėlių mitybos lygmeniui teigiamą įtaką turėjo srovės greitis, gylis ir atstumas iki žiočių, neigiamą – bendras N. Buvo nustatyta alochtoninės organikos indekso reikšminga dalinė koreliacija su gyliu, BDS₇, bendru N, vagos užaugimu ir atstumu iki žiočių (R_d , atitinkamai 0,49; 0,60; -0,87; -0,61 ir 0,86).

Pisidium genties dvigeldžių moliuskų mitybos lygmuo neigiamai koreliavo su bendru P ($R_d = -0,60$) ir vagos pločiu ($R_d = -0,84$), teigiamai koreliavo su medžių lajos danga ($R_d = 0,47$). Nustatyta teigiama vagos užaugimo, medžių lajos dangos ir atstumo iki žiočių, neigiama – bendro N įtaka alochtoninės organikos indeksui dvigeldžių mityboje.

Brachycentrus genties apsiuvų mitybos lygmeniui neigiamą įtaką turėjo bendras P, vagos plotis ir atstumas iki žiočių. Nustatyta alochtoninės organikos indekso neigiama koreliacija su vagos pločiu ($R_d = -0,68$), teigiama su medžių lajos danga ($R_d = 0,90$).

Simulium genties mašalų mitybos lygmenį teigiamai veikė gylis ir srovės greitis, o neigiamai veikė vagos užaugimas, vagos plotis ir upės baseino plotas. Debitas, bendras N ir vagos užaugimas turėjo neigiamą, o BDS₇ – teigiamą įtaką alochtoninės organikos kiekiui mašalų mityboje.

Bithynia genties pilvakojų moliuskų mitybos lygmeniui teigiamos įtakos turėjo medžių lajos danga, o neigiamos bendras N ir baseino plotas. Alochtoninės organikos indeksą teigiamai veikė atstumas iki upės žiočių ir BDS₇, o neigiamai – skendinčios medžiagos ir bendras N.

28 lentelė. Aplinkos veiksnių poveikis makrozoobentos mitybos lygmenims upėse. Daugialypės regresijos regresijos koeficientas (Beta), dalinė koreliacija (R_d) ir dispersinės analizės rezultatai.

Gentis	Aplinkos veiksniai	Daugialypė regresija			Dispersinė analizė	
		Beta	R_d	p	F	p
<i>Aphelocheirus</i>	Vidutinis gylis	-0,39	-0,50	0,02	19,47	<0,001
	Bendras N	-0,40	-0,59	0,007		
	Baseino plotas	-0,33	-0,48	0,03		
<i>Calopteryx</i>	Vidutinis gylis	0,42	0,53	0,02	49,66	<0,001
	Debitas	-0,75	-0,80	<0,001		
	Bendras N	-0,76	-0,88	<0,001		
	Vagos užaugimas	-0,57	-0,64	0,003		
<i>Nemoura</i>	Bendras N	-0,90	-0,91	<0,001	44,61	<0,001
	Atstumas iki žiočių	0,64	0,84	<0,001		
<i>Gammarus</i>	Srovės greitis	0,70	0,92	<0,001	102,08	<0,001
	Vagos plotis	-0,58	-0,89	<0,001		
<i>Asellus</i>	Vidutinis gylis	-0,37	-0,69	<0,001	52,74	<0,001
	Bendras P	-0,58	-0,75	<0,001		
	Vagos užaugimas	0,59	0,82	<0,001		
	Medžių lajos danga	0,48	0,67	0,002		
<i>Baetis</i>	Medžių lajos danga	0,41	0,73	<0,001	83,97	<0,001
	Baseino plotas	-0,87	-0,85	<0,001		
	Atstumas iki žiočių	-0,59	-0,77	<0,001		
<i>Cricotopus</i>	Bendras P	-0,70	-0,92	<0,001	98,16	<0,001
	Vagos plotis	-0,91	-0,82	<0,001		
	Baseino plotas	0,42	0,53	0,017		
<i>Oligochaeta</i>	Vidutinis gylis	0,58	0,85	<0,001	135,99	<0,001
	Srovės greitis	0,97	0,89	<0,001		
	Bendras N	-0,72	-0,87	<0,001		
	Atstumas iki žiočių	1,09	0,96	<0,001		
<i>Pisidium</i>	Bendras P	-0,39	-0,60	0,005	65,89	<0,001
	Medžių lajos danga	0,28	0,47	0,040		
	Vagos plotis	-0,49	-0,84	<0,001		
<i>Brachycentrus</i>	Bendras P	-0,49	-0,67	0,001	27,32	<0,001
	Vagos plotis	-0,71	-0,70	<0,001		
	Atstumas iki žiočių	-0,38	-0,48	0,035		
<i>Simulium</i>	Vidutinis gylis	0,35	0,75	<0,001	135,37	<0,001
	Srovės greitis	0,49	0,88	<0,001		
	Vagos užaugimas	-0,35	-0,76	<0,001		
	Vagos plotis	-0,65	-0,86	<0,001		
	Baseino plotas	-0,28	-0,53	0,025		
<i>Bithynia</i>	Bendras N	-0,40	-0,74	<0,001	113,56	<0,001
	Medžių lajos danga	0,33	0,64	<0,001		
	Baseino plotas	-0,51	-0,89	<0,001		

29 lentelė. Aplinkos veiksnių poveikis organinės medžiagos santykiui makrozoobentosos mityboje. Daugialypės regresijos koeficientas (Beta), dalinė koreliacija (R_d) ir dispersinės analizės rezultatai.

Gentis	Aplinkos veiksniai	Daugialypė regresija			Dispersinė analizė	
		Beta	R_d	p	F	p
<i>Aphelocheirus</i>	Skendinčios medžiagos	-0,78	-0,85	<0,001	34,36	<0,001
	Vagos plotis	-0,95	-0,70	<0,001		
	Baseino plotas	0,70	0,55	0,013		
<i>Calopteryx</i>	Vidutinis gylis	0,38	0,69	0,004	68,10	<0,001
	Srovės greitis	0,63	0,77	<0,001		
	Debitas	0,35	0,51	0,047		
	BDS₇	0,45	0,63	0,010		
	Bendras N	-1,14	-0,72	0,002		
	Baseino plotas	-0,49	-0,59	0,019		
	Atstumas iki žiočių	1,24	0,66	0,006		
<i>Nemoura</i>	Skendinčios medžiagos	-0,90	-0,90	<0,001	70,72	<0,001
<i>Gammarus</i>	Bendras N	-1,15	-0,94	<0,001	80,54	<0,001
	Atstumas iki žiočių	0,59	0,83	<0,001		
<i>Asellus</i>	Srovės greitis	0,78	0,94	<0,001	120,43	<0,001
	Vagos plotis	-0,49	-0,88	<0,001		
<i>Baetis</i>	Srovės greitis	0,40	0,68	0,002	151,03	<0,001
	Bendras N	-0,31	-0,70	0,001		
	Vagos užaugimas	0,14	0,48	0,049		
	Medžių lajos dangą	0,25	0,54	0,022		
	Vagos plotis	-0,41	-0,89	<0,001		
<i>Cricotopus</i>	Srovės greitis	0,40	0,53	0,027	47,36	<0,001
	Skendinčios medžiagos	0,66	0,58	0,014		
	Bendras N	-0,55	-0,63	0,006		
	Vagos užaugimas	-0,32	-0,55	0,019		
	Baseino plotas	-0,91	-0,86	<0,001		
<i>Oligochaeta</i>	Vidutinis gylis	0,31	0,49	0,044	52,64	<0,001
	BDS₇	0,52	0,60	0,010		
	Bendras N	-1,71	-0,87	<0,001		
	Vagos užaugimas	-0,39	-0,61	0,008		
	Atstumas iki žiočių	1,57	0,86	<0,001		
<i>Pisidium</i>	Bendras N	-0,79	-0,72	<0,001	31,96	<0,001
	Vagos užaugimas	0,30	0,46	0,049		
	Medžių lajos dangą	0,50	0,57	0,012		
	Atstumas iki žiočių	0,48	0,67	0,001		

<i>Brachycentrus</i>	Medžių lajos danga	0,75	0,90	<0,001	74,67	<0,001
	Vagos plotis	-0,34	-0,68	<0,001		
<i>Simulium</i>	Debitas	-0,77	-0,87	<0,001	59,37	<0,001
	BDS₇	0,36	0,57	0,011		
	Bendras N	-0,94	-0,88	<0,001		
	Vagos užaugimas	-0,28	-0,60	0,008		
<i>Bithynia</i>	Skendinčios medžiagos	-0,90	-0,65	0,002	32,61	<0,001
	BDS₇	0,90	0,66	0,002		
	Bendras N	-0,96	-0,56	0,014		
	Atstumas iki žiočių	1,09	0,74	<0,001		

Žuvys. Tyrimų metu abiejose upėse stabilijų izotopų analizei buvo atrinkta 6 rūšys žuvų, priklausančios trimis šeimoms ir 2 ekologinėms grupėms. Buvo nustatyta nuo 1 iki 7 aplinkos veiksnių, kurie turėjo įtakos šių žuvų rūšių mitybos lygmenų ir organinės medžiagos santykiui jų mityboje. Toliau aptariamos žuvų rūšys atskirai.

Kuojų (*R. rutilus*) mitybos lygmeniui neigiamą įtaką turėjo skendinčios medžiagos (30 lentelė). Alohtoninės organikos indeksui neigiamą įtaką turėjo skendinčios medžiagos, o teigiamą – medžių lajos danga ir gylis (31 lentelė).

Šapalų (*L. cephalus*) mitybos lygmeniui nustatyta tik neigiama vagos pločio įtaka. Alohtoninės organikos kiekį šapalų mityboje neigiamai veikiantys aplinkos veiksniai buvo vagos plotis ir bendras P, o teigiamai – vagos užaugimas.

Strepečių (*L. leuciscus*) mitybos lygmeniui nustatytas tik vienas svarbus aplinkos veiksnys – bendras N. Du aplinkos veiksniai buvo neigiamai reikšmingi šios rūšies alohtoninės organikos indeksui – debitas ir bendras N.

Gružlių (*G. gobio*) mitybos lygmenį neigiamai veikė skendinčios medžiagos ir vagos plotis. Alohtoninės organikos kiekiui gruzlių mityboje teigiamą įtaką darė gylis ir srovės greitis, neigiamą – bendras N ir vagos plotis.

Lydekų (*E. lucius*) mitybos lygmenį teigiamai veikė vienintelis aplinkos veiksnys – srovės greitis. Alohtoninės organikos indeksui teigiamos įtakos turėjo gylis, srovės greitis ir bendras N, o neigiamos – skendinčios medžiagos, vagos užaugimas ir vagos plotis.

Ešerių (*P. fluviatilis*) mitybos lygmeniui statistiškai reikšminga aplinkos veiksnių įtaka nenustatyta. Alochtoninės organikos kiekiui ešerių mityboje teigiamą įtaką turėjo gylis, srovės greitis ir bendras N, o neigiamą – skendinčios medžiagos, vagos užaugimas ir vagos plotis.

30 lentelė. Aplinkos veiksnių įtaka žuvų mitybos lygmenims upėse. Daugialypės regresijos koeficientas (Beta), dalinė koreliacija (R_d) ir dispersinės analizės rezultatai.

Rūšis	Aplinkos veiksniai	Daugialypė regresija			Dispersinė analizė	
		Beta	R_d	p	F	p
<i>R. rutilus</i>	Skendinčios medžiagos	-0,53	-0,53	<0,001	19,11	<0,001
<i>L. cephalus</i>	Vagos plotis	-0,54	-0,54	<0,001	14,70	<0,001
<i>L. leuciscus</i>	Bendras N	-0,60	-0,60	0,001	12,54	0,001
<i>G. gobio</i>	Skendinčios medžiagos	-0,48	-0,45	0,005	32,34	<0,001
	Vagos plotis	-0,37	-0,36	0,028		
<i>E. lucius</i>	Srovės greitis	0,45	0,45	0,002	10,24	<0,001

31 lentelė. Aplinkos veiksnių įtaka organinės medžiagos santykiui žuvų mityboje. Daugialypės regresijos koeficientas (Beta), dalinė koreliacija (R_d) ir dispersinės analizės rezultatai.

Rūšis	Aplinkos veiksniai	Daugialypė regresija			Dispersinė analizė	
		Beta	R_d	p	F	p
<i>R. rutilus</i>	Vidutinis gylis	0,33	0,39	0,005	50,97	<0,001
	Skendinčios medžiagos	-0,69	-0,55	<0,001		
	Medžių lajos dangą	0,46	0,46	0,001		
<i>L. cephalus</i>	Bendras P	-0,58	-0,60	<0,001	36,84	<0,001
	Vagos užaugimas	0,48	0,50	0,002		
	Vagos plotis	-0,74	-0,71	<0,001		
<i>L. leuciscus</i>	Debitas	-0,24	-0,49	0,015	48,45	<0,001
	Bendras N	-0,82	-0,88	<0,001		
<i>G. gobio</i>	Vidutinis gylis	0,21	0,50	0,002	180,13	<0,001
	Srovės greitis	0,48	0,67	<0,001		
	Bendras N	-0,32	-0,58	<0,001		
	Vagos plotis	-0,46	-0,82	<0,001		
<i>E. lucius</i>	Vidutinis gylis	0,69	0,67	<0,001	50,21	<0,001
	Srovės greitis	0,71	0,60	<0,001		
	Skendinčios medžiagos	-0,70	-0,58	<0,001		
	Bendras N	0,50	0,45	0,004		

	Vagos užaugimas	-0,39	-0,50	0,001		
	Vagos plotis	-0,55	-0,71	<0,001		
<i>P. fluviatilis</i>	Vidutinis gylis	0,71	0,71	<0,001	61,01	<0,001
	Srovės greitis	0,72	0,64	<0,001		
	Skendinčios medžiagos	-0,86	-0,69	<0,001		
	Bendras N	0,56	0,53	<0,001		
	Vagos užaugimas	-0,26	-0,39	0,015		
	Vagos plotis	-0,53	-0,73	<0,001		

4.7. Upės vagos tipo įtaka hidrobiontų izotopiniam santykiui

Fizikinių – cheminių sąlygų palyginimas. Hidrofiziniai ir hidrocheminiai rodikliai buvo išmatuoti *in situ* tyrimų vietose. Buvo atliktas rezultatų palyginimas tarp natūralių ir reguliuotų upės atkarpų. Medžių lajos danga, srovės greitis ir debitas buvo mažesni reguliuotose vietose. Vandens gylis buvo didesnis reguliuotose vietose. Reguluotose vietose vyravo smėlio-dumblo substratas, o natūraliose akmenys ir žvyras. Didžiausios reikšmės skendinčių medžiagų ir vagos užaugimo makrofitais buvo nustatytos reguliuotose upės vietose. Bendro azoto ir fosforo koncentracijos reguliuotose vietose buvo žymiai didesnės. Upės vagos plotis ir BDS₇ nesiskyrė tarp skirtingų tyrimo vietų (32 lentelė).

32 lentelė. Aplinkos kintamųjų charakteristikų palyginimas natūraliose ir reguliuotose Nevėžio upės atkarpose.

Aplinkos kintamieji	Upės vagos morfologija		t-testo vertė	p vertė	
	natūrali	reguluota			
Atstumas iki žiočių (km)	154,1±1,1	181,0±1,9	12,71	< 0,001	*
Baseino plotas (km ²)	331,9±48,9	179,1±14,1	3,00	0,039	*
Vagos užaugimas (%)	35,0±2,3	76,0±3,8	8,91	< 0,001	*
Medžių lajos danga (%)	30,0±2,8	5,0±1,7	7,42	0,002	*
Vagos plotis (m)	15,0±1,7	13,0±1,2	0,96	0,391	
Vidutinis gylis (m)	0,4±0,1	1,0±0,0	5,19	0,006	*
Srovės greitis (m s ⁻¹)	0,4±0,1	0,1±0,0	8,00	0,001	*
Debitas (m ³ s ⁻¹)	6,3±0,4	1,3±0,1		< 0,001	*
			12,63		
Skendinčios medžiagos (mg l ⁻¹)	2,7±0,2	6,1±0,5	11,60	< 0,001	*
BDS ₇ (mg O ₂ l ⁻¹)	1,5±0,2	2,2±0,2	2,46	0,069	
Bendras N (mg l ⁻¹)	3,5±0,4	5,7±0,5	3,35	0,028	*
Bendras P (mg l ⁻¹)	0,07±0,0	0,19±0,0	5,64	0,004	*
Dugno substratas	akmenys- žvyras	smėlis- dumblas	4,65	** < 0,001	**

* - aplinkos kintamųjų reikšmingi skirtumai tarp natūralių ir reguliuotų upės vietų pažymėti žvaigždute (t-testas, p < 0,05)

** - kadangi dugno substrato duomenys buvo neparamestriniai, Mann-Whitney U testas buvo panaudotas vidurkių palyginimui.

Makrozoobentosas. Bestuburiai surinkti iš natūralių ir reguliuotų Nevėžio upės aukštupio atkarpų turėjo statistiškai patikimai skirtingus mitybos lygmenų vidurkius. Natūralioje atkarpoje bestuburių mitybos lygmenys buvo patikimai (p < 0,05) didesni tiek bendrai (natūrali: 2,28±0,1; reguliuota: 2,13±0,1), tiek kiekvienai genčiai atskirai (33 lentelė). Didžiausi mitybos lygmenys buvo plėšrūnų *Calopteryx* sp. ir *Aphelocheirus* sp., mažiausi – dumbliais mintančių gremžėjų *Bithynia* sp.

33 lentelė. Bestuburių mitybos lygmenys (vidurkis ± SE) Nevėžio upės natūraliose ir reguliuotose atkarpose.

Gentis	Upės vagos morfologija		t-testo vertė	p vertė
	natūrali	reguluota		
<i>Calopteryx</i> sp.	2,63±0,0	2,50±0,0	12,45	<0,001
<i>Aphelocheirus</i> sp.	2,54±0,4	2,36±0,2	2,90	0,043
<i>Gammarus</i> sp.	2,34±0,4	2,21±0,1	2,78	0,047
<i>Asellus</i> sp.	2,33±0,1	2,24±0,1	3,86	0,018
<i>Simulium</i> sp.	2,30±0,1	2,04±0,0	16,93	<0,001
<i>Pisidium</i> sp.	2,29±0,2	2,06±0,1	3,96	0,016
<i>Baetis</i> sp.	2,26±0,0	2,11±0,1	5,21	0,006
<i>Oligochaeta</i>	2,23±0,4	2,09±0,1	3,03	0,038
<i>Cricotopus</i> sp.	2,20±0,1	2,08±0,1	3,03	0,038
<i>Brachycentrus</i> sp.	2,07±0,1	1,97±0,0	2,82	0,047
<i>Bithynia</i> sp.	1,91±0,1	1,76±0,1	3,72	0,020

Bestuburiai surinkti iš natūralių ir reguliuotų Nevėžio upės aukštupio atkarpų turėjo statistiškai patikimai skirtingus alochtoninės organikos indeksų vidurkius. Natūralioje atkarpoje alochtoninės organikos dalis bestuburių mityboje buvo patikimai ($p < 0,05$) didesnė tiek bendrai (natūrali: $0,57 \pm 0,0$; reguliuota: $0,45 \pm 0,0$), tiek kiekvienai genčiai atskirai (34 lentelė). Didžiausi alochtoninės organikos indeksai buvo detritu mintančių trynėjų *Gammarus* sp. ir *Asellus* sp., o mažiausi – perifitonu mintančių gremžėjų *Bithynia* sp.

34 lentelė. Alochtoninės organikos dalis bestuburių mityboje (vidurkis ± SE) Nevėžio upės natūraliose ir reguliuotose atkarpose.

Gentis	Upės vagos morfologija		t-testo vertė	p vertė
	natūrali	reguluota		
<i>Calopteryx</i> sp.	0,66±0,0	0,57±0,0	3,03	0,038
<i>Aphelocheirus</i> sp.	0,62±0,1	0,50±0,1	3,65	0,021
<i>Gammarus</i> sp.	0,74±0,1	0,63±0,1	3,56	0,023
<i>Asellus</i> sp.	0,70±0,0	0,56±0,0	9,41	<0,001
<i>Simulium</i> sp.	0,44±0,1	0,31±0,1	3,56	0,023
<i>Pisidium</i> sp.	0,48±0,1	0,38±0,1	4,09	0,014
<i>Baetis</i> sp.	0,57±0,1	0,44±0,1	11,08	<0,001
<i>Oligochaeta</i>	0,65±0,1	0,50±0,0	5,85	0,004
<i>Cricotopus</i> sp.	0,53±0,1	0,41±0,0	4,70	0,009
<i>Brachycentrus</i> sp.	0,52±0,1	0,35±0,1	3,91	0,017
<i>Bithynia</i> sp.	0,33±0,1	0,26±0,1	2,85	0,046

Žuvys. Kuojų TL svyravo nuo 50 iki 260 mm, ešerių nuo 90 iki 202 mm, lydekų nuo 215 iki 340 mm. Kiekvienos žuvų rūšies individai buvo suskirstyti į dvi atskiras grupes pagal mitybos būdą ir $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ žymes. Siekiant pavaizduoti stabiliųjų izotopų verčių kitimą pagal dydį, ešerių, kuojų ir lydekų mėginiai buvo suskirstyti į I ir II grupes (35 lentelė).

35 lentelė. Žuvų rūšys ir dydžių grupės parinktos stabiliųjų izotopų analizei.

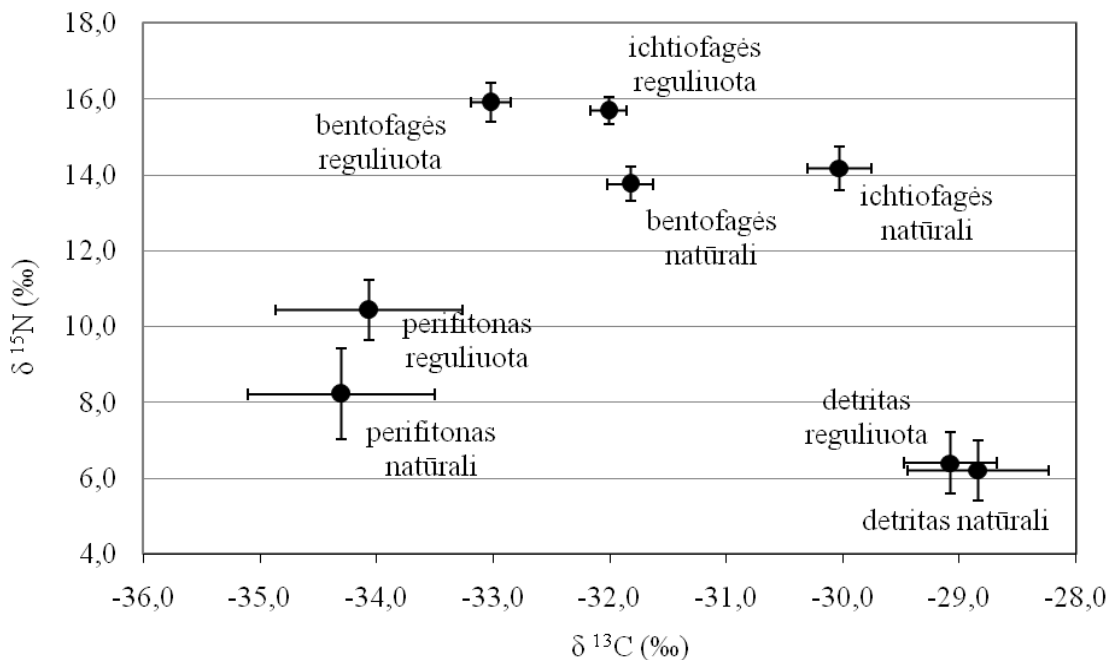
Ekologinė grupė	Rūšis	Dydžių grupė ir bendras ilgis TL (mm)	TL (min./max., mm)
Bentofagės	<i>Rutilus rutilus</i>	I (TL < 150 mm)	50/147
		II (TL > 150 mm)	167/260
Ichtiofagės	<i>Perca fluviatilis</i>	I (TL < 150 mm)	90/143
		II (TL > 150 mm)	175/202
	<i>Esox lucius</i>	I (TL < 250 mm)	215/240
		II (TL > 250 mm)	285/340

Pirmos grupės ešeriai ir lydekos pasižymėjo mažesnėmis $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ izotopų vertėmis lyginant su antrąja grupe. Antros grupės lydekų ir ešerių individai, turėjo gerokai didesnes $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertes lyginant su pirmąja grupe.

Nustatyti reikšmingi skirtumai tarp skirtingų dydžių grupių ešerių ir lydekų $\delta^{15}\text{N}$ verčių (t testas: $p < 0,05$), tačiau nebuvo patikimų $\delta^{15}\text{N}$ skirtumų tarp skirtingų grupių kuojų. Nebuvo ryškių skirtumų ir tarp skirtingo dydžio kuojų $\delta^{13}\text{C}$ verčių (t testas: $p > 0,05$). Natūralioje ir reguliuotoje upės atkarpoje sugautų bentofagių žuvų $\delta^{15}\text{N}$ izotopų verčių vidurkiai (\pm SD) buvo patikimai skirtingi (reguliuotoje: $15,90 \pm 1,34$ ‰; natūralioje: $13,75 \pm 1,55$ ‰; $t = -3,18$; $p < 0,001$, $df = 18$). $\delta^{13}\text{C}$ izotopų verčių skirtumai taip pat buvo reikšmingi (reguliuotoje: $-33,01 \pm 0,71$ ‰; natūralioje: $-31,82 \pm 1,15$ ‰; $t = 4,59$; $p < 0,001$; $df = 18$) (32 pav.). Ichtiofagių žuvų $\delta^{15}\text{N}$ verčių skirtumai tarp natūralios ($14,17 \pm 1,74$ ‰) ir reguliuotos ($15,68 \pm 1,10$ ‰) upės vietų buvo reikšmingi ($t = -2,20$; $p < 0,05$; $df = 16$). $\delta^{13}\text{C}$ verčių mažėjimas taip pat buvo reikšmingas: nuo $-30,02 \pm 0,83$ ‰ natūralioje, iki $-32,06 \pm 0,46$ ‰ reguliuotoje upės dalyje ($t = 6,24$; $p < 0,001$; $df = 16$). Ichtiofagių žuvų $\delta^{13}\text{C}$ vertės buvo reikšmingai

didesnės nei bentofagių ($p < 0,001$). Vis dėlto, nebuvo reikšmingų skirtumų tarp bentofagių ir ichtiofagių $\delta^{15}\text{N}$ verčių ($p > 0,05$).

Dumblių anglies izotopų žymės visose tyrimų vietose Nevėžio upėje buvo mažesnės (vidurkis $\delta^{13}\text{C} = -34,2 \pm 0,1$) nei sausumos (pakrančių) kilmės detrito (vidurkis $\delta^{13}\text{C} = -29,0 \pm 0,2$). Kita vertus, nebuvo statistiškai reikšmingų stabilųjų izotopų skirtumų ($p > 0,05$) tarp detrito, surinkto iš natūralių ir reguliuotų upės vietų. Perifitono vidutinės $\delta^{15}\text{N}$ vertės ($\delta^{15}\text{N} = 9,31 \pm 1,22 \text{ ‰}$) visose tyrimų vietose buvo didesnės už detrito ($\delta^{15}\text{N} = 6,3 \pm 0,17 \text{ ‰}$; $t = -5,99$; $p < 0,001$; $df = 10$). (32 pav.). Nei $\delta^{13}\text{C}$ ($t = -1,50$; $p = 0,205$; $df = 4$), nei $\delta^{15}\text{N}$ ($t = -4,15$; $p = 0,060$, $df = 4$) perifitono stabilųjų izotopų vertės reikšmingai nesiskyrė tarp natūralių ir reguliuotų upės vietų. Panašiai ir detrito – nei $\delta^{13}\text{C}$ ($t = -1,47$; $p = 0,194$; $df = 4$), nei $\delta^{15}\text{N}$ ($t = -3,61$; $p = 0,100$; $df = 4$) izotopų vertės nebuvo reikšmingai skirtingos tarp natūralių ir reguliuotų upės atkarpu.



32 pav. Bentofagių ir ichtiofagių žuvų, perifitono ir detrito anglies ir azoto izotopų santykių vidurkiai ($\pm\text{SE}$) natūraliose ir reguliuotose Nevėžio upės vietose.

Žuvų stabilųjų izotopų verčių vidurkiai skyrėsi tarp rūšių tiek natūralioje (vienfaktorinė dispersinė analizė: $\delta^{13}\text{C}$, $F_{5,13} = 43,72$; $p < 0,001$; $\delta^{15}\text{N}$, $F_{5,13} = 19,19$; $p < 0,001$), tiek reguliuotoje (vienfaktorinė dispersinė

analizė: $\delta^{13}\text{C}$, $F_{5,13} = 20,39$; $p < 0,001$; $\delta^{15}\text{N}$, $F_{5,13} = 55,02$; $p < 0,001$) upės vagoje.

Kuojų, ešerių ir lydekų vidutinės $\delta^{13}\text{C}$ vertės natūralioje upės dalyje buvo didesnės nei reguliuotoje, tuo metu anksčiau paminėtų žuvų vidutinės $\delta^{15}\text{N}$ vertės natūralioje upės atkarpoje buvo žemesnės nei reguliuotoje. Žuvų $\delta^{13}\text{C}$ vertės reguliuotoje upės dalyje buvo reikšmingai žemesnės negu natūralioje ($p < 0,05$) ir bendrai panašios į toje pačioje vietoje surinktų dumblių anglies izotopų žymes. Iš visų išanalizuotų žuvų mažiausias ^{13}C izotopų vertes turėjo kuojų I gr. (natūrali: vidurkis = $-32,40 \pm 0,2$ ‰, reguliuota: vidurkis = $-33,58 \pm 0,2$ ‰). Tuo tarpu lydekų II gr. turėjo didžiausias ^{13}C izotopų vertes (natūrali: $-29,06 \pm 0,3$ ‰, reguliuota: $-31,73 \pm 0,2$ ‰).

Ešerių I gr. vidutinė $\delta^{15}\text{N}$ vertė (natūrali: $12,17 \pm 0,2$ ‰, reguliuota: $13,67 \pm 0,3$ ‰) buvo mažesnė nei kitų žuvų. Didžiausias $\delta^{15}\text{N}$ vertės buvo lydekų II gr. natūralioje atkarpoje ir kuojų II gr. reguliuotoje upės atkarpoje. Lydeka laikoma mitybos grandinės viršutiniu plėšrūnu Nevėžio upėje.

Visos žuvys natūraliose upės vietose pasižymėjo aukštesnėmis $\delta^{13}\text{C}$ vertėmis, kas parodo apie maisto medžiagų šaltinį iš sausumos (pakrančių) ekosistemų. Natūraliose upės vietose vidutinės žuvų $\delta^{13}\text{C}$ vertės labiau panašios į pakrančių sausumos detrito, bet ne į dumblių vertes. Mažesnės žuvų $\delta^{13}\text{C}$ vertės reguliuotose upės vietose parodo, kad pagrindiniai (baziniai) vandens bestuburių maisto medžiagų resursai nėra sausumos kilmės. Apskritai, reguliuotose upės vietose, visų žuvų, išskyrus ešerių ir lydekų II gr. $\delta^{15}\text{N}$ vertės buvo didžiausios (36 lentelė).

36 lentelė. Žuvų ekologinių grupių izotopų pokyčių palyginimas (naudojant porinį t-testą) Nevėžio upės natūraliose ir reguliuotose vietose.

Ekologinė grupė	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		p vertė	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		p vertė
	natūrali	reguluota		natūrali	reguluota	
Bentofagės						
<i>Rutilus rutilus</i> I	-32,40 ± 0,2	-33,58 ± 0,2	<0,05	13,79 ± 0,5	16,54 ± 0,1	<0,05
<i>Rutilus rutilus</i> II	-31,72 ± 0,1	-32,72 ± 0,1	<0,05	15,26 ± 0,1	17,28 ± 0,1	<0,05
<i>Perca fluviatilis</i> I	-31,13 ± 0,1	-32,55 ± 0,1	<0,05	12,17 ± 0,2	13,67 ± 0,3	<0,05
Ichtiofagės						
<i>Perca fluviatilis</i> II	-30,18 ± 0,2	-31,73 ± 0,2	<0,05	14,08 ± 0,4	15,39 ± 0,4	n.s.
<i>Esox lucius</i> I	-30,83 ± 0,1	-32,51 ± 0,1	<0,05	12,25 ± 0,1	14,65 ± 0,1	<0,05
<i>Esox lucius</i> II	-29,06 ± 0,3	-31,73 ± 0,2	<0,05	16,17 ± 0,2	17,02 ± 0,2	n.s.

n.s. = nereikšmingas skirtumas

Ryšiai tarp žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ izotopų verčių ir aplinkos kintamųjų (iš viso buvo išanalizuota penkiolika kintamųjų) buvo patikrinti atliekant kanoninės atitikties analizę (CCA). CCA pirmos dvi ašys turėjo didžiausias tikrines vertes (angl. *eigenvalue*) ir paaiškino 76,6 % variacijos. Vagos užaugimas augalija, debitas, srovės greitis, skendinčios medžiagos, atstumas iki žiočių, bendras P, medžių lajos dangą, bendras N, gylis, BDS₇, dugno substratas, $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ turėjo stiprų ryšį su 1 ašimi (koreliacijos vertės > 0,5). Pirmoji ašis apibūdino gradientą nuo reguliuotų vietų su prastomis ekologinėmis sąlygomis iki natūralių vietų su geromis sąlygomis. Žemės ūkio išsklaidytos taršos veikiama reguliuota upės vietos pasižymėjo didžiausiomis vagos užaugimo augalija, skendinčių medžiagų, atstumo iki žiočių, bendro P, bendro N, gylis ir BDS₇ vertėmis. Natūralios upės vietose vagos užaugimo augalija, skendinčių medžiagų, bendro P ir bendro N vertės buvo mažesnės, o srovės greičio vertės buvo didesnės. Antroji ašis atskyrė vietas pagal upės vagos plotį, baseino plotą, dugno substratą ir BDS₇ reikšmes (37 lentelė).

37 lentelė. Žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ izotopų verčių ir hidrologinių rodiklių kanoninės atitikties analizės (CCA) rezultatai.

Kintamasis	Ašis 1	Ašis 2
$\delta^{13}\text{C}$	0,64	-0,11
$\delta^{15}\text{N}$	-0,50	-0,27
Vidutinis gylis (m)	-0,68	-0,71
Srovės greitis (m s^{-1})	0,98	-0,20
Debitas ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	0,87	-0,28
Skendinčios medžiagos (mg l^{-1})	-0,75	-0,46
BDS ₇ ($\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$)	-0,82	-0,74
Bendras N (mg l^{-1})	-0,75	-0,61
Bendras P (mg l^{-1})	-0,95	0,16
Vagos užaugimas (%)	-0,91	-0,39
Medžių lajos dangą (%)	0,66	-0,15
Vagos plotis (m)	0,38	-0,74
Baseino plotas (km^2)	0,42	-0,35
Atstumas iki žiočių (km)	-0,79	0,26
Dugno substratas	0,62	0,73
Tikrinė vertė	0,30	0,17
Bendras kintamumas (%)	29,33	47,39

Pastaba: > 0,5 vertės pažymėtos tamsesniu šriftu.

5. REZULTATŲ APTARIMAS

Aplinkos sąlygų poveikis žuvų bendrijoms ir upių ekologinei būklei. Nepaisant didėjančio literatūros kiekio Lietuvos upių žuvų bendrijų tema (Virbickas ir kt., 2015; Kesminas ir Repečka, 2005; Čivas ir Kesminas, 2011), supratimas apie aplinkos sąlygų pokyčių kiekybinį poveikį žuvų bendrijoms regione išlieka ribotas. Pagal kai kuriuos tyrimus, Nevėžio upės cheminė vandens kokybė buvo prastesnė lyginant su kitų Lietuvos upių vidurkiu (Sileika ir kt., 2002; Virbickas ir Gudas, 2007). Pagal LR Aplinkos ministerijos nustatytus fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklių (BDS₇ ir bendro N ir P) vertinimo kriterijus, Nevėžio upė žemiau Panevėžio miesto (kur galimas nuotekų valymo įrenginių poveikis) priskirta blogos arba labai blogos ekologinės būklės klasėms. Pagal fizikinius-cheminius kokybės elementus Nevėžio upėje ties Šušvės žiotimis nustatyta labai gera arba gera ekologinė būklė. Pagal BDS₇ aštuoniose (iš vienuolikos) tyrimų stotyse vandens kokybė buvo labai gera arba gera, o trejose stotyse vidutiniška arba bloga. Pagal bendrą N vandens kokybė Nevėžio upėje buvo vidutiniška. Pagal bendrą P penkiose stotyse vandens kokybė buvo labai gera arba gera, dar trejose stotyse vandens kokybė buvo bloga ir likusiose trejose – vidutiniška. Tuo metu Žeimenos upėje ekologinė būklė pagal BDS₇, bendrą N ir P buvo labai gera visose tyrimų stotyse. Fizikiniai, cheminiai ir hidromorfologiniai rodikliai atsiskleidė, kaip svarbūs veiksniai, sąlygojantys žuvų rodiklius. Dviejų vidutinio dydžio upių rezultatai atskleidė, kad tobulinant baseinų valdymo planus Lietuvoje, į monitoringo programą būtų tikslinga įtraukti ir fizikinių rodiklių analizę, atsižvelgiant į Europos Sąjungos Bendrąją vandens politikos direktyvą, kuri reikalauja „gerų ekologinių sąlygų“ ir „gerų cheminių sąlygų“ (Europos Taryba, 2000).

Atliktų tyrimų metu Nevėžio upėje iš viso buvo užregistruotos 23, o Žeimenoje 19 žuvų rūšių, priklausančių 7 šeimoms. Žuvų įvairovės ir bendrijų struktūros atžvilgiu abi upės panašios į kitas vidurio Europos upes. Pavyzdžiui, panašaus dydžio Kvisos upėje (Lenkija) nustatyta 18 žuvų rūšių įvairovė, o

bendrijoje vyravo grūžlys, sudarydamas 52 % santykinio gausumo (Witkowski ir kt., 1995). Nevėžio upėje pagal gausumą vyravo kuoja (21,4 %), grūžlys (14,5 %), paprastoji aukšlė (13,6 %) ir šapalas (13,5 %). Žeimenos upėje žuvų bendrijoje pagal gausumą vyravo lašiša (20,0 %), kūjagalvis (15,8 %), šližys (11,0 %), srovinė aukšlė (10,5 %), grūžlys (8,5 %), rainė (6,8 %), kuoja (6,3 %) ir ūsorius (5,4 %). Elbės upės vidurupyje dominavo šapalas (Jurajda ir kt., 2010). Šiaurinėje europinėje Rusijos dalyje vidutinio dydžio upių aukštupių žuvų bendrijų branduolį sudarė šližys, ešerys, žemupių – kuoja, ešerys, paprastoji aukšlė ir pūgžlys. Rainė, strepetys ir srovinė aukšlė, kurios yra įprastos rūšys Europos upių aukštupiuose (Kotegov, 2007), įskaitant Nevėžį, dažnai laikomos jautrios aplinkos pokyčiams (Kesminas, 1992; Kesminas ir Virbickas, 1999; Gudas ir Povilaitis, 2013). Žemdirbystės poveikis žuvų bendrijoms upės aukštupyje gali sąlygoti žuvų įvairovės mažėjimą (Ruchin ir kt., 2004). Buvo nustatyta, kad labai gera ekologinė būklė susijusi su miškingomis vietomis, tai sutampa su Roth ir kt. (1996) išvadomis, kurios teigia, kad IBI neigiamai koreliavo su žemdirbystės mastu ir teigiamai koreliavo su miškų ir pelkių plotu.

Žuvų rodiklių duomenys parodė, kad nei viena iš vienuolikos tyrimų stočių Nevėžio upėje nepasižymėjo geromis ekologinėmis sąlygomis. Pagal LŽI daugumoje tyrimų vietų ekologinė būklė buvo vidutiniška ar bloga. Nevėžio upėje LŽI svyravo nuo 0,26 žemiau Panevėžio iki 0,62 ties Šušvės upės žiotimis (38 lentelė). Intensyvios žemdirbystės įtakoje esančiose Nevėžio upės aukštupio reguliuotose atkarpose ekologinė būklė buvo bloga. Tuo metu pusė ištirtų Žeimenos upės atkarpų pasižymėjo gera (LŽI = 0,85–0,92), o kitos labai gera (LŽI = 0,96–1,03) ekologine būkle pagal LŽI (39 lentelė).

38 lentelė. Nevėžio upės ekologinė būklė pagal LŽI (sp = rūšių skaičius, sp % = santykinis rūšių skaičius, n % = santykinis gausumas).

Tyrimų stotis	Litofilinės		Netolerantiškos		Reofilinės		Visaėdės		Tolerantiškos		LŽI	
	sp %	n %	sp	n %	sp	n %	sp	n %	sp %	n %	Vertė	Būklė
1	30,0	14,4	0	0,0	4	31,1	5	69,2	40,0	64	0,33	Bloga
2	63,6	37,2	2	11,9	7	11,9	4	69,8	27,3	58,2	0,54	Vidutiniška
3	20,0	5,40	0	0,0	4	25,2	7	80,9	40,0	73,2	0,26	Bloga
4	36,4	20,8	2	9,0	5	39,8	6	71,0	36,4	51,6	0,50	Vidutiniška
5	40,0	32,9	1	1,6	4	58,8	4	69,4	30,0	39,7	0,53	Vidutiniška
6	40,0	23,8	0	0,0	5	50,0	4	41,8	40,0	21,6	0,54	Vidutiniška
7	22,2	19,2	1	4,7	4	40,3	5	68,2	44,4	52,8	0,41	Vidutiniška
8	36,4	39,5	1	21,0	6	36,8	5	47,4	36,4	39,5	0,62	Vidutiniška
9	23,0	16,6	1	2,0	6	33,3	6	58,3	30,8	56,3	0,42	Vidutiniška
10	27,3	38,0	0	0,0	2	34,0	9	56,1	63,6	59,9	0,39	Bloga
11	20,0	30,0	0	0,0	2	30,0	7	77,7	70,0	65,6	0,29	Bloga

39 lentelė. Žeimenos upės ekologinė būklė pagal LŽI (sp = rūšių skaičius, sp % = santykinis rūšių skaičius, n % = santykinis gausumas).

Tyrimų stotis	Litofilinės		Netolerantiškos		Reofilinės		Visaėdės		Tolerantiškos		LŽI	
	sp %	n %	sp	n %	sp	n %	sp	n %	sp %	n %	Vertė	Būklė
1	64,2	36,3	5	20,7	10	38,0	4	17,0	21,4	15,3	0,92	gera
2	62,5	24,7	3	14,0	7	27,3	2	5,0	12,5	4,3	0,85	gera
3	61,5	44,0	3	33,7	8	44,3	2	2,3	15,4	2,0	1,00	labai gera
4	46,2	37,7	3	25,3	8	45,0	3	4,0	23,0	5,0	0,90	gera
5	75,0	30,7	3	18,3	7	38,7	0	0,0	0,0	0,0	0,96	labai gera
6	66,6	44,0	4	34,3	10	48,3	4	5,6	20,0	6,0	1,03	labai gera

Žuvų tankis Nevėžio upėje svyravo nuo 16,6 iki 60,7 individo 100 m⁻², o biomasė svyravo nuo 467,2 iki 1544,3 g 100 m⁻². Žuvų tankis tyrimo vietose Žeimenos upėje kito nuo 31,6 iki 56,6 ind. 100 m⁻², o biomasė nuo 295,6 iki 1991,3 g 100 m⁻². Palyginimui, Lenkijos Kvisos upėje tiek tankis, tiek biomasė buvo žymiai mažesni atitinkamai: nuo 3,7 iki 36,4 inivido 100 m⁻² ir nuo 57,4 iki 634,4 g 100 m⁻² (Witkowski ir kt., 1995). Nevėžio ir Žeimenos upėse žuvų tankis buvo didesnis nei kai kuriose kitose panašaus dydžio Lietuvos upėse (40 lentelė). Nitratų ir fosfatų koncentracijų padidėjimas Nevėžio upėje lėmė nežymų žuvų biomasės sumažėjimą. Nuo 1952 iki 1975 metų jos padidėjo aštuonis kartus, nes 54,7 % padidėjo nusaustos dirbamos žemės plotai (Dumbrasukas ir kt., 1997). Pagal Europos Sąjungos klasifikaciją Nevėžio upė vis dar laikoma užteršta fosfatais (Sileika ir kt., 2002).

40 lentelė. Žuvų bendrijų rodiklių ir ekologinės būklės palyginimas tarp panašaus dydžio Lietuvos upių (Virbickas, 2010, 2011, 2012).

Upė	Žuvų rūšių skaičius	Tankis, (ind. 100 m ⁻²)	Biomasė, (g 100 m ⁻²)	LŽI reikšmė	Ekologinė būklė
Žeimena	19	47	858	0,94	Labai gera
Merkys	9	42	440	0,91	Gera
Jūra	12	84	510	0,84	Gera
Šešupė	6	10	140	0,83	Gera
Nemunėlis	13	57	1770	0,79	Gera
Venta	14	11	2540	0,73	Gera
Minija	14	21	2370	0,72	Gera
Lėvuos	9	12	320	0,64	Vidutiniška
Dubysa	10	21	200	0,48	Vidutiniška
Mūša	11	40	1370	0,48	Vidutiniška
Nevėžis	23	39	907	0,44	Vidutiniška
Šušvė	13	7	100	0,42	Vidutiniška

Upių ekologinės būklės vertinimas pagal LŽI yra paremtas LŽI nuokrypio nuo etaloninių verčių dydžiu, pagal jį priskiriant vandens telkinį tyrimo vietoje vienai iš penkių ekologinės būklės klasių: LŽI > 0,93 – labai gera; LŽI = 0,93–0,71 – gera; LŽI = 0,70–0,4 – vidutiniška; LŽI = 0,39–0,11 – bloga; LŽI < 0,11 – labai bloga.

Visaėdės žuvų rūšys Nevėžio upėje kito nuo 41,8 iki 80,9 %, o tolerantiškos – nuo 21,6 iki 73,2 %) ir sudarė žuvų bendrijų branduolį. Tuo tarpu Žeimenoje žuvų bendrijose vyravo litofilinės ir reofilinės žuvų rūšys, o

tolerantiškų ir visaėdžių rūšių skaičius ir santykinis gausumas nustatytas mažiausias. Panašiai ir Gaujos upėje tolerantiškų žuvų rūšių santykinis gausumas svyravo nuo 0 iki 14,2 %, o litofilinių nuo 76 iki 90 % (Kesminas ir kt., 2009). Palyginimui, Lenkijoje Kvisos upėje litofilinės rūšys sudarė 36,5% bendrijos (Witkowski ir kt., 1995), o Vyslos upėje tolerantiškos rūšys, tokios kaip kuoja ir karšis sudarė 79 % bendrijos (Bartel ir kt., 2007).

Ekologiniai žuvų rodikliai buvo susiję su hidromorfologija ir hidrochemija. Visoms žuvų ekologinėms grupėms buvo būdinga bent viena reikšminga koreliacija su aplinkos kintamaisiais. Nevėžio upėje tolerantiškų žuvų rodikliai patikimai neigiamai koreliavo su srovės greičiu ir grunto struktūra, tačiau teigiamai koreliavo su gyliu, skendinčiomis medžiagomis, BDS₇, bendru N ir bendru P. Žeimenos upėje tolerantiškų rūšių gausumas neigiamai koreliavo su srovės greičiu, debitu, skendinčiomis medžiagomis, bendru N ir bendru P. Nevėžio upėje neigiamas ryšys buvo pastebėtas tarp netolerantiškų žuvų gausumo ir vandens gylio, skendinčių medžiagų ir bendro fosforo koncentracijų, o teigiamas ryšys su grunto struktūra. Žeimenos upėje netolerantiškų žuvų gausumą neigiamai veikė BDS₇, bendras N ir bendras P, teigiamai veikė gylis, srovės greitis ir debitas. Nevėžio upėje visaėdės žuvys patikimai teigiamai koreliavo su vidutiniu gyliu, skendinčiomis medžiagomis, BDS₇, bendru N ir bendru P, o neigiamai su srovės greičiu ir grunto struktūra. Žeimenos upės visaėdžių gausumui neigiamą poveikį turėjo srovės greitis, debitas, skendinčios medžiagos ir bendras N. Nevėžio upės reofilinių žuvų gausumui buvo reikšmingas tik srovės greitis ($r = 0,45$). Teigiamą įtaką Žeimenos upės reofilinių žuvų gausumui turėjo srovės greitis ir debitas, o neigiamą įtaką turėjo BDS₇ ir bendras P. Nevėžio upėje litofilinės žuvys neigiamai koreliavo su gyliu, debitu, skendinčiomis medžiagomis, BDS₇ ir bendru N, o su srovės greičiu ir grunto struktūra koreliavo teigiamai. Žeimenos upėje litofilinių žuvų gausumą teigiamai veikė gylis, srovės greitis ir debitas, o neigiamai – BDS₇, bendras N ir bendras P.

Nemažai studijų parodė, kad nuo hidromorfologijos priklauso tiek žuvų biomasė (Sullivan ir kt., 2006; Čivas ir Kesminas, 2011; Sullivan, 2012),

tiek vandens bestuburiai (Lods-Crozet ir kt., 2001; Pliūraitė ir Kesminas, 2004; Sullivan ir kt., 2004), kurie daugumai žuvų yra svarbus maisto šaltinis. Reguluotoje Oderio upėje paprastoji aukšlė, kuoja ir ešeris neigiamai, o plakis teigiamai koreliavo su gyliu (Wolter, 2001). Panašiai ir Siesarties upėje žuvų rodikliai priklauso nuo gylio, srovės greičio ir grunto (Čivas ir Kesminas, 2011). Nuo vandens temperatūros ir srovės greičio priklauso bentoso bestuburių šeimų skaičius Lietuvos upėse (Višinskienė ir Bernotienė, 2012). Gautos išvados atitinka upių tipologiją (Hering ir kt., 2004), apimančią nuo ekosistemų dydžio priklausančius pagrindinius aplinkos kintamuosius (pvz., debitas, gylis, atstumas iki žiočių), nuo kurių priklauso buveinės, o tuo pačiu ir rūšių įvairovė ir bendrijų struktūra (Pool ir kt., 2010).

Rezultatų reikšmė upių baseinų valdymui Lietuvoje ir Baltijos jūros regione. Gamtos išteklių organizacijos vis daugiau dėmesio skiria hidromorfologiniams tyrimams, kaip svarbiam upių monitoringo elementui. Jungtinėse Amerikos Valstijose ir Kanadoje daug įstaigų į savo planus įtraukia hidromorfologinius tyrimus ar vertinimus, pavyzdžiui, Ontario aplinkos ministerija (2003), Britų Kolumbijos miškų ministerija (1996), Naujojo Džersio (Henriksen ir kt., 2006), Minesotos (2014), Vermonto (VTDEC 2001, Sullivan ir kt., 2004) gamtos išteklių departamentai ir kitos įstaigos. Vandens Direktyva tvirtina, kad hidromorfologija turi palaikyti “gerą ekologinę būklę” (Europos Bendrijų Taryba, 2000). Didžiojoje Britanijoje upių morfologijos įvertinimas yra pagrindinis upių monitoringo komponentas (Raven ir kt., 1997). Pietų Afrikos Respublika upių geomorfologinį įvertinimą įtraukė į upių klasifikavimo ir būklės įvertinimo protokolą (Rowntree ir Ziervogel, 1999; Rowntree ir Wadewson, 2000). Tokių protokolų įtraukimas iš dalies palaiko hidrogeomorfologinės sistemos augimą (Sheldon ir Thoms, 2006; Vaughan ir kt., 2009; Sullivan, 2012).

Atsižvelgiant į Nevėžio, Žeimenos ir kitų Lietuvos upių žuvų tyrimus galima teigti, kad upių hidromorfologiniai įvertinimai būtų naudingi upių baseinų valdymo planams. Atlikti tyrimai buvo supaprastinti ir didžia dalimi susieti su upių tipologija, o tikėtina, kad daugiau detalesnių (pvz., išilginių ir

skersinių, skirtingų gylių ir srovės greičių) tyrimų suteiktą daugiau informacijos ir būtų svarbus žingsnis įvertinat jų potencialą. Apskritai, hidrogeomorfologija paremti valdymo uždaviniai gali palengvinti patį valdymą ir gamtosaugos strategijas ir būti svarbiu žingsniu bendrijų ir ekosistemų pagrindu paremto valdymo link. Sudėtinė, upių geomorfologijos (kartu su hidrochemija ir ekologine būkle) pagrindu paremta upių būklės stebėseną gali būti naudinga subalansuotai plėtrai, žemėtvarkai ir gamtosaugai Lietuvoje. Nemuno upės, į kurią įteka Nevėžis, baseino plotas 92 318 km², iš jų 43 285 km² yra Lietuvoje. Nemuno upės baseinas buvo pripažintas vienu iš trijų tarptautinių baseinų pagal kompleksinių vandens kokybės planų poreikį (Nilsson ir Langaas, 2006). Gerai paruošti ir strategiškai įforminti upių hidromorfologiniai įvertinimai būtų reikšmingas žingsnis Nemuno baseinų valdymo planų pažangai, ką ir nurodo Bendroji vandens politikos direktyva, pagal kurią valdymo planai turi būti sudaromi baseinų rajonų pagrindu ir paremti vandens kokybės gerinimo priemonėmis. Upių monitoringo privalumai būtų svarbūs ne tik upėms, bet ir Baltijos jūrai, į kurią tos upės įteka ir kurios uždara ir pažeidžiama ekosistema, kartu su ryškėjančiomis ekologinėmis problemomis (pvz., eutrofikacija) reikalauja vis daugiau dėmesio (Elmgren, 2001; HELCOM, 2003; MARE, 2003). Gautų rezultatų pagrindu galima teikti rekomendacijas upių baseinų rajonų valdymo planų ir priemonių programų tobulinimui Lietuvoje ir kitose Baltijos šalyse. Reikalingas dėmesys upių monitoringo programų tobulinimui Lietuvoje ir kitose Baltijos šalyse, nes tokie integruoti ir kompleksiški ekologinės būklės tyrimai, apjungiantys hidromorfologinius, hidrocheminius, hidrofizinius ir ichtiologinius tyrimus, turėtų būti upių ekologinės stebėsenos pagrindas ir padėtų efektyviau spręsti gamtosaugos problemas Baltijos valstybėse.

Aplinkos sąlygų įtaka hidrobiontų mitybos tinklams. Daugelis upių ir upelių teka agrokultūriniam landšafte, dėl to jie yra gerokai paveikti žmogaus veiklos, pavyzdžiui nuotėkio sureguliuavimo, taršos ir t. t. (Kesminas ir Virbickas, 2000). Dėl antropogeninės veiklos padidėja biogeninių medžiagų (fosforo ir azoto junginių) koncentracija upėse. Į aplinkos sąlygų pokyčius

pirmiausiai sureaguoja autotrofai, kurių vienos bendrijos išnyksta, o kitos, priešingai, suklesti. Tai sukelia neigiamus padarinius – eutrofikaciją (Bukelskis ir Balevičius, 2007). Ne išimtis ir Nevėžio upė, kurios dalis aukštupio yra reguliuota (Kilkus ir Stonevičius, 2011). Šiame darbe hidrocheminiai rodikliai ir žuvų stabilųjų izotopų santykis buvo panaudoti daugialypei analizei, siekiant įvertinti žmogaus veiklos poveikį Nevėžio aukštupyje. Aplinkos veiksniai atskleidė, kad upės ekologinė būklė reguliuotose atkarpose buvo prastesnė nei natūraliose. Aplinkos veiksniai ir žuvų stabilųjų izotopų santykis aiškiai atspindėjo upės morfologinius pokyčius. Ne tik Baltijos valstybėse, bet ir Europoje tokių kaip šis tyrimų trūksta, tuo pačiu tai yra pirmas detalus Nevėžio ir Žeimenos upių mitybos tinklų aprašymas ekologiniu aspektu ir antropogeninės įtakos upių ekosistemų ekologiškai būklei įvertinimas panaudojant stabilųjų izotopų analizės metodą (Čivas ir kt., 2016b).

Pirminių vartotojų stabilųjų izotopų santykis priklauso nuo organinės medžiagos, kuri gali būti tiek autochtoninės, tiek alochtoninės kilmės (Lesutienė 2009). Medžių lajos skliautu pridengtose nedidelėse upėse vartotojų mityba labai priklauso nuo iš sausumos patenkančios anglies (McCutchan ir kt., 2002). Winterbourn ir kt. (1986) nustatė, kad vartotojai pavėsingose Britanijos upelių vietose buvo izotopiškai panašūs į sausumos kilmės detritą, o vartotojai nepavėsingose vietose buvo izotopiškai panašesni į dumbliaus. Sausumos kilmės detritu mintančios ankstyvės (*Nemoura* sp.), šoniplaukos (*Gammarus* sp.) ir vandens asiliukai (*Asellus* sp.) upėse atspindėjo detrito $\delta^{13}\text{C}$ vertes. Panašiai ir Kuršių mariose nuosėdomis mintantys chironomidai atspindėjo tų nuosėdų $\delta^{13}\text{C}$ vertes. Kuršių marių nuosėdų $\delta^{13}\text{C}$ vertė (apytiksliai -29‰) atspindėjo ir mažašerių kirmėlių (*Oligochaeta*) $\delta^{13}\text{C}$ vertėse $29 \pm 1\text{‰}$. Tai reiškia, kad mažašerių kirmėlių mityboje vyrauja sausumos kilmės detritas, kurio vertė yra -28‰ (Lesutienė 2009).

Upėse šoniplaukų (*Gammarus* sp) mityboje perifitonas sudarė 11–53 %. Palyginimui, Kuršių marių šoniplaukų mityboje siūliniai dumbliai ir *Potamogeton perfoliatus* sudarė apie 3–20 % (Lesutienė 2009). Šoniplaukų $\delta^{15}\text{N}$ vertės Kuršių mariose buvo vienos iš mažiausių, tuo pačiu tai reiškė žemą

mitybos lygmenį. Tuo metu Žeimenos ir Nevėžio upėse šoniplaukų mitybos lygmenys buvo vieni iš aukštesnių tarp tirtų bestuburių.

Tyrimai parodė, kad mažiausiomis išmatuotomis $\delta^{13}\text{C}$ vertėmis upėse iš bestuburių pasižymėjo augalėdžiai pilvakojai moliuskai (*Bithynia* sp.), o didžiausias $\delta^{13}\text{C}$ vertes turėjo detritu mintančios ankstyvės (*Nemoura* sp.), šoniplaukos (*Gammarus* sp.) ir vandens asiliukai (*Asellus* sp.). Išmatuotos bestuburių vidutinės $\delta^{15}\text{N}$ vertės kito nuo tipinių pirminių vartotojų moliuskų (*Bithynia* sp.) ir vandens asiliukų (*A. aquaticus*) iki plėšrių vandens blakių (*Aphelocheirus* sp.) ir laumžirgių (*Calopteryx* sp.). Lietuvos ežeruose žemas $\delta^{13}\text{C}$ vertes turėjo vėžiagyviai (*M. relictus*) ir filtruojančių dvigeldžių moliuskų gentys (*Anodonta* sp., *Dreissena* sp., *Unio* sp.), mažiausios vidutinės $\delta^{15}\text{N}$ vertės buvo pilvakojų moliuskų ir apsiuvų (Rakauskas, 2014).

Bestuburių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių vidurkiai reikšmingai skyrėsi skirtingose upės vietose, taip pat nustatyti patikimi skirtumai tarp atskirų ekologinių grupių ir genčių. Iš bestuburių ekologinių grupių mažiausios $\delta^{13}\text{C}$ vertės būdingos gremžėjams, kurios kito nuo $-34,1\%$ Nevėžio žemupyje iki $-31,1\%$ Žeimenos aukštupyje. Didžiausios $\delta^{13}\text{C}$ vertės tyrimų metu buvo būdingos trynėjams, kurios kito nuo $-32,3\%$ Nevėžio žemupyje iki $-28,7\%$ Žeimenos aukštupyje. Trynėjams buvo būdingos ir mažiausios $\delta^{15}\text{N}$ vertės, kurios kito nuo $7,4\%$ Žeimenos aukštupyje iki $14,1\%$ Nevėžio žemupyje. Didžiausiomis $\delta^{15}\text{N}$ pasižymėjo plėšrūnai: $9,6\%$ Žeimenos aukštupyje ir $14,6\%$ Nevėžio žemupyje. Palyginimui, Lietuvos ežeruose 2009 – 2012 m. tyrimų metu bestuburių gremžėjų $\delta^{13}\text{C}$ vertės svyravo tarp $-28,6\%$ ir $-27,1\%$, o $\delta^{15}\text{N}$ vertės tarp $6,6\%$ ir $6,9\%$. Trynėjų $\delta^{13}\text{C}$ vertės kito nuo $-30,5\%$ iki $-28,2\%$, o $\delta^{15}\text{N}$ vertės kito nuo $5,6\%$ iki $6,2\%$ (Rakauskas, 2014).

Nevėžio ir Žeimenos upėse rinkėjų $\delta^{13}\text{C}$ vidutinės vertės kito nuo $-32,9\%$ iki $-29,9\%$, $\delta^{15}\text{N}$ vertės kito nuo $8,5\%$ iki $14,1\%$. Lietuvos ežeruose rinkėjų $\delta^{13}\text{C}$ vertės kito nuo $-30,5\%$ iki $-28,7\%$, $\delta^{15}\text{N}$ vertės kito nuo $7,0\%$ iki $6,3\%$ (Rakauskas, 2014). Nevėžio ir Žeimenos upėse filtruotojų $\delta^{13}\text{C}$ vidutinės vertės kito nuo $-33,8\%$ iki $-30,6\%$, $\delta^{15}\text{N}$ vertės kito nuo $8,7\%$ iki

14,3 ‰. Lietuvos ežeruose filtruotojų $\delta^{13}\text{C}$ vertės kito nuo $-33,0$ ‰ iki $-31,4$ ‰, $\delta^{15}\text{N}$ vertės sudarė apie 8,2 ‰ (Rakauskas, 2014).

Ekologiniuose tyrimuose dažnai gyvūno užimama vieta dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinacių sistemoje vertinama kaip jo užimama vieta ežero mitybos tinkle (Layman ir kt., 2007a, 2011). Žinoma, toks mitybinės nišos vertinimas yra apytikslis, tačiau dažnai naudojamas aprašant žuvų ar bestuburių užimamą padėtį ežero mitybos tinkle (Rakauskas, 2014). Tyrimų metu buvo įvertinti makrozoobentosos bestuburių ir žuvų bendrijų izotopinių nišų parametrai tirtų upių skirtingose dalyse, besiskiriančiomis hidrologinėmis sąlygomis. Tokiu būdu buvo nustatyta, kad izotopinių nišų parametrus upėse įtakojo įvairūs aplinkos veiksniai, ypač antropogeniniai ir hidromorfologiniai. Nevėžio ir Žeimenos upėse bestuburių bendrijos narių vidutinių $\delta^{15}\text{N}$ verčių intervalas (NR), kuris atspindi vidutinį mitybos grandinės ilgį bendrijoje, kito nuo 1,9 iki 3,9. Lietuvos ežerų litoralės bestuburių bendrijų NR kito nuo 3,3 iki 9,1 (Rakauskas, 2014). Didesnį mitybos grandinių ilgį ežeruose sąlygojo didesnis skirtumas tarp didžiausių ir mažiausių išmatuotų $\delta^{15}\text{N}$ verčių vidurkių. Vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas (CR) upių bestuburių bendrijose kito nuo 2,1 iki 3,7. Lietuvos ežerų bestuburių mitybos tinklo narių vidutinių $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas (CR) kito nuo 4,5 iki 18,0 (Rakauskas, 2014). $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas priklausė nuo pirminės produkcijos įvairovės, kurią įsisavina bestuburių bendrijos. Visų bestuburių bendrijos narių $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertės dviašėje koordinacių plokštumoje apimančios izotopinės erdvės (BE) plotas kito nuo 3,6 iki 11,5. Lietuvos ežeruose bendras visų bestuburių mitybos tinklo narių užimamas plotas dviašėje $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinacių plokštumoje (BE) kito nuo 12,4 iki 63,1 (Rakauskas, 2014). Mažesnę nei ežeruose izotopinės erdvės plotą upėse lėmė mažesnis $\delta^{13}\text{C}$ verčių intervalas (CR). Vidutinis bestuburių mitybos tinklo narių atstumas iki jų verčių aritmetinio centro (NC) upėse kito nuo 1,1 iki 2,3. Ežeruose NC kito nuo 1,6 iki 4,1 (Rakauskas, 2014). Didesnis NC ežeruose liudija apie didesnę mitybinę įvairovę negu upių bestuburių bendrijose. Vidutinis artimiausio kaimyno atstumas (NK) upėse kito nuo 1,3 iki 1,8. Ežeruose NK kito nuo 0,4 iki 1,8 (Rakauskas, 2014). Bendrijos mitybos

tinklo surištumą parodantis nuotolis iki kaimyno (NK) tiek upėse, tiek ežeruose gana panašus. Standartinis kaimyno nuotolio nuokrypis (SKNN) abiejose upėse kito nežymiai (0,5 – 0,9), o ežeruose kito kiek ryškiau (0,2 – 1,6) (Rakauskas, 2014). Didesnis SKNN reiškė didesnę bestuburių bendrijos narių išsidėstymo bendroje erdvėje dispersiją, o mažesnis SKNN parodė didesnę bendrijos narių išsidėstymo $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ koordinačių plokštumoje tolydumą. Bestuburių bendrijų izotopinės nišos parametrai Nevėžio ir Žeimenos upėse kito priklausomai nuo upės vietos. Litoralės bentoso bestuburių bendrijose izotopinės nišos parametrų vertės kito priklausomai nuo ežero (Rakauskas, 2014).

Šiame darbe pagal išmatuotas hidrobiontų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertes buvo nustatyti jų mitybos lygmenys mitybos tinkluose ir organinės medžiagos kilmė. Bestuburių užimamas mitybos lygmuo patikimai skyrėsi tarp skirtingų genčių abiejose upėse. Tai parodė, kad makrozoobentoso bestuburių mitybos lygmenys priklausė nuo genties. Visi bentoso bestuburiai užėmė antrą mitybos lygmenį, tik pilvakojų moliuskų *Bithynia* sp., kurie minta perifitonu, mitybos lygmuo buvo nežymiai žemesnis (1,81). Aukštesnius už kitų bestuburių mitybos lygmenis užėmė *Calopteryx* sp. (2,58) ir *Aphelocheirus* sp. (2,43), kurie yra plėšrūnai. Vidutiniai šoniplaukų (*Gammarus* sp.) ir vandens asiliukų (*Asellus* sp.) mitybos lygmenys upėse siekė 2,3, o ežeruose 1,9 (Rakauskas, 2014). *Baetis* sp. užimamas mitybos lygmuo upėse siekė 2,21. Palyginimui, panašaus dydžio Noatako upės intakuose Aliaskoje *Baetis* sp. užimamas mitybos lygmuo siekė 2,1 (Allen ir kt., 2009). *Brachycentrus* sp. mitybos lygmens reikšmė upėse buvo 2,03, o Noatako upės intakuose šiek tiek žemesnė 1,9 (Allen ir kt., 2009). *Nemoura* sp. mitybos lygmuo upėse siekė 2,28, o Noatako upės intakuose – 2,1 (Allen ir kt., 2009). *Oligochaeta* mitybos lygmuo Noatako upės intakuose (2,9) (Allen ir kt., 2009) buvo didesnis nei Nevėžio ir Žeimenos upėse (2,13). *Simulium* sp. mitybos lygmuo upėse vidutiniškai sudarė 2,1, o Noatako upės intakuose siekė 2,7 (Allen ir kt., 2009).

Reikšmingi skirtumai tarp skirtingų genčių nustatyti nagrinėjant alochtoninės organikos dalį makrozoobentoso mityboje. Tarp ištirtų

makrobentoso bestuburių genčių alochtoninė organika didžiausią dalį sudarė nukritusiais medžių lapais ir kitu sausumos kilmės detritu mintančių *Gammarus* sp. (0,70), *Asellus* sp. (0,70) ir *Nemoura* sp. (0,72), o mažiausią perifitoną gremžiančių *Bithynia* sp. (0,28) mityboje. Palyginimui, Noatako upės intakuose *Nemoura* sp. mityboje alochtoninė organika sudarė tik 0,24 (Allen ir kt., 2009). Tyrimai parodė, kad alochtoninė organika *Baetis* sp. mityboje upėse sudarė 0,52, o Noatako upės intakuose tik 0,09 (Allen ir kt., 2009). *Brachycentrus* sp. mityboje alochtoninė organika sudarė 0,42, panašiai kaip ir Noatako upės intakuose (0,41) (Allen ir kt., 2009). Alochtoninės organikos dalis *Oligochaeta* ir *Simulium* sp. mityboje Nevėžio ir Žeimenos upėse (atitinkamai 0,54 ir 0,42) buvo mažesnė nei alochtoninės organikos dalis šių bestuburių mityboje Noatako upės intakuose (0,86 ir 0,58) (Allen ir kt., 2009).

Mitybos lygmenų ir alochtoninės organikos indeksų skirtumai tarp makrozoobentoso genčių, ekologinių grupių, taip pat tarp skirtingų upės vietų liudija apie $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių skirtumus tiek tarp makrobentosinių bestuburių genčių ar ekologinių grupių, tiek tarp skirtingų upės vietų.

Daugelyje upių srovės greitis, grunto struktūra laipsniškai kinta nuo aukštupio iki žemupio. Šie fizikinių sąlygų pokyčiai formuoja aukštupio-žemupio gradientą, dar vadinamą išilginiu arba upės gradientu (Costas ir Pardo 2014, Winemiller ir kt., 2011). Jei upės gradientui yra būdingi ryškūs aplinkos sąlygų pokyčiai, tuomet ir mitybos tinklų pokyčiai gali būti ryškūs (Power ir Dietrich 2002). Organinės medžiagos šaltiniai taip pat linkę keistis keičiantis upės gradientui (Vannote ir kt., 1980), dėl to gali keistis ir viso mitybos tinklo struktūra. Mitybos režimas keičiasi dėl upės gradiento sąlygojamų hidrologinių pokyčių ir buveinių heterogeniškumo, kadangi aplinkos sąlygos veikia vartotojų energijos poreikius ir vidurūšinę ar tarprūšinę konkurenciją dėl maisto išteklių (Hette – Tronquart ir kt., 2016). Vis tik reikia pripažinti, kad ne visada upės gradientas yra svarbiausias. Tokiais atvejais, kai ekologinės sąlygos upėje yra panašios, mitybos tinklų pokyčių gali ir nebūti, pavyzdžiui kaip Žeimenos upėje. Panašios hidrologinės sąlygos Žeimenos upėje lėmė tai,

kad nebuvo reikšmingo, su tyrimų vieta susijusių veiksnių poveikio makrozoobentosos mitybos lygmenų ir alochtoninės organikos indeksams. Tuo metu Nevėžio upėje dėl skirtingų ekologinių sąlygų su tyrimų vieta susijusių veiksnių poveikis reikšmingai veikė hidrobiontų mitybos lygmenis bei organikos proporciją jų mityboje. Žemiausi mitybos lygmenys užregistruoti žemupyje (1,92), aukščiausi aukštupyje (2,28), mažiausia alochtoninės organikos dalis taip pat užregistruota žemupyje (0,33), o didžiausia aukštupyje (0,58).

Daugeliu atvejų upėse sumažėjus srovės greičiui ir užsilaikant nuosėdoms, pagrindiniu autochtoninės medžiagos šaltiniu vartotojams tampa dumbliai ir makrofitai (Roach, 2013). Mitybos tinklai, kuriuose didelis kiekis organinės medžiagos yra alochtoninės kilmės, pasižymi mažesne antrine produkcija, tačiau didesne rūšine įvairove, lyginant su mitybos tinklais, kuriuose vyrauja autochtoninė organika (Rooney ir McCann, 2011). Tai reiškia, kad alochtoninės ir autochtoninės organinės medžiagos santykis upių ekosistemose turi ne tik teorinę, bet ir praktinę reikšmę, pavyzdžiui žuvininkystei (Roach, 2013).

Makrozoobentosos ir žuvų mitybos grandinių funkcionavimui ir organinės medžiagos santykiui jų mityboje daugiausia įtakos turėjo atstumas iki žiočių, baseino plotas, vagos užaugimas augalija, medžių lajos danga, upės vagos plotis, vandens gylis, srovės greitis, gruntas, debitas, skendinčios medžiagos, BDS₇, bendras N ir bendras P. Pastebėti akivaizdūs skirtumai lyginant hidrofizinius ir hidrocheminius rodiklius natūraliose ir reguliuotose Nevėžio upės aukštupio vietose. Medžių lajos danga, srovės greitis ir debitas buvo mažesni Nevėžio upės aukštupio reguliuotose vietose. Vandens gylis buvo didesnis reguliuotose upės vietose. Reguluotose vietose vyravo smėlio-dumblo substratas, o natūraliose akmenys ir žvyras. Didžiausios reikšmės skendinčių medžiagų ir vagos užaugimo makrofitais buvo nustatytos reguliuotose upės vietose. Bendro azoto ir fosforo koncentracijos reguliuotose vietose buvo žymiai didesnės. Reguluotose upės vietose medžių lajos dangos buvo pastebimai mažiau nei natūraliose. Reguluotose upių vagose sutrinka

natūralus savaiminio vandens apsivalymo procesas ir įsigali tam priešingas reiškinys – eutrofikacija. Dumблиų ir makrofitų gausumas, bioįvairovės nykimas, buveinių degradacija, „vandens žydėjimas“ ir vandenyje ištirpusio deguonies deficitas, pasireiškia kaip eutrofikacijos padariniai, neigiamai veikiantys hidrobiontų mitybą upių ekosistemose. Bestuburiai surinkti iš natūralių ir reguliuotų Nevėžio upės aukštupio atkarpų turėjo statistiškai patikimai skirtingus mitybos lygmenų ir alochtoninės organikos indeksų vidurkius. Natūralioje atkarpoje bestuburių mitybos lygmenys (natūrali: $2,28 \pm 0,1$; reguliuota: $2,13 \pm 0,1$) ir alochtoninės organikos dalis (natūrali: $0,57 \pm 0,0$; reguliuota: $0,45 \pm 0,0$) bestuburių mityboje buvo patikimai didesni.

Stabiliųjų izotopų santykiai tarp skirtingų žuvų ekologinių grupių buvo skirtingi (32 pav.), visose tyrimų vietose plėšrūnų stabilųjų izotopų reikšmės buvo didesnės nei bentofagių. Tai sutampa su izotopų santykių pokyčiais kituose darbuose (McCutchan ir kt., 2003; Duda ir kt., 2011) ir galimai atspindi skirtingų ekologinių grupių mitybinius skirtumus.

Kadangi daugeliui žuvų rūšių būdinga ontogenetiniai mitybos nišos pokyčiai, žuvies dydis yra kitas veiksnys galimai veikiantis žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ vertes (Grey, 2001; Post, 2003). Persson ir Hansson (1999) nustatė, kad dideli ešeriai yra ichtiofagai ir turi atitinkamai didesnes $\delta^{15}\text{N}$ vertes negu kuojos ar mažesni ešeriai. Mitybiniai skirtumai tarp skirtingo ilgio grupių kuojų ir mažesnių ešerių buvo pernelyg menki, kad būtų matomi stabilųjų izotopų pavidalu. Šiame darbe buvo nustatyta, kad egzistuoja $\delta^{15}\text{N}$ verčių skirtumai tarp skirtingų ilgio grupių ešerių ir lydekų (t testas: $p < 0,05$), bet tarp skirtingo ilgio grupių kuojų $\delta^{15}\text{N}$ skirtumų nebuvo. Tai lėmė panaši kuojų mityba. Nustatytas teigiamas ryšys tarp žuvų ilgio ir $\delta^{15}\text{N}$ verčių. Panašūs rezultatai buvo gauti tiriant ir kitas rūšis, kurie buvo aiškinami arba ontogenetiniu pokyčiu mityboje arba skirtinga nuo amžiaus priklausančia azoto frakcionacija (Beaudoin ir kt., 1999; Overman ir Parrish, 2001). Azoto mitybinis pokytis plėšrūnų ir kitų baltymine (gyvūninės kilmės) mityba pasižyminčių vartotojų organizme buvo ryškesnis lyginant su augalais ar dumbliais mintančių vartotojų, bet ne toks reikšmingas (McCutchan ir kt., 2003).

Viršūniniai plėšrūnai, tokie kaip lydekos ($\delta^{15}\text{N} = 12,5 \text{ ‰}$) ir stambūs ešeriai ($\delta^{15}\text{N} = 12,2 \text{ ‰}$), užėmė Drūkšių ežero izotopinės nišos viršūnę, o bentofagės kuojos ($\delta^{15}\text{N} = 10,1 \text{ ‰}$) liko izotopinės nišos apačioje (Rakauskas, 2014). Lydeka ir kuoją nereaguoja į vandens kokybės pokyčius (Kruk, 2007). Priešingai, gauti rezultatai parodė, kad $\delta^{15}\text{N}$ vertės skiriasi $\sim 2\text{--}4 \text{ ‰}$ tarp dviejų žuvų dydžių grupių (plėšrūnų/bentofagų) (39 lentelė); ir tai sutampa su Camusso ir kt. (1999) išvadomis, kurios teigia, kad izotopinis pokytis parodo, kad šios gyvūnų grupės yra skirtingų mitybinių lygių. Panašus izotopinis santykis skirtingose žuvų rūšyse atspindi panašius mitybos būdus arba tai, kad abiejų rūšių mityba įvairiapusiška. Mažų kuojų ir ešerių mažos $\delta^{15}\text{N}$ vertės rodo augalų ir zooplanktono buvimą jų mityboje, o taip pat ir panašias mitybos strategijas. Tuo metu lydekų (ichtiofagų) ir stambių kuojų (visaėdžių, mintančių dumbliais, makrofitais, vabzdžiais ir moliuskais) didelės vertės atspindi skirtingus mitybos šaltinius, kurie visumoje perduoda panašią izotopinę sudėtį (Camusso ir kt., 1999).

Kaip ir buvo tikėtasi, ištirtose upės atkarpose, dumbliai ir sausumos kilmės detritas patikimai skyrėsi pagal $\delta^{13}\text{C}$ vertes, tačiau skirtumų tarp natūralių ir reguliuotų upės atkarpų nebuvo. Sausumos kilmės C_3 augalinei organinei medžiagai būdingos $\delta^{13}\text{C}$ vertės nuo -20 ‰ iki -32 ‰ (vidurkis: -27 ‰) (Leng ir Marshall, 2004). Sausumos kilmės detrito $\delta^{13}\text{C}$ verčių vidurkis Nevėžio upėje buvo $-29,0 \text{ ‰}$. Nevėžio upės tyrimų vietose dumblių anglies izotopų vertės buvo labiau neigiamos (vidutiniškai $\delta^{13}\text{C} = -34,2 \pm 0,1$) negu sausumos (pakrančių) detrito (vidutiniškai $\delta^{13}\text{C} = -29,0 \pm 0,2$) ir sutapo su ankstesnių tyrimų intervalu (Fry, 1984; Harrigan ir kt., 1989; Lee, 1995; Boon ir kt., 1997; Bouillon ir kt., 2002). Vis dėlto, nebuvo statistiškai reikšmingų skirtumų ($p > 0,05$) tarp natūraliose ir reguliuotose upės atkarpose surinkto sausumos detrito mėginių. Visose tyrimų vietose perifitono vidutinės $\delta^{15}\text{N}$ vertės ($\delta^{15}\text{N} = 9,31 \pm 1,22 \text{ ‰}$) buvo didesnės už sausumos detrito ($\delta^{15}\text{N} = 6,3 \pm 0,17 \text{ ‰}$; $t = -5,99$; $p < 0,001$; $df = 10$) (32 pav.). Tai sutampa su Angradi (1994), kuris nustatė, kad upių dumbliai, pakrančių augalija ir aukštumų augalija turi skirtingas izotopų reikšmes.

Nustatyta, kuoju, ešerių ir lydekų $\delta^{15}\text{N}$ verčių didėjimo tendencija reguliuotose upės vietose. Pagal Andersson ir Cabana (2005), didėjant azoto trąšų naudojimui žemės ūkyje, vandens organizmų $\delta^{15}\text{N}$ vertės tendencingai didėja. Trąšos intensyvina nitrifikaciją, praturtina dirvožemį ^{14}N izotopais (Bateman ir Kelly, 2007). Įvairios žemės ūkio atliekos paprastai pasižymi didesnėmis $\delta^{15}\text{N}$ vertėmis, patekusios į vandens telkinius, integruojasi į mitybos tinklus ir tokiu būdu keičia mitybos šaltinius, o tuo pačiu ir vartotojų $\delta^{15}\text{N}$ vertes (Broderius, 2013). Panašūs ryšiai tarp indikatorinių organizmų $\delta^{15}\text{N}$ verčių ir dirbamos žemės plotų buvo stebimi ir ankstesnėse studijose (Harrington ir kt., 1998; Hebert ir Wassenaar, 2001; Udy ir Bunn, 2001). Gauti rezultatai ne tik papildė šias studijas, bet ir padeda geriau suprasti laipsniškų žemėnaudos pokyčių poveikį $\delta^{15}\text{N}$ santykiui. Be to, skirtingų mitybinių lygių organizmų panaudojimas leidžia išskirti tokius mitybos tinklų komponentus, kurie yra žmogaus veiklos veikiami (Andersson ir Cabana, 2005).

Natūraliose upės atkarpose žuvų ^{13}C vertės buvo didesnės, tai reiškė sausumos (pakrančių) kilmės mitybos šaltinių vyravimą jų mityboje. Lyginant gautus rezultatus su strepečių ir margųjų upėtakių, sugautų miškingose ir atvirose vietose rezultatais, atvirose vietose sugautų žuvų stabiliojo anglies izotopo vertės buvo 3 ‰ mažesnės ir parodė autochtoninę anglies kilmę. Nepaisant to, yra mažai bendrų žuvų $\delta^{13}\text{C}$ skirtumų tarp vietų (Rosenfeld ir Roff, 1992). Natūraliose upės atkarpose į vandenį įkrintantys ar virš vandens skraidantys sausumos vabzdžiai yra svarbus žuvų anglies šaltinis. Tai reiškia, kad sausumos organika patenkanti į vandenį įkrentančių vabzdžių (pirminių vartotojų) pavidalu gali turėti didesnę įnašą stuburinių produkcijai miškingame upelyje už pirminį sausumos anglies šaltinį (lapai, detritas) vandens mitybos grandinėje (Rosenfeld ir Roff, 1992).

Gauti duomenys atitinka ankstesnius vidutinio dydžio upių tyrimus, kurie skelbia apie fosforo trąšų sukeltą dumblių ir augalų augimą net paunksnėje esančiose upių atkarpose (Hill ir Fanta, 2008; Taulbee ir kt., 2005). Panašiai į ankstesnius tyrimus (Briand ir Cohen, 1987; Schoener, 1989; Vander Zanden ir Fetzer, 2007; Sullivan ir kt., 2015), buvo nustatyta, kad žuvų $\delta^{13}\text{C}$ ir

$\delta^{15}\text{N}$ vertės reikšmingai skiriasi dėl upės vagos morfologijos, CCA modelis paaiškino 76,6 % variacijos.

Rezultatai parodė, kad skirtingų mitybos lygių žuvų $\delta^{15}\text{N}$ ir $\delta^{13}\text{C}$ vertės jautriai reaguoja į upės baseine vystomoje žemės ūkio veikloje naudojamų azoto ir fosforo sukeltus erdvinius eutrofikacijos intensyvumo pokyčius. Tai atskleidė, kad žuvų ekologinių grupių $\delta^{15}\text{N}$ variacija vietos lygmenyje yra mažesnė nei tarp vietų, dėl to žuvų $\delta^{15}\text{N}$ gali būti kaip indikatorius, tinkamas naudoti vertinant žemėnaudos (angl. *land use*) poveikį vandens ekosistemoms (Andersson ir Cabana, 2005).

Intensyvus žemės ūkis sukėlė žymius stabilųjų izotopų santykio pokyčius ešerių, kuojų ir lydekų populiacijose Nevėžio upėje (36 lentelė). Reguluotose upės atkarpose būdingas $\delta^{13}\text{C}$ mažėjimas parodo, kad pirminė produkcija yra autochtoninės kilmės. Bendra žuvų $\delta^{13}\text{C}$ vertė reguliuotose atkarpose paprastai yra mažesnė negu natūraliose atkarpose ir labiausiai panaši į anglies vertes dumbliuose. Panašiai kaip ir kituose tyrimuose (Rosenfeld ir Roff, 1992; Angradi, 1994; Coat ir kt., 2009; Sullivan ir kt., 2015), natūraliose Nevėžio upės atkarpose žuvis pasižymėjo didesnėmis $\delta^{13}\text{C}$ vertėmis, liudijančiomis sausumos (pakrančių) mitybos šaltinį. Natūraliose upės atkarpose žuvų izotopų vertės buvo labiau panašesnės ne į vandens, o į sausumos anglį. Gauti rezultatai, kartu su kitų autorių rezultatais, įrodo tai, kad izotopiniai žuvų ir hidrologinių parametrų pokyčiai vidutinio dydžio upėse yra įprastas reiškinys, susijęs su alochtoninės organikos indėliu ir autochtoniniu fitoplanktono priaugiu (Mariotti ir kt., 1991; Barth ir kt., 1998; Kendall ir kt., 2001).

IŠVADOS

1. Žuvų bendrijų struktūra tirtose upėse priklausė nuo ekologinių sąlygų. Žeimenos upės ekologinė būklė buvo gera arba labai gera ($L\check{Z}I = 0,85-1,03$), o Nevėžio upės ekologinė būklė buvo vidutiniška arba bloga ($L\check{Z}I = 0,41-0,39$).
2. Hidrobiontų mitybos lygmenys ir organinės medžiagos santykis jų mityboje statistiškai reikšmingai priklausė nuo atliekamos funkcijos mitybos tinkluose. Bestuburių tarpe didžiausi alochtoninės organikos kiekiai nustatyti trynėjų, o mažiausi – gremžėjų mitybinėse gildijose. Vandens stulpe besimaitinančių žuvų mityboje nustatyti didžiausi alochtoninės organikos kiekiai, o priedugnyje besimaitinančių žuvų mityboje alochtoninės organikos nustatyta mažiausiai.
3. Žeimenos upėje hidrobiontų mitybos lygmenys ir organinės medžiagos santykis jų mityboje nesiskyrė, o Nevėžio upėje dėl skirtingų hidrologinių sąlygų upės gradientu šie parametrai buvo statistiškai reikšmingi, žemiausi – žemupyje, o aukščiausi – aukštupyje.
4. Alochtoninės organikos santykis hidrobiontų mityboje Nevėžio natūraliose atkarpose buvo statistiškai patikimai didesni nei reguliuotose atkarpose. Natūraliose upės atkarpose nustatytos didesnės hidrobiontų $\delta^{13}C$ vertės parodė apie maisto medžiagų šaltinių kilmę iš sausumos (pakrančių) ekosistemų. Mažesnės hidrobiontų $\delta^{13}C$ vertės reguliuotose upės vagose parodė, kad pagrindiniai (baziniai) maisto medžiagų resursai yra autochtoninės kilmės.
5. Hidrobiontų mitybos lygmenys Nevėžio upės reguliuotoje dalyje buvo aukštesni nei natūralioje. Dėl padidėjusios eutrofikacijos ir antropogeninės taršos hidrobiontų $\delta^{15}N$ izotopų vertės upės reguliuotoje dalyje buvo statistiškai patikimai didesnės nei natūralioje.
6. Rezultatai parodė, kad vandens organizmų mitybos lygmenys, organinės medžiagos santykis jų mityboje, bei hidrobiontų bendrijų mitybos tinklų

parametrai priklauso nuo upės atkarpos morfologijos ir kompleksinio aplinkos veiksnių poveikio, lemiančio bendrą upių ekologinę būklę.

LITERATŪROS SĄRAŠAS

- Allan J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**: 257–284.
- Allen A.R. Peterson B.J. Huryň A.D. Flinn M.B., Bowden W.B. 2009. Foodweb characteristics based on stable isotopic analyses of carbon and nitrogen from streams in the central and upper Noatak River basin: Gates of the Arctic Park and Preserve and the Noatak National Preserve, Alaska. Final Report to the National Park Service Arctic Network Fairbanks, Alaska, 24 p.
- Anderson C., Cabana G. 2005. $\delta^{15}\text{N}$ in riverine food webs: Effects of N inputs from agricultural watersheds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **62**: 333–340.
- Angradi T.R. 1994. Trophic linkages in the lower Colorado River: multiple stable isotope evidence. *Journal of the North American Benthological Society* **13**: 479–495.
- Aplinkos apsaugos agentūra (AAA). 2010. Nemuno upių baseinų valdymo planas. Vilnius, 348 p.
- Araujo-Lima C., Forsberg B.R., Victona R., Martlnelli L. 1986. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science* **234**: 1256–1258.
- Arbačiauskas K. 2009. Bentoso makrobestuburiai. Kn. *Gyvūnijos monitoringo metodai* (Sud. K. Arbačiauskas). Vilnius, pp. 22–45.
- Bartel R., Wisniewolski W., Prus P. 2007. Impact of the Wloclavek dam on migratory fish in the Vistula River. *Archives of Polish Fisheries* **15**: 141–156.
- Barth J.A., Veizer C. J., Mayer B. 1998. Origin of particulate organic carbon in the upper St. Lawrence: isotopic constraints. *Earth and Planetary Science Letters* **162**: 111–121.
- Barth J.A., Cronin A.A., Dunlop J., Kalin R.M. 2003. Influence of carbonates on the riverine carbon cycle in an anthropogenically dominated catchment

- basin: evidence from major elements and stable carbon isotopes in the Lagan River (N. Ireland). *Chemical Geology* **200**: 203–216.
- Bateman A.S., Kelly S.D. 2007. Fertilizer nitrogen isotope signatures. *Isotopes Environ Health Stud* **43**: 237–247.
- Bearhop S., Waldron S., Votier S.C., Furness R.W. 2002. Factors that influence assimilation rates, and fractionation of nitrogen and carbon isotopes in avian blood and feathers. *Physiological and Biochemical Zoology* **75**: 451–458.
- Bearhop S., Adams C.E., Waldron S., Fuller R.A., Macleod H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *J. Anim. Ecol.* **73**: 1007–1012.
- Beaudoin C.P., Tonn W.M., Prepas E.E., Wassenaar L.I. 1999. Individual specialization and trophic adaptability of northern pike (*Esox lucius*): an isotope and dietary analysis. *Oecologia* **120**: 386–396.
- Beechie T.J., Sear D.A., Olden J.D., Pess G.R., Buffington J.M., Moir H., Roni P., Pollock M.M. 2010. Process-based principles for restoring dynamic river systems. *BioScience* **60**: 209–222.
- Bis B., Zdanowicz A., Zalewski M. 2000. Effect of catchments properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia* **422** (423): 369–387.
- Blann K.L., Anderson J.L., Sands G.R., Vondracek B. 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **39**: 909–1001.
- Bolnick D.I., Svanback R., Fordyce J.A., Yang L.H., Davis J.M., Hulsey C.D., Forister M.L. 2003. The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization. *The American Naturalist* **161**: 1–28.
- Boon P.I., Bird F.L., Bunn S.E. 1997. Diet of the intertidal callinassid shrimps *Biffarius arenosus* and *Trypea australensis* (Decapoda: Thalassinidea) in Western Port (South Australia), determined with multiple stable-isotope analyses. *Marine and Freshwater Research* **48**: 503–511.

- Booth D.B., Jackson C.R. 1997. Urbanization of aquatic systems—degradation thresholds, stormwater detention, and the limits of mitigation. *Water Resources Bulletin* **33**: 1077–1090.
- Bouillon S., Koedam N., Raman A.V., Dehairs F. 2002. Primary producers sustaining macroinvertebrate communities in intertidal mangrove forests. *Oecologia* **130**: 441–448.
- Bray J.R., Curtis J.T. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* **27**: 325–349.
- Briand F., Cohen J.E. 1987. Environmental correlates of food chain length. *Science* **238**: 956–960.
- British Columbia Ministry of Forests. 1996. Annual Report 1994/95. Victoria, British Columbia.
- Broderius C. 2013. Anthropogenically altered land and its effect on $\delta^{15}\text{N}$ values in periphyton on a fourth order stream in Utah's Cache Valley. *Nat Resour Enviornmental Issues* **18**: 61–69.
- Bubinas A., Bukelskis E. 1998. *Gėlavandenių hidroceozijų struktūra ir jų tyrimo metodai*. Vilnius. 120 p.
- Bukelskis E., Kesminas V., Repečka R. 1998. *Gėlavandenės žuvys*. Vilnius, 106 p.
- Bukelskis E., Balevičius A. 2007. Biologinė kaita sausumos vandenyse. Kn. *Globali aplinkos kaita* (Sud. E. Rimkus ir S. Sinkevičius). Vilnius, pp. 188–206.
- Bunn S.E., Barton D.R., Hynes H.B., Power G., Pope M.A. 1989. Stable isotope analysis of carbon flow in a tundra river system. *Can J Fish Aquat Sci* **46**: 1769–1775.
- Bunn S. E., Davies P. M., Winning M. 2003. Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. *Freshwater Biology* **48**: 619–635.
- Cabana G., Rasmussen J.B. 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **93**: 10844–10847.

- Camusso M., Balestrini R., Martinotti W., Arpini M. 1999. Spatial variations in trace metal and stable isotope content of autochthonous organisms and sediments in the river Po system (Italy). *Aquatic Ecosystem Health and Management* **2** (1): 39–53.
- Cloern J.E., Canuel E.A., Harris D. 2002. Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuarine system. *Limnology and Oceanography* **47**: 713–729.
- Coat S., Monti D., Bouchon C., Lepoint G. 2009. Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology* **54** (5): 1028–1041.
- Comite Européen de Normalisation (CEN). 2003. Water quality – sampling of fish with electricity, EN 14011:2003. Brussels: Comite Européen de Normalisation.
- Costanzo S.D., O’Donohue M.J., Dennison W.C., Loneragan N.R., Thomas M. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Marine Pollution Bulletin* **42**: 149–156.
- Costas N., Pardo I. 2015. Isotopic variability in a stream longitudinal gradient: implications for trophic ecology. *Aquatic Sciences* **77**(2): 231–260.
- Čivas L., Kesminas V. 2011. Fish distribution and ecological state of the Siesartis River, Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* **21**: 153–162.
- Čivas L., Kesminas V., Sullivan S.M.P. 2016a. Influences of hydrogeomorphology and chemical water quality on fish assemblages in the Nevėžis River, Lithuania: implications for river basin management plans in the Baltics. *Environmental Monitoring and Assessment* **188** (2): 1–16.
- Čivas L., Kesminas V., Barisevičiūtė R. 2016b. Impact of the Riverbed Morphology on the Source of Organic Material and the Trophic Structure of Fish Community along the Upper Reaches of the Nevėžis River, Lithuania. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* **46** (4): 303–312.
- Dahm C., Boulton A.J., Correa L., Kingsford R.T., Jenkins K.M., Sheldon F. 2013. The role of science in planning, policy and conservation of River

- Ecosystems. In S. Sabater and A. Elozegi (Ed.), *River Conservation: Challenges and Opportunities*, Bilbao: Fundacion BBVA.
- De Niro M J., Epstein S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **42**: 495–506.
- DeNiro M. J., Epstein S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **45**: 341–351.
- Doucett R.R., Marks J.C., Blinn D.W., Caron M., Hungate B.A. 2007. Measuring terrestrial subsidies to aquatic food webs using stable isotopes of hydrogen. *Ecology* **88**: 1587–1592.
- Duda J.J., Morley S., Coe H., Kloehn K. 2011. Establishing spatial trends in water chemistry and stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) in the Elwha River prior to dam removal and salmon recolonization. *River Research and Applications* **27**: 1169–1181.
- Duffy J. E., Richardson J.P., France K. E. 2005. Ecosystem consequences of diversity depend on food chain length in estuarine vegetation. *Ecology Letters* **8**: 301–309.
- Dunne J., Williams R. J., Martinez N. D. 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecol. Lett.* **5**: 558–567.
- Dumbrasukas A., Larsson R. 1997. The influence of farming on water quality in the Nevezis basin. *Environmental Research, Engineering and Management* **2**: 48–55.
- Durska E. 2001. Secondary succession of scuttle fly communities (Diptera: *Phoridae*) in moist pine forest in Białowieża Forest. *Fragmenta faunistica* **44**: 79–128.
- Elmgren R. 2001. Understanding human impact on the Baltic ecosystem: changing views in recent decades. *Ambio* **30**: 222–231.
- European Commission (EC). 2000. 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* **L327**: 1–73.

- European Commission (EC). 2012. Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans, SWD (2012) 379 final. Brussels.
- FAME Consortium. 2004. Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005.
- Finlay J.C. 2001. Stable-carbon-isotope ratios of river biota: Implications for energy flow in lotic food webs. *Ecology* **82**: 1052–1064.
- Fry B. 1984. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios and the trophic importance of algae in Florida *Syrigodium filiforme* seagrass meadows. *Marine Biology* **79**: 11–19.
- Fry B. 1988. Food web structure on Georges Bank from stable C, N, and S isotopic compositions. *Limnology and Oceanography* **33**: 1182–1190.
- Fry B. 2006. Stable Isotope Ecology. Springer, New York.
- Furse M.T., Hering D., Brabec K., Buffagni A., Sandin L., Verdonschot P.F. 2006. The ecological status of European rivers: evaluation and intercalibration of assessment methods. *Hydrobiologia* **566**: 1–2.
- Gailiušis B., Jablonskis J., Kovalenkoviėnė M. 2000. *Lietuvos upės, hidrografija ir nuotėkis*. Kaunas: LEI.
- Galiana N., Lurgi M., Montoya J. M., López B.C. 2014. Invasions cause biodiversity loss and community simplification in vertebrate food webs. *Oikos* **123**: 721–728.
- Goldstein R.M., Simon T.P. 1999. Toward a United Definition of Guild Structure for Feeding Ecology of North American Freshwater Fishes. In: T.P. Simon (ed.) *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. Boca Raton, USA: CRC Press, pp. 123–220.
- Grey J., Jones R.I., Sleep D. 2001. Seasonal changes in the importance of the source of organic matter to the diet of zooplankton in Loch Ness, as

- indicated by stable isotope analysis. *Limnology and Oceanography* **46**: 505–513.
- Gudas M., Povilaitis A. 2013. Factors affecting seasonal and spatial patterns of water quality in Lithuanian rivers. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* **21**: 26–35.
- Hayden B., McWilliam-Hughes S.M., Cunjak R.A. 2016. Evidence for limited trophic transfer of allochthonous energy in temperate river food webs. *Freshwater Science* **35**(2): 000–000.
- Harrington R.R., Kennedy B.P., Chamberlain C.P. 1998. ¹⁵N enrichment in agricultural catchments: Field patterns and applications to tracking Atlantic salmon (*Salmo. Salar*). *Chemical Geology* **147**: 281–294.
- Harrigan P., Zieman J., Macko S.A. 1989. The base of nutrition support for the gray snapper (*Lutjanus griseus*): on evaluation base don a combined stomach content and stale izotope anglysis. *Bulletin of Marine Science* **44**: 65–77.
- Hebert C.E., Wassenaar L.I. 2001. Stable nitrogen isotopes in waterfowl feathers reflect agricultural land use in western Canada. *Environmental Science and Technology* **35**: 3482–3487.
- HELCOM. 2003. The Baltic Marine Environment 1999–2002. Baltic Sea Environment Proceedings No. 87, 48 pp. Helsinki: Helsinki Commission.
- HELCOM. 2007. Background document to Helcom Ministerial Meeting, Krakow, Poland. Helsinki Commission, Technical Report, 35 pp. Helsinki: Helsinki Commission.
- HELCOM. 2011. Salmon and sea trout populations and rivers in the Baltic Sea – assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea Proceedings No. 126B, 29 pp. Helsinki: Helsinki Commission.
- Henriksen J.A., Heasley J., Kennen J.G., Niewsand S. 2006. Users' manual for the hydroecological integrity assessment process software (including the New Jersey Assessment Tools): U.S. Geological Survey, Biological

- Resources Discipline, Open File Report 2006–1093, 71 pp. Reston, Virginia.
- Hering D., Böhmer J., Haase P., Schaumburg J. 2004. New methods for assessing freshwaters in Germany. *Limnologica* **34**: 28–282.
- Hette-Tronquart N., Belliard J., Tales E., Oberdorff T. 2016. Stable isotopes reveal food web modifications along the upstream-downstream gradient of a temperate stream. *Aquatic Sciences – Research Across Boundaries* **78** (2): 255–265.
- Hill W.R., Fanta S.E. 2008. Phosphorus and light colimit periphyton growth at subsaturating irradiances. *Freshwater Biology* **53**: 215–225.
- Hildén M., Rapport D. 1993. Four centuries of cumulative impacts on a Finnish river and its estuary: an ecosystem health-approach. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* **2**: 261–275.
- Hobson K.A., Clark R.G. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes I: turnover of $\delta^{13}\text{C}$ in tissues. *Condor* **94**: 181–188.
- Hobson K.A., Wassenaar L.I., Taylor O.R. 1999. Stable isotopes (δD and $\delta^{13}\text{C}$) are geographic indicators of natal origins of monarch butterflies in eastern North America. *Oecologia* **120**: 397–404.
- Holis G.E. 1975. The effect of urbanization on floods of different recurrence interval. *Water Resources Research* **11**: 431–435.
- Horppila J., Ruuhijärvi J., Rask M., Karppinen C., Nyberg K., Olin M. 2000. Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. *Journal of Fish Biology* **56** (1): 51–72.
- Hjelm J., Persson L., Christensen B. 2000. Growth, morphological variation and ontogenetic niche shifts in perch (*Perca fluviatilis*) in relation to resource availability. *Oecologia* **122**: 190–199.
- Hjelm J., van de Weerd G.H., Sibbing F.A. 2003. Functional link between foraging performance, functional morphology, and diet shift in roach (*Rutilus rutilus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60** (6): 700–709.

- Jardine T.D., Kidd K.A., Fisk A.T. 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. *Environmental Science and Technology* **40**: 7501–7511.
- Joganzen V., Faizova L. 1978. On the determination of indices of occurrence, abundance and biomass and their interrelations in some hydrobionts. *Elements of Aquatic Ecosystems*, Moscow: 215–225.
- Jones J.A., Grant G.E. 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resources Research*, **32**, 959–974.
- Jurajda P., Adamek Z., Janac M., Valova Z. 2010. Longitudinal patterns in fish and macrozoobenthos assemblages reflect degradation of water quality and physical habitat in the Bílina river basin. *Czech Journal of Animal Science* **55**: 123–136.
- Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21–27.
- Karr J.R., Faush K., Angermeier P., Yant P., Schlosser I. 1986. Assessment of biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5.
- Kendall C., Silva S.R., Kelly V.J. 2001. Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in four large river systems across the United States. *Hydrological Processes* **15**: 1301–1346.
- Kesminas V. 1992. Structure and dynamics of ichthyofauna in rivers of Lithuania. Thesis. Academy of Sciences of the USSR. Moscow: A. N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution.
- Kesminas V., Virbickas T., Virbickas J. 1996. Apie žuvų išteklius Lietuvos upėse. *Žuvininkystė Lietuvoje* **2**: 229–236.
- Kesminas V., Virbickas T. 1999. Fish species diversity and productivity. *Hydrobiological Research in the Baltic Countries. Rivers and Lakes*. Part I, 66–102. Vilnius: Institute of Ecology of Vilnius University Publishers.
- Kesminas V., Virbickas T. 2000. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. *Hydrobiologia* **422** (423): 257–270.

- Kesminas V., Repečka R. 2005. Human impact on fish assembles in the Nemunas river. *Archiv für Hydrobiologie – Supplement* **155**: 275–287.
- Kesminas V., Virbickas, T., Balkuvienė, G., Stakėnas, S., Kontautas, A., Pliūraitė, V., Matiukas, K. 2005. *Lietuvos ichtiologiniai draustiniai*. Vilnius: Petro ofsetas. 135 p.
- Kesminas V. 2009. ES svarbos žuvų ir nęgių rūšių būklė ir įvertinimas saugomose teritorijose. Gamtos tyrimų centras, Vilnius.
- Kilkus K. 1998. Lietuvos vandenu geografija. Vilnius: Apyaušris. 250 p.
- Kilkus K., Stonevičius E. 2011. Lietuvos vandenu geografija. Vilnius Universiteto leidykla, Vilnius. 186 p.
- Kotegov B.G. 2007. Special features of fish species composition and community structure in small Rivers of the Udmurt Republic. *Russian Journal of Ecology* **38**: 253–261.
- Kruk A. 2007. Role of habitat degradation in determining fish distribution and abundance along the lowland Warta River, Poland. *Journal of Applied Ichthyology* **23**: 9–18.
- Layman C.A., Arrington. D., Montana C.G., Post D.M. 2007a. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology* **88** (1): 42–48.
- Layman C.A., Quattrochi J.P., Peyer C.M., Allgeier J.E. 2007b. Niche width collapse in resilient top predator following ecosystem fragmentation. *Ecology Letters* **10**: 937–944.
- Layman C.A., Araujo M.S., Boucek R., Hammerschlag-Peyer C.M., Harrison E., Jud Z.R., Matich P., Rosenblatt A.E., Vaudo J.J., Yeager L.A., Post D.M., Bearhop S., 2011. Applying stable isotope to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological reviews* 1–17.
- Lau J.K., Lauer T.E., Weinman M.L. 2005. Impacts of channelization on streamhabitats and associated fish assemblages in east central Indiana. *The American Midland Naturalist* **156**: 319–330.
- Lee S. Y. 1995. Mangrove outwelling – a review. *Hydrobiologia* **295**: 203–212.

- Leng M. J., Marshall J. D. 2004. Palaeoclimate interpretation of stable isotope data from lake sediment archives. *Quaternary Science Reviews* **23**: 811–831.
- Leopold L.B. 1968. *Hydrology for urban land planning - a guidebook on the hydrologic effects of urban land use*, Circular 554. Washington, D.C.: United States Geological Survey, United States Department of the Interior.
- Lesutienė J., Gorokhova E., Gasiunaite Z.R., Razinkovas A. 2007. Isotopic evidence for zooplankton as an important food source for the mysid *Paramysis lacustris* in the Curonian Lagoon, the South-Eastern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **73** (2): 73–80.
- Lesutienė J., Gorokhova E., Gasiunaite Z.R., Razinkovas A. 2008. Role of mysid seasonal migrations in the organic matter transfer in the Curonian Lagoon, south-eastern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **80** (2): 225–234.
- Lesutienė J. 2009. Organinės medžiagos šaltiniai ir mizidžių vaidmuo Kuršių marių mitybiniame tinkle. Daktaro disertacija. Klaipėdos universitetas, 145 p.
- Loreau M., de Mazancourt C. 2013. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecol. Lett.* **16**: 106–115.
- LR Vyriausybė. 2010a. Nutarimas dėl Nemuno upių baseinų rajono valdymo plano ir Priemonių vandensaugos tikslams Nemuno upių baseinų rajone pasiekti programos patvirtinimo. Valstybės žinios, 2010–07–21, Nr. 90–4756.
- LR Vyriausybė. 2010b. Nutarimas dėl Dauguvos upių baseino rajono valdymo plano ir Priemonių vandensaugos tikslams Dauguvos upių baseino rajone pasiekti programos patvirtinimo. Valstybės žinios, 2010–11–17, Nr. 136–6938.
- LR Vyriausybė. 2010c. Nutarimas dėl Ventos upių baseino rajono valdymo plano ir Priemonių vandensaugos tikslams Ventos upių baseino rajone

- pasiiekti programos patvirtinimo. Valstybės žinios, 2010–11–17, Nr. 136–6939.
- LR Vyriausybė. 2010d. Nutarimas dėl Lielupės upių baseino rajono valdymo plano ir Priemonių vandensaugos tikslams Lielupės upių baseino rajone pasiekti programos patvirtinimo" Valstybės žinios, 2010–11–17, Nr. 136–6940.
- LR Vyriausybė. 2011. Nutarimas dėl valstybinės aplinkos monitoringo 2011–2017 metų programos patvirtinimo. Valstybės žinios, 2011–03–22, Nr. 34–1603.
- LR Aplinkos ministerija. 2003. Aplinkos apsaugos normatyvinių dokumentų LAND 58:2003 ir LAND 59:2003 patvirtinimas. LR AM ministro 2003 m. gruodžio 5 d. įsakymas Nr. 624. Valstybės žinios, 2004-01-10, Nr. 6–119.
- LR Aplinkos ministerija. 2007a. LAND 85-2007 Lietuvos žuvų indekso apskaičiavimo metodika. LR AM ministro 2007 m. balandžio 4 d. įsakymas Nr. D1–197. Valstybės žinios, 2007–04–28, Nr. 47–1812.
- LR Aplinkos ministerija. 2007b. LAND 46-2007 „Vandens kokybė. Skendinčių medžiagų nustatymas. Košimo pro stiklo pluošto koštuvą metodas“. LR AM ministro 2007 m. liepos 13 d. įsakymas Nr. D1-412. Valstybės žinios, 2007-07-19, Nr. 80–3284.
- LR Aplinkos ministerija. 2007c. LAND 47-1:2007 „Vandens kokybė. Biocheminio deguonies suvartojimo per n parų (BDSn) nustatymas. 1 dalis. Skiedimo ir sėjimo, pridėjus aliltiokarbamido, metodas“. LAND 47-2:2007 „Vandens kokybė. biocheminio deguonies suvartojimo per n parų (BDSn) nustatymas. 2 dalis. Neskiestų mėginių metodas“. LR AM ministro 2007 m. gruodžio 3 d. įsakymas Nr. D1-655. Valstybės žinios, 2007–12–11, Nr. 130–5270.
- LR Aplinkos ministerija. 2010. Paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarkos aprašo patvirtinimas. LR AM ministro 2010 m. kovo 4 d. įsakymas Nr. D1–178. Valstybės žinios, 2010–03–13, Nr. 29–1363

- Lods-Crozet B., Castella D., Cambin C., Ilg C., Knispel S., Mayor-Simeant H. 2001. Macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in a Swiss glacial stream. *Freshwater Biology* **46**: 1641–1661.
- Loreau M., Mouquet N., Holt R. D. 2003. Metaecosystems: a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. *Ecol. Lett.* **6**: 673–679.
- Mandaville S.M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters – taxa tolerance values, metrics, and protocols, Project H-1, Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. 128 p.
- MARE. 2003. *Marine Research on Eutrophication: A Scientific Base for Cost-Effective Measures for the Baltic Sea*, Annual Report 2003. Stockholm: MARE.
- Mariotti A., Gadel F., Giresse P., Mouzeo K. 1991. Carbon isotope composition and geochemistry of particulate organic matter in the Congo River (Central Africa): application to the study of Quaternary sediments off the mouth of the river. *Chemical Geology* **86**: 345–357.
- McCann K.S. 2000. The diversity-stability debate. *Nature* **405**: 228–233.
- McCutchan J. H. Jr., Sanders III J. F., Lewis W.M. Jr., Hayden M.G. 2002. Effects of groundwater flux on open-channel estimates of stream metabolism. *Limnol Oceanogr* **47**: 321–324.
- McCutchan J.H., Lewis W.M., Kendall C., McGrath C.C. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* **102**: 378–390.
- Melville A. J., Connolly R. M. 2003. Spatial analysis of stable isotope data to determine primary sources of nutrition for fish. *Oecologia* **136**: 499–507.
- Miller C. R., Kuang Y., Fagan W. F. 2004. Modeling and analysis of stoichiometric two-patch consumer-resource systems. *Math. Biosci.* **189**: 153–184.
- Minagawa M., Wada E. 1984. Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **48**: 1135–1140.

- Minnesota Department of Natural Resources. 2014. Web service available online at <http://www.dnr.state.mn.us/eco/streamhab/about.html>. Accessed 12 January 2015.
- Mitrovic S.M., Baldwin D.S. Allochthonous dissolved organic carbon in river, lake and coastal systems: transport, function and ecological role. *Marine and Freshwater Research* **67**(9): i–iv.
- Nadelhoffer K.J., Fry B. 1994. Nitrogen isotope studies in forest ecosystems. In: *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science* (Eds K. Lajtha & R.M. Michener), pp. 22–44. Blackwell Scientific Publishers, Oxford.
- Nakamura F., Yamada H. 2005. The effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in Northern Japan. *Ecological Engineering* **24**: 539–550.
- Nilsson S., Langaas S. 2006. International river basin management under the EU Water Framework Directive: An assessment of cooperation and water quality in the Baltic Sea Drainage Basin. *Ambio* **35**: 304–311.
- Noble R.A.A., Cowx I.G., Goffaux D., Kestemond 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.
- O’Leary M. H. 1988. Carbon isotopes in photosynthesis. *BioScience* **3**: 328–336.
- Ontario Ministry of the Environment. 2003. Stormwater Management Planning and Design Manual. Ontario, Canada: Queen's Printer for Ontario.
- Overman N.C., Parrish D.L. 2001. Stable isotope composition of walleye: $\delta^{15}\text{N}$ accumulation with age and area-specific differences in $\delta^{13}\text{C}$. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 1253–1260.
- Pardo I., Álvarez M., Casas J., Moreno J.L., Vivas S., Bonada N., Alba-Tercedor J., et al. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* **21**: 115–133.

- Pasquaud S., Elie P., Jeantet C., Billy I., Martinez P., Girardin M. 2008. A preliminary investigation of the fish food web in the Gironde estuary, France, using dietary and stable isotope analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **78**: 267–279.
- Paukštys B., Vaitiekūnienė J., Virbickas T., Daunys D., Taminskas J., Klimas A., Bukantis A., Povilaitis A., Punys P., Semėnienė D. 2011. Lietuvos vandens telkinių būklė ir ūkinės veiklos poveikis. Vilnius.
- Paulauskas A., Jankevičius K., Liužinas R., Raškauskas V., Zajančkauskas P. 2008. Ekologijos terminų aiškinamasis žodynas. Grunto valymo technologijos, Vilnius.
- Pedersen M.F., Nielsen S.L., Banta G.T. 2004. Interactions between vegetation and nutrient dynamics in coastal marine ecosystems: An introduction. In: Nielsen SL, Banta GT, Pedersen MF (eds) *Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers*. Kluwer Academic Publishers, p. 1–16
- Persson A., Hansson L. 1999. Diet shift following competitive release. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 70–78.
- Pierce S.C., Kröger R., Pezeshki R. 2012. Managing artificially drained low-gradient agricultural headwaters for enhanced ecosystem functions. *Biology* **1**: 794–856.
- Pizzuto J.E., Hession W.C., McBride M. 2000. Comparing gravel-bed rivers in paired urban and rural catchments of southeastern Pennsylvania. *Geology* **28**: 79–82.
- Platts W.S., Megahan W.F., Minshall W. G. 1983. Methods for evaluating stream, riparian, and biotic conditions. General Technical Report INT-138, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT.
- Pliūraitė V., Kesminas V. 2004. Species composition of macroinvertebrates in medium-sized Lithuanian rivers. *Acta Zoologica Lituanica* **14**: 10–25.
- Pliūraitė V., Kesminas V. 2010. Response of benthic macroinvertebrates to agricultural pollution and channelization in the Mūša river, Lithuania. *Fresenius Environmental Bulletin* **19** (12a): 2929–2937.

- Pool T.K., Olden J.D., Whittier J.B., Poukert C.P. 2010. Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **67**: 1791–1807.
- Pont D., Hugueny B., Rogers C. 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology* **14**: 427–439.
- Post D. M., Pace M.L., Haandston N.G. 2000. Ecosystem size determines food-chain length in lakes. *Nature* **405**: 1047–1049.
- Post D. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology* **83**: 703–718.
- Post M. D., Takimoto G. 2007. Proximate structural mechanisms for variation in food-chain length. *Oikos* **116**: 775–782.
- Power M.E., Dietrich W.E. 2002. Food webs in river networks. *Ecological Research* **17**: 451–471.
- Pravdin I.F. 1966. A guide to fish study. Food Industry, Moscow.
- Rakauskas V., Pūtys Ž., Dainys J., Lesutienė J., Ložys L., Arbačiauskas K. 2013. Increasing population of the invader round goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae), and its trophic role in the Curonian Lagoon, SE Baltic Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* **43** (2): 95–108.
- Rakauskas V. 2014a. Stable isotope study of the Lake Drūkšiai food web before the Ignalina Nuclear Power Plant closure. *Zoology and Ecology* **24** (2): 160–167.
- Rakauskas V. 2014b. Svetimkraščių vėžiagyvių vaidmuo ir jų invazijų poveikis ežerų mitybos tinklams. Daktaro disertacija. Gamtos tyrimų centras, Vilnius, 184 p.
- Raven P.J., Fox P., Everard M., Holmes N.T.H., Dawson F.H. 1997. River habitat survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon P.J. and Howell D.L. (eds), *Freshwater Quality*:

- Defining the Indefinable* (pp. 215–234). Edinburgh: The Stationery Office.
- Rau G. 1978. Carbon-13 depletion in a subalpine lake: carbon flow implications. *Science* **201**: 901–902 .
- Rau G. H., Mearns A. J., Young D. R., Olson R J., Schafer H. A., Kaplan I. R. 1983. Animal $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ correlates with trophic level in pelagic food webs. *Ecology* **64**: 1314–1318.
- Rybczynski S.M., Walters D.M., Fritz K.M., Johnson B.R. 2008. Comparing trophic position of stream fishes using stable isotope and gut contents analyses. *Ecology of Freshwater Fish* **17** (2): 199–206.
- Roach K.A. 2013. Environmental factors affecting incorporation of terrestrial material into large river food webs. *Freshwater Science* **32**: 283–298.
- Romanuk T., Vogt R., Kolasa J. 2006. Nutrient enrichment weakens the stabilizing effect of species richness. *Oikos* **114**: 291–302.
- Rosenberg D.M., Mccully P., Pringle C.M. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alternations: introduction. *Bioscience* **50**: 746–752.
- Rosenfeld J.S., Roff J.C. 1992. Estimation of the carbon base in southern Ontario streams using stable isotopes. *Journal of the North American Benthological Society* **11**: 1–10.
- Roth N.E., Allan J.D., Erickson D.L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* **11**: 141–56.
- Rounick J.S., Hicks B.J. 1985. The stable carbon isotope ratios of fish and their invertebrate prey in four New Zealand rivers. *Freshwater Biology* **15**: 207–214.
- Rounick J. S., Winterbourne M. J. 1986. Stable carbon isotopes and carbon flow in ecosystems. *BioScience* **36**:171–177
- Rowntree K., Ziervogel G. 1999. Development of an index of stream geomorphology for the assessment of river health. Pretoria: Institute for Water Quality Studies, Department of Water Affairs and Forestry.

- Rowntree K., Wadewson R. 2000. Field manual for channel classification and condition assessment. Pretoria: Institute for Water Quality Studies, Department of Water Affairs and Forestry.
- Ruchin A., Kuznetsov V., Artaev O. 2004. Ichthyofauna of some small rivers in the Moksha River Basin. In B. G. Kotegov (Ed.), *Ecosystems of Small Rivers: Biodiversity, Biology, and Conservation* (pp. 26–35). Borok.
- Sabo J.L., Finlay J.C., Kennedy T., Post D. M. 2010. The Role of Discharge Variation in Scaling of Drainage Area and Food Chain Length in Rivers. *Science* **330**: 965.
- Savage C., Elmgren R. 2004. Macroalgal (*Fucus Vesiculosus*) $\delta^{15}\text{N}$ values trace decrease in sewage influence. *Ecological Applications* **14**: 517–526.
- Schmutz S., Melcher A., Frangez C., Haidvogel G., Beier U., Böhmer J., Breine J. 2007. Spatially based methods to assess the ecological status of riverine fish assemblages in European ecoregions. *Fisheries Management and Ecology* **14**: 441–452.
- Schoener T. W. 1989. Food webs from the small to the large. *Ecology* **70**: 1559–1589.
- Sheldon F., Thoms M.C. 2006. Relationships between flow variability and macroinvertebrate assemblage composition: data from four Australian dryland rivers. *River Research and Applications* **22**: 219–238.
- Seber G. A., Le Cren E. D. 1967. Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.* **36**: 631–643.
- Sileika A.S., Kutra S., Berankiene L. 2002. Phosphate run-off in the Nevezis River (Lithuania). *Environmental Monitoring and Assessment* **78**: 153–167.
- Simonson T.D., Lyons J., Kanehl P.D. 1994 Guidelines for evaluating fish habitat in Wisconsin streams. General technical report, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, Minnesota, St. Paul.

- Syvaranta J., Jones R.I. 2008. Changes in feeding niche widths of perch and roach following biomanipulation, revealed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology* **53**: 425–434.
- Syvaranta J., Hogmänder P., Keskinen T., Karjalainen J., Jones R., 2011. Altered energy flow pathways in lake ecosystem following manipulation of fish community structure. *Aquatic science* **73**: 79–89.
- Solomon C. T., Cole J.J., Doucett R.R., Pace M.L., Preston N.D., Smith L.E., Weidel B.C. 2009. The influence of environmental water on the hydrogen stable isotope ratio in aquatic consumers. *Oecologia* **161**: 313–324.
- Stoddard J.L., Larsen D.P., Hawkins C.P., Johnson, R.K., Norris R.H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* **16**: 1267–1276
- Sullivan S.M.P., Watzin M.C., Hession W.C. 2004. Understanding stream geomorphic state in relation to ecological integrity: evidence using habitat assessments and macroinvertebrates. *Environmental Management* **34**: 669–683.
- Sullivan S.M.P., Watzin M.C., Hession W.C. 2006. Influence of stream geomorphic condition on fish communities in Vermont, U.S.A. *Freshwater Biology* **51**: 1811–1826.
- Sullivan S.M.P. 2012. Geomorphic-ecological relationships highly variable between headwater and network mountain streams of northern Idaho, United States. *Journal of the American Water Resources Association* **48**: 1221–1232.
- Sullivan S. M. P. 2013. Stream foodweb $\delta^{13}\text{C}$ and geomorphology are tightly coupled in mountain drainages of northern Idaho. *Freshwater Science* **32**: 606–621.
- Sullivan S.M.P., Hossler K. Cianfrani C.M. 2015. Ecosystem structure emerges as a strong determinant of food-chain length in linked stream-riparian ecosystems. *Ecosystems* **18** (8): 1356–1372.

- Svanbäck R., Eklöv P. 2002. Effects of habitat and food resources on morphology and ontogenetic growth trajectories in perch. *Oecologia* **131** (1): 61–70.
- Svanback R., Persson L. 2004. Individual diet specialization, niche width and population dynamics: implications for trophic polymorphisms. *Journal of Animal Ecology* **73**: 973–982.
- Taulbee W.K., Cooper S.D., Melack J.M. 2005. Effects of nutrient enrichment on algal biomass across a natural light gradient. *Archiv fur Hydrobiologie* **164**: 449–464.
- Thébault E., Loreau M. 2003. Food-web constraints on biodiversity-ecosystem functioning relationships. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **100**: 14949–14954.
- Thébault E., Loreau M. 2005. Trophic interactions and the relationship between species diversity and ecosystem stability. *American Naturalist* **166**: 95–114.
- Thompson R. M., Brose U., Dunne J. A., Hall R. O., Jr., Hladyz S., Kitching R. L., Martinez N. D., Rantala H., Romanuk T. N., Stouffer D. B., Tylianakis J. M. 2012. Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* **27**: (12) 689–697.
- Thoreson G. 1993. Guidelines for coastal monitoring – fishery biology. *Kustrapport* **1**: 1–35.
- Thorp J. H., Delong A. D. 2002. Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. *Oikos* **96**: 543–550.
- Tylianakis J. M., Tschardt T., Lewis O. T. 2007. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature* **445**: 202–205.
- Trakimas G., Jardine T.D., Barisevičiūtė R., Garbaras A., Skipitytė R., Remeikis V. 2011. Ontogenetic dietary shifts in European common frog (*Rana temporaria*) revealed by stable isotopes. *Hydrobiologia* **675** (1): 87–95.

- Trautwein C., Schinegge R., Schmutz S. 2012. Cumulative effects of land use on fish metrics in different types of running waters in Austria. *Aquatic Sciences* **74**: 329–341.
- Udy J.W., Bunn S.E. 2001. Elevated $\delta^{15}\text{N}$ values in aquatic plants from cleared catchments: why? *Marine and Freshwater Research* **52**: 347–351.
- Udy J.W., Fellows C.S., Bartkow M.E., Clapcott J.E., Harch B.D. 2006. Measures of nutrient processes as indicators of stream ecosystem health. *Hydrobiologia* **572**: 89–102.
- UN-ECE. 1999. Environmental performance reviews – Lithuania. Economic Commission for Europe. Committee on Environmental Policy, 190 pp. New York and Geneva: United Nations Publication.
- Vanderklift M.A., Ponsard S., 2003. Sources of variation in consumer-diet delta N-15 enrichment: a meta-analysis. *Oecologia* **136**: 169–182.
- Vander Zanden M.J., Vadeboncoeur Y., Diebel M.W., Jeppesen E. 2005. Primary consumer stable nitrogen isotope as indicators of nutrient source. *Environmental Science & Technology* **39**: 7509–7515.
- Vander Zanden M.J., Fetzner W.W. 2007. Global patterns of aquatic food chain length. *Oikos* **116**: 1378–1388.
- Vannote R., Minshall G., Cummins K., Sedell J., Cushing C. 1980. The river continuum concept. *Can J Fish Aquatic Sciences* **37**:130–137.
- Vaughan I.P., Diamond M., Gurnell A.M., Hall K.A., Jenkins A., Milner N.J., Naylor L.A., Sear D.A., Woodward G., Ormerod S.J. 2009. Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* **19**: 113–125.
- Virbickas J. 1988. Fish community structure and development in Lithuanian lakes. *Acta hydrobiologica Lituanica* **8**: 74–92.
- Virbickas J. 2000. *Lietuvos žuvys*. p. 192.
- 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): 3–67.

- Virbickas T., Kesminas V. 2004. Fish fauna in rivers. Technical report. Vilnius: Danish Environmental Protection Agency, DANCEE and Ministry of Environment of Lithuania.
- Virbickas T. 2006. Ichtiofaunos tyrimai Rytų Lietuvos upėse, ežeruose ir kriterijų upių ekologinei būklei pagal žuvų rodiklius nustatyti parengimas. Mokslinė ataskaita: 84.
- Virbickas T., Gudas M. 2007. Establishment of reference thresholds of common water quality elements in Lithuanian rivers. *Acta Zoologica Lituanica* **17**: 292–298.
- 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.
- Virbickas T., Kesminas V., Olechnovičienė J. 2008. Lietuvos upių tipologija. *Žuvininkystė Lietuvoje* **8**: 136–146.
- Virbickas T. 2010. Ichtiofaunos tyrimai rytų Lietuvos upėse ir ežeruose. *Mokslinė ataskaita*. Vilnius: Gamtos tyrimų centras.
- Virbickas T. 2011. Ichtiofaunos tyrimai bei ekologinės būklės pagal žuvų rodiklius įvertinimas Lietuvos upėse ir ežeruose. *Mokslinė ataskaita*. Vilnius: Gamtos tyrimų centras.
- Virbickas T. 2012. Ichtiofaunos tyrimai bei ekologinės būklės pagal žuvų rodiklius įvertinimas Lietuvos upėse ir ežeruose. *Mokslinė ataskaita*. Vilnius: Gamtos tyrimų centras.
- Virbickas T. 2014. Žuvų tyrimai paviršiniuose telkiniuose ir jų ekologinės būklės įvertinimas pagal ichtiofaunos rodiklius. *Mokslinė ataskaita*. Vilnius: Gamtos tyrimų centras.
- Virbickas T. 2015. Žuvų tyrimai paviršiniuose telkiniuose ir jų ekologinės būklės įvertinimas pagal ichtiofaunos rodiklius. *Mokslinė ataskaita*. Vilnius: Gamtos tyrimų centras.
- Virbickas T., Stakėnas S., Steponėnas A. 2015. Impact of beaver dams on abundance and distribution of anadromous salmonids in two lowland streams in Lithuania. *PLOS ONE*. **10** (4): e0123107.

- Višinskienė G., Bernotienė R. 2012. The use of benthic macroinvertebrate families for river quality assessment in Lithuania. *Central European Journal of Biology* **7**: 741–758.
- Walters D.M., Leigh D.S., Freeman M.C., Freeman B.J., Pringle C.M. 2003. Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont river basin, U.S.A. *Freshwater Biology* **48**: 1950–1970.
- Walters D.M., Roy A.H., Leigh D.S. 2009. Environmental indicators of macroinvertebrate and fish assemblage integrity in urbanizing watersheds. *Ecological Indicators* **9**: 1222–1233.
- Wenger S.J., Roy A.H., Jackson C.R., Bernhardt E.S., Carter T.L, Filoso S., et al. 2009. Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society* **28**: 1080–1098.
- Winemiller K., Hoeninghaus D., Pease A., Esselman P., Honeycutt R., Gbanaador D., Carrera E., Payne J. 2011. Stable isotope analysis reveals food web structure and watershed impacts along the fluvial gradient of a mesoamerican coastal river. *River Res Appl* **27**:791–803.
- Winterbourn M.J., Rounick J.S., Hildrew A.G. 1986. Patterns of carbon resource utilization by benthic invertebrates in two British river systems a stable carbon isotope study. *Arch Hydrobiol* **107**: 349–361.
- Witkowski A., Blachuta J., Kuszniierz J. 1995. Effect of low pH, pollution and regulation on fish populations in the Kwisa River basin (SW Poland). *Opera Corcontica* **32**: 137–150.
- Wolter C. 2001. Conservation of fish species diversity in navigable waterways. *Landscape and Urban Planning* **53**: 135–144.
- Woodward G., Ebenman B., Emmerson M., Montoya J.M., Olesen J.M., Valido A., Warren P.H. 2005. Body size in ecological networks. *Trends in Ecology & Evolution* **20**: 402–409.
- Žiliukas V. 1998. Change of Abundance of Model Fish Fry Species in Different Biotopes in the Nemunas River Basin. in: Ecological Sustainability of Lithuania (ECOSLIT). Vol. VI – Vilnius.

Žiliukas V. 1999. Ecological analysis of shore-zone fish fry communities of the Nemunas river basin. In R. Volskis (Ed.), *Hydrobiological research in the Baltic countries. Part 1. Rivers and Lakes* (pp. 37–65). Vilnius: UNESCO National Commissions of Estonia, Latvia and Lithuania.

MOKSLINĖS PUBLIKACIJOS DISERTACIJOS TEMA

Moksliniai straipsniai

Čivas L., Kesminas V., Sullivan S.M.P. 2016. Influences of hydrogeomorphology and chemical water quality on fish assemblages in the Nevėžis River, Lithuania: implications for river basin management plans in the Baltics. *Environmental Monitoring and Assessment* **188** (109): 1–16.

Čivas L., Kesminas V., Barisevičiūtė R. 2016. Impact of the Riverbed Morphology on the Source of Organic Material and the Trophic Structure of Fish Community along the Upper Reaches of the Nevėžis River, Lithuania. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* **46** (4): 303–312.

Konferencijų tezės

Čivas L. Nevėžio upės ichtiofauna ir ekologinė būklė. Jaunųjų mokslininkų konferencija "Bioateitis: gamtos ir gyvybės mokslų perspektyvos", Lietuvos mokslų akademija, Vilnius, 2014 m.

Čivas L. Žuvų stabilųjų $\delta^{13}\text{C}$ ir $\delta^{15}\text{N}$ izotopų analizė natūraliose ir tiesintose Nevėžio upės atkarpose. Jaunųjų mokslininkų konferencija "Bioateitis: gamtos ir gyvybės mokslų perspektyvos", Lietuvos mokslų akademija, Vilnius, 2015 m.

Kesminas V., Virbickas T., Leliūna E. and Čivas L. Status and restoration of salmon (*Salmo salar* L.) stocks in the Nemunas River Basin, Lithuania. XV European Congress of Ichthyology. Porto (Portugal), September 7–11, 2015

PADĖKOS

Nuoširdžiai dėkoju šio darbo moksliniam vadovui dr. Vytautui Kesminui už rūpestį, kantrybę, dėmesingumą, draugiškumą, visokeriopą supratimą, vertingus patarimus ir pagalbą per visus darbo metus bei rengiant disertaciją. Dėkoju šio darbo moksliniam konsultantui prof. dr. S. Mažeika P. Sullivan (Ohajo valstijos universitetas) už dalykinę pagalbą, vertingus patarimus bei kritines pastabas. Už vertingus patarimus mokantis įvaldyti stabiliųjų izotopų metodo subtilybes esu dėkingas dr. Vytautui Rakauskui. Už surinktų mėginių stabiliųjų izotopų analizę nuoširdžiai dėkoju Valstybinio Mokslinių tyrimų instituto Fizinių ir technologijos mokslų centro mokslinei darbuotojai dr. Rūtai Barisevičiūtei. Už pagalbą identifikuojant makrobentosinius bestuburius ir patarimus taikant statistinius metodus makrozoobentos duomenims apdoroti esu labai dėkingas dr. Virginijai Pliūraitei. Už pagalbą verčiant mokslinius straipsnius dėkoju anglų kalbos redaktorei Laimai Monkienei. Už pagalbą renkant mokslinę literatūrą dėkoju bibliotekininkei Aurei Trumpienei. Esu dėkingas Hidrobiontų ekologijos ir fiziologijos laboratorijos darbuotojams už kantrybę, supratingumą ir pagalbą renkant disertacijos medžiagą. Ypač dėkoju savo šeimos nariams už jų meilę, supratimą, kantrybę ir palaikymą. Neabejoju, kad prie šio darbo prisidėjo daugelis kitų čia nepaminėtų draugų ir kolegų. Visiems jiems nuoširdžiai dėkoju.

PRIEDAS

1 lentelė. Nevėžio upės žuvų ir hidrocheminiai rodikliai.

Tyrimų stotis	Metai	Žuvų tankis (ind 100 m ⁻²)	Žuvų biomasė (g 100 m ⁻²)	Gylis (m)	Srovės greitis (m s ⁻¹)	Debitas (m ³ s ⁻¹)	Skendinčios medžiagos (mg l ⁻¹)	BDS ₇ (mg O ₂ l ⁻¹)	Bendras N (mg l ⁻¹)	Bendras P (mg l ⁻¹)
1	2010	30,9	603,0	1,0	0,1	1,0	9,105	2,434	5,602	0,201
	2011	35,1	661,0	1,0	0,1	0,8	8,424	2,069	4,904	0,179
	2012	34,2	632,0	1,0	0,1	1,0	8,728	2,246	5,205	0,187
2	2010	24,8	790,7	0,8	0,2	7,0	2,924	2,022	4,701	0,104
	2011	32,5	928,7	0,5	0,3	6,0	2,121	1,075	4,043	0,032
	2012	28,2	868,8	0,6	0,3	6,3	2,535	1,513	4,272	0,059
3	2010	31,3	560,0	1,5	0,2	7,6	9,816	5,867	16,949	0,310
	2011	41,7	707,0	1,3	0,3	7,0	8,927	7,615	15,127	0,271
	2012	38,9	656,0	1,4	0,2	7,1	9,264	6,747	15,255	0,304
4	2010	39,1	917,2	0,8	0,3	8,5	6,316	3,354	4,644	0,106
	2011	48,5	1271,0	0,7	0,4	7,8	4,283	2,111	3,519	0,044
	2012	42,0	1124,0	0,7	0,4	7,8	4,826	2,466	4,200	0,069
5	2010	54,1	1091,0	0,8	0,4	11,3	5,861	2,724	4,318	0,231
	2011	66,8	1297,0	0,5	0,4	9,6	4,245	1,330	3,605	0,143
	2012	61,3	1188,0	0,7	0,5	10,2	5,131	2,120	3,812	0,167
6	2010	22,8	305,4	0,8	0,4	12,3	5,279	2,842	3,947	0,188
	2011	30,9	418,1	0,5	0,5	10,7	3,691	1,231	3,332	0,083
	2012	26,7	394,9	0,6	0,4	11,4	3,976	1,705	3,609	0,149
7	2010	32,4	1664,2	1,0	0,3	15,0	8,727	3,924	5,137	0,253
	2011	48,0	1784,0	0,7	0,3	13,3	6,334	2,893	4,415	0,169
	2012	44,2	1709,8	0,9	0,3	14,7	7,264	3,248	5,041	0,188
8	2010	34,0	197,3	0,6	0,5	21,4	2,216	1,488	3,246	0,054
	2011	44,0	273,6	0,4	0,5	18,8	1,594	1,121	2,605	0,023
	2012	36,0	268,1	0,5	0,5	19,5	1,785	1,381	3,149	0,058
9	2010	42,0	453,0	1,0	0,3	22,7	8,423	3,551	5,080	0,239

	2011	53,0	611,0	0,7	0,4	21,2	7,357	2,837	4,176	0,158
	2012	46,0	568,0	0,8	0,4	21,5	8,242	3,265	4,451	0,204
10	2010	45,8	844,2	1,0	0,3	25,1	8,883	4,236	5,771	0,269
	2011	53,5	1103,1	1,0	0,3	22,8	7,012	3,101	4,378	0,168
	2012	50,4	900,1	1,0	0,3	23,5	8,243	3,462	4,593	0,287
11	2010	18,5	506,5	1,2	0,3	35,4	15,31	4,415	6,107	0,502
	2011	15,2	395,8	1,2	0,3	32,1	13,16	3,274	4,530	0,317
	2012	16,1	452,5	1,2	0,3	33,6	14,25	3,504	5,342	0,477

2 lentelė. Žeimenos upės žuvų ir hidrocheminiai rodikliai.

Tyrimų stotis	Metai	Žuvų tankis (ind 100 m ⁻²)	Žuvų biomasa (g 100 m ⁻²)	Gylis (m)	Strovės greitis (m s ⁻¹)	Debitas (m ³ s ⁻¹)	Skendinčios medžiagos (mg l ⁻¹)	BDS ₇ (mg O ₂ l ⁻¹)	Bendras N (mg l ⁻¹)	Bendras P (mg l ⁻¹)
1	2013	53,0	2017,0	0,4	0,4	12,7	2,03	1,475	0,499	0,046
	2014	58,0	1753,0	0,4	0,3	10,1	1,50	1,885	0,513	0,031
	2015	51,0	2204,0	0,4	0,4	8,4	1,28	1,730	0,432	0,031
2	2013	30,3	683,0	0,5	0,4	14,2	1,76	1,600	0,531	0,041
	2014	29,3	625,3	0,4	0,4	13,9	2,60	1,862	0,600	0,059
	2015	35,0	590,3	0,4	0,4	12,8	2,07	1,640	0,562	0,056
3	2013	43,3	775,3	0,6	0,7	23,5	3,11	1,467	0,569	0,056
	2014	53,7	585,6	0,5	0,8	23,3	3,06	1,300	0,542	0,043
	2015	47,0	527,0	0,5	0,6	18,0	2,52	1,770	0,480	0,037
4	2013	47,0	1007,7	0,4	0,5	23,6	1,41	1,530	0,415	0,029
	2014	60,3	1112,7	0,4	0,6	23,4	1,56	1,862	0,562	0,033
	2015	56,7	821,7	0,3	0,6	18,0	1,62	1,726	0,600	0,059
5	2013	32,0	306,3	0,4	0,4	26,2	3,10	1,863	0,655	0,045
	2014	44,0	318,7	0,4	0,5	25,1	3,55	2,067	0,670	0,077
	2015	41,7	262,3	0,3	0,4	23,5	3,11	1,467	0,569	0,056
6	2013	57,7	733,7	0,4	0,7	27,1	3,08	1,491	0,570	0,051
	2014	62,3	726,3	0,4	0,7	25,2	2,52	1,77	0,480	0,037
	2015	50,0	751,7	0,3	0,7	23,9	3,06	1,400	0,546	0,043

3 lentelė. Makrozoobentos mitybos lygmenų (ML) ir alochtoninės organikos (AO) kiekio jų mityboje priklausomybė nuo upės vietos (pagal ANOVA).

Gentis	Rodiklis	df	F	p
<i>Aphelocheirus</i> sp.	AO	5	11,75	<0,001
	ML	5	7,33	0,002
<i>Calopteryx</i> sp.	AO	5	45,97	<0,001
	ML	5	25,53	<0,001
<i>Nemoura</i> sp.	AO	5	10,58	<0,001
	ML	5	16,18	<0,001
<i>Gammarus</i> sp.	AO	5	36,28	<0,001
	ML	5	28,79	<0,001
<i>Asellus</i> sp.	AO	5	51,83	<0,001
	ML	5	24,04	<0,001
<i>Baetis</i> sp.	AO	5	180,43	<0,001
	ML	5	36,98	<0,001
<i>Cricotopus</i> sp.	AO	5	41,30	<0,001
	ML	5	43,12	<0,001
<i>Oligochaeta</i>	AO	5	57,60	<0,001
	ML	5	57,68	<0,001
<i>Pisidium</i> sp.	AO	5	19,04	<0,001
	ML	5	54,70	<0,001
<i>Brachycentrus</i> sp.	AO	5	35,68	<0,001
	ML	5	13,50	<0,001
<i>Simulium</i> sp.	AO	5	32,80	<0,001
	ML	5	282,52	<0,001
<i>Bithynia</i> sp.	AO	5	16,20	<0,001
	ML	5	54,15	<0,001

4 lentelė. Žuvų mitybos lygmenų (ML) ir alochtoninės organikos (AO) kiekio jų mityboje priklausomybė nuo upės vietos (pagal ANOVA).

Organizmų grupė	Rodiklis	df	F	p
<i>R. rutilus</i> I gr.	AO	5	10,49	<0,001
	ML	5	11,34	<0,001
<i>R. rutilus</i> II gr.	AO	5	15,15	<0,001
	ML	5	12,04	<0,001
<i>L. cephalus</i> I gr.	AO	5	29,33	<0,001
	ML	5	14,36	<0,001
<i>L. cephalus</i> II gr.	AO	5	8,75	0,001
	ML	5	17,96	<0,001
<i>L. leuciscus</i> I gr.	AO	3	18,64	<0,001
	ML	3	11,00	0,003
<i>L. leuciscus</i> II gr.	AO	3	48,40	<0,001
	ML	3	23,65	<0,001

<i>G. gobio</i>	AO	5	126,16	<0,001
	ML	5	12,16	<0,001
<i>P. fluviatilis</i> I gr.	AO	5	31,87	<0,001
	ML	5	9,17	<0,001
<i>P. fluviatilis</i> II gr.	AO	5	19,03	<0,001
	ML	5	7,84	0,001
<i>E. lucius</i> I gr.	AO	5	34,92	<0,001
	ML	5	36,13	<0,001
<i>E. lucius</i> II gr.	AO	5	23,52	<0,001
	ML	5	10,54	<0,001

5 lentelė. Makrozoobentosos užimamo mitybos lygmens (ML) vidurkis (\pm SE). ML reikšmių tarp bestuburių genčių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Gentis	ML	Skirtumai (p)									
Žeimenos aukštupys											
<i>Calopteryx</i> sp. (1)	2,7 \pm 0,0	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
<i>Aphelocheirus</i> sp. (2)	2,6 \pm 0,1										
<i>Gammarus</i> sp. (3)	2,5 \pm 0,0	0,00									
<i>Asellus</i> sp. (4)	2,4 \pm 0,0	0,00	0,04								
<i>Nemoura</i> sp. (5)	2,4 \pm 0,2	0,00	0,03								
<i>Baetis</i> sp. (6)	2,4 \pm 0,0	0,00	0,01								
<i>Oligochaeta</i> (7)	2,4 \pm 0,0	0,00	0,00								
<i>Simulium</i> sp. (8)	2,3 \pm 0,1	0,00	0,00								
<i>Pisidium</i> sp. (9)	2,3 \pm 0,1	0,00	0,00								
<i>Cricotopus</i> sp. (10)	2,3 \pm 0,0	0,00	0,00	0,04							
<i>Brachycentrus</i> sp. (11)	2,2 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02			
<i>Bithynia</i> sp. (12)	2,1 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01
Žeimenos vidurupis											
<i>Calopteryx</i> sp. (1)	2,6 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
<i>Aphelocheirus</i> sp. (2)	2,5 \pm 0,1										
<i>Gammarus</i> sp. (3)	2,4 \pm 0,0	0,00									
<i>Nemoura</i> sp. (4)	2,4 \pm 0,0	0,00									
<i>Asellus</i> sp. (5)	2,4 \pm 0,0	0,00									
<i>Baetis</i> sp. (6)	2,3 \pm 0,0	0,00	0,02								
<i>Oligochaeta</i> (7)	2,3 \pm 0,1	0,00	0,01								
<i>Simulium</i> sp. (8)	2,3 \pm 0,0	0,00	0,00								
<i>Pisidium</i> sp. (9)	2,2 \pm 0,0	0,00	0,00								
<i>Cricotopus</i> sp. (10)	2,2 \pm 0,0	0,00	0,00	0,02	0,02						
<i>Brachycentrus</i> sp. (11)	2,1 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01			
<i>Bithynia</i> sp. (12)	1,9 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Žeimenos žemupys											
<i>Calopteryx</i> sp. (1)	2,6 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
<i>Aphelocheirus</i> sp. (2)	2,4 \pm 0,1										
<i>Gammarus</i> sp. (3)	2,3 \pm 0,0										
<i>Nemoura</i> sp. (4)	2,3 \pm 0,0	0,01									
<i>Baetis</i> sp. (5)	2,3 \pm 0,0	0,00									
<i>Asellus</i> sp. (6)	2,3 \pm 0,1	0,00									
<i>Pisidium</i> sp. (7)	2,2 \pm 0,0	0,00	0,00								
<i>Oligochaeta</i> (8)	2,2 \pm 0,0	0,00	0,00								
<i>Simulium</i> sp. (9)	2,2 \pm 0,0	0,00	0,00								

<i>Cricotopus</i> sp. (10)	2,1±0,0	0,00	0,00									
<i>Brachycentrus</i> sp. (11)	2,1±0,0	0,00	0,00									
<i>Bithynia</i> sp. (12)	1,8±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

6 lentelė. Makrozoobentosos užimamo mitybos lygmens (ML) vidurkis (±SE). ML reikšmių tarp bestuburių genčių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Gentis	ML	Skirtumai (p)										
Nevėžio aukštupys												
<i>Calopteryx</i> sp. (1)	2,6±0,0	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
<i>Aphelocheirus</i> sp. (2)	2,5±0,4											
<i>Nemoura</i> sp. (3)	2,4±0,0	0,00										
<i>Gammarus</i> sp. (4)	2,3±0,4	0,00	0,00									
<i>Asellus</i> sp. (5)	2,3±0,1	0,00	0,00									
<i>Simulium</i> sp. (6)	2,3±0,1	0,00	0,00									
<i>Pisidium</i> sp. (7)	2,3±0,2	0,00	0,00									
<i>Baetis</i> sp. (8)	2,3±0,0	0,00	0,00									
<i>Oligochaeta</i> (9)	2,2±0,4	0,00	0,00	0,01								
<i>Cricotopus</i> sp. (10)	2,2±0,1	0,00	0,00	0,00								
<i>Brachycentrus</i> sp. (11)	2,1±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03		
<i>Bithynia</i> sp. (12)	1,9±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
Nevėžio vidurupis												
<i>Calopteryx</i> sp. (1)	2,5±0,2	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
<i>Aphelocheirus</i> sp. (2)	2,4±0,3	0,00										
<i>Asellus</i> sp. (3)	2,2±0,0	0,00	0,01									
<i>Nemoura</i> sp. (4)	2,2±0,0	0,00	0,00									
<i>Gammarus</i> sp. (5)	2,1±0,0	0,00	0,00									
<i>Baetis</i> sp. (6)	2,1±0,2	0,00	0,00									
<i>Cricotopus</i> sp. (7)	2,0±0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00						
<i>Pisidium</i> sp. (8)	1,9±0,4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03					
<i>Oligochaeta</i> (9)	1,9±0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01					
<i>Brachycentrus</i> sp. (10)	1,9±0,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00					
<i>Simulium</i> sp. (11)	1,8±0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03				
<i>Bithynia</i> sp. (12)	1,7±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Nevėžio žemupys												
<i>Calopteryx</i> sp. (1)	2,5±0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
<i>Aphelocheirus</i> sp. (2)	2,2±0,1	0,00										
<i>Nemoura</i> sp. (3)	2,0±0,0	0,00	0,00									
<i>Asellus</i> sp. (4)	2,0±0,4	0,00	0,00									
<i>Gammarus</i> sp. (5)	2,0±0,3	0,00	0,00									
<i>Baetis</i> sp. (6)	1,9±0,3	0,00	0,00									
<i>Cricotopus</i> sp. (7)	1,8±0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00						
<i>Oligochaeta</i> (8)	1,8±0,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00						
<i>Brachycentrus</i> sp. (9)	1,8±0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00					
<i>Pisidium</i> sp. (10)	1,7±0,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00					
<i>Simulium</i> sp. (11)	1,7±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00					
<i>Bithynia</i> sp. (12)	1,5±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

7 lentelė. Alochtoninės organikos dalies makrozoobentosos mityboje (AO) vidurkis (\pm SE). AO reikšmių tarp bestuburių genčių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Gentis	AO	Skirtumai (p)								
Žeimenos aukštupys										
<i>Bithynia</i> sp. (1)	0,36 \pm 0,0	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
<i>Brachycentrus</i> sp. (2)	0,56 \pm 0,1	0,00								
<i>Simulium</i> sp. (3)	0,58 \pm 0,0	0,00								
<i>Pisidium</i> sp. (4)	0,59 \pm 0,0	0,00								
<i>Cricotopus</i> sp. (5)	0,60 \pm 0,0	0,00								
<i>Aphelocheirus</i> sp. (6)	0,67 \pm 0,0	0,00								
<i>Oligochaeta</i> (7)	0,71 \pm 0,0	0,00	0,04							
<i>Baetis</i> sp. (8)	0,71 \pm 0,0	0,00	0,03							
<i>Calopteryx</i> sp. (9)	0,73 \pm 0,0	0,00	0,01	0,03						
<i>Nemoura</i> sp. (10)	0,85 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,04	
<i>Asellus</i> sp. (11)	0,86 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	
<i>Gammarus</i> sp. (12)	0,89 \pm 0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Žeimenos vidurupis										
<i>Bithynia</i> sp. (1)	0,36 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
<i>Pisidium</i> sp. (2)	0,46 \pm 0,1									
<i>Brachycentrus</i> sp. (3)	0,46 \pm 0,0									
<i>Simulium</i> sp. (4)	0,51 \pm 0,0	0,04								
<i>Cricotopus</i> sp. (5)	0,57 \pm 0,1	0,00								
<i>Aphelocheirus</i> sp. (6)	0,61 \pm 0,0	0,00	0,04	0,04						
<i>Oligochaeta</i> (7)	0,62 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00						
<i>Baetis</i> sp. (8)	0,63 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00						
<i>Calopteryx</i> sp. (9)	0,67 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,03					
<i>Asellus</i> sp. (10)	0,75 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01				
<i>Nemoura</i> sp. (11)	0,80 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	
<i>Gammarus</i> sp. (12)	0,85 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Žeimenos žemupys										
<i>Bithynia</i> sp. (1)	0,25 \pm 0,0	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
<i>Brachycentrus</i> sp. (2)	0,40 \pm 0,0	0,02								
<i>Simulium</i> sp. (3)	0,40 \pm 0,0	0,03								
<i>Pisidium</i> sp. (4)	0,44 \pm 0,0	0,00								
<i>Cricotopus</i> sp. (5)	0,47 \pm 0,0	0,00								
<i>Oligochaeta</i> (6)	0,52 \pm 0,0	0,00								
<i>Aphelocheirus</i> sp. (7)	0,53 \pm 0,1	0,00								
<i>Baetis</i> sp. (8)	0,57 \pm 0,0	0,00	0,01	0,01						
<i>Calopteryx</i> sp. (9)	0,62 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02				
<i>Asellus</i> sp. (10)	0,65 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
<i>Nemoura</i> sp. (11)	0,74 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	
<i>Gammarus</i> sp. (12)	0,75 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

8 lentelė. Alochtoninės organikos dalies makrozoobentosos mityboje (AO) vidurkis (\pm SE). AO reikšmių tarp bestuburių genčių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Gentis	AO	Skirtumai (p)									
Nevėžio aukštupys											
<i>Bithynia</i> sp. (1)	0,32 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
<i>Simulium</i> sp. (2)	0,44 \pm 0,1	0,02									
<i>Pisidium</i> sp. (3)	0,48 \pm 0,0	0,00									
<i>Brachycentrus</i> sp. (4)	0,51 \pm 0,2	0,00									
<i>Cricotopus</i> sp. (5)	0,52 \pm 0,2	0,00									
<i>Baetis</i> sp. (6)	0,56 \pm 0,0	0,00	0,00								
<i>Aphelocheirus</i> sp. (7)	0,62 \pm 0,3	0,00	0,00	0,00	0,04						
<i>Oligochaeta</i> (8)	0,64 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00					
<i>Calopteryx</i> sp. (9)	0,65 \pm 0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00					
<i>Asellus</i> sp. (10)	0,70 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
<i>Gammarus</i> sp. (11)	0,74 \pm 0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01			
<i>Nemoura</i> sp. (12)	0,79 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Nevėžio vidurupis											
<i>Bithynia</i> sp. (1)	0,25 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
<i>Pisidium</i> sp. (2)	0,32 \pm 0,2										
<i>Brachycentrus</i> sp. (3)	0,33 \pm 0,1	0,02									
<i>Simulium</i> sp. (4)	0,35 \pm 0,1	0,00									
<i>Cricotopus</i> sp. (5)	0,38 \pm 0,2	0,00									
<i>Baetis</i> sp. (6)	0,39 \pm 0,0	0,00									
<i>Oligochaeta</i> (7)	0,42 \pm 0,0	0,00	0,00	0,01							
<i>Aphelocheirus</i> sp. (8)	0,45 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00						
<i>Calopteryx</i> sp. (9)	0,48 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01				
<i>Asellus</i> sp. (10)	0,56 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
<i>Gammarus</i> sp. (11)	0,57 \pm 0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	
<i>Nemoura</i> sp. (12)	0,65 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Nevėžio žemupys											
<i>Bithynia</i> sp. (1)	0,11 \pm 0,2	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	
<i>Pisidium</i> sp. (2)	0,22 \pm 0,2	0,01									
<i>Brachycentrus</i> sp. (3)	0,24 \pm 0,0	0,00									
<i>Simulium</i> sp. (4)	0,25 \pm 0,2	0,00									
<i>Baetis</i> sp. (5)	0,28 \pm 0,2	0,00									
<i>Cricotopus</i> sp. (6)	0,29 \pm 0,1	0,00									
<i>Oligochaeta</i> (7)	0,36 \pm 0,2	0,00	0,00	0,01	0,04						
<i>Calopteryx</i> sp. (8)	0,37 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,02						
<i>Aphelocheirus</i> sp. (9)	0,40 \pm 0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04				
<i>Asellus</i> sp. (10)	0,45 \pm 0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
<i>Gammarus</i> sp. (11)	0,47 \pm 0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04		
<i>Nemoura</i> sp. (12)	0,51 \pm 0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	

9 lentelė. Makrozoobentosos ekologinių grupių mitybos lygmenų vidurkiai (\pm SE). ML reikšmių tarp skirtingų bestuburių ekologinių grupių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Ekologinė grupė	ML	Skirtumai (p)			
Žeimenos aukštupys					
Plėšrūnai (1)	2,66 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	(4)
Trynėjai (2)	2,43 \pm 0,0	0,00			
Rinkėjai (3)	2,35 \pm 0,2	0,00			
Filtruotojai (4)	2,28 \pm 0,0	0,00	0,00		
Gremžėjai (5)	2,05 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00
Žeimenos vidurupis					
Plėšrūnai (1)	2,58 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	
Trynėjai (2)	2,37 \pm 0,0	0,02			
Rinkėjai (3)	2,26 \pm 0,0	0,00	0,02		
Filtruotojai (4)	2,19 \pm 0,0	0,00	0,00		
Gremžėjai (5)	1,94 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
Žeimenos žemupys					
Plėšrūnai (1)	2,54 \pm 0,0	(1)	(2)	(3)	
Trynėjai (2)	2,28 \pm 0,1	0,00			
Rinkėjai (3)	2,18 \pm 0,1	0,00			
Filtruotojai (4)	2,14 \pm 0,1	0,00	0,00		
Gremžėjai (5)	1,85 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,00

10 lentelė. Makrozoobentosos ekologinių grupių mitybos lygmenų vidurkiai (\pm SE). ML reikšmių tarp skirtingų bestuburių ekologinių grupių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Ekologinė grupė	ML	Skirtumai (p)			
Nevėžio aukštupys					
Plėšrūnai (1)	2,58 \pm 0,3	(1)	(2)	(3)	(4)
Trynėjai (2)	2,36 \pm 0,1	0,00			
Rinkėjai (3)	2,23 \pm 0,1	0,00	0,00		
Filtruotojai (4)	2,22 \pm 0,3	0,00	0,00		
Gremžėjai (5)	1,91 \pm 0,2	0,00	0,00	0,00	0,00
Nevėžio vidurupis					
Plėšrūnai (1)	2,45 \pm 0,4	(1)	(2)	(3)	(4)
Trynėjai (2)	2,16 \pm 0,1	0,00			
Rinkėjai (3)	2,00 \pm 0,2	0,00	0,00		
Filtruotojai (4)	1,89 \pm 0,2	0,00	0,00	0,02	
Gremžėjai (5)	1,70 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00

Nevėžio žemupys					
Plėšrūnai (1)	2,34±0,4	(1)	(2)	(3)	(4)
Trynėjai (2)	2,02±0,1	0,00			
Rinkėjai (3)	1,85±0,2	0,00	0,00		
Filtruotojai (4)	1,73±0,1	0,00	0,00	0,00	
Gremžėjai (5)	1,53±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00

11 lentelė. Alochtoninės organikos dalies makrozoobentosos ekologinių grupių mityboje (AO) vidurkis (\pm SE). AO reikšmių tarp skirtingų bestuburių ekologinių grupių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Ekologinė grupė	AO	Skirtumai (p)			
Žeimenos aukštupys					
Gremžėjai (1)	0,36±0,0	(1)	(2)	(3)	(4)
Filtruotojai (2)	0,58±0,0	0,00			
Rinkėjai (3)	0,67±0,2	0,00	0,00		
Plėšrūnai (4)	0,70±0,1	0,00	0,00		
Trynėjai (5)	0,87±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
Žeimenos vidurupis					
Gremžėjai (1)	0,36±0,0	(1)	(2)	(3)	
Filtruotojai (2)	0,48±0,1	0,02			
Rinkėjai (3)	0,61±0,0	0,00	0,00		
Plėšrūnai (4)	0,64±0,0	0,00	0,00		
Trynėjai (5)	0,80±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
Žeimenos žemupys					
Gremžėjai (1)	0,25±0,0	(1)	(2)	(3)	
Filtruotojai (2)	0,42±0,1	0,00			
Rinkėjai (3)	0,52±0,1	0,00	0,00		
Plėšrūnai (4)	0,58±0,1	0,00	0,00		
Trynėjai (5)	0,71±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00

12 lentelė. Alochtoninės organikos dalies makrozoobentosos ekologinių grupių mityboje (AO) vidurkis (\pm SE). AO reikšmių tarp skirtingų bestuburių ekologinių grupių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Ekologinė grupė	AO	Skirtumai (p)			
Nevėžio aukštupys					
Gremžėjai (1)	0,33±0,1	(1)	(2)	(3)	(4)

Filtruotojai (2)	0,48±0,1	0,00			
Rinkėjai (3)	0,58±0,1	0,00	0,00		
Plėšrūnai (4)	0,64±0,2	0,00	0,00		
Trynėjai (5)	0,74±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00
Nevėžio vidurupis					
Gremžėjai (1)	0,25±0,1	(1)	(2)	(3)	
Filtruotojai (2)	0,34±0,1	0,00			
Rinkėjai (3)	0,40±0,1	0,00	0,00		
Plėšrūnai (4)	0,47±0,0	0,00	0,00	0,00	
Trynėjai (5)	0,60±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
Nevėžio žemupys					
Gremžėjai (1)	0,11±0,2	(1)	(2)	(3)	
Filtruotojai (2)	0,24±0,1	0,00			
Rinkėjai (3)	0,31±0,1	0,00	0,00		
Plėšrūnai (4)	0,38±0,1	0,00	0,00	0,01	
Trynėjai (5)	0,47±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00

13 lentelė. Žuvų užimamo mitybos lygmens (ML) vidurkis (±SE). ML reikšmių tarp žuvų rūšių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Rūšis	ML	Skirtumai (p)						
Žeimenos aukštupys								
<i>E. lucius</i> II gr. (1)	4,8±0,2	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (2)	4,4±0,2							
<i>E. lucius</i> I gr. (3)	4,2±0,1	0,00						
<i>L. cephalus</i> II gr. (4)	4,0±0,1	0,00	0,01					
<i>R. rutilus</i> II gr. (5)	3,8±0,1	0,00	0,00	0,02				
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (6)	3,6±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00			
<i>L. cephalus</i> I gr. (7)	3,4±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02		
<i>G. gobio</i> (8)	3,3±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
<i>R. rutilus</i> I gr. (9)	3,3±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
Žeimenos vidurupis								
<i>E. lucius</i> II gr. (1)	4,6±0,0	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (2)	4,3±0,1	0,00						
<i>E. lucius</i> I gr. (3)	4,1±0,1	0,00						
<i>L. cephalus</i> II gr. (4)	4,0±0,0	0,00	0,00					
<i>R. rutilus</i> II gr. (5)	3,8±0,1	0,00	0,00	0,01				
<i>L. leuciscus</i> II gr. (6)	3,7±0,1	0,00	0,00	0,00	0,04			
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (7)	3,5±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01		
<i>L. cephalus</i> I gr. (8)	3,4±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>L. leuciscus</i> I gr. (9)	3,4±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>G. gobio</i> (10)	3,3±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
<i>R. rutilus</i> I gr. (11)	3,2±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Žeimenos žemupys								
<i>E. lucius</i> II gr. (1)	4,5±0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (2)	4,2±0,1							
<i>E. lucius</i> I gr. (3)	4,1±0,0	0,00						
<i>L. cephalus</i> II gr. (4)	3,9±0,1	0,00	0,02					

<i>R. rutilus</i> II gr. (5)	3,8±0,1	0,00	0,00	0,04					
<i>L. leuciscus</i> II gr. (6)	3,7±0,0	0,00	0,00	0,00					
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (7)	3,5±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00				
<i>L. leuciscus</i> I gr (8)	3,3±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>G. gobio</i> (9)	3,3±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>L. cephalus</i> I gr. (10)	3,2±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>R. rutilus</i> I gr. (11)	3,1±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

14 lentelė. Žuvų užimamo mitybos lygmens (ML) vidurkis (±SE). ML reikšmių tarp žuvų rūšių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Rūšis	ML	Skirtumai (p)									
Nevėžio aukštupys											
<i>E. lucius</i> II gr. (1)	4,8±0,2	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (2)	4,3±0,2	0,00									
<i>E. lucius</i> I gr. (3)	4,0±0,1	0,00	0,01								
<i>L. cephalus</i> II gr. (4)	3,8±0,1	0,00	0,00								
<i>R. rutilus</i> II gr. (5)	3,6±0,1	0,00	0,00	0,00							
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (6)	3,6±0,1	0,00	0,00	0,00							
<i>L. cephalus</i> I gr. (7)	3,4±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00						
<i>G. gobio</i> (8)	3,3±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02				
<i>R. rutilus</i> I gr. (9)	3,2±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
Nevėžio vidurupis											
<i>E. lucius</i> II gr. (1)	4,4±0,2	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (2)	4,1±0,1	0,00									
<i>E. lucius</i> I gr. (3)	3,6±0,1	0,00	0,00								
<i>L. leuciscus</i> II gr. (4)	3,5±0,1	0,00	0,00								
<i>L. cephalus</i> II gr. (5)	3,5±0,2	0,00	0,00								
<i>R. rutilus</i> II gr. (6)	3,4±0,1	0,00	0,00	0,01							
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (7)	3,3±0,1	0,00	0,00	0,00							
<i>L. leuciscus</i> I gr. (8)	3,2±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00					
<i>G. gobio</i> (9)	3,2±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
<i>L. cephalus</i> I gr. (10)	3,2±0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
<i>R. rutilus</i> I gr. (11)	3,0±0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,03	
Nevėžio žemupys											
<i>E. lucius</i> II gr. (1)	4,2±0,2	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (2)	4,0±0,1										
<i>E. lucius</i> I gr. (3)	3,4±0,2	0,00	0,00								
<i>L. cephalus</i> II gr. (4)	3,3±0,1	0,00	0,00								
<i>L. leuciscus</i> II gr. (5)	3,3±0,1	0,00	0,00								
<i>R. rutilus</i> II gr. (6)	3,3±0,1	0,00	0,00								
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (7)	3,2±0,1	0,00	0,00	0,04							
<i>G. gobio</i> (8)	3,0±0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02				
<i>L. leuciscus</i> I gr (9)	3,0±0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00				
<i>L. cephalus</i> I gr. (10)	2,9±0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01			
<i>R. rutilus</i> I gr. (11)	2,7±0,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

15 lentelė. Alochtoninės organikos dalies žuvų mityboje (AO) vidurkis (\pm SE). AO reikšmių tarp žuvų rūšių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Rūšis	AO	Skirtumai (p)							
Žeimenos aukštupys									
<i>R. rutilus</i> I gr. (1)	0,61 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (2)	0,67 \pm 0,0								
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (3)	0,70 \pm 0,0								
<i>E. lucius</i> I gr. (4)	0,71 \pm 0,0								
<i>G. gobio</i> (5)	0,71 \pm 0,0								
<i>R. rutilus</i> II gr. (6)	0,73 \pm 0,0								
<i>E. lucius</i> II gr. (7)	0,77 \pm 0,1								
<i>L. cephalus</i> I gr. (8)	0,76 \pm 0,0								
<i>L. cephalus</i> II gr. (9)	0,81 \pm 0,0	0,00							
Žeimenos vidurupis									
<i>R. rutilus</i> I gr. (1)	0,58 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
<i>L. cephalus</i> I gr. (2)	0,60 \pm 0,0								
<i>R. rutilus</i> II gr. (3)	0,61 \pm 0,0								
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (4)	0,63 \pm 0,0								
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (5)	0,65 \pm 0,1								
<i>G. gobio</i> (6)	0,66 \pm 0,0								
<i>E. lucius</i> I gr. (7)	0,67 \pm 0,0								
<i>E. lucius</i> II gr. (8)	0,69 \pm 0,1								
<i>L. leuciscus</i> I gr. (9)	0,74 \pm 0,0	0,03							
<i>L. cephalus</i> II gr. (10)	0,80 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02			
<i>L. leuciscus</i> II gr. (11)	0,85 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Žeimenos žemupys									
<i>R. rutilus</i> I gr. (1)	0,51 \pm 0,0	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
<i>L. cephalus</i> I gr. (2)	0,59 \pm 0,0								
<i>R. rutilus</i> II gr. (3)	0,59 \pm 0,0								
<i>G. gobio</i> (4)	0,60 \pm 0,0								
<i>E. lucius</i> I gr. (5)	0,62 \pm 0,0								
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (6)	0,62 \pm 0,0								
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (7)	0,63 \pm 0,0								
<i>E. lucius</i> II gr. (8)	0,67 \pm 0,0	0,01							
<i>L. leuciscus</i> I gr. (9)	0,69 \pm 0,0	0,00							
<i>L. cephalus</i> II gr. (10)	0,72 \pm 0,1	0,00							
<i>L. leuciscus</i> II gr. (11)	0,78 \pm 0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,03		

16 lentelė. Alochtoninės organikos dalies žuvų mityboje (AO) vidurkis (\pm SE). AO reikšmių tarp žuvų rūšių skirtumų palyginimas (vienfaktorinė dispersinė analizė, post hoc Tukey HSD testas).

Rūšis	AO	Skirtumai (p)						
Nevėžio aukštupys								
<i>G. gobio</i> (1)	0,52 \pm 0,0	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
<i>R. rutilus</i> I gr. (2)	0,54 \pm 0,1							
<i>R. rutilus</i> II gr. (3)	0,60 \pm 0,1							
<i>E. lucius</i> I gr. (4)	0,63 \pm 0,0							
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (5)	0,65 \pm 0,1							
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (6)	0,66 \pm 0,1							
<i>L. cephalus</i> I gr. (7)	0,70 \pm 0,1	0,01						
<i>E. lucius</i> II gr. (8)	0,76 \pm 0,2	0,00	0,00					
<i>L. cephalus</i> II gr. (9)	0,77 \pm 0,1	0,00	0,00					
Nevėžio vidurupis								
<i>G. gobio</i> (1)	0,35 \pm 0,0	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
<i>R. rutilus</i> I gr. (2)	0,37 \pm 0,1							
<i>R. rutilus</i> II gr. (3)	0,45 \pm 0,1							
<i>E. lucius</i> I gr. (4)	0,46 \pm 0,1							
<i>L. cephalus</i> I gr. (5)	0,48 \pm 0,0							
<i>E. lucius</i> II gr. (6)	0,49 \pm 0,1	0,01						
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (7)	0,50 \pm 0,0	0,00						
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (8)	0,51 \pm 0,1	0,00						
<i>L. leuciscus</i> I gr. (9)	0,57 \pm 0,1	0,00	0,00					
<i>L. cephalus</i> II gr. (10)	0,62 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,01			
<i>L. leuciscus</i> II gr. (11)	0,64 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,04
Nevėžio žemupys								
<i>R. rutilus</i> I gr. (1)	0,25 \pm 0,1	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
<i>G. gobio</i> (2)	0,27 \pm 0,0							
<i>L. cephalus</i> I gr. (3)	0,29 \pm 0,1							
<i>R. rutilus</i> II gr. (4)	0,29 \pm 0,2							
<i>P. fluviatilis</i> I gr. (5)	0,33 \pm 0,1							
<i>E. lucius</i> I gr. (6)	0,36 \pm 0,1							
<i>E. lucius</i> II gr. (7)	0,36 \pm 0,1							
<i>P. fluviatilis</i> II gr. (8)	0,42 \pm 0,0	0,00	0,01					
<i>L. leuciscus</i> I gr. (9)	0,46 \pm 0,0	0,00	0,00	0,02	0,02			
<i>L. cephalus</i> II gr. (10)	0,46 \pm 0,2	0,00	0,00	0,01	0,01			
<i>L. leuciscus</i> II gr. (11)	0,53 \pm 0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01

17 lentelė. Disertacijoje paminėtų žuvų pavadinimų sąrašas

Rūšis	Lotyniškas pavadinimas	Pavadinimas darbe
Atlantinė lašiša ^{LRK, EBD, BK}	<i>Salmo salar</i>	Lašiša
Atlantinė perpelė ^{EBD, BK}	<i>Alosa fallax</i>	Perpelė
Auksaspalvis kirtiklis ^{EBD, BK}	<i>Cobitus aurata</i>	Auksaspalvis kirtiklis
Auksinis karosas	<i>Carassius carassius</i>	Paprastasis karosas
Baltijos upinė plekšnė	<i>Platichthys flesus trachurus</i>	Plekšnė
Devynspyglė dyglė	<i>Pungitius pungitius</i>	Devynspyglė dyglė
Europinė lydeka	<i>Esox lucius</i>	Lydeka
Europinė stinta	<i>Osmerus eperlanus</i>	Stinta
Europinis kiršlys ^{BK}	<i>Thymallus thymallus</i>	Kiršlys
Europinis upinis unгурys	<i>Anguilla anguilla</i>	Unгурys
Europinis šapalas	<i>Leuciscus cephalus</i>	Šapalas
Jūrinė nėgė ^{LRK, BK}	<i>Petromyzon marinus</i>	Jūrinė nėgė
Margasis upėtakis	<i>Salmo trutta fario</i>	Margasis upėtakis
Paprastasis europinis ešerys	<i>Perca fluviatilis</i>	Ešerys
Paprastasis gružlys	<i>Gobio gobio</i>	Gružlys
Paprastasis karšis	<i>Abramis brama</i>	Karšis
Paprastasis kirtiklis ^{EBD, BK}	<i>Cobitis taenia</i>	Kirtiklis
Paprastasis kūjagalvis ^{EBD}	<i>Cottus gobio</i>	Kūjagalvis
Paprastasis lynas	<i>Tinca tinca</i>	Lynas
Paprastasis plakis	<i>Blicca bjoerkna</i>	Plakis
Paprastasis pūgžlys	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Pūgžlys
Paprastasis salatis ^{EBD, BK}	<i>Aspius aspius</i>	Salatis
Paprastasis skersasnikis ^{LRK, BK, LGSR}	<i>Chondrostoma nasus</i>	Skersasnikis
Paprastasis sterkas	<i>Sander lucioperca</i>	Starkis
Paprastasis strepetys	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Strepetys
Paprastasis šamas ^{BK}	<i>Silurus glanis</i>	Šamas
Paprastasis šlakis	<i>Salmo trutta trutta</i>	Šlakys
Paprastasis šlyžys	<i>Noemacheilus barbatulus</i>	Šlyžys
Paprastasis ūsorius	<i>Barbus barbus</i>	Ūsorius
Paprastasis vijūnas ^{LRK, EBD, BK}	<i>Misgurnus fossilis</i>	Vijūnas
Paprastasis žiobris ^{BK}	<i>Vimba vimba</i>	Žiobris
Paprastoji aukšlė	<i>Alburnus alburnus</i>	Paprastoji aukšlė
Paprastoji kartuolė ^{EBD, BK}	<i>Rhodeus sericeus</i>	Kartuolė
Paprastoji kuoja	<i>Rutilus rutilus</i>	Kuoja
Paprastoji meknė	<i>Leuciscus idus</i>	Meknė
Paprastoji rainė	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Rainė
Paprastoji raudė	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Raudė
Paprastoji saulažuvė ^{BK}	<i>Leucaspis delineatus</i>	Saulažuvė
Paprastoji vandens ožka ^{EBD, BK}	<i>Pelecus cultratus</i>	Ožka
Paprastoji vėgėlė	<i>Lota lota</i>	Vėgėlė
Sidabrinis karosas	<i>Carassius auratus</i>	Sidabrinis karosas

Srovinė aukšlė ^{BK}	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Srovinė aukšlė
Trispyglė dyglė	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Trispyglė dyglė
Upelinė nėgė ^{EBD, BK}	<i>Lamperta planeri</i>	Mažoji nėgė
Upinė nėgė ^{EBD, BK}	<i>Lamperta fluviatilis</i>	Upinė nėgė

Apsaugos statusas: EBD – Europos Bendrijos svarbos rūšis; LRK – įrašyta į Lietuvos raudonąją knygą; BK – saugoma rūšis pagal Berno konvenciją; LGSR – Lietuvos griežtai saugoma rūšis.