

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA
ODDELEK ZA BIOLOGIJO

Maja SEVER

**VPLIV HIDROLOŠKIH ZNAČILNOSTI NA ZDRUŽBO VODNIH
NEVRETENČARJEV**

DIPLOMSKO DELO

Univerzitetni študij

**INFLUENCE OF HYDROLOGICAL CHARACTERISTICS ON
BENTHIC INVERTEBRATES ASSEMBLAGE**

GRADUATION THESIS

University studies

Ljubljana, 2007

Diplomsko delo je zaključek Univerzitetnega študija biologije. Opravljeno je bilo na Biotehniški fakulteti, Oddelku za biologijo, Katedri za ekologijo in varstvo okolja, kjer so bile v laboratoriju izvedene kemijske analize in biološka obdelava vzorcev.

Študijska komisija Oddelka za biologijo je za mentorja diplomskega dela imenovala prof. dr. Mihaela J. Tomana.

Komisija za oceno in zagovor:

predsednik: doc. dr. Gorazd Urbanič
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
član: prof. dr. Mihael J. Toman
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
član: prof. dr. Ivan Kos
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo

Datum zagovora: 24. 9. 2007

Naloga je rezultat lastnega raziskovalnega dela.

Podpisana se strinjam z objavo svoje naloge v polnem tekstu na spletni strani Digitalne knjižnice Biotehniške fakultete. Izjavljam, da je naloga, ki sem jo oddala v elektronski obliki, identična tiskani verziji.

Maja Sever

KLJUČNA INFORMACIJSKA DOKUMENTACIJA

ŠD	Dn
DK	591.9:556.56:592(497.4Ščavnica)(043.2)=863
KG	veliki vodni nevretenčarji/hidrološke značilnosti/Ščavnica
KK	
AV	SEVER, Maja
SA	TOMAN, Mihael J. (mentor)
KZ	SI-1001 Ljubljana, Večna pot 111
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
LI	2007
IN	VPLIV HIDROLOŠKIH ZNAČILNOSTI NA ZDRUŽBO VODNIH NEVREtenČARJEV
TD	Diplomsko delo (univerzitetni študij)
OP	IX, 84 str., 12 pregl., 49. sl.
IJ	sl
JI	sl/en
AI	Raziskava je potekala v kanaliziranem delu reke Ščavnice. Z vzorčenjem vodnih nevretenčarjev smo pričeli 7.9.2001, 12 ur za tem, ko se je po enomesečni suši v strugi ponovno vzpostavil vodni tok. Nato smo vzorčili vsak mesec ločeno tolmun in brzico do septembra 2002. Ob vsakem vzorčenju smo izmerili tudi nekatere hidrološke, fizikalne in kemijske parametre. Skupno smo ugotovili 153 taksonov, 92 taksonov smo določili v tolmunu, 143 taksonov v brzici. V prvem vzorcu, ki smo ga nabrali 12 ur po tem, ko je voda ponovno začela teči, smo po pričakovanjih našli malo osebkov (99) in malo taksonov (10), iz česar sklepamo, da je bilo malo taksonov sposobnih preživeti sušno obdobje znotraj vodotoka. Najvišje število taksonov (76) smo ugotovili aprila. Diverziteteta je bila večino časa naše raziskave višja v brzici kot v tolmunu. V brzici smo ugotovili višje število in številčnost taksonov kot v tolmunu, toda večjo stalnost taksonov v tolmunu kot v brzici. Za pojasnjevanje odnosov med združbo vodnih nevretenčarjev in hidrološkimi spremenljivkami smo uporabili multivariatno statistično metodo CCA. Ugotovili smo, da so vzorci tolmana v pozitivni odvisnosti s spremenljivkami največja izmerjena globina, površina vzorčnega odseka in število dni od suše, vzorci brzice pa s hitrostjo vode na površini, padavinami, številom dni od ledu in pretokom vode. Za vrednotenje obremenjenosti reke z organskimi snovmi smo uporabili saprobni indeks SIG3, čigar vrednosti za naš tip vodotoka (SI_11PN_gric_1) spadajo v razrede kakovosti dobro stanje, slabo stanje in zelo slabo stanje. Vpliva suše na kakovost vode nismo opazili.

KEYWORDS DOCUMENTATION

ND Dn
DC 591.9:556.56:592(497.4Ščavnica)(043.2)=863
CX benthic invertebrates/ hydrological characteristics/Ščavnica
CC
AU SEVER, Maja
AA TOMAN, Mihael J. (supervisor)
PP SI-1001 Ljubljana, Večna pot 111
PB University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Department of Biology
PY 2007
TI INFLUENCE OF HYDROLOGICAL CHARACTERISTICS ON BENTHIC
INVERTEBRATES ASSEMBLAGE
DT Graduation thesis, University studies
NO IX, 84 p., 12 tab., 49 fig.
LA sl
AL sl/en
AB The research was performed in the canalized section of the River Ščavnica. Sampling of benthic invertebrates was performed on 7 September 2001, after one month of drought, 12 hours after reestablishment of the water current. Later on, biological samples and some hydrological, physical and chemical measurements were taken once a month, separately in the riffle and pool section, until September 2002. Throughout our research we determined 153 taxa, 92 in the pool and 143 in the riffle. As expected, the first sample contained few individuals (99) and taxa (10), thus we presume that only few taxa were able to survive the drought in the river environment. The highest number of taxa (76) was determined in April. In the riffle, we determined higher number and abundance of taxa and lower constancy of taxa in comparison to the pool. We used multivariate statistical method CCA for evaluating the relationships between benthic invertebrates community and hydrological variables, We came to the conclusion that the pool samples positively correlate to highest depth, sampling section surface and number of days from the drought on the one hand and the riffle samples to current velocity on water surface, rainfalls, number of days from ice cover and discharge on the other hand. For evaluation of organic pollution we used saprobic index SIG3, whose values showed good, bad and very bad water quality. We didn't notice any influence of drought on water quality.

KAZALO VSEBINE

KLJUČNA INFORMACIJSKA DOKUMENTACIJA	III
KEYWORDS DOCUMENTATION	IV
KAZALO PREGLEDNIC	VII
KAZALO SLIK	VIII
1 UVOD	1
2 PREGLED OBJAV	3
2.1 Osnovne značilnosti vodotokov	3
2.2 Tolmun in brzica	5
2.3 Vodni nevretenčarji	5
2.3.1 Dejavniki, ki vplivajo na združbo vodnih nevretenčarjev	6
2.3.1.1 Dejavniki, ki vplivajo na združbo vodnih nevretenčarjev tolmuna in brzice	7
2.4 Hidrološki dejavniki	8
2.5 Spremembe hidroloških razmer: suša	8
2.5.1 Vpliv suše na združbo vodnih nevretenčarjev	9
2.6 Obremenitve vodotokov	11
2.7 Vrednotenje ekološkega stanja	11
2.8 Vpliv in pomen klime	13
2.8.1 Vpliv klime na biodiverzitetu	13
2.8.2 Klimatske spremembe	14
2.9 Pokrajinske značilnosti	14
2.9.1 Panonski svet	14
2.9.2 Slovenske gorice	14
2.9.3 Reka Ščavnica	15
3 MATERIAL IN METODE	17
3.1 Raziskovalno območje	17
3.2 Vzorčenje vodnih nevretenčarjev in obdelava vzorcev	18
3.3 Abiotski parametri	18
3.3.1 Hidromorfološke meritve	18
3.3.2 Fizikalne in kemijske meritve	19
3.4 Določitev spremenljivk časa	20
3.5 Biotske metrike	20
3.5.1 Klasterska analiza podatkov	22
3.5.2 Kanonična analiza	23

4	REZULTATI.....	26
4.1	Opis vzorčnih mest:	26
4.1.1	Tolmun	26
4.1.2	Brzica.....	28
4.2	Rezultati hidroloških ter fizikalnih in kemijskih meritev	29
4.3	Rezultati bioloških analiz	38
5	RAZPRAVA IN SKLEPI.....	64
5.1	Razprava	64
5.2	Sklepi.....	72
6	POVZETEK.....	74
7	VIRI	77

ZAHVALA

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1. Razvrstitev anorganskega substrata po velikosti delcev (AQEM consortium, 2002).....	19
Preglednica 2. Kode ki smo jih določili vzorcem glede na letni čas vzorčenja.	20
Preglednica 3. Prehranske skupine vodnih nevretenčarjev tekočih vod (Moog, 1995).....	21
Preglednica 4. Mejne saprobne vrednosti SIG3 za 5 razredov ekološkega stanja za tip vodotoka SI_11PN_gric_1 (Urbanič in sod. 2006).....	22
Preglednica 5. Seznam okoljskih in časovnih spremenljivk vključenih v kanonično korespondenčno analizo.	23
Preglednica 6. Taksoni upoštevani v kanonični korespondenčni analizi in njihove oznake.....	23
Preglednica 7. Anorganski substrat v tolmu.....	27
Preglednica 8. Anorganski substrat v brzici.....	29
Preglednica 9. Seznam taksonov s podatki o številu osebkov na vzorčno enoto v tolmu.....	39
Preglednica 10. Seznam taksonov s podatki o številu osebkov na vzorčno enoto v brzici.....	43
Preglednica 11. Hidrološke in časovne spremenljivke in odstotek variance matrike vrst, ki jih te spremenljivke pojasnjujejo.....	60
Preglednica 12. Lastne vrednosti in kumulativni pojasnjeni odstotek variance taksonov za prve štiri kanonične osi ter korelacija med taksoni in hidrološkimi spremenljivkami za prve štiri kanonične osi.	60

KAZALO SLIK

Slika 1. Velikostne kategorije življenjskih okolij vodotokov in njihova obstojnost (Frissell in sod., 1986, cit. po Giller in Malmqvist, 1998:8)	4
Slika 2. Prikaz prečnega preseka vodotoka z značilnimi življenjskimi prostori (Giller in Malmqvist, 1998:11).....	5
Slika 3. Prikaz odnosov med znižanim vodnim tokom, kritičnimi mejami, rekolonizacijskimi mehanizmi in prostorsko-časovno zvezo v odnosu do vodnih nevretenčarjev v času suše (Boulton, 2003).....	10
Slika 4. Geomorfologija (fizična zgradba struge) in hidrologija (režim toka) skupaj predstavljata fizični habitat za rečne organizme. Predstavljata naravno vez med fizičnim okoljem in njegovimi prebivalci in sta zato uporabna pri ugotavljanju stanja rečnega sistema (Harper in sod., 1992, cit. po Maddock, 1999).....	12
Slika 5. Skica reke Ščavnice z označenimi nekaterimi kraji in vzorčnim mestom Lastomerci (Urbanič in sod., 2000).....	17
Slika 6. Vodostaj reke Ščavnice pri kraju Pristava v letu 2001 (vir ARSO).....	17
Slika 7. Shema razporeditve transektov v tolmunu in brzici.....	19
Slika 8. Vzorčno mesto Ščavnica Lastomerci, tolmun.....	26
Slika 9. Transekt 1- tolmun in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002.....	27
Slika 10. Transekt 2- tolmun in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002.....	27
Slika 11. Transekt 3- tolmun in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002 ter najnižji izmerjeni vodostaj iz dne 7.9.2001.....	27
Slika 12. Vzorčno mesto Ščavnica Lastomerci, brzica.....	28
Slika 13. Transekt 1-brzica in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002.....	28
Slika 14. Transekt 2-brzica in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002 in najnižji izmerjeni vodostaj iz dne 7.9.2001.....	29
Slika 15. Transekt 3-brzica in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002.....	29
Slika 16. Hitrost vodnega toka na površini v tolmunu in v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.....	30
Slika 17. Površina vzorčnega odseka tolmana in brzice od septembra 2001 do septembra 2002.....	30
Slika 18. Temperatura vode od septembra 2001 do septembra 2002.....	31
Slika 19. Električna prevodnost vode od septembra 2001 do septembra 2002.....	31
Slika 20. pH vode od septembra 2001 do septembra 2002.....	32
Slika 21. Nasičenost vode s kisikom in koncentracija raztopljenega kisika v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.....	32
Slika 22. Koncentracija orto-fosfatov v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.....	33
Slika 23. Koncentracija nitratov v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.....	33
Slika 24. Odstotek organske in anorganske snovi v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.....	34
Slika 25. Količina organske in anorganske snovi v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.....	35
Slika 26. Odstotek organske in anorganske snovi obrasti v tolmunu od septembra 2001 do septembra 2002.....	35
Slika 27. Odstotek organske in anorganske snovi obrasti v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.....	36

Slika 28. Količina organske, anorganske in suhe snovi obrasti v tolmu od septembra 2001 do septembra 2002.	37
Slika 29. Količina organske, anorganske in suhe snovi obrasti v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.	37
Slika 30. Število taksonov v tolmu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002.	48
Slika 31. Število osebkov na m ² v tolmu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002.	49
Slika 32. Soodvisnost med številom osebkov/m ² in površino vzorčnega odseka.	49
Slika 33. Soodvisnost med številom osebkov/m ² in pretokom (m ³ /s).	50
Slika 34. Odstotek taksonov skupno v tolmu in brzici od septembra 2001 do septembra 2002.	51
Slika 35. Odstotek taksonov v tolmu od septembra 2001 do septembra 2002.	51
Slika 36. Odstotek taksonov v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.	52
Slika 37. Številčnost taksonov skupno v tolmu in brzici od septembra 2001 do septembra 2002.	53
Slika 38. Številčnost taksonov v tolmu od septembra 2001 do septembra 2002.	53
Slika 39. Številčnost taksonov v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.	54
Slika 40. Vrednosti Shannon-Wiener indeksa v tolmu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002.	54
Slika 41. Vrednosti stalnosti vrst v tolmu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002.	55
Slika 42. Vrednosti saprobnega indeksa SIG3 v tolmu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002. S črtami so označene meje razredov kakovosti stanja.	56
Slika 43. Odstotki prehranskih skupin skupno v tolmu in brzici od septembra 2001 do septembra 2002.	57
Slika 44. Odstotki prehranskih skupin v tolmu od septembra 2001 do septembra 2002.	57
Slika 45. Odstotki prehranskih skupin v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.	58
Slika 46. Dendrogram vzorcev tolma in brzice na podlagi Bray-Curtisovega indeksa podobnosti.	59
Slika 47. F1 x F2 ravnina CCA ordinacijskega diagrama z vzorci tolma in brzice (točke) in s hidrološkimi spremenljivkami (črte).	61
Slika 48. F1 x F2 ravnina CCA ordinacijskega diagrama s taksoni, ki so se pojavili najmanj v treh vzorcih (trikotniki) (glej sliko 49) in s hidrološkimi spremenljivkami (črte). Oznake taksonov so v preglednici 5.	62
Slika 49. F1 x F2 ravnina CCA ordinacijskega diagrama s taksoni, ki so bili prisotni v najmanj treh vzorcih (trikotniki). Oznake taksonov so v preglednici 5.	63

1 UVOD

Človek je neločljivo povezan z vodo in vodnim okoljem in zato je njegov vpliv na vodno okolje neizogiben. Z vedno večjim poseganjem človeka v vodno okolje se povečujejo tudi negativni učinki, ki se kažejo kot npr. onesnaženje pitne vode, suše in poplave. Z regulacijami rečnih strug je človek povzročil zmanjševanje števila poplav in naraščanje števila nizkih vodostajev. Umetno povzročena osušitev za rečne organizme pomeni stres oz. jih lahko celo izloči iz tega vodnega okolja. Nekatere skupine organizmov izsušitev bolj prizadene kot druge, odvisno od narave njihovih prilagoditev in od intenzivnosti suše (Lake, 2003).

Vodni nevretenčarji so že dolgo časa deležni velike pozornosti v študijah ekosistemov tekočih vod in so tudi najbolj proučevana skupina organizmov tekočih vod. Predmet številnih raziskav so odnosi med zgradbo združbe vodnih nevretenčarjev in dejavniki okolja. Vodni nevretenčarji odražajo celotne ekološke razmere posameznega odseka vodotoka in so zato dobri indikatorji organskega onesnaževanja, kot tudi različnih stresov. Nekateri med njimi imajo specifične ekološke zahteve in so zato primerni kot bioindikatorji razmer v okolju. S spremembami v vodnem okolju pride tudi do spreminjanja v sestavu združbe vodnih nevretenčarjev. Opazimo lahko spremembe v taksonskem sestavu združbe, številčnosti taksonov, številu osebkov in deležih prehranskih skupin.

V naši raziskavi nas je zanimalo, kakšen vpliv imajo hidrološke značilnosti vodotoka na združbo vodnih nevretenčarjev. Hidrološki režim in zgradba rečne struge oblikujeta življenjski prostor za vodne organizme in sta naravna vez med fizičnim vodnim okoljem in njegovimi prebivalci. V mnogih raziskavah je bilo ugotovljeno, da imata poleg ostalih spremenljivk tudi hitrost vodnega toka in stalnost toka neposreden vpliv na združbo vodnih nevretenčarjev. Namen naše naloge je bil ugotoviti, kakšen je vpliv zmanjšanje oz. prenehanje vodnega toka za določen čas na združbo vodnih nevretenčarjev, kakšna je sezonska dinamika združbe in kakšne so razlike med združbama tolmuha in brzice.

Raziskava je potekala v reki Ščavnici, ki leži v severovzhodnem delu Slovenije, v pokrajini Slovenske gorice in je z 273 km² razvodja drugi največji pritok v reko Muro. Slovenske gorice so tradicionalna kmetijska pokrajina in za območje ob reki je značilen visok delež njiv, travnikov in pašnikov. Odsek reke, kjer so potekale naše raziskave, spada v del reke, ki je bil v preteklosti zaradi poplavljanja reke antropogeno spremenjen s kanaliziranjem struge. Vzorčenja vodnih nevretenčarjev so potekala ločeno v tolmuha in brzici, mesečno, preko celega leta. Ob vsakem vzorčenju smo izmerili tudi nekatere hidrološke, fizikalne in kemijske parametre, ki so potrebni za razlago rezultatov biološke analize. Z raziskavo smo pričeli meseca septembra 2001, 12 ur za tem, ko se je po enomesečni suši v strugi ponovno

vzpostavil vodni tok, in jo končali septembra 2002. Decembra in januarja vzorčenj in meritev nismo opravili, ker je bila struga reke prekrita z ledom.

Naše hipoteze so, da hidrološke značilnosti vplivajo na združbo vodnih nevretenčarjev, da se združba vodnih nevretenčarjev sezonsko spreminja in da je združba vodnih nevretenčarjev drugačna v tolmunu kot v brzici.

2 PREGLED OBJAV

2.1 Osnovne značilnosti vodotokov

Začetek vodotoka je izvir, to je mesto, kjer podtalnica prihaja na površino (Tarman, 1992). Vodni tok izoblikuje strugo, ki jo obdajata bregova, ki sta lahko poraščena z obrežno vegetacijo, nadaljujeta pa se v obvodni prostor ali kontaktno cono. Konec vodotoka je območje, kjer se voda izliva v drug vodotok, morje, jezero ali močvirje in ga imenujemo ustje ali izliv (Urbanič, 2004). Posebnost tekočih vod je bolj ali manj hiter tok vode, ki bistveno vpliva tudi na druge abiotske parametre in sestav združb (Tarman, 1992). Na količino vode v vodotoku vplivajo: vremenske razmere, tip in razvoj podlage po kateri reka teče, vegetacija, nagnjenost terena, lastnosti podtalnice in drugi lokalni dejavniki (Giller in Malmqvist, 1998).

Giller in Malmqvist (1998) vodotoke razlikujeta od ostalih okolij po osmih značilnostih;

- (1) enosmernost vodnega toka (od izvira proti izlivu),
- (2) linearna oblikovanost,
- (3) nestabilnost usedlin in struktura usedlin,
- (4) odprtost ekosistema,
- (5) visoka stopnja prostorske in časovne heterogenosti,
- (6) hierarhična strukturiranost vodotoka,
- (7) hidrološka različnost vodotokov in
- (8) prilagoditve organizmov na življenje v tekočih vodah.

Vodotoke ali tekoča vodna telesa delimo, glede na količino izvirajoče vode, na potoke ($< 20 \text{ m}^3/\text{s}$) in reke ($> 20 \text{ m}^3/\text{s}$), za reke s pretokom večjim od $2000 \text{ m}^3/\text{s}$ pa uporabljamo tudi izraz veletok (Urbanič, 2004). Glede na vodnatost ločimo dva tipa vodotokov: **stalne**, ki imajo stalno vodo in **občasne**, ki so občasno brez vode. V nasprotju s stalnimi vodotoki se deli občasnih vodotokov posušijo in pogosto ostanejo samo tolmeni, ki so med sabo povezani le s podtalnim tokom (Giller in Malmqvist, 1998).

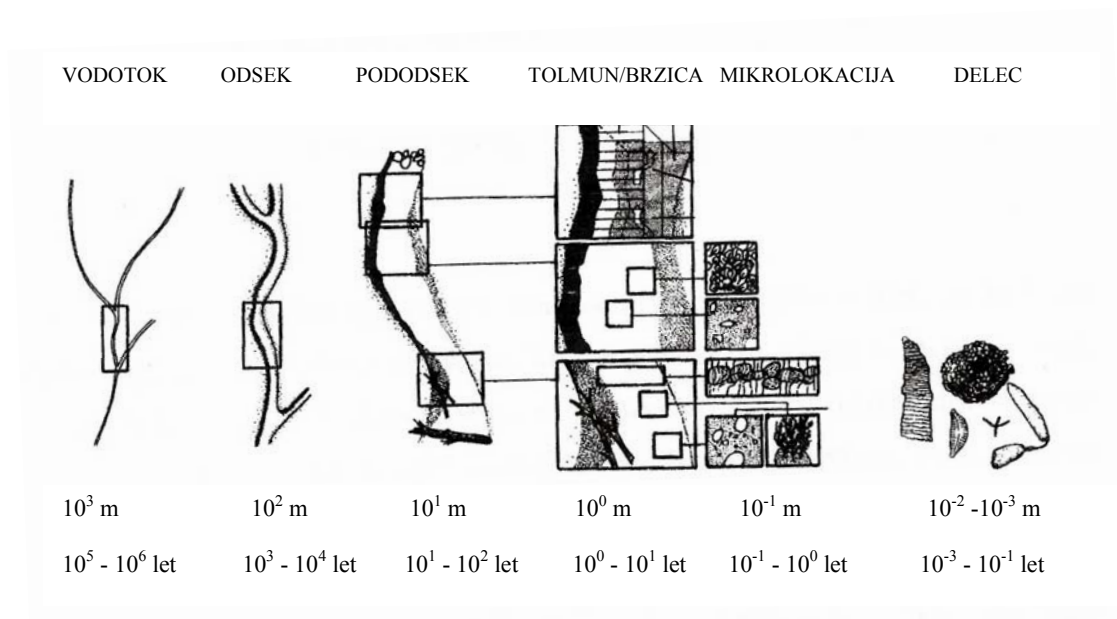
Vodotoke lahko delimo tudi na podlagi rečnega režima, ki pomeni redno povprečno spreminjanje vodostaja med letom. Razlikujemo tri temeljne skupine rečnih režimov (Kunaver in sod., 1997):

- Enostavni rečni režim: na nihanje vodostaja vpliva samo en podnebni dejavnik, zato imajo take reke visoke vodostaje le enkrat na leto. Razlikujemo ledeniški (glacialni), snežni (nivalni) in dežni (pluvialni) rečni režim.
- Mešani rečni režim: na vodostaj reke vplivata dva klimatska dejavnika, zato imajo take reke dvakrat na leto visoke in nizke vodostaje. Razlikujemo snežno-dežni (nivalno-pluvialni) in dežno-snežni (pluvialno-nivalni) rečni režim.

- **Kombinirani rečni režim:** značilen je za večje reke, pri katerih se ob toku navzdol spreminjajo reliefne in klimatske razmere. Pri takih rekah se spreminja rečni režim tudi zaradi pritokov.

V vodotoku se okolja različno hitro spreminjajo, zato so nekateri avtorji (Minshall, 1988; Giller in Malmqvist, 1998) poudarili hierarhično organiziranost rečnih sistemov. Glede na velikost okolja, njegovo obstojnost in vpliv motenj so določili različno število prostorsko-časovnih kategorij (Frissell in sod. 1986; Minshall, 1988; Giller in Malmqvist, 1998). V ekologiji se najpogosteje uporablja razdelitev, ki so jo podali Frissell in sod. (1986). Kategorije, ki so jih določili, so:

- delec,
- mikrolokacija,
- tolmun/brzica,
- pododsek,
- odsek in
- vodotok.

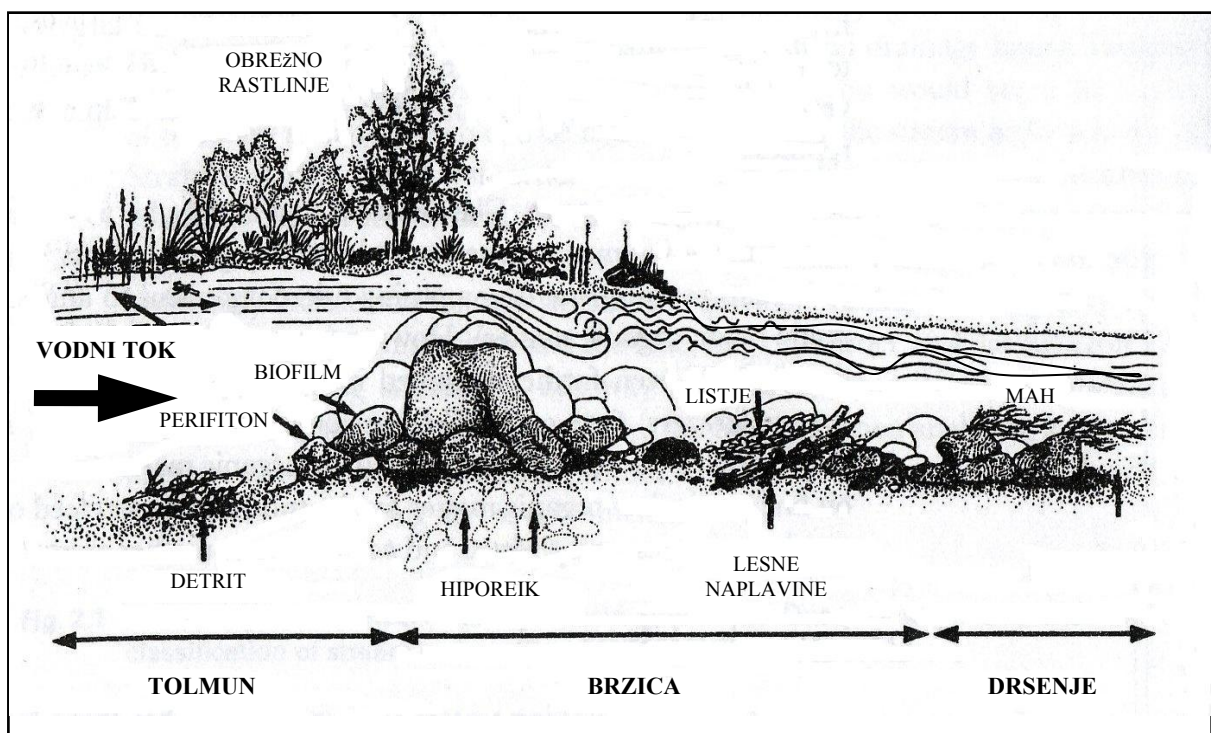


Slika 1. Velikostne kategorije življenjskih okolij vodotokov in njihova obstojnost (Frissell in sod., 1986, cit. po Giller in Malmqvist, 1998:8)

Razdelitev življenjskih okolij v vodotoku na različne kategorije pomaga pri ugotavljanju vplivov ekoloških dejavnikov na organizme.

2.2 Tolmun in brzica

Tolmun in brzica sta dva najbolj očitna naravna življenjska prostora v rekah nižjega in srednjega reda (Carter in Fend, 2001). Gordon in sod. (1992) so definirali brzico kot del reke, ki ima nižjo vodno gladino, hitrejši vodni tok, vsebuje bolj grob material in ima bolj pravokoten profil struge kot tolmun, ki je del reke z višjo vodno gladino, počasnejšim vodnim tokom, vsebuje finejši material in ima bolj asimetričen profil struge (cit. po Carter in Fend, 2001). Iz ekološkega stališča so Kerans in sod. (1992) predlagali vzorčenje obeh življenjskih prostorov v študijah biomonitoringa tekočih voda.



Slika 2. Prikaz prečnega preseka vodotoka z značilnimi življenjskimi prostori (Giller in Malmqvist, 1998:11).

2.3 Vodni nevretenčarji

Združba vodnih nevretenčarjev (tudi veliki vodni nevretenčarji, makroinvertebrati, bentoški nevretenčarji, veliki bentoški nevretenčarji) je umetno opredeljena skupina in jo po definiciji predstavljajo tisti vodni nevretenčarji, ki pri vzorčenju ostanejo v mreži z odprtinami 0,5 x 0,5 mm. Običajno so to organizmi, večji od 1 mm, vidni s prostim očesom. Taksonomsko je to zelo raznolika skupina, najznačilnejši taksoni so vrtničarji (Turbellaria), polži (Gastropoda), školjke (Bivalvia), maloščetinci (Oligochaeta), pijavke (Hirudinea), postrance (Amphipoda), enakonožci (Isopoda), enodnevnice (Ephemeroptera), vrbnice (Plecoptera), kačji pastirji (Odonata), hrošči (Coleoptera), mladoletnice (Trichoptera) in dvokrilci (Diptera) (Urbanič, Toman, 2003). Vodni

nevretenčarji so najboljše proučevana skupina organizmov v tekočih vodah in na osnovi znanj, ki jih imamo danes, lahko rečemo, da so najbolj raznolika skupina organizmov in da imajo zelo pomembno vlogo v delovanju lotičnih sistemov (Giller in Malmqvist, 1998). Združba se spreminja sezonsko in tudi prostorsko znotraj reke (Matthews in sod., 1991).

Heynes (1970) razlikuje tri glavne tipe življenjskih ciklov vodnih nevretenčarjev v vodotokih zmernih klimatov (cit. po Giller in Malmqvist, 1998):

- (1) Počasni sezonski cikel: kaže različne spremembe v velikosti razporeditve v času. Jajca se lahko izležejo zelo kmalu, toda razvoj do zrelosti lahko traja skoraj eno leto. Pogost je v hladnih vodotokih. Značilen je za številne vrbnice, enodnevnice, mladoletnice.
- (2) Hitri sezonski cikel: zanj je značilna hitra rast, ki ji sledi dolga diapavza v fazi jajca ali larve. Tak cikel imajo npr. rod enodnevnice *Baetis* in številni rodovi muh kijevk.
- (3) Nesezonski cikel: imajo ga živali, ki so v vodotokih prisotne čez celo leto, npr. rod mladoletnic *Rhyacophila*. Tak cikel je lahko posledica življenjske dobe, daljše od enega leta (npr. velike vrbnice), ali pa imajo taksoni prekrivajoče se generacije (npr. mehkužci).

2.3.1 Dejavniki, ki vplivajo na združbo vodnih nevretenčarjev

Ekološke razmere v tekočih vodah so odvisne od petih kompleksnih dejavnikov: hidrologije, morfologije, fizikalnih in kemijskih dejavnikov ter bioloških dejavnikov, ki so med seboj povezani v kompleksen sistem (Haidakker, 2004).

May (1984) je navedel dva splošna modela, ki pojasnjujeta heterogenost v razporeditvi organizmov v vodotoku (cit. po Borcard, 1992): (1) vpliv okoljskih spremenljivk (Whittaker, 1956; Bray in Curtis, 1957) in (2) odnosi med organizmi, npr. tekmovalnost (Conell, 1983; Schoener, 1983) ali plenilstvo (Langeland, 1982; Reinertsen in sod., 1986). Kadar so abiotski dejavniki tako močni, da je združba nenehno v neravnovesnem stanju, imajo biotski dejavniki manjšo vlogo (Giller in Malmqvist, 1998). Abiotski dejavniki vplivajo na populacije, ko je vodostaj visok, biološki dejavniki pa so bolj pomembni, ko je vodostaj nizek in so zatočišča lahko omejena (Cressa, 1998). Boulton in Lake (1992) sta ugotovila da so biotske interakcije, (kompeticija, plenilstvo, zajedalstvo in bolezni) verjetno pomembne pri regulaciji razporeditve in pogostosti vodnih nevretenčarjev. Pokazalo se je tudi, da ima plenilstvo rib velik vpliv na strukturo in populacijsko dinamiko združbe vodnih nevretenčarjev (npr. Gilinsky, 1984).

Okoljske spremenljivke, ki vplivajo na združbo vodnih nevretenčarjev, lahko razdelimo v dve skupini: (1) spremenljivke z neposrednim vplivom; te predstavljajo ekološke dejavnike vpliva na razporeditev vodnih nevretenčarjev, npr. temperatura (Illies in Botosaneanu, 1963; Vannote in Sweeney, 1980; Urbanič, 2004; Urbanič, 2006; Urbanič in Toman, 2007), hitrost vodnega toka (Statzner in Higler, 1986; Higler in Verdonschot, 1992), onesnaženje (Zamora-Munoz in Alba-Tercedor, 1996; Dohet, 1999), geologija (Urbanič, 2004), stalnost

toka (Verdonschot, 1995; Smith in Wood, 2002; Urbanič, 2004; Urbanič, 2006; Urbanič in Toman, 2007) in substrat (npr. Minshall, 1984) in (2) spremenljivke s posrednim vplivom, ki vključujejo naklon (Higler in Verdonschot, 1992), nadmorsko višino (Marchant in sod., 1995), oddaljenost od izvira (Brönmark in sod., 1984), velikostni red vodotoka (Wiberg-Larsen in sod., 2000) in rabo zemljišč (Corcum, 1989; Collier in Quinn, 2001). Spremenljivke s posrednim vplivom običajno vključujejo več ekoloških dejavnikov, npr. spremenljivke oddaljenosti od izvira, nadmorske višine in velikostni red vodotoka so običajno povezane s hidrološkimi parametri in temperaturo in je zato vprašljivo, kateri dejavnik je tisti, ki dejansko vpliva na razporeditev organizmov. Ko želimo prepoznati ekološke dejavnike, ki vplivajo na razporeditev vodnih nevretenčarjev, moramo biti na to zelo pozorni (Urbanič in Toman, 2007). Urbanič (2004) je ugotovil, da največji delež variabilnosti združbe mladoletnic (Trichoptera) v vodotokih v panonskem območju Slovenije pojasnijo ekološki dejavniki: presihanje, geološke značilnosti prispevnega območja, substrat, globina vode in obremenjenost vodnega okolja z anorganskimi snovmi.

2.3.1.1 Dejavniki, ki vplivajo na združbo vodnih nevretenčarjev tolmana in brzice

Številne študije so pokazale značilne razlike v favni tolmana in brzice. Razlike so pripisovali številnim abiotskim dejavnikom, kot so razlika v velikosti substrata (Minshall in Minshall, 1977), heterogenost substrata (Percival in Whitehead, 1929), prisotnost organskih snovi (Rabeni in Minshall, 1977; Scullion in sod., 1982), intenziteta motenj (Brown in Brussock, 1991), pogostost motenj (McElravy in sod., 1989) in vpliv človeka (Kerans in sod., 1992).

Biotski dejavniki imajo večjo vlogo takrat, ko je družba v ravnotežnem stanju (Giller in Malmqvist, 1998). Predacija rib bolj vpliva na nevretenčarje v tolmunih, kot na nevretenčarje v brzicah, še posebej če je v tolmunu zaradi majhnosti substrata manj intersticijskih zatočišč (Brown in Brussock, 1991).

Raziskave, ki so preučevale primerjavo v bentoških združbah živali med brzicami in tolmuhi prodatih rek, so pokazale, da so diverziteta, število in biomasa višji na brzici kot v tolmuhi (npr. O'Connell in Campbell, 1953; Gauhin in sod., 1956). To je lahko posledica bolj ekstremnih razmer v prosti vodi v tolmuhi; obstaja večja verjetnost ekstremnih temperatur in nižjih vrednosti raztopljenega kisika v primerjavi s hiporeičnimi življenjskimi prostori v brzici (Boulton, 1989). Nasprotju, pa imajo nižinske reke s peščenim dnom bistveno višje število, biomaso in diverzitetu vodnih nevretenčarjev v tolmunih (McCulloch, 1986).

2.4 Hidrološki dejavniki

Hidrološki dejavniki vodotokov so globina, pretok, hitrost toka in tip toka. **Globino** merimo za določitev vodnatosti vodnih teles. V tekočih vodah lahko nizek vodostaj povzroči tok podtalnice v vodotok, medtem ko lahko visok vodostaj povzroča obraten tok, to je tok površinske vode v podtalnico (bogatenje podtalnice) (Urbanič in Toman, 2003).

Pretok vode v reki je mera za količino vode, ki se premika po rečni strugi čez določeno točko v enoti časa (m^3/s). Je v korelaciji s širino struge, globino vode, hitrostjo toka in substratom. Pretok narašča z naraščajočim številom pritokov, z naraščajočo globino in bolj gladkim substratom. Vpliv na pretok imajo tudi vremenske razmere: dež, sneg ali suša. Pretok sam ima manjši biološki vpliv kot pa hitrost toka in z njim povezane sile (vlečne, dvizne, strižne) na organizme (Giller in Malmqvist, 1998).

Na **hitrost vode** v vodotoku vplivajo naklon rečne struge, substrat in globina vode. Zmanjšuje se eksponentno z globino in je najnižja tik ob usedlinah (Giller in Malmqvist, 1998). Najvišja hitrost je tik pod površino v matici struge, proti bregovoma reke pa se zaradi trenja približuje vrednosti nič. Povprečna hitrost je bila določena empirično in je v večini vodotokov enaka hitrosti na 6/10 globine vode (Urbanič in Toman, 2003). Na območju, kjer je voda v stiku s substratom in do območja, ko le-ta nima več vpliva na hitrost vode, je ločilna plast in znotraj te plasti viskozna plast tik nad substratom (Gordon in sod., 1992). Z naraščanjem hitrosti se ta plast tanjša. Ko vodni tok naleti na oviro (kamen), na sprednji del kamna deluje vodni tok z vso silo, toda od vrha ovire proti zadnjemu delu se ustvari viskozna plast (Statzner in sod., 1988), za oviro je mrtvi kot, kjer vodnega toka ni in tu pride do odlaganja plavin.

Tok v naravni strugi je tridimenzionalen; vsak delec v vodi lahko potuje po toku navzdol, v stran ali napično. Pri enaki hitrosti sta lahko dva različna **tipa toka**, turbulenten ali pa laminaren, odvisno od globine in grobosti substrata na rečnem dnu (Giller in Malmqvist, 1998). Najbolj običajno se laminaren tok pojavi pri nizkih hitrostih, turbulenten pa pri višjih hitrostih in vsebuje kaotične vrtince v vseh smereh, ki prekinjajo miren laminaren tok in povzročijo mešanje vode, kar vpliva na temperaturo, kemizem in kisik ob substratu (Giller in Malmqvist, 1998).

2.5 Spremembe hidroloških razmer: suša

Tudi med hidrologi ne obstaja ena enotno sprejeta definicija suše (Gordon in sod., 1992). Humphries in Baldwin (2003) sta definirala sušo kot obdobje nepredvidljivega znižanja vodnega toka, ki je neobičajno v svojem trajanju, obsegu in intenziteti. Lake (2003) je razširil definicijo suše tako, da razlikuje med sezonsko sušo, ki se pojavi v določenih vodnih sistemih vsako leto kot obdobje nizkega toka in suprasedonsko sušo, ki ustreza

konvencionalni definiciji suše, ki se pojavi redkeje, ponavadi enkrat na deset in več let. Lake (2003) dokazuje, da morajo organizmi, ki doživijo kateregakoli od obeh tipov suše, imeti prilagoditve na pomanjkanje vode, kljub temu da jih te prilagoditve ne obvarujejo popolnoma pred stresom, ki ga suša predstavlja. Nekatere skupine organizmov so bolj prizadete kot druge, odvisno od narave njihove prilagoditve in od intenzivnosti suše.

Hidrološka suša (v nasprotju z npr. meteorološko, poljedelsko) je bolj povezana z vplivom periodičnosti pomanjkanja padavin na površino in odtokom vode v podtalnico kot pa s pomanjkanjem padavin (Wilhite, 2000).

Naravni tekoči vodni sistemi imajo tri smeri hidrološke povezanosti; longitudinalno, lateralno in vertikalno (Pringle, 2001 cit. po Lake, 2003). Povezave v sistemu so zaradi suše prekinjene (Lake, 2003). Po Lake (2003) obstajajo trije vzorci longitudinalnega izsuševanja rečnega sistema: izsuševanje po toku navzdol (Cooling in Boulton, 1993, Erman in Erman, 1995), izsuševanje izvira (Larimore in sod., 1959; Tramer, 1977) in izsuševanje srednjega dela rečnega sistema (Lake, 2003).

2.5.1 Vpliv suše na združbo vodnih nevretenčarjev

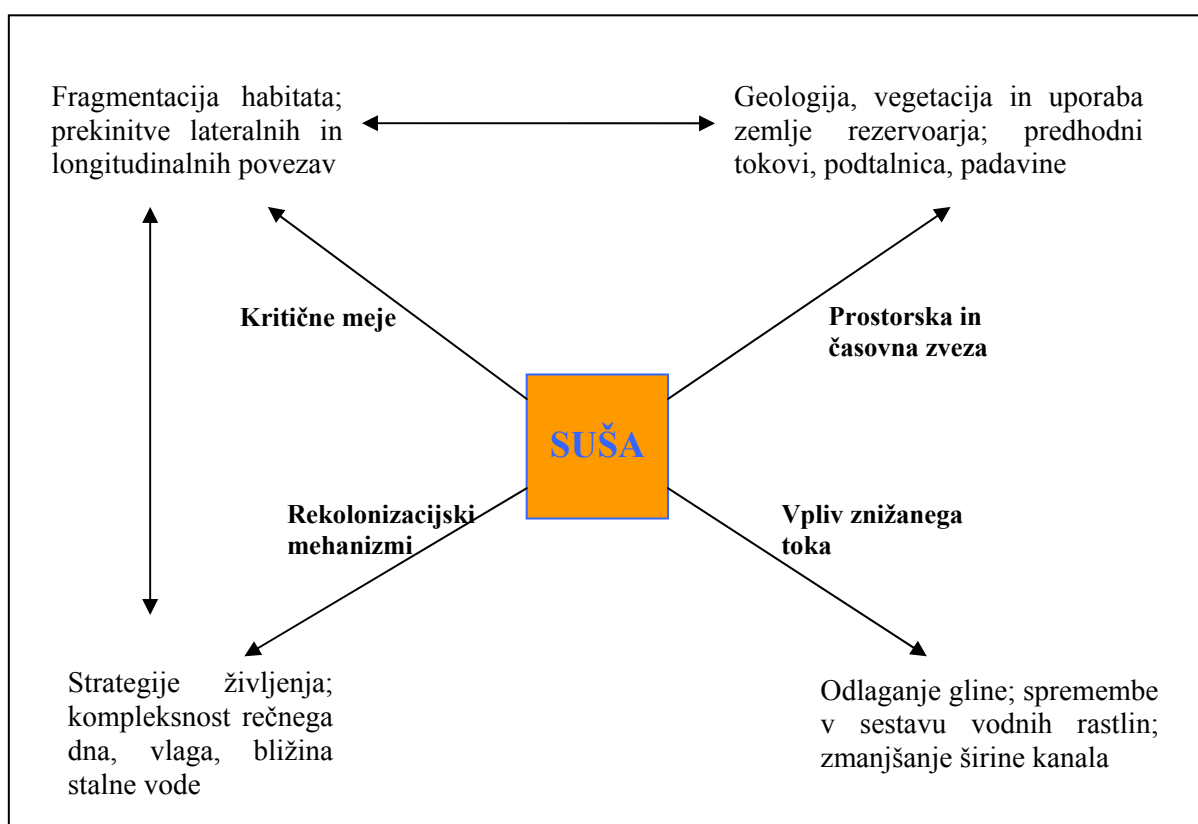
Suša ima lahko neposredne in posredne vplive na organizme. Neposredni so tisti, ki jih povzroči izguba vode in toka, zmanjševanje in preoblikovanje življenjskega prostora, posredni pa so spremembe v medvrstnih interakcijah, posebej plenjenju, kompeticiji in v lastnostih virov hrane (Lake, 2003).

Favno občasnih vodotokov delno sestavljajo generalisti, ki so pogosti v stalnih vodotokih in delno specialisti s posebnimi prilagoditvami, ki omogočajo začasno preživetje v nadomestnih življenjskih prostorih, npr. v hiporeiku, v ločenih tolmunih, ali pa v stadijih ki so odporni na sušo (Delucchi in Peckarsky, 1989). Npr. vrtinčarji in nekatere vrste muh kijevek preživijo neugodne razmere v obliki jajc (Giller in Malmqvist, 1998). Tudi v bolj nespremenljivih razmerah morajo vodne živali svoj življenjski cikel prilagoditi na sezonske spremembe v temperaturi, kisiku, višini vodostaja, in optimalno izkoristiti razmere za razvoj in razmnoževanje. Običajna so daljša obdobja v letu (običajno je to v času zime in poletja), ko so mnogi taksoni odsotni oz. so prisotni kot majhni osebki v obliki dormantnih jajc ali stadijih bube (Giller in Malmqvist, 1998).

Določene vrste imajo sposobnost hitre kolonizacije (npr. muhe kijeveke, ličinke trzač), kar jim omogoča, da izkoristijo prostore, ki so ostali prazni zaradi motnje (suše) v okolju, preden tja pridejo drugi, počasnejši kolonizatorji (Giller in Malmqvist, 1998). Obstajajo štirje potencialni mehanizmi rekolonizacije; **odlaganje jajčec**, **drift**, **migracija po toku navzgor** in **migracija iz substrata** (Williams in Haynes, 1977). Na podlagi rezultatov raziskav kolonizacije živali na očiščenih površinah substrata (npr. kamnih) so ugotovili, da

so muhe kijeveke običajno prvi kolonizatorji kamnov, njih pa kasneje zamenjajo mladoletnice iz družine Hydropsychidae (npr. Downes in Lake, 1991). Enodnevnice iz rodu *Baetis*, muhe trzače in tudi muhe kijeveke (glavni driftni organizmi) hitro kolonizirajo vstavke umetnega substrata, toda sočasno s kolonizacijo drugih taksonov začne upadati njihova pogostnost (Peckarsky, 1986; cit. po Giller in Malmqvist, 1998).

V mnogih primerih znižan vodni tok in izsušitev povzročita, da se zaostri tudi vpliv drugih stresorjev, kot so organsko onesnaženje, zamuljenost, toksikanti (Williams in Hynes, 1977; Caruso, 2002; Hall, Bergthold in Sites, 2003), kar rezultira v kompleksnem ekološkem odgovoru na sušo.



Slika 3. Prikaz odnosov med znižanim vodnim tokom, kritičnimi mejami, rekolonizacijskimi mehanizmi in prostorsko-časovno zvezo v odnosu do vodnih nevretenčarjev v času suše (Boulton, 2003).

Pogostost in intenziteta motenj se razlikujeta med tolmunom in brzico in imata lahko pomemben vpliv na zgradbo njunih združb (Resh in sod., 1988).

Niemi in sod. (1990) so zaključili, da so vsi lotični sistemi prožni, ko se soočajo z različnimi motnjami, in da pride v večini primerov do obnovitve sistema prej kot v treh letih. Ta prožnost je posledica tako lastnosti vodnih organizmov kot tudi zagotavljanja zatočišč v okolju (Giller in Malmqvist, 1998).

2.6 Obremenitve vodotokov

Antropogene dejavnosti lahko močno in v nekaterih primerih nepovratno preoblikujejo morfologijo vodnega telesa. Tipi obremenitev so **onesnaževanje** (npr. industrijski izpusti, iztoki iz kanalizacij in iz čistilnih naprav, intenzivno kmetijstvo, naselja brez kanalizacije, ipd.) in **hidromorfološke obremenitve**. Te lahko poleg preoblikovanja same pokrajine tudi odvzamejo vodnim organizmom njihove življenjske prostore in s tem ogrozijo njihov obstoj. Spremembe so med seboj povezane in tako npr. regulacija vodnih tokov ne pomeni zgolj preoblikovanje struge vodotoka, temveč tudi spremenjen hidrološki režim, saj voda hitreje odteka. Na območju Slovenije so **hidrološke obremenitve** zlasti odvzemi vode iz površinskih vodotokov za potrebe malih hidroelektrarn, vzrejo vodnih organizmov (ribogojnice), za namakanje kmetijskih zemljišč, za potrebe tehnoloških procesov. Hidrološke obremenitve so tudi melioracijski sistemi in regulacije vodotokov z zaježitvami, ki spremenijo dinamiko odtoka in toka vode. Regulacija rečne struge in premestitev med rekami povzročata znižanje naravne letne in medletne variabilnosti v pretoku, to pa povzroči zmanjševanje števila poplav, naraščanje števila nizkih vodostajev in v nekaterih primerih zniževanje ali povečevanje v celotnem odtoku reke (Petts, 1984, cit. po Petts in sod., 1995). **Morfološke obremenitve** so npr. preoblikovanje struge vodotoka, pregrade na vodotoku in vodni zadrževalniki. Največja morfološka obremenitev na vodotokih so pregrade s stalno ojezeritvijo. Z upoštevanjem hidroloških in morfoloških obremenitev so na Inštitutu za vode (2006) vsako posamezno vodno telo vodotokov uvrstili v štiristopenjsko lestvico glede na stanje hidromorfoloških elementov: naraven, zmerno spremenjen, močno spremenjen in zelo močno spremenjen vodotok (Globevnik in sod., 2006).

2.7 Vrednotenje ekološkega stanja

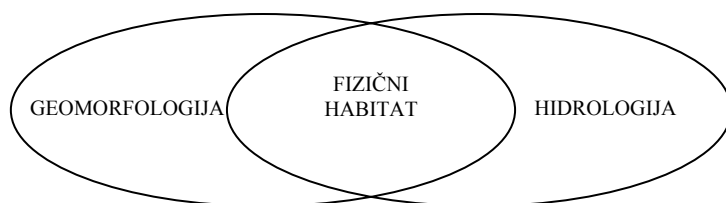
Med hidrološkimi in ekološkimi razmerami obstaja močna povezava, zato je pomembno, da pri vrednotenju ekološkega stanja vodotokov poleg bioloških dejavnikov analiziramo tudi hidromorfološke in fizikalno-kemijske dejavnike (Tavzes, 2006).

Pri vrednotenju ekološkega stanja vodotokov uporabljamo različne metode proučevanja vodnih nevretenčarjev, saj so le-ti dobri indikatorji kakovosti vodnih razmer (Resh, 1995; DeShon, 1995). Odražajo celotne ekološke razmere posameznega vzorčnega mesta, vključno s fizikalnimi lastnostmi (tip substrata, hitrost vodnega toka, ipd.) in so odraz tako organskega obremenjevanja kot tudi različnih stresorjev (anorg. onesnaževanje, toksičnosti, morfološke spremembe življenjskih prostorov, zmanjšanje količine vode). Ob ekstremnih okoljskih spremembah določene vrste izginejo. Prisotnost ali odsotnost organizmov uporabljamo kot merilo za vrednotenje kakovosti vode in spremenljivosti okolja. Indeksi, ki jih uporabljamo za vrednotenje kakovosti voda, temeljijo na enem od dveh pristopov:

- struktura združbe: diverzitetni indeksi (Shannon-Wienerjev diverzitetni indeks)
- indikatorskih organizmi: saprobni indeks in biotski indeksi (indeksi TBI, CBS, BMWP) (Urbanič in Toman, 2003).

Za vrednotenje kakovosti voda in hidromorfološke obremenjenosti sta bila v Evropi razvita dva projekta. Projekt STAR, katerega cilj je standardizacija in interkalibracija (<http://www.eu-star.at/>), in AQEM, ki služi izvajanju Vodne direktive EU. Oba poleg organske in anorganske upoštevata tudi hidromorfološke obremenjenosti.

Za vzpostavitev povezave med ekologijo in hidrologijo sta bila ključnega pomena dva koncepta: koncept časovnega in prostorskega nivoja (Schumman in Lichty, 1958) ter teorija energetskega ravnotežja (Petts in sod., 1995). Teorija energetskega ravnotežja je osnova za koncept rečnega kontinuuma (Vannote in sod., 1980) in pravi, da so značilnosti v zgradbi in delovanju rečnih združb prilagojene na najbolj verjetno oz. povprečno stanje v naravnem sistemu.



Slika 4. Geomorfologija (fizična zgradba struge) in hidrologija (režim toka) skupaj predstavljata fizični habitat za rečne organizme. Predstavljata naravno vez med fizičnim okoljem in njegovimi prebivalci in sta zato uporabna pri ugotavljanju stanja rečnega sistema (Harper in sod., 1992, cit. po Maddock, 1999).

Če hočemo v ocenjevalne procese vključiti občutljivost na onesnaženje in druge obremenitve, vodna telesa najprej opredelimo glede na tip. Na podlagi pregledov najdenih vrst flore in favne, analiz geološke, geomorfološke, hidrološke in geografske posebnosti posameznih območij, so določili hidroekoregije, h katerim pripadajo vodotoki ali jezera. **Hidroekoregija** je krajinsko območje celinskih voda, ki ga označujejo različni abiotski in biotski dejavniki, in je odraz geoloških, geomorfoloških, hidrografskih, hidroloških in geografskih posebnosti območja, zaradi katerih se je izoblikovala določena vodna flora in favna (Pravilnik o določitvi in razvrstitvi vodnih teles površinskih voda, Ur. l. 63/2005: 6566). Pri prvi opredelitvi tipov vodotokov (2004) so identificirali 22 tipov (Brilly in sod., 2003), pri čemer so upoštevali prevladujočo geološko podlago prispevne površine, velikost prispevne površine ter pripadnost hidroekoregiji (Izvajanje vodne direktive v Sloveniji, 2006). Urbanič (2006) pa je na podlagi opisov abiotskih tipov (Urbanič, 2005) in validacije z biološkimi podatki določil 82 tipov vodotokov. Za izhodišče je uporabil 4 hidroekoregije (Urbanič, 2005), ki jih je razdelil na 16 bioregij Urbanič (2006). **Bioregija** (sensu Urbanič,

2006) je dopolnitev razmejitve hidroekoregij s podatki o bentoških nevretenčarjih in s splošnim vzorcem razširjenosti rib v Sloveniji (Urbanič, 2006). Ocena ekološkega stanja je določena z razliko med sedanjim stanjem vodnega telesa in stanjem referenčnega tipa vodnega telesa, ki je zanemarljivo antropogeno spremenjeno (Izvajanje vodne direktive v Sloveniji, 2006).

2.8 Vpliv in pomen klime

Naše poznavanje natančnih mehanizmov, s katerimi klima določa delovanje in usmerja geomorfološki razvoj rek, je še vedno nezadostno (Vandenberge in Maddy, 2001). V zadnjih nekaj deset letih so lahko s ponovnim natančnim pregledom in ocenitvijo rečnih sedimentov bolj natančno rekonstruirali klimatske razmere v preteklosti. Teorije in ideje, ki povezujejo klimatske razmere in razvoj tekočih vod, se še vedno razvijajo, posebej veliko je zanimanje o vplivih klime na osnovne rečne procese, kot so erozija, morfologija rečne struge, zaporedje sedimentacije, ipd. (Vandenberghes in Maddy, 2001). Klima ima odločilno vlogo kot zunanji oskrbovalec rek z energijo in kot so-proizvajalec usedlin v rekah (Vandenberghes in Maddy, 2001).

2.8.1 Vpliv klime na biodiverzitetu

Razlikujemo dve osnovni povezavi med podnebjem in biodiverzitetu, ki potekata v različnih časovnih merilih. Na **lokalni ravni** lahko spremembe povprečnih vrednosti in variabilnost abiotskih dejavnikov, povezanih s podnebjem, spremenijo lokalne interakcije. Spremembe v sezoni in povprečni temperaturi naj bi spremenile interakcijo plen-plenilec s spremembo v vedenju, sezonskem usklajevanju in produkciji biomase (Stenseth in sod., 2002). Na **globalni ravni** pa podnebne spremenljivke, kot sta temperatura in evapotranspiracija, zelo močno vplivajo na vodno in kopensko diverzitetu (Hawkins in sod., 2003; Hillebrand, 2004).

Številne študije so proučevale klimatsko povzročene učinke na fenologijo in pogostost posameznih vrst, manj pa je znanega o vplivu klime na diverzitetu in sestavo celotne združbe (Burgmer in sod., 2007). Klima določa zunanjo mejo območja razširjenosti mnogih vrst (Svenning in Skov, 2004), zato spremembe v klimi lahko privedejo do sprememb v razširjenosti določenih vrst preko zemljepisnih širin (Morrison in sod., 2005) in zemljepisnih višin (Wilson in sod., 2005). Zaradi nepredvidljivih sprememb v interakcijah med vrstami (Thuiller, 2004) in prilagoditvi vrst na nove klimatske razmere je težko analizirati vpliv potencialnih posledic na sobivanje vrst in biodiverzitetu (Jump in Penuelas, 2005).

2.8.2 Klimatske spremembe

V povprečju se je v zadnjem stoletju temperatura na površini planeta povišala za približno 0,6 °C (Houghton in sod., 2001, cit po Wolf in sod., 2005). Napovedi IPCC-ja (Intergovernmental Panel on Climate Change) so, da se bo do leta 2100 temperatura povišala za od 1,4 - 5,8 °C (Houghton in sod. 2001). V severni Evropi bo prišlo do povišanja frekvence in intenzitete padavin. Regionalne spremembe pa je teže napovedati, ker imajo tu v vzorcih klime večji vpliv manjša prostorska gibanja (Mooij, 2005).

2.9 Pokrajinske značilnosti

2.9.1 Panonski svet

Panonski svet leži na severovzhodu in vzhodu Slovenije, od vznožja Gorjancev na jugu do Goriškega na severu. Predstavlja jugozahodni rob velike Panonske kotline. Podnebje je celinsko, za ravnine in doline je značilen toplotni obrat z nekaj večjimi temperaturnimi amplitudami kot v višjem, gričevnatem toplotnem pasu. Padavin je sorazmerno malo, jugozahodni del jih prejme še preko 1000 mm, osrednji med 900 in 1000, severovzhodni pa le nekaj nad 800mm. Največ jih je poleti (36 %), jeseni in pomladi po 24 %, pozimi pa jih je najmanj, 16 %. Panonski svet je naša najbolj rodovitna kmetijska krajina. Na ravninah sta v ospredju poljedelstvo in živinoreja, v gričevju pa živinoreja, vinogradništvo in sadjarstvo. Kjer je na voljo več ravnega površja, so ga s hidromelioracijami že marsikod osušili, struge rek in potokov pa regulirali. Osojna pobočja gričev so v večini prekrita z gozdom, v katerem prevladujejo listavci, le tam, kjer plitva prst otežuje njihovo rast, pa se je uveljavil rdeči bor. Ob rekah Dravinji, Polskavi, Pesnici, Ščavnici in Ledavi sta razviti oglejena in psevdoglejena prst. Tamkajšnja, nekdanja po večini zamočvirjena območja, so bila melorirana in spremenjena v njive (Perko in Oražem Adamič, 1998).

2.9.2 Slovenske gorice

Slovenske gorice so največje gričevje v Sloveniji. Velik delež zavzemajo rečne doline, ki se v spodnjem toku močno razširijo, še posebej dolini Pesnice in Ščavnice. Pomembnost osrednjega dela goric se kaže v nadmorskih višinah, izoblikovanosti površja in odtočnih razmerah. Zgrajene so iz neogenskih usedlin, ki so slabo sprijete in zato slabo odporne proti delovanju zunanjih (eksogenih) sil. Močno preperevanje in površinsko spiranje zgodnjemiocenskih kamnin (so brez apnencev, prevladujejo gline, silikatni peski, prod) povzroča kopičenje debelih plasti gline v nižjih legah. Prsti so zelo raznolike, saj so se razvile pod vplivom številnih naravnih dejavnikov in človeka. Velik del ozemlja prekrivajo laporji, gline in peski, ki dobro preperevajo in se razvijajo v evtrične karbonatne prsti. V dolinah so tla navadno dobro oskrbljena s kalcijem, kalijem in fosforjem, vendar pretirano vlažna in slabo zračna. Na robovih doline Pesnice in na ilovnatih terasah doline Ščavnice

so pobočni psevdogleji. Dovolj zračen je samo tanek površinski sloj prsti, v globinah pa je zbita in vlažna. Rečne doline so zelo široke, slemena pa dolga in položna. Slovenske gorice imajo gosto vodno mrežo, vendar so namočene dokaj neenakomerno. Doline so večkrat poplavljenе, po vzpetinah pa zaradi neprepustnosti tal, ki ne dovoljujejo večjih zalog talnice, vode primanjkuje. Štiri petine površja odmakata Pesnica in Ščavnica, preostali del pa Drava in Mura. Slovenske gorice imajo prehodno panonsko celinsko podnebje. Od zahoda proti vzhodu se večajo temperaturne razlike, zmanjšuje pa se količina padavin. Zaradi majhnega strmca in zaprtosti se v dolinah kopiči hladen zrak. Srednje letne temperature so med 8,7 in 9,9 °C. Praviloma so doline za 1,2 °C hladnejše od vzpetin. Sneg običajno pade v prvi polovici decembra, skopni pa v prvi polovici marca.

Slovenske gorice so tradicionalna kmetijska krajina. Leta 1961 so bile s 63% kmečkega prebivalstva med najbolj agrarnimi krajinami v Sloveniji. V najbolj agrarni Ščavniški dolini je bil delež celo blizu 80 %. Do leta 1991 se je delež kmečkega prebivalstva zmanjšal na 20 %. Najvažnejši pridelki so pšenica, koruza in industrijske rastline. Del njivskih površin so celo ponovno zatravili. Travne površine so pomembna osnova govedoreji (Perko in Oražem Adamič, 1998).

2.9.3 Reka Ščavnica

Reka Ščavnica je nižinska reka severovzhodnega dela Slovenije. Njeno povirje se nahaja na severovzhodnem delu Slovenskih goric na nadmorski višini okoli 330 m v kraju Zgornja Velka. V zgornjem toku ima mokrotno plosko dno in majhen strmec, zato pogosto poplavlja. V zgornji tretjini rečnega toka je reka antropogeno nespremenjena, v kraju Spodnja Ščavnica pa se prične antropogeno spremenjen del (regulacija struge). Reka teče 52 km v smeri severozahod-jugovzhod vzdolž vzhodnega roba Slovenskih goric in se kot drugi največji pritok izliva v reko Muro (Urbanič, 1999).

Za območje ob reki je značilen visok delež (čez 80 %) njiv, travnikov in pašnikov na psevdogleju. Ta delež je visok na račun travnikov in pašnikov, z aglomelioracijami in regulacijo reke v preteklosti pa so zmanjšali število poplav ter izboljšali kvaliteto prsti in zato se danes tu nahajajo tudi njivske površine (Žiberna I., <http://slgorice.obcina.com>).

Značilna je visoka evaporacija in nizka precipitacija, ki pada od SZ (1100 mm padavin/leto) na JV (900 mm padavin/leto) (Kolbezen in Pristov, 1998). Reka ima dežno-snežni hidrografski režim, za katerega sta značilna dva vodna viška: pomladni marca in jesenski novembra. Spomladansko visoko vodo povzročata sneg in dež, ki zaradi prepojenih tal ne moreta pronicati v globino, jesenski višek pa je posledica sekundarnega viška padavin. Povprečni pretok pri kraju Pristava je 2,44 m³/s. Razvodje obsega 274 km².

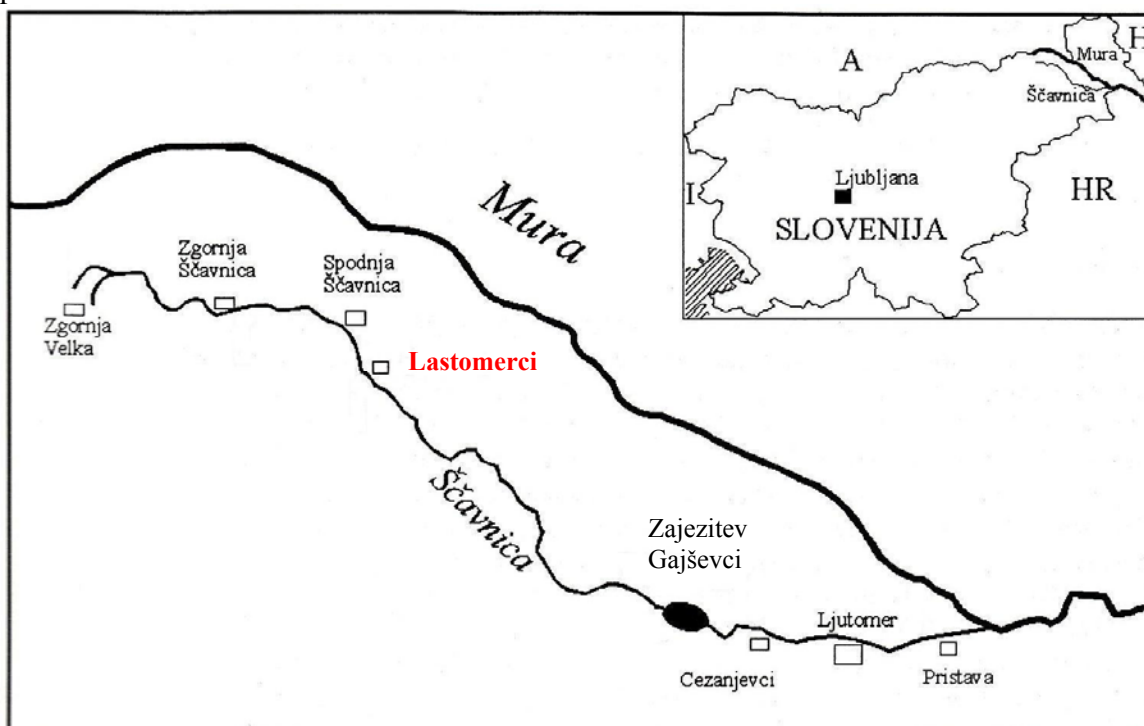
V zadnjih desetletjih so reki temeljito »izboljšali« odtočne razmere. Namesto vijugastih tokov teče po premočrtnih prekopih, ki so obdani z zaščitnimi nasipi. Nekoč poplavljene površine odmakajo z melioracijskimi jarki, izredno velike poplavne vode pa naj bi sprejela umetna zaježitvena jezera (Negovsko, Blaguško in Gajševsko). Pred regulacijami je reka redno poplavljala, zdaj pa maja začne voda v strugi upadati in doseže avgusta in septembra najnižje vrednosti vodostaja (Perko in Oražem Adamič, 1998).

Reka Ščavnica spada v hidroekoregijo Panonska nižina, ki predstavlja ekoregijo 11, Madžarsko nižavje po Illiesu (Urbanič, 2005) in bioregijo Panonsko gričevje in ravnine (PN-gric) po Urbaniču (2006). Inštitut za vode Republike Slovenije je v poročilu Izvajanje vodne direktive v Sloveniji (2006) podal skupno oceno verjetnosti doseganja ciljev Vodne direktive, ki določa, da morajo vodna telesa površinskih vod doseči dobro ekološko in dobro kemijsko stanje do leta 2015. Določili so, da okoljski cilji morda ne bodo doseženi oz. v spodnjem delu toka reke okoljski cilji ne bodo doseženi. Glede na stanje hidromorfoloških elementov so večji del reke uvrstili v 3. razred (močno spremenjen vodotok), razen zgornjega dela reke, ki je uvrščen v 1. in 1.-2. razred (naraven vodotok).

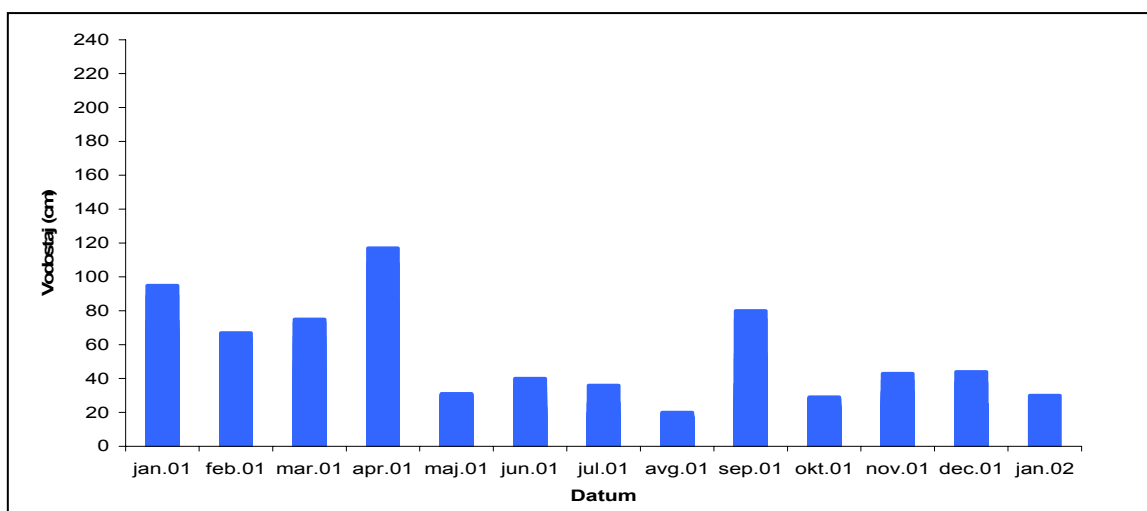
3 MATERIAL IN METODE

3.1 Raziskovalno območje

Območje raziskovanja obsega del reke Ščavnice pri kraju Lastomerci (241 m nmv, Y:5572170, X:5166809 po Gauss Krugerju) (Slika 5). Preučevani odsek leži v antropogeno spremenjenem delu reke. Pred regulacijami rečne struge je reka redno poplavljala, zdaj pa začne maja voda v strugi upadati in doseže avgusta in septembra najnižje vrednosti vodostaja (Slika 6). Za območje ob reki je značilen visok delež njiv, travnikov in pašnikov.



Slika 5. Skica reke Ščavnice z označenimi nekaterimi kraji in vzorčnim mestom Lastomerci (Urbanič in sod., 2000).



Slika 6. Vodostaj reke Ščavnice pri kraju Pristava v letu 2001 (vir ARSO).

3.2 Vzorčenje vodnih nevretenčarjev in obdelava vzorcev

Terenski del raziskav je potekal v letih 2001 in 2002. Prvo vzorčenje smo izvedli v tolmunu 7. septembra 2001, 12 ur po ponovni vzpostavitvi vodnega toka v strugi. Nato smo vzorčili vsak mesec ločeno tolmun in brzico. Vzorčenja nismo mogli opraviti decembra 2001 in januarja 2002, ker je bila struga prekrita z ledom.

Vzorčili smo s standardno ročno mrežo, ki ima okvir velikosti 25 x 25 cm, z velikostjo odprtin v mreži 0,5 x 0,5 mm. Metoda vzorčenja je v literaturi poznana kot »kick-sampling«. Pri vzorčenju postavimo mrežo pravokotno na substrat z odprtino proti toku. Z eno nogo držimo mrežo čvrsto pritisnjeno ob dno, z drugo pa močno razbrčamo substrat približno 0,5 m nazaj proti toku. Počakamo nekaj časa, da vodni tok odnese živali in dvignjene usedline v mrežo, in ko se voda zbistri, postopek še enkrat ponovimo, ne da bi medtem mrežo premaknili. Na vsakem vzorčnem mestu (tolmun in brzica) smo vzorčili časovno omejeno (3 minute), tako da smo s podvzorci zajeli čim več mikrohabitatov. Na terenu smo vzorce fiksirali s 4% formalinom, v laboratoriju pa smo vodne nevretenčarje pobrali ven iz vzorca in jih sortirali po taksonomskih skupinah ter shranili v 70 % alkoholu. Vodne nevretenčarje smo določili do različnih taksonomskih stopenj (najmanj do stopnje družine) in osebke prešteli.

Za določevanje smo uporabili sledečo literaturo:

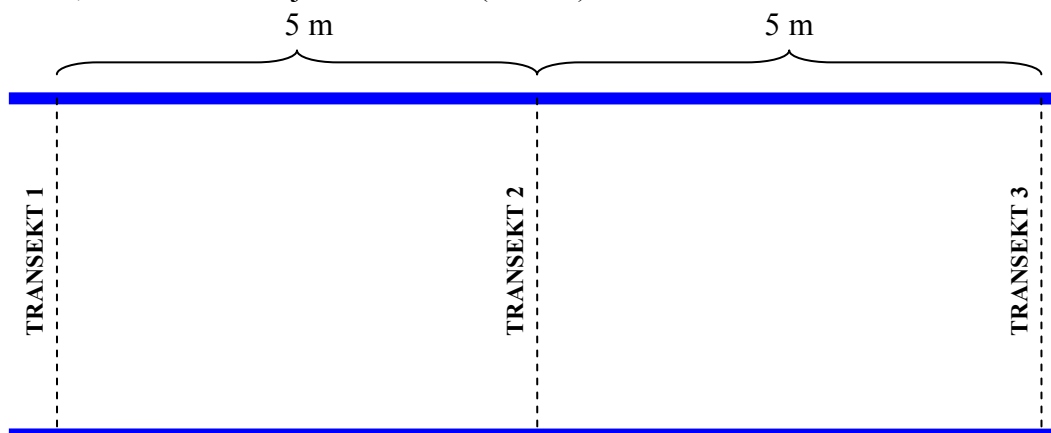
- Nematoda: Tachet in sod.(2000)
- Oligochaeta: Brinkhurst (1971), Hrabe (1979), Campaioli in sod.(1994)
- Hirudinea: Neesemann H. (1997), Trontelj in Sket (2000)
- Mollusca: Bole (1969), Glöer (2002)
- Amphipoda: Karaman S. L. (1953), Karaman G. S. (1996)
- Isopoda: Tachet in sod. (2000)
- Ephemeroptera: Bauernfeind in Humpesch (2001), Studemann in sod. (1992), Tachet in sod. (2000)
- Plecoptera: Zwick (2005)
- Odonata: Kohl (1998), Askew (1988)
- Heteroptera: Tachet in sod. (2000)
- Megaloptera: Tachet in sod. (2000)
- Coleoptera: Tachet in sod. (2000), Rozkošny (1980)
- Trichoptera: Waringer in Graf (1997, 2000)
- Diptera: Tachet in sod. (2000)

3.3 Abiotski parametri

3.3.1 Hidromorfološke meritve

Ob vsakem vzorčenju smo izmerili hitrost vodnega toka na površini. Uporabili smo metodo s plovci (koščki stiroporja), ki smo jih spuščali po toku navzdol in merili čas, v katerem preplavajo določeno razdaljo. Metodo smo izvedli v petih poizkusih in nato izračunali povprečje med časi ter preračunali v m/s. Izmerili smo širino struge (cm) in

globino (cm) in narisali prečne prereze struge. V tolmu in brzici smo določili 3 transekte, med sabo oddaljene 5 metrov (Slika 7).



Slika 7. Shema razporeditve transektov v tolmu in brzici.

Za določitev deležev anorganskega substrata v strugi smo uporabili razdelitev AQEM consortium 2002 (Preglednica 1). Deležje smo določili na 5 % natančno.

Preglednica 1. Razvrstitev anorganskega substrata po velikosti delcev (AQEM consortium, 2002)

Kategorija	Opis	Premer delcev
Megalital	Skale, živa skala	>40 cm
Makrolital	Veliki kamni	20 - 40 cm
Mezolital	Majhni kamni	6 - 20 cm
Mikrolital	Prod	2 - 6 cm
Akal	Gramoz	0,2 - 2 cm
Psamal	Pesek	6 mm - 2 mm
Psamopelal	Pesek z muljem	<0,2 mm
Pelal	Mulj (organski)	< 0,006 mm
Agrilal	Ilovica, glina	< 0,006 mm

3.3.2 Fizikalne in kemijske meritve

Izvedli smo jih hkrati s terenskim vzorčenjem vodnih nevretenčarjev. Temperaturo vode in vsebnost kisika (koncentracijo in nasičenost) smo merili z oksimetrom Mikroprocesor OXI 196 WTW, pH s pH-metrom Mikroprocesor pH 196 WTW in električno prevodnost s konduktometrom Mikroprocesor Conductometer LF 325 WTW. Vzeli smo tudi vzorec vode, v katerem smo nato v laboratoriju določili koncentracijo ortofosfatov in nitratov, sušino ter količino in delež organskih in anorganskih snovi v vodi. Koncentracijo ortofosfatov smo določili z metodo s kositrovim (II) kloridom, koncentracijo nitratov pa z metodo z natrijevim salicilatam. Sušino smo določili s sušenjem vzorca vode 24 ur pri 105°C. Anorganske snovi smo določili z nadaljnim žarenjem pri 505°C, organske pa smo nato preračunali iz razlike sušina – anorganske snovi. Določili smo tudi sušino, organske in anorganske snovi združbe obrasti.

3.4 Določitev spremenljivk časa

Določili smo štiri spremenljivke časa. Prva je število dni od suše, ki pomeni oddaljenost v dnevih od konca zadnje suše oz. ponovne vzpostavitve vodnega toka, glede na dan vzorčenja. Prvi dan vzorčenja (7.9.2001) smo označili s številko ena, ostale dneve vzorčenja pa z višjo številko glede na to, koliko dni so bili oddaljeni od prvega dneva vzorčenja. Druga spremenljivka je število dni od ledu, ki pomeni oddaljenost, v dnevih, od zadnje zaledenitve vode v rečni strugi. Februarskemu vzorcu smo določili številko 1, njemu sledeči dnevi do konca leta imajo višje število glede na to, koliko dni so oddaljeni od njega. Tretja spremenljivka je sinusna koda datuma vzorčenja. Zaradi relativne oddaljenosti januarskih in decembrskih dni smo dan vzorčenja (x) s sinusno funkcijo pretvorili v ciklično spremenljivko (enačba 1).

$$x' = \sin((2 * \pi * x)/365) \quad \dots (1)$$

kjer je:

x' – sinusna koda datuma vzorčenja

x – dan vzorčenja v letu

Četrta spremenljivka je sezona vzorčenja. Vzorcem smo določili štirištevilčno kodo glede na letni čas vzorčenja (preglednica 2).

Preglednica 2. Kode ki smo jih določili vzorcem glede na letni čas vzorčenja.

DATUM	POMLAD	POLETJE	JESEN	ZIMA
7.9.2001	0	0	1	0
1.10.2001	0	0	1	0
26.10.2001	0	0	1	0
28.11.2001	0	0	1	0
6.2.2002	0	0	0	1
4.3.2002	1	0	0	0
2.4.2002	1	0	0	0
6.5.2002	1	0	0	0
3.6.2002	0	1	0	0
8.7.2002	0	1	0	0
6.8.2002	0	1	0	0
9.9.2002	0	0	1	0

3.5 Biotske metrike

Podatke o taksonih za vzorčni mesti tolmun in brzica ter skupno za vsak mesec smo uredili v tabelo (preglednici 9 in 10). Za izračun indeksov in metrik taksonov smo uporabili program ASTERICS verzija 3.01 (AQEM consortium, 2002), s katerim smo izračunali številčnost taksonov in kumulativno število taksonov v posameznih vzorcih, Shannon-Wienerjev diverzitetni indeks (Shannon in Weaver, 1949), stalnost vrst, deleže taksonov ter število različnih taksonov. Podatke smo nato grafično primerjali med meseci ločeno za tolmun in brzico ter skupno.

Metriki, ki smo ju izračunali s pomočjo programa ASTERICS 3.01, sta:

- Shannon-Wienerjev diverzitetni indeks:

$$D_{S-W} = \sum (n_i / A) * \ln(n_i / A) \quad \dots(2)$$

kjer je:

A – številčnost osebkov v vzorcu

n_i – številčnost osebkov i -tega taksona v vzorcu

- Evenness (stalnost vrst):

$$E_{vs} = D_{S-W} / \ln(t) \quad \dots(3)$$

kjer je:

D_{S-W} - Shannon-Wienerjev diverzitetni indeks

t – število taksonov v vzorcu

Delež prehranskih skupin v vsakem vzorcu smo izračunali po Moogovi (2005) razdelitvi, kjer je 10 točk (100%) razporejenih med načine prehranjevanja (Preglednica 3).

Preglednica 3. Prehranske skupine vodnih nevretenčarjev tekočih vod (Moog, 1995).

PREHRANSKA SKUPINA	HRANA	PREHRANSKA SKUPINA UPORABLJENA V IZRAČUNU
Drobilci	odpadlo listje, rastlinska tkiva, večji organski ostanki	DROBILCI
Minerji	listi vodnih rastlin	
Strgalci	endo- in epilitske alge, biofilm, deloma organski ostanki endo- in epilitskih alg, deloma tkiva svežih rastlin	STRGALCI
Filtratorni zbiralci	suspendirana drobna organska snov, CPOM, plen	FILTRATORJI
Aktivni filtratorji	hrano aktivno filtrirajo iz vode	
Pasivni filtratorji	hrano prinese vodni tok	
Detritivori zbiralci	sedimentarna drobna organska snov	DETRITIVORI
Ksilofagi	lesni ostanki	
Plenilci	plen	PLENILCI
Prebadalci	alge in celice vodnih rastlin	
Paraziti	gostitelji	
Drugi prehranjevalni tipi	ne moremo jih klasificirati po tej shemi	
Omnivori	različna hrana	

Določili smo pet prehranskih skupin, pri čemer smo v skupino detritivori združili detritivore zbiralce in ksilofage, v skupino drobilci drobilce in minerje, v skupino filtratorji

pa aktivne in pasivne filtratorje. Poleg teh treh skupin smo določili še skupini plenilci in strgalci. Delež prehranskih skupin smo izračunali po enačbi:

$$R_j = \Sigma(x_i * h_i)/10 \quad \dots(4)$$

kjer je:

R_j – delež prehranske skupine j (drobilci, strgalci, plenilci, filtratorji, detritivori: iz Fauna Aquatica Austriaca)

x_i – število točk taksona i znotraj dane prehranske skupine

h_i – delež taksona i v vzorcu

Izračunali smo saprobni indeks SIG3 (Urbanič s sod., 2006). Za izračun smo uporabili taksoni, ki imajo indikatorsko vrednost $G \geq 3$. Saprobní indeks uporabljamo za vrednotenje obremenjenosti rek z organskimi snovmi. Osnovan je na organizmih oz. njihovem odzivu na obremenitev. Izračunamo ga po enačbi (Zelinka in Marvan, 1961):

$$SI = \Sigma(h_i * G_i * s_i) / \Sigma(h_i * G_i) \quad \dots(5)$$

kjer je:

SI – saprobni indeks

h_i – abundanca i -tega taksona

G_i – indikatorska vrednost i -tega taksona

s_i – saprobna vrednost i -tega taksona

Preglednica 4. Mejne saprobne vrednosti SIG3 za 5 razredov ekološkega stanja za tip vodotoka SI_11PN_gric_1 (Urbanič in sod. 2006).

Tip vodotoka	Saprobní tip	RV	ZD/D	D/Z	Z/S	S/ZS	Min
SI_11PN_gric_1	SI1.35	1,35	1,52	2,04	2,56	3,08	3,60

kjer je:

RV – referenčna vrednost

ZD/D – zelo dobro do dobro stanje

D/S – dobro do zmerno stanje

Z/S – zmerno do slabo stanje

S/ZS – slabo do zelo slabo stanje

Min – spodnja mejna vrednost saprobnega sistema

3.5.1 Klasterska analiza podatkov

Za ugotavljanje podobnosti med združbami vzorčnih mest in podobnosti med taksoni smo uporabili klustersko analizo podatkov. V programu Excel smo za podatke vzorčnih mest narisali dendrograme na podlagi Bray-Curtisovega indeksa podobnosti. Podatke smo pred analizo transformirali z logaritmsko transformacijo $\log(x+1)$.

3.5.2 Kanonična analiza

Za pojasnjevanje odnosov med združbo vodnih nevretenčarjev in hidrološkimi spremenljivkami smo uporabili multivariatno statistično metodo CCA (kanonična korespondenčna analiza), ki je unimodalna oblika direktne gradientne metode. Za izvedbo smo uporabili program CANOCO 4.0 (Software for Canonical Community Ordination, verzija 4) (ter Braak in Šmilauer, 1998). Uporabili smo 8 hidroloških spremenljivk (Preglednica 5) ter taksone, ki smo jih našli vsaj v 3 vzorcih (95 taksonov, Preglednica 6). Za pretvorbo podatkov hidroloških spremenljivk (x) smo uporabili transformacijo $\log(x+1)$. Za transformacijo številčnosti smo uporabili transformacijo $\ln(x+1)$. Statistično značilnost rezultata smo ugotavljali s testom Monte Carlo (999 permutacij). Narisali smo ordinacijski diagram, na katerem točke predstavljajo optimum vrst za izbrane parametre za vsako vzorčno mesto.

Preglednica 5. Seznam okoljskih in časovnih spremenljivk vključenih v kanonično korespondenčno analizo.

Spremenljivka	Enota
Površina vzorčnega odseka	m ²
Maksimalna izmerjena globina	cm
Hitrost vodnega toka na površini	m/s
Kličina padavin 1 teden pred vzorčenjem	mm
Število dni od suše	-
Število dni od ledu	-
Sinusna koda datuma vzorčenja	-
Pretok vode - Ivanjševci	m ³ /s

Preglednica 6. Taksoni, upoštevani v kanonični korespondenčni analizi in njihove oznake.

Takson	Oznaka
NEMATODA	Nem_oda
Enchytraeidae	Ench_dae
<i>Eiseniella tetraedra</i>	Eis_tet
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Lub_var
<i>Stylogrilus</i> sp.	Sto_spp
<i>Dero digitata</i>	Der_dig
<i>Nais christinae</i>	Nai_chr
<i>Nais communis</i>	Nai_com
<i>Nais elinguis</i>	Nai_eli
<i>Nais variabilis</i>	Nai_var
<i>Ophidonais serpentina</i>	Oph_ser
<i>Pristina longiseta</i>	Pri_lon
<i>Pristina</i> sp.	Pri_spp
<i>Slavina appendiculata</i>	Sla_app
<i>Aulodrilus pluriseta</i>	Aul_plu
Tubificidae- brez lasastih ščetin	Tubb_dae
Tubificidae- z lasastimi ščetinami	Tubz_dae
<i>Trocheta</i> sp.	Tro_spp
<i>Glossiphonia complanata</i>	Glo_com
<i>Helobdella stagnalis</i>	Heb_sta

se nadaljuje

nadaljevanje

Takson	Oznaka
<i>Theromyzon tessulatum</i>	Thr_tes
<i>Piscicola geometra</i>	Pis_geo
<i>Galba truncatula</i>	Rad_tru
<i>Radix balthica</i>	Rad_bal
<i>Gyraulus albus</i>	Gyr_alb
<i>Pisidium</i> sp.	Pid_spp
<i>Synurella ambulans</i>	Syu_amb
<i>Gammarus fossarum</i>	Gam_fos
<i>Gammarus roeseli</i>	Gam_roe
<i>Asellus aquaticus</i>	Ase_aqu
Hydrachnidia (Hydracarina)	Hyd_idia
<i>Baetis buceratus</i>	Bae_buc
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	Bae_f_s
<i>Baetis rhodani</i>	Bae_rho
<i>Baetis</i> sp.- juv.	Bae_spp
<i>Baetis vernus</i>	Bae_ver
<i>Centroptilum luteolum</i>	Cen_lut
<i>Cloeon dipterum</i>	Clo_dip
<i>Caenis luctuosa</i>	Cae_luc
<i>Caenis macrura/martae</i>	Cae_m_m
<i>Ephemerella ignita</i>	Epm_ign
<i>Habrophlebia fusca</i>	Hab_fus
<i>Nemoura cinerea</i>	Nem_cin
<i>Isoperla</i> sk. <i>grammatica</i>	Iso_gra
<i>Calopteryx virgo</i>	Cal_vir
<i>Calopteryx</i> (<i>Agrion</i>) <i>splendens</i>	Cal_spl
Coenagrionidae- juv.	Coe_dae
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	Gom_vul
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	Ony_for
<i>Platycnemis pennipes</i>	Ply_pen
<i>Sialis fuliginosa</i>	Sia_ful
<i>Sialis lutaria</i>	Sia_lut
<i>Pomatinus substriatus</i>	Pmt_subA
<i>Agabus</i> sp.-larve	Agb_spL
<i>Ilybius</i> sp. -larve	Ily_spL
<i>Elmis</i> sp.	Elm_spA
<i>Elmis</i> sp.-larve	Elm_spL
<i>Limnius</i> sp.-larve	Lin_spL
<i>Oulimnius</i> sp.	Oil_spA
<i>Oulimnius</i> sp.-larve	Oil_spL
<i>Halipilus</i> sp.	Hai_spA
<i>Halipilus</i> sp.-larve	Hai_spL
<i>Helophorus</i> sp.	Hel_spA
<i>Hydraena</i> sp.	Hya_spA
<i>Laccobius</i> sp.	Lacb_spA
<i>Lithax obscurus</i>	Lit_obs
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Hyd_ang
<i>Hydropsyche saxonica</i>	Hyd_sax
<i>Hydropsyche</i> sp.- juv.	Hyd_spp
<i>Hydroptila</i> sp.	Hdt_spp

se nadaljuje

nadaljevanje

Takson	Oznaka
<i>Anabolia furcata</i>	Ana_fur
Limnephilinae-juv.	Limn_nae
<i>Limnephilus affinis</i>	Lim_aff
<i>Limnephilus extricatus</i>	Lim_ext
<i>Limnephilus lunatus</i>	Lim_lun
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	Pot_rot
Ceratopogoninae	Cera_nae
Chironomini	Chir_ini
<i>Chironomus</i> sk. <i>plumosus</i>	Chi_plu_sk
<i>Chironomus</i> sp.- buba	Chi_spP
<i>Chironomus</i> sk. <i>thummi</i>	Chi_thm_sk
<i>Corynoneura</i> sp.	Cor_spp
Orthoclaadiinae	Orth_nae
<i>Prodiamesa olivacea</i>	Prd_oli
Tanypodinae	Tany_nae
Tanytarsini	Tan_ini
<i>Anopheles</i> sp.	Ano_spp
<i>Pseudolimnophila</i> sp.	Psd_spp
<i>Dicranota</i> sp.	Dir_spp
Pericomini	Pec_ini
Psychodidae	Psod_dae
<i>Simulium</i> sp.	Sim_spp
<i>Chrysops</i> sp.	Chrs_spp
<i>Tabanus</i> sp.	Tab_spp
<i>Tipula</i> sp.	Tip_spp

4 REZULTATI

4.1 Opis vzorčnih mest:

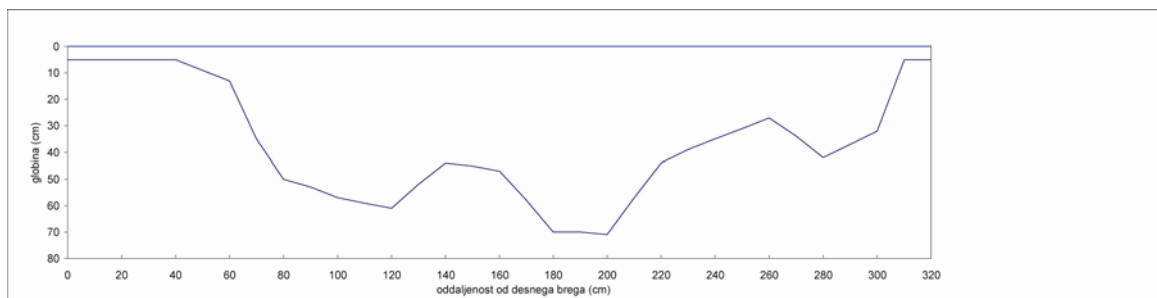
Vzorčni mesti sta v reguliranem delu struge reke Ščavnice pri kraju Lastomerci, nad in pod mostom (nmv 241 m). Struga z bregovoma je imela trapezoidno obliko in je bila utrjena z večjimi kamni. V strugi so bili v večjem številu prisotni emergentni makrofiti. Bregove je poraščala zelena vegetacija s posameznimi grmički vrbe (*Salix* sp.). Vegetacija bregov je prehajala v vegetacijo travnikov in njiv.

4.1.1 Tolmun

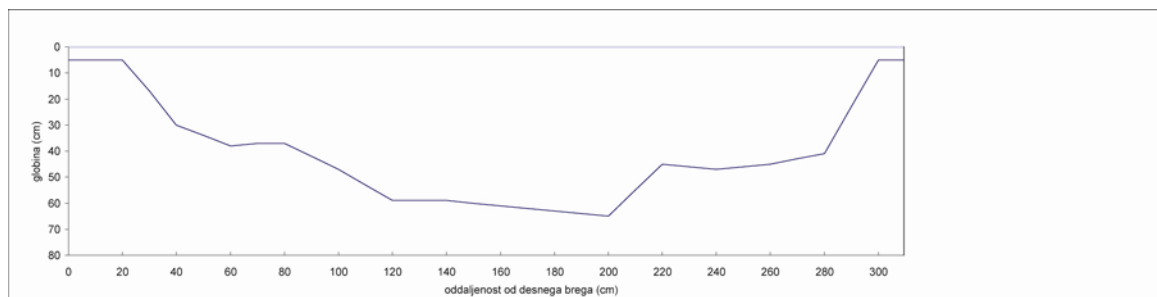


Slika 8. Vzorčno mesto Ščavnica Lastomerci, tolmun.

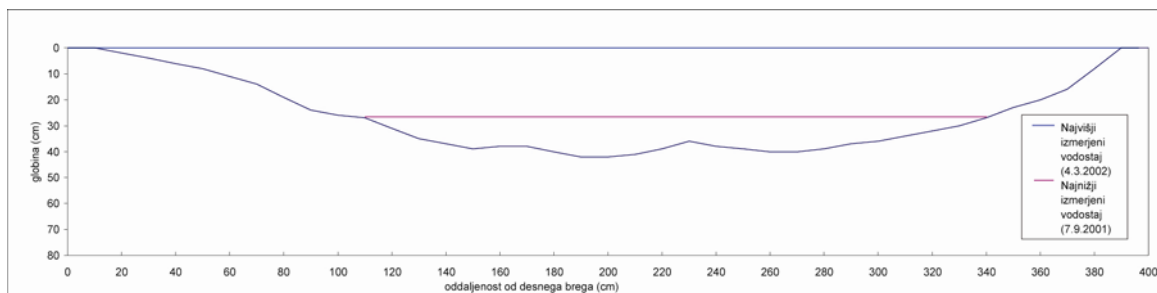
Obsega del nad mostom v dolžini 10 m (Slika 8). Izmerili smo 3 transekte, med seboj oddaljene po 5 m (Slika 9, Slika 10, Slika 11). Najgloblji je bil prvi transekt, najplitvejši pa tretji transekt. Najvišji vodostaj smo izmerili dne 4.3.2002, najnižjega pa 7.9.2001.



Slika 9. Transekt 1- tolmun in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002.



Slika 10. Transekt 2- tolmun in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002.



Slika 11. Transekt 3- tolmun in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002 ter najnižji izmerjeni vodostaj iz dne 7.9.2001.

Določili smo pokrovnost anorganskega substrata. Rezultati so podani v preglednici 7.

Preglednica 7. Anorganski substrat v tolmunu.

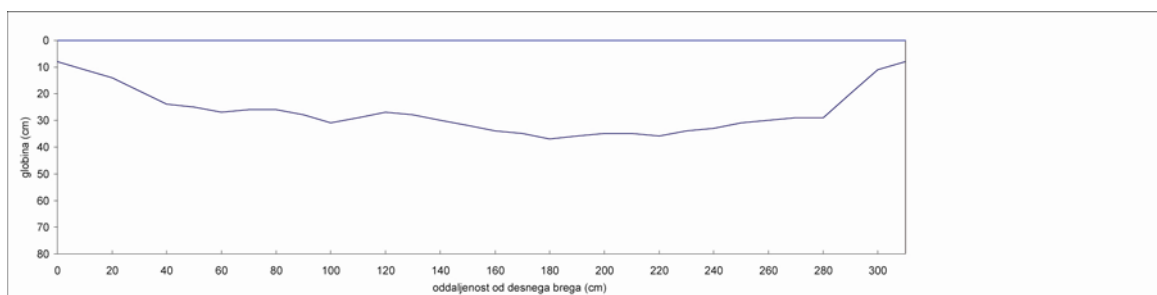
Anorganski substrat	Pokrovnost (%)
Makrolital (20 - 40 cm)	50
Akal (0,2 - 2 cm)	5
Psamopelal (< 2 mm)	45

Brzica

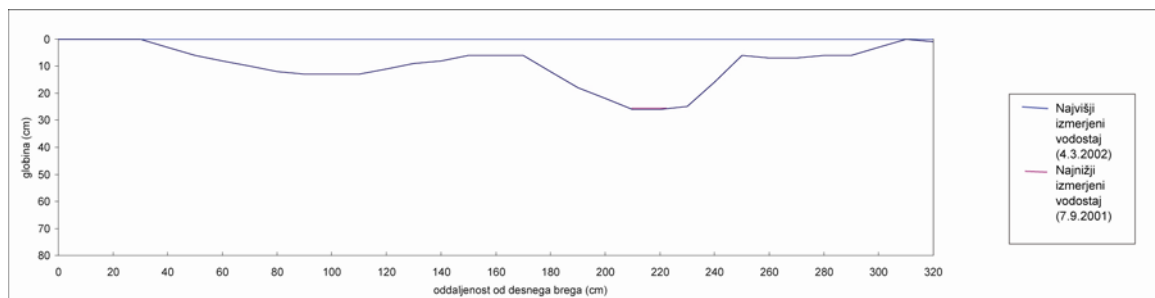


Slika 12. Vzorčno mesto Ščavnica Lastomerci, brzica.

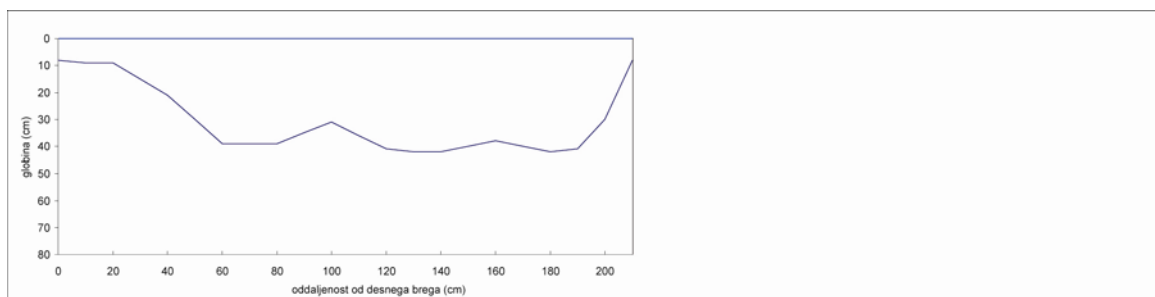
Obsega del pod mostom v dolžini 10 m (Slika 12). Izmerili smo 3 transekte, medsebojno oddaljene po 5 m (Slika 13, Slika 14, Slika 15). Najgloblji je bil tretji transekt, najplitvejši pa drugi transekt.



Slika 13. Transekt 1-brzica in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002.



Slika 14. Transekt 2-brzica in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002 in najnižji izmerjeni vodostaj iz dne 7.9.2001.



Slika 15. Transekt 3-brzica in najvišji izmerjeni vodostaj iz dne 4.3.2002.

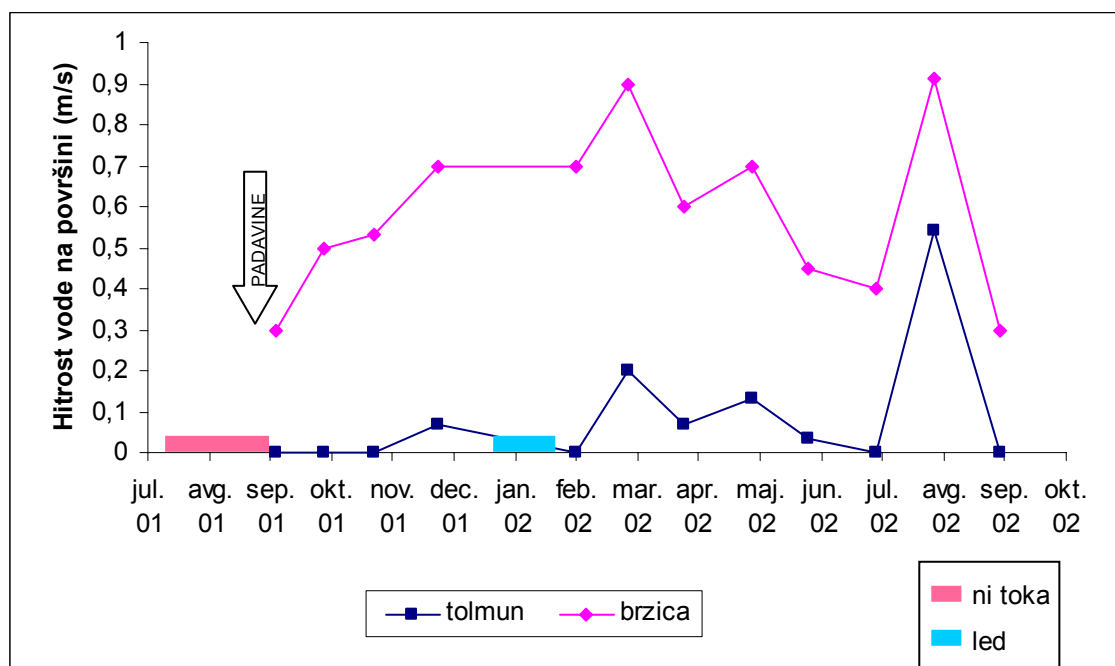
Določili smo pokrovnost anorganskega substrata. Rezultati so podani v preglednici 8; najvišji odstotek predstavljata mikrolital (40 %) in mezolital (30 %). Substrat v brzici je bolj raznolik kot v tolmunu.

Preglednica 8. Anorganski substrat v brzici.

Anorganski substrat	Pokrovnost (%)
Megalital (> 40 cm)	10
Makrolital (20 - 40 cm)	10
Mezolital (6 - 20 cm)	30
Mikrolital (2 - 6 cm)	40
Akal (0,2 - 2 cm)	10
Psamopelal (< 2 mm)	+
Pelal (< 6 μ m)	0
Agrilal (< 6 μ m)	0

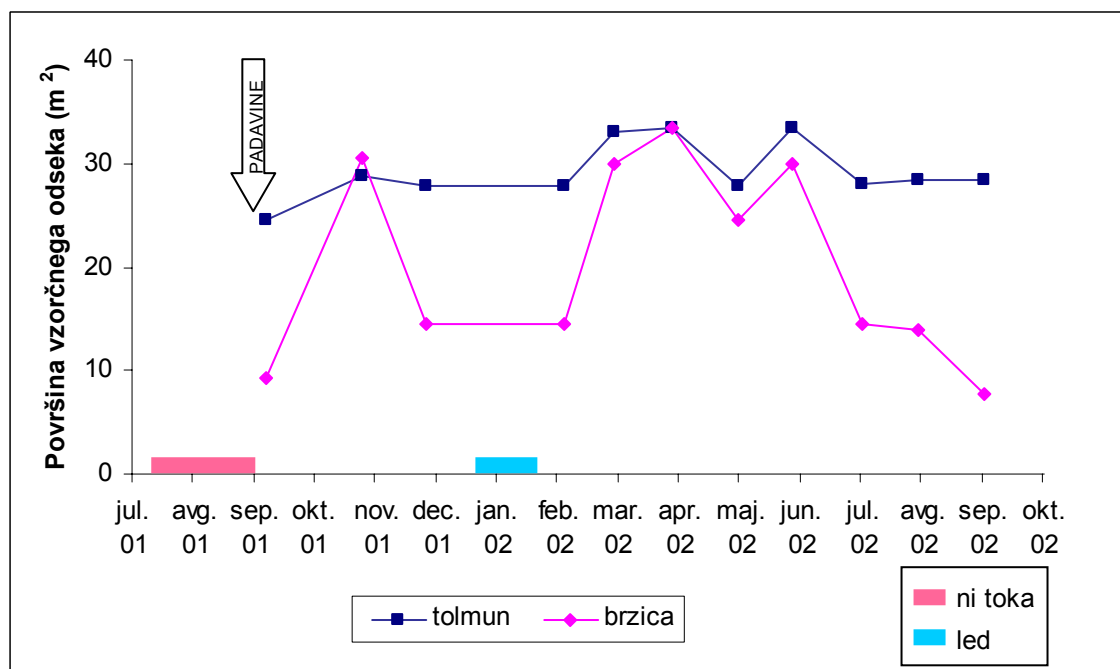
4.2 Rezultati hidroloških ter fizikalnih in kemijskih meritev

Hitrost vodnega toka je bila vedno višja v brzici kot v tolmunu (Slika 16). Najvišjo vrednost hitrosti smo izmerili avgusta v brzici (0,9 m/s), najnižje pa septembra 2001, oktobra 2001, februarja, julija in septembra 2002 v tolmunu (< 0,001).



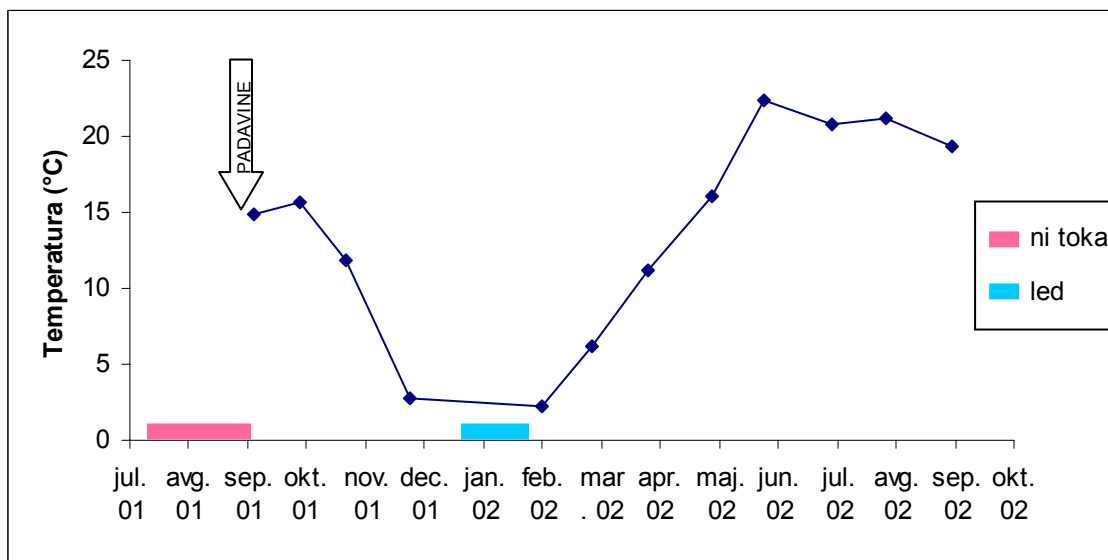
Slika 16. Hitrost vodnega toka na površini v tolmunu in v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.

Iz izmerjenih transektov in globlin smo preračunali, kolikšen del vzorčnega odseka je bil omočen v času vzorčenja (Slika 17). V tolmunu ni bilo večjih razlik v površini, v brzici pa so bile razlike med meseci večje.



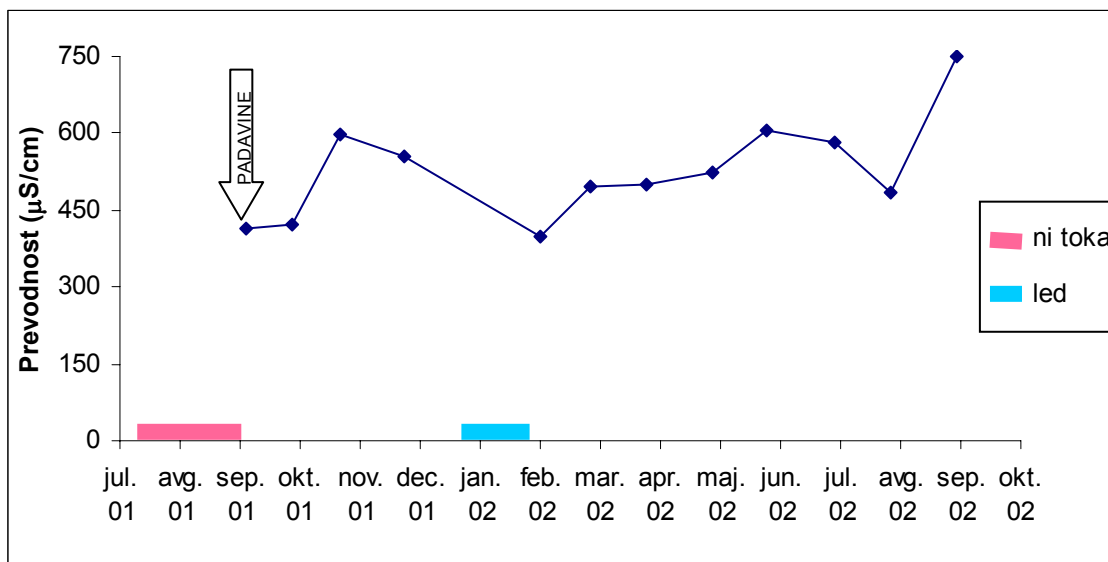
Slika 17. Površina vzorčnega odseka tolmana in brzice od septembra 2001 do septembra 2002.

Najvišjo temperaturo vode smo izmerili junija (22,4 °C), najnižjo pa februarja (2,3 °C). Viden je trend zniževanja temperature vode od septembra 2001 do februarja 2002, nato pa zviševanje do junija 2002 (Slika 18).



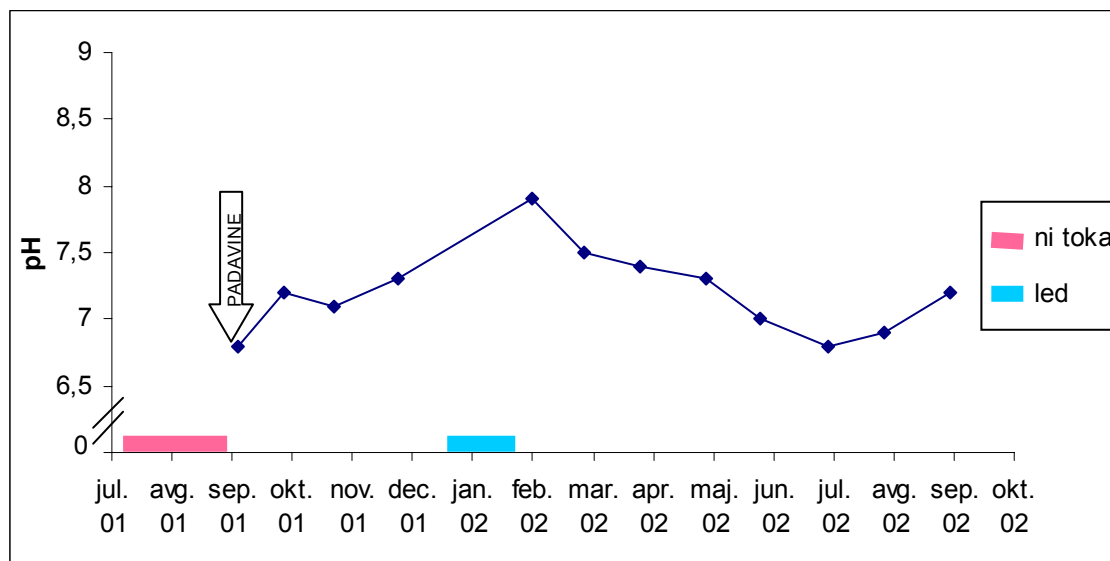
Slika 18. Temperatura vode od septembra 2001 do septembra 2002.

Prevodnost (Slika 19) je bila dokaj visoka, kar kaže na veliko vsebnost raztopljenih snovi. Najvišja je bila septembra 2002 (751 $\mu\text{S}/\text{cm}$), najnižja pa februarja (398 $\mu\text{S}/\text{cm}$).



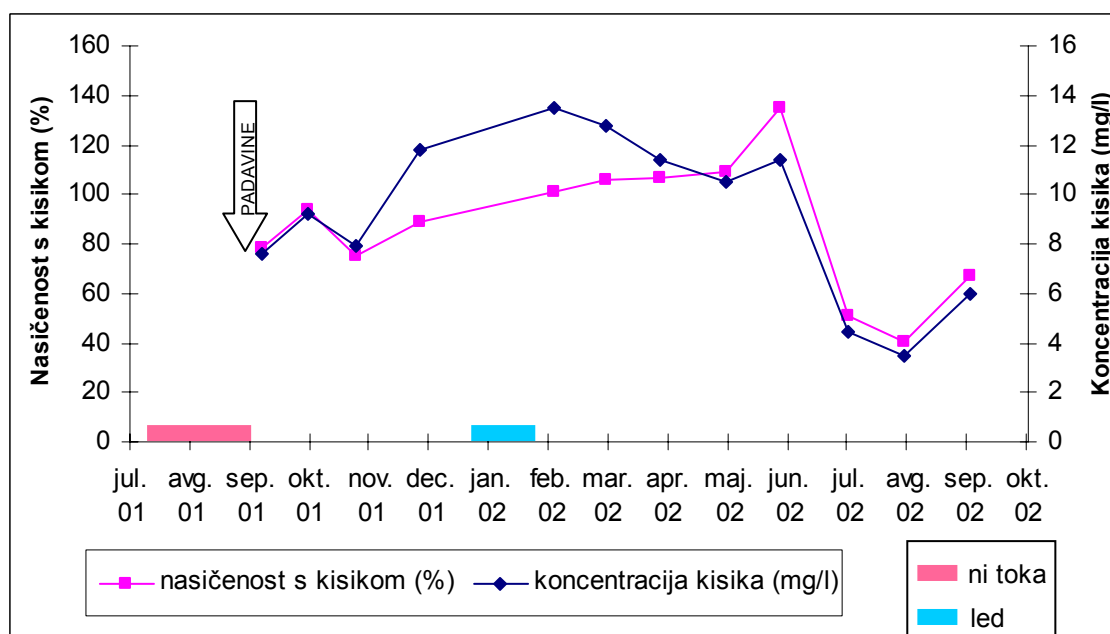
Slika 19. Električna prevodnost vode od septembra 2001 do septembra 2002.

Vrednosti pH (Slika 20) so bile vedno blizu nevtralnega območja ($\text{pH}=7$) in so se spreminjale od največ 7,9 (februar 2002) do najmanj 6,8 (julij 2002).



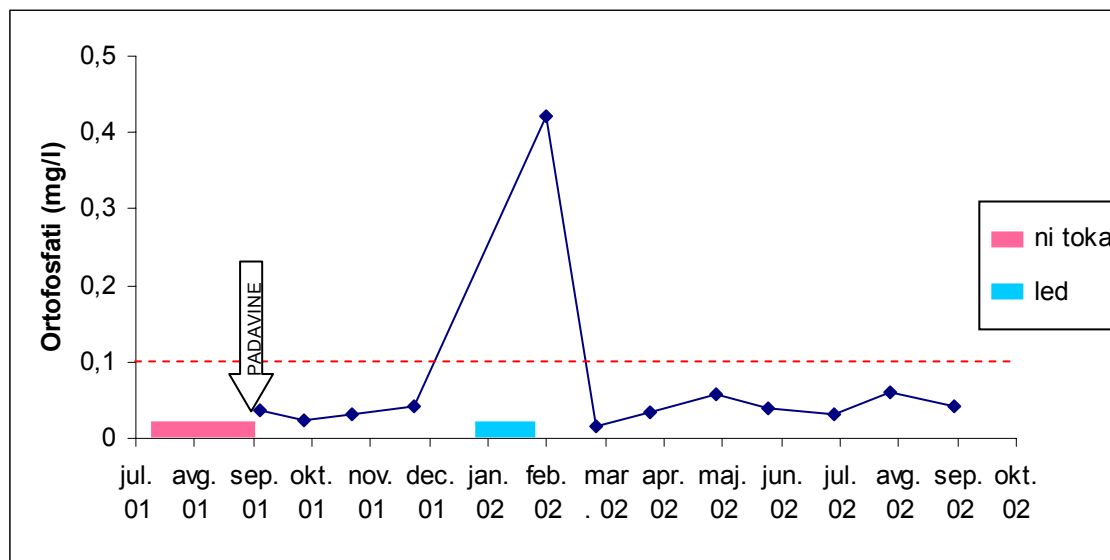
Slika 20. pH vode od septembra 2001 do septembra 2002.

Koncentracija kisika v vodi je bila zelo nizka julija (4,5 mg/l) in avgusta (3,5 mg/l), zelo visoka pa februarja (13,6 mg/l) in marca (12,8 mg/l). Nasičenost s kisikom pa je bila zelo nizka avgusta (41 %) in zelo visoka junija (135 %). Vrednosti, višje od 100 %, kažejo na močno biogeno prezračevanje, nižje vrednosti pa so verjetno posledica višjih temperatur vode v poletnih mesecih (julij 20,8 °C, avgust 21,2 °C) oz. so lahko tudi posledica organskega onesnaženja vodotoka (Slika 21).



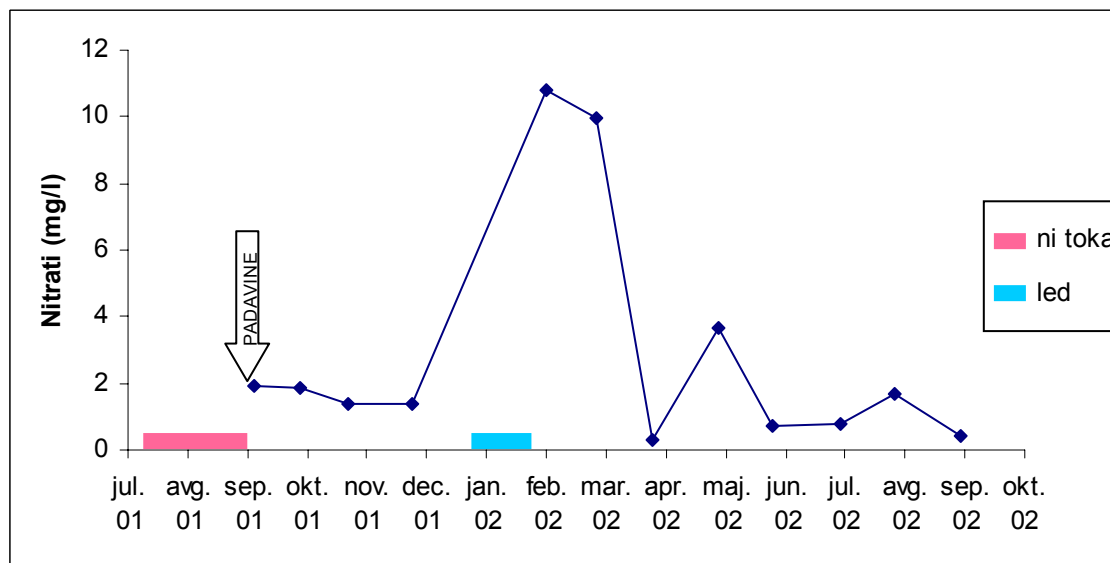
Slika 21. Nasičenost vode s kisikom in koncentracija raztopljenega kisika v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.

Za določanje koncentracije fosfatov smo uporabili metodo, ki ima mejo detekcije od 0,1 do 1,5 mg/l. Večina vrednosti je bilo pod mejo detekcije, samo enkrat (februar 2002) je vrednost narasla na 0,42 mg/l (Slika 22).



Slika 22. Koncentracija orto-fosfatov v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.

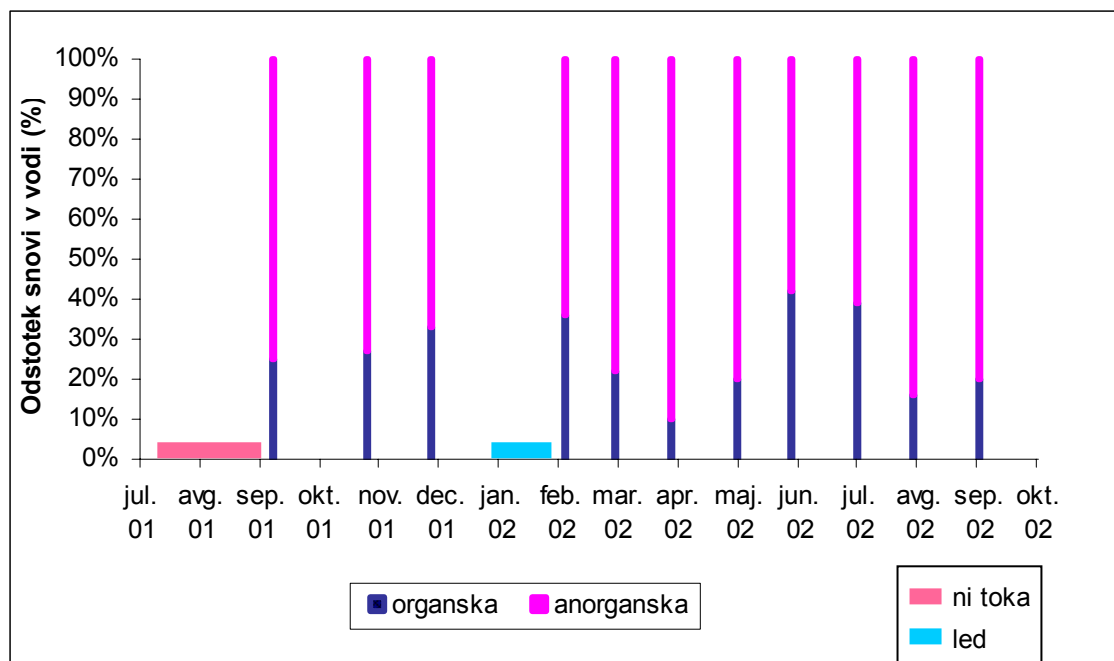
Izmerjene koncentracije nitratov so bile nizke (Slika 23), najnižje aprila (0,3 mg/l), do občutnega povišanja pa je prišlo v zimskih in zgodnjih pomladnih mesecih (februar in marec), ko smo izmerili višje vrednosti (10,8 in 9,9 mg/l). Ker je v neposredni bližini reke veliko njiv in travnikov, sklepamo, da je do povišanja prišlo tudi zaradi gnojenja teh površin.



Slika 23. Koncentracija nitratov v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.

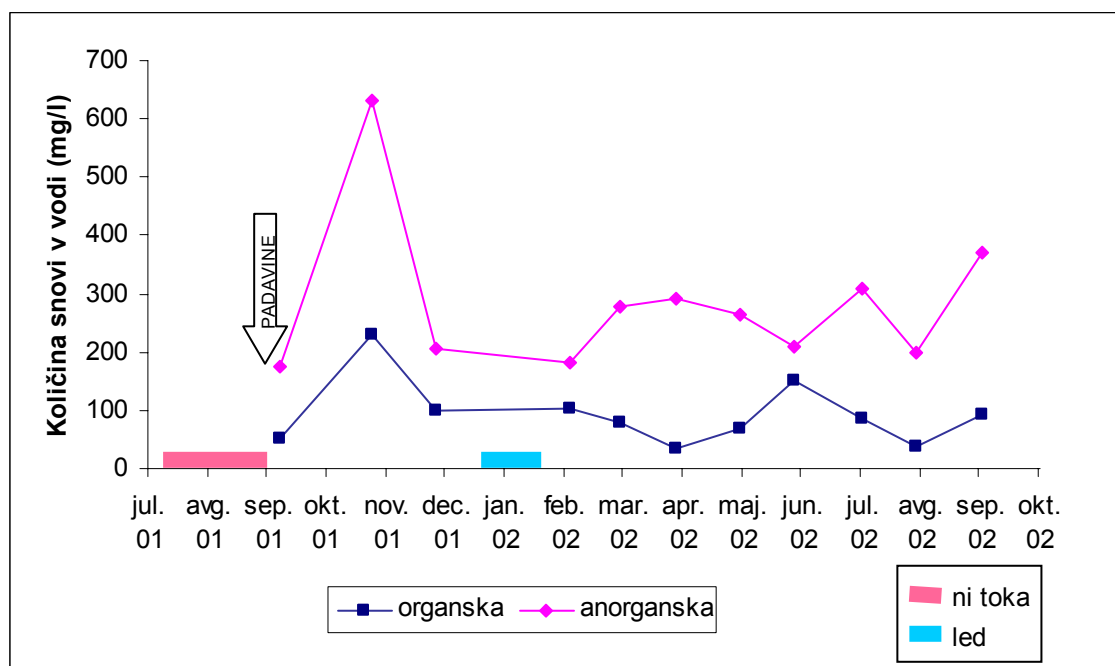
Odstotek anorganske snovi v vodi je bil v vseh primerih občutno višji kot odstotek organskih snovi (Slika 24). Najvišji odstotek anorganske snovi je bil aprila (90 %), najnižji pa junija (58 %). Trend povišanja odstotka organske snovi lahko vidimo od aprila (10 %) do junija, ko je bil odstotek najvišji (42 %).

Vzorcu iz dne 1.10.2001 zaradi tehničnih težav nismo določili količine in odstotka snovi v vodi.



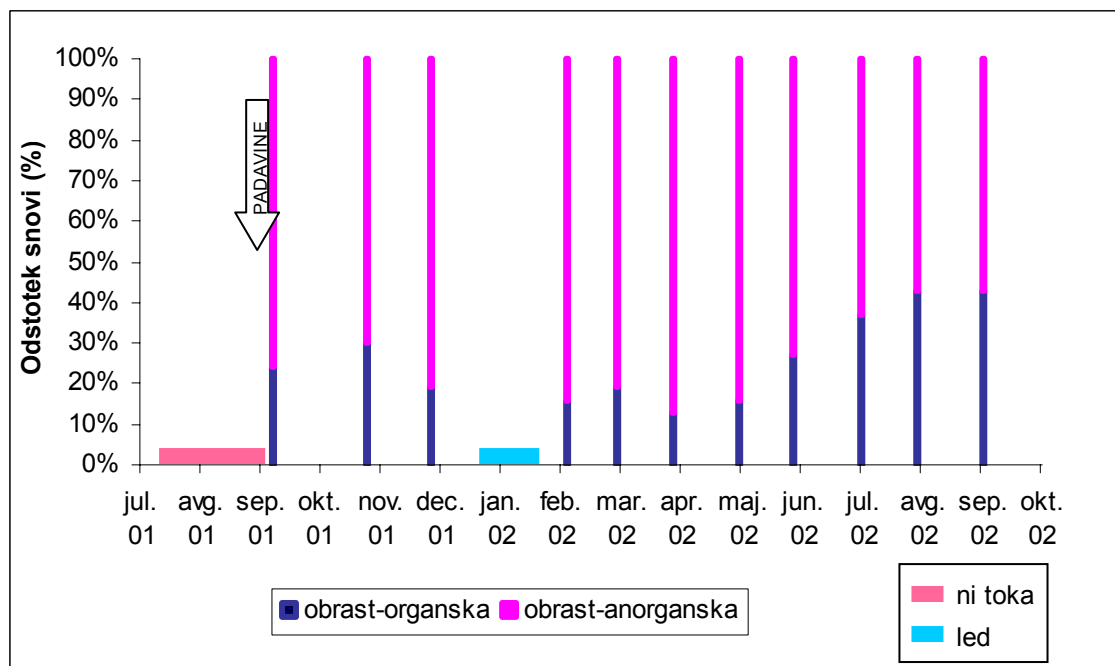
Slika 24. Odstotek organske in anorganske snovi v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.

Najvišja količina anorganskih snovi v vodi je bila konec oktobra (631 mg/l), najnižja pa septembra 2001 (174 mg/l). Najvišja količina organskih snovi je bila konec oktobra (230 mg/l), najnižja pa aprila (33 mg/l) (Slika 25).



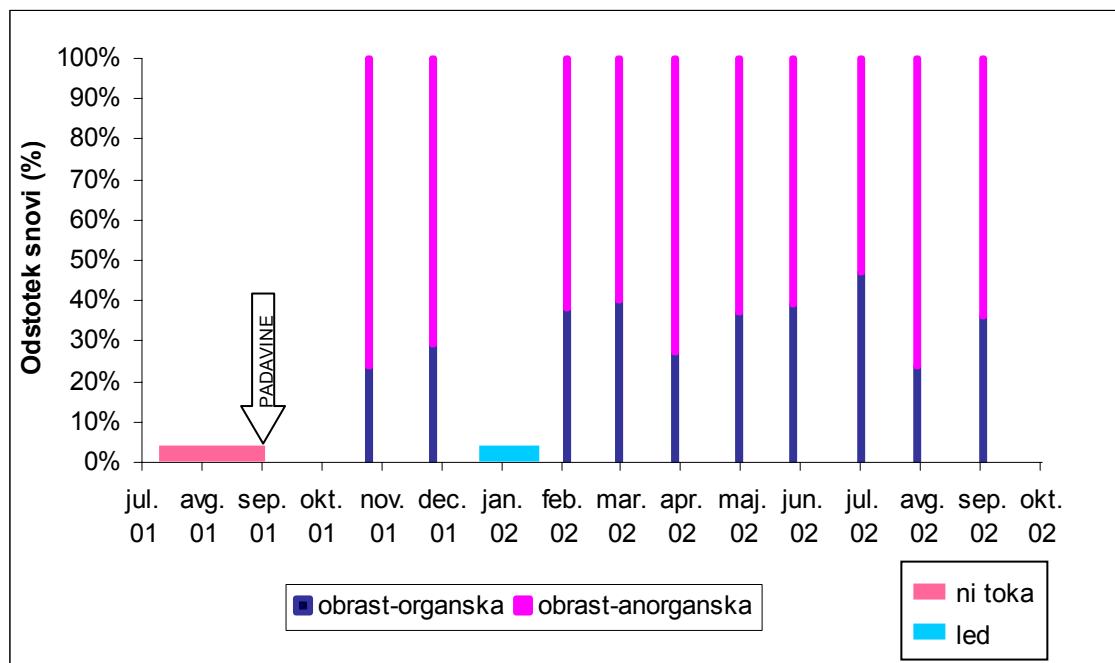
Slika 25. Količina organske in anorganske snovi v vodi od septembra 2001 do septembra 2002.

Odstotek anorganskih snovi v obrasti v tolmu je bil vedno višji kot odstotek organskih snovi (Slika 26). Najvišji je bil aprila (87 %), najnižji pa avgusta in septembra 2002 (57 %). Od aprila do septembra 2002 je viden trend zviševanja odstotka organske snovi v obrasti. V brzici takega trenda nismo opazili.



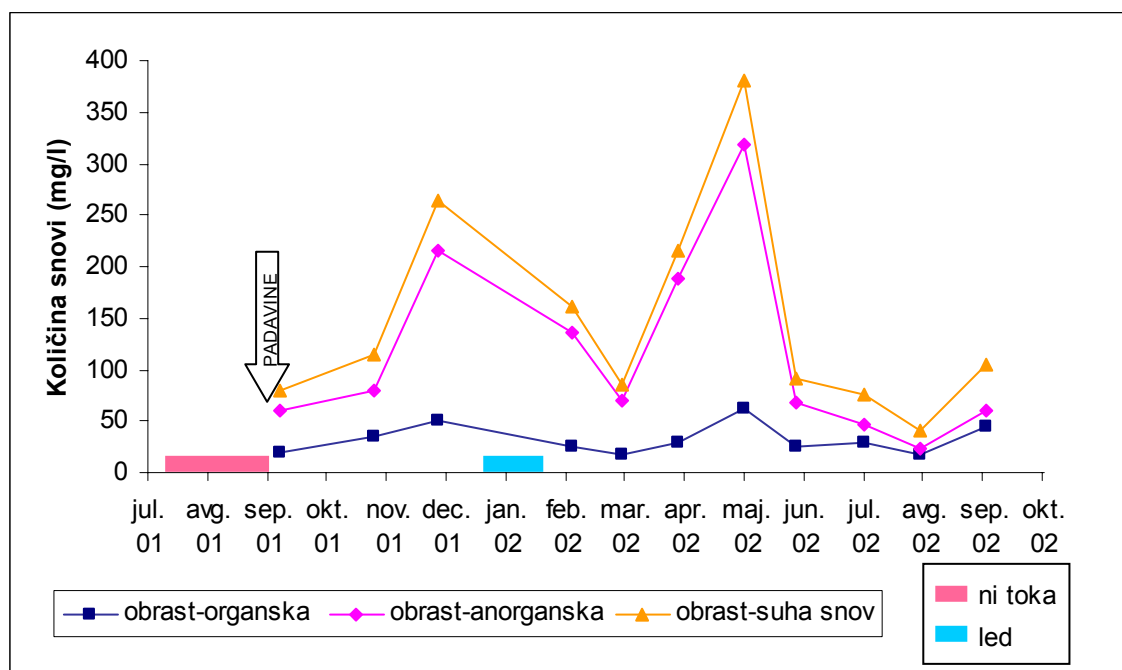
Slika 26. Odstotek organske in anorganske snovi obrasti v tolmu od septembra 2001 do septembra 2002.

Tudi v brzici je bil odstotek anorganskih snovi obrasti višji kot odstotek organskih snovi (Slika 27). Najvišji je bil konec oktobra (76 %), najnižji pa marca (60 %). Ob prvem vzorčenju v brzici ni bilo obrasti, ker habitat 1 mesec ni bil omočen.



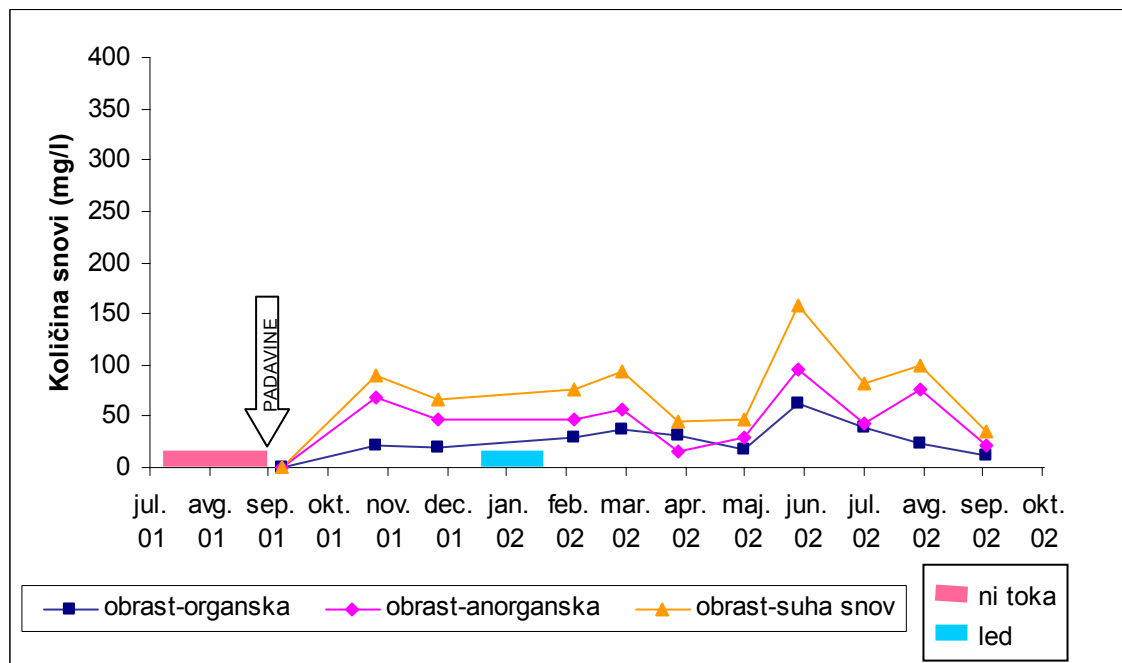
Slika 27. Odstotek organske in anorganske snovi obrasti v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.

Najvišja količina organske, anorganske in suhe snovi obrasti v tolmunu je bila maja (62,1 mg/l, 318,4 mg/l in 380,5 mg/l). Najnižje količine organske snovi smo izmerili marca (16,7 mg/l), anorganske in suhe snovi pa avgusta (23,5 in 41,6 mg/l). V spreminjanju količine anorganske snovi lahko opazimo trend zviševanja količine od septembra 2001 do novembra, nato upad preko zime do meseca marca in nato hitro povišanje spomladi, od marca do maja. Sledi hiter upad v naslednjem mesecu in manjši trend zniževanja do avgusta ter nato rahel porast v septembru 2002. Sprememba količine organske snovi nima izrazitega trenda oz. se v času naših raziskav ni drastično spreminjala (Slika 28).



Slika 28. Količina organske, anorganske in suhe snovi obrasti v tolmunu od septembra 2001 do septembra 2002.

V brzici so bile količine snovi obrasti nižje kot v tolmunu (Slika 29). Najvišje so bile junija (organska 62,6 mg/l, anorganska 95,6 mg/l in suha snov 158,2 mg/l), najnižje pa organska in suha snov septembra (12,5 in 34,5 mg/l) in anorganska aprila (14,7 mg/l). Večjih trendov v količini snovi preko sezone nismo opazili.



Slika 29. Količina organske, anorganske in suhe snovi obrasti v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.

4.3 Rezultati bioloških analiz

V naši raziskavi smo skupno določili 153 taksonov, od katerih jih je bilo 92 v tolmunu (preglednica 9) in 143 v brzici (preglednica 10). Do vrste smo določili 79 taksonov.

Preglednica 9. Seznam taksonov s podatki o številu osebkov na vzorčno enoto v tolmunu

Takson	SLT0901	SLT1001A	SLT1001B	SLT1101	SLT0202	SLT0302	SLT0402	SLT0502	SLT0602	SLT0702	SLT0802	SLT0902
NEMATODA				2			6	3				
<i>Lumbriculus variegatus</i>							4					
<i>Stylogdrilus</i> sp.	12			1		2	4	15	6			
<i>Dero digitata</i>		1	6	7		26	12		10	1	15	12
<i>Nais christinae</i>				69		20	10	90	2	2		
<i>Nais communis</i>				12			38	21				
<i>Nais elinguis</i>				10		2	4	54				
<i>Nais pardalis</i>								15				
<i>Nais variabilis</i>	5	2	1	280	6	20	156	71			1	
<i>Ophidonais serpentina</i>			1	62		18	76	294	192			
<i>Pristina longiseta</i>				5								
<i>Pristina</i> sp.			1	1								
<i>Slavina appendiculata</i>				2			2	9				
<i>Aulodrilus pluriseta</i>	2			5		6	14	18	22	1	11	1
Tubificidae- brez lasastih ščetin	46	38	14	218	279	1022	366	267	218	92	162	103
Tubificidae- z lasastimi ščetinami	25	57	23	140	48	269	260	177	198	58	65	135
<i>Trocheta</i> sp.			1									
<i>Glossiphonia complanata</i>	1											2
<i>Helobdella stagnalis</i>	5									8	2	
<i>Hemiclepsis marginata</i>					1							
<i>Piscicola geometra</i>						1	1	1				
<i>Radix balthica</i>								1	1		1	
<i>Gyraulus albus</i>					2		2	4	4		4	2
<i>Synurella ambulans</i>					1							
<i>Gammarus fossarum</i>					3			3	2			
<i>Gammarus roeseli</i>										1		
<i>Asellus aquaticus</i>				3	12		3	5	5			
<i>Baetis buceratus</i>								5				
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>											1	

se nadaljuje

nadaljevanje

Takson	SLT0901	SLT1001A	SLT1001B	SLT1101	SLT0202	SLT0302	SLT0402	SLT0502	SLT0602	SLT0702	SLT0802	SLT0902
<i>Centroptilum luteolum</i>			1					6	4			
<i>Cloeon dipterum</i>				13		1				50	221	17
<i>Caenis luctuosa</i>						1						
<i>Caenis macrura/martae</i>								6				
<i>Caenis robusta</i>											1	
<i>Ephemerella ignita</i>								4	1			
<i>Habrophlebia fusca</i>				9		21		160	11		1	
<i>Siphonurus armatus</i>								2				
<i>Nemoura cinerea</i>							4					
<i>Calopteryx virgo</i>				1								
<i>Calopteryx(Agrion) splendens</i>					3	1						
Coenagrionidae- juv.										3	1	2
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>					1							
<i>Gomphus vulgatissimus</i>								1				
<i>Onychogomphus forcipatus</i>								1				
<i>Platycnemis pennipes</i>				4	9	10	25	17	7		50	38
<i>Gerris</i> sp.								2			2	
<i>Sialis fuliginosa</i>								1				
<i>Sialis lutaria</i>						1	1		7	1	2	
<i>Agabus</i> sp.-larve		1	1	1	4							
<i>Ilybius</i> sp. -larve					1							
<i>Ilybius</i> sp./ <i>Agabus</i> sp.											2	
<i>Laccophilus</i> sp.												1
<i>Laccophilus</i> sp.-larve										4	2	
<i>Platambus maculatus</i> -larve				5								
<i>Limnius</i> sp.-larve						1						
<i>Oulimnius</i> sp.-larve					4	3	5	1	1	1	2	1
<i>Haliplus</i> sp.								2	1	1	2	1
<i>Haliplus</i> sp.-larve	1		1		2	2			3	3	59	3
<i>Helophorus</i> sp.									1			

se nadaljuje

nadaljevanje

Takson	SLT0901	SLT1001A	SLT1001B	SLT1101	SLT0202	SLT0302	SLT0402	SLT0502	SLT0602	SLT0702	SLT0802	SLT0902
<i>Laccobius</i> sp.											1	
<i>Goera pilosa</i>											1	
<i>Hydropsyche angustipennis</i>							1	1				
<i>Mystacides azurea/nigra</i>							1					
<i>Anabolia furcata</i>								2	2		1	
Limnephilinae-juv.				4		7	1					
<i>Limnephilus affinis</i>							16	1				
<i>Limnephilus extricatus</i>					2							
<i>Limnephilus lunatus</i>								5				
Ceratopogoninae					6		16	8				
Chironomini			10	28	61	85	352	100	254	17	16	4
<i>Chironomus</i> sk. <i>plumosus</i>					5	9		10	6	20	12	1
<i>Chironomus</i> sp.- buba							4		1			
<i>Chironomus</i> sk. <i>thummi</i>	1	1	12	13	21	25	6	19	92	35	5	1
<i>Corynoneura</i> sp.				4		26	68	10				
Orthoclaadiinae		7	1	124	206	320	686	525	103	83	8	
<i>Prodiamesa delphinensis</i>						1						
<i>Prodiamesa olivacea</i>					16	39	21	45	5			
<i>Prodiamesa</i> sp. - buba							2					
Tanypodinae				57	44	185	419	35	268	5	30	3
Tanytarsini				30	33	107	927	117	86	12	3	2
<i>Anopheles</i> sp.										1	4	
<i>Dixella</i> sp.					1							
Limoniidae					1							
<i>Pseudolimnophila</i> sp.					1				1			
<i>Lispe</i> sp.	1											
<i>Dicranota</i> sp.						1		1				
Pericomini							1		1			
Psychodidae				1						1		
<i>Simulium</i> sp.				20	26	1		2				

se nadaljuje

nadaljevanje

Takson	SLT0901	SLT1001A	SLT1001B	SLT1101	SLT0202	SLT0302	SLT0402	SLT0502	SLT0602	SLT0702	SLT0802	SLT0902
<i>Oxycera</i> (Hermione) sp.											1	
<i>Chrysops</i> sp.							1					
<i>Tipula</i> sp.					1				3			

Preglednica 10. Seznam taksonov s podatki o številu osebkov na vzorčno enoto v brzici.

Takson	SLB1001A	SLB1001B	SLB1101	SLB0202	SLB0302	SLB0402	SLB0502	SLB0602	SLB0702	SLB0802	SLB0902
NEMATODA		5	2		1	5	6				12
Enchytraeidae		4	2							4	
<i>Eiseniella tetraedra</i>	7		4	1	1	10				4	11
Lumbriculidae-z enostavnimi ščetinami								2			
<i>Lumbriculus variegatus</i>										8	60
<i>Styodrilus</i> sp.	37	2100	1778		130	1520	1200	460	609	1336	824
<i>Dero digitata</i>	1	3							12	144	60
<i>Dero</i> sp.-juv.			4								
<i>Nais christinae</i>			288			235	714	2		40	4
<i>Nais communis</i>						60					
<i>Nais elinguis</i>		3	238		1	690	2688				
<i>Nais pardalis</i>							72				
<i>Nais variabilis</i>	13	462	736		4	560	300			36	8
<i>Ophidonais serpentina</i>		21	122		6	275	264	6			
<i>Pristina longiseta</i>										12	4
<i>Pristina</i> sp.	2	1									
<i>Slavina appendiculata</i>		1					6	2		4	4
<i>Aulodrilus pluriseta</i>	1	21	42		2	35	36	14	30	360	576
Tubificidae- brez lasastih ščetin	24	1376	272		42	770	366	292	657	2212	1432
Tubificidae- z lasastimi ščetinami	17	169	172		19	595	384	156	441	380	360
<i>Trocheta</i> sp.		2	2		4		1			1	
<i>Glossiphonia complanata</i>									2	3	2
<i>Helobdella stagnalis</i>	1	9	13	3	3	3	1	7	36	61	38
<i>Hemiclepsis marginata</i>											1
<i>Theromyzon tessulatum</i>						1		1	1		
<i>Piscicola geometra</i>						11	1				
<i>Acroloxus lacustris</i>				1							
<i>Galba truncatula</i>	1	2				1					2
<i>Radix balthica</i>	3	8		1		5		1	2	1	7

se nadaljuje

nadaljevanje

Takson	SLB1001A	SLB1001B	SLB1101	SLB0202	SLB0302	SLB0402	SLB0502	SLB0602	SLB0702	SLB0802	SLB0902
<i>Gyraulus albus</i>	7				3	7	3	14	9	3	
<i>Hippeutis complanatus</i>							1				
<i>Pisidium</i> sp.	2	12	18	2	3	1		7	2	7	31
<i>Anodonta cygnea</i>	1										
<i>Synurella ambulans</i>	1	1				2		1			
<i>Gammarus fossarum</i>	108	54	96	29	15	22	70	182	3	4	2
<i>Gammarus roeseli</i>		1				1		1		2	
<i>Asellus aquaticus</i>	6	6	10	5	2	7		9	25	228	276
Hydrachnidia (Hydracarina)		1				1		3			
<i>Baetis buceratus</i>			1			130	168	32		3	16
<i>Baetis buceratus/vernus</i>	7										
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>		377	3		2		59	51		10	
<i>Baetis macani</i>										3	7
<i>Baetis rhodani</i>		6	34	3	11	43	34	19			
<i>Baetis</i> sp.- juv.		128	166			54	245	232		37	9
<i>Baetis vernus</i>		35	32	3	9		14	5		4	
<i>Centroptilum luteolum</i>						1					
<i>Cloeon dipterum</i>		7	1						30	263	10
<i>Caenis luctuosa</i>		6	5	5		8		1			
<i>Caenis macrura/martae</i>							7				1
<i>Caenis robusta</i>											5
<i>Ephemerella ignita</i>							59	47			
<i>Electrogena ujhelyii</i>								1			
<i>Rhithrogena</i> sk. <i>Semicolorata</i>						9	2				
<i>Rhithrogena</i> sp.-juv			1		3						
<i>Habrophlebia fusca</i>		296	2010	3	58	1206	1551	956	3		11
<i>Siphonurus armatus</i>						3					
<i>Leuctra</i> sp.							2				
<i>Nemoura cinerea</i>			1		4	5	2				
<i>Isoperla</i> sk. <i>Grammatica</i>		6	4			2	2				

se nadaljuje

nadaljevanje

Takson	SLB1001A	SLB1001B	SLB1101	SLB0202	SLB0302	SLB0402	SLB0502	SLB0602	SLB0702	SLB0802	SLB0902
<i>Calopteryx</i> sp.- juv.			4								37
<i>Calopteryx virgo</i>		3	1								
<i>Calopteryx(Agrion) splendens</i>						1	5	4	1		5
Coenagrionidae- juv.						2				1	
<i>Gomphus vulgatissimus</i>							1		2		
<i>Onychogomphus forcipatus</i>			1	4	1	1		10	3	1	3
<i>Crocothemis erythraea</i>								1			3
<i>Platycnemis pennipes</i>	1	3	2		1	6	6	16	1	8	52
<i>Nepa cinerea</i>				1				1			
<i>Sialis fuliginosa</i>		1						1	2		1
<i>Sialis lutaria</i>									13		3
<i>Sialis</i> sp.-juv.								8			
<i>Plateumaris</i> sp.			1								
<i>Pomatinus substriatus</i>		1				1	1				21
<i>Acilius canaliculatus</i>									1		
<i>Agabus</i> sp.									2		
<i>Agabus</i> sp.-larve	2	1	1		1						
<i>Ilybius</i> sp. -larve				1							1
<i>Platambus maculatus</i>		4									9
<i>Platambus maculatus</i> -larve		30									
<i>Elmis</i> sp.	2	7	10	6	3	6	14	6		8	10
<i>Elmis</i> sp.-larve		5	10	2	1	2	2	2	1		4
<i>Limnius</i> sp.		1									4
<i>Limnius</i> sp.-larve	3	2	2	2		2	3	2	2		
<i>Oulimnius</i> sp.	4	21	27	4	3	7	15	18	2	21	15
<i>Oulimnius</i> sp.-larve	11	21	21	24	11	26	2		11	36	37
<i>Halipus</i> sp.											1
<i>Halipus</i> sp.-larve		1							3	17	8
<i>Helophorus</i> sp.						1	1				
<i>Hydraena</i> sp.	16	38	50	11	4	5	8	21		19	14

se nadaljuje

nadaljevanje

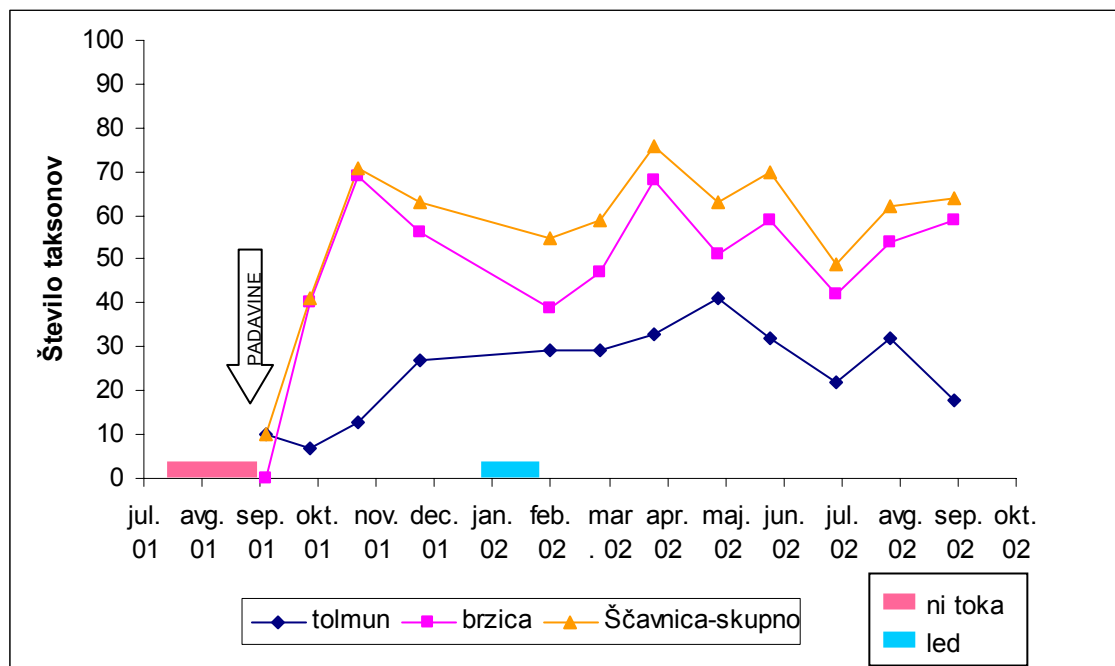
Takson	SLB1001A	SLB1001B	SLB1101	SLB0202	SLB0302	SLB0402	SLB0502	SLB0602	SLB0702	SLB0802	SLB0902
<i>Laccobius</i> sp.									1	8	1
<i>Goera pilosa</i>											1
<i>Lithax obscurus</i>		4			1			3			1
<i>Hydropsyche angustipennis</i>		3	8	6	1	1	4	111	71	27	248
<i>Hydropsyche bulbifera</i>								40			
<i>Hydropsyche saxonica</i>	2		2	1				31	6		3
<i>Hydropsyche</i> sp.- juv.		74	78		2			552			735
<i>Hydroptila</i> sp.		2	4					1			1
<i>Hydroptila sparsa</i>		4									
<i>Anabolia furcata</i>						16	15	4		1	
<i>Halesus tessellatus</i>						1		1			
<i>Isonychia dubia</i>						1					
Limnephilinae-juv.		17	44		2	4					
<i>Limnephilus affinis</i>						1					
<i>Limnephilus extricatus</i>		2	4	6	4	3					
<i>Limnephilus lunatus</i>					1	4	1				
<i>Limnephilus rhombicus</i>						3					
<i>Potamophylax rotundipennis</i>			1	4	9	4					
<i>Notidobia ciliaris</i>							1				
<i>Acentria</i> sp.	1										
LEPIDOPTERA											1
<i>Atrichopogon</i> sp.									1	1	
Ceratopogoninae	2	72		2	4	59	67	10	2	8	
Chironomini	3	26	29	2	5	153	9	621	292	121	45
<i>Chironomus</i> sk. <i>Plumosus</i>									341	34	
<i>Chironomus</i> sp.- buba	2								13		
<i>Chironomus</i> sk. <i>Thummi</i>									388	30	
<i>Corynoneura</i> sp.		13	19			123	38			35	
Diamesinae						33		3			
Orthocladiinae	556	474	613	486	580	4530	2255	444	69	126	18

se nadaljuje

nadaljevanje

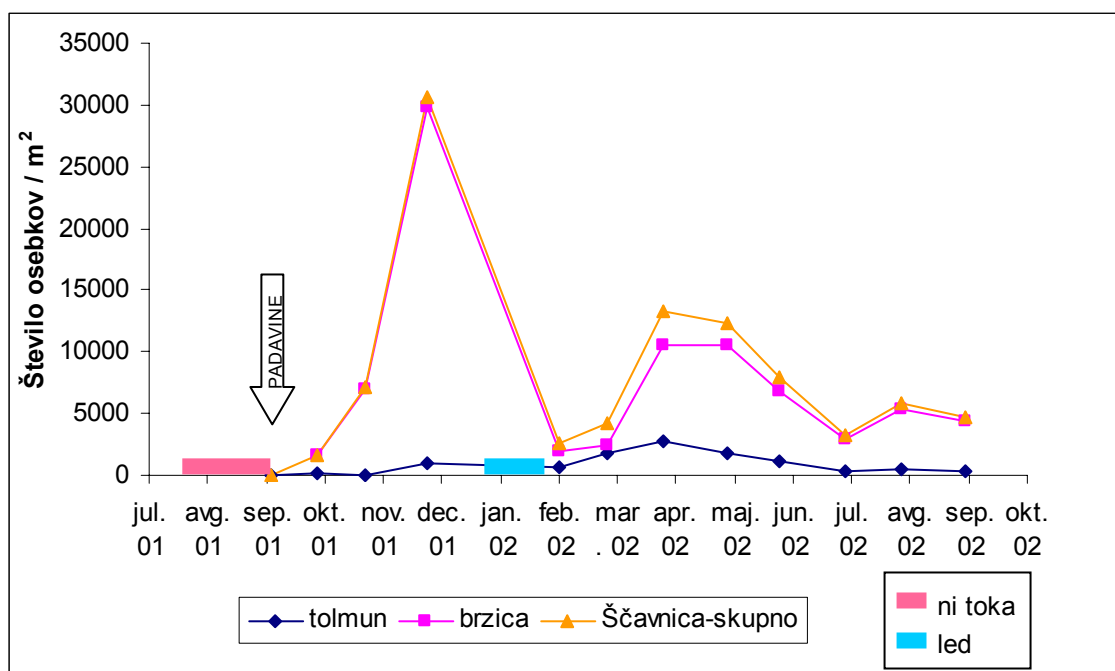
Takson	SLB1001A	SLB1001B	SLB1101	SLB0202	SLB0302	SLB0402	SLB0502	SLB0602	SLB0702	SLB0802	SLB0902
<i>Prodiamesa olivacea</i>					1	3		39			
<i>Prodiamesa</i> sp. - buba						3					
Tanypodinae	32	118	115	14	27	156	18	1413	438	362	254
Tanytarsini	9	42	113	2	46	1650	641	2046	34	94	73
<i>Anopheles</i> sp.										1	
<i>Dixa</i> sp.		1									
<i>Chelifera stigmatica</i>				1		5					
Hemerodromiinae		1									
<i>Limnophila</i> sp.				1							
<i>Limnophila submarmorata</i>	1			1							
Limoniidae		1									
<i>Pseudolimnophila</i> sp.	24	16	10	5	9	3	1	2	1	1	
<i>Limnophora</i> sp.		4						1			
<i>Lispe</i> sp.	1										
<i>Dicranota</i> sp.		5	11	3	4	21	27	61			
Pericomini		11	1	8	3	6	3			6	
<i>Psychoda cinerea</i>											2
Psychodidae	1	1									1
<i>Simulium</i> sp.	1008	2629	30000	1828	2037	30	1795	430		450	61
<i>Oxycera</i> (Hermione) sp.											1
<i>Chrysops</i> sp.		3		1						1	
Tabanidae	1										
<i>Tabanus</i> sp.		2	3	4	1	2					
<i>Tipula</i> sp.	4	13	9	12		1		40	3	8	4

Določili smo število taksonov v času vzorčenja v tolmunu, v brzici in skupno v mesecu (seštevek števila taksonov v tolmunu in brzici) (Slika 30). Skupno je bilo največ taksonov aprila (76), najmanj pa septembra 2001 (10). Po suši se je število taksonov v brzici hitro povišalo, nato je preko zime upadlo in spomladi spet naraslo. V tolmunu je ta trend manj izrazit oz. se število taksonov preko zime ni zmanjšalo in nihanje števila taksonov ni tako izrazito kot v brzici.

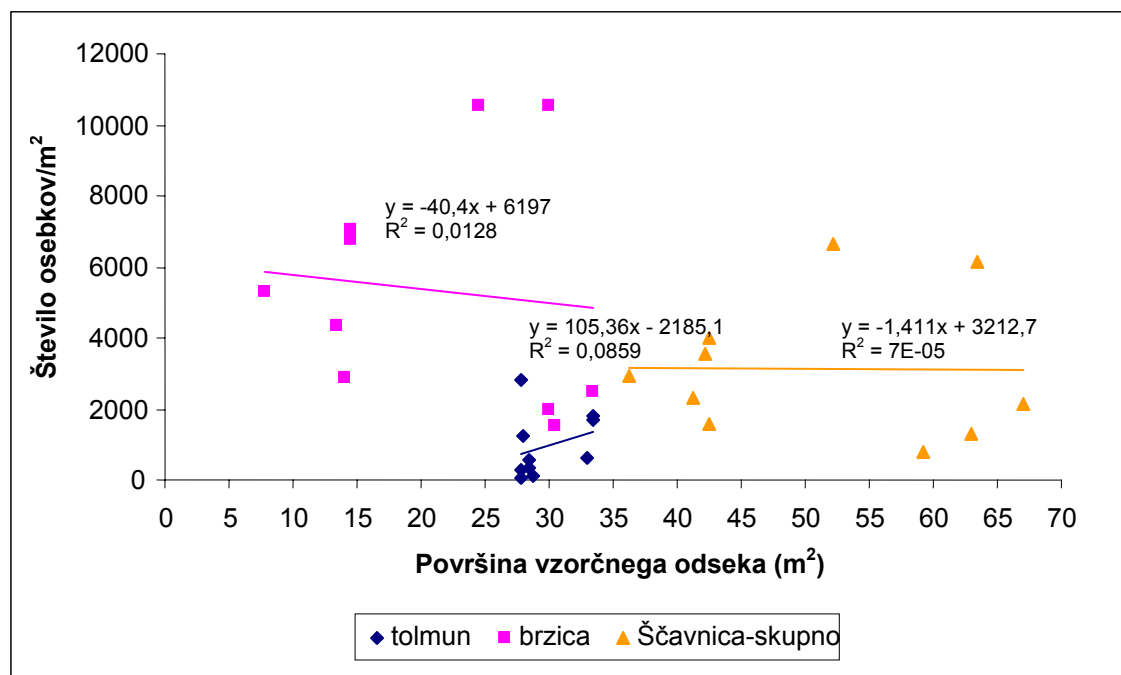


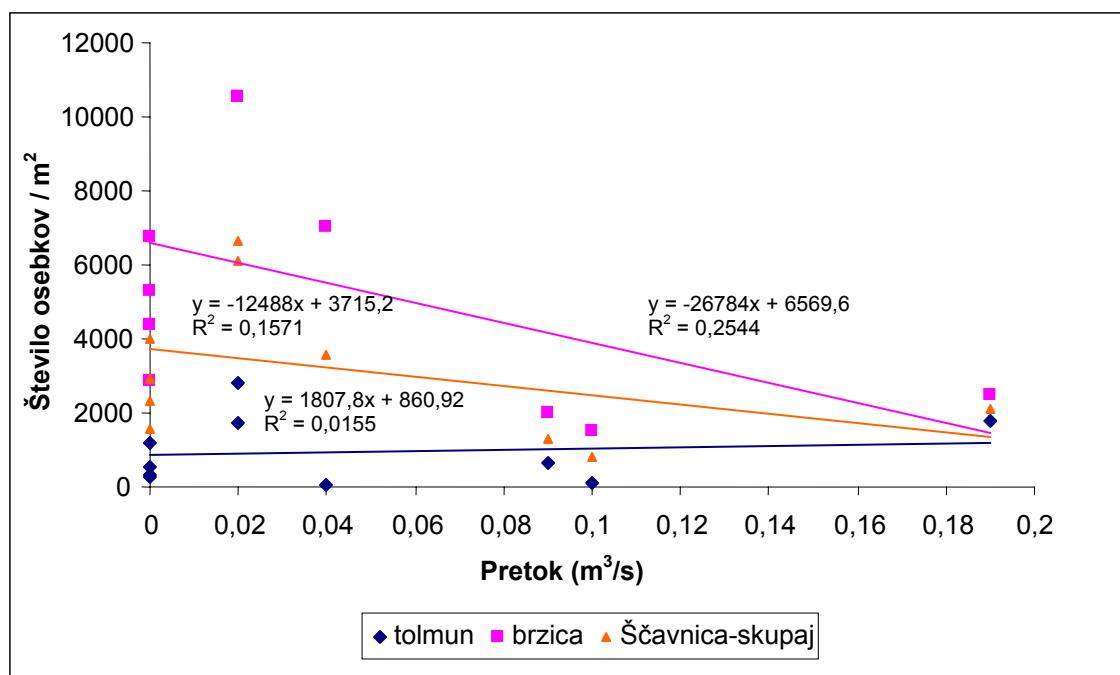
Slika 30. Število taksonov v tolmunu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002.

Najnižje število osebkov smo določili v prvem vzorcu, septembra 2001 (99 osebkov/m²). Število osebkov se je nato naglo povišalo in je bilo najvišje novembra (38382 osebkov/m²), nato je preko zime, verjetno zaradi vpliva ledu, upadlo in februarja doseglo vrednost 3298 osebkov/m². Drugi višek števila osebkov/m² je bil aprila in maja (16669 in 15328 osebkov/m²). V tolmunu je bilo manjše število osebkov/m² kot v brzici, toda čez celo leto bolj ali manj ustaljeno (Slika 31).

Slika 31. Število osebkov na m² v tolmunu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002.

Primerjali smo tudi število osebkov glede na površino omočenega dela vzorčnega odseka (Slika 32) in število osebkov glede na pretok (Slika 33). Ekstremnih vrednosti nismo upoštevali, zato smo izpustili prvi vzorec, ko je bilo število osebkov najnižje, in novembrski vzorec, ko je bilo število osebkov najvišje.

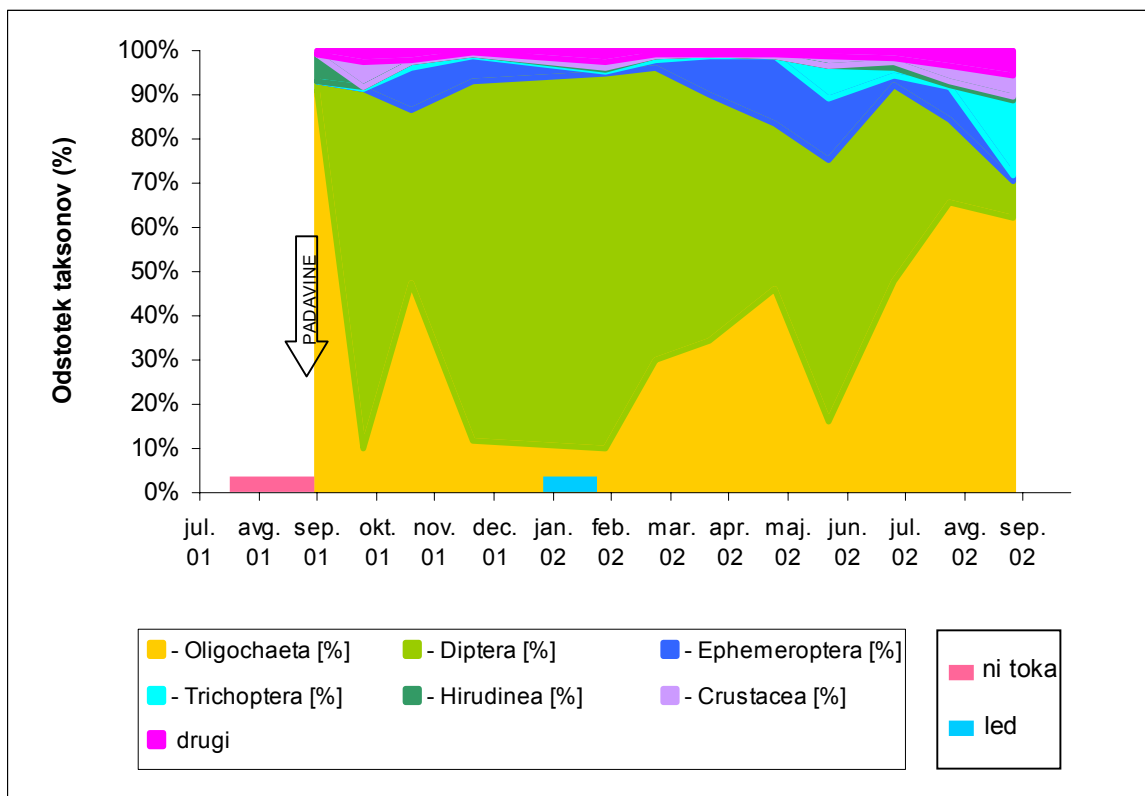
Slika 32. Soodvisnost med številom osebkov/m² in površino vzorčnega odseka.

Slika 33. Soodvisnost med številom osebkov/m² in pretokom (m³/s).

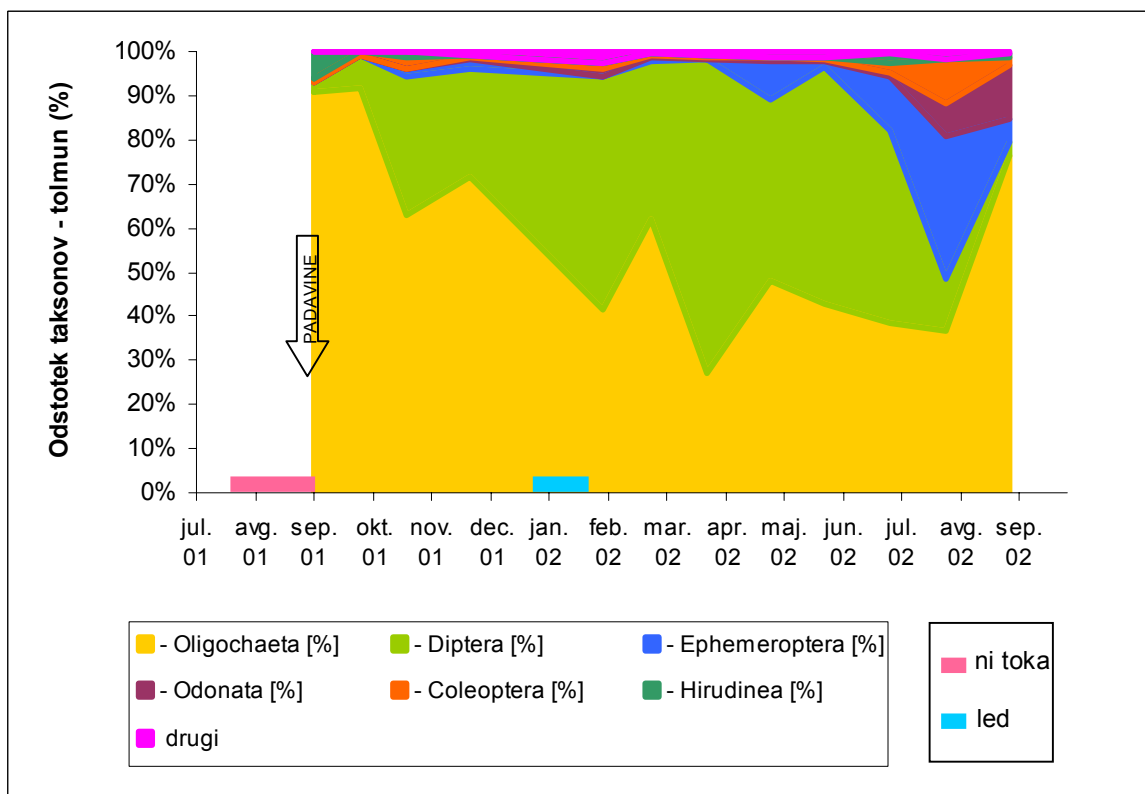
V prvem vzorcu vodnih nevretenčarjev so skupno najvišji odstotek taksonov predstavljali maloščetinci (Oligochaeta), v kasnejših vzorcih pa so prevladovali dvokrilci (Diptera) (Slika 34).

V tolmunu (Slika 35) so najvišji odstotek taksonov predstavljali maloščetinci z najvišjim odstotkom septembra 2001 (91%) in najnižjim aprila (27%). Drugi takson z zelo visokim odstotkom so bili dvokrilci, katerih odstotek je bil najvišji aprila (72%) in najnižji septembra 2001 (2%). V poletnih mesecih se je povišal tudi odstotek enodnevnice, katerih odstotek je bil najvišji avgusta (33%). Avgusta je bil višji tudi odstotek hroščev (10%), avgusta in septembra pa se je povišal odstotek kačjih pastirjev (7 in 12%).

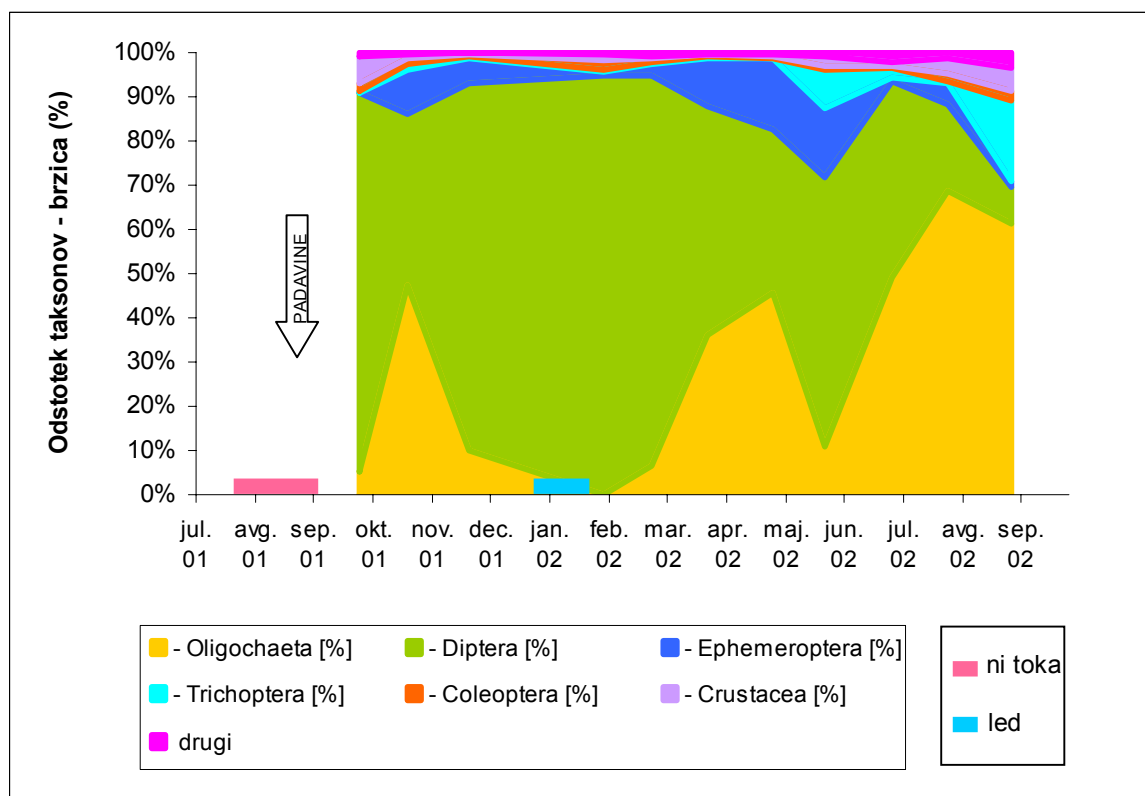
V brzici (Slika 36) so najvišji odstotek predstavljali dvokrilci, sledili so jim maloščetinci ter ličinke enodnevnice in mladoletnic. Odstotek dvokrilcev je bil najvišji februarja (95%), najnižji pa septembra 2002 (8%). Pozno jeseni in spomladi so bile v visokem odstotku prisotne ličinke enodnevnice. Odstotek ličink mladoletnic je bil višji v poletnih mesecih in septembra 2001.



Slika 34. Odstotek taksonov skupno v tolmu in brzici od septembra 2001 do septembra 2002.

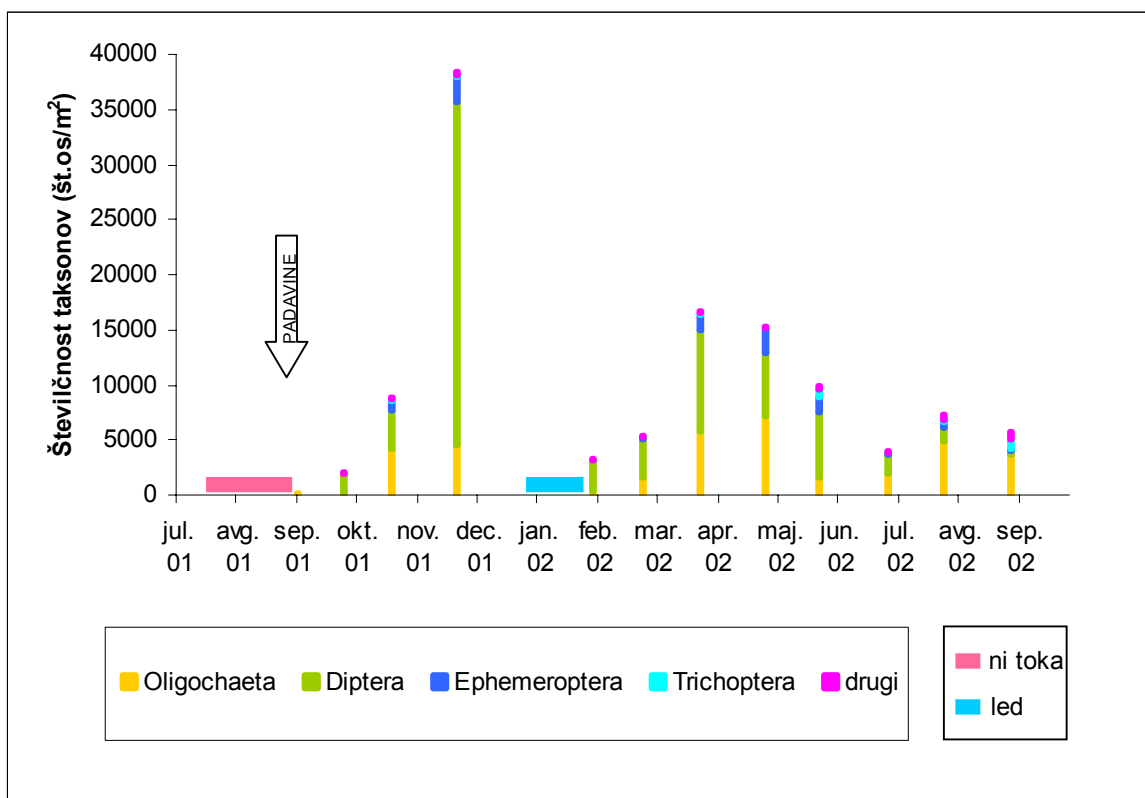


Slika 35. Odstotek taksonov v tolmu od septembra 2001 do septembra 2002.

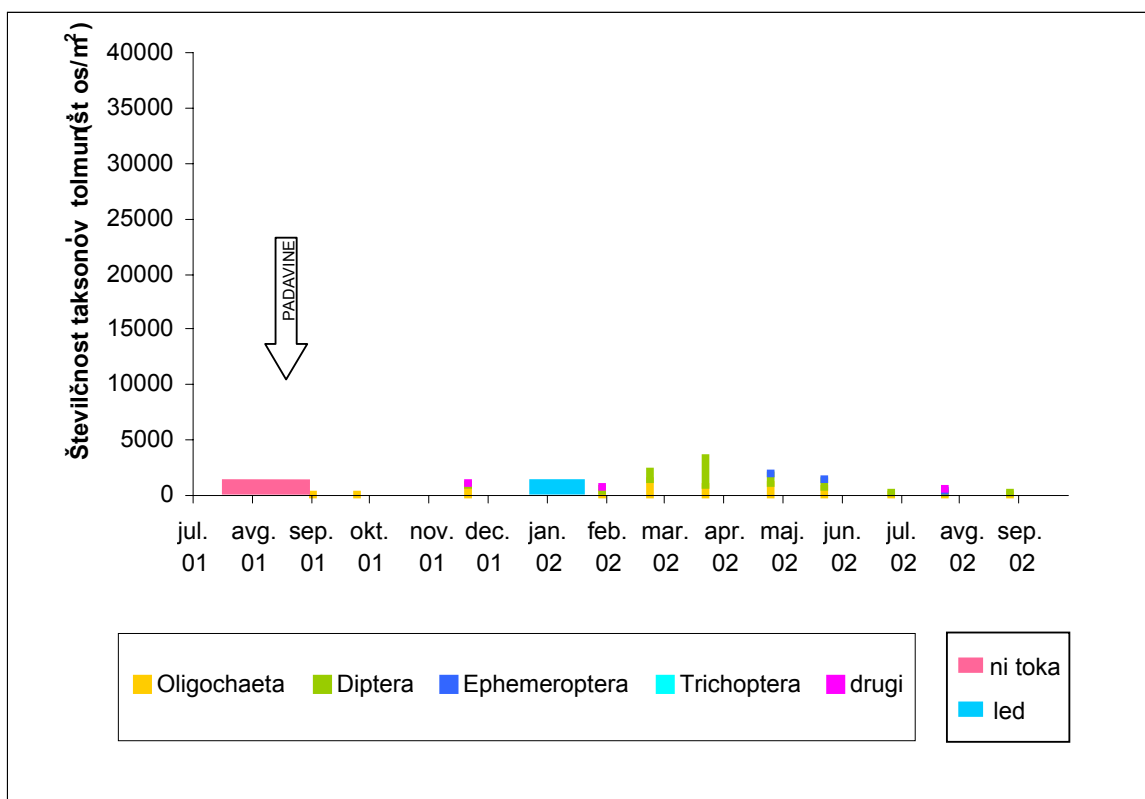


Slika 36. Odstotek taksonov v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.

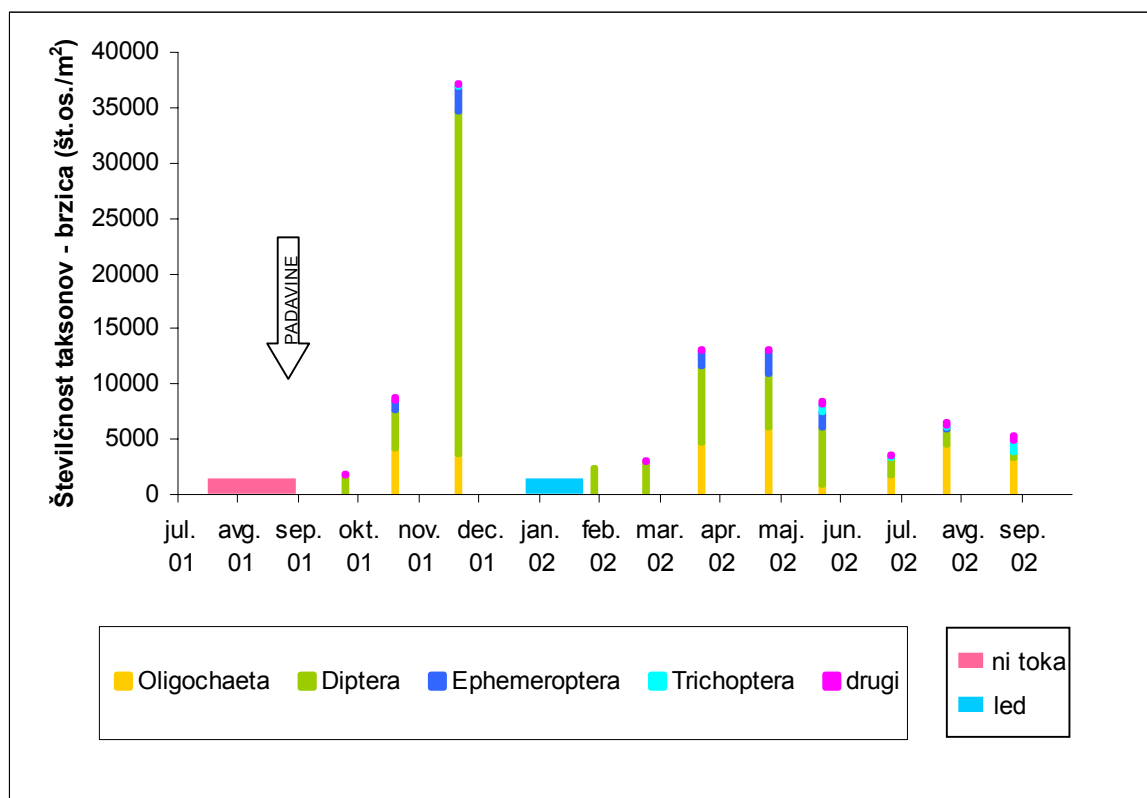
Številčnost taksonov je bila višja v brzici kot v tolmu (Slika 38, Slika 39). Največjo številčnost smo zabeležili v brzici v novembrskem vzorcu za skupino dvokrilcev zaradi izredno visokega števila osebkov iz rodu *Simulium* sp. (ca. 30000 osebkov). Skupno je bila najvišja številčnost novembra, najnižja pa septembra 2001 (Slika 37). Februarja je številčnost taksonov nižja zaradi vpliva zime in ledu, naslednji višek številčnosti je aprila in maja, nato začne zopet upadati.



Slika 37. Številčnost taksonov skupno v tolmunu in brzici od septembra 2001 do septembra 2002.

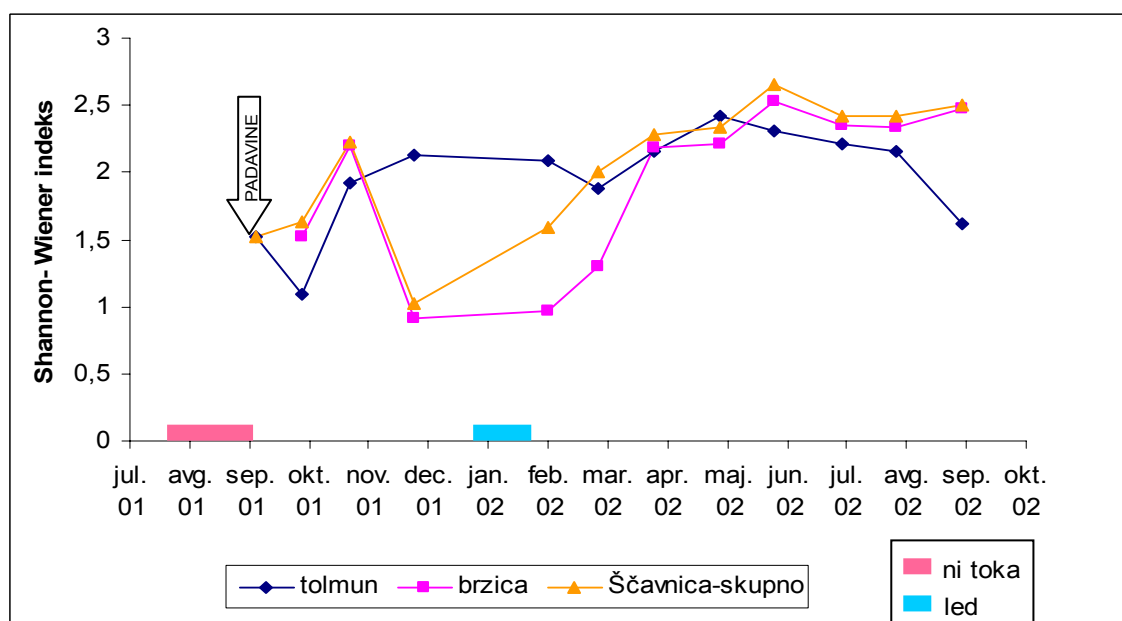


Slika 38. Številčnost taksonov v tolmunu od septembra 2001 do septembra 2002.



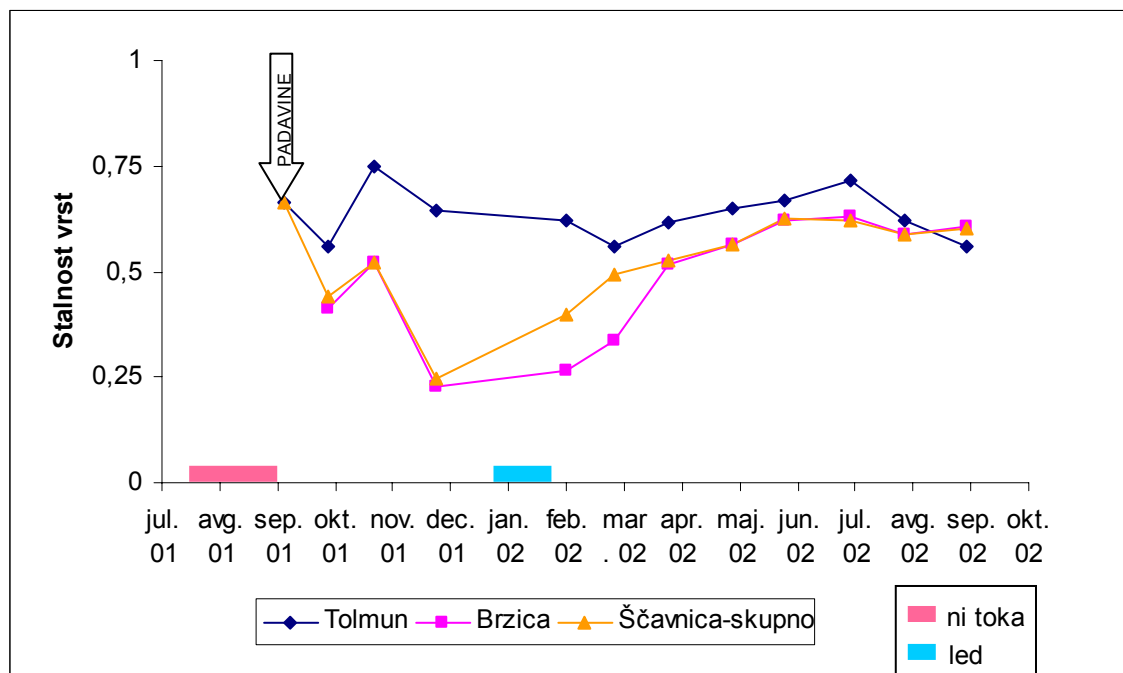
Slika 39. Številčnost taksonov v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.

Vrednosti Shannon-Wienerjevega diverzitetnega indeksa se gibljejo od 0,9 novembra do 2,5 junija v brzici in 1,1 v začetku oktobra in 2,4 maja v tolmu. Čim višja je vrednost indeksa, tem višja je diverziteta (Slika 40).



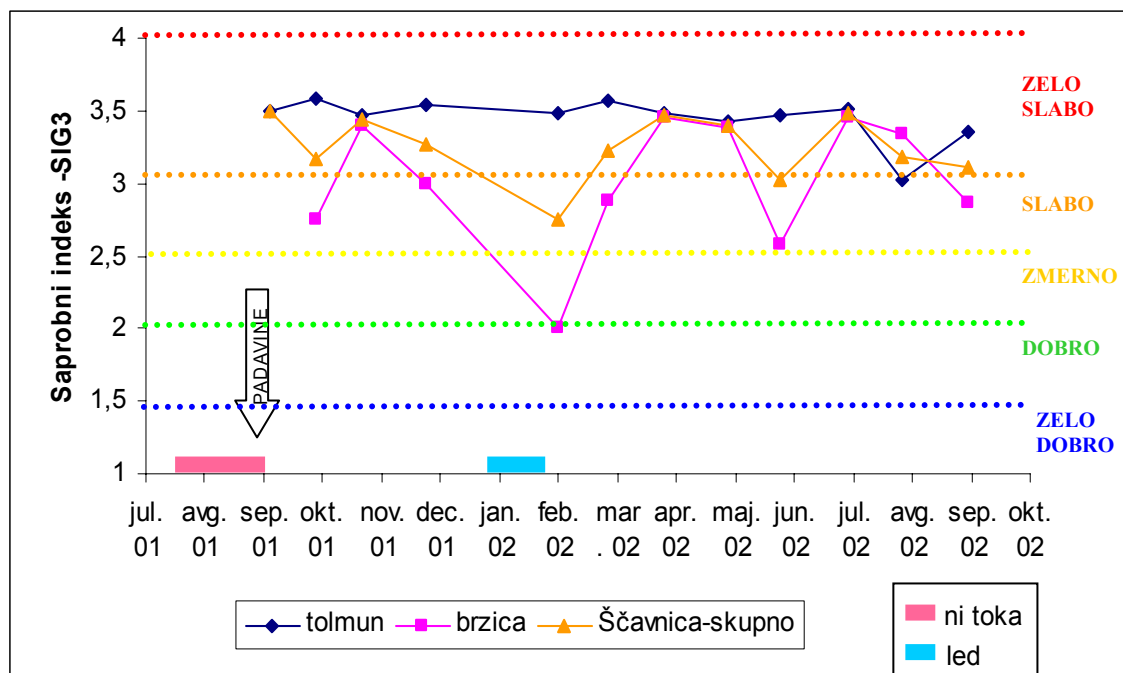
Slika 40. Vrednosti Shannon-Wiener indeksa v tolmu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002.

Višja vrednost stalnosti vrst pomeni bolj stalen vrstni sestav. Najvišja stalnost vrst je bila konec oktobra (0,8) v tolmenu, najnižja pa novembra v brzici (0,2) (Slika 41). V tolmenu je bila stalnost vrst višja kot v brzici. Višjo vrednost stalnosti vrst v brzici kot v tolmenu smo zabeležili le v zadnjem vzorcu septembra 2002. V brzici smo zabeležili nižje vrednosti stalnosti vrst posebej v zimskih mesecih, kar je verjetno posledica vpliva ledu in posledičnega znižanja števila osebkov in števila taksonov v brzici.



Slika 41. Vrednosti stalnosti vrst v tolmenu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002.

Vrednosti saprobnega indeksa SIG3 spadajo za naš tip vodotoka (SI_11PN_gric_1) v razreda kakovosti slabo stanje in zelo slabo stanje. Edino februarški vzorec v brzici (vrednost SIG3 je 2,00) ustreza kategoriji dobro stanje. Vrednosti SIG3 za tolmun spadajo v najslabši kakovostni razred, saj vse razen avgustovskega vzorca (3,03) presegajo mejo »slabo do zelo slabo stanje«, ki je 3,08 (Slika 42).

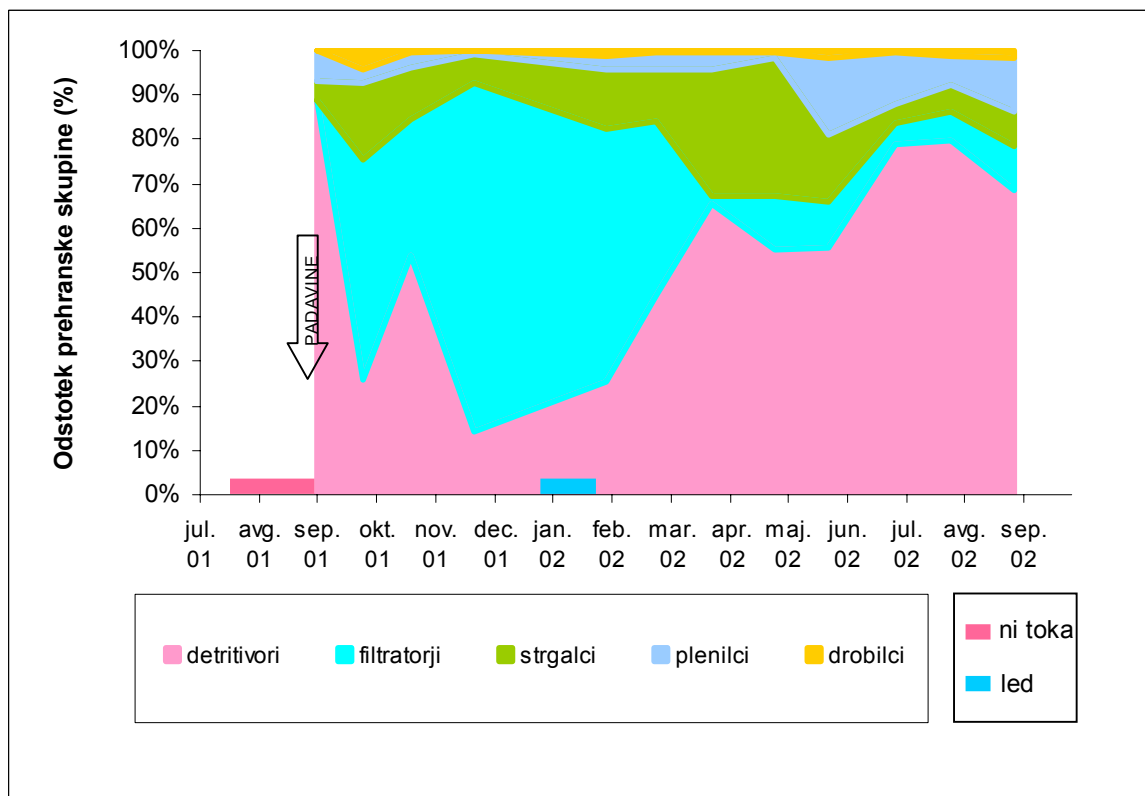


Slika 42. Vrednosti saprobnega indeksa SIG3 v tolmunu, brzici in skupno od septembra 2001 do septembra 2002. S črtami so označene meje razredov kakovosti stanja.

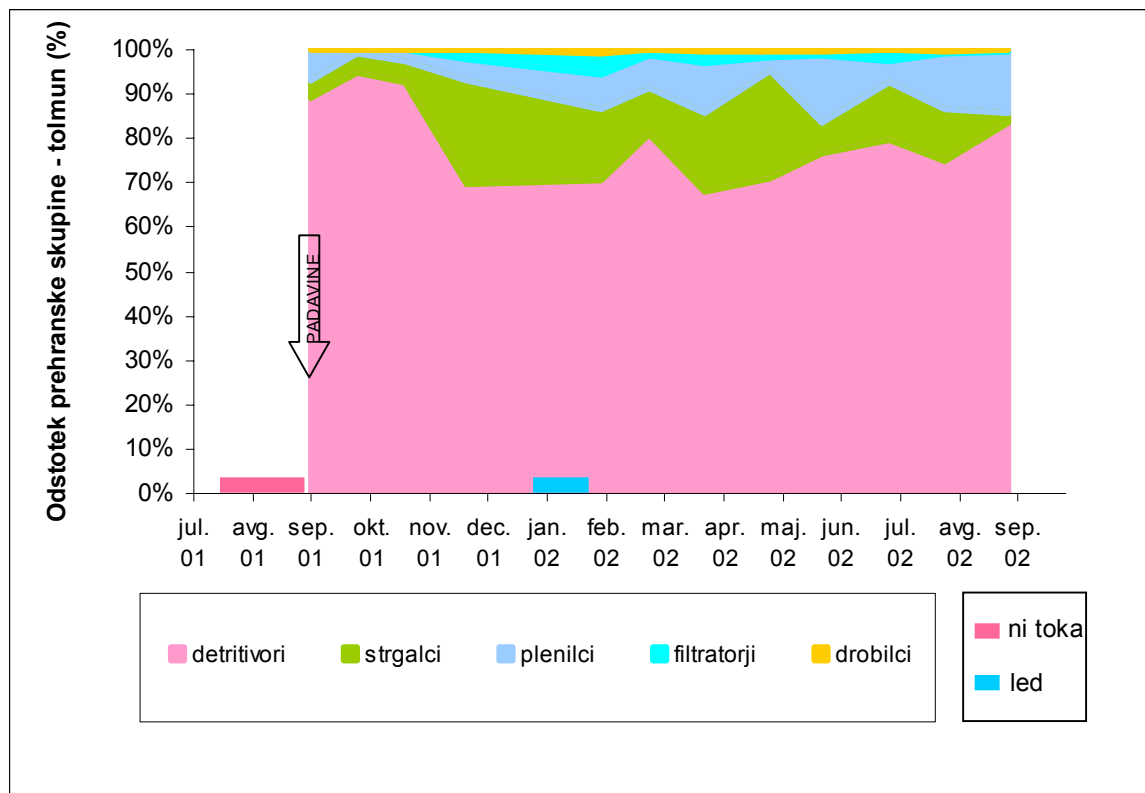
Odstotki prehranskih skupin so bili zelo raznoliki. Skupno so predstavljali najvišji odstotek detritivori, jeseni in pozimi je bil visok tudi odstotek filtratorjev. Najnižji je bil odstotek drobilcev, ki pa je bil skozi vse leto bolj ali manj enak (Slika 43).

V času naše raziskave so v tolmunu prevladovali detritivori, z največjim odstotkom konec meseca oktobra (95 %) in najmanj meseca aprila (68 %). Strgalci so bili prisotni čez vse leto, najmanj v jesenskem času (Slika 44).

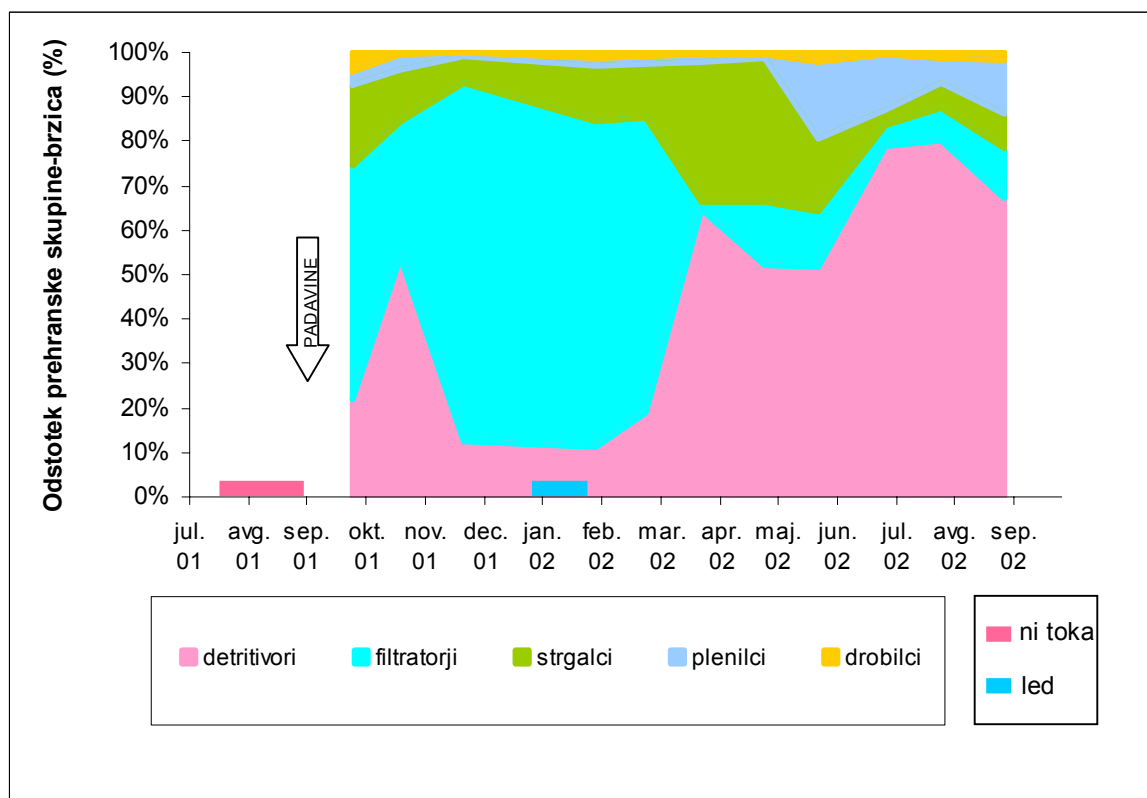
V brzici so v prvih mesecih naše raziskave predstavljali najvišji odstotek filtratorji (največ novembra, 81 %), meseca aprila pa je odstotek močno padel (Slika 45). Pomladi in poleti je močno narasel odstotek detritivorov (največ avgusta, 80 %). Odstotek plenilcev je naraščal od maja, dosegel višek junija (18 %) in julija (12 %), avgusta se je malce znižal, nato pa spet povišal septembra 2002 (12 %).



Slika 43. Odstotki prehranskih skupin skupno v tolmu in brzici od septembra 2001 do septembra 2002.

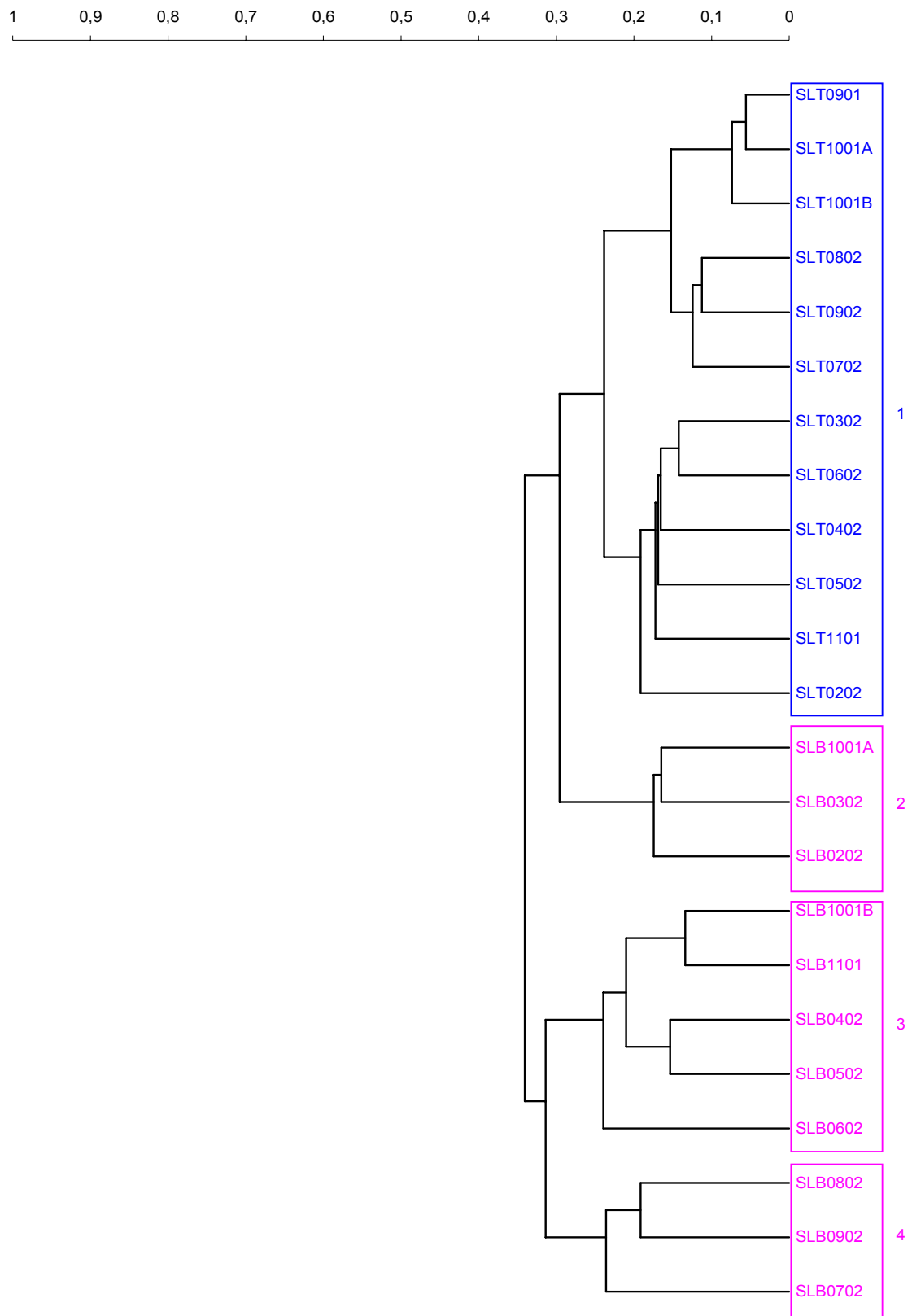


Slika 44. Odstotki prehranskih skupin v tolmu od septembra 2001 do septembra 2002.



Slika 45. Odstotki prehranskih skupin v brzici od septembra 2001 do septembra 2002.

Z dendrogramom podobnosti (Slika 46) smo ugotovili, da so si vzorci znotraj vzorčevanega habitata bolj podobni kot med habitatoma (tolmun, brzica). Trije vzorci brzice (SLB1001A, SLB0302 in SLB0202) so v povprečju bolj podobni vzorcem iz tolmana kot vzorcem iz brzice. Znotraj tolmana so si najbolj podobni vzorci zimskih in pomladanskih mesecev ter jesenskih in pozno poletnih mesecev. Znotraj brzice lahko opazimo tri klastre. V prvem so vzorci mesecev takoj po suši in po ledu, v drugem so vzorci pomladnih in jesenskih mesecev ter v tretjem vzorci poletnih mesecev.



Slika 46. Dendrogram vzorcev tolmana in brzice na podlagi Bray-Curtisovega indeksa podobnosti.

V kanonično korespondenčno analizo smo vključili 95 taksonov (Preglednica 6) in 8 hidroloških spremenljivk (Preglednica 5). Največ variabilnosti smo pojasnili s spremenljivko hitrost vode na površini (13 %). S sinusno kodo datuma vzorčenja smo pojasnili 9 %, s spremenljivko dnevi od suše pa 8 %. Z vsemi izbranimi spremenljivkami smo pojasnili 55 % variabilnosti matrike taksonov (Preglednica 11).

Najvišjo lastno vrednost (0,2) ima prva kanonična os in s tem najvišji delež pojasnjene variance matrike taksonov (19 %). S prvimi štirimi osmi skupaj smo pojasnili 44 % celotne variance matrike taksonov. Vrednosti korelacij taksoni-okoljske spremenljivke so za vse štiri kanonične osi zelo visoke, kar pomeni, da smo z izbranimi okoljskimi spremenljivkami precej dobro pojasnili razporeditev taksonov v smeri teh štirih osi (Preglednica 12).

Preglednica 11. Hidrološke in časovne spremenljivke in odstotek variance matrike vrst, ki jih te spremenljivke pojasnjujejo.

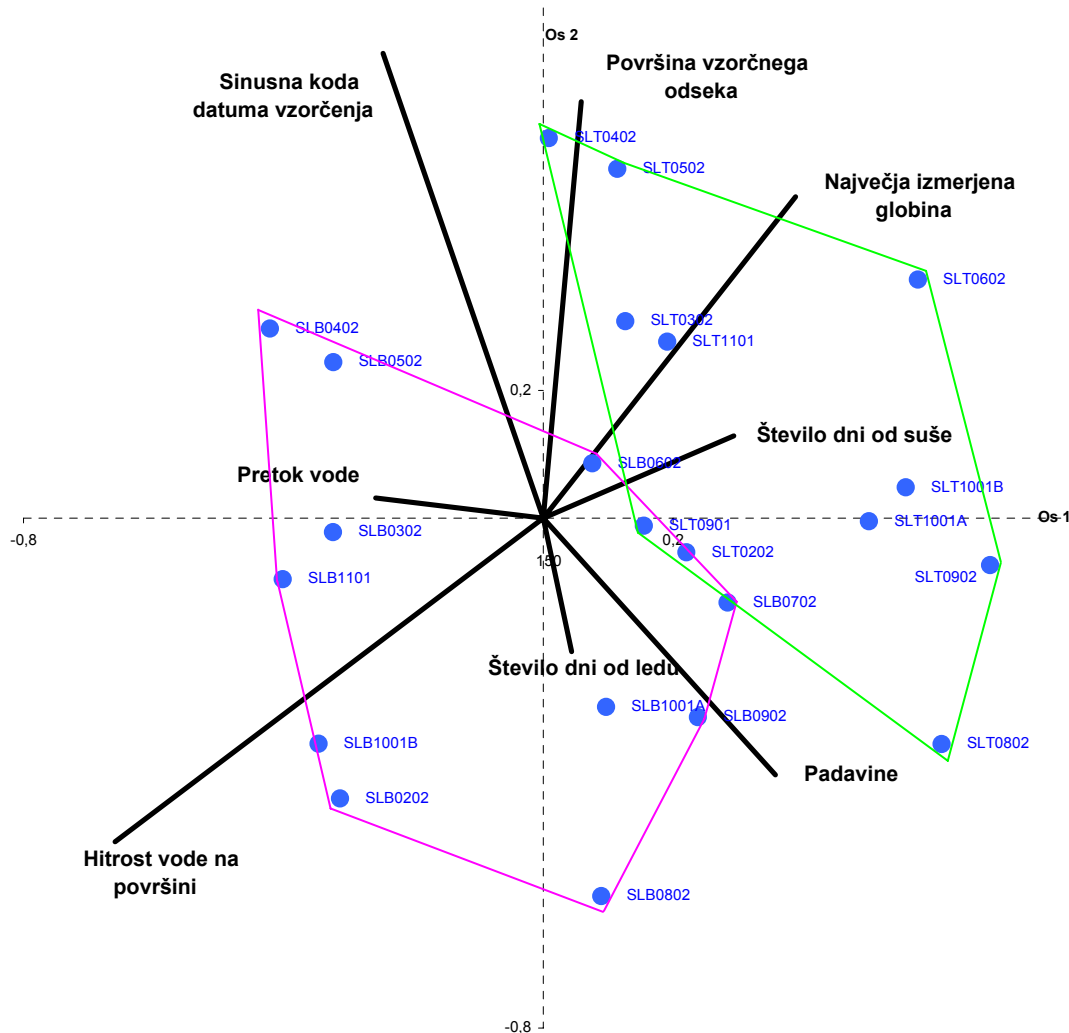
Zaporedna številka	Spremenljivka	Pojasnjena varianca (%)
1	Hitrost vode na površini	13,3
2	Sinusna koda datuma vzorčenja	10,0
3	Površina vzorčnega odseka	8,3
4	Maksimalna izmerjena globina	8,3
5	Količina padavin 1 teden pred vzorčenjem	6,7
6	Število dni od suše	6,7
7	Pretok-Ivanjševci	5,8
8	Število dni od ledu	5,0

Preglednica 12. Lastne vrednosti in kumulativni pojasnjeni odstotek variance taksonov za prve štiri kanonične osi ter korelacija med taksoni in hidrološkimi spremenljivkami za prve štiri kanonične osi.

Kanonična os	1	2	3	4	Skupna varianca
Lastne vrednosti	0,23	0,15	0,08	0,06	1,20
Kumulativni pojasnjeni odstotek variance taksonov	19,20	32,00	38,50	43,70	55,00
Kumulativni pojasnjeni odstotek variance odnosov taksoni- okoljske spremenljivke	34,90	58,10	70,00	79,40	
Korelacije taksoni- okoljske spremenljivke	0,94	0,95	0,91	0,93	

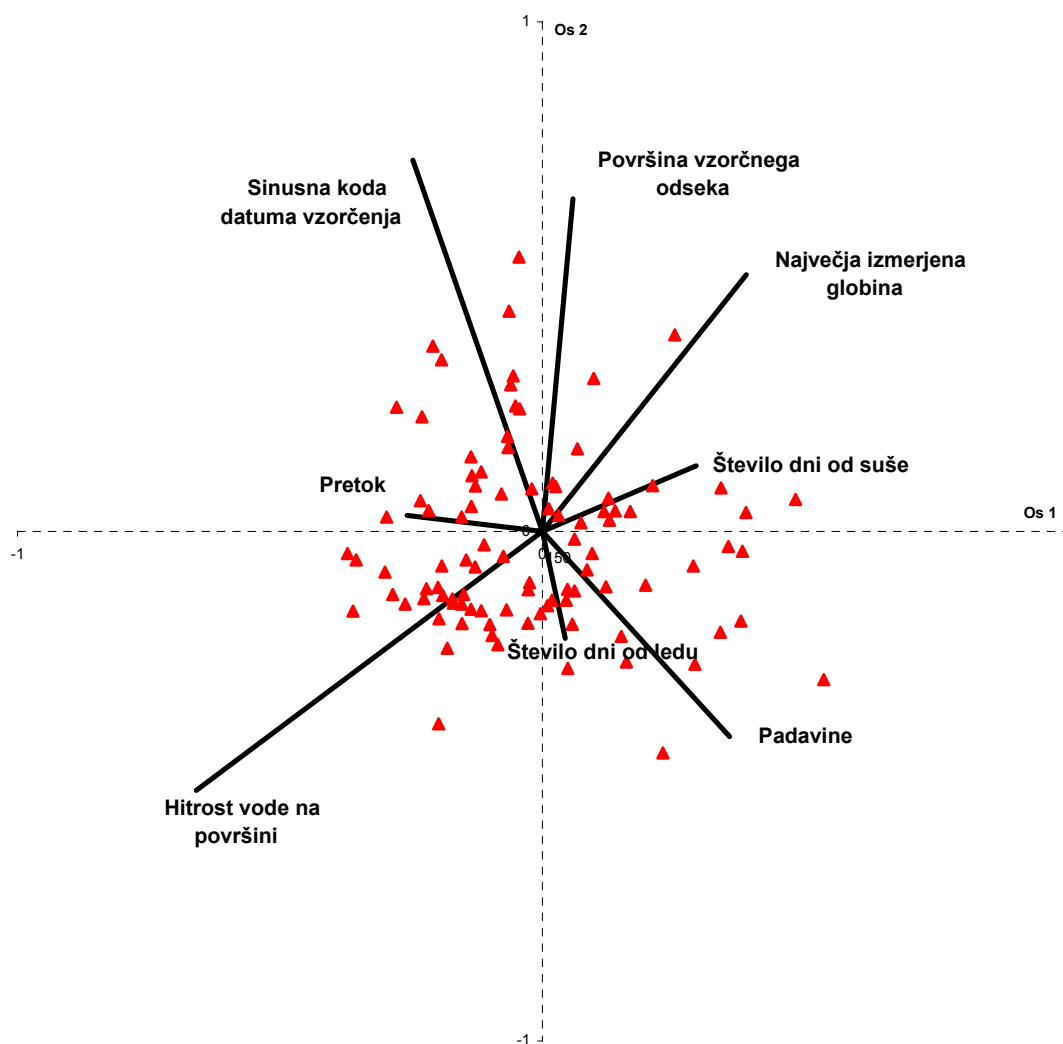
Vrednosti P prve kanonične osi in vseh kanoničnih osi, ki smo jih dobili kot rezultat permutacijskega testa Monte Carlo (999 permutacij) so 0,001, kar pomeni, da prva in vse ostale kanonične osi skupaj visoko statistično značilno pojasnjujejo varianco taksonov.

Vzorci tolmana pozitivno korelirajo s spremenljivkami: največja izmerjena globina, površina vzorčnega odseka in število dni od suše, vzorci brzice pa so v pozitivni korelaciji s hitrostjo vode na površini, padavinami, številu dni od ledu in pretokom vode (Slika 47) .



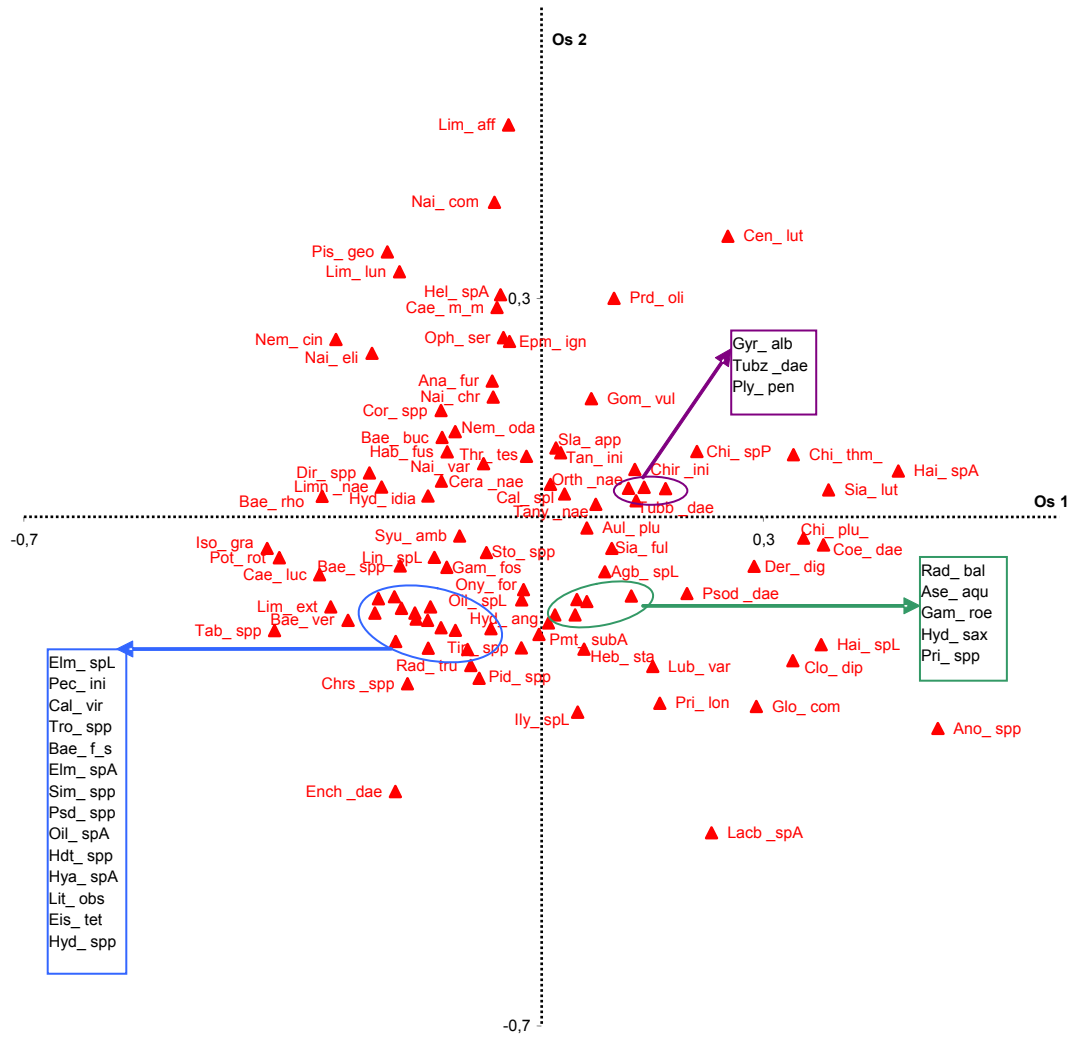
Slika 47. F1 x F2 ravnina CCA ordinacijskega diagrama z vzorci tolmana in brzice (točke) in s hidrološkimi spremenljivkami (črte).

Iz ordinacijskega diagrama (Slika 47) lahko razberemo, da je prva os v negativni korelaciji s spremenljivkama hitrost vode na površini ($r = -0,66$) in pretok ($r = -0,26$), in v pozitivni korelaciji s spremenljivkami: število dni od suše ($r = 0,29$), največjo izmerjeno globino ($r = 0,39$) in padavinami ($r = 0,36$). Druga os pojasnjuje manj variabilnosti kot prva in je z izbranimi spremenljivkami v šibkejši korelaciji. Največja je pozitivna korelacija s površino vzorčnega odseka ($r = 0,65$) ter s sinusno kodo datuma vzorčenja ($r = 0,73$). V šibki negativni korelaciji je druga os s spremenljivko število dni od ledu ($r = 0,21$).



Slika 48. F1 x F2 ravnina CCA ordinacijskega diagrama s taksoni, ki so se pojavili najmanj v treh vzorcih (trikotniki) (glej sliko 49) in s hidrološkimi spremenljivkami (črte). Oznake taksonov so v preglednici 5.

Taksoni niso izrazito razporejeni vzdolž gradientov nobene od hidroloških spremenljivk. Množica taksonov se razporeja v sredini ordinacijskega diagrama oz. so razporejeni delno v smeri gradienta hitrosti vode na površini (Slika 48). Vrste *Limnephilus affinis*, *Limnephilus lunatus*, *Nais communis* in *Piscicola geometra* se pojavljajo pri visokih vrednostih spremenljivk sinusna koda datuma vzorčenja in površina vzorčnega odseka. *Centroptilum luteolum* se razporeja pozitivno z največjo izmerjeno globino. Taksoni *Chironomus* sp.–buba, *Chironomus* sk. *thummi*, Chironomini, *Gyraulus albus*, *Platycnemis pennipes*, Tubificidae - z lasastimi ščetinami in Tubificidae - brez lasastih ščetin se pojavljajo pri visokih vrednostih spremenljivke dnevi od suše. V smeri spremenljivke padavine se izrazito razporejata *Laccobius* sp. in *Glossiphonia complanata*. Taksoni *Baetis rhodani*, *Dicranota* sp., Limnephilinae, Hydrachnidia in Ceratopogoninae so razporejeni v smeri pretoka.



Slika 49. F1 x F2 ravnina CCA ordinačijskega diagrama s taksoni, ki so bili prisotni v najmanj treh vzorcih (trikotniki). Oznake taksonov so v preglednici 5.

5 RAZPRAVA IN SKLEPI

5.1 Razprava

Okoljske spremenljivke, ki vplivajo na heterogenost razporeditve vodnih nevretenčarjev v vodotoku, lahko razdelimo v dve skupini, v skupino spremenljivk, ki imajo neposreden vpliv in skupino spremenljivk s posrednim vplivom. **Hitrost vodnega toka** neposredno vpliva na združbo vodnih nevretenčarjev (Statzner in Higler, 1986; Higler in Verdonshot, 1992), je tudi ena glavnih značilnosti, s katero razlikujemo tolmun in brzico in je nižja v tolmunu kot v brzici. V naši raziskavi smo merili hitrost vodnega toka tik na površini v matici struge, kjer je hitrost največja (Urbanič in Toman, 2003). Po pričakovanjih smo ugotovili višjo hitrost vodnega toka na površini v brzici kot v tolmunu. V tolmunu se je hitrost vodnega toka tudi manj spreminjala med meseci, kot v brzici.

Hitrost vodnega toka vpliva tudi na razporeditev substrata v reki; čim višja je hitrost vodnega toka, tem večji morajo biti delci substrata, da jih tok lahko premakne. Substrat zagotavlja življenjski prostor za organizme, skrivališča pred plenilci, počivališča, prostor za razmnoževanje in pritrnitev, da jih voda ne odnese po toku navzdol (Giller in Malmqvist, 1998). Ugotovili smo, da je bil **anorganski substrat** bolj raznolik v brzici kot v tolmunu. V tolmunu reke Ščavnice je bilo 50 % makrolitala, 45 % psamopelala, ostalo je bil akal. V brzici pa so večino substrata sestavljali večji delci substrata, mikrolital (40 %), mezolital (30 %), po 10 % pa je bilo megalitala, makrolitala in akala. Naši rezultati se delno ujemajo z ugotovitvami Gordona in sod. (1992), ki so v svoji definiciji označili brzico kot del reke, ki vsebuje večji material, in tolmun za del reke, ki vsebuje manjši material. Prisotnost večjih delcev substrata v tolmunu reke Ščavnice je posledica regulacije reke v preteklosti.

Tudi **temperatura** vode spada v skupino spremenljivk z neposrednim vplivom na razporeditev vodnih nevretenčarjev (npr. Urbanič in Toman, 2007). Nanjo vplivajo temperatura zraka, padavine, vetrovne razmere, zračni pritisk, vlažnost zraka in sončno sevanje (Haidakker, 2004). Najvišje vrednosti smo izmerili v poletnih mesecih in najnižje v zimskih mesecih. Podobno razporeditev temperature vode reke Ščavnice pri kraju Lastomerci je v svojem diplomskem delu ugotovil tudi G. Urbanič (1999). V času od septembra do februarja smo opazili trend zniževanja temperature vode. Od konca decembra do začetka februarja je strugo prekrival led, zaradi česar v tem času vzorčenj in meritev nismo mogli opraviti. Februarja se je temperatura vode začela zviševati in dosegla najvišjo izmerjeno vrednost meseca junija (22,4 °C). Tudi v ostalih poletnih mesecih smo izmerili visoke vrednosti, preko 20 °C.

Od temperature je odvisna tudi **koncentracija kisika** v vodi in **nasičenost vode s kisikom**. Na vsebnost kisika v vodi poleg temperature vplivajo tudi difuzija kisika iz zraka,

atmosferski tlak, turbulenca in razmerje med primarno proizvodnjo in dihanjem. Spremembe v koncentraciji so sezonske in tudi dnevne. V času poletnega znižanja vodostaja pričakujemo nižje koncentracije raztopljenega kisika zaradi nižjih saturacijskih koncentracij z višanjem temperature (Murdoch in sod., 2000). Najnižje vrednosti koncentracije kisika smo izmerili julija in avgusta. Takrat smo izmerili tudi višjo temperaturo vode, ki je verjetno povzročila zmanjšano topnost kisika iz zraka v vodi in s tem nižje koncentracije kisika v vodi. Najvišje koncentracije kisika smo izmerili pozimi, kar je verjetno posledica nižjih temperatur vode in večje difuzije kisika iz zraka. Naši rezultati se ujemajo z rezultati diplomskega dela Urbaniča (1999). Tudi takrat so bile izmerjene vrednosti koncentracij kisika najnižje poleti in najvišje pozimi. Najvišja vrednost nasičenosti s kisikom, ki smo jo izmerili junija (135 %), je verjetno posledica močnega biogenega vnosa kisika zaradi fotosintetske aktivnosti.

Visoke vrednosti **električne prevodnosti** kažejo na veliko vsebnost raztopljenih snovi v vodi. Na električno prevodnost vplivata tudi temperatura vode in koncentracije ionov v vodi s svojimi značilnostmi v stopnji disociiranosti snovi v ione, električnem naboju posameznih ionov in mobilnosti ionov. Pri višji temperaturi je višja razgradnja in s tem povišana električna prevodnost. V letnem ciklu so vrednosti najvišje jeseni, ker takrat prihaja do intenzivne razgradnje odpadlega listja in je primarna proizvodnja oz. poraba snovi v primerjavi z razgradnjo relativno majhna. Padavine povzročijo redčenje vode in s tem posledično nižjo električno prevodnost, zato smo izmerili nižje vrednosti takoj po ponovni vzpostavitvi vodnega toka septembra 2001. Opazen je trend zniževanja od konca oktobra do februarja, kar je verjetno posledica nižjih temperatur vode. Od februarja naprej smo opazili postopno zviševanje, najvišjo vrednost smo izmerili septembra 2002 (751 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Nižje vrednosti električne prevodnosti v zimskih mesecih in zviševanje preko pomladi in poletja so ugotovili tudi v raziskavi reke Ščavnice leta 1998 (Urbanič, 1999), najvišjo vrednost so izmerili v jesenskem času.

V neobremenjenih vodotokih je fosfor redko prisoten v večjih količinah, saj ga aktivno privzemajo primarni producenti. Koncentracijo **ortofosfatnih ionov** smo določali z metodo, ki ima spodnjo mejo detekcije 0,1 (zgornja meja je 1,5 mg/l). Vse vrednosti, ki smo jih izmerili, razen ene, so bile pod spodnjo mejo detekcije. Vrednost nad spodnjo mejo detekcije februarja (0,42 mg/l) je bila verjetno posledica gnojenja, saj smo v tem mesecu določili tudi višjo koncentracijo nitratnih ionov (10,8 mg/l). V številnih študijah so ugotovili, da takrat, ko svetloba ni omejujoč dejavnik, povišane koncentracije nitratov in ortofosfatov v vodi povzročijo povišano rast alg (Giller in Malmqvist, 1998). V analizi perifitona smo ugotovili povišanje količine organske snovi perifitona meseca maja v tolmunu in junija v brzici, kar je verjetno posledica večje primarne produkcije alg, ki so se namnožile zaradi ugodnih razmer v reki. Nižje koncentracije fosfatov v poletnem času je lahko povzročila višja poraba zaradi povečane rasti alg in makrofitov (Caruso, 2002). Vrednosti **nitratnih ionov**, ki so višje od 1 mg/l, toda ne presegajo vrednosti 10 mg/l, so

posledica spiranja gnojnih kmetijskih površin. V neposredni bližini reke je visok delež travnikov, njiv in pašnikov, zato sklepamo, da je do povišanja koncentracije nitratov februarja in marca prišlo tudi zaradi gnojenja teh površin.

Določili smo količino in odstotek **organske in anorganske snovi** v vodi. Anorganske snovi je bilo več kot organske, tako količinsko kot tudi odstotkovno. Na količino organskih snovi v vodi vplivajo različni dejavniki, npr. svetloba (Allan, 1995), hitrost vodnega toka in struktura usedlin (Power in Stewart, 1987), kemijske značilnosti vode in temperatura (Whitton, 1975) ter prehranjevalne aktivnosti vodnih živali (Steinman, 1992). Količinsko smo določili največ organske snovi v vodi konec meseca oktobra (230 mg/l), kar je verjetno posledica intenzivne razgradnje odpadlega listja v jesenskem času. Istega meseca je bilo tudi največ anorganske snovi (631 mg/l).

Perifiton je združba avtotrofnih in heterotrofnih, predvsem mikroskopskih organizmov v vodah, ki so stalno ali občasno pritrjeni na substrat v vodah. Na rast perifitona vplivajo različni dejavniki, kot so npr. svetloba, temperatura, hranila, hitrost vodnega toka, substrat. Mi smo določali odstotek organskih in anorganskih snovi v perifitonu. Anorganskih snovi je bilo količinsko več kot organskih, razlika je bila večja v tolmunu kot v brzici. Celotna količina suhe snovi v perifitonu je bila višja v tolmunu kot v brzici, iz česar sklepamo, da je bila debelina obrasti debelejša v tolmunu kot v brzici. Razlog za to je verjetno v nižjih hitrostih vode v tolmunu ter posledično manjši gibljivosti substrata. V tolmunu smo opazili tudi trend zviševanja odstotka organske snovi v perifitonu od aprila do septembra 2002, medtem ko v brzici takega trenda nismo opazili. V tolmunu smo zabeležili dva viška količine snovi, prvi je bil konec jeseni, drugi pa konec pomladi, iz česar sklepamo, da je bila takrat debelina združbe obrasti največja.

Geomorfologija in hidrologija predstavljata fizični habitat za rečne organizme in sta naravna vez med fizičnim okoljem in njegovimi prebivalci (Harper in sod., 1992, cit. po Maddock, 1999). Pri ugotavljanju vplivov na združbo vodnih nevretenčarjev smo se zato odločili preveriti, kakšen je vpliv hidroloških značilnosti na združbo vodnih nevretenčarjev. Še posebej nas je zanimalo, kakšen vpliv ima na združbo znižanje vodostaja oz. popolna prekinitev površinskega toka vode in kakšna je sukcesija združbe po ponovni vzpostavitvi vodnega toka. Raziskava združbe vodnih nevretenčarjev je obsegala terenski del, laboratorijski del in statistično obdelavo podatkov. Skupno smo ugotovili 153 taksonov, 92 taksonov smo določili v tolmunu, 143 taksonov v brzici. V prvem vzorcu, ki smo ga nabrali 12 ur po tem, ko je voda ponovno začela teči, smo po pričakovanjih našli malo osebkov (99). Večino so predstavljali osebki iz skupine maloščetincev (90), od tega največ družina Tubificidae (71). Prisotni so bili še osebki iz skupine pijavk (6), dvokrilcev (2) in hroščev (1). Skupno smo določili 10 taksonov, iz česar sklepamo, da je bilo malo taksonov sposobnih preživeti sušno obdobje znotraj vodotoka. Izguba vode in toka povzroči zmanjšanje in preoblikovanje življenjskega prostora ter posledično spremembe v

medvrstnih interakcijah in v lastnostih prehranskih virov (Lake, 2003). Boulton (2003) je kot že mnogi avtorji pred njim ugotovil, da imajo zatočišča pomembno vlogo pri obnovitvi združbe vodnih nevretenčarjev po suši. Vodni nevretenčarji se lahko izognejo izsušitvi tako, da se skrijejo pod prodnike, naplavine ali med odkrito rastlinje (Boulton, 1989; Ledger in Hildrew, 2001). Kompleksnost substrata je zato pomemben dejavnik, saj je večji substrat primeren za ene taksoni, manjši substrat za druge. Mnogi raziskovalci (npr. Lancaster in Hildrew, 1993) so mnenja, da so rečni breg, lesne naplavine in hiporeična cona vir, od koder pridejo kolonizatorji po motnji. Po Williams in Haynes (1976) obstajajo štiri potencialni mehanizmi rekolonizacije: odlaganje jajčec, drift, migracija po toku navzgor in migracija iz substrata. Nekateri taksoni lahko ostanejo prisotni v vodotoku v obliki dormantnih jajc (npr. vrtinčarji in nekatere vrste muh kijevek) (Giller in Malmqvist, 1998: 110). V naši raziskavi v vodotoku ni bilo prisotnega površinskega toka reke en mesec pred prvim vzorčenjem (7.9.2001) in prvo vzorčenje vodnih nevretenčarjev je bilo opravljeno 12 ur po ponovni vzpostavitvi toka, iz česar lahko sklepamo, da so taksoni, ki smo jih določili v tem vzorcu, preživeli sušno obdobje v zatočiščih v vodotoku. Pires in sod. (2000) so ugotovili, da so dvokrilci, še posebej iz družine trzač (Chironomidae), sposobni hitre rekolonizacije območja po prenehanju motnje. Menijo, da je to verjetno zato, ker so dvokrilci zelo tolerantni do sušnih razmer in imajo učinkovite mehanizme rekolonizacije po suši. Tudi v naši raziskavi smo ugotovili prisotnost dvokrilcev že v prvem vzorcu živali (*Lispe* sp. in *Chironomus* sk. *thummi*). V drugem, oktobrskem vzorcu živali, smo našli že bistveno višje število osebkov (2032), od tega jih je bilo največ, 1008, iz rodu *Simulium* sp., 562 iz družine Orthoclaadiinae, 108 *Gammarus fossarum*, 95 iz družine Tubificidae. Skupno smo v tem mesecu določili 41 taksonov. Določene vrste imajo sposobnost hitre kolonizacije, npr. muhe kijeve (Simuliidae), ličinke trzač (Chironomidae), kar jim omogoča, da izkoristijo prostore, ki so zaradi suše ostali prazni, preden tja pridejo drugi, počasnejši kolonizatorji (Giller in Malmqvist, 1998). Na podlagi rezultatov raziskav kolonizacije živali na očiščenih površinah substrata (npr. kamnih) so ugotovili, da so muhe kijeve običajno prvi kolonizatorji kamnov, njih pa kasneje zamenjajo mladoletnice iz družine Hydropsychidae (npr. Downes in Lake, 1991). V naši raziskavi smo ugotovili naraščanje števila osebkov iz družine Hydropsychidae od meseca septembra do konca novembra (88), nato smo zabeležili upad števila preko zime in pomladi in nato visoko število osebkov meseca junija (734), upad julija in avgusta ter ponoven porast septembra 2002 (986). Zanimivo je, da smo septembra 2002 ugotovili najvišje število osebkov iz družine Hydropsychidae, septembra 2001 pa te družine v vzorcu nismo ugotovili. To je verjetno posledica suše oz. stresa, ki ga suša predstavlja za mladoletnice iz družine Hydropsychidae, ki se prehranjujejo tako, da izdelajo mreže, v katere s pomočjo vodnega toka filtrirajo različno hrano. Če vodnega toka ni oz. je ta zelo nizek, pomeni, da se ne morejo prehranjevati in zato propadejo. Pogosto tudi zmanjšan vodni tok in izsušitev povzročita zaostritev vpliva drugih stresorjev, kot so organsko onesnaženje, zamuljenost in strupene snovi (Williams in Hynes, 1977; Caruso, 2002; Hall, Bergthold in Sites, 2003), kar pomeni dodaten stres za mladoletnice, ki so zelo občutljive

na zmanjšane vsebnosti kisika (zlasti na stopnji bube), na toksične snovi v vodi in obremenjenost z organskimi snovmi (cit. po Urbanič, 1999). Upad števila osebkov v zimskem času in pomladi je verjetno posledica vpliva ledu, ko voda ni dostopna za organizme oz. ni vodnega toka, katerega Hydropsychidae potrebujejo za prehranjevanje. Upad števila julija in avgusta pa je verjetno zaradi izletanja osebkov.

Skupno število osebkov je naraščalo od septembra do novembra, ko je bilo največ osebkov (38382), nato je upadlo in februarja je bilo osebkov skupno 3298. Visoko število osebkov novembra je posledica velike številčnosti dvokrilcev iz rodu *Simulium* sp., katerih smo ugotovili ca. 30000. Upad števila osebkov v zimskem času je verjetno posledica nizkih temperatur vode in ledu, ki je prekrival strugo reke od konca decembra do začetka februarja. Marca je bilo število dvokrilcev ponovno visoko (9281 osebkov), večino je predstavljala družina Chironomidae (9136 osebkov). Vpliv suše in ledu je bil viden tudi na maloščetincih (Oligochaeta), katerih številčnost se je po motnji vedno močno povišala. Število taksonov je, podobno kot število osebkov, naraščalo od prvega vzorčenja (septembra 2001, 10 taksonov) do konca jeseni (71 taksonov), preko zime upadlo in se nato februarja zopet zviševalo ter doseglo najvišjo vrednost aprila (76 taksonov). V mnogih raziskavah obnove združbe po izsušitvi so ugotovili, da pride do obnove že v nekaj mesecih od suše (Wood in Petts, 1994; Wright in sod., 2001). V raziskavi obnove združbe po izsušitvi (Fowler, 2004) pa so ugotovili tudi, da dolžina trajanja izsušitve (6 - 14 tednov) bistveno ne vpliva na število taksonov, saj se je v tej študiji že v 7 dneh po ponovni vzpostavitvi toka pojavila večina taksonov (95 %), prisotnih pred izsušitvijo. V naši raziskavi smo ugotovili 71 taksonov dva meseca po ponovni vzpostavitvi površinskega toka vode, kar kaže na hitro obnovo združbe po izsušitvi.

Združba vodnih nevretenčarjev se spreminja sezonsko in tudi prostorsko znotraj reke (Matthews in sod., 1991), zato je število taksonov uporaben parameter za primerjavo med tolmunom in brzico oz. med sezonami. Izbira življenjskega prostora in sezonski vzorci prisotnosti in številčnosti določenega taksona so očitno taksonsko specifični (Hose in sod., 2004). Višje število in številčnost taksonov v poletnih vzorcih in nižje v zimskih vzorcih je verjetno posledica višje produkcije v vodnih sistemih v toplejšem poletnem času (Huryn in Wallace, 2000). Določeni taksoni cel življenjski cikel preživijo v vodi (npr. maloščetinci, pijavke), medtem ko imajo drugi taksoni v svoj življenjski cikel vključeno tudi odraslo, kopensko fazo razvoja (npr. mladoletnice, enodnevnice, vrbnice). Sezonsko smo ugotovili najvišje število taksonov jeseni, sredi pomladi (marca) in začetku poletja. Številčnost taksonov pa je bila najvišja pozno jeseni in pomladi. Jesenski višek je zelo izrazit zaradi velike številčnosti rodu *Simulium* sp..

Za določitev diverzitete smo izračunali Shannon-Wienerjev diverzitetni indeks, ki je pokazal na višjo diverzitetu v pomladnih in poletnih mesecih, kar je verjetno posledica višje produkcije v vodnih sistemih v toplejšem poletnem času. V mnogih raziskavah

tolmunov in brzic prodnatih rek so prišli do zaključka, da so diverziteti, število in biomasa bentičnih združb živali višji v brzici kot v tolmunu (Surber, 1937; Lyman in Dendy, 1943; Briggs, 1948; O'Connell in Campbell, 1953; Gaufin in sod., 1956; Brown in Brussock, 1991). Tudi v naši raziskavi je bila večina časa diverziteti višja v brzici kot v tolmunu, razen pozimi in maja, ko je bila višja diverziteti v tolmunu. Zabeležili smo tudi višje število in številčnost taksonov v brzici kot v tolmunu. Značilne razlike v favni tolmana in brzice so raziskovalci pripisovali številnim abiotskim dejavnikom, kot so razlike v velikosti substrata (Minshall in Minshall, 1977), heterogenosti substrata (Percival in Whitehead, 1929), prisotnosti organskih snovi (Rabeni in Minshall, 1977; Scullion in sod., 1982), intenziteti motenj (Brown in Brussock, 1991), pogostosti motenj (McElravy in sod., 1989) in vplivu človeka (Kerans in sod., 1992). Taksonomski sestav je bil bolj stalen v tolmunu kot v brzici, kar kaže na bolj stabilno združbo vodnih nevretenčarjev v tolmunu in manjši vpliv sprememb na združbo tolmana kot brzice. V brzici smo zabeležili nižje vrednosti stalnosti taksonov posebej v zimskih mesecih, kar je verjetno posledica vpliva ledu. Led povzroči zmanjšanje količine vode, dostopne organizmom, in s tem tudi zmanjša velikost življenjskega prostora za organizme. V tolmunu so najvišji delež taksonov predstavljali maloščetinci, v brzici pa dvokrilci. V poletnih mesecih smo v tolmunu ugotovili povišanje deleža taksonov ličink enodnevnice, kačjih pastirjev in hroščev. V brzici pa se je pozno poleti in jeseni povišal delež ličink mladoletnic. Delež ličink enodnevnice je bil v brzici razmeroma visok pozno jeseni 2001 in spomladi 2002. Večina taksonov je prisotnih tako v tolmunu kot tudi v brzici, vendar se habitata razlikujeta po številčnosti teh taksonov. Npr. osebkov iz rodu *Stylodrilus* sp. je bilo v brzici v času naše raziskave najdenih 9994, v tolmunu pa 40, osebkov *Asellus aquaticus* je bilo v brzici 574, v tolmunu pa 28. Večina taksonov, ki so bili prisotni v tolmunu in brzici, je bila številčno bolj zastopana v brzici. To se ujema s hipotezo Hynesa (1970), ki pravi, da številne organizme, ki so prisotni v tolmunih, odplavi tja vodni tok iz brzice. Določeni taksoni so bili prisotni samo v brzici, npr. *Baetis rhodani*, *B. vernus*, *Hydraena* sp., *Oulimnius* sp., *Elmis* sp., *Hydropsyche saxonica*, *H. bulbifera*, *Isoperla* sk. *grammatica*, Hydrachnidia. Taksonov, ki so bili prisotni samo v tolmunu, je bilo manj, npr. *Laccophilus* sp.-larve, *Gerris* sp., *Pyrrhosoma nymphula*, iz česar lahko sklepamo, da ima brzica bolj edinstveno favno kot tolmun.

Živali se močno odzivajo na razpoložljivost hrane v vodotoku, ki pa je ponavadi neenakomerno razporejena. Npr. v mikrohabitatih, kjer so prisotne večje količine CPOM, so običajno drobilci prisotni v večjem številu kot v okoliških mikrohabitatih (npr. Haapala in sod., 2003). Podobno so opazili tudi za detritivore (npr. Wohl in sod., 1995) in plenilce (npr. Muotka, 1993). Raziskave so pokazale, da je prisotnost strgalcev povezana z variabilnostjo njihove hrane - bentoških alg (Kohler, 1984; Vaughn, 1986). V naši raziskavi smo ugotovili nekatere razlike v prehranskih skupinah med tolmunom in brzico. V tolmunu so čez celo sezono prevladovali detritivori, v velikem deležu so bili prisotni tudi strgalci in plenilci, filtratorjev in drobilcev je bilo malo. Višji delež detritivorov v

tolmuni kot v brzici so ugotovili tudi Angradi (1996) in Carter in Fend (2001). V raziskavi Carter in Fend (2001) ostale prehranske skupine niso bile značilno zastopane v nobenem od teh dveh življenjskih prostorov. Boulton in Lake (1992) ter Wright in Symes (1999) menijo, da v času suše lahko zaradi zniževanja vodnega toka pride do ustavitve prenosa detrita in drobnih usedlin po toku navzdol, kar povzroči povišano kopičenje organskih delcev in usedlin v tolmunih. Zaradi počasnejšega vodnega toka se v tolmunu nabira detrit in ta sedimentarna drobna organska snov pomeni hrano za detritivore. V brzici je vodni tok hitrejši in zato so razmere ugodne za filtratorje, katerih hrana so suspendirana drobna organska snov in večji organski delci, ki jih prinese vodni tok s sabo oz. jih aktivno prefiltrirajo iz vode. V brzici so v prvih mesecih naše raziskave prevladovali filtratorji, katerih delež pa je pomladi močno padel, nato so najvišji delež predstavljali detritivori. Pomladi se je povišal delež strgalcev, poleti pa delež plenilcev. Pomladni upad deleža filtratorjev je verjetno posledica izletanja taksonov, ki imajo kopensko odraslo fazo razvoja (aprila smo ugotovili samo 30 osebkov iz rodu *Simulium* sp., mesec pred tem pa jih je bilo 2038).

Podobnost vzorcev znotraj habitata tolmana in brzice oz. razliko med njima je pokazal tudi dendrogram podobnosti na podlagi Bray-Curtisovega indeksa podobnosti. Znotraj tolmana so si najbolj podobni vzorci zimskih in pomladanskih mesecev ter jesenskih in pozno poletnih mesecev. Znotraj brzice lahko opazimo tri klastre. V prvem klastru so vzorci, ki so bili nabrani takoj po enomesečnem obdobju brez površinskega toka vode in po tem, ko je strugo prekrival led. Ti so v povprečju bolj podobni vzorcem iz tolmana kot vzorcem iz brzice. V drugem klastru so pomladni in jesenski meseci ter v tretjem poletni meseci. S kanonično korespondenčno analizo smo ugotovili, da so vzorci tolmana v pozitivni odvisnosti s spremenljivkami največja izmerjena globina, površina vzorčnega odseka in število dni od suše, vzorci brzice pa s hitrostjo vode na površini, padavinami, številom dni od ledu in pretokom vode.

Zanimalo nas je tudi, koliko je na število organizmov v vodotoku ter posledično na število osebkov, ki smo jih dobili v vzorcih, vplivala velikost omočene površine, ki je bila na razpolago za vzorčenje. Zato smo naredili primerjavo števila osebkov/m² in površine vzorčnega odseka ter primerjavo števila osebkov/m² in pretokom. Pokazala se je negativna soodvisnost med številom osebkov in pretokom v brzici, saj se je število osebkov s povečevanjem pretoka zmanjševalo. V tolmunu take soodvisnosti nismo opazili, iz česar lahko sklepamo, da ima hitrost vodnega toka in posledično pretok v brzici večji vpliv na število osebkov/m² kot v tolmunu. Soodvisnost med številom osebkov/m² in površino vzorčnega odseka ni bila izrazita. Ugotovili pa smo, da smo imeli v brzici med meseci na razpolago bolj raznolike velikosti površin za vzorčenje kot v tolmunu, kjer je bila velikost vzorčevanega odseka med meseci bolj stalna.

S kanonično korespondenčno analizo smo želeli pojasniti odnose med združbo vodnih nevretenčarjev ter hidrološkimi in časovnimi spremenljivkami. S permutacijskim testom Monte Carlo (999 permutacij) smo ugotovili, da prva in vse ostale kanonične osi skupaj visoko statistično značilno pojasnjujejo varianco taksonov. Z izbranimi hidrološkimi in časovnimi spremenljivkami smo pojasnili 55 % celotne variance matrice taksonov. Prve štiri kanonične osi skupaj pojasnjujejo 44 % celotne variance. Samo s prvo kanonično osjo, ki predstavlja najvišji gradient, smo pojasnili 19 % celotne variance, skupaj z drugo kanonično osjo pa smo pojasnili 32 % celotne variance. Nobena od hidroloških spremenljivk izrazito ne vpliva na razporeditev taksonov. Množica taksonov se razporeja pri srednjih vrednostih izbranih spremenljivk oz. so razporejeni delno v smeri gradienta spremenljivke hitrost vode na površini, s katero smo pojasnili največji delež variabilnosti taksonov (13 %). Vrednosti korelacij taksoni-okoljske spremenljivke so za vse štiri kanonične osi zelo visoke, kar pomeni, da smo z izbranimi okoljskimi spremenljivkami skupno precej dobro pojasnili razporeditev taksonov v smeri teh štirih osi. Številni avtorji so ugotovili, da je hitrost vodnega toka (Statzner in Higler, 1986; Higler in Verdonschot, 1992) pomembna spremenljivka z neposrednim vplivom na razporeditev vodnih nevretenčarjev. Urbanič (2004) je ugotovil, da največji delež variabilnosti združbe mladotenic (Trichoptera) v vodotokih v panonskem območju Slovenije pojasnijo ekološki dejavniki: presihanje, geološke značilnosti prispevnega območja, substrat, globina vode in obremenjenost vodnega okolja z anorganskimi snovmi. V raziskavi mladotenic v reki Ščavnici so Urbanič in sod. (2005) ugotovili, da na njihovo mikrorazporeditev vpliva tudi tip vodnega toka.

Suša je hidrološki ekstrem, ki vodnim organizmom povzroča različne fizikalne in kemijske strese, v mnogih primerih pride tudi do slabšanja kakovosti vode. Znižan vodni tok in izsušitev lahko povzročita, da se zaostri tudi vpliv drugih stresorjev, kot so organsko onesnaženje, zamuljenost, toksikanti (Williams in Hynes, 1977; Caruso, 2002; Hall, Bergthold in Sites, 2003), kar povzroči kompleksen ekološki odgovor na sušo. Za vrednotenje obremenjenosti rek z organskimi snovmi v Sloveniji uporabljamo saprobni indeks, ki so ga Urbanič in sod. (2006) prilagodili in določili različico indeksa SIG3. Vrednosti tega indeksa za naš tip vodotoka (SI_11PN_gric_1) spadajo v razrede kakovosti dobro stanje, slabo stanje in zelo slabo stanje. Vrednosti indeksa za tolmun spadajo v najslabši kakovostni razred, saj vse, razen avgustovskega vzorca, presegajo mejo »slabo do zelo slabo stanje« (3,08). Organska obremenjenost je bila velika preko celega leta. Pričakovali bi, da se bo stanje po znižanju vodostaja oz. prenehanju vodnega toka poslabšalo, vendar takega trenda nismo opazili. Do izboljšanja kakovosti stanja je prišlo v zimskem času v brzici, v tolmunu med letom nismo opazili večjih sprememb v stanju kakovosti vodotoka.

5.2 Sklepi

- Skupno smo ugotovili 153 taksonov vodnih nevretenčarjev, 92 taksonov smo določili v tolmunu, 143 taksonov v brzici. V prvem vzorcu, ki smo ga nabrali 12 ur po tem, ko je voda ponovno začela teči, smo po pričakovanjih našli malo osebkov (99) in malo taksonov (10).
- Skupno število osebkov je naraščalo od meseca prvega vzorčenja do novembra, ko je bilo največ osebkov (38382), nato je preko zime upadlo in februarja je bilo skupno 3298 osebkov. Od februarja naprej je število osebkov naraščalo in doseglo drugi višek aprila, nato pa se je zopet začelo zniževati.
- V brzici smo ugotovili višje število in številčnost taksonov kot v tolmunu, toda večjo stalnost taksonov v tolmunu kot v brzici. Večina taksonov je bilo prisotnih tako v tolmunu kot tudi v brzici, vendar se habitata razlikujeta po številčnosti teh taksonov. Najvišji delež taksonov v tolmunu so predstavljali maloščetinci, v brzici pa dvokrilci.
- V tolmunu so čez celo sezono prevladovali detritivori, v velikem deležu so bili prisotni tudi strgalci in plenilci, filtratorjev in drobilcev je bilo malo. V brzici pa so v prvih mesecih naše raziskave prevladovali filtratorji, katerih delež pa je pomladi močno padel in nato so najvišji delež predstavljali detritivori.
- Na podlagi Bray-Curtisovega indeksa podobnosti smo ugotovili, da so vzorci brzice iz mesecev takoj po suši in po ledu v povprečju bolj podobni vzorcem iz tolmana kot vzorcem iz brzice. Znotraj tolmana so si najbolj podobni vzorci zimskih in pomladanskih mesecev ter jesenskih in pozno poletnih mesecev.
- S kanonično korespondenčno analizo smo ugotovili, da vzorci tolmana pozitivno korelirajo s spremenljivkami največja izmerjena globina, površina vzorčnega odseka in število dni od suše, vzorci brzice pa so v pozitivni korelaciji s hitrostjo vode na površini, padavinami, številom dni od ledu in pretokom vode. Med izbranimi spremenljivkami je bila hitrost vode na površini ugotovljena za najpomembnejšo.
- Z izbranimi hidrološkimi in časovnimi spremenljivkami smo pojasnili 55 % celotne variabilnosti matrike taksonov. S prvimi štirimi kanoničnimi osmi skupaj smo pojasnili 44 % celotne variance matrike taksonov. Največji delež variabilnosti taksonov smo pojasnili s spremenljivko hitrost vode na površini (13 %).
- Vrednosti saprobnega indeksa SIG3 za naš tip vodotoka (SI_11PN_gric_1) spadajo v razreda kakovosti slabo stanje in zelo slabo stanje. V tolmunu je bilo stanje organske obremenjenosti vedno zelo visoko, v brzici pa smo opazili spremembe preko sezone in

izboljšanje stanja v zimskem času. Kakovost vode je bila nekoliko slabša v tolmunu kot v brzici. Vpliva suše na kakovost vode nismo opazili.

6 POVZETEK

V naši raziskavi nas je zanimalo, kakšen vpliv imajo hidrološke značilnosti vodotoka na združbo vodnih nevretenčarjev. Namen naše naloge je bil ugotoviti, kakšen je vpliv znižanja vodnega toka oz. prenehanje vodnega toka za določen čas na združbo vodnih nevretenčarjev, kakšna je sezonska dinamika združbe in kakšne so razlike med združbama tolmuna in brzice.

Raziskava je potekala v reki Ščavnici, ki leži v severovzhodnem delu Slovenije, v pokrajini Slovenske gorice in je z 273 km² razvodja drugi največji pritok v reko Muro. Odsek reke, kjer so potekale naše raziskave, spada v del reke, ki je bil v preteklosti zaradi poplavljanja reke antropogeno spremenjen s kanaliziranjem struge. Terenski del raziskav je potekal v letih 2001 in 2002. V vodotoku ni bilo prisotnega površinskega toka vode en mesec pred prvim vzorčenjem, ki smo ga izvedli v tolmunu 7. septembra 2001, 12 ur po ponovni vzpostavitvi vodnega toka v strugi. Nato smo vzorčili vsak mesec ločeno tolmun in brzico. Vodne nevretenčarje smo vzorčili s standardno ročno mrežo, ki ima okvir velikosti 25 x 25 cm, z velikostjo odprtin v mreži 0,5 x 0,5 mm. Metoda vzorčenja je v literaturi poznana kot »kick-sampling«. Ob vsakem vzorčenju smo izmerili tudi nekatere hidrološke, fizikalne in kemijske parametre, ki so potrebni za razlago rezultatov biološke analize.

Skupno smo ugotovili 153 taksonov, 92 taksonov smo določili v tolmunu, 143 taksonov v brzici. V prvem vzorcu, ki smo ga nabrali 12 ur po tem, ko je voda ponovno začela teči, smo po pričakovanjih našli malo osebkov (99). Večino so predstavljali osebki iz skupine maloščetincev (90). Skupno smo določili 10 taksonov, iz česar sklepamo, da je bilo malo taksonov sposobnih preživeti sušno obdobje znotraj vodotoka. Sezonsko smo ugotovili najvišje število taksonov jeseni, sredi pomladi (marca) in na začetku poletja. Številčnost taksonov pa je bila najvišja pozno jeseni in pomladi. Septembra 2002 smo ugotovili najvišje število osebkov iz družine Hydropsychidae, septembra 2001 pa te družine v vzorcu nismo ugotovili. To je verjetno posledica suše oz. stresa, ki ga suša predstavlja za mladoletnice iz družine Hydropsychidae. Te se, če vodnega toka ni oz. je ta zelo nizek, ne morejo prehranjevati in zato propadejo.

Za določitev diverzitete smo izračunali Shannon-Wienerjev diverzitetni indeks, ki je pokazal na višjo diverziteto v pomladnih in poletnih mesecih, kar je verjetno posledica višje produkcije v vodnih sistemih v toplejšem poletnem času. Večino časa naše raziskave je bila diverziteta višja v brzici kot v tolmunu, razen pozimi in maja, ko je bila višja diverziteta v tolmunu. Zabeležili smo tudi višje število in številčnost taksonov v brzici kot v tolmunu. Taksonomski sestav je bil bolj stalen v tolmunu kot v brzici, kar kaže na bolj stabilno združbo vodnih nevretenčarjev v tolmunu in manjši vpliv sprememb na združbo tolmuna kot brzice. Večina taksonov je bila prisotnih tako v tolmunu kot tudi v brzici, vendar se habitata razlikujeta po številčnosti teh taksonov. Določeni taksoni so bili prisotni

samo v brzici, npr. *Baetis rhodani*, *B. vernus*, *Hydraena* sp., *Oulimnius* sp., *Elmis* sp., *Hydropsyche saxonica*, *H. bulbifera*, *Isoperla* sk. *grammatica*, Hydrachnidia. Taksonov, ki so bili prisotni samo v tolmunu, je bilo manj.

Delež prehranskih skupin v vsakem vzorcu smo izračunali po Moogovi (2005) razdelitvi. Ugotovili smo nekatere razlike v prehranskih skupinah med tolmunom in brzico. V tolmunu so čez celo sezono prevladovali detritivori, v velikem deležu so bili prisotni tudi strgalci in plenilci, filtratorjev in drobilcev je bilo malo. V brzici so v prvih mesecih naše raziskave prevladovali filtratorji, katerih delež pa je pomladi močno padel in nato so najvišji delež predstavljali detritivori.

Za ugotavljanje podobnosti med združbami vzorčnih mest in podobnosti med taksoni smo uporabili klustersko analizo podatkov. Z dendrogramom podobnosti na podlagi Bray-Curtisovega indeksa podobnosti smo pokazali podobnost vzorcev znotraj habitata tolmana in brzice oz. razliko med njima.

Za pojasnjevanje odnosov med združbo vodnih nevretenčarjev in hidrološkimi spremenljivkami smo uporabili multivariatno statistično metodo CCA (kanonična korespondenčna analiza). Z izbranimi hidrološkimi in časovnimi spremenljivkami smo pojasnili 55 % celotne variance matrike taksonov. Prve štiri kanonične osi skupaj pojasnjujejo 44 % celotne variance. Nobena od hidroloških spremenljivk izrazito ne vpliva na razporeditev taksonov. Množica taksonov se razporeja pri srednjih vrednostih izbranih spremenljivk oz. so razporejeni delno v smeri gradienta spremenljivke hitrost vode na površini, s katero smo pojasnili največji delež variabilnosti taksonov (13 %). Vrednosti korelacij taksoni-okoljske spremenljivke so za vse štiri kanonične osi zelo visoke, kar pomeni, da smo z izbranimi okoljskimi spremenljivkami skupno precej dobro pojasnili razporeditev taksonov v smeri teh štirih osi. Ugotovili smo, da so vzorci tolmana v pozitivni odvisnosti s spremenljivkami največja izmerjena globina, površina vzorčnega odseka in število dni od suše, vzorci brzice pa s hitrostjo vode na površini, padavinami, številom dni od ledu in pretokom vode.

Zanimalo nas je tudi, koliko je na število organizmov v vodotoku ter posledično na število osebkov, ki smo jih dobili v vzorcih, vplivala velikost omočene površine, ki je bila na razpolago za vzorčenje. Ugotovili smo, da smo imeli v brzici med meseci na razpolago bolj raznolike velikosti površin za vzorčenje kot v tolmunu, kjer je bila velikost vzorčevanega odseka med meseci bolj stalna.

Za vrednotenje obremenjenosti reke z organskimi snovmi smo uporabili saprobni indeks, ki so ga Urbanič in sod. (2006) prilagodili in določili različico indeksa SIG3. Vrednosti tega indeksa za naš tip vodotoka (SI_11PN_gric_1) spadajo v razrede kakovosti dobro stanje, slabo stanje in zelo slabo stanje. V tolmunu je bilo stanje organske obremenjenosti

vedno zelo visoko, v brzici pa smo opazili spremembe preko sezone in izboljšanje stanja v zimskem času. Kakovost vode je bila nekoliko slabša v tolmunu kot v brzici. Vpliva suše na kakovost vode nismo opazili.

7 VIRI

- Askew R. R. 1988. The dragonflies of Europe. Harley Books: 308 str.
- Bauernfeind E., Humpesch U. H. 2001. Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Wien, AV – Druck: 96 str.
- Bole J. 1969. Ključi za določevanje živali; Mehkužci (Mollusca). Ljubljana, Inštitut za biologijo Univerze v Ljubljani, Društvo biologov Slovenije: 115 str.
- Borcard D. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73(3): 1045-1055 str.
- Boulton A. J. 1989. Over -summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in central Victoria. *Transactions of the Royal Society of South Australia* 31: 3-34 str.
- Boulton A. J., Lake P. S. 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia II. Comparison of faunal composition between habitats, rivers and years. *Freshwater Biology* 27: 99-121 str.
- Bray R. J., Curtis J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325-349 str.
- Brinkhurst R. O. 1971. A guide for identification of British Aquatic Oligochaeta. 2. izdaja. University of Toronto, Freshwater biological association scientific publication, No. 22: 55 str.
- Bronmark C., Herrmann J., Malmqvist B., Otto C., Sjöstrom P. 1984. Animal community structure as a function of stream size. *Hydrobiologia* 112: 73-79 str.
- Brown, A. V., Brussock, P. P. 1991. Comparison of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia* 220: 99-108 str.
- Burgmer T., Hillebrand H., Pfenninger M. 2007. Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia* 151:93-103 str.
- Campaioli S., Ghetti P. F., Minelli A. Ruffo S. 1994. Manuale per il riconoscimento del macroinvertebrati delle acque dolci italiane, vol. 1 (Oligocheti). Litografica Saturnia, Trento: 110-134 str.
- Carter, J., Fend, S. V. 2001. Inter-annual changes in the benthic community structure of riffles and pools in reaches of contrasting gradient. *Hydrobiologia* 459: 187-200 str.
- Caruso B. S. 2002. Temporal and spatial patterns of extreme low flows and effects on stream ecosystems in Otago, New Zealand. *Journal of Hydrology* 257: 115-133 str.

- Collier J. K., Quinn M. J. 2001. Land-use influences macroinvertebrate community response following a pulse disturbance. *Freshwater Biology* 48: 1462-1481 str.
- Connell J. H. 1983. On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from experiments. *American Naturalist* 122: 661-691 str.
- Cooling M., Boulton A. J. 1993. Aspects of the hyporheic zone below the terminus of a South Australian arid-zone streams. *Australian Journal of Marine and Freshwater research* 44: 411-426 str.
- Cressa C. 1998. Community composition and structure of macroinvertebrates of the river Camuri Grande, Venezuela. *Verh.int.Ver.Limnol.* 26: 1008-1011 str.
- De Shon J. E. 1995. Development and application of the invertebrate community index (ICI). England. Lewis Publishers: 217-243 str.
- Delucchi C. M., Peskarsky B. L. 1989. Life history patterns of insects in an intermittent and a permanent stream. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 308-321 str.
- Dohet A. 1999. Ordination and classification of Trichoptera assemblages of the rhithral part of some basins with little or no anthropogenic disturbance in the Oesling (G.D. of Luxembourg). Chiang Mai, Thailand. Chiang Mai: 75-81 str.
- Erman N. A., Erman D. C. 1995. Spring permanence Trichoptera species richness, and role of drought. *Journal of the Kansas Entomological Society* 68: 50-64 str.
- Fowler, R. T., 2004. The recovery of benthic invertebrate communities following dewatering in two braided rivers. *Hydrobiologia*, 523: 17-28 str.
- Frissell C. A., Liss W. J., Warren C. E., Hurley M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214 str.
- Gaufin A. R., Harris E. K., Walter H. J. 1956. A statistical evaluation of stream bottom sampling data obtained from three standard samplers. *Ecology* 37: 643-648 str.
- Gilinsky E. 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology* 65: 455-468 str.
- Giller P.S., Malmqvist B. 1998. *The Biology of Streams and Rivers*. New York. Oxford University Press: 296 str.
- Globevnik L. 2006. Izvajanje Vodne direktive v Sloveniji: predstavitev prvih ocen možnosti doseganja okoljskih ciljev za vodna telesa v Sloveniji po načelih Vodne direktive. Ljubljana. Inštitut za vode Republike Slovenije: 48 str.

-
- Glöer P. 2002. Die süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. Zbirka Die tierwelt Deutschlands, 73. del, 2. predelana izdaja. Bonn, Conchbooks: 327 str.
- Gordon N. D., McMahon T. A., Finlayson B. L. 1992. Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists. New York. John Wiley & Sons: 526 str.
- Haidekker, A. 2004. The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates, A contribution to the ecological assesment of rivers. Inaugural-Dissertation. Universitat Duisburg-Essen. CE
- Hall D. L., Bergthold B. R., Sites R. W. 2003. The influence of adjacent land uses on macroinvertebrate communities of prarie streams in Minnouri. Journal of Freshwater Ecology 18: 55-68
- Hawkins B. A., Field R., Cornell H. V., Currie D. J., Guegan J. F., Kaufman D. M., Kerr J. T., Mittelbach G. G., Oberdorf T., O'Brien E. M., Porter E. E., Turner J. R. G. 2003. Energy, water and broad-scale geographical patterns of species richness. Ecology 84: 3105-3117 str.
- Higler L. W. G., Verdonschot P. F. M. 1992. Caddis larvae as slaves of stream hydraulics. . Adam Mickiewicz University press: 57-62 str.
- Hillebrand H. 2004. On the generality of the latitudinal diversity gradient. American Naturalist 163: 192-211 str.
- Hose, G. C., Jones, P., Lim, R. P. 2004. Hyporeic macroinvertebrates in riffle and pool areas of temporary strams in south eastern Australia. Hydrobiologia 00: 1-10 str.
- Hrabe S. 1979. Vodni maloštetatci (Oligochaeta) Československa. Acta Universitatis Carolinae-Biologica 1-2: 167 str.
- Humphries P., Baldwin, D. S. 2003. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. Freshwater Biology 48: 1141-1146 str.
- Illies J., Botosaneau L. 1963. Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologiques des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunastique. Mitt.Int.Ver.Theor.Anrew.Limnol. 12: 1-57 str.
- Jump A. S., Penuelas J. 2005. Running to stand still: adaption and the response of plants to rapid climate change. Ecol.Lett. 8: 1010-1020 str.
- Karaman G. S. 1996. Crustacea Amphipoda di aqua dolce. Fauna d'Italia. Edizioni Calderini Bologna: 121 str.

- Kerans B. J., Karr J. R., Ahlstedt S. A. 1992. Aquatic invertebrate assemblages: spatial and temporal differences among sampling protocols. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 377-390 str.
- Kohl S. 1998. Odonata, Anisoptera-Exuvien Europas, Bestimmungsschlüssel: 24 str.
- Kolbezen M., Pristov J. 1998. Površinski vodotoki in vodna bilanca Slovenije. Ljubljana. Ministrstvo za okolje in prostor, Hidrometeorološki zavod Slovenije: 98 str.
- Kunaver J., Drobnjak B., Klemenčič M., Lovrenčak M., Luževič M., Pak M., Senegačnik J. 1997. Obča geografija za 1. letnik srednjih šol. Ljubljana. Državna založba Slovenije: 113-121 str.
- Lake P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48: 1161-1172 str.
- Langeland A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. *Holarctic Ecology* 5: 273-310 str.
- Larimore R. W., Childers W. F., Hackrotte C. 1959. Destruction and re-establishment of stream fish and invertebrates affected by drought. *Transactions of the American Fisheries Society* 88: 261-285 str.
- Maddock I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41: 373-391 str.
- Marchant R., Barmuta L.A., Chessman B. C. 1995. Preliminary study of the ordination and classification of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. *Aus. J. Mar. Freshw. Res* 45: 945-962 str.
- Matthews G. B., Matthews R. A., Hachmoller B. 1991. Mathematical analysis of temporal and spatial trends in the benthic macroinvertebrate communities of a small stream.. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 2184-2190 str.
- McCulloch D. L. 1986. Benthic macroinvertebrate distribution in the riffle-pool communities of two east Texas streams. *Hydrobiologia* 135: 61-70 str.
- McElravy E. P., Lamberti G. A., Resh V. H. 1989. Year-to-year variation in the aquatic macroinvertebrate fauna of a northern California stream. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 51-63 str.
- Minshall G. W. 1984. Aquatic insects-substratum relationships. New York. Prager publisher: 358-400 str.
- Minshall G. W. 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 263-288 str.

- Minshall G. W., Minshall J. N. 1977. Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountains (USA) stream. *Hydrobiologia* 55: 231-249 str.
- Mooij, W. M., Hulsmann, S., De Serpoint Domis, L. N., Nolet, B. A., Bodelier, P. L. E. 2005. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology* 39: 381-400 str.
- Morrison L. W., Korzukhin M. D., Porter S. D. 2005. Predicted range expansion of the invasive fire ant, *Solenopsis invicta*, in the eastern United States based on the VEMAP global warming scenario. *Divers.Distrib.* 11: 199-230 str.
- Nesemann H. 1997. Egel und Krebssegel (Clitellata: Hirudinea, Branchiobdellida) Österreichs. *Vigl, Dornbirn*: 96 str.
- Niemi G. J., DeVore P., Detenbeck N., Taylor D., Lima A., Pastor J. 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbances. *Environmental Management* 14: 571-587 str.
- O'Connell T. R., Campbell R. S. 1953. The benthos of Black River and Clearwater lake, Missouri. *Univ.Mo.Stud.* 26: 25-41 str.
- Percival E., Whitehead H. 1929. A quantitative study of the fauna of some types of stream-bed. *J.Ecol.* 17: 282-314 str.
- Perko D., Orožen Adamič M. 1998. Slovenija: pokrajine in ljudje. Ljubljana. Mladinska knjiga: 532-583 str.
- Petts G., Maddock I., Bickerton M., Ferguson A. J. D., editor: Harper D. M., Ferguson A. J. D. 1995. Linking Hydrology and Ecology: The Scientific Basis for River Management. The Ecological Basis for River Management. Harper D. M. in Ferguson A. J. D. John Wiley & Sons: 630 str.
- Pires, A. M., Cowx, I. G., Coelho, M. M. 2000. Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia* 435: 167-175 str.
- Pravilnik o določitvi in razvrstitvi vodnih teles površinskih voda. Ur. l. 63/2005. 2005: 6566 str.
- Rabeni C. F., Minshall G. W. 1977. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos* 29: 33-43 str.
- Reinertsen H., Jensen A., Langeland A., Olsen Y. 1986. Algal competition for phosphorus: the influence of zooplankton and fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1135-1141 str.

-
- Resh V. H. 1995. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assesment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. England. Lewis Publishers: 167-177 str.
- Resh V. H., Brown A. V., Covich A. P., Gurtz M. E., Li H. W., Minshall G. W., Reice S. R., Sheldon A. L., Wallace J. B., Wissmar R. C. 1988. The role of disturbance theory in stream ecology . *Journal of the North American Benthological Society* 7: 433-355 str.
- Rozkošny R. 1980. Ključ vodnich larev hmyzu. Praha, Československa akademie ved. 457 str.
- Schoener T. W. 1983. Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist* 122: 240-285 str.
- Sculion J., Parish C. A., Morgan N., Edwards R. W. 1982. Comparison of benthic macroinvertebrate fauna and substratum composition in riffles and pools in the impounded River Elan and the unregulated River Wye, mid-Wales. *Freshwater Biology* 12: 579-595 str.
- Smith H., Wood J. P. 2002. Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. *Hydrobiologia* 487: 45-58 str.
- Statzner B., Gore J. A., Resh V. H. 1988. Hydraulic stream eology: observed patterns and potencial applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307-60 str.
- Statzner B., Higler L. W. G. 1986. Stream hydraulics as a major determinant benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16: 127-139 str.
- Stenseth N. C., Mysterud A., Ottersen G., Hurrell J. W., Chan K. S, Lima M. 2002. Ecological effects of climate fluctuations. *Science* 297: 1292-1296 str.
- Studemann D., Landolt P., Sartori M., Hefti D., Tomka I. 1992. Ephemeroptera. *Insecta Helvetica, Fauna* 9. Fribourg, Imprimerie Mauron & Tinguelg & Lachat SA: 174 str.
- Svenning J.C., Skov F. 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecol.Lett* 7: 565-573 str.
- Tachet H. Richoux P., Bournard M., Usseglio-Polatera P. 2000. Invertébrés D'eau douce: systématique, biologie, écologie. Paris, CNRS Editions: 587 str.
- Tarman K. 1992. Osnove ekologije in ekologija živali. Državna založba Slovenije. Ljubljana: 547 str.

- Tavzes B. 2006. Odvisnost življenjskih združb vodnih nevretenčarjev od hidromorfoloških lastnosti vodotokov: doktorska disertacija. Biotehniška fakulteta, Univerza v Ljubljani. Ljubljana: 156 str.
- Thuiller W. 2004. Patterns and uncertainties of species range shifts under climate change. *Glob. Change.Biol.* 10: 2020-2027 str.
- Tramer E.J. 1977. Catastrophic mortality of stream fishes trapped in shrinking pools. *American Midland Naturalist* 97: 469-478
- Trontelj P., Sket B. 2000. Molecular re-assessment of some phylogenetic, taxonomic and biogeographic relationships between the leech genera *Dina* and *Trocheta* (Hirudinea: Erpobdellidae). *Hydrobiologia* 438: 227-235 str.
- Urbanič G. 1999. Taksonomske in ekološke značilnosti združbe mladoletnic (Insecta, Trichoptera) v reki Ščavnici: diplomsko delo. Biotehniška fakulteta, Univerza v Ljubljani. Ljubljana: 69 str.
- Urbanič G. 2004. Ekologija in razširjenost mladoletnic (Insecta: Trichoptera) v nekaterih vodotokih v Sloveniji: doktorska disertacija. Biotehniška fakulteta, Univerza v Ljubljani. Ljubljana: 188 str.
- Urbanič G., Toman M. J. 2003. Varstvo celinskih voda. Ljubljana. Študentska založba: 94 str.
- Urbanič G., Toman, M. J., Krušnik, C. 2005. Microhabitat type selection of caddyfly larvae (Insecta: Trichoptera) in a shallow lowland stream. *Hydrobiologia* 541: 1-12 str.
- Urbanič G., Toman M. J. 2007. Influence of environmental variables on stream caddish larvae in three Slovenian ecoregions: Alps, Dinaric western Balkans and Pannonian lowland. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 92: 582-602 str.
- Vandenberghe J., Maddy D. 2001. The response of river system to climate change. Editorial, *Quaternary International* 79: 1-3 str.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R., Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 130-137 str.
- Vannote R. L., Sweeney B. W. 1980. Geographic analyses of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *Am.Nat.* 115: 667-695 str.
- Verdonschot P. F. M. 1995. Typology of macrofaunal assemblages: a tool for the management of running waters in The netherlands. *Hydrobiologia* 297: 99-122 str.

- Waringer J., Graf W. 1997. Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Wien, Facultas-Universitätsverlag: 286 str.
- Waringer J., Graf W. 2000. Ergänzungen und Berichtigungen zum "Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete". Beilage zum 1. unveränderten Nachdruck. Wien, Facultas Universitätsverlag: 19 str.
- Whittaker R. H. 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. Ecological Monographs 26: 1-80 str.
- Wiberg-Larsen P., Brodersen K. P., Birkholm S., Grons P. N., Skriver J. 2000. Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. Freshwater Biology 43: 633-647 str.
- Wilhite D. A. 2000. Drought as a natural hazard. London. Routledge: 3-18 str.
- Williams D. D., Heynes H. B. N. 1977. The ecology of temporary streams. II. General remarks on temporary streams. Internationale revue der gesamten Hydrobiologie 62: 53-61 str.
- Wilson R. J., Gutierrez D., Gutierrez J., Martinez D., Agudo R., Montserrat V. J. 2005. Changes to the elevational limits and extension of species ranges associated with climate change. Ecol.Lett. 8: 1138-1146 str.
- Wright J. F., Symes K. L. 1999. A nine-year study of the macroinvertebrate fauna of a chalk stream. Hydrological processes 13: 371-385 str.
- Zamora-Munoz C., Alba-Tercedor J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. Journal of the North American Benthological Society 15 (3): 332-325 str.
- Zwick P. 2005. A key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. Forschungsinstitut Senckenberg. Forschungsstation für Mittelgebirge (marec 2005)
http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/best_anhang4_zwick2004.pdf : 38 str.
- Žiberna I. <http://slgorice.obcina.com>. 1.6.2007

ZAHVALA

Mentorju prof. dr. Mihaelu J. Tomanu in recenzentu prof. dr. Ivanu Kosu se zahvaljujem za temeljit pregled diplomske naloge.

Doc. dr. Gorazdu Urbaniču se zahvaljujem za pomoč pri izdelavi diplomske naloge, za strokovne nasvete, pomoč pri določevanju vodnih nevretenčarjev in vsestransko podporo tekom izdelave diplomske naloge.

Hvala mami za vso podporo in razumevanje, ki sem ga bila deležna v času študija, tudi takrat, ko nama ni bilo najlažje. Hvala tudi vsem ostalim domačim ter prijateljem, še posebej Martinu, ki me je z razumevanjem prenašal tekom nastanka diplomske naloge in mi pomagal pri oblikovanju naloge.

Posebej hvala Špeli za številne prijateljske in strokovne nasvete ter za pomoč pri določevanju vodnih nevretenčarjev.

Najlepša hvala tudi vsem ostalim, ki ste mi kakorkoli pomagali pri izdelavi diplomske naloge.

