

# Bentoso bestuburių bendrijos natūraliose ir tiesintose Merkio baseino upių atkarpose

**Ramūnas Gegužis**

Aleksandro Stulginskio universitetas,  
Studentų g. 11,  
LT-53361 Akademija, Kauno r.  
El. paštas: ramunas.geguzis@gmail.com

Ištirta trijų Merkio baseino upių (Spengla, Amarnia, Grūda) skirtingose atkarpose (NM – natūrali miške, TM – tiesinta miške, TL – tiesinta laukuose) makrozoobentoso rūšinė sudėtis ir gausumas. Natūraliose tirtų upių atkarpose miške srovės greitis ir debitas buvo didesni, o vagos užaugimas augalais ir tiesioginis saulės patekimas į upės vagą – mažesni, palyginti su tiesintomis upių atkarpomis. Tirtų upių atkarpose nustatyti 72 makrozoobentoso taksonai, priklausantys 48 šeimoms. 18 makrozoobentoso taksonų aptikta tik natūraliose tirtų upių atkarpose miške ir 7 – tik tiesintose tirtų upių atkarpose. Tyrimais nustatyta, kad toje pačioje upėje didžiausias bendras makrozoobentoso ir EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) (lašalai, ankstyvės, apsiuvos) taksonų skaičius buvo natūralioje upių atkarpoje miške, o mažiausias – tiesintoje atkarpoje laukuose. Natūraliose Spenglos ir Amarnios upių atkarpose dominavo apsiuvos *Brachycentrus maculatus*, o visų tirtų upių tiesintose atkarpose chironomidai *Cricotopus algarum*. Tyrimais įrodyta, kad bendras makrozoobentoso gausumas tirtų upių natūraliose atkarpose miške buvo statistiškai patikimai didesnis nei tiesintose upių atkarpose laukuose. Didžiausias bendras makrozoobentoso gausumas nustatytas Spenglos upės natūralioje atkarpoje miške ( $4\,180 \pm 45 \text{ ind.m}^{-2}$ ), o mažiausias – Grūdų upės tiesintoje atkarpoje laukuose ( $640 \pm 17 \text{ ind.m}^{-2}$ ). Lašalų, apsiuvų, EPT, vabalų lervų gausumas tirtų upių natūraliose atkarpose miške buvo statistiškai patikimai didesnis nei tiesintose upių atkarpose. Atsparių taršai chironomidų gausumas Spenglos ir Amarnios upių tiesintose atkarpose buvo statistiškai patikimai didesnis nei natūraliose atkarpose miške.

**Raktažodžiai:** makrozoobentosas, natūralios, tiesintos upių atkarpos

## ĮVADAS

Upių ekosistemų fiziocheminę būseną ir hidrologinį režimą lemia upių vagų tiesinimas ir natūralių vandens telkinių pakrančių miškų naikinimas (Chapman ir kt., 2002; Kasangaki ir kt., 2008).

Iki 1998 m. Lietuvoje buvo iškasta 63,4 tūkst. km griovių, iš jų apie 46 tūkst. km sudarė sureguliuotos upės ir upeliai. Nustatyta, kad sureguliuotos upių ir upelių vagos šiuo metu užima 82,6 %, o gamtinės – tik 17,4 % upių tinklo. Reguluojant natūralių upių ir upelių vagas buvo panaikinti natūralūs jų vingiai, vagų skersinis profilis tapo dirbtinai suformuotas. Taip sureguliuota upė tapo tiesiniu kanalu, skirtu nuvesti iš sausinimo sistemos surinktą perteklinį vandenį (Gailiušis ir kt., 2001).

Vandens gyvūnų bendrijų sudėties pokyčius, kuriuos lėmė žmogaus veikla, dažniausiai atspindi makrozoobentosas, nes jis yra jautrus vandens kokybei ir specifiniams antropogeniniams poveikiams (Karr, Kerans, 1991; Wildhaber, Schmitt, 1998). Dauguma makrozoobentoso gyvūnų pasižymi palyginti ilgu gyvenimo ciklu (metai ar daugiau), ribotomis migravimo galimybėmis, todėl yra ypač svarbus biologinis indikatorius, atspindintis gyvenamosios aplinkos būsenos pokyčius bėgant laikui ir yra ypatingai vertingas tais atvejais, kai hidrocheminiai tyrimai neleidžia išskirti suminio daugelio veiksnių poveikio (Horne, 2003).

Užsienio mokslininkų atlikti tyrimai parodė, kad buveinių įvairovės mažėjimas upėse turi įtakos bendram makrobestuburių ir EPT taksonų gausumui

(Bis ir kt., 2000; Negishi ir kt., 2002; Smiley ir Dible, 2008).

J. F. Fruget ir kt. (2001) tyrimais atskleidė, kad temperatūra ir debitas yra pagrindiniai veiksniai, kontroliuojantys ilgalaikę bestuburių bendrijos dinamiką. Mokslininkų nustatyta, kad upių debito svyravimai, lemiantys dugno buveinių stabilumą, labai veikia makrozoobentosos įvairovę ir kiekį (Deathl ir kt., 1995; Vieira ir kt., 2004).

K. Arbačiausko ir kt. (2004) duomenimis, debito nebuvimas atskirais metais Graisupio upelyje turėjo neigiamos įtakos bentosos bei šoniplaukų biomasei ir biotiniam indeksui. Atlikti išsamūs makrobestuburių tyrimai Vilnios upėje parodė, kad debitas turėjo neigiamos įtakos lašalų, ankstyvių ir apsiuvų gausumui bei teigiamai veikė chironomidų ir mažašerių kirmėlių kiekį (Pliūraitė, 2007). Neigiamas koreliacinis ryšys tarp upės debito ir makrozoobentosos taksonų skaičiaus bei jų gausumo nustatytas ir Lietuvos vidutinio dydžio upėse (debitas 13–55 m<sup>3</sup>/s) (Bernotienė, Višinskienė, 2008).

Žinios apie vandens bestuburių pasiskirstymo skirtinguose vandens telkiniuose ypatumus ir pagrindinius veiksnius, lemiančius vienų ar kitų vandens bestuburių gausų plitimą vandens telkiniuose, leidžia ne tik įvertinti esamą vandens telkinio būklę, bet ir prognozuoti hidrocenozių raidą kintančioje aplinkoje.

Natūralizacija Lietuvoje siejama su upių ekologinės būklės atstatymu, tačiau prieš imantis fizinių priemonių būtina įvertinti esamą upių ekologinę

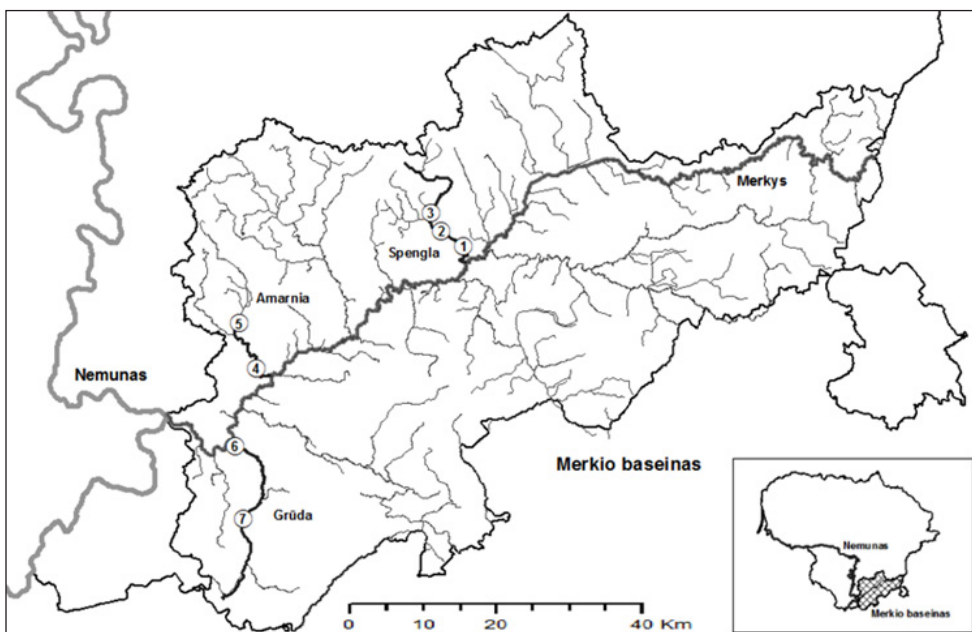
būklę. Siekiant atstatyti ištiesintų upių morfologines, hidraulines ir ypač ekologines sąlygas, kurios artimos natūralioms, būtina jas renatūralizuoti. Renatūralizuojant upes suformuojamos palankesnės sąlygos natūraliai augalijai ir gyvūnijai formuotis ir kurtis.

Lietuvoje nuo melioracijos labiausiai nukentėjo mažos upės. Merkio baseino upės – tai Pietryčių Lietuvos regiono mažo debito upės, kurios priklauso lašiniams vandens telkiniams. Šiame darbe tirtoje Merkio baseino upėse yra natūrali ir tiesinta atkarpa, tarp atkarpų nėra hidrotechninių kliūčių.

Darbo tikslas – ištirti trijų Merkio baseino upių (Spenglos, Amarnios, Grūdos) skirtingų atkarpų makrozoobentosos rūšinę sudėtį, gausumą ir nustatyti šių parametrų priklausomybę nuo upės vagos tipo.

## TYRIMŲ OBJEKTAS IR METODIKA

Makrozoobentosos mėginiai tirti 2012 m. gegužės mėn. trijose vidutinio dydžio Merkio baseino upėse: Spengloje, Amarnioje, Grūdoje. Tyrimai atlikti 7 vietose: Spenglos upėje 3 vietose – natūralioje atkarpoje miške, tiesintoje atkarpoje miške, tiesintoje atkarpoje laukuose; Amarnios ir Grūdos upėse 2 vietose – natūralioje atkarpoje miške, tiesintoje atkarpoje laukuose (1 pav.). Spenglos upės tiesintoje atkarpoje mėginiai imti 6,83 km žemiau Spenglos ežero, 9,81 km žemiau Vaitakarčio gyvenvietės, todėl nei ežeras, nei gyvenvietė neturėjo įtakos makrozoobentosos taksonominei sudėčiai ir gausumui.



**1 pav.** Makrobestuburių tyrimo vietos Merkio baseino upėse (numeracija kaip ir 2 lentelėje)

*Fig. 1. Study sites of macroinvertebrates in Merkys basin streams. Numbers indicate localities described in Table 2*

Makrozoobentosos mėginiai Grūdės upės tiesintoje atkarpoje imti 7,63 km žemiau Grybaulios tvenkinio, todėl tvenkinio įtakos nėra.

1 lentelėje tirtų upių ilgi ir plotai pateikti pagal B. Gailiušį ir kt. (2001). Spengla – dešinysis Merkio intakas. Spengla prasideda Gudaraisčio pelkėje, Gudakiemio apylinkėse, 8 km į rytus nuo Onušio. Spenglos upės ištakos yra Gruodžio ežere. Amarnia – dešinysis Merkio intakas, išteka iš Nedzingio ežero. Grūda – kairysis Merkio intakas, prasideda Lietuvos ir Baltarusijos pasienyje, Gudų

girioje telkšančiame Grūdės ežere. Tai lygumų upė. Upių pakrantėse miške auga lapuočiai medžiai – juodalksniai.

Nustatyta, kad tiesioginis saulės patekimas į vagą tirtų upių atkarpose kito nuo 15 iki 100 %, o vagos užaugimas augalija – nuo 5 iki 20 % (2 lentelė). Nustatyta, kad minėti rodikliai tirtų upių natūraliose atkarpose miške buvo statistiškai patikimai mažesni nei tiesintose upių atkarpose (Fisher's LSD test). Visose tirtų upių atkarpose dažniausiai buvo sutinkamos šios augalų rūšys:

1 lentelė. Tirtų upių charakteristika (Gailiušis ir kt., 2001)

Table 1. Characteristics of the investigated streams (Gailiušis et al., 2001)

Nr. No	Upė River	Baseino plotas km <sup>2</sup> Area of river-basin, km <sup>2</sup>	Upės ilgis km River's length, km	Tiesintos atkarpos ilgis km The length of straightened sites, km
1.	Spengla	148,3	25,9	19,6–13,0
2.	Amarnia	144,0	15,1	10,0
3.	Grūda	248,4	36,2	22,2

2 lentelė. Aplinkos parametrai tirtose upių atkarpose (NM – natūrali upės atkarpa miške, TM – tiesinta miške, TL – tiesinta laukuose)

Table 2. General environment parameters of the investigated sites of the streams (NM – natural sites in the forest, TM – straightened sites in the forest, TL – straightened sites in the field)

Upė Stream	Stoties Nr. Site No.	Atkarpa Site	Vietovė Locality	Debitas m <sup>3</sup> /s Discharge	Tiesioginis saulės patekimas į vagą % Direct sun pass	Vidutinis vagos plotis m Average width	Vidutinis vagos gylis m Average depth	Vidutinis tėkmės greitis m/s Current velocity	Vagos užaugimas augalija % River-bed overgrowth with plants	Dugno substratas Bottom substrate
Spengla	1	NM	54° 21' 07" N, 24° 47' 05" E	1,34	20	7–9	0,5– 1,2	0,5	5	žvyras, akmenys gravel, pebble
	2	TM	54° 22' 10" N, 24° 44' 25" E	1,05	30	7–10	0,5– 0,8	0,4	15	smėlis, žvyras sand, gravel
	3	TL	54° 23' 25" N, 24° 43' 12" E	0,53	100	6–8	0,5	0,3	15	smėlis-dumblas sand-silt
Amarnia	4	NM	54° 14' 21" N, 24° 21' 03" E	1,11	15	6–7	0,5– 0,9	0,6	5	žvyras, akmenys gravel, pebble
	5	TL	54° 15' 43" N, 24° 19' 52" E	0,54	100	5–7	0,5	0,3	15	smėlis-dumblas sand-silt
Grūda	6	NM	54° 07' 05" N, 24° 19' 20" E	1,46	20	5–8	0,6– 0,8	0,6	5	smėlis, akmenys sand, pebble
	7	TL	54° 01' 54" N, 24° 20' 14" E	0,66	60	5–7	0,4– 0,6	0,5	20	žvyras gravel

kanadinė elodėja (*Elodea canadensis*), permautalapė plūdė (*Butomus umbellatus*), garbiniuotoji plūdė (*Potamogeton crispus*), šukinė plūdė (*P. perfoliatus*), vandeninė mėta (*Mentha aquatica*). Tik Spenglos upės natūralioje atkarpoje miške rastas balinis asiūklis (*Equisetum fluviatile*), Spenglos upės tiesintose atkarpose – mažoji plūdena (*Lemna minor*), o Amarnios upės natūralioje atkarpoje miške – samanosis *Fontinalis antipyretica*.

Srovės greitis tirtų upių atkarpose kito 0,3–0,6 m/s ribose, vandens debitas – 0,56–1,46 m<sup>3</sup>/s. Srovės greitis ir debitas tirtų upių natūraliose atkarpose miške buvo statistiškai patikimai didesni nei tiesintose upių atkarpose (Fisher's LSD test).

Vandens temperatūra tirtų upių atkarpose svyravo nuo 11,9 °C iki 19,3 °C (3 lentelė). Ištirpusio deguonies kiekis upių vandenyje kito nuo 7,65 (Grūda TL) iki 10,03 mg/l (Spengla TL), amonio azotas nuo 0,0011 (Spengla NM) iki 0,0223 mg/l (Amarnia NM). Nustatyta, kad vandens kokybė pagal BDS<sub>7</sub> (biocheminis deguonies suvartojimas per 7 paras) ir nitratų kiekį geriausia buvo Grūdodos natūralioje atkarpoje miške. Didžiausias nitratų kiekis nustatytas Spenglos upės tiesintoje atkarpoje laukuose. Mažiausias fosfatinio fosforo kiekis nustatytas Amarnios upės natūralioje atkarpoje miške, o didžiausias – Grūdodos upės tiesintoje atkarpoje laukuose. Remiantis paviršinių vandens telkinių būklės nustatymo metodika, vandens kokybė tirtų upių atkarpose pagal visus hidrocheminius parametrus buvo labai gera arba gera (Lietuvos standartai, 2010).

Makrozoobentosos mėginiai kiekvienoje upės vietoje rinkti hidrobiologiniu tinkleliu, „spyrio“

metodu keturiuose 0,1 m<sup>2</sup> dugno ploteliuose (0,40 × 0,25 m) (Kleemola, Söderman, 1993).

Tyrimų laikotarpiu surinkta ir išanalizuota 28 makrozoobentosos mėginiai. Mėginiai buvo fiksuojami 4 % formalino tirpalu. Dauguma dugno makrobestuburių laboratorijoje buvo apibūdinti iki rūšies ar genties, suskaičiuoti, jų gausumas įvertintas vienam kvadratiniam metrui (ind.m<sup>-2</sup>). Mažašerės žieduotosios kirmėlės (Oligocheta) identifikuotos iki klasės.

Makrozoobentosos rūšių identifikavimui naudoti įvairių autorių apibūdinotai (Šivickis, 1960; Pankratova, 1970, 1977, 1983; Opredelitel..., 1977, 1997, 1999, 2001).

Nustatyta kiekvienos tyrimų stoties makrozoobentosos gyvūnų rūšinė sudėtis, bendras gausumas (ind.m<sup>-2</sup>), lašalų, ankstyvių, apsiuvų, chironomidų, mažrašerių žieduotųjų kirmėlių (Oligocheta), vabalų lervų (Coleoptera) bendras ir santykinis (%) gausumas. Tyrimų vietos įvertintos pagal EPT indeksą. EPT indeksas – tai Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (lašalai, ankstyvės, apsiuvos) taksonų (rūšių ar genčių) skaičius ar santykinis individų gausumas, ar EPT individų santykis su kitais hidrobiontais yra plačiai naudojamas vandens kokybės indikatorius (Rosenberg, Resh, 1993; Sandin, Johnson, 2000; Pastuchova, 2006). Šių būrių vabzdžiai yra itin jautrūs vandens taršai, todėl jų gausumas mažėja blogėjant vandens kokybei.

Upės gylis, plotis, debitas tyrimo vietoje ir srovės greitis matuoti tiksliai tyrimo metu. Vagos dugno padengimas vandens augalija tyrimo vietoje vertintas vizualiai (%). Tiesioginis saulės pateikimas į vagą vertintas hemisferinėmis nuotraukomis

3 lentelė. Tirtų upių atkarpų vandens hidrocheminiai parametrai (NM – natūrali upės atkarpa miške, TM – tiesinta miške, TL – tiesinta laukuose)

Table 3. The values of chemical variables of water in the investigated streams (NM – natural sites in the forest, TM – straightened sites in the forest, TL – straightened sites in the field)

Upės Stream	Atkarpa Site	Vandens temperatūra °C Water temperature	pH	O <sub>2</sub> , mg/l	BDS <sub>7</sub> , mgO <sub>2</sub> /l	NH <sub>4</sub> -N, mg/l	NO <sub>3</sub> -N, mg/l	N bendras mg/l N total	PO <sub>4</sub> -P, mg/l	P bendras, mg/l P total
Spengla	NM	16,9	8,2	9,5	1,56	0,0011	0,768	1,11	0,026	0,029
	TM	17,3	8,2	9,8	2,74	0,0047	1,017	1,30	0,040	0,044
	TL	16,1	8,2	10,0	3,25	0,0158	1,198	1,41	0,041	0,048
Amarnia	NM	19,3	7,8	8,1	1,70	0,0050	0,655	0,71	0,015	0,044
	TL	18,1	8,0	9,0	2,64	0,0223	0,836	1,23	0,021	0,047
Grūda	NM	11,9	8,2	9,1	1,22	0,0028	0,249	0,456	0,051	0,055
	TL	13,2	8,0	7,6	3,28	0,0170	0,316	0,741	0,052	0,061

(Hemi View Canopy System prietaisas). Hemisferinėms nuotraukoms analizuoti naudota kompiuterinė programa Hemi View. Vandens temperatūra, ištirpusio deguonies kiekis vandenyje ir pH matuoti oksimetru. Tyrimo metu taip pat paimtas vanduo hidrocheminiams tyrimams (biocheminis deguonies suvartojimas per 7 paras – BDS<sub>7</sub>, nitratinis azotas, fosfatinis fosforas, N bendras, P bendras), kurie buvo atliekami laboratorijoje.

Tirtų upių skirtingų makrozoobentoso grupių pokyčiams įvertinti tarp natūralių ir tiesintų atkarpų naudojome tiesinį modelį ANOVA. Duomenų asimetriškumui ir dispersijų homogeniškumui sumažinti visi duomenys buvo transformuoti naudojant transformaciją  $\log(1 + x)$ . Vertinant EPT indekso verčių bei atskirų makrozoobentoso gyvūnų gausumo ryšį su vandens ekologiniais rodikliais, naudota

Spirmeno rangų koreliacija (*Spearman Rank Correlation*, rs). Skirtumui tarp natūralių ir tiesintų upių vietų reikšmingumui nustatyti panaudotas Fisher's LSD testas. Tirtų upių vietų palyginimui pagal makrobestuburių rūšinę sudėtį naudotas Bray-Curtis panašumo indeksas. Šis skaičiavimas buvo atliktas naudojant PRIMER 5.2.3 paketo CLUSTER programą. Duomenys statistškai apdoroti naudojant Excel, Statistica 6.0 programas.

## TYRIMO REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS

Ištirtų upių atkarpose nustatyti 72 makrozoobentoso taksonai, priklausantys 48 šeimoms (4 lentelė). Gauti duomenys parodė, kad 18 makrozoobentoso taksonų aptikta tik natūraliose tirtų upių atkarpose miške ir 7 – tik tiesintose tirtų upių atkarpose.

4 lentelė. Makrozoobentoso rūšinė sudėtis ir sutinkamumo dažnumas (%) tirtose upėse (NM – natūrali upės atkarpa miške, TM – tiesinta miške, TL – tiesinta laukuose)

Table 4. Composition and occurrence frequency (%) of macroinvertebrate in the investigated streams (NM – natural sites in the forest, TM – straightened sites in the forest, TL – straightened sites in the field)

Būrys Order	Šeima Family	Gentis, rūšis Genus, species	Spengla			Amarnia		Grūda	
			NM	TM	TL	NM	TL	NM	TL
Gordea	Gordiidae	<i>Gordius aquaticus</i> Linnaeus, 1758			0,6		0,2		
Seriata	Planariidae	<i>Planaria</i> sp.	0,1						
Oligochaeta		<i>Oligochaeta</i> spp.	1,2	7,4	6,6	5,9	8,8	2	14
Hirudinea	Erpobdellidae	<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)	0,3	4		1,7	0,2		
	Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia complanata</i> (Linnaeus, 1758)	0,8	2					
Arachnida	Hydrace	<i>Hydracarina</i> spp.	0,5	0,3	1				0,5
		<i>Pisidium supinum</i> (Schmidt, 1851)		1,1			6,7	4	7,8
	Sphaeriidae	<i>Sphaerium corneum</i> (Linnaeus, 1758)	0,6	4,8	8,7	0,9	4,2	2,8	6,8
Mollusca	Bithyniidae	<i>Sphaerium rivicola</i> (Lamarck, 1818)	0,1	1,5	0,1	0,3	0,4	0,7	
		<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	0,2	1,3	0,3				
	Planorbidae	<i>Ancylus fluviatilis</i> Müller, 1774	5,5			2,8		3,7	
		<i>Gyraulus albus</i> (Müller, 1774)	1,9	3,1	0,3	4,3	1,9		6,8
	Lymnaeidae	<i>Radix pereger</i> Müller, 1774	0,1	1,4	0,6	0,1		0,2	
	Physidae	<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus, 1758)		0,5				0,2	
Unionidae	<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)		0,1						
Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus pulex</i> (Linnaeus, 1758)	0,1	9,2					
Isopoda	Asellidae	<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)		0,3	0,6				5,7
Odonata	Calopterygidae	<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782)					0,2		
	Gomphidae	<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)		0,8		0,3	1,2	0,2	

4 lentelė. (Tęsinys)  
Table 4. (Continued)

Būrys Order	Šeima Family	Gentis, rūšis Genus, species	Spengla			Amarnia		Grūda	
			NM	TM	TL	NM	TL	NM	TL
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)			0,6	3,5	0,2		
		<i>Procloeon bifidum</i> (Bengtsson, 1912)	5,8	8,9	1,7	2,4	6,9	12,1	14,1
	Caenidae	<i>Caenis macrura</i> Stephens, 1835		6,1	24,4	0,5	14,2		
		<i>Brachycercuss harrisella</i> Curtis, 1834							
	Heptageniidae	<i>Ecdyonurus dispar</i> (Curtis, 1834)	3,4			1,1		0,2	
		<i>Heptagenia sulphurea</i> (Müller, 1776)	1,4			1,2			
	Ephemeridae	<i>Ephemera danica</i> (Müller, 1764)		0,9	6,1			0,7	1,1
	Ephemerellidae	<i>Serratella ignita</i> (Poda, 1761)	0,2			1,7			
	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia cincta</i> (Retzius 1783)				0,3			
		<i>Habrophlebia fusca</i> (Curtis, 1834)						0,9	
Plecoptera	Perlodidae	<i>Isoperla grammatica</i> (Poda, 1761)	0,3			8,6			
	Leuctridae	<i>Leuctra</i> spp.	12,3			6,8		1,4	
	Nemouridae	<i>Nemoura</i> sp.				0,1			
<i>Amphinemura</i> sp.		1,7			1,2		1,4		
Hemiptera	Aphelocheiridae	<i>Aphelocheirus aestivalis</i> (Fabricius, 1794)	7	2,2	0,9	4,8			
Coleoptera (larvae)	Elmidae	<i>Elmis</i> spp.	3,2	1	0,4	5,4		9,3	1,1
		<i>Limnius volckmari</i> (Panzer, 1793)	12,8			11,3	0,2	8,6	0,5
	Gyrinidae	<i>Orectochillus villosus</i> (Müller, 1776)	0,7	0,1	0,1	0,3			0,5
Coleoptera (imago)	Dytiscidae	<i>Acilius</i> sp.					0,2		
	Elmidae	<i>Limnius volckmari</i> (Panzer, 1793)	0,2			0,5		3	
	Halipilidae	<i>Halipilus</i> spp.		0,3		0,9			
Trichoptera	Brachycentridae	<i>Brachycentrus maculatus</i> (Fourcrog, 1785)	26,1	1,9				12,8	
		<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis, 1834	0,2			0,3			
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche siltalai</i> Döhler, 1963	2,6	0,1		1,7			
		<i>Hydropsyche angustipennis</i> Curtis, 1834	1,7	2,2	1,8	1,1	5,3	0,5	1,1
		<i>Hydropsyche pellucidula</i> Curtis, 1834	2	1,4	2,2	2	6,9	1,4	3,1
		<i>Hydropsyche</i> sp.	1,2	1,2		0,1			
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i> spp.	0,2	4,1	1,3	1,3	1,9	0,5	2
		<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton, 1873	0,6			1,4		9,3	
	Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabricius, 1775)	0,2	1,9		4			
	Leptoceridae	<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens 1836)	0,3	2,3		0,5	0,8	1,9	1,1
<i>Athripsodes commutatus</i> (Rostock 1874)					0,3				
<i>Leptocerus tineiformis</i> Curtis, 1834					0,1		1,3		
Limnephilidae	<i>Anabolia laevis</i> Zetterstedt, 1840	0,6	0,3	0,3	0,4	0,8		3,6	

4 lentelė. (Tęsinys)  
Table 4. (Continued)

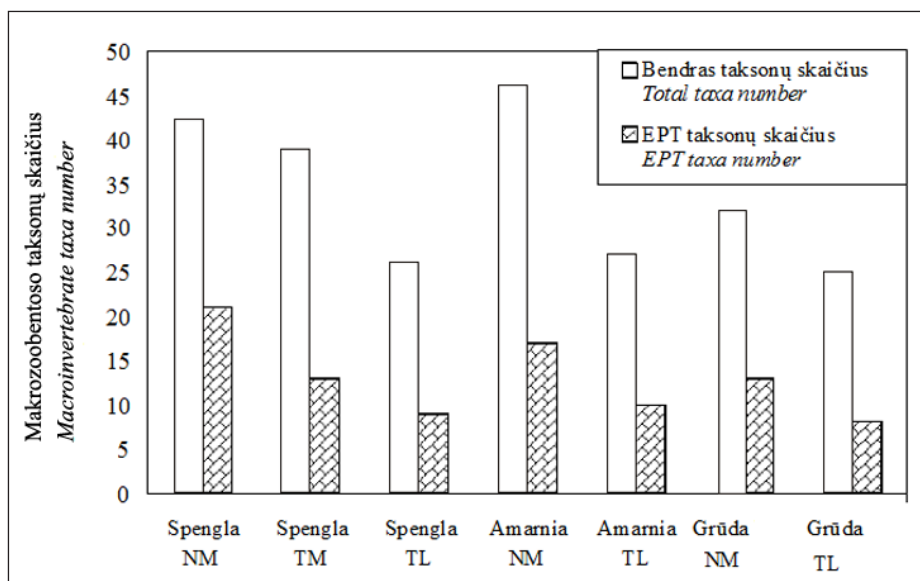
Būrys Order	Šeima Family	Gentis, rūšis Genus, species	Spengla			Amarnia		Grūda		
			NM	TM	TL	NM	TL	NM	TL	
Trichoptera	Sericostomati- tidae	<i>Sericostoma personatum</i> (Kir- by & Spence 1826)						6,8	0,5	
	Polycen- tropidae	<i>Polycentropus flavomaculatus</i> Pictet, 1834				0,4				
	Ecnomidae	<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur 1842)	0,3			3,7				
	Rhyacophi- lidae	<i>Rhyacophila nubila</i> Zetterstedt, 1840	0,3	0,6						
Neuroptera	Sisyridae	<i>Sisyra</i> sp.				0,1				
	Pediciidae	<i>Dicranota bimaculata</i> (Schummel, 1829)		0,6		0,6				
	Athericidae	<i>Atherix</i> sp.	0,2			1,5		7,7		
	Ceratopogo- nidae	sp.			0,6					
	Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp.							1,6	
	Tipulidae	<i>Tipula</i> spp.	0,6			1,5		1,9	0,5	
	Empididae	<i>Hemerodromia</i> sp.	0,4			0,3		0,7		
	Simuliidae	<i>Simulium</i> spp.		1,4		0,9	3,2		11,4	
	Diptera		<i>Glyptotendipes</i> (gripekoveni) <i>cauliginellus</i> (Kieffer, 1913)	0,1			0,4			0,5
			<i>Demicryptochironomus vulnera- tus</i> (Zetterstedt, 1860)					1,7		
Chironomi- dae		<i>Polypedilum scalaenum</i> (Schrank, 1803)		2	19,8		1,5	0,7	2,6	
		<i>Cladotanytarsus</i> sp.	0,6	2		1,6	13,2	1,4	1,6	
		<i>Cricotopus algarum</i> (Kieffer, 1911)	2,4	23,6	14,9	9,2	14,9	2,3	9,9	
		<i>Eukiefferiella coerulea</i> (Kieffer, 1926)	0,1	0,9		0,3				
	<i>Thienemannimyia</i> gr. <i>lentiginosa</i> (Fries, 1823)		1,1		1,2	1,5	0,5	1,6		

Daugiausia rasta apsiuvų – 17 rūšių, tai 23,6 % viso makrozoobentoso taksonų skaičiaus. Skirtin-  
gų upių atkarpose makrozoobentoso rūšių skaičius  
skyrėsi. Didžiausia makrozoobentoso rūšinė įvairo-  
vė nustatyta Amarnios upės natūralioje atkarpoje  
miške (46 taksonai), o mažiausia – Grūdės upės  
tiesintoje atkarpoje laukuose (25 taksonai) (2 pav.).  
Jautrių taršai EPT rūšių skaičius mažiausias buvo  
taip pat Grūdės upės tiesintoje atkarpoje laukuose  
(8 rūšys), o didžiausias – Spenglos upės natūralioje  
atkarpoje miške (21 rūšis) (2 pav.). Tyrimais nu-  
statyta, kad toje pačioje upėje didžiausia bendra ir  
EPT makrozoobentoso rūšinė įvairovė nustatyta  
natūralioje atkarpoje miške, o mažiausia – tiesin-  
toje atkarpoje laukuose (1 pav.). Panašius duome-  
nis pateikia ir kiti mokslininkai (Pliūraitė, Kesmi-  
nas, 2010; Virbickas ir kt., 2011). Įrodyta, kad upių

vagų tiesinimas neigiamai veikia makrozoobentoso  
bendrą ir EPT rūšių gausą, ir neturi įtakos makro-  
zoobentoso gausumui (Smiley, Dibble, 2008).

Nustatytas teigiamas statistiškai patikimas ko-  
reliacinis ryšys tarp bendro makrozoobentoso tak-  
sonų skaičiaus ir jautrių taršai EPT taksonų skai-  
čiaus ( $r = 0,88$ ). K. Arbačiausko ir kt. duomenimis  
(2004), bendras apibūdinamų taksonų skaičius  
Graistupio upelyje taip pat koreliavo su jautrių  
taršai taksonų skaičiumi ( $r = 0,69$ ).

Mažašerės žieduotosios kirmėlės *Oligochaeta*  
spp., dvigeldžiai moliuskai *Sphaerium corneum*  
(Linnaeus), lašalai *Proclleon bifidum* (Bengtsson),  
apsiuvos *Hydropsyche angustipennis*, Curtis ir  
*H. pellucidula*, Curtis, chironomidai *Cricotopus al-  
garum* (Kieffer) buvo aptikti visose tirtų upių atkar-  
pose. Ankstyvės buvo aptiktos tik natūraliose tirtų



2 pav. Bendras makrozoobentosų ir EPT taksonų skaičius tirtose upėse (NM – natūrali upės atkarpa miške, TM – tiesinta miške, TL – tiesinta laukuose)

Fig. 2. Total macroinvertebrate and EPT taxa number in the investigated streams (NM – natural sites in the forest, TM – straightened sites in the forest, TL – straightened sites in the field)

upių atkarpose. Literatūros duomenimis, Nevėžio upės tiesintose atkarpose ankstyvių taip pat nerasta (Virbickas ir kt., 2011). Mokslininkų įrodyta, kad Plecoptera (ankstyvės) būrio atstovai jautresni žmogaus daromai įtakai ir natūralios aplinkos struktūros pokyčiams nei Ephemeroptera (lašalai) ar Trichoptera (apsiuvos) (Maxted ir kt., 2000), todėl neatsitiktinai ankstyvių nerasta mūsų tirtų upių tiesintose atkarpose. Didžiausia ankstyvių *Leuctra* spp. gausa nustatyta Spenglos upės natūralioje atkarpoje miške (12,3 % viso gausumo), o ankstyvių rūšis *Isoptera grammatica* (Poda) gausiausiai sutinkama Amarnios upės natūralioje atkarpoje miške (8,6 % viso gausumo).

Tirtos upės buvo skirtingos pagal vagos struktūrą, todėl kai kurios makrobestuburių rūšys buvo aptiktos tik vienoje iš tirtų upių. Šoniplaukos *Gammarus pulex* (Linnaeus) buvo aptiktos tik Spenglos upės natūralioje ir tiesintoje atkarpoje miške ir jų santykinė gausa tiesintoje atkarpoje (9,2 % viso gausumo) buvo daug didesnė nei natūralioje atkarpoje (0,1 %). Grūdų upėje nerasta blakių *Aphelecheirus aestivalis* (Fabricius), kurios Spenglos upės natūralioje atkarpoje miške sudarė 7 % viso makrozoobentosų gausumo.

Spenglos upės natūralioje atkarpoje miške vyravo apsiuvos *Brachycentrus maculatus* (Fourcrog)

(26,1 % viso makrozoobentosų gausumo). Minėta apsiuvų rūšis buvo gausiai sutinkama ir Grūdų upės natūralioje atkarpoje miške (12,8 %). Tyrimais nustatyta, kad apsiuvų rūšies *Brachycentrus maculatus* (Fourcrog) tirtų upių tiesintose atkarpose laukuose nėra. Spenglos ir Grūdų upių natūraliose atkarpose miške vandens debitas didesnis nei tiesintose atkarpose, kas ir lėmė šių apsiuvų gausumą. Kitų mokslininkų duomenimis, apsiuvų *Brachycentrus maculatus* (Fourcrog) gausa sietina su šaltavandenėmis stipresnės srovės upėmis (Zachorowski, Pietrazk, 2003). Vabalų lervos *Limnius volckmari*, Panzer Spenglos upės natūralioje atkarpoje miške sudarė 12,8 % (viso makrozoobentosų gausumo), Amarnios – 11,3 %, Grūdų – 8,6 %. Tiesintose upių atkarpose šios vabalų rūšies gausa kito nuo 0 iki 0,5 %. T. Virbicko ir kt. (2011) duomenimis, Coleoptera būrio bestuburiai (ypač *Limnius volckmari*, Panzer) buvo tarp gausesnių ar dominavo natūraliose Nevėžio upės atkarpose miške.

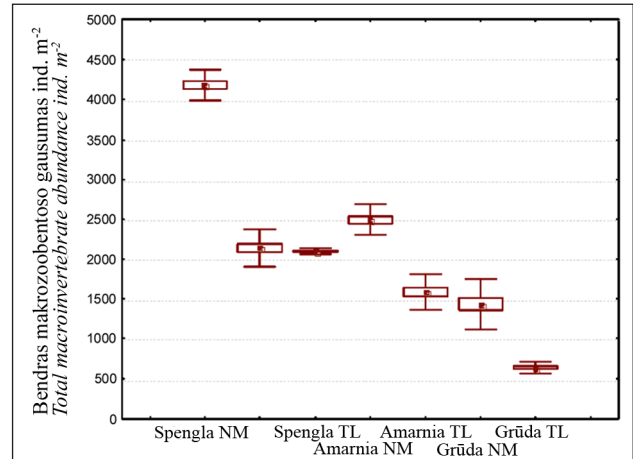
Gauti duomenys rodo, kad chironomidai *Cricotopus algarum* (Kieffer) vyravo tiesintose upių atkarpose (4 lentelė). V. Pliūraitės ir V. Kesmino duomenimis (2010), šie chironomidai buvo gausiai sutinkami natūralioje ir tiesintoje Mūšos upės atkarpose visais metų sezonais. Spenglos ir Amarnios upių tiesintose atkarpose gausu buvo lašalų *Caenis*



*macrura*, Stephens (atitinkamai 24,4 % ir 14,2 %). Minėta lašalų rūšis Mūšos upės tiesintoje atkarpoje rudenį sudarė 35,6 % (viso makrozoobentosos gausumo) (Pliūraitė, Kesminas, 2010).

Makrozoobentosos rūšinės sudėties klasterinė analizė, atlikta Bray-Curtis metodu, suskirstė tirtų upių atkarpas į dvi grupes pagal upės vagos formą: pirma, upių atkarpos miške su natūralia vaga, antra, su tiesinta vaga (3 pav.). Klasterinė analizė parodė, kad pagal makrozoobentosos rūšinę sudėtį labiausiai panašios Spenglos ir Amarnios upių natūralios atkarpos miške (63,1 %) bei Grūdės ir Amarnios upių tiesintos atkarpos laukuose (58,5 %). Tik Spenglos ir Amarnios upių natūraliose atkarpose miške buvo aptikta lašalų *Heptagenia sulphurea* (Müller), *Serratella ignita* (Poda), ankstyvių *Isoperla grammatica* (Poda), apsiuvų *Brachycentrus subnubilus* Curtis, *Ecnomus tenellus* (Rambur). Antroje grupėje, kurią sudarė tiesintos upių atkarpos, vyravo chironomidai *Cricotopus algarum* (Kieffer).

Bendras makrozoobentosos gausumas tirtų upių atkarpose kito nuo  $640 \pm 17 \text{ ind. m}^{-2}$  iki  $4180 \pm 45 \text{ ind. m}^{-2}$  (4 pav.). Didžiausias makrozoobentosos gausumas buvo Spenglos upės natūralioje atkarpoje miške, kurią lėmė didelis apsiuvų lervų gausumas. Mažiausias makrozoobentosos gausumas nustatytas Grūdės upės tiesintoje atkarpoje laukuose. Nustatyta, kad bendras makrozoobentosos gausumas tirtų upių natūraliose atkarpose miške buvo statistiškai patikimai didesnis nei tiesintose upių atkarpose laukuose (ANOVA:  $F = 508189,8$ ,  $p = 0,00001$ ; 4 pav.). T. L. Kennedy ir T. F. Turner (2011) duomenimis, vidutinis makrozoobentosos

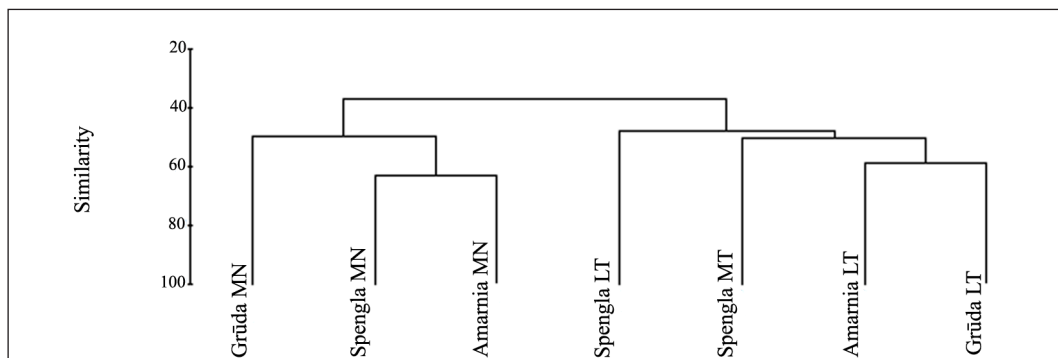


4 pav. Bendras makrozoobentosos gausumas tirtose upėse (NM – natūrali upės atkarpa miške, TM – tiesinta miške, TL – tiesinta laukuose) (■ vidurkis, □ paklaida, ± 0,95 pasiklovimo intervalai)

Fig. 4. Total macroinvertebrate abundance in the investigated streams (NM – natural sites in the forest, TM – straightened sites in the forest, TL – straightened sites in the field) (■ mean, □ ±SE, ±0.95 Conf. Interval)

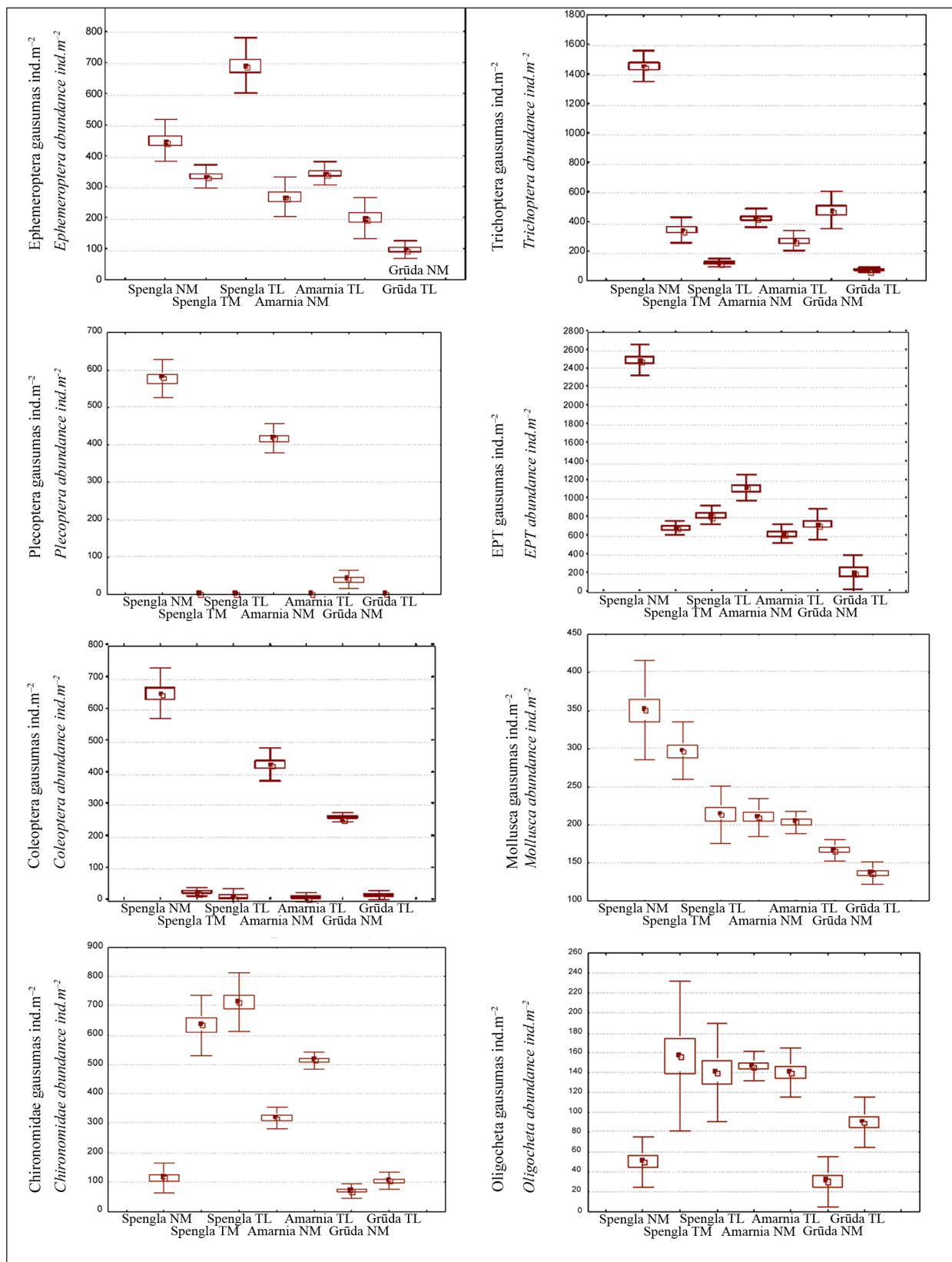
gausumas tiesintoje upės atkarpoje buvo 50 % mažesnis nei natūralioje.

Lašalų (Ephemeroptera) (ANOVA:  $F = 97051,3$ ,  $p = 0,00001$ ), apsiuvų (Trichoptera) (ANOVA:  $F = 94760,5$ ,  $p = 0,00001$ ), EPT (ANOVA:  $F = 47005,6$ ,  $p = 0,00001$ ), vabalų lervų (Coleoptera) (ANOVA:  $F = 476,3$ ,  $p = 0,00001$ ) gausumas tirtų upių natūraliose atkarpose miške buvo statistiškai patikimai didesnis nei tiesintose upių atkarpose (5 pav.). Ankstesniais tyrimais nustatyta,



3 pav. Upių klasifikavimas pagal makrozoobentosos rūšinę sudėtį (NM – natūrali upės atkarpa miške, TM – tiesinta miške, TL – tiesinta laukuose)

Fig. 3. Bray-Curtis index cluster analysis dendrogram showing similarity between macroinvertebrate abundances at the sampling sites of the investigated streams (NM – natural sites in the forest, TM – straightened sites in the forest, TL – straightened sites in the field)



5 pav. Skirtingų makrobentų grupių gausumas tirtose upėse (NM – natūrali upės atkarpa miške, TM – tiesinta miške, TL – tiesinta laukuose) (■ vidurkis, □ paklaida, ± pasiklivimo intervalai)

Fig. 5. Distribution of values of selected macroinvertebrate metrics in the investigated streams (NM – natural sites in the forest, TM – straightened sites in the forest, TL – straightened sites in the field) (■ mean, □ ±SE, ± 0.95 Conf. Interval)

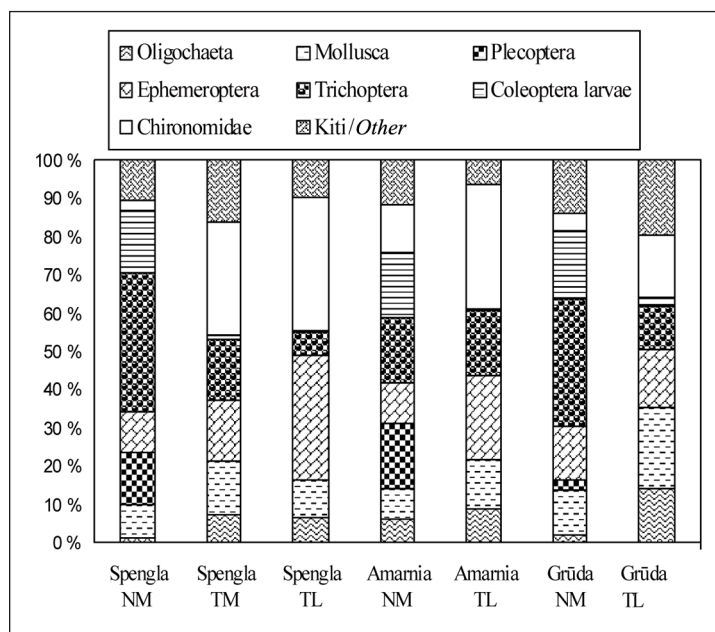
kad apsiuvų gausumas Mūšos upės natūralioje atkarpoje buvo taip pat statistiškai patikimai didesnis nei tiesintoje atkarpoje (Pliūraitė, Kesminas, 2010). S. L. Rios ir R. C. Bailey (2006) tyrimais įrodė, kad miško paunksnė padidina EPT rūšių gausą ir įvairovę vandens telkiniuose, todėl mūsų tyrimų duomenimis, natūraliose upių atkarpose miške ir nustatytas statistiškai patikimai didesnis EPT rūšių gausumas. Pagal S. R. M. Couceiro ir kt. (2007), miškų išnaikinimas upių pakrantėse veikia makrobentuburių fauną panašiai kaip vandens užterštumas, t. y. sumažėja jų rūšių įvairovė, supaprastėja vabzdžių populiacijų įvairovė.

Atsparių taršai chironomidų gausumas (ANOVA:  $F = 55802,9$ ,  $p = 0,00001$ ) Spenglos ir Amarnios upių tiesintose atkarpose buvo statistiškai patikimai didesnis nei natūraliose atkarpose miške (5 pav.). Grūdų upėje statistiškai patikimų skirtumų tarp tyrimo vietų nenustatyta. Kad chironomidai gausesni tiesintoje upės atkarpoje, įrodė ir kiti mokslininkai (Pliūraitė, Kesminas, 2010). Atsparių taršai mažašerių žieduotųjų kirmėlių gausumas (ANOVA:  $F = 13268,0$ ,  $p = 0,00001$ ) Spenglos ir Grūdų upių tiesintose atkarpose buvo statistiškai patikimai didesnis nei natūraliose atkarpose miške (5 pav.). Amarnios upėje statistiškai patikimų skirtumų tarp tyrimo vietų nenustatyta. Mūšos upės tiesintoje atkarpoje mažašerių žieduotųjų kirmėlių gausumas taip pat buvo statistiškai patikimai didesnis nei natūralioje atkarpoje (Pliūraitė, Kesminas, 2010). Moliuskų gausumas (ANOVA:

$F = 221182,2$ ,  $p = 0,00001$ ) Spenglos ir Grūdų upių natūraliose atkarpose miške buvo statistiškai patikimai didesnis nei tiesintose upių atkarpose laukuose. Amarnios upėje statistiškai patikimų skirtumų tarp tyrimo vietų nenustatyta.

Pagal santykinį makrozoobentoso gausumą tiesintos upių atkarpos skyrėsi nuo natūralių pagal vyraujančias makrobentuburių organizmų grupes. Spenglos ir Grūdų upių natūraliose atkarpose miške pagrindinę makrozoobentoso dalį pagal santykinį gausumą sudarė apsiuvos, o Amarnios – apsiuvos ir ankstyvės (6 pav.). Spenglos upės tiesintoje atkarpoje miške ir Amarnios upės tiesintoje atkarpoje laukuose vyravo chironomidai, o Spenglos tiesintoje atkarpoje laukuose vyravo chironomidai ir lašalai (6 pav.). Grūdų upės tiesintoje atkarpoje laukuose neišryškėjo vienos makrozoobentosinių organizmų grupės vyravimas. Minėtoje upėje gausu buvo mažašerių kirmėlių, moliuskų, chironomidų, lašalų.

Nustatyta, kad upių makrozoobentoso bendrijų struktūrą vandens telkiniuose visų pirma veikia fiziniai aplinkos veiksniai: temperatūra, srovės greitis, gylis (Lods-Crozet ir kt., 2001). Vandens temperatūra yra vienas svarbiausių fizinių veiksnių, lemiančių bestuburių gyvūnų vystymosi ir gyvenimo procesus, funkcionavimą bendrijose (Vannote, Sweeney, 1980), paplitimą skirtingo tipo ir klimatinio režimo upėse ir upių baseinuose (Wiley ir kt., 1997). Vandens temperatūra teigiamai veikia makrozoobentoso gausumą (Milner ir kt., 2001),



**6 pav.** Santykinis makrobentuburių gausumas tirtose upėse (NM – natūrali upės atkarpa miške, TM – tiesinta miške, TL – tiesinta laukuose)

**Fig. 6.** Relative abundance of macroinvertebrates in the investigated streams (NM – natural sites in the forest, TM – straightened sites in the forest, TL – straightened sites in the field)

dugno gyvūnijos rūšių skaičių (Friberg ir kt., 2001) bei vabzdžių rūšių gausumą (Ward, 1986). J. A. Camargo ir N. J. Voelz (1998) taip pat nustatė teigiamą koreliacinį ryšį tarp vandens temperatūros ir makrozoobentosos taksonų skaičiaus ( $r = 0,52$ ) bei bendro makrozoobentosos gausumo ( $r = 0,51$ ). Mūsų duomenimis, nustatyta teigiamas statistiškai patikimas koreliacinis ryšys tarp vandens temperatūros upėse ir bendro makrozoobentosos taksonų skaičiaus, apsiuvų rūšių skaičiaus, bendro makrozoobentosos gausumo, chironomidų ir mažašerių žieduotųjų kirmėlių gausumo (5 lentelė).

Srovės poveikis atskiroms makrozoobentosos grupėms yra skirtingas. Apsiuvos gyvena ten, kur didesnis srovės greitis, o moliuskai – kur mažesnis. Didelis srovės greitis trukdo moliuskams aktyviai filtruoti (Ackerman, 1999). Mūsų tyrimų duomenimis, ankstyvių ( $r = 0,48$ ) ir vabalų lervų ( $r = 0,62$ ) gausumas teigiamai koreliavo su srovės greičiu, o lašalų, chironomidų ir mažašerių kirmėlių – neigiamai (atitinkamai  $r = 0,62$ ;  $r = 0,80$ ;  $r = 0,54$ ).

Nustatyta, kad upių debito svyravimai, veikiančys dugno buveinių stabilumą, labai veikia makrozoobentosos įvairovę ir gausumą (Vieira ir kt., 2004). Mūsų duomenimis, egzistuoja teigiamas statistiškai patikimas koreliacinis ryšys tarp debito ir apsiuvų rūšių skaičiaus, bendro makrozoobentosos gausumo, apsiuvų, vabalų lervų gausumo bei neigiamas tarp debito ir chironomidų ir mažašerių žieduotųjų kirmėlių gausumo (5 lentelė). Kitų mokslininkų (Bernotienė, Višinskienė, 2008) duomenimis, taip pat nustatyta teigiama koreliacija tarp upės debito ir ankstyvių, apsiuvų, vabalų lervų gausumo.

Mūsų tyrimų duomenimis, tiesioginis saulės patekimas į upės vagą turėjo neigiamos įtakos bendram makrozoobentosos taksonų skaičiui, EPT taksonų skaičiui, apsiuvų rūšių skaičiui, ankstyvių, vabalų lervų gausumui (5 lentelė). D. B. Arscott duomenimis (2003), miško upeliuose apsiuvų rūšių dažniausiai būna daugiau negu atviroje vietovėje tekančiuose upeliuose. Mūsų

#### 5 lentelė. Spirmeno rangų koreliacija tarp makrobestuburių rodiklių ir aplinkos parametrų

Table 5. Spearman rank correlation between macroinvertebrate metrics and environment parameters

Rodiklis <i>Metrics</i>	Temperatūra °C <i>Water temperature</i>	Srovės greitis m/s <i>Current velocity</i>	Tiesioginis saulės patekimas į vagą % <i>Direct sun pass</i>	Vagos užaugimas augalija % <i>River-bed overgrowth with plants</i>	Debitas m <sup>3</sup> /s <i>Discharge</i>
Bendras taksonų skaičius <i>Total macroinvertebrate taxa number</i>	0,51	0,52	-0,81	-0,69	–
EPT taksonų skaičius <i>EPT taxa number</i>	–	0,48	-0,73	-0,76	–
Trichoptera rūšių skaičius <i>Trichoptera species number</i>	0,55	0,49	-0,75	-0,53	0,59
Bendra gausa <i>Total abundance</i>	0,51	–	–	–	0,46
EPT gausa <i>EPT abundance</i>	–	–	–	-0,65	0,53
Ephemeroptera gausa <i>Ephemeroptera abundance</i>	–	–	0,43	–	–
Plecoptera gausa <i>Plecoptera abundance</i>	–	0,48	-0,59	–	0,55
Trichoptera gausa <i>Trichoptera abundance</i>	–	–	-0,54	–	0,66
Coleoptera gausa <i>Coleoptera abundance</i>	–	0,62	-0,70	–	0,74
Chironomidae gausa <i>Chironomidae abundance</i>	0,52	-0,80	0,57	–	-0,58
Oligochaeta gausa <i>Oligochaeta abundance</i>	0,69	-0,54	–	–	-0,60

atlikti tyrimai šį teiginį patvirtina. Spenglos ir Amarnios upių natūraliose atkarpose miške apsiuvų rūšių skaičius buvo dvigubai didesnis negu tiesintose upių atkarpose laukuose. Nustatytas neigiamas statistiškai patikimas koreliacinis ryšys tarp apsiuvų rūšių skaičiaus ir tiesioginio saulės patekimo į upės vagą ( $r = -0,75$ ).

Tarp cheminių medžiagų kiekio vandenyje ir makrozoobentos rodiklių koreliacinių patikimų ryšių nenustatyta.

Tiesintose upių vagose žolinė augalija sukelia patvanką ir mažina tekėjimo greitį, o sulėtėjus tėkmei upėse, iš aukštupio nešami nešmenys bei su paviršiniu nuotėkiu atneštos grunto dalelės formuoja sąnašų sankaupas (Maziliauskas ir kt. 2011). Sąnašomis užneštoje upės vagoje susidaro palankios sąlygos vystytis vandens augalijai, kuri trukdo tėkmei, dėl to ne tik išnyksta daugelis reofilinių makrobestuburių rūšių, bet ir kinta likusių pasiskirstymas, nuo to priklauso ir kitų bestuburių ir stuburinių gyvūnų paplitimas ir gyvenimo kokybė.

## IŠVADOS

1. Nustatyta, kad makrozoobentos rūšinei įvairovei, gausumui ir vyraujančioms rūšims turi įtakos upės vagos struktūra. Tirtų upių natūraliose atkarpose minėti rodikliai buvo didesni, palyginti su tiesintomis atkarpomis toje pačioje upėje.

2. Tirtų trijų upių natūraliose ir tiesintose atkarpose nustatyti 72 makrozoobentos taksonai, priklausantys 48 šeimoms. Natūraliose upių atkarpose miške vyravo apsiuvos *Brachycentrus maculatus*, o tiesintose upių atkarpose – chironomidai *Cricotopus algarum*.

3. Bendras makrozoobentos gausumas, lašalų, apsiuvų, EPT, vabalų lervų kiekis tirtų upių natūraliose atkarpose buvo statistiškai patikimai didesnis nei tiesintose upių atkarpose. Atsparių taršai chironomidų lervų gausumas Spenglos ir Amarnios upių tiesintose atkarpose buvo statistiškai patikimai didesnis nei natūraliose atkarpose.

4. Aplinkos parametrai veikė bendrą ir EPT makrozoobentos taksonų skaičių, atskirų makrozoobentos grupių paplitimą tirtų upių atkarpose.

## LITERATŪRA

1. Ackerman J. D. 1999. The effect of velocity on the filter feeding of zebra mussels (*Dreissena polymorpha* and *D. bugensis*): Implications for Trophic Dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 56. P. 1551–1561.
2. Arbačiauskas K., Gaigalis K., Šmitienė A., Višinskienė G. 2004. Klimato, hidrologinių ir hidrocheminių veiksnių poveikis Graistupio upelio bentofaunai. *Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos žemės ūkio universiteto vandens ūkio instituto mokslo darbai*. Nr. 27(47). P. 38–44.
3. Arscott D. B., Keller B., Tockner K., Ward J. V. 2003. Habitat structure and Trichoptera diversity in two headwater flood plains, N. E. Italy. *International Review of Hydrobiology*. Vol. 88. No. 3–4. P. 255–273.
4. Bernotienė R., Višinskienė G. 2008. Bentosinių bestuburių pasiskirstymo ypatumai Neries ir Šventosios upių intakuose. *Žuvininkystė Lietuvoje*. T. VIII. P. 207–217.
5. Bis B., Zdanowicz A., Zalewski M. 2000. Effect of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia*. Vol. 422(423). P. 369–387.
6. Camargo J. A., Voelz N. J. 1998. Biotic and abiotic changes along the recovery gradient of two impounded rivers with different impoundment use. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 50. P. 143–158.
7. Chapman L. J., Chapman C. A. 2002. Tropical forest degradation and aquatic ecosystems: our current state and knowledge. In: M. J. Collares-Pereira, I. G. Cowx, M. M. Coelho (Eds.). *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future*. Blackwell, Oxford: Fishing News Books. P. 235–249.
8. Couceiro S. R. M., Hamada N., Lur S. L. B., et al. 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas. *Brazilian Hydrobiologia*. Vol. 575. P. 271–284.
9. Czachorowski S., Pietrzak L. 2003. *Klucz do oznaczania rodzin chruścików (Trichoptera) występujących w Polsce*. Olsztyn: Mantis.
10. Deathl R. G., Winterbourn M. J. 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. *Ecology*. Vol. 76. P. 1446–1460.
11. Friberg N., Milner A. M., Svendsen L. M., et al. 2001. Macroinvertebrate stream communities along regional and physico-chemical gradients in Western Greenland. *Freshwater Biology*. Vol. 46. P. 1753–1764.
12. Fruget J. F., Dessaix J. 2001. Biodiversity of macroinvertebrate communities as descriptor of

- hydraulic variability: the Middle Rhône River. *Revue des Sciences de l'Eau*. Vol. 15(1). P. 209–221.
13. Gailiušis B., Jablonskis J., Kovalenkoviėnė M. 2001. *Lietuvos upės. Hidrografija ir nuotėkis*. Kaunas: Lietuvos energetikos institutas. 792 p.
  14. Horne A. J. 2003. *Wetlands and Rivers: Ecology and Management, CE 118 Class Reader*. Berkeley, USA: Department of Civil and Environmental Engineering, University of California.
  15. Kasangaki A., Chapman L. J., Balirwa J. 2008. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwater Biology*. Vol. 53. P. 681–697.
  16. Kennedy T. L., Turner T. F. 2011. River channelization reduces nutrient flow and macroinvertebrate diversity at the aquatic terrestrial transition zone. *Ecosphere*. Vol. 2(3). P. 1–13.
  17. Kerans B. L., Karr J. R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*. Vol. 4. P. 768–785.
  18. Kleemola S., Söderman G. 1993. *Manual for Integrated Monitoring. Programme Phase 1993–1996. Hydrobiology of Streams*. Helsinki: National Board of Water and the Environment. P. 67–68.
  19. Lietuvos standartai. 2010. Paviršinių vandens telkinių būklės nustatymo metodika. *Valstybės žinios*. No. 29-1363. P. 99–109.
  20. Lods-Crozet B., Castella E., Cambin D., et al. 2001. Macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in a Swiss glacial stream. *Freshwater Biology*. Vol. 46. No. 12. P. 1641–1661.
  21. Maziliauskas A., Baublys R., Gegužis R. 2011. Deformaciniai procesai sureguliuotų upių vagose. *Vandens ūkio inžinerija*. Vol. 39(59). P. 5–13.
  22. Maxted J. R., Barbour M. T., Gerritsen J., et al. 2000. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*. Vol. 19. P. 128–144.
  23. Milner A. M., Taylor R. C., Winterbourn M. J. 2001. Longitudinal distribution of macroinvertebrates in two glacier-fed New Zealand rivers. *Freshwater Biology*. Vol. 46. P. 1765–1775.
  24. Negishi J. N., Negishi M., Inone M., Nunokawa M. 2002. Effects of channelization on stream habitat in relation to a spate and flow refugia for macroinvertebrates in Northern Japan. *Freshwater Biology*. Vol. 47. P. 1515–1529.
  25. *Opređelitel' presnovodnykh bezpozvonochnykh Rossii (plankton i bentos)*. 1977. Pod. red. L. A. Kutikovoy i Ya. I. Starobogatoba. Leningrad: Gidrometeoizdat.
  26. *Opređelitel' presnovodnykh bezpozvonochnykh Rossii i sopredelnykh teritoriy*. Sankt-Peterburg: Nauka. 1997. T. 3; 1999. T. 4; 2001. T. 5.
  27. Pankratova B. YA. 1959. Fauna lichinok tendipedid (khironomid) vodomov baseyna reki Venty. *Rybnoe khozyaystvo vnutrennikh vodoemov Latv. SSR*. Riga. S. 181–197.
  28. Pankratova B. YA. 1970. *Lichinki i kukolki komarov podsemeystvo Orthocladiinae fauny SSSR (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae)*. Leningrad: Nauka.
  29. Pankratova B. YA. 1977. *Lichinki i kukolki komarov podsemeystvo Podonominae i Tanypodinae fauny SSSR (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae)*. Leningrad: Nauka.
  30. Pankratova B. YA. 1983. *Lichinki i kukolki komarov podsemeystvo Chironominae fauny SSSR (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae)*. Leningrad: Nauka.
  31. Pastuchova Z. 2006. Macroinvertebrate assemblages in conditions of low-discharge streams of the Cerová vrhovina highland in Slovakia. *Limnologica*. Vol. 36. P. 241–250.
  32. Pliūraitė V. 2007. Macroinvertebrate seasonal dynamics in the Vilnia river (Lithuania). *Acta hydrobiologica Lituanica*. Vol. 17(4). P. 299–312.
  33. Pliūraitė V., Kesminas V. 2010. Response of benthic macroinvertebrates to agricultural pollution and channelization in the Mūša river, Lithuania. *Fresenius Environmental Bulletin*. Vol. 19. No. 12a. P. 2929–2937.
  34. Rios S. L., Bailey R. C. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*. Vol. 553. P. 153–160.
  35. Rosenberg D. M., Resh V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: D. M. Rosenberg, V. H. Resh (Eds.). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman and Hall. P. 1–9.
  36. Sandin L., Johnson R. K. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia*. Vol. 422/423. P. 233–243.
  37. Smiley P. C. Jr., Dibble E. D. 2008. Influence of spatial resolution on assessing channelization impacts on fish and macroinvertebrate communities in a warm water stream in the southeastern United States. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 138. P. 17–29.
  38. Šivickis P. 1960. *Lietuvos moliuskai ir jų apibūdinimas*. Vilnius.
  39. Vannote R. I., Sweeney B. W. 1980. Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *American Naturalist*. Vol. 115. P. 667–695.
  40. Vieira N. K. M., Clements W. H., Guevara L. S., Jacobs B. F. 2004. Resistance and resilience of stream insect communities to repeated hydrological

- disturbance after a wildfire. *Freshwater Biology*. Vol. 49. P. 1243–1259.
41. Virbickas T., Pliūraitė V., Kesminas V. 2011. Impact of agricultural land use on macroinvertebrate fauna in the Nevėžis River (Nemunas basin, Lithuania). *Polish Journal of Environmental Studies*. Vol. 20. No. 5. P. 1327–1334.
  42. Ward J. V. 1986. Altitudinal zonation in a Rocky Mountain stream. *Archiv für Hydrobiologie*. Suppl. Vol. 74. P. 133–199.
  43. Wildhaber M. L., Schmitt C. S. 1998. Indices of benthic community tolerance in contaminated great lakes sediments: Relations with sediment contaminant concentrations, sediment toxicity and the sediment quality triad. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 49. P. 23–49.
  44. Wiley M. J., Kochler S. L., Seelbach P. W. 1997. Reconciling landscape and local views of aquatic communities: lessons from Michigan trout streams. *Freshwater Biology*. Vol. 37. P. 133–148.

Ramūnas Gegužis

#### BENTHIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES IN NATURAL AND CHANNELIZED SITES OF MERKYS RIVER BASIN STREAMS

##### Summary

The present study contains the results of an investigation of the abundance and taxonomic composition of benthic macrofauna, collected in natural and straightened sites of 3 streams of the basin of the Merkys River. The current velocity, water discharge, riverbed overgrowth with plants and direct sun pass were highest in the natural sites of the investigated streams and lowest in the straightened sites of the investigated streams. A total of 72 macroinvertebrate taxa belonging to 48 families were identified in the investigated sites of the streams. 18 macroinvertebrate taxa were found only in the natural sites in the forest of the investigated streams and 7 were found in the straightened sites of the investigated rivers. The data obtained showed that the total taxon number and EPT taxon number of macroinvertebrates in the same stream natural sites in the forest were higher than those in the straightened stream sites. Caddisflies *Brachycentrus maculatus* dominated in the natural sites of the streams Spengla and Amarnia, chironomids *Cricotopus algarum* dominated in the straightened sites of all investigated streams. It was shown that the total abundance of macroinvertebrates in the natural sites in the forest of the investigated streams was significantly higher in comparison with the straightened sites in the field. The highest total abundance of macroinvertebrates was determined in the natural site in the forest of the stream Spengla ( $4\,180 \pm 45 \text{ ind.m}^{-2}$ ) and the lowest abundance was found in the straightened site in the field of the stream Grūda ( $640 \pm 17 \text{ ind.m}^{-2}$ ). The data of this investigation showed that the abundance of mayflies (Ephemeroptera), caddisflies (Trichoptera), EPT was significantly higher in the natural sites in the forest of the investigated streams, while the percentage of pollution-tolerant Chironomidae was higher in the straightened sites in the field of the streams Spengla and Amarnia.

**Key words:** macroinvertebrate, natural, straightened sites, streams