

UNIVERZITET U BEOGRADU

BIOLOŠKI FAKULTET

Ana V. Savić

**Ekološka analiza zajednice
makrozoobentosa reke Nišave**

doktorska disertacija

Beograd, 2012.

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF BIOLOGY

Ana V. Savić

**Ecological analysis of
macrozoobenthos communities in the
Nišava River**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2012

MENTORI:

Dr Jasmina Krpo-Ćetković, docent,
Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

Dr Ivana Živić, docent,
Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

ČLANOVI KOMISIJE ZA PREGLED, OCENU I ODBRANU:

Dr Zoran Marković, redovni profesor,
Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet

Dr Jasmina Krpo-Ćetković, docent,
Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

Dr Ivana Živić, docent,
Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

Dr Brigita Petrov, vanredni profesor
Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

Datum odbrane: _____

PREDGOVOR

Ova doktorska disertacija je urađena u prostorijama Prirodno-matematičkog fakulteta Univerziteta u Nišu.

Srdačno se zahvaljujem mentorima, dr Jasmini Krpo-Ćetković i dr Ivani Živić, koje su mi puno pomogle u konačnoj obradi rezultata istraživanja, a korisnim sugestijama značajno doprinele da ova disertacija poprimi svoju konačnu formu. Takođe, zahvalnost dugujem i članovima Komisije za ocenu i odbranu doktorske disertacije, dr Zoranu Markoviću i dr Brigitu Petrov.

Profesoru Vladimiru Randeloviću se zahvaljujem što je bio podrška i pomoć od prvog dana terenskih istraživanja, pa sve do konačne izrade doktorske disertacije. Kolegi Saši Brankoviću dugujem zahvalnost za logističku podršku tokom istraživanja i mnogobrojne stručne savete. Za pomoć u identifikaciji vrsta familije Chironomidae zahvaljujem se kolegi Đurađu Miloševiću. Za pomoć u statističkoj obradi podataka zahvaljujem se kolegi Miodragu Đorđeviću. Profesorima dr Snežani Pešić i dr Vladici Simiću zahvaljujem se za pomoć u prikupljanju literature neophodne za identifikaciju makroinvertebrata. Pomoć u analizi zajednice makroinvertebrata na osnovu funkcionalnog tipa ishrane pružio mi je ruski hidrobiolog Timur Pavluk, na čemu sam mu jako zahvalna. Zahvaljujem se osoblju Laboratorije za fizičku hemiju Tehnološkog fakulteta u Leskovcu. Zahvalnost dugujem i kolegi Mrđanu Đokiću, koji mi je pružio pomoć u prikupljanju podataka o hidrološkim karakteristikama reke Nišave. Zahvaljujem se kolegama sa Departmana za biologiju i ekologiju fakulteta na kojem radim, koji su u svakom trenutku bili prijatelji.

Posebnu zahvalnost dugujem svojoj profesorici biologije i razrednoj, Stani Jovanović, koja mi je ulila ljubav prema prirodi. Srdačno se zahvaljujem profesorici na osnovnim studijama, Violeti Urošević, koja me je uvela u hidrobiologiju.

Beskrnjno sam zahvalna svojoj porodici. Hvala mama, hvala tata što ste uvek uz mene.

Ekološka analiza zajednice makrozoobentosa reke Nišave

REZIME

Doktorska disertacija obuhvata ekološku analizu zajednica makrozoobentosa reke Nišave i njihovu zavisnost od biotičkih i abiotičkih faktora. Istraživanja su obavljena mesečnom dinamikom na dvanaest lokaliteta od maja 2006. do aprila 2007. godine.

U disertaciji se diskutuje zavisnost koncentracije hlorofila *a* i mase perifitona od abiotičkih faktora. Sa druge strane, razmatran je pritisak (na osnovu brojnosti) filtratornih vrsta zajednice makroinvertebrata na količinu fitoplanktona (izraženu preko hlorofila *a*) i pritisak grebača na masu perifitona. Dobijen je predikcioni model za izračunavanje koncentracije hlorofila *a* korišćenjem multiple linearne regresije. Model ima značajnu predikcionu moć ($\text{sig}=0,003$). Na osnovu Pirsonovog koeficijenta korelacije konstatovano je da postoji značajna povezanost koncentracije hlorofila *a* sa mutnoćom ($p=0,000$), sa ukupnim fosforom ($p=0,029$) i sa kombinovanom (zbirnom) koncentracijom ukupnog azota i fosfora ($p=0,036$). Nije utvrđena značajna povezanost sa brojnošću filtratornih organizama, što govori da njihov pritisak nije dovoljno jak da bi limitirao količinu fitoplanktona.

Taksonomskom analizom makroinvertebrata reke Nišave utvrđeno je prisustvo 132 vrste iz 4 različita filuma. Filum Platyhelminthes je predstavljen sa 3 vrste iz 2 familije. Filum Annelida obuhvata 23 vrste iz 6 familija. Najveći broj vrsta ovog filuma pripada potklasi Oligochaeta (16 vrsta). Filum Mollusca obuhvata 13 vrsta iz 5 familija, od kojih 11 pripada klasi Gastropoda, a 2 klasi Bivalvia. Najveći broj vrsta faune makroinvertebrata pripada filumu Arthropoda (92 vrste iz 33 familije), od kojih 3 pripadaju subfilumu Crustacea, a sve ostale podfilumu Hexapoda, odnosno klasi Insecta.

Rezultati taksonomske analize pojedinačnih grupa u okviru zajednice makroinvertebrata pokazuju da najveći broj vrsta pripada grupi Ephemeroptera (28 vrsta), zatim slede Diptera (26 vrsta) i Trichoptera (20 vrsta). Ostale grupe su zastupljene sa manjim brojem vrsta. Diskutovana je sezonska i longitudinalna dinamika

grupa makroinvertebrata i njihova uslovljenost faktorima sredine. Razmatrani su indeksi diverziteta i adekvatnost njihovog korišćenja kao pokazatelja zagađenosti ekosistema, posebno za svaku grupu.

Zajednica makroinvertebrata je sagledana sa stanovišta funkcionalnog tipa ishrane njenih članova. Od ukupnog broja jedinki najveću zastupljenost imaju sekači, slede grebači i kolektori, a sa najmanjim brojem jedinki zastupljeni su predatori.

Razlike u prisustvu grupe različitog funkcionalnog tipa ishrane (FFG – functional feeding group) korišćene su u svrhu određivanja ekosistemskih atributa: indikacije autotrofnosti/heterotrofnosti, odnosa krupno-čestične organske materije (CPOM) i fino-čestične organske materije (FPOM), odnosa FPOM u transportu/ FPOM u sedimentu, stabilnost kanala (kapacitet otpornosti rečnog kanala na odvajanje materijala koji čini supstrat dna i obale) i predatorska kontrola. Ovi parametri su razmatrani kako na godišnjem, tako i na sezonskom nivou.

Određen je kvalitet vode na osnovu ITC (Index of Trophic Completeness) proračuna i diskutovana je njegova uslovljenost sektorom reke.

Međusobna sličnost lokaliteta određivana je primenom nove, originalne metode u kojoj se sukcesivno primenjuju postupci određivanja sličnosti po sledećoj hijerarhijskoj šemi: prisutnost/odsutnost pojedinih trofičkih gildi > međusobno rastojanje između gildi > broj vrsta u okviru gilde > sastav vrsta u okviru gilde.

Na kraju je data analiza sezonske dinamike taksonomske strukture i diverziteta zajednice makroinvertebrata duž longitudinalnog gradijenta reke i obrazložena uslovljenost faktorima sredine.

Ključne reči: faktori sredine, faunistička raznovrsnost, trofičke gilde, makroinvertebrati, reka Nišava, struktura zajednica, zagađenost vode

Naučna oblast: Ekologija

Uža naučna oblast: Hidroekologija

UDK: 591.5:574.587(497.11)(043.3)

Ecological analysis of macrozoobenthos communities in the Nišava River

ABSTRACT

This doctoral dissertation comprises the ecological analysis of macrozoobenthos communities in the Nišava River and their dependence on biotic and abiotic factors. The studies followed the monthly dynamics at 12 sites, from May 2006 to April 2007.

The dissertation is discussing the dependence of chlorophyll *a* concentration and periphyton mass on abiotic factors, as well as the pressure (based on abundance) of filtrating species in the macroinvertebrate community on the amount of phytoplankton (expressed as chlorophyll *a*) and pressure of scraper species on periphyton mass. The prediction model for calculating chlorophyll *a* concentration was derived from the multiple linear regression. This model has a significant prediction power ($\text{sig}=0.003$). The Pearson's correlation coefficient was used to determine the correlation of chlorophyll *a* concentration with water turbidity ($p=0.000$), total phosphorus ($p=0.029$) and combined (summative) concentration of total nitrogen and total phosphorus ($p=0.036$). No significant connection with the abundance of filtrating organisms was determined, which indicates that their pressure was not strong enough to limit the quantity of phytoplankton.

The taxonomic analysis of macroinvertebrates in the Nišava River yielded the presence of 132 species from 4 different phyla. The phylum Platyhelminthes was represented with 3 species from 2 families. The phylum Annelida was represented with 23 species from 6 families. Most recorded species from this phylum belong to the subclass Oligochaeta (16 species). The phylum Mollusca was represented with 13 species from 5 families, of which 11 were from the class Gastropoda and 2 from the class Bivalvia. Most species of the macroinvertebrate fauna belong to the phylum Arthropoda (92 species from 33 families), of which 3 were from the subphylum Crustacea, while all others belong to the subphylum Hexapoda and class Insecta.

The results of the taxonomic analysis of individual groups within the macroinvertebrate community have shown that most species belong to the group

Ephemeroptera (28 species), followed by Diptera (26 species), and Trichoptera (20 species). Other groups were represented with a smaller number of species. The study also includes the discussion on seasonal and longitudinal dynamics of macroinvertebrate groups and the effect of environmental factors on their presence. The diversity indices and their suitability as indicators of ecosystem pollution were discussed for each group separately.

The analysis of functional feeding groups (FFG) of the macroinvertebrate community revealed the greatest abundance (expressed as the total number of individuals) of shredders, followed by scrapers and collectors, while predators were represented with the smallest number of individuals.

The differences in presence of various functional feeding groups were used to determine the ecosystem attributes: indication of autotrophic/heterotrophic type; ratio of coarse particulate organic matter (CPOM) and fine particulate organic matter (FPOM); ratio of FPOM in transport vs. FPOM in sediment; stability of channels (river channel resistance capacity to the detachment of bed and bank materials); and predator control. These parameters were studied both annually and seasonally.

Water quality was determined using the Index of Trophic Completeness (ITC), and the impact of a particular river section on the water quality was discussed.

The similarity of studied sites was determined by using a new, original method, where procedures of determining the similarity are used according to the following sequence of steps: presence/absence of certain trophic guilds > distance between guilds > number of species within each guild > species composition within each guild.

The final part includes the analysis of seasonal dynamics of taxonomic structure and diversity of the macroinvertebrate community along the longitudinal river gradient, as well as the possible explanation of the impact of environmental factors.

Key words: environmental factors, faunistic diversity, trophic guilds, macroinvertebrates, Nišava River, community structure, water pollution

Scientific field: Ecology

Specific scientific field: Aquatic ecology

UDK: 591.5:574.587(497.11)(043.3)

Sadržaj

1. Uvod	1
1.1. Pregled dosadašnjih istraživanja.....	8
1.1.1. Istraživanja akvatičnih makroinvertebrata u Srbiji.....	8
1.1.2. Pregled hidrobioloških istraživanja reke Nišave	9
1.2. Ciljevi istraživanja.....	11
1.3. Opšte karakteristike istraživanog područja	13
1.3.1. Geografski položaj.....	13
1.3.2. Geološki sastav	14
1.3.3. Pedološki sastav.....	16
1.3.4. Klima istraživanog područja.....	17
1.3.5. Hidrološke karakteristike istraživanog područja	19
1.3.6. Potencijalna vegetacija istraživanog područja.....	21
1.3.7. Antropogeni uticaji na reku Nišavu.....	23
2. Materijal i metode	26
2.1. Opis lokaliteta na kojima su uzimani uzorci	27
2.2. Metode određivanja fizičkih, hemijskih i biotičkih karakteristika	32
2.2.1. Hidrološke karakteristike rečnog korita i vodotoka	32
2.2.2. Fizičke karakteristike vode.....	33
2.2.3. Hemijske karakteristike vode	33
2.2.4. Biološke karakteristike vode	33
2.3. Metode uzorkovanja i identifikacije makroinvertebrata.....	35
2.3.1. Uzorkovanje makroinvertebrata	35
2.3.2. Identifikacija makroinvertebrata.....	35
2.4. Metode za analizu zajednice makroinvertebrata na osnovu funkcionalnog tipa ishrane (FFG)	36
2.5. Metode statističke i matematičke obrade podataka	40

3. Rezultati i diskusija	41
3.1. Abiotičke karakteristike reke Nišave.....	42
3.1.1. Fizičke i hemijske karakteristike reke Nišave	42
3.1.2. Hidrološke karakteristike reke Nišave.....	47
3.2. Masa perifitona i koncentracija hlorofila <i>a</i>	48
3.3. Makrofitska vegetacija u reci Nišavi	55
3.4. Taksonomska analiza makroinvertebrata reke Nišave	57
3.4.1. Faunistički pregled makroinvertebrata reke Nišave	57
3.4.2. Taksonomska struktura faune makroinvertebrata reke Nišave	64
3.5. Struktura i karakteristike zajednica pojedinačnih grupa makroinvertebrata	65
3.5.1. Zajednica Trichoptera.....	65
3.5.2. Zajednica Ephemeroptera.....	74
3.5.3. Zajednica Plecoptera	83
3.5.4. Zajednica Diptera	86
3.5.5. Zajednica Odonata.....	94
3.5.6. Zajednica Gastropoda.....	97
3.5.7. Zajednica Oligochaeta	103
3.5.8. Zajednica Hirudinea	109
3.6. Karakteristike kompletne zajednice makroinvertebrata	113
3.6.1. Analiza zajednice makroinvertebrata na osnovu funkcionalnog tipa ishrane na godišnjem nivou.....	113
3.6.2. Analiza sezonske dinamike zajednice makroinvertebrata na osnovu funkcionalnog tipa ishrane	123
3.6.2. Sezonska dinamika taksonomske strukture i diverziteta zajednice makroinvertebrata duž longitudinalnog gradijenta reke	132
4. Zaključci	145
5. Literatura	152



*Reka bi mogla da bude
okean, ako se zgrci.
Toliko ima u sebi
ogromne, vecite vode.*

*(Reka bi mogla da bude...
Miroslav Antic)*

Ana Savić

Ekološka analiza zajednice makrozoobentosa reke Nišave

Doktorska disertacija



1. Uvod

Teško je ostati ravnodušan pred dinamičnom prirodom i heterogenošću reka. U njima ništa nije potpuno isto iz sekunde u sekundu. Za naučnike, dinamična priroda reka predstavlja konstantan izazov. Da bi se proučavao rečni ekosistem, neophodno je obezbediti odgovarajuće podatke o hemijskim i fizičkim faktorima sredine koji podržavaju život u njoj.

Prema drevnoj nordijskoj mitologiji, trolovi su odmah posletopljenja lednika našli svoj dom upravo u rekama. Od tada, oni su postali duhovi rečnih vodotoka koji se povremeno razbesne i uzimaju danak od ljudi. Poslednjih decenija, čini se da ljudi češće uzimaju danak rekama.

Ukupna dužina svih vodotoka u Srbiji iznosi 65 980 km ili prosečno 747 m/km^2 . To je više nego u mnogim evropskim zemljama, ali kod nas uglavnom preovlađuju male i srednje reke, dužine ispod 100 km (Gavrilović & Dukić, 2002). Živeći u uverenju da je Srbija zemlja bogata vodom, ona je neracionalno trošena i bezobzirno zagađivana (Živić, 2005a). Monitoring kvaliteta vode u Republici Srbiji ustanovljen je 1965. godine. Praćenje stanja povereno je Saveznoj i Republičkoj hidrometeorološkoj službi. Monitoring je sproveden na 40 profila, a pokazatelji su obuhvatili opšte, organoleptičke, fizičke, hemijske, mikrobiološke i saprobiološke indikatore. Početni program monitoringa kvaliteta vode zadržan je do 1967. godine, a kasnije se ispitivanja proširuju. Početkom sedamdesetih godina proširena ispitivanja obuhvataju i fenolne materije i ukupnu beta radioaktivnost. Krajem sedamdesetih počinju ispitivanja ostataka perzistentnih pesticida i teških metala na celoj teritoriji Republike Srbije. U toku osamdesetih sledi intenzivni razvoj, ali ne zadugo jer devedesete odlikuje kriza. Zbog nedostatka sredstava, goriva, mnogi zadaci nisu izvršeni. Saradnja sa međunarodnom zajednicom uspostavljena je avgusta 1999. godine, u okviru BTF (Balkan Task Force) i vrši se monitoring voda ugroženih bombardovanjem, u koje su dospele izlivene opasne materije. Stanje opreme za obavljanje zadataka monitoringa kvaliteta vode je kritično. To se posebno odnosi na aparate za hemijsku analizu vode *in situ*, kao i na uređaje za standardizovano prikupljanje uzoraka vode, suspendovanih materija, sedimenta i organizama. Za kategoriju živih bića gotovo da nema sistematskog praćenja u našoj zemlji, sa standardizovanim načinom uzorkovanja za svaku pojedinačnu grupu.

Proces implementacije EU Framework Directive (WFD, 2000) u Srbiji je počeo 2004. godine. Prema WFD, proučavanje ekološkog statusa bazirano je na analizama akvatičnih zajednica (elementi biološkog kvaliteta – Biological Quality Elements ili BQE) i pratećih parametara (fizičkih, hemijskih i hidromorfoloških). Što se organizama tiče, uglavnom su uzimani u razmatranje podaci o makroinvertebratima (Paunović *et al.*, 2008). Prema BQE, monitoring program u Republici Srbiji ne uključuje sve parametre kvaliteta preporučene od strane WFD (Paunović *et al.*, 2010). I dalje postoji potreba za redizajniranjem monitoring sistema u Srbiji. Cilj je da se time omogući efikasna i pouzdana procena ekološkog statusa u vodenim ekosistemima (Tripković *et al.*, 2004; Đikanović *et al.*, 2009). Značajan doprinos u tom procesu su dali Paunović *et al.* (2007, 2009).

Makroinvertebrati su važni činioci rečnih zajednica kao fundamentalne karike u lancima ishrane između nižih trofičkih nivoa (algi, detritusa) i riba. Bihevioralne adaptacije su evidentne naročito kod akvatičnih insekata i uključuju regulatorno ponašanje koje kontroliše prirast. Jedinke ga ispoljavaju kroz metabolički status, usklađujući ponašanje koje obuhvata prikupljanje hrane ili reproduktivno ponašanje koje je odgovorno za uspešni nastavak života sledećih generacija (Wiley & Kohler, 1984). Na primer, bihevioralni drift, namerni ulazak bentosnih organizama u struju i njihovo transportovanje u donje tokove jedna je od najintrigantnijih tema koja zanima hidrobiologe punih četrdesetak godina (Waters, 1972; Muller, 1974; Brittain & Eikeland, 1988). Ova pojava može biti esencijalna za kolonizatorske procese, traženje hrane ili izbegavanje predatora, što je sve povezano sa trofičkim položajem organizma u zajednici.

Sastav zajednice makroinvertebrata menja se između gornjih, srednjih i donjih tokova reka kao rezultat promene u rečnom okruženju (Vannote *et al.*, 1980). Na primer, deo toka reke koji protiče kroz šumu sa gustim sklopom svoda krošnji ima mnogo veći broj vrsta makroinvertebrata koje su specijalizovane da se hrane opalim lišćem. U istoj reci u delu toka koji protiče kroz travnate predele biće dominantne vrste koje se hrane perifitonom.

Na osnovu mnogih studija o ishrani akvatičnih invertebrata (Berrie, 1976; Cummins & Klug, 1979; Anderson & Cargill, 1987; Palmer *et al.*, 1993; Wotton, 1994) zaključeno je da su, u suštini, sve akvatične invertebrate omnivori. Na primer, akvatični

insekti koji žvaču (grickaju) paketiće lišća u rekama, označeni terminom "sekači" (shredders), ne unose u digestivni trakt samo tkivo lišća u asocijaciji sa mikroorganizmima (tj. sa gljivama, bakterijama, protozoama, mikroartropodama) već takođe i dijatomeje (Plague & Wallace, 1998) i druge alge koje mogu biti zakačene za površinu lišća, kao i veoma male makroinvertebrate (kao što su mladi larveni stadijumi). Lindeman (1942), pionir u analizama trofičkih nivoa, koristio je te činjenice u istraživanjima trofičkih odnosa marinskih i slatkovodnih zajednica. Takođe, već on nije koristio jednostavnu kategorizaciju rečnih invertebrata, već je pokušao da sublimira sve te međuodnose (Coffman *et al.*, 1971).

Jedna od klasifikacionih tehnika uključuje i funkcionalnu analizu ishrane invertebrata baziranu na morfo-bihevioralnim mehanizmima usvajanja hrane. Ovaj pristup funkcionalnih grupa baziranih na ishrani (FFG – functional feeding group) opisan je pre više od četrdeset godina (Cummins, 1974). Od tada je modifikovan u nekim detaljima (Cummins & Klug, 1979; Wallace & Merritt, 1980; Merritt *et al.*, 1984, 1996, 1999, 2002; Cummins & Wilzbach, 1985; Merritt & Cummins, 1996), ali je osnova FFG odnosa ostala u velikoj meri slična. FFG sistem je baziran na direktnoj korespondenciji između kategorija hranidbenih resursa prisutnih u okruženju i populacija slatkovodnih invertebrata koji su adaptirani na efikasno korišćenje ponuđenih resursa hrane. Kako je relativna dostupnost resursa hrane promenljiva u toku vremena, postoje i prateće promene u zastupljenosti funkcionalnih grupa slatkovodnih invertebrata.

Funkcionalni pristup uključuje procene trofičkih grupa koje su sačinjene od životinja koje se hrane na isti način i koje koriste slične izvore energije i materije (imaju iste trofičke niše). Prisustvo i odsustvo ovih trofičkih grupa obezbeđuje značajne informacije o stanju funkcionisanja zajednice.

Četiri kategorije hranidbenih resursa (CPOM – coarse particulate organic matter, FPOM – fine particulate organic matter, perifiton i plen) (Cummins, 1974) vezane su za mehanizme pribavljanja hrane na osnovu veličine čestica materije (krupne ili fine) i generalne lokacije hrane, tj. da li je pričvršćena za neku površinu (perifiton), suspendovana u vodenom stubu (seston), deponovana u sedimentima, da li se nalazi u akumulacijama (paketićima) lišća, ili u obliku živih invertebrata. Ova kategorizacija takođe odražava i biohemski razlike u hranidbenim resursima, kao što je prisustvo

funkcionalnog hlorofila u perifitonu ili mikroorganizama u CPOM i to da li su izvori hrane autohtoni (produkovani unutar akvatičnog ekosistema) ili alohtoni (produkovani u rečnom priobalju i riparijalnoj oblasti).

Generalna FFG klasifikacija invertebrata na osnovu trofičkih odnosa, u kojoj su taksoni kategorisani u skladu sa morfološko-bihevioralnim adaptacijama za korišćenje resursa hrane uključuje četiri grupe. Različiti mehanizmi ishrane određuju koja od kategorija predstavlja primarni izvor hrane: sekači (shredders) se hrane sa CPOM; kolektori (collectors) se hrane sa FPOM; grebači (scrapers) konzumiraju perifiton; predatori (predators) se hrane plenom. Funkcionalne grupe opisane ovom klasifikacijom analogne su trofičkim gildama koje predstavljaju grupe organizama koji koriste isti hranidbeni resurs (Root, 1973; Georgian & Wallace, 1983; Hawkins & MacMahon, 1989).

FFG pristup daje informacije potrebne za procenu, bilo numeričku ili procenu biomase, u vezi sa visokim stepenom zavisnosti invertebrata određene reke od pojedinačnih hranidbenih resursa. Ovaj pristup predstavlja (i komentariše) očigledne veze koje postoje između resursa hrane i insekatskih morfološko-bihevioralnih adaptacija (Cummins, 1974). Kako se relativna dominantnost različitih kategorija izvora hrane menja, očekuje se i odgovarajuća promena u zastupljenosti različitih funkcionalnih hranidbenih grupa. U ovom smislu, FFG analiza je osetljiva i na regularne obrasce hidroloških i pratećih bioloških promena koje se dešavaju u rečnom sistemu od gornjeg do donjeg dela toka (Vannote *et al.*, 1980), i na promene u onim obrascima koji su rezultat antropogenog uticaja (Cummins 1992, 1993).

Uznemiravanje uzrokovano antropogenim aktivnostima (zagadjenje i sl.) ima ključni uticaj na protok energije, zato što svaki stresni uticaj na ekosistem ima negativan uticaj na makroinvertebratsku zajednicu. Posledica je nestajanje veza u okviru lanaca ishrane zbog gubitka određenih vrsta sa istom trofičkom funkcijom, jer te vrste ne budu zamenjene drugim vrstama koje pripadaju istoj gildi. Da bi se ovi procesi sagledali razvijen je indeks trofičke kompletnosti (index of trophic completeness – ITC) (Pavluk *et al.*, 2000) baziran na trofičkoj klasifikaciji.

Rehabilitacione mere koje poboljšavaju uslove u ekosistemu često rezultiraju kolonizacijom dostupnih staništa vrstama koje nisu autohtone. ITC metod ne zavisi od specifičnih indikatorskih vrsta i takođe je koristan u proceni funkcionisanja

rehabilitovanih rečnih ekosistema, koji se uvek razlikuju od izvornog stanja u reci. Druga velika prednost ITC sistema jeste da prevaziđa geografska ograničenja kroz vrste koje su specifične samo za određeni region, zato što se ne zasniva na indikatorskim vrstama (biotički indeksi), ili podacima o samoj zajednici (poređenje zajednica).

Neki polutanti (Hg, PCB_s) predstavljaju veći rizik za predatorske grupe nego za herbivore (Pavluk *et al.*, 2000). Filtratori, posebno oni koji imaju relativno sedentarni način života i koji se oslanjaju na vodenu struju da bi im donela čestice hrane, mogu biti osetljivi na fizičko uzneniranje prouzrokovano režimom protoka. Druga uzneniranja, koja dovode do npr. slabe vidljivosti u vodi, mogu predstavljati dodatni stres za trofičke grupe koje se sastoje od aktivnih predatora (Rusanov *et al.*, 1990). Različite ITC trofičke grupe ograničene su na tipična staništa za koja je karakteristično da su funkcionalno "ispunjena" baš tim grupama i na taj način trofičke grupe koje nedostaju u stvari ukazuju na problem dostupnosti staništa koja često nisu ponovo dostupna čak i pošto se poboljša kvalitet vode.

Korišćenje akvatičnih organizama za određivanje kvaliteta vode jeste pristup star gotovo čitav vek (Kolkwitz & Marsson, 1909; Cairns & Pratt, 1993). Razvijene su mnoge metode za merenje bioloških uslova u akvatičnim ekosistemima (pregled daju Metcalfe, 1989; Johnson *et al.*, 1993). Saprobn sistem je razvijen početkom dvadesetog veka (Kolkwitz & Marsson, 1909) i široko je korišćen pedesetih i šezdesetih godina dvadesetog veka, zbog matematičke jednostavnosti, kao i jednostavnosti primene. U poslednjih nekoliko decenija, ovi indeksi su široko kritikovani zbog propusta u detekciji i kvantifikaciji antropogenog uticaja (Washington, 1984; Cao *et al.*, 1996) i danas se retko koriste bez dodatnih analiza. Razvijeno je preko 50 biotičkih indeksa tokom ovog perioda, uključujući i "Trent Biotic Index" (Woodiwiss, 1964), "Chandler Score System" (Chandler, 1970) i druge. Oni su, na neki način, pojednostavljeni saprobeni indeksi koji se koriste u mnogim evropskim zemljama. U Severnoj Americi se upotrebljava najčešće "Hilsenhoff's Biotic Index" (Lenat, 1993). Ranih osamdesetih su razvijene dve nove tehnike bioprocene: u Velikoj Britaniji "River Invertebrate Prediction and Classification System" ili RIVPACS (Wright *et al.*, 1993), a u SAD "Index of Biotic Integrity" ili IBI (Karr, 1981).

Razumevanje odgovora akvatičnih zajednica od vitalnog je značaja jer daje osnovu za stvaranje različitih bioloških metoda za određivanje kvaliteta vode. Odgovor makroinvertebrata na organsko zagađenje utvrđen je u više navrata (Hellawell, 1986; Mason, 1991). Postoji veliki broj radova koji upoređuju različite metode sumiranja odgovora (reakcija) na zagađenje. Većina ovih radova sagledava efekte tačkastih izvora zagađenja (Balloch *et al.*, 1976; Pinder & Farr 1987a; Camargo, 1992; Wright *et al.*, 1995) ili razmatra relativno uzak opseg kvaliteta vode (Watton & Hawkes, 1984; Pinder & Farr 1987 b), ili pak konkretan incident sa zagađenjem (Pontasch & Brusven, 1988; Raven & George 1989). Idealna metoda bi trebalo da bude osetljiva u širokom opsegu kvaliteta vode (Cook 1976).

Biotički indeksi i multivariantni pristup često su korištene metode za rečni biološki monitoring (Norris & Georges 1993; Norris & Norris 1995). Neke studije pokazuju da multivariantna analiza može biti korisnije rešenje nego biotički indeksi (Pusey *et al.* 1994), dok drugi tvrde suprotno (Bargas *et al.*, 1990).

Indeksi diverziteta se takođe još uvek koriste (Camargo 1993; Joshi *et al.* 1995; Smitz & Nagel 1995) uprkos velikim kritikama (Metcalfe 1989; Cairns & Pratt, 1993; Cairns *et al.*, 1993).

Ove tri kategorije metoda (biotički indeksi, multivariantni pristup i indeksi diverziteta) imaju različitu konceptualnu bazu i različite zahteve o tipu informacija koje se sagledavaju. Zbog svega toga, mogu da obezbede različite informacije o akvatičnim ekosistemima, pa ih treba koristiti na komplementaran način.

Značajan doprinos ovoj tematiki i rešavanju problema specifično vezanih za prostore naše zemlje i Balkanskog poluostrva dali su radovi koji su ponudili nove pristupe, kao što je formulisanje "BalkaN Biotic Index (BNBI)" (Simić & Simić 1999) i "Multimetric Index Based on Aquatic Macroinvertebrates for Running Waters in Serbia" (Paunović *et al.* 2010).

Reka Nišava je izabrana za ovo istraživanje zbog toga što gotovo duž celog toka postoje veća naseljena mesta u kojima je razvijena industrija, što je doprinelo jačem zagađenju vode neposredno nizvodno od tih naselja, odnosno na onim delovima toka gde se ispuštaju komunalne i industrijske otpadne vode. Sa druge strane, rastojanje između tih naseljenih mesta uglavnom je dovoljno veliko da autopurifikacioni procesi mogu uticati na poboljšanje kvaliteta vode. Tome se može dodati i činjenica da je bilo

moguće uzorkovati gotovo celu dužinu reke - gornji, srednji i donji tok, izuzev malog dela toka kroz Bugarsku. Bez obzira da li se razmatraju metričke vrednosti u proceni stanja određenog hidroekosistema, ili se razmatraju strukturni i funkcionalni atributi, sam postupak procene je najbolje zasnivati na komparaciji nenarušenih (nezagađenih, referentnih) lokaliteta sa konkretno razmatranim lokalitetom (Carter *et al.* 2007). To u ovom slučaju nije bilo moguće jer na području naše zemlje ne postoje definisani referentni lokaliteti za određene tipove reka sa kojima bi se uzorkovani lokaliteti poredili. Problem je delimično rešen načinom izbora lokaliteta. Lokaliteti su birani u parovima, tako da je jedan iznad, a drugi ispod neposrednog uliva zagađivača. Rastojanje između njih je minimalno moguće, da bi se gornji lokalitet iskoristio kao referentni, a da pripadaju gotovo istom sektoru reke, tako da razlike u zajednicama makroinvertebrata ne budu posledica prirodne longitudinalne smene zajednica duž reke, već posledica zagađenja. Sledeći nizvodni par lokaliteta je odabiran tako da između njega i prethodnog para bude dovoljno rastojanje da autopurifikacija dođe do izražaja. Na taj način je odabrano deset lokaliteta na samoj Nišavi (koji uključuju gornji, srednji i donji tok) i dva lokaliteta na Južnoj Moravi (jedan iznad, drugi ispod uliva reke Nišave) da bi se mogao komentarisati uticaj uliva Nišave na zajednicu makroinvertebrata Južne Morave nizvodno od uliva.

Problem referentnih lokaliteta i dalje ipak ostaje otvoren, a za njegovo potpuno rešavanje potrebno je oformiti bazu podataka koja bi sadržala potrebne parametre za različite tipove reka. Takođe je potrebno dati i obrasce za tipske zajednice pojedinih sektora reke određenog tipa (dati obrazac koja zajednica je, na primer, karakteristična za srednji tok reke koja nema regulisani tok, koja je zajednica karakteristična za srednji tok reke izrazito bujičastog karaktera, i sl.).

1.1. PREGLED DOSADAŠNJIH ISTRAŽIVANJA

1.1.1. Istraživanja akvatičnih makroinvertebrata u Srbiji

Osnovu za dalja istraživanja makroinvertebrata u našoj zemlji svakako daju i radovi koji su se makroinvertebratama bavili i sa drugih aspekata (biogeografskog, taksonomskog i dr.) osim gore navedenih, koji su se bazirali na upotreboj vrednosti za određivanje kvaliteta vode.

U okviru proučavanja akvatičnih makroinvertebrata, najčešći, a i najstariji pristup, bio je faunistička analiza pojedinih grupa. Amphipoda su proučavali Pljakić (1952, 1962) i Karaman (1995, 2000, 2002). Chironomidae je proučavala Janković (1976, 1978, 1981, 1983, 1998), a u novije vreme Milošević *et al.* (2012). Oligochaeta su proučavali Jakovčev (1983, 1986), Miljanović i Đukić (1989), Đukić *et al.* (1997). Trichoptera su obrađivali Strahinić *et al.* (1999a), Živić *et al.* (2000a, 2002a, 2002b, 2003, 2005a, 2005b, 2006a, 2006b, 2009a). Ephemeroptera su bile interesna grupa za Filipović (1975, 1976), Marković i Mitrović-Tutundžić (1997) i Marković i Živić (2002). Istraživanjima Plecoptera se bavio Marković (1998a), a Odonata Strahinić *et al.* (1999b) i Živić *et al.* (1999b). Vodenim grinjama se bave Ratajac i Rajković (1992) i Pešić (2003). Grupi Mollusca posebnu pažnju posvećuju Jovanović (1990, 1995, 1998), Karaman (2001) i Karaman i Živić (2001).

Sastav i strukturu makroinvertebratske zajednice na području Srbije su proučavali: Filipović (1954, 1965, 1966, 1969a, 1969b,), Nedeljković (1979), Simić *et al.* (1994, 1997, 2003), Marković *et al.* (1997), Marković (1998b), Živić *et al.* (2000b, 2001a, 2002c), Miljanović (2001), Paunović *et al.* (2007, 2008), Đikanović *et al.* (2008), Stefanović *et al.* (2009).

Primena makroinvertebratskih zajednica u proceni kvaliteta vode i u bioindikatorske svrhe na teritoriji Srbije počela je u drugoj polovini prošlog veka, a zanimljivost teme je zadržana do današnjeg vremena: Baračkov (1973), Mitrović-Tutundžić (1973), Janković (1967, 1987), Jakovčev (1989), Simić (1993, 1996), Karaman (1995), Marković *et al.* (1997, 1998, 1999), Miljanović *et al.* (1999), Pujin *et al.* (1995, 1999), Živić *et al.* (2000c, 2001b, 2002c, 2004, 2009b), Simić i Simić (2002),

Živić i Marković (2004), Paunović (2001), Paunović *et al.* (2010), Martinović-Vitanović *et al.* (2003), Savić *et al.* (2010).

1.1.2. Pregled hidrobioloških istraživanja reke Nišave

Reka Nišava je oduvek privlačila pažnju biologa svih profila, pa tako i hidrobiologa, a posebno na svojim najatraktivnijim delovima, kao što je Sićevačka klisura.

Sistematično istraživanje celog toka Nišave na mesečnom nivou, koje uključuje fizičke i hemijske analize vode, BPK_5 , koncentraciju hlorofila *a*, masu perifotona i povezanost ovih faktora sa makrozoobentosnom zajednicom do sada nije sprovedeno. Na sezonskom nivou, istraživanja makrozoobentosne zajednice sprovela je Živić (2005a).

Saprobiološku analizu reke Nišave na osnovu zajednice Oligochaeta uradila je Jakovčev (1985), a na osnovu fitoplanktona Martinović-Vitanović i Gucunski (1983). Branković *et al.* (2007) su na dva lokaliteta u klisurama oko Niša, od kojih je jedan na Nišavi (Sićevačka klisura), dali analizu zajednica perifitona, ihtiofaune i makrozoobentosa. Analiza strukture i sezonske dinamike makrozoobentosa rađena je na pritokama Nišave, na Temštici i Visočici (Živić *et al.*, 2005c). Kasnije, hidrobiološka istraživanja se sistematično sprovode na Departmanu za biologiju i ekologiju PMF-a Univerziteta u Nišu (Savić *et al.*, 2010, 2011).

U taksonomskom i faunističkom smislu reka Nišava se pokazala kao interesantna, jer su u njoj pojedine vrste Trichoptera zabeležene po prvi put za područje Srbije (Živić *et al.* 2006a). Živić (2005a) daje pregled svih grupa makroinvertebrata pronađenih u Nišavi. Pregled vrsta Heteroptera reke Nišave daju Živić *et al.* (2007) u radu u kojem navode nove podatke za ovu grupu na području Srbije. Faunu rakova Nišave i njenih pritoka obrađivali su Cvetković-Miličić *et al.* (2005).

Ihtiofaunu reke Nišave u okolini Piroti istražuje Sotirov (1968). Morfometrijska istraživanja ihtiofaune sprovode Živković i Jovanović (2011). Branković i Mitić-Zlatković (2006) i Jovanović *et al.* (2011) se bave ekotoksikološkim istraživanjima riba reke Nišave.

Daleko više literaturnih podataka postoji sa aspekta zaštite i fizičkog i hemijskog kvaliteta voda (Trajković, 2008; Branković *et al.*, 2009).

Sa aspekta zaštite voda, italijanska NVO Cooperazione Internazionale (COOPI) je u periodu 2004-2007. godine realizovala trogodišnji projekat "Improvement of the conditions of management and control of water and environmental resources of the City of Niš – Serbia". Cilj ovog projekta je bio unapređenje životne sredine grada Niša i zaštićenih oblasti, Sićevačke i Jelašničke klisure (Trajković, 2007).

Analizu kvaliteta vode reke Nišave u periodu od 1995. do 2004. godine, na osnovu fizičkih i hemijskih pokazatelja, daju Nikolić *et al.* (2004.).

Karakterizaciju površinskih voda Nišave sa aspekta Direktive o vodama daju Milojković *et al.* (2010a). Milojković *et al.* (2010b) se bave i problemom uticaja komunalnih otpadnih voda Pirota na kvalitet vode reke Nišave, oslanjajući se na biološku i hemijsku potrošnju kiseonika i potrošnju kalijum-permanganata.

Budući da je glavni tok Nišave u jugoistočnoj Srbiji, on bi mogao da posluži za vodosnabdevanje, pa su mikrobiološke analize vode neophodne. Na tom području su Nikolić *et al.* (2004) dali svoj doprinos analizirajući brojnost *Escherichia coli* u toku desetogodišnjeg perioda, od 1995. do 2004. godine.

1.2. CILJEVI ISRAŽIVANJA

U skladu sa pomenutim činjenicama, definisani su i sledeći ciljevi istraživanja:

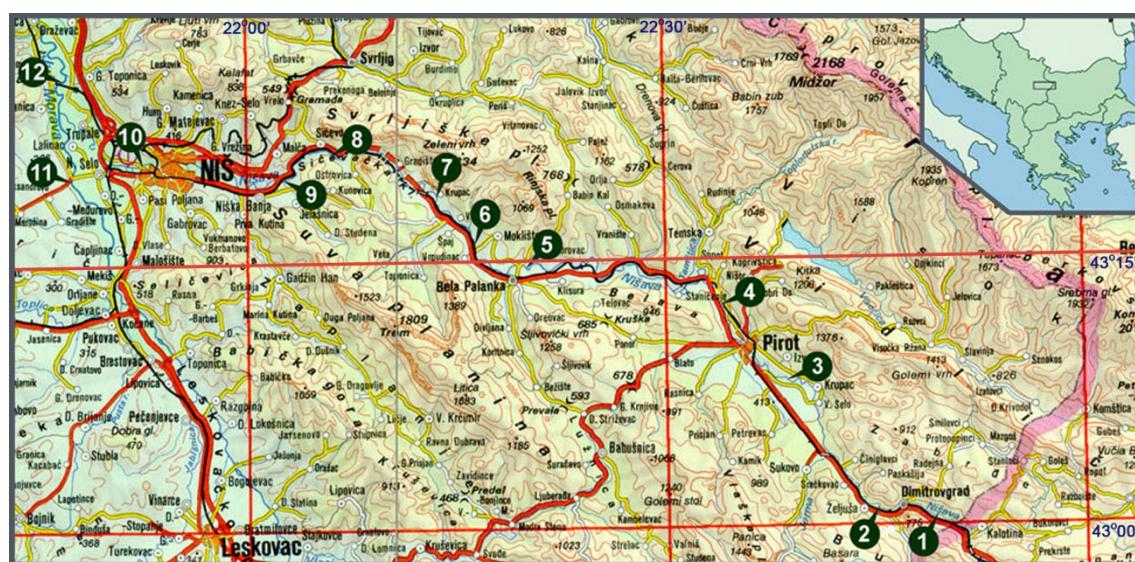
1. Upoređivanje podataka o kvalitetu vode dobijenih korišćenjem tri kategorije metoda: biotičkih indeksa – ITC indeksa (indeksa trofičke potunosti), multivarijantnog pristupa – CCA (kanonijske korespondentne analize) i indeksa diverziteta - Shannon-ovog indeksa diverziteta; utvrđivanje koja od ovih metoda daje najpouzdanije zaključke za ovaj deo Balkanskog poluostrva.
2. Formiranje osnove baze podataka koja bi poslužila za rešavanje problema referentnih lokaliteta, kao i praktična potvrda koje faktore sredine je neophodno analizirati.
3. Utvrđivanje uticaja smanjenja sunčeve radijacije (kako onog koje je poreklom od senke riparialne vegetacije, tako i onog koji je posledica povećane mutnoće) utiče na količinu fitoplanktona.
4. Određivanje korelacije i stepena uslovljenoosti mase fitoplanktna faktorima okruženja (zastupljenost stabilnog supstrata, koncentracija ukupnog fosfora, koncentracija ukupnog azota, vreme zadržavanja vode i proticaj) i brojnošću filtratornih invertebrata.
5. Određivanje korelacije i stepena uslovljenoosti mase perifitona faktorima okruženja (zastupljenost stabilnog supstrata, koncentracija ukupnog fosfora, koncentracija ukupnog azota, vreme zadržavanja vode i proticaj) kao kod fitoplanktona, osim što je umesto filtratornih invertebrata određivana korelacija sa brojnošću grebača.
6. Testiranje hipoteze da su masa perifitona i masa fitoplanktona negativno korelisane.
7. Postavljanje originalnog predikcionog modela za reke sličnih hidrografskih karakteristika kao što je Nišava (red reke 4-7) na osnovu nezavisnih promenljivih: mutnoće (TU), osenčenosti (Sh), koncentracije ukupnog fosfora (TP), koncentracije ukupnog azota (TN), vremena zadržavanja vode (WRT), proticaja (D), brzine vode (V), zastupljenosti stabilnog supstrata (SS) i brojnosti filtratornih organizama (Filt), koji će imati značajnu predikcionu moć za računanje koncentracije hlorofila *a*.

8. Analiza strukture zajednica makroinvertebratskih grupa (Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Diptera, Odonata, Gastropoda, Oligochaeta i Hirudinea) i njihova uslovljenost faktorima sredine.
9. Analiza sezonske i longitudinalne dinamike zajednica makroinvertebratskih grupa.
10. Testiranje pogodnosti primene pojedinačnih makroinvertebratskih grupa u bioindikatorske svrhe za reke reda 4-7.
11. Utvrđivanje odnosa funkcionalnih grupa baziranih na ishrani (FFG), mogućnosti njihovog korišćenja za određivanje atributa rečnog ekosistema i primene u proceni ekoloških uslova slatkovodnih ekosistema, kao i određivanje sezonskih i longitudinalnih promena u strukturi zajednice po funkcionalnom tipu ishrane. Za neke parametre rečnog ekosistema, kao što su produkcija, respiracija i slično, potrebno je uložiti dodatno vreme i novac, a informacije o odnosu ovih parametra mogu se dobiti i analizom odnosa pojedinih FFG.
12. Primena indeksa trofičke potpunosti (ITC) za određivanje kvaliteta vode pojedinih lokaliteta i predikcija perioda koji je potreban da bi se zagađeni lokaliteti oporavili, kao i analiza uticaja sektora reke i zagađenja na vrednost ITC.

1.3. OPŠTE KARAKTERISTIKE ISTRAŽIVANOG PODRUČJA

Geografski položaj, geološki sastav, klima i druge karakteristike okruženja direktno ili indirektno deluju na hidrološke obrasce i na pokretanje i skladištenje neorganskih i organskih materija. Nutrijenti i transport rastvorenih supstanci ka donjim tokovima rezultat su kompleksnosti odnosa rečnog kanala i supstrata, interakcije zemljišta i vodene površine. Interakcije između rečnih kanala, hiporeične zone i riparijalnih oblasti od izuzetne su važnosti za funkcionisanje čitavih rečnih koridora (Ward, 1992; Stanford *et al.* 1996). Povezanost vodenih tela sa priobalnim regionima stajačih voda takođe u znatnoj meri određuje karakteristike vodenog ekosistema.

1.3.1. Geografski položaj



Slika 1. Karta istraživanog područja sa položajem lokaliteta na kojima su uzimani uzorci.

Sliv reke Nišave leži između $42^{\circ}40'$ i $43^{\circ}24'$ severne geografske širine i $21^{\circ}47'$ i $23^{\circ}10'$ istočne geografske dužine (slika 1). Sliv Nišave je ograničen sa severa Svrljiškim planinama, Paješkim kamenom i padinama Stare planine; sa severoistoka Starom planinom; sa istoka Čurilekom, Bačištem, Popovom Mogilom, Drenovom glavom, Čepan planinom i niskim planinama do Boža glave; sa juga Predelom, Bukovom glavom, Govedarnikom i Krvavim kamikom; sa jugozapada Gramadom, Golemom rudinom, Gnojem, Rnjošem, Suvom planinom, Babičkom gorom i

Seličevicom, i sa zapada Južnom Moravom. U slivu Nišave, osim pomenutih, nalazi se nekoliko poznatijih kotlina, koje se prostiru oko njenih pritoka (kotlina Jerme, Ostrovička kotlina), dok Zaplanje predstavlja izraziti tektonski rov (Mladenović, 1969).

Po svom geografskom položaju sliv Nišave, a posebno dolina Nišave, predstavlja najkraću prirodnu vezu i važan komunikacijski pravac, koji povezuje Bliski Istok sa srednjom i zapadnom Evropom, pa ima veliki međunarodni značaj, ne samo ekonomski, već i vojni (Mladenović, 1969).

Reljef sliva Nišave po svojim morfološkim oblicima i načinu postanka, geološkoj starosti, pedološkim i hidrološkim karakteristikama terena vrlo je raznovrstan. Njega sačinjavaju kotline, rečne doline Nišave i njenih pritoka, tesnaci i klisure, planine, kraške površi i jedno kraško polje (Mladenović, 1969).

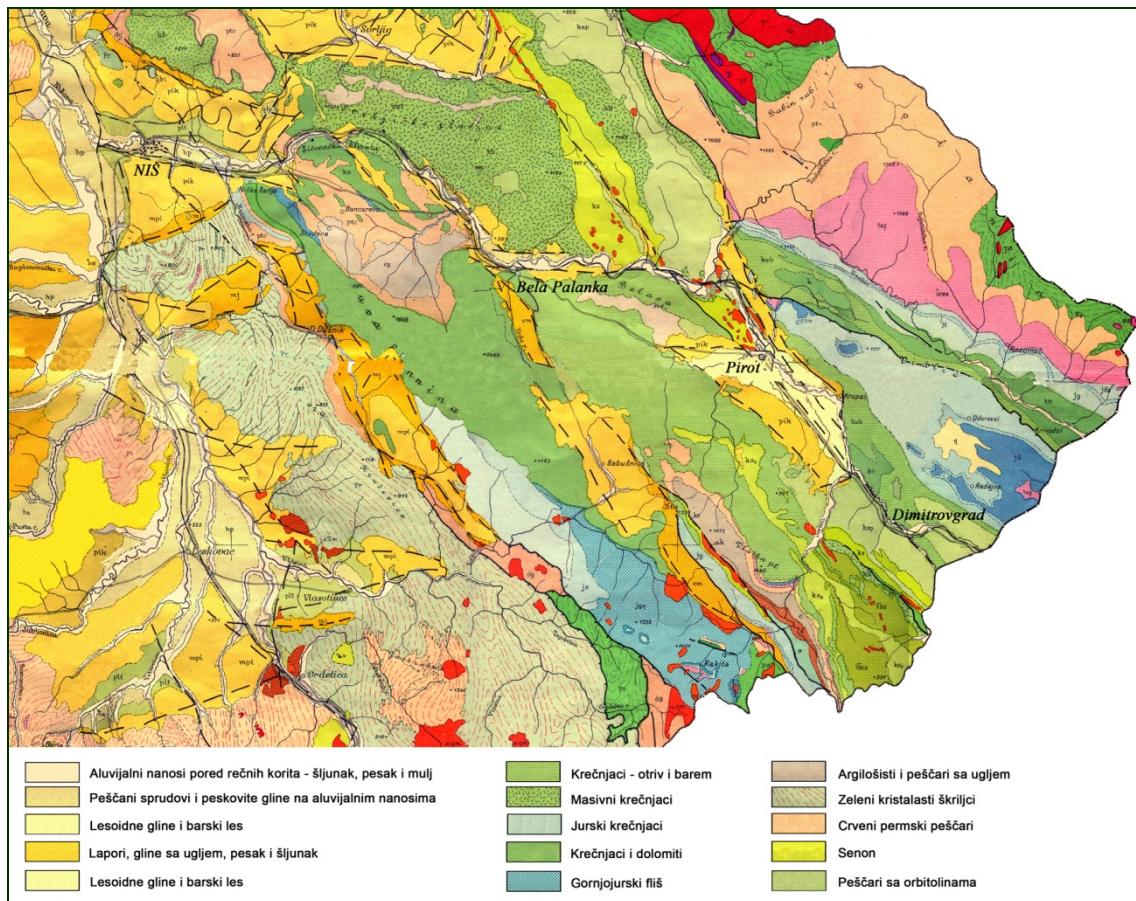
1.3.2 Geološki sastav

Geološki sastav sliva Nišave je veoma raznovrstan (slika 2) i različite geološke starosti. Susreću se geološke formacije kvartara, tercijara, mezozoika, paleozoika i predkambrijuma (Antonović *et al.*, 2008).

Kvartarne naslage, kao najmlađe geološke tvorevine, predstavljene su recentnim aluvijalnim nanosima, proluvijalnim i deluvijalnim nanosima i rečnim terasama. Najveću površinu zauzimaju aluvijalni nosi, koji su rasprostranjeni oko reke Nišave i svih većih pritoka. Deluvijum je izgrađen od donjokrednih krečnjaka i peščara, a proluvijum, koji je rasprostranjen oko manjih rečnih dolina, od lesoidnih glina, peskova i šljunkova. U dolini Nišave, kod Krupca, uočava se i prisustvo bigra. U kvartarne tvorevine spadaju i sipari, nezaobljeni odlomci stena različitog porekla, koji se nalaze ispod strmih litica (Antonović *et al.*, 2008).

U periodu tercijara nastala je većina magmatskih stena, kao i sedimenti miocena, pliocena i plio-kvartara. Miocenski sedimenti su predstavljeni crvenim i mrkim peskovito-šljunkovitim glinama, peskovima i konglomeratima. U miocenske tvorevine spadaju i amfibol-biotitski andeziti, koji su relativno retki. Pliocen je predstavljen naslagama šljunkova i peskova. Neogeni magmatiti predstavljeni su dacitima i andezitim (Antonović *et al.*, 2008).

Mezozojski sedimenti su najrasprostranjenije geološke formacije u slivu Nišave, a posebno one koje su kredne starosti. U gornjoj kredi dominiraju laporci, koji zamenjuju krečnjake. Dominantne mezozojske formacije potiču iz donje krede, a predstavljene su karbonatnim i klastičnim sedimentima, laporovitim krečnjacima i flišom. U periodu jure nastali su krečnjaci koji su izrazito rasprostranjeni na Vidliču. Sedimenti trijasa su pronađeni na Staroj, Suvoj i Vlaškoj planini i Grebenu (Antonović *et al.*, 2008).



Slika 2. Geološka karta sliva Nišave (Milovanović & Ćirić, 1968).

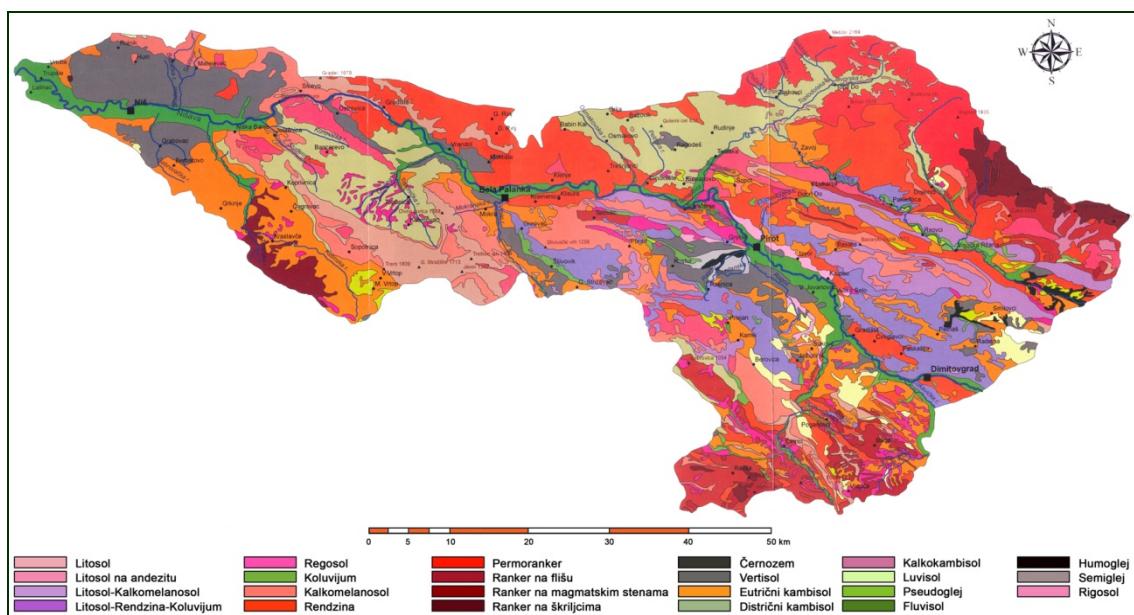
Paleozojski sedimenti potiču iz perma, devona i silura. Najrasprostranjeniji su sedimenti perma, koji su predstavljeni crvenim permским peščarima. Crveni peščari su posebno dobro razvijeni na Staroj planini i u podnožju Suve planine.

Stene predkambrijumske starosti su predstavljene uglavnom kristalastim škriljcima. Kristalasti škriljci su u najvećoj meri predstavljeni mikašistima (Antonović *et al.*, 2008).

1.3.3. Pedološki sastav

Reka Nišava protiče brdsko-planinskim regionom istočne Srbije u kome se klimatske prilike i vegetacija smenjuju sa povećanjem nadmorske visine, što se odrazilo i na raspored i zoniranje zemljišnih tipova (slika 3). Spiranjem zemljišta nakon padavina velika količina suspendovanog materijala dospeva do toka Nišave i utiče na kvalitet vode, a samim tim i na strukturu biocenoze.

U dolinama i depresijama, gde voda taloži mineralne čestice i stalno natapa zemljište, razvija se fluvisol, odnosno aluvijalno zemljište. Osim fluvisola, nastaju i druga nanosna zemljišta, kao što su humoglej i semiglej. Najniži pojas pokriven je fluvisolom, koji je najrasprostranjeniji pored Južne Morave i Nišave. U potolinama pored Nišave i njenih pritoka, gde se naplavljene vode duže zadržavaju, leži pseudoglej, odnosno zabareno podzolasto zemljište (Antonović *et al.*, 2008).



Slika 3. Pedološka karta sliva Nišave (Antonović *et al.*, 2008).

Pored same Nišave, po obodima polja i depresija i uz planinske pritoke razvijen je vertisol, odnosno smonica. Ukoliko vertisol nije stalno izložen kvašenju, odigravaju se degradacioni procesi u pravcu ogajnjačavanja, pri čemu nastaje eutrični kambisol. Te površine su uglavnom pretvorene u antropogene ekosisteme, najčešće voćnjake.

Brdski region pokriva zonalni tip zemljišta, tzv. eutrični kambisol ili gajnjača, koja je zahvaćena erozionim i degradacionim procesima. U predplaninskim predelima razvija se erodirano smeđe šumsko zemljište (distrični kambisol). Ovaj tip zemljišta široko je rasprostranjen na čitavom području u visinskom dijapazonu od 800 do 1300 m nadmorske visine. U ovom pojasu, na crvenim permskim peščarima, razvijaju se i regosol, litosol i permoranker (Antonović *et al.*, 2008).

Na krečnjačkim terenima ove nadmorske visine javlja se zemljište tipa kalkokambisol ili rudo crvenkasto zemljište. Kalkokambisol pokriva masivne krečnjačke stene čitavog područja. Od ovog zemljišta, na najtoplijim krečnjačkim terenima, nastaje crvenica, koja je prema karakteristikama veoma slična mediteranskom zemljištu *terra rossa*.

Na nadmorskim visinama između 1400 i 1900 m, na krečnjačkim masivima, razvijeno je zemljište tipa baznih planinskih crnica kalkomelanosol.

Na mekim krečnjacima, koji su rasprostranjeni na nadmorskim visinama od 400 do 900 m, razvijeno je zemljište tipa rendzina.

Na desnoj obali Nišave, kod sela Trupala nedaleko od Niša, izdvojena je manja površina pod černozemom.

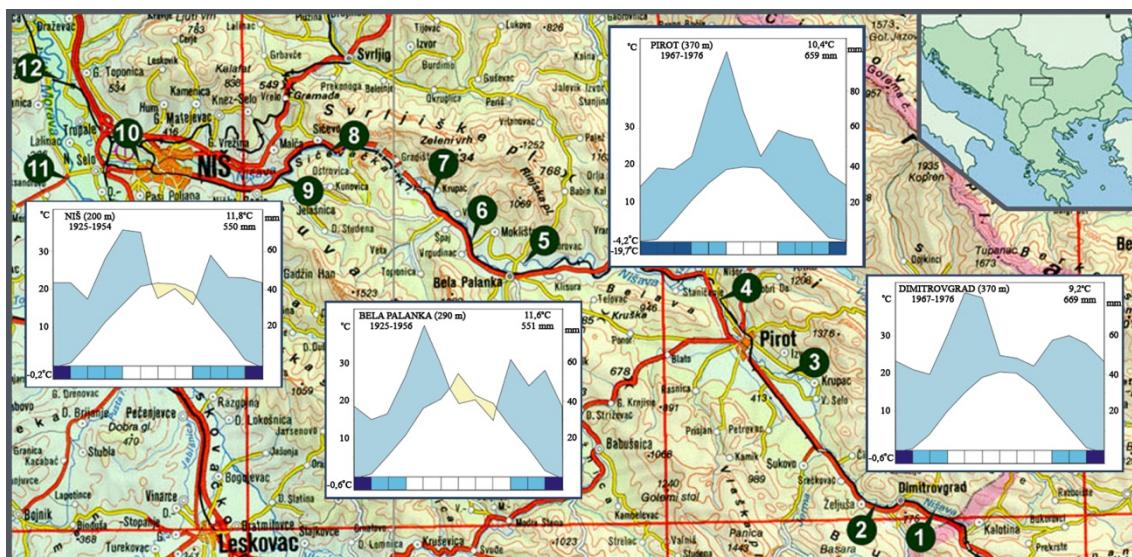
Osim zonalnih, veoma česta su intrazonalna i azonalna zemljišta. Od intrazonalnih su najzastupljenija mineralna i organogena močvarna zemljišta, a od azonalnih skeletoidna zemljišta kamenjara. Močvarna (hidrogena) zemljišta su predstavljena različitim tipovima močvarnog tresetnog zemljišta. Azonalna zemljišta kamenjarskog tipa (skeletno i skeletoidno) javljaju se kako u području gajnjača, tako i u području planinskih crnica (Antonović *et al.*, 2008).

1.3.4. Klima istraživanog područja

Sliv Nišave pripada umereno-kontinentalnoj klimatskoj zoni, pri čemu je dolina reke Nišave izdvojena u posebnu klimatsku oblast II-14 (Rakićević, 1980). Elementi klime su uslovljeni geografskim položajem, nadmorskom visinom, razuđenošću terena i vazdušnim strujanjima. Na osnovu navedenih kriterijuma, ovo područje ima raznolike klimatske karakteristike, pri čemu se razlikuju tri klimatska rejona: dolinski, brdsко-

planinski i planinski rejon. Dolinski rejon odlikuje se dugim, toplim i često suvim letima, što se posebno odnosi na donji tok reke. Na klimadijagramima (slika 4), urađenim po Walter-Leith-u (Walter & Leith, 1960), uočava se da postoji relativno dug sušni period u toku jula i avgusta na delu toka od Bele Palanke do ušća. Planinski rejon zahvata Staru, Svrljiške i Suvu planinu, a odlikuje se planinskom kontinentalnom klimom sa dugim i oštrim zimama i svežim i kratkim letima i izrazitom količinom padavina.

Temperature u slivu Nišave opadaju sa zapada ka istoku i sva godišnja doba su nešto toplija u Niškoj nego u ostalim kotlinama. Srednja januarska temperatura za ceo sliv Nišave je $-2,8^{\circ}\text{C}$. Najtoplji mesec je jul. Srednja julска temperatura je $20,2^{\circ}\text{C}$, dok je srednja godišnja temperatura sliva Nišave $8,9^{\circ}\text{C}$. Godišnja amplituda najnižih i najviših srednjih vrednosti je $23,0^{\circ}\text{C}$.



Slika 4. Klimadijagrami urađeni po metodi Walter-Leith-a (Walter & Leith, 1960).

Padavine su neravnomerno raspoređene u pojedinim delovima sliva i po godišnjim dobima. U planinskim delovima su veće, u dolinama manje, a sa zapada ka istoku postepeno rastu u skladu sa porastom visine reljefa, iako bi normalno prema pravcu strujanja vlažnih vazdušnih masa (zapad-istok) trebalo da opadaju. Srednje količine padavina u slivu Nišave prilično su male (679,5 mm). Proleće je najkišovitije godišnje doba sa 27,1% od ukupne količine padavina u slivu, zatim slede leto (26,3%), jesen (24,2%) i zima sa najmanjom količinom padavina (22,2%). Maksimum padavina je zabeležen za mesec maj (slika 4). Snežne padavine su za sliv Nišave veoma interesantne, jer se na Suvoj i Staroj planini sneg zadržava do kasno u proleće i utiče na

vodostaj reka. Osim toga, značajan je podatak da su absolutne dnevne maksimalne padavine prilično visoke, što dovodi do pojave erozije, naročito u periodu godine kada zemljište nije zaštićeno vegetacijom (Mladenović, 1969). Erodirani materijal pritokama dospeva u Nišavu i utiče na njen živi svet.

Najčešći vetar je severozapadni, koji duva tokom cele godine, zatim istočni koji duva zimi. U proleće i jesen duva severoistočni vetar, a preko leta najviše zapadni vetar. U zimskom periodu duva severac sa prosečnom brzinom 10 km/h. Za letnji period su značajni južni vetrovi, koji dovode do sušenja zemljišta (Mladenović, 1969).

1.3.5. Hidrološke karakteristike istraživanog područja

Nišava pripada slivu Dunava, odnosno crnomorskemu slivu. Predstavlja najveću pritoku Južne Morave, koja sa Zapadnom Moravom gradi Veliku Moravu i uliva se u Dunav. Nišava nastaje od Ginske reke i Vrbnice, koje se sastaju u blizini sela Todena u Bugarskoj, na nadmorskoj visini od 640 m. Kako je Ginska reka znatno veća, ona se uzima kao glavni izvorišni krak Nišave. Izvire na istočnim padinama Koma, ogranka Stare planine u Bugarskoj. U Srbiju Nišava ulazi uzvodno od Dimitrovgrada i kroz nekoliko kotlina (Pirotska, Đurđevpoljska, Belopalanačka i Niška) i tesnaca (Sopotski tesnac, tesnac kod Sv. Oca i Sićevačka klisura) teče do Južne Morave, u koju se uliva desetak kilometara nizvodno od Niša (Gavrilović & Dukić, 2002). Dužina reke od izvora do ušća iznosi 202 km (Gavrilović & Dukić, 2002). U slivu Južne Morave površinski učestvuje sa 25%, a po količini vode je njena najbogatija pritoka sa 32,5%.

Sliv Nišave je nesimetričan, u vidu razvučene lepeze jer se desna i leva strana sliva različito šire na pojedinim njegovim delovima. Zauzima površinu od 4.068 km², od toga je na našoj teritoriji 2.971,5 km², a na bugarskoj teritoriji 1.096,5 km², ili u procentima, našoj zemlji pripada 73,1% a Bugarskoj 26,9%. Od granice, istočno od Dimitrovgrada, do ušća u Južnu Moravu, zapadno od Niša, Nišava je duga 151 km, sa ukupnim padom korita od 294,7m, tj. 19,8% (Gavrilović & Dukić, 2002). Širina Nišave je različita i kreće se od 15-100 m, a dubina je 1-1,5 m. Oscilacije vodostaja između maksimalnih i minimalnih, na Nišavi je 4 m. Pri nivou niske i srednje vode, leti i zimi,

Širina Nišave je 20-60 m, a pri nivou visoke vode, u proleće i jesen, 50-100 m (Mladenović, 1969).

Sliv Nišave je okarakterisan jako razvijenom hidrografskom mrežom, pri čemu su najznačajnije leve pritoke Lukavačka reka, Jerma, Crvena reka, Kutinska reka i Gabrovačka reka, dok su najznačajnije desne pritoke Dobrodolska reka, Temštica sa Visočicom i Osmakovska reka. Najveća pritoka Nišave je Jerma, koja izvire nedaleko od Vlasinskog jezera i delom svog toka prolazi kroz Bugarsku. Uliva se u Nišavu kod sela Sukova. Dužina Jerme je 72,7 km, srednji protok $5\text{-}8 \text{ m}^3/\text{s}$. Sa desne strane, najveća pritoka Nišave je Temštica, koja sa sobom donosi i vode Visočice i njenih pritoka (Mladenović, 1969).

Sliv Nišave je na velikoj površini zahvaćen jakim procesima erozije i bujičastim tokovima, koji nanose štete. Najizrazitija erozivna područja su u gornjem toku Nišave, dok su kao bujičasti tokovi poznati: Koritnička reka, Crvena reka, Kutinska i Gabrovačka reka.

Prema podacima Hidrometeorološkog zavoda R Srbije, u slivu Nišave prosečna godišnja količina padavina je 708 mm, od čega otiče samo 251 mm, a ispari 457 mm, što govori o ogolelosti sliva i slabijoj razvijenosti rečne mreže u njemu. Padavine prelaze do stalnih vodotoka dugačak put od 1.169 m (Mladenović, 1969) i zbog toga je isparavanje prilično veliko.

Priliv vode u vodotok od juna do kraja oktobra najvećim delom je podzemnog porekla. Na manjim pritokama Nišave ovaj odnos remete letnji pljuskovi, koji za kratko vreme stvaraju poplavne talase često jednake onima koji nastaju od kiše i snežnice.

Nišava ima znatno veća oticanja u prvoj polovini godine (73,9%), a samo 26,1% od prosečne godišnje vrednosti otekne u drugoj polovini godine. Najveća oticanja su u aprilu, a najmanja u septembru.

Sliv reke Nišave pripada kontinentalnom pluviometrijskom režimu, sa većim količinama padavina u toplijoj polovini godine. Glavni maksimum padavina na svim mernim stanicama je u maju i junu, a sekundarni u oktobru, novembru i decembru. Letnje kiše su često pljuskovite, pa voda brzo otiče niz strme padavine sliva, te povišava vodostaj Nišave.

Režim reke Nišave se karakteriše najvišim vodostajem u prolećnim mesecima, kada su padavine i otapanja snega najveće, a najnižim krajem leta i početkom jeseni,

kada su padavine najmanje a temperature i isparavanja najveća. Minimalni vodostaji opadaju od aprila do septembra, a od oktobra do prolećnog maksimuma se povećavaju.

Ako uporedimo raspored padavina i oticanja, videćemo da se ne poklapaju: glavni minimum padavina je u zimu, a glavni minimum oticanja u jesen. Glavni maksimum padavina je u proleće i leto, dok je maksimalno oticanje samo u proleće. Razlog ovome je zadržavanje veće količine padavina na slivu u toku leta, zbog postojanja razvijenije vegetacije, visokih temperatura i velike evapotranspiracije. U prolećnom periodu oticanje je najveće (50%), što je posledica obilnih kiša itopljenja snega. Zbog toga su koeficijenti oticanja u slivu Nišave u prolećnim mesecima bliski ili čak veći od 1 (Mladenović, 1969).

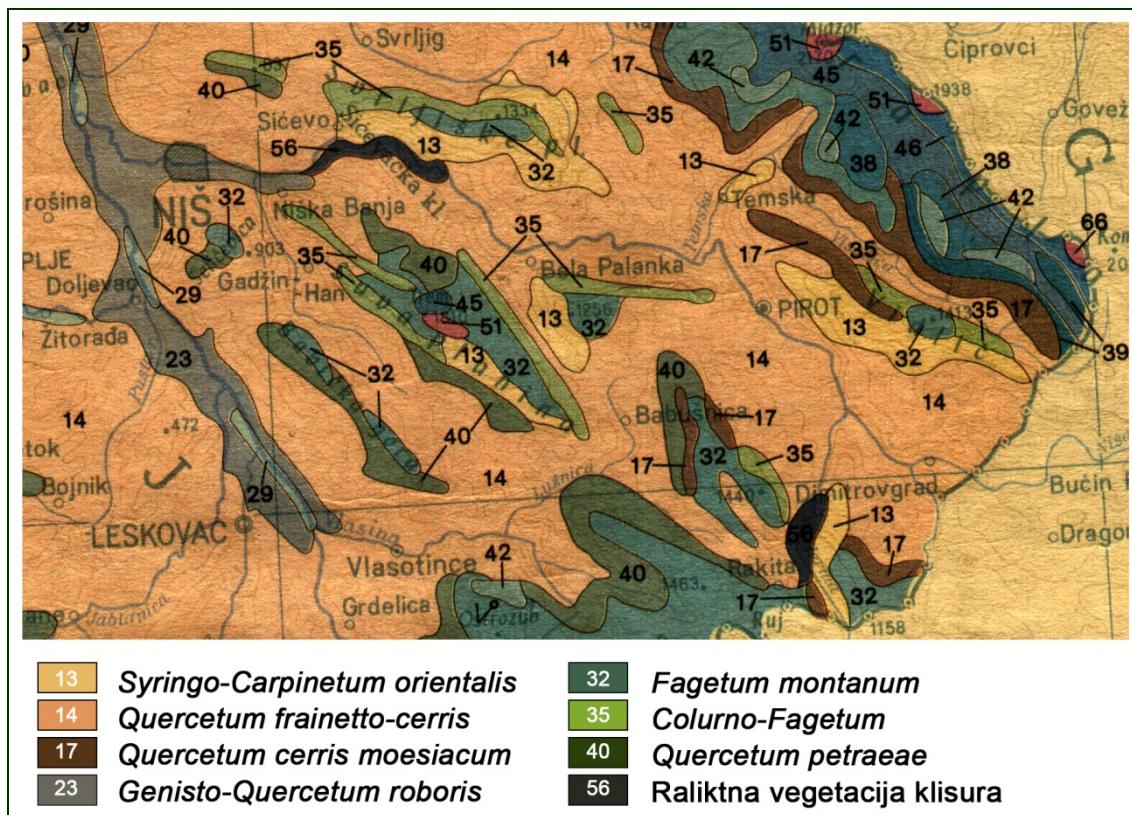
1.3.6. Potencijalna vegetacija istraživanog područja

Vegetacija u velikoj meri utiče na kvalitet vodenih ekosistema, pa je neophodno upoznati se sa njenim osnovnim karakteristikama (slika 5). Nadmorska visina na kojoj leži istraživano područje, opšte crte aktuelnog biljnog pokrivača i tragovi šumske vegetacije na obradivim površinama upućuju na zaključak da je ono u prošlosti bilo jako pošumljeno (Randelović & Randelović, 1995) i da se nalazi u zoni klimatogene šume cera i sladuna *Quercetum farnetto-cerris* (Jovanović, 1956; Randelović, 1979). Klimazonalna šuma jugoistočne Srbije je danas usled intenzivne seče i ispaše svedena na daleko manju površinu u odnosu na onu koju je nekada ta šuma zauzimala.

U dolini reke Nišave i na obroncima planina slivnog područja, potencijalna vegetacija je uglavnom predstavljena različitim tipovima šumske vegetacije. U rečnim dolinama potencijalnu vegetaciju predstavljaju šume bele i krte vrbe (*Salicetum albo-fragilis*) i toplovo-vrbove šume (*Populo-Salicetum albae*). Neposredno uz rečni tok Nišave razvija se i šikara crvene vrbe *Salicetum purpureae*. Nešto viši položaj u rečnim dolinama potencijalno zauzimaju šume hrasta lužnjaka (*Genisto-Quercetum roboris*), koje su danas gotovo u potpunosti iščezle sa ovog područja.

Najveće površine na ovom području pripadaju pojasu klimatogene šume hrastova cera i sladuna (*Quercetum farnetto-cerris*), koje se potencijalno razvijaju u brdskom regionu na nadmorskim visinama od 300 do 700 m. Izrazito kserotermna staništa u okviru ovog pojasa pokriva vegetacija hrasta medunca i belograbića

(*Quercetum pubescens* i *Quereco-Carpinetum orientalis*). Na pojas klimatogene šume nadovezuje se najpre pojas brdsko-planinskih (*Fagetum montanum*), a zatim i subalpskih bukovih šuma (*Fagetum subalpinum*). U istom pojasu, na donekle termofilnijim staništima, razvija se šuma hrasta kitnjaka *Quercetum petraeae*.



Slika 5. Potencijalna vegetacija slivnog područja Nišave - isečak iz karte potencijalne vegetacije Jugoslavije (Fukarek & Jovanović, 1983).

U Sićevačkoj klisuri razvijena je reliktna šumska vegetacija izgrađena od velikog broja drvenastih vrsta rodova *Quercus*, *Acer*, *Carpinus* i drugih.

Iznad bukovog pojasa, na nadmorskim visinama od oko 1300 m, na Staroj planini, razvijen je pojas mešovitih bukovih i četinarskih šuma, na koji se nadovezuje pojas četinarskih, uglavnom smrčevih šuma (*Piceetum excelsae montanum*). Zona četinarskih šuma završava se pojasom šume bora krivulja (*Pinetum mugi*), koji je razvijen samo na Staroj planini i Suvoj planini. Iznad šumskog pojasa najpre se uočava pojas vegetacije patuljastih žbunova. Najviši planinski vrhovi obrasli su vegetacijom alpskih i subalpskih pašnjaka.

Potencijalna šumska vegetacija je u većoj meri degradirana, pa se na površinama koje bi potencijalno bile pokrivenе šumom, razvija sekundarna travnjačka vegetacija ili

su pretvorene u obradive površine na kojima je razvijena korovska vegetacija. Kraj reka, na zabarenom zemljištu, uočavaju se fragmenti močvarne vegetacije okarakterisane vrstama *Phragmites communis*, *Typha latifolia*, *T. angustifolia*, *T. laxmanii*, *Sparganium erectum* i drugim. Površine na kojima se voda zadržava kraći period u toku godine, ali gde su podzemne vode relativno plitke, obrasle su vegetacijom dolinskih livada.

1.3.7. Antropogeni uticaji na reku Nišavu

Reka Nišava protiče kroz područje na kojem se nalazi veliki broj naseljenih mesta, od kojih se veličinom ističu Dimitrovgrad, Pirot, Bela Palanka i Niš. Najveći broj tačkastih zagađivača Nišave nalazi se upravo u ovim gradovima. Osim toga, na ovom području je u velikoj meri razvijena poljoprivredna i stočarska proizvodnja, što se odrazilo i na kvalitet vode reke.

Od granice do Dimitrovgrada na reci postoji samo jedan tačkasti izvor zagađenja, a to je granični prelaz Gradina.

U Dimitrovgradu je na najbolji način regulisano pitanje otpadnih kanalizacionih voda. Za preradu komunalnih otpadnih voda izgrađeno je postrojenje za prečišćavanje otpadnih voda (PPOV) "Beleš" (slika 6). Ovo postrojenje predstavlja sistem aerisanih biolaguna pre izliva u recipijent. Postrojenje se sastoji iz hvatača masti, peska, čvrstih plivajućih materija i na kraju četiri aeracione biolagune odakle ističe voda koja po mikrobiološkom kvalitetu odgovara vodi u bazenima za kupanje. Na ovaj način se prečišćava voda domaćinstava (kanalizacionom mrežom obuhvaćeno oko 98% gradskih domaćinstava), atmosferske otpadne vode i industrijske otpadne vode. Međutim, otpadne vode farme krava u Savatu, koja se nalazi uzvodno od Dimitrovgrada, nisu uključene u sistem biolaguna, već se izlivaju u manje pritoke Nišave. Otpadne vode benzinskih pumpi imaju svoje separatore zagađujućih materija, ali ne postoje podaci da li se oni aktivno koriste.



Slika 6. Jedna od biolaguna za aerisanje vode u PPOV "Beleš" kod Dimitrovgrada.

Nizvodno od Dimitrovgrada, reku Nišavu opterećuje veliki broj netačkastih izvora zagađivanja. Atmosferske otpadne vode sa poljoprivrednih površina potencijalno nose izvesnu količinu pesticida. Od tačkastih izvora zagađivanja mogu se izdvojiti samo asfaltna baza neposredno nizvodno Dimitrovgrada i fabrika boja i lakova u Sukovu.

Svakako najveći uticaj na kvalitet vode u gornjem toku Nišave ima grad Pirot. Komunalne, atmosferske, kao i većina industrijskih otpadnih voda sprovode se gradskom kanalizacionom mrežom i ispuštaju se u reku zajedničkim kolektorom, koji se nalazi nizvodno od grada. Industrijske otpadne vode potiču iz mlekarске industrije, industrije mesa, industrije za preradu metala i drveta, pekare i tekstilne industrije "1. Maj". Osim toga, sopstveni sistem za ispuštanje i preradu otpadnih voda ima fabrika guma "Tigar". Veoma značajan izvor zagađenja vode Nišave je deponija čvrstog otpada koja se nalazi na samoj obali reke, nizvodno od grada. Veći broj benzinskih pumpi ima sopstvene separatore za prečišćavanje otpadnih voda.

Nizvodno od Pirote na kvalitet vode utiču samo netačkasti izvori, a pre svega reka Temštica, koja donosi komunalne otpadne vode naselja Temska na Staroj planini (Milošević *et al.* 2012).

Bela Palanka ima zajednički kolektor komunalnih, industrijskih i atmosferskih otpadnih voda. Nizvodno od grada nalazi se industrija za preradu kože, odnosno fabrika

obuće "Pavle". Pre izlivanja otpadnih voda u Nišavu postoji postrojenje za prečišćavanje vode, ali nam je nepoznato da li je u funkciji.

U Sićevačkoj klisuri najveći uticaj na reku ostvaruju dva kamenoloma, od kojih je jedan kod sela Dolac, na samom ulasku u klisuru, a drugi kod sela Ostrovica, na izlasku iz Gornje klisure. Komunalna otpadna voda naseljenih mesta i atmosferske otpadne vode nisu kanalizane, već se slivaju u Nišavu na više mesta. Značajan antropogeni uticaj ostvaruju i dve brane izgrađene u hidroenergetske svrhe. Njihov uticaj se ogleda pre svega u smanjivanju količine vode, ali i na presecanje migracionih puteva vodenih organizama. U Ostrovici postoji farma svinja koja nema svoj sistem za prečišćavanje otpadnih voda. Nekada značajni zagadivač vode bila je vinarija "Sićev", koja danas ne radi.

Nizvodno od Sićevačke klisure na kvalitet vode utiču konjički klub koji se nalazi na ulasku u Nišku banju iz pravca Piroti i termalne vode Niške banje, koje posebnim vodotokom dospevaju do Nišave. Komunalne otpadne vode Niške banje se kanalizacionom mrežom sprovode do kanalizacione mreže grada Niša.

U donjem delu toka reke Nišave najveći uticaj na kvalitet vode ima grad Niš. Na delu toka kod naselja Brzi Brod nalazi se fabrika obojenih metala "Nisal" i vodozahvat "Medijana". Vodozahvat utiče na smanjenje količine vode. Isti efekat na reku ima i Fabrika za preradu vode u naselju Duvanište.

Komunalne otpadne vode, otpadne vode "Niš-ekspreza" i većina industrijskih otpadnih voda (pivara, mlekara, pekara "Žitopek", Fabrika boja i lakova, fabrika za preradu kože "Đuka Dinić", Mašinska industrija Niš) se izlivaju u zajedničku kanalizacionu mrežu i ispuštaju se u Nišavu nizvodno od grada. Fabrika tekstila "Niteks" ispušta otpadne vode direktno u Nišavu, a pre toga se tretiraju tako što se fizički otklanja samo krupni otpad. Atmosferske otpadne vode se kanališu u četiri kanala koji se bez tretmana izlivaju u Nišavu.

U delu toka kroz Niš postoje četiri betonske pregrade, koje u vreme niskog vodostaja sprečavaju migraciju organizama.

Kroz Dimitrovgrad, Pirot i Niš vodotok je kanalisan. Duž čitavog toka obavlja se legalna i nelegalna eksploracija šljunka.

Ana Savić

Ekološka analiza zajednice makrozoobentosa reke Nišave

Doktorska disertacija



2. Materijal i metode

2.1. OPIS LOKALITETA NA KOJIMA SU UZIMANI UZORCI

Istraživanja su obavljena na 10 lokaliteta na reci Nišavi i na dva kontrolna lokaliteta na Južnoj Moravi (slika 1), jednom mesečno od maja 2006. godine do aprila 2007. godine. Svaki lokalitet je predstavljen rečnim segmentom dužine 50 m. U izboru lokaliteta vodilo se računa da jedan lokalitet bude iznad većeg naseljenog mesta, a jedan ispod, jer se na taj način obezbeđuje informacija o uticaju otpadnih voda pojedinih gradova na kvalitet vode, odnosno na sastav biocenoze.

Lokalitet 1 (slika 7).

Nadmorska visina: 466 m

Geografske koordinate: N 43°00'956''
E 22°47'907''

Položaj: 0,5 km uzvodno od Dimitrovgrada

Prosečna dubina vode: 57,5 m

Širina korita: 8,67 m

Brzina vode: 0,62 m/s

Prosečna temperatura na ovom lokalitetu iznosi 11,38°C što ga čini najhladnjim lokalitetom. Biološka potrošnja kiseonika (BPK_5) je najniža (1,68). Od ostalih lokaliteta se izdvaja po tome što ima najmanji godišnji prosek koncentracije TP (0,02 mg/l), dok je prosečna koncentracija TN (0,28 mg/l) manja u poređenju sa lokalitetima 2, 4 i 12, a veća u poređenju sa ostalim lokalitetima. Kao što je i očekivano u gornjim tokovima, ovo je lokalitet koji ima najveću pH vrednost (7,56), odnosno predstavlja najbazniji lokalitet. To je posledica činjenice da se u srednjim i donjim delovima tokova reka nalazi mnogo više članova zajednice koji u procesu disanja oslobađaju CO_2 .



Slika 7. Lokalitet 1.

Lokalitet 2 (slika 8).

Nadmorska visina: 445 m

Geografske koordinate: N 43°00'996''
E 22°45'220''

Položaj: 1 km nizvodno od Dimitrovgrada

Prosečna dubina vode: 68,33 m

Širina korita: 11,38 m

Brzina vode: 0,84 m/s

Ovaj lokalitet se nalazi neposredno ispod ispusta iz postrojenja za prečišćavanje



Slika 8. Lokalitet 2.

otpadnih voda "Beleš". Prosečna temperatura vode je $11,93^{\circ}\text{C}$. Ovo je lokalitet sa najvećim prosečnim godišnjim turbiditetom (35,92 NTU). To se može objasniti činjenicom da Nišava uzvodno od njega prima brže rečice sa okolnih planina koje su bujičastog karaktera (naročito u periodutopljenja snega).

Lokalitet 3 (slika 9).

Nadmorska visina: 381 m

Geografske koordinate: N $43^{\circ}07'825''$
E $22^{\circ}37'844''$

Položaj: 3 km uzvodno od Pirot

Prosečna dubina vode: 89,58 m

Širina korita: 20,75 m

Brzina vode: 0,66 m/s

Najbitnija karakteristika lokaliteta je niska vrednost koncentracija TP ($0,04 \text{ mg/l}$) i TN ($0,08 \text{ mg/l}$). Pojedinačno gledano, to nisu najmanje vrednosti poređeno sa drugim lokalitetima (npr. lokalitet 1 ima nižu koncentraciju TP) ali ako zbirno posmatramo nutrijente ($\text{TP+TN}=0,12 \text{ mg/l}$) ovaj lokalitet ima najnižu koncentraciju. To je lokalitet sa niskom vrednošću osenčenosti (8,75%) i niskom vrednošću turbiditeta (12,33 NTU). Prosečna godišnja vrednost koncentracije kiseonika je visoka ($8,04 \text{ mg/l}$).



Slika 9. Lokalitet 3.

Lokalitet 4 (slika 10).

Nadmorska visina: 359 m

Geografske koordinate: N $43^{\circ}11'428''$
E $22^{\circ}33'995''$

Položaj: 1 km nizvodno od Pirot

Prosečna dubina vode: 144,17 m

Širina korita: 22,25 m

Brzina vode: 0,91 m/s

Prosečna temperatura vode na ovom lokalitetu je $12,58^{\circ}\text{C}$. Najvažnija



Slika 10. Lokalitet 4.

karakteristika je ubedljivo najveća vrednost BPK₅ (4,16). Vrlo bitno je i to da je ovo lokalitet sa visokim koncentracijama godišnjeg proseka TN ($0,34 \text{ mg/l}$) i TP ($0,1 \text{ mg/l}$). Gledajući pojedinačno nutrijente, najveću koncentraciju TN ima lokalitet 12, ali on je na drugoj reci (Južna Morava). Veću koncentraciju TP ima samo lokalitet 10. Ako posmatramo zbirno ($\text{TP+TN}=0,44 \text{ mg/l}$), ovo je lokalitet sa ubedljivo najvećom

konzentracijom nutrijenata. Najmanji procenat stabilnog supstrata (46,5%) evidentiran je na ovom lokalitetu.

Lokalitet 5 (slika 11).

Nadmorska visina: 289 m

Geografske koordinate: N 43°13'909''
E 22°19'466''

Položaj: 0,5 km uzvodno od Bele Palanke

Prosečna dubina vode: 145 m

Širina korita: 39,25 m

Brzina vode: 0,99 m/s



Prosečna temperatura vode na ovom

lokalitetu je 12,85°C. Spada u lokalite sa nižom koncentracijom TN (0,1 mg/l), ali se ne odvaja puno po vrednosti prosečne koncentracije TP (0,07 mg/l) od većine drugih lokaliteta.

Slika 11. Lokalitet 5.

Lokalitet 6 (slika 12).

Nadmorska visina: 276 m

Geografske koordinate: N 43°14'633''
E 22°16'322''

Položaj: 2 km nizvodno od Bele Palanke

Prosečna dubina vode: 162,92 m

Širina korita: 37,5 m

Brzina vode: 0,89 m/s



Ovaj lokalitet se nalazi kod mosta u blizini sela Moklišta. Prosečna temperatura vode je 13,58°C. Ne izdvaja se po koncentracijama TN (0,12 mg/l) i TP (0,07mg/l). Karakteriše se visokom vrednošću koncentracije kiseonika (8,34 mg/l, veću ima samo lokalitet 7) i niskim procentom stabilnog supstrata (52,58%, manji ima samo lokalitet 4).

Slika 12. Lokalitet 6

Lokalitet 7 (slika 13).

Nadmorska visina: 266 m

Geografske koordinate: N 43°17'635''
E 22°13'580''

Položaj: 1 km uzvodno od Sićevačke klisure

Prosečna dubina vode: 142,5 m

Širina korita: 31,67 m

Brzina vode: 1,03 m/s



Slika 13. Lokalitet 7

Ovaj lokalitet se nalazi kod mosta u blizini sela Krupac. Prosečna temperatura vode je 13,89°C. Oarakterisan je najmanjim vrednostima turbiditeta (5,28 NTU) od svih istraživanih. Takođe, ima najveću godišnju prosečnu vrednost koncentracije kiseonika u poređenju sa svim ostalim. Koncentracije nutrijenata ga ne odvajaju značajno od ostalih (TP=0,07 mg/l; TN=0,12 mg/l).

Lokalitet 8 (slika 14).

Nadmorska visina: 233 m

Geografske koordinate: N 43°19'893''
E 22°04'429''

Položaj: Sićevačka klisura

Prosečna dubina vode: 60,83 m

Širina korita: 39,25 m

Brzina vode: 0,96 m/s



Slika 14. Lokalitet 8

Ovaj lokalitet se nalazi kod mosta prema vikend naselju Sićevo. Prosečna temperatura vode je 13,49°C. Koncentracije nutrijenata ga ne odvajaju značajno od ostalih (TP=0,06 mg/l; TN=0,08 mg/l). Izdvaja se po tome što je nešto bazniji od vrednosti koje se očekuju na ovom lokalitetu (7,34).

Lokalitet 9 (slika 15).

Nadmorska visina: 224 m

Geografske koordinate: N 43°18'424''
E 22°02'273''

Položaj: 1 km uzvodno od Niša

Prosečna dubina vode: 166,67 m

Širina korita: 39,50 m

Brzina vode: 0,85 m/s



Slika 15. Lokalitet 9

Prosečna temperatura vode je $13,56^{\circ}\text{C}$. Koncentracije nutrijenata ga ne odvajaju značajno od ostalih ($\text{TP}=0,07 \text{ mg/l}$; $\text{TN}=0,04 \text{ mg/l}$). Karakterističan je po tome što je ovo lokalitet sa najvećim procentom osenčenosti od svih istraživanih (51,67%). Na njemu su zabeležene i niske vrednosti turbiditeta (6, 94 NTU).

Lokalitet 10 (slika 16).

Nadmorska visina: 205 m

Geografske koordinate: N $43^{\circ}19'330''$
E $21^{\circ}52'375''$

Položaj: 0,2 km nizvodno od Niša

Prosečna dubina vode: 96,67 m

Širina korita: 56,50 m

Brzina vode: 0,80 m/s

Ovaj lokalitet se nalazi ispod mosta u mestu Medoševac.



Slika 16. Lokalitet 10

Lokalitet 11 (slika 17). Južna Morava

Nadmorska visina: 190 m

Geografske koordinate: N $43^{\circ}18'686''$
E $21^{\circ}47'484''$

Položaj: 3 km uzvodno od ušća Nišave

Prosečna dubina vode: 187,50 m

Širina korita: 70,00 m

Brzina vode: 0,82 m/s

Lokalitet se nalazi ispod mosta u mestu Mramor.



Slika 17. Lokalitet 11



Slika 18. Lokalitet 12

Lokalitet 12 (slika 18). Južna Morava

Nadmorska visina: 179 m

Geografske koordinate: N $43^{\circ}23'691''$
E $21^{\circ}46'534''$

Položaj: 2 km nizvodno od ušća Nišave

Prosečna dubina vode: 201,25 m

Širina korita: 60,00 m

Brzina vode: 0,77 m/s

Ovaj lokalitet se nalazi ispod mosta u selu Mezgraja.

2.2. METODE ODREĐIVANJA FIZIČKIH, HEMIJSKIH I BIOTIČKIH KARAKTERISTIKA

Metode za određivanje karakteristika vode podeljene su u četiri grupe: metode za određivanje karakteristika rečnog korita i vodotoka, metode za određivanje fizičkih karakteristika vode, metode za određivanje hemijskih karakteristika vode i metode za određivanje biotičkih karakteristika vode.

Uzorkovanje materijala za sva istraživanja obavljano je jednom mesečno od maja 2006. godine do aprila 2007. godine. Na svim lokalitetima uzorkovanje je obavljano u toku istog dana zbog potrebe komparacije lokaliteta u pogledu manje stabilnih parametara, kakvi su hemijski parametri, koji se brže menjaju od biotičkih parametara.

2.2.1. Hidrološke karakteristike rečnog korita i vodotoka

Određivane su sledeće karakteristike rečnog korita i vodotoka: širina, prosečna dubina, brzina rečne struje, struktura rečnog dna, osenčenost, vreme zadržavanja vode i proticaj.

Širina rečnog korita je merena laserskim daljinometrom.

Prosečna dubina je određivana tako što su merene dubine na levoj i desnoj strani vodotoka i na delu toka gde je vodena struja najizraženija.

Brzina rečne struje je merena plovkom (plutajućim predmetom) koji je na lokalitetu bacan tri puta: u maticu, na levoj i na desnoj obali. Mereno je vreme za koje plovak pređe putanju od 10 m, a zatim je računata aritmetička sredina. Brzina je određivana po formuli: $V = S/T$ (m/s), gde je: S- pređeni put, T- prosečno vreme za koje plovak pređe put.

Struktura rečnog dna je određivana kao procentualna zastupljenost različitih tipova supstrata po veličini partikula. Klasifikacija tipova supstrata po veličini partikula rađena je po Wentworth-u (1922) i Verdonschot-u (1999), a njihova procentualna zastupljenost je određivana vizuelno.

U okviru rečnog segmenta takođe je vizuelno određivano koji je procenat vodenog tela pod senkom, a koji je direktno izložen sunčevom zračenju.

Vreme zadržavanja vode (*water residence time*) (proračun vremena u toku kojeg se voda zadržava u rečnom sistemu ili, drugim rečima "starost" vode na konkretnom lokalitetu) se izračunava po formuli:

$$WRT = 0.08 A_d^{0.6} / Q^{0.1}$$

gde je WRT vreme zadržavanja vode na određenom lokalitetu (d), A_d je površina slivnog područja iznad lokaliteta (km^2), a Q proticaj (m^3/s^1) (Soballe & Kimmel, 1987).

Proticaj je dat prema podacima Hidrometeorološkog zavoda Srbije (Anonymous, 2006-2007).

2.2.2. Fizičke karakteristike vode

Određivane su sledeće fizičke karakteristike vode: temperatura, mutnoća i konduktivitet (elektroprovodljivost).

Temperatura i konduktivitet (elektroprovodljivost) su određivani pomoću uređaja Photometer-System PC MultiDirect (Lovibond®).

Mutnoća (turbiditet) vode je merena na terenu pomoću uređaja Lovibond PC Checkit.

2.2.3. Hemijske karakteristike vode

Hemijske karakteristike su delimično određivane na terenu pomoću uređaja Photometer-System PC MultiDirect (Lovibond®) (koncentracija i saturacija kiseonika, pH), ali je veći deo određivan u laboratoriji neposredno po povratku sa terena.

Biohemija potrošnja kiseonika (BPK_5) je dobijena korišćenjem standardne metodologije preporučene od strane APHA (1999).

Koncentracija totalnog azota (TN) i koncentracija totalnog fosfora (TP) određivane su pomoću uređaja WTW multi 340i probe.

2.2.4. Biološke karakteristike vode

Od bioloških karakteristika vode analizirane su: koncentracija hlorofila *a*, masa perifitona i struktura zajednica makrofita.

Koncentracija hlorofila *a* (*chl a*) je određivana metodom koju su razradili Creitz & Richards (1955). Na svakom lokalitetu uzorci za određivanje koncentracije hlorofila *a* uzimani su bocom duž transekta od desne do leve obale. Duž transekta je uzimano pet dvolitarskih uzoraka (po jedan na trećini i na dve trećine udaljenosti od centra rečnog

korita prema levoj obali, tj. desnoj obali, i jedan u sredini rečnog korita) za određivanje koncentracije algalnog hlorofila *a* (Basu & Pick 1996). Uzorci korišćeni za određivanje hlorofila *a* su transportovani do laboratorije u ručnom frižideru, gde su istog dana pripremani za merenje. Merenje apsorbanci je vršeno sledećeg dana. Koncentracija hlorofila *a* je određivana spektrofotometrijskom metodom (UV-Vis Spectrophotometer UV 1650PC, Shimadzu, Japan) sa 90% acetonom kao ekstraktantom.

Perifiton je strugan sa čvrste podloge (kamen ili posebno postavljena keramička pločica) sa površine od 10 cm². Kamen je izvađen iz reke pre struganja da se deo materijala ne bi isprao i na taj način izgubio (Lowe & Laliberte 2007). Merena je mokra masa perifitona. Iako Sladecek & Sladeckova (1963) navode da je najprecizniji oblik merenja "suva težina bez pepela", u istom radu se navodi da postoji korelacija između suve mase i mokre mase. Obzirom da tek trebalo da se izvrši kvalitativna analiza perifitonske zajednice, urađeno je merenje mokre mase, jer bi spaljivanjem materijal bio nepovratno izgubljen. Mokra masa perifitona je određivana na vagi preciznosti od 0,01 g.

Zajednice makrofita su obrađene fitocenološki po metodici škole Zürich-Montpellier (Braun-Blanquet, 1964). Makrofite su identifikovane korišćenjem savremenih ključeva za determinaciju: "Flora Europaea" (Tutin *et al.*, 1964-1980), "Flora Srbije" (Josifović, 1970-1978, Sarić, 1986, 1992) i "Флора на НР България" (Йорданов, 1963-1979, Велчев, 1982-1989).

2.3. METODE UZORKOVANJA I IDENTIFIKACIJE MAKROINVERTEBRATA

2.3.1. Uzorkovanje makroinvertebrata

Makrozoobentos je sakupljan na svakom lokalitetu duž 50 m rečnog toka kick-net mrežom sa kvadratnim okvirom dimenzija 35x35 cm, sa veličinom okaca 300 µm. Tri trominutna uzorka uzimana su tokom svakog uzorkovanja tako da obuhvate različite supstrate i različite protoke (brzine) na svakom od lokaliteta. Ram mreže je postavljan normalno na protok i supstrat je energično uznemiren ispred mreže sa površine 35x35 cm. Pošto je supstrat uznemiren, uzorak je povučen blago uzvodno i prema površini. Tri uzorka sa svakog lokaliteta (sa različite podloge i režima brzine) objedinjena su tako da predstavljaju jedan uzorak za dati lokalitet. Ova procedura uzorkovanja je prethodno potvrđena preliminarnim probnim uzorkovanjem, i zaključeno je da su tri ponovljena uzorkovanja dovoljna za prikupljanje maksimalnog broja vrsta. Organizmi su na terenu konzervirani 4% formaldehidom i nošeni u laboratoriju na trebljenje, sortiranje i identifikaciju.

2.3.2. Identifikacija makroinvertebrata

Makroinvertebrati su identifikovane upotrebom ključeva za identifikaciju za svaku grupu posebno. Za posmatranje i merenje veoma sitnih delova tela korišćeni su binokularna lupa Leica MZ – 16A Stereomicroscope sa kamerom Leica DFC320 Digital Camera i mikroskop Leica System Microscope DM2500 sa digitalnom kamerom Leica DFC490 Digital Camera.

Za identifikaciju Oligochaeta korišćeni su identifikacioni ključevi po Brinkhurst-u (1971) i Hrabě-u (1981).

Hirudinea su identifikovane uz pomoć ključa koji daju Mann & Watson (1964).

Gastropoda su identifikovane na osnovu relevantnih identifikacionih ključeva (Ložek, 1956; Macan & Douglas Cooper, 1994) i priručnika (Pfleger, 2000).

Identifikacija Odonata izvršena je prema ključevima koje su dali Бешовски (1994) i Nilsson (1997).

Za identifikaciju Ephemeroptera korišćeni su identifikacioni ključevi prema Belfiore (1983) i Elliott *et al.* (1988).

Trichoptera su identifikovane upotrebom identifikacionih ključeva prema Wallace *et al.* (1990), Edington & Hildrew (1995) i Pescador *et al.* (1995).

Plecoptera su identifikovane na osnovu identifikacionih ključeva Hynes-a (1967) i Zwick-a (2004).

Uzorkovani materijal Diptera identifikovan je pomoću ključeva koje daju Nilsson (1997), Vallenduuk & Pillot (2007) i Pillot (2009).

2.4. METODE ZA ANALIZU ZAJEDNICE MAKROINVERTEBRATA NA OSNOVU FUNKCIONALNOG TIPO ISHRANE (FFG)

Makroinvertebrate su klasifikovane po grupama na osnovu funkcionalnog tipa ishrane (FFG – *functional feeding group*) po Cummins (1973), Cummins & Klug (1979), Perry & David (1987), Vaate & Pavluk (2004) i Merritt & Cummins (2007). Ekosistemski parametri određivani su prema shemi dатoj u tabeli 1.

Analiza karakteristika gildi (grupe organizama koji u ekosistemima imaju istu ulogu) (tabela 2), odnosno njihovo korišćenje u analizi stepena zagađenosti pojedinih lokaliteta, rađeni su po Vaate & Pavluk (2004) kao i korišćenjem programa MaTros (<http://www.riza.nl/itc/>).

Tabela 1. Primena FFG za formulisanje rečnih atributa (Merrit & Cummins, 2007).

Ekosistemski parametri	Simboli	Odnos grupa po tipu ishrane	Generalni kriterijumi nivoa odnosa
Autotrofno/heterotrofni indeks ili Bruto primarna produkcija/respiracioni index zajednice	AUTO/HETERO ili P/R	Grebači/ sekači+ skupljači ukupno	Autotrofno>0,75
Krupne čestice organske materije (CPOM)/fina organska materija (FPOM) index	CPOM/FPOM	Sekači/ skupljači ukupno	Uobičajena asocijacija sekača vezana za funkcionisanje riparijalnog sistema Jesen-zima>0,5 Proleće-leto>0,25
FPOM u transportu/FPOM u sedimentima (deponovano u bentosu)	TFPOM/BFPOM	Filtratori/ berači skupljači	FPOM u transportu (u suspenziji) je veća nego normalno 'zasićenje' ovim česticama u suspenziji>0,50
Stabilnost kanala (kapacitet otpornosti rečnog kanala na odvajanje materijala koji čini supstrat dna i obale)	STABLE CHANNEL	Grebači+filtratori skupljači/ sekači+berači skupljači	Stabilni supstrati (stene, krupno kamenje, veliki delovi drveća) obilni>0,50
Top-down predatorska kontrola	TOP-DOWN CONTROL	Predatori/ukupni broj svih ostalih grupa	Uobičajeni balans predator/plen 0,10-0,20

Tabela 2. Karakteristike gildi makrovertebrata na osnovu indeksa trofičke potpunosti, ITC (Pavluk *et al.*, 2000; Vaate & Pavluk, 2004).

Gilda	Tip ishrane	Ponašanje u ishrani	Veličina hrane, mm
1	Karnivorni	Aktivni sekači/žvakači	>1
2	Karnivorni	Pasivni sekači/žvakači	>1
3	Omnivorni	Sekači/žvakači/kolektori	>1
4	Herbivorni	Sekači/žvakači	>1
5	Herbivorni	Sekači/žvakači	<1
6	Herbivorni	Grebači	<1
7	Herbivorni	Skupljači	<1
8	Herbivorni	Filtratori	<1
9	Karnivorni	Sisači (nepotpuna ingestija hrane)	>1
10	Karnivorni	Sisači (potpuna ingestija hrane)	>1
11	Herbivorni	Sisači	>1
12	Omnivorni	Sekači/žvakači	<1

Negativni efekti antropogenog uticaja utiču na trofičke veze unutar invertebratske zajednice, ali imaju efekta i na druge komponente akvatičnih ekosistema. Ovi efekti mogu biti propraćeni korišćenjem indeksa trofičke potpunosti (Index of Trophic Completeness - ITC), koji je razvijen kao indikator funkcionalnosti rečnog ekosistema, zasnovan na trofičkoj klasifikaciji bentosnih makroinvertebrata (Vaate & Pavluk, 2004). Za svaki lokalitet je precizno određena indikatorska vrednost na osnovu koje je procenjivana klasa kvaliteta vode (tabela 3). Naime, uobičajena je praksa da se rezultati indeksa dobijenih analizom trofičkog statusa posmatranih površinskih voda grupišu kao klase kvaliteta. Između broja trofičkih gildi i klase kvaliteta ne postoji linearna relacija, pošto su gilde predstavljene različitim trofičkim nivoima. Zato je indikatorska vrednost C bazirana na broju vrsta u okviru svake trofičke gilde, pri čemu je:

$$C=100/A,$$

gde je A relativni broj vrsta za trofičku gildu.

Procena klase kvaliteta određuje se na osnovu formule:

$$C_{\text{tot}} = \sum_{i=1}^n C_i$$

gde je: C_{tot} ukupan zbir, n broj trofičkih gildi prisutnih u setu podataka, a C_i je logaritamska (\ln) transformacija indikatorske vrednosti trofičke gilde. Relacija između C_{tot} i klase kvaliteta date su u tabeli 3, pri čemu je korišćen sistem sa pet klasa kvaliteta. U okviru svake klase, radi veće preciznosti određene su po tri potklase.

Tabela 3. Procena klase kvaliteta zasnovana na sistemu od pet klase kvaliteta.

Klasa kvaliteta	C_{tot}	Opis kvaliteta klase
I	≥ 28	Visok
II	21-28	Dobar
III	14-21	Umeren
IV	7-17	Slab
V	0-7	Loš

Sličnosti pojedinih lokaliteta je rađena primenom nove metode, u kojoj se sukcesivno primenjuju postupci za određivanje sličnosti po sledećoj hijerarhijskoj šemi:

I. prisutnost/odsutnost pojedinih gildi



II. međusobno rastojanje između gildi

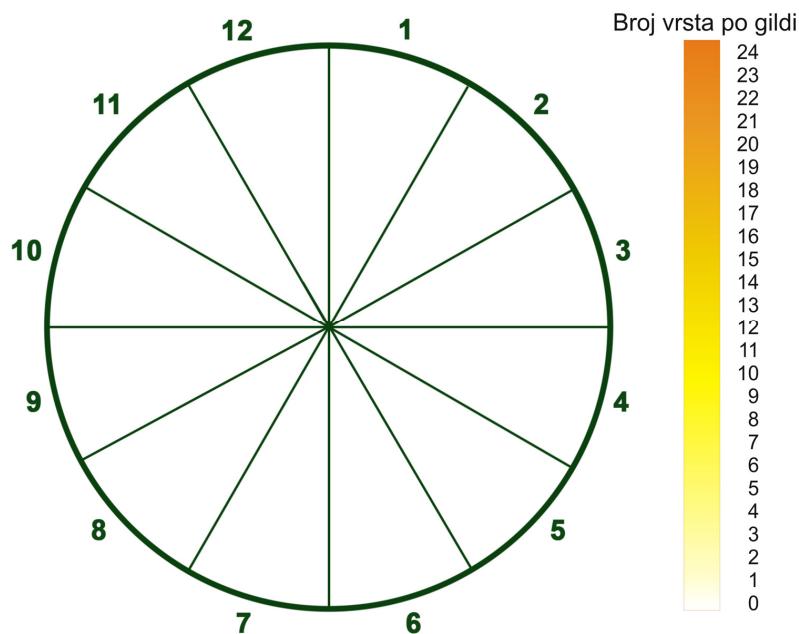


III. broj vrsta u okviru gilde



IV. sastav vrsta u okviru gilde

Međusobno rastojanje između gildi je postupak u kojem se polazi od činjenice da su dve susedne gilde najsličnije, a da se sličnost smanjuje povećanjem broja umetnutih gildi. To rastojanje predstavlja broj umetnutih gildi između dve posmatrane gilde uvećan za jedan, pri čemu se posmatra manje rastojanje na shematskom prikazu gildi (slika 19). Mera različitosti (apstraktno rastojanje) dva lokaliteta određuje se kao zbir rastojanja između svake gilde koja nedostaje samo jednom lokalitetu od svake gilde koja je prisutna na oba lokaliteta.



Slika 19. Shematski prikaz rasporeda gildi.

Kvalitativni sastav gildi je takođe važan pokazatelj sličnosti, odnosno različitosti zajednica makroinvertebrata na pojedinim lokalitetima. Lokaliteti koji su se primenom prethodnih postupaka pokazali međusobno identičnim, upoređivani su primenom Jaccard-ovog indeksa sličnosti (Jaccard, 1901) na nivou trofičkih gildi (upoređivana je svaka gilda na jednom lokalitetu sa odgovarajućom gildom na drugom lokalitetu). Za poređenje je korišćena suma Jaccard-ovih indeksa za svaku gildu. Jaccard-ov indeks sličnosti (J) je izračunavan po formuli (Real, 1999):

$$J = \frac{c \times 100}{(a + b) - c}$$

gde je c – broj zajedničkih vrsta za oba lokaliteta, a –broj vrsta na prvom lokalitetu, a b –broj vrsta na drugom lokalitetu.

2.5. METODE STATISTIČKE I MATEMATIČKE OBRADE PODATAKA

Odnosi između različitih promenljivih (biotičkih i abiotičkih) prikazani su korišćenjem linearne regresione analize i programa Statistica 8.0 (StatSoft).

Uticaj faktora okoline (nezavisne promenljive) na koncentraciju hlorofila *a* i mokre mase perifitona (zavisne promenljive) je analiziran upotrebom statističkog softverskog programa R2. Predikcioni model multiple linearne regresije može se predstaviti kao

$$Y = A + \sum_{i=1}^n B_i X_i$$

gde je Y - zavisna promenljiva, A - konstanta, Bi - nestandardni koeficient, Xi - nezavisna promenljiva.

Za aglomerativnu klaster analizu korišćena je UPGMA metoda i, u zavisnosti od grupe organizama, Jaccard-ov koeficijent sličnosti (Sokal & Rohlf, 1995) ili Euklidova distanca (Karadžić & Marinković, 2009).

Sličnosti između lokaliteta određivane su korišćenjem kanonijske korespondentne analize (CCA) i programa FLORA (Karadžić & Marinković, 2009).

Procena diverziteta je izvršena na osnovu Shannon-ovog indeksa diverziteta (H'), Margalef-ovog indeksa (d) i Simpson-ovog indeksa dominantnosti (D) (Krebs, 2001).

Shannon-ov indeks diverziteta računat je po formuli:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

gde je $p_i = n_i/N$, n_i – broj individua i-te vrste, N – ukupan broj individua, a S – ukupan broj vrsta.

Margalef-ov indeks računat je po formuli:

$$d = \frac{S - 1}{\ln N}$$

gde je N – ukupan broj individua, a S – ukupan broj vrsta.

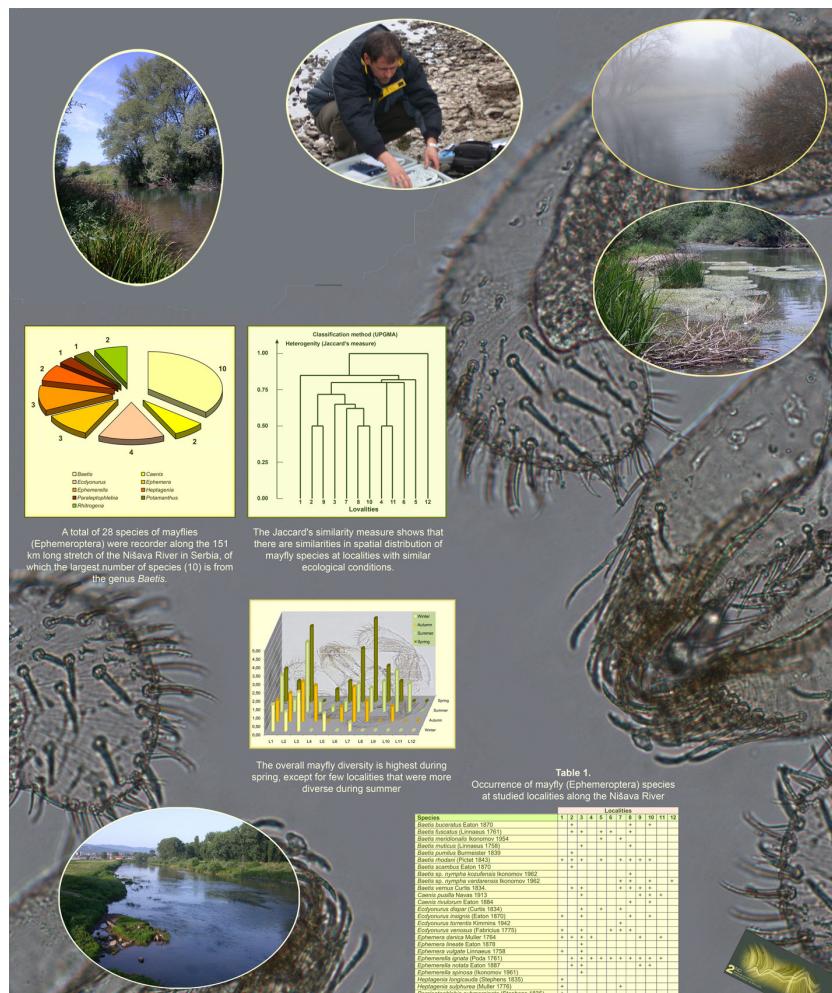
Simpsonov indeks dominantnosti računat je po formuli:

$$D = \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

gde je n_i – broj individua i-te vrste, N – ukupan broj individua, a S – ukupan broj vrsta.

Ana Savić

Ekološka analiza zajednice makrozoobentosa reke Nišave
Doktorska disertacija



3. Rezultati i diskusija

3.1. ABIOTIČKE KARAKTERISTIKE REKE NIŠAVE

Na strukturu biocenoze u vodenim ekosistemima u velikoj meri uticaj imaju abiotičke karakteristike spoljašnje sredine, koje se mogu podeliti u dve grupe: fizičke i hemijske karakteristike vode i hidrološke karakteristike vodenog basena.

3.1.1. Fizičke i hemijske karakteristike vode reke Nišave

U toku ovih istraživanja određivane su sledeće fizičke i hemijske karakteristike vode: temperatuta, mutnoća (turbiditet), konduktivitet (elektroprovodljivost), koncentracija kiseonika, saturacija kiseonika, biološka potrošnja kiseonika (BPK_5), pH i koncentracija rastvorenih nutrijenata (tabele 4, 5, 6, 7 i 8).

Tabela 4. Godišnji prosek vrednosti faktora spoljašnje sredine.

Faktori spoljašnje sredine	Skr.	Lokalitet											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Širina korita, m	W	8,67	11,38	20,75	22,25	39,25	37,50	31,67	39,25	39,50	56,50	70,00	60,00
Dubina, cm	Deep	53,33	68,33	89,58	144,17	145,00	162,92	142,50	60,83	166,67	96,67	187,50	201,25
Vreme zadržavanja vode, d	WRT	2,86	3,68	5,57	6,07	7,57	7,81	7,98	8,11	8,19	8,69		
Proticaj m ³ /sec	Disch	1,29	3,44	11,51	12,81	16,90	17,87	18,71	19,28	19,64	22,10		
Osenčenost, %	Sh	28,33	10,42	8,75	26,67	10,00	30,42	27,92	21,25	51,67	7,92	4,83	17,08
Provodljivost	Cond	496,00	536,42	460,08	459,42	395,75	403,83	414,17	411,08	413,58	587,92	344,33	361,08
Mutnoća, NTU	Tur	26,60	35,92	12,33	18,20	21,98	20,72	5,28	12,90	6,94	3,75	7,46	5,77
Brzina vode, m/s	v	0,62	0,84	0,66	0,91	0,99	0,89	1,03	0,96	0,85	0,80	0,82	0,77
Stabilni supstrat, %	SS	67,50	79,67	78,33	46,50	76,67	52,58	83,75	89,17	66,67	70,42	77,50	77,92
pH vrednost	pH	7,56	6,54	6,17	6,59	6,98	6,56	6,30	7,34	6,15	6,54	6,75	6,68
Temperatura vode, °C	Tw	11,38	11,93	13,53	12,58	12,85	13,58	13,89	13,49	13,56	15,53	15,51	14,82
Biohemijska potrošnja kiseonika, mg/l	BOD ₅	1,68	3,04	2,74	4,16	3,08	3,37	3,61	3,08	3,17	2,99	3,57	3,53
Kiseonik, mg/l	O ₂	6,72	7,28	8,04	7,09	7,85	8,34	8,37	7,98	7,56	6,50	7,74	6,30
Totalni azot, mg/l	TN	0,27	0,28	0,08	0,34	0,10	0,12	0,12	0,08	0,09	0,21	0,16	0,37
Totalni fosfor, mg/l	TP	0,02	0,08	0,04	0,10	0,07	0,07	0,07	0,06	0,07	0,11	0,08	0,12
Ukupno azot i fosfor, mg/l	TN+TP	0,29	0,36	0,12	0,44	0,17	0,19	0,19	0,14	0,16	0,32	0,24	0,49
Kolicnik TP/TN	QTPN	0,07	0,29	0,50	0,29	0,70	0,58	0,58	0,75	0,78	0,52	0,50	0,32
Koncentracija hlorofila a, µg/l	Chl a	8,97	8,94	10,43	6,02	7,37	5,98	11,07	8,88	7,88	11,28	15,26	8,96
Mokra težina perifitona, g/dm ²	WWP	7,57	10,74	7,45	8,13	7,72	5,86	7,23	7,01	7,89	13,31	5,14	4,82

Prosečna godišnja temperatuta vode se nizvodno postepeno povećava (tabela 4). Najniža je na lokalitetu jedan, a najviša na lokalitetu deset. Na Južnoj Moravi, veću prosečnu godišnju temperaturu ima lokalitet uzvodno od uliva Nišave, nego nizvodno. Niže temperature od očekivanih su konstatovane na lokalitetu 4 i 5. Na lokalitetu 4 to je posledica povećane osenčenosti samog lokaliteta (tabela 4) u odnosu na prethodna dva lokaliteta. Iznad lokaliteta 5 se uliva pritoka Temštica, koja donosi hladniju vodu sa okolnog planinskog područja, što je razlog za nižu temperaturu vode na ovom lokalitetu.

Na sezonskom nivou, u prolećnom (tabela 8), letnjem (tabela 5) i zimskom (tabela 7) periodu najniže temperature su na lokalitetu 1, najviše na lokalitetu 10. U

jesenjem periodu (tabela 6) najniže temperature su takođe na lokalitetu 1, ali vrednosti na lokalitetu 11 su veće od vrednosti na lokalitetu 10, što u ostalim sezonomama nije slučaj.

Tabela 5. Prosek vrednosti faktora spoljašnje sredine u letnjem periodu.

Faktori spoljašnje sredine	Skr.	Lokalitet											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Širina korita, m	W	9,00	10,33	18,00	21,67	42,00	45,00	35,00	53,67	48,00	66,00	83,33	73,33
Dubina, cm	Deep	50,00	53,33	70,00	141,67	101,67	138,33	71,67	53,33	166,67	66,67	168,33	191,67
Osenčenost, %	Sh	40,00	10,00	6,67	40,00	8,33	40,00	36,67	35,00	58,33	6,67	2,00	30,00
Provodljivost	Cond	492,33	503,33	472,67	495,67	428,00	448,33	443,67	417,00	421,33	704,67	333,00	385,33
Mutnoća, NTU	Tur	18,80	19,00	12,90	11,97	20,70	22,20	21,43	13,00	15,13	12,27	13,87	13,33
Brzina vode, m/s	v	0,58	0,83	0,61	0,86	0,94	0,84	0,90	0,86	0,69	0,41	0,66	0,44
Stabilni supstrat, %	SS	88,33	90,33	90	17	68,33	85	85	98,33	70	70	70	73,33
pH vrednost	pH	6,67	6,53	6,86	6,85	7,46	7,28	6,72	8,11	6,75	6,78	6,78	6,73
Temperatura vode, °C	Tw	17,03	17,70	19,73	19,07	18,67	19,93	20,33	20,13	19,93	23,87	25,57	24,07
Biohemijska potrošnja kiseonika, mg/l	BOD ₅	2,29	4,27	4,46	4,83	4,22	4,70	4,73	4,46	4,20	3,64	4,25	4,25
Kiseonik, mg/l	O ₂	6,59	7,94	9,19	7,29	8,50	9,19	9,26	8,86	8,19	5,96	7,94	6,51
Totalni azot, mg/l	TN	0,56	0,21	0,06	0,25	0,06	0,11	0,09	0,06	0,06	0,09	0,04	0,23
Totalni fosfor, mg/l	TP	0,02	0,05	0,03	0,08	0,07	0,08	0,06	0,04	0,08	0,08	0,08	0,11
Ukupno azot i fosfor, mg/l	TN+TP	0,58	0,26	0,09	0,33	0,13	0,18	0,15	0,11	0,15	0,17	0,12	0,34
Kolicnik TP/TN	QTPN	0,04	0,21	0,56	0,34	1,10	0,71	0,62	0,66	1,34	0,94	1,80	0,45

Temperatura utiče na brzinu hemijskih reakcija, stopu kojom alge i akvatične biljke vrše fotosintezu, stopu metabolizma različitih organizama, a takođe i na to kako zagađivači deluju na rečni ekosistem (Hauer & Hill, 2007). Na lokalitetu 10 uočava se da je prosečna godišnja masa perifitona najveća, a tome je svakako doprinela najveća prosečna godišnja temperatura (tabela 4). Temperatura je važna u akvatičnim sistemima zato što može da utiče na rastvorljivost kiseonika i drugih supstanci u vodenom stubu, kao i menja smrtnost organizama. Akvatični organizmi imaju različitu toleranciju u odnosu na temperaturu. Bez obzira na to što vodena tela imaju sposobnost "pufera" u odnosu na ekstreme u temperaturi atmosfere, čak i blage promene temperature vode mogu značajno da utiču na život svih akvatičnih organizama. Temperatura igra vitalnu ulogu u prisustvu/odsustvu, životnim ciklusima i prostornim distribucijama rečnih organizama (Hawkins *et al.*, 1997; Lowe & Hauer, 1999; Hauer *et al.*, 2000; Ebersole *et al.*, 2001). Termalno zagađenje se ispoljava u formi direktnog uticaja (ispuštanje industrijskih ohlađenih ili zagrejanih voda) ili indirektno kroz aktivnosti seče riparijalne vegetacije (Johnson & Jones, 2000). Uklanjanje vegetacijskog sklopa rezultuje drastičnijim povećanjima temperature. Uporedivanjem devetog i desetog lokaliteta konstatovan je najveći pad u procentu osenčenosti u parovima istraživanih lokaliteta. Posledica toga je najveći skok u vrednostima temperature vode.

Tabela 6. Prosek vrednosti faktora spoljašnje sredine u jesenjem periodu.

Faktori spoljašnje sredine	Skr.	Lokalitet											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Širina korita, m	W	8,00	10,00	20,00	20,00	36,67	38,33	28,33	31,67	31,67	56,67	68,33	61,67
Dubina, cm	Deep	60,00	60,00	80,00	143,33	160,00	176,67	156,67	53,33	150,00	86,67	200,00	200,00
Osenčenost, %	Sh	18,33	6,67	6,67	15,00	10,00	28,33	13,33	16,67	40,00	5,00	10,00	11,67
Provodljivost	Cond	535,00	588,00	492,67	460,33	370,00	375,67	411,00	417,67	422,67	618,33	389,67	403,00
Mutnoća, NTU	Tur	9,20	7,63	18,67	16,10	10,53	5,43	1,93	9,87	5,97	5,73	1,73	9,63
Brzina vode, m/s	v	0,27	0,72	0,53	0,85	0,85	0,72	1,03	0,80	1,07	0,60	0,96	0,74
Stabilni supstrat, %	SS	60	70	78,33	54	81,66	78,33	80	88,33	58,33	78,33	90	80
pH vrednost	pH	7,02	6,20	5,95	7,05	6,94	6,74	6,04	6,22	5,99	6,15	7,65	6,39
Temperatura vode, °C	Tw	8,67	8,83	10,70	9,67	9,77	10,17	10,73	9,83	9,77	11,03	12,60	11,40
Biohemijska potrošnja kiseonika, mg/l	BOD ₅	1,36	2,59	2,56	3,68	2,51	3,31	3,39	2,04	2,61	2,44	3,49	2,96
Kiseonik, mg/l	O ₂	7,39	7,51	8,67	7,19	8,43	9,08	9,03	8,10	8,21	6,94	9,67	6,63
Totalni azot, mg/l	TN	0,15	0,32	0,08	0,40	0,10	0,13	0,14	0,10	0,11	0,23	0,21	0,61
Totalni fosfor, mg/l	TP	0,02	0,11	0,03	0,10	0,05	0,06	0,08	0,04	0,06	0,10	0,11	0,13
Ukupno azot i fosfor, mg/l	TN+TP	0,17	0,43	0,12	0,49	0,16	0,19	0,21	0,14	0,17	0,33	0,32	0,74
Kolicnik TP/TN	QTPN	0,12	0,35	0,38	0,24	0,51	0,48	0,57	0,35	0,54	0,45	0,53	0,21

Tabela 7. Prosek vrednosti faktora spoljašnje sredine u zimskom periodu.

Faktori spoljašnje sredine	Skr.	Lokalitet											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Širina korita, m	W	9,33	13,33	23,33	23,33	35,00	35,00	30,00	26,67	33,33	43,33	48,33	28,33
Dubina, cm	Deep	66,67	76,67	103,33	133,33	160,00	170,00	173,33	73,33	166,67	116,67	193,33	200,00
Osenčenost, %	Sh	15,00	11,67	8,33	15,00	11,67	13,33	8,33	10,00	15,00	5,00	5,00	13,33
Provodljivost	Cond	461,33	518,00	437,00	475,67	362,00	373,00	388,00	396,00	395,67	526,00	331,33	311,67
Mutnoća, NTU	Tur	4,53	1,27	0,57	8,63	14,03	10,53	5,37	19,40	15,03	18,13	17,30	22,33
Brzina vode, m/s	v	0,66	0,88	0,85	0,88	1,08	0,90	0,99	1,04	0,93	1,00	1,00	1,25
Stabilni supstrat, %	SS	50	80	75	63,33	78,33	76,66	86,66	83,33	63,33	66,66	71,66	80
pH vrednost	pH	8,41	6,40	5,52	5,82	5,88	5,20	5,99	6,94	4,74	6,26	5,99	6,53
Temperatura vode, °C	Tw	5,67	5,83	7,50	7,73	6,50	7,00	7,07	6,90	6,97	8,07	7,07	7,20
Biohemijska potrošnja kiseonika, mg/l	BOD ₅	1,16	1,94	1,38	4,20	2,42	2,08	2,85	2,19	2,51	2,67	2,78	3,02
Kiseonik, mg/l	O ₂	6,21	6,57	6,70	6,42	7,37	7,52	7,57	7,34	6,96	7,27	6,67	6,11
Totalni azot, mg/l	TN	0,25	0,32	0,08	0,52	0,11	0,11	0,09	0,08	0,07	0,27	0,67	0,34
Totalni fosfor, mg/l	TP	0,02	0,06	0,03	0,11	0,05	0,06	0,08	0,06	0,06	0,12	0,10	0,11
Ukupno azot i fosfor, mg/l	TN+TP	0,27	0,38	0,12	0,63	0,16	0,17	0,17	0,14	0,13	0,39	0,77	0,45
Kolicnik TP/TN	QTPN	0,07	0,19	0,40	0,21	0,49	0,59	0,83	0,78	0,94	0,44	0,15	0,33

Najniža prosečna godišnja koncentracija kiseonika je na lokalitetu 10, gde je i najviša prosečna temperatura (pa samim tim opada rastvorljivost kiseonika). Najveća koncentracija je na lokalitetu 7 (tabela 4).

Kiseonik koji je rastvoren u vodenom stubu je vrlo bitna komponenta akvatičnih ekosistema. Neophodan je za metabolizam aerobnih organizama i utiče na neorganske hemijske reakcije. Kiseonik se često koristi kao indikator kvaliteta vode, pri čemu visoke koncentracije ukazuju na dobar kvalitet vode u tekućicama. On ulazi difuzijom kroz površinu vode, aeracijom (na primer, slapovi u rekama) ili je rezultat procesa fotosinteze. Količina rastvorenog kiseonika zavisi od temperature i, nekada, od atmosferskog pritiska. Mera promene koncentracije kiseonika se može koristiti za izračunavanje respiracije i neto primarne produkcije (Mulholland *et al.*, 2001). Odnos

produkције i respiracije (P/R) (tabela 33) je nizak upravo na onim lokalitetima koji imaju najnižu koncentraciju kiseonika (lokalitet 10). Organsko zagađenje može značajno da smanji koncentraciju kiseonika u rekama (Hauer & Hill, 2007).

Tabela 8. Prosek vrednosti faktora spoljašnje sredine u prolećnom periodu.

Faktori spoljašnje sredine	Skr.	Lokalitet											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Širina korita, m	W	9,33	13,33	23,33	23,33	35,00	35,00	30,00	26,67	33,33	43,33	48,33	28,33
Dubina, cm	Deep	66,67	76,67	103,33	133,33	160,00	170,00	173,33	73,33	166,67	116,67	193,33	200,00
Osenčenost, %	Sh	15,00	11,67	8,33	15,00	11,67	13,33	8,33	10,00	15,00	5,00	5,00	13,33
Provodljivost	Cond	461,33	518,00	437,00	475,67	362,00	373,00	388,00	396,00	395,67	526,00	331,33	311,67
Mutnoća, NTU	Tur	4,53	1,27	0,57	8,63	14,03	10,53	5,37	19,40	15,03	18,13	17,30	22,33
Brzina vode, m/s	v	0,66	0,88	0,85	0,88	1,08	0,90	0,99	1,04	0,93	1,00	1,00	1,25
Stabilni supstrat, %	SS	50	80	75	63,33	78,33	76,66	86,66	83,33	63,33	66,66	71,66	80
pH vrednost	pH	8,41	6,40	5,52	5,82	5,88	5,20	5,99	6,94	4,74	6,26	5,99	6,53
Temperatura vode, °C	Tw	5,67	5,83	7,50	7,73	6,50	7,00	7,07	6,90	6,97	8,07	7,07	7,20
Biohemijska potrošnja kiseonika, mg/l	BOD ₅	1,16	1,94	1,38	4,20	2,42	2,08	2,85	2,19	2,51	2,67	2,78	3,02
Kiseonik, mg/l	O ₂	6,21	6,57	6,70	6,42	7,37	7,52	7,57	7,34	6,96	7,27	6,67	6,11
Totalni azot, mg/l	TN	0,25	0,32	0,08	0,52	0,11	0,11	0,09	0,08	0,07	0,27	0,67	0,34
Totalni fosfor, mg/l	TP	0,02	0,06	0,03	0,11	0,05	0,06	0,08	0,06	0,06	0,12	0,10	0,11
Ukupno azot i fosfor, mg/l	TN+TP	0,27	0,38	0,12	0,63	0,16	0,17	0,17	0,14	0,13	0,39	0,77	0,45
Kolicnik TP/TN	QTPN	0,07	0,19	0,40	0,21	0,49	0,59	0,83	0,78	0,94	0,44	0,15	0,33

Najniža potrošnja kiseonika je na lokalitetu 1 kako je i očekivano, a najviša na lokalitetu 4 (tabela 4). Kiseonik se na ovom lokalitetu uglavnom troši na procese razgradnje alohtonog materijala (uzvodno od ovog lokaliteta se izlivaju klanice i otpadne vode industrije "Tigar").

Biohemijska potrošnja kiseonika (BOD₅ ili BPK₅) je jedan od hemijskih pokazatelja eutrofikacije i organskog zagađenja (Friberg *et al.*, 2009). Ona može biti znatna, pri čemu utiče na organizme koji tu žive (Grinčević & Pujin, 1998). Uočava se da je na lokalitetu 4, koji je sa najvećim vrednostima biološke potrošnje kiseonika u toku svih sezona (tabele 5, 6, 7 i 8), makroinvertebratska zajednica predstavljena sa najmanjim brojem vrsta (slike 60, 65, 69 i 73).

Poznato je pravilo da pH vrednost opada nizvodno, tj. da su generalno gornji delovi toka bavniji od donjih (Grinčević & Pujin, 1998). U poglavlju 3.4. je objašnjeno da se samo lokalitet 1 izdvaja kao lokalitet koji pripada gornjem toku, a to potvrđuje i njegova povećana bavnost u odnosu na druge lokalitete (tabela 4).

Turbiditet ima najveće prosečne godišnje vrednosti na lokalitetima 1 i 2 (tabela 4). Ove vrednosti su na lokalitetu 1 prevashodno uslovljene procesima uzneniranja (kao što je izražen bujičasti karakter) koji imaju snažnije posledice u gornjim tokovima

reka, dok se na lokalitetu 2 takođe oseća ovaj uticaj, ali i uticaj povećane koncentracije nutrijenata (zbirno TP+TN).

Što je više suspendovanih materija, to je veća vrednost turbiditeta. Izvor ovih materija uključuje antropogene aktivnosti, eroziju zbog poljoprivrede i šumarstva, industrijske efluenta i povećani razvoj fitoplanktona. Turbiditet ima različite efekte na rečne invertebrate, među kojima se izdvajaju smanjenje vidljivosti (a samim tim i efikasnosti u lovu) za predatore, začepljenje finih tkiva na škrgama i sl. (Brady & Breneman, 2007). Prosečne godišnje vrednosti turbiditeta (tabela 4) su najmanje na lokalitetu deset, i na tom lokalitetu je održan normalan odnos predator-plen (tabela 33).

Procenat osenčenosti bi trebalo pravilno da se smanjuje nizvodno, ali obzirom da su riparijalne oblasti Nišave pod antropogenim uticajem, sklop vegetacije je znatno izmenjen i varira od lokaliteta do lokaliteta pa se pravilnost ne uočava.

Godišnji prosečni konduktivitet je najveći na lokalitetima 2 i 10, koji se karakterišu najvećom prosečnom godišnjom zbirnom koncentracijom nutrijenata (P+N) (tabela 4). Koncentracije TP i TN su u Južnoj Moravi veće na lokalitetima nizvodno od uliva Nišave, nego uzvodno, pa se zaključuje da Nišava svojim ulivom obogaćuje Južnu Moravu nutrijentima. Konduktivitet je proporcionalan koncentracijama jona u rastvoru. Konduktivitet se često koristi kao zamena za merenje saliniteta (Dodds, 2002).

Najveća godišnja prosečna koncentracija TN je na lokalitetu 4 (tabela 4). Veća koncentracija je samo na lokalitetu 12, koji pripada Južnoj Moravi. Najveća godišnja prosečna koncentracija TP je na lokalitetima 4 i 10 (tabela 4).

Povećanje koncentracije nutrijenata u rekama jedan je od najvažnijih problema današnjice. Nutrijenti na kojima je akcenat u ovoj disertaciji jesu fosfor i azot. Fosfor je element za koji se smatra da najverovatnije limitira primarnu produkciju u slatkovodnim ekosistemima (Schindler, 1977; Hecky & Kilhan, 1988; Hudson *et al.*, 2000). Na primerima nekih drugih reka zaključeno je da je azot taj koji limitira primarnu produkciju (Grimm & Fisher 1986; Hill & Knight, 1988; Lohman *et al.*, 1991; Tank & Dodds 2003), dok je za neke druge lotičke ekosisteme zaključeno da su kolimitirani fosforom i azotom (Rosemond *et al.*, 1993; Perrin & Richardson, 1997; Francoeur, 2001; Tank & Dodds, 2003). Mokra masa perifitona (masa zajednice primarnih producenata) najveća je na lokalitetima 4 i 10 gde je zbirna vrednost TN+TP najveća (tabela 4) što ide u prilog tvrdnji da je ova zajednica kolimitirana fosforom i azotom.

3.1.2. Hidrološke karakteristike reke Nišave

Proticaj vode očekivano raste nizvodno. Najveći skok između vrednosti dva susedna lokaliteta javlja se između drugog i trećeg lokaliteta (tabela 4).

Proticajni režim je pokretačka snaga rečnih ekosistema (Stanford *et al.*, 1996, Poff *et al.*, 1997). Proticaj vode je značajan zato što utiče na distribuciju suspendovanih sedimenata, materijala rečnog korita, delića organske materije i nutrijenata. Gore navedeni najveći skok u vrednosti ovog parametra na prelazu između drugog i trećeg lokaliteta propraćen je najvećim padom turbiditeta. Distribucija materijala rečnog korita je od ključnog značaja za distribuciju rečnih zajednica (Vannote *et al.*, 1980, Vannote & Minshall, 1984, Statzner *et al.*, 1988). Na primer, manja količina detritusa, mulja i peska podržava razvoj zajednice Ephemeroptera većeg diverziteta (Savić *et al.* 2011). Proticaj kontroliše ključne parametre staništa, kao što su dubina i brzina rečne struje. Čvrsto je vezan i sa drugim uslovima sredine, kao što su temperatura i kiseonik, morfologija rečnog kanala i veličina čestica u supstratu (Allan, 1995; Stanford *et al.*, 1996; Poff *et al.*, 1997; Richter *et al.*, 1997). Promene u proticajnom režimu menjaju dostupnost staništa koja su pogodna za rečne zajednice.

Na gotovo svim lokalitetima (osim lokaliteta 1) vreme zadržavanja vode je jednako ili veće od 3,6 što je dovoljno za razvoj mnogih fitoplanktonskih vrsta (Pick & Berube, 1992). Vreme zadržavanja vode je važan parametar koji određuje da li će se neki rečni organizmi razviti u određenim rečnim ekosistemima (na primer fitoplankton, a indirektno utiče i na one delove zajednice koji se njime hrane).

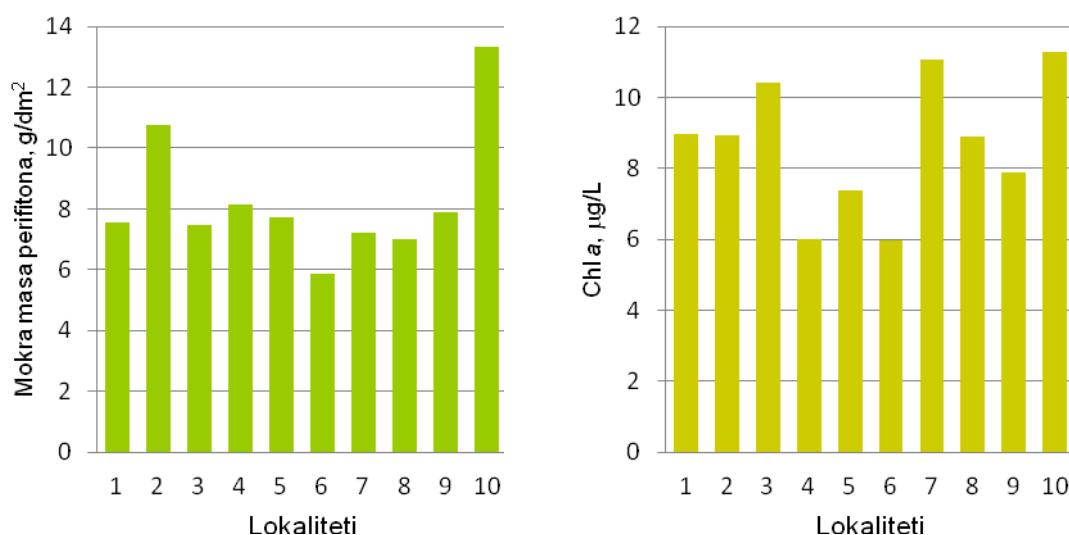
Prosečna godišnja vrednost brzine je najveća na lokalitetu 7, a neočekivano najmanja na lokalitetu 1. Mala brzina na ovom lokalitetu je posledica izgradnje brane čime je postignuto "smirivanje" vodene struje. Voda iz tog "zajezerenog" dela se koristi u svrhe navodnjavanja bašti iznad Dimitrovgrada.

Širina korita (tabela 4) se takođe povećava nizvodno, osim što postoji anomalija ako se uporede lokaliteti 6 i 7. Na lokalitetu 7 reka ima manju prosečnu širinu nego na lokalitetu uzvodno, što dovodi do pojave drastičnijeg povećanja brzine na lokalitetu 7 (jer je količina vode povećana – veće vrednosti proticaja na lokalitetu 7 nego na lokalitetu 6, a manji profil).

Prosek stabilne podlage je najmanji na lokalitetima 4 i 6, dok je najveći na lokalitetima 8 i 7 (tabela 4). Najveći procenat mulja je na lokalitetu 4.

3.2. MASA PERIFITONA I KONCENTRACIJA HLOROFILA *a*

Prosečna godišnja vrednost koncentracije hlorofila *a* (koja izražava biomasu fitoplanktona) (Basu & Pick, 1996) najveća je na lokalitetu 10 ($11,28 \mu\text{g/l}$) (slika 20) na kome je najmanji godišnji prosek turbiditeta (3,75 NTU). Zatim slede lokaliteti 7 i 3 (tabela 4), sa nešto nižim koncentracijama hlorofila *a* i nešto većim vrednostima turbiditeta. Lokaliteti 7 i 3 se karakterišu i najmanjim koncentracijama nutrijenata. Lokalitet 10 ima veću koncentraciju nutrijenata koja dozvoljava velike vrednosti kako koncentracije hlorofila *a* tako i veliku masu perifitona, dok je masa perifitona na lokalitetima 7 i 3 niža. To nam pokazuje da je koncentracija nutrijenata značajna i za razvoj mase fitoplanktonske zajednice (koja se izražava preko koncentracije hlorofila *a* (Basu & Pick, 1996) i za perifiton, i da se u nekim slučajevima ove dve zajednice mogu posmatrati kao konkurentne u odnosu na raspoložive nutrijente.



Slika 20. Prosečna godišnja mokra masa perifitona (g/dm^2) i koncentracija hlorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{L}$).

Na godišnjem nivou, najniže prosečne vrednosti hlorofila *a* su konstatovane na lokalitetima 6 ($5,98 \mu\text{g/l}$) i 4 ($6,02 \mu\text{g/l}$). Najniža koncentracija na ovim lokalitetima je uzrokovanica činjenicom da je stabilni supstrat najmanje zastupljen na ovim lokalitetima. Usled toga, preovlađivanje nestabilnog supstrata doprinosi većem turbiditetu.

Poslednjih godina, a može se reći i decenija, postoji veće interesovanje za fitoplankton u velikim rekama, nego u rekama srednje veličine. Rečni sistemi četvrtog reda imaju sposobnost da formiraju karakteristične fitoplanktonske zajednice (Vannote

et al., 1980; Reynolds & Descy, 1996), iako su često karakteristike samog toka, kao što su dubina i pad (nagib), relevantnije za formiranje zajednica, nego sam red reke (Descy & Gosselain, 1994). Nišava je već na prvom lokalitetu reka četvrtog reda, a već drugi lokalitet je petog reda. Treći i četvrti pripadaju šestom redu, a svi preostali sedmom redu (tabela 33).

Vreme zadržavanja vode oko vrednosti od 3,3 dana i više dovoljno je za razvoj mnogih vrsta koje ulaze u sastav fitoplanktona (male vrste Chlorophyta, neke Cryptophyta, Basu & Pick, 1996). U rekama su često abundantni predstavnici gore navedenih sitnih algi, veličina 0,2-2,0 μ m. Kratko vreme udvostručavanja malih algi je prednost u sistemima sa kratkim vremenom zadržavanja vode (Basu & Pick, 1996). Takve alge i druge sitne fitoplanktonske vrste se obično ne prebroje kada se koriste tradicionalne "cell count" metode za izračunavanje algalne abundance, ali one itekako doprinose algalnoj biomasi (hlorofil *a*). Na gotovo svim lokalitetima, osim na lokalitetu 1, vreme zadržavanja vode je bilo jednako ili veće od 3,68 dana. Ovaj period je dovoljan za razvoj mnogih fitoplanktonskih vrsta (npr. vrste Chlorophyta, kao i Cryptophyta sa vremenom dupliranja <48 h) (Pick & Berube, 1992) i u tim uslovima one su pre uslovljene koncentracijama nutrijenata, nego vremenom zadržavanja vode.

Fitoplankton je intenzivnije proučavan u lentičkim slatkovodnim ekosistemima (jezerima i drugim stajaćim ekosistemima), gde dugo vreme zadržavanja i mala brzina protoka vode dozvoljavaju rast i reprodukciju ovih organizama (Basu & Pick, 1997; Sabater et al., 2008; Torremorell et al., 2009). Brzina vodene struje ima indirektni uticaj na prosek koncentracije hlorofila *a*. Ona određuje vreme u toku kojeg su neophodni nutrijenti prisutni u određenom segmentu reke, kao i vreme u toku kojeg se zadržava detritus formiran opadanjem lišća i drugog biljnog materijala poreklom od riparijalne vegetacije. Sa jedne strane, detritus je potencijalni izvor nutrijenata, ako su u tom delu rečnog toka favorizovani procesi razgradnje, dok sa druge strane mogu da stvaraju senku za perifitonske alge i druge primarne producente. Iz ovoga se može konstatovati da je koncentracija hlorofila *a* najveća na lokalitetima 10, 7 i 3 gde je brzina rečne struje približno ista (0,85 m/sec, 0,88 m/sec i 0,83 m/sec) (tabela 4). Iz toga se može konstatovati da za dati ekosistem ove vrednosti brzine doprinose povećanju koncentracije hlorofila *a* (to je optimalna brzina za formiranje fitoplanktonske zajednice u ovoj reci).

Prostorni i vremenski obrasci fitoplanktonske zajednice su od presudnog značaja za razumevanje funkcionalnosti ekosistema, za njegovu stabilnost i reflektuju promene u uslovima sredine (Suikkanen *et al.*, 2007; Zhou *et al.*, 2009).

Obrasci distribucije fitoplanktona su intenzivno korelirani sa faktorima sredine (Lepisto *et al.*, 2004). Mogući faktori mogu biti fizičke (klima, temperatura vode, intenzitet svetla), hemijske (koncentracija nutrijenata) (Torremorell *et al.*, 2009), hidrološke (rečna morfologija, proticaj, vreme zadržavanja, precipitacija) (Descy & Gosselain, 1994; Kiss *et al.*, 1994; Skidmore *et al.*, 1998) i biotičke (predatorstvo, kompeticija, parazitizam) prirode (Moss & Balls, 1989; Ha *et al.*, 1998).

Biološke interakcije mogu značajno da utiču na razvoj fitoplanktonske zajednice. Kao primeri bioloških interakcija navode se "ispasa" od strane zooplanktona (Gosselain *et al.*, 1994; Gosselain *et al.*, 1998), filtraciju od strane školjki i drugih mekušaca (Swale, 1969; Basu & Pick, 1997; Bastviken *et al.*, 1998) i drugih filtratornih organizama.

Pošto larve insekata predstavljaju najabundantnije lentičke makroinvertebrate u slatkovodnim ekosistemima, za uticaj biotičke komponente na masu fitoplanktona i perifitona uzete su insekatske grupe. Najveće specijsko bogatstvo, takođe veliku abundantnost u rekama u okolini istraživanog područja, imaju grupe Ephemeroptera i Trichoptera (Paunović *et al.*, 2006; Jović *et al.*, 2006). U radu je zbog tih činjenica razmatran pritisak filtratora i grebača u okviru ove dve grupe na masu fitoplanktona i perifitona. Takođe abundantna grupa Plecoptera nije razmatrana jer u analiziranim uzorcima nije bilo vrsta koje se hrane filtratorno ili perifitonom.

Tabela 9. Broj jedinki filtratora po lokalitetima.

Species	Lokaliteti									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ephemeroptera										
<i>Baetis bioculatus</i>					4			2		
<i>Baetis buceratus</i>		1						2		1
<i>Baetis fuscatus</i>		1	3			1		6		
<i>Baetis meridionalis</i>					5		17			
<i>Baetis muticus</i>				2				1		
<i>Baetis pumilus</i>			2							
<i>Baetis rhodani</i>	1	12	27		10		5	9	1	3
<i>Baetis scambus</i>			1							
<i>Baetis sp. nympha kozufensis</i>								1		
<i>Baetis sp. nympha vardarensis</i>							8	1		5
<i>Baetis vernus</i>		2	5				7	13	1	2
<i>Ecdyonurus dispar</i>				15	2		4			
<i>Ecdyonurus insignis</i>	1		5				1	5		1
<i>Ecdyonurus torrentis</i>							1			
<i>Ecdyonurus venosus</i>	3		14			7	5	1		
<i>Heptagenia longicauda</i>		3								
<i>Heptagenia sulphurea</i>		1					1			
<i>Rhithrogena germanica</i>				1						
<i>Rhithrogena semicolorata</i>		1					1			
Trichoptera										
<i>Melampophylax mucoreus</i>	2		5							

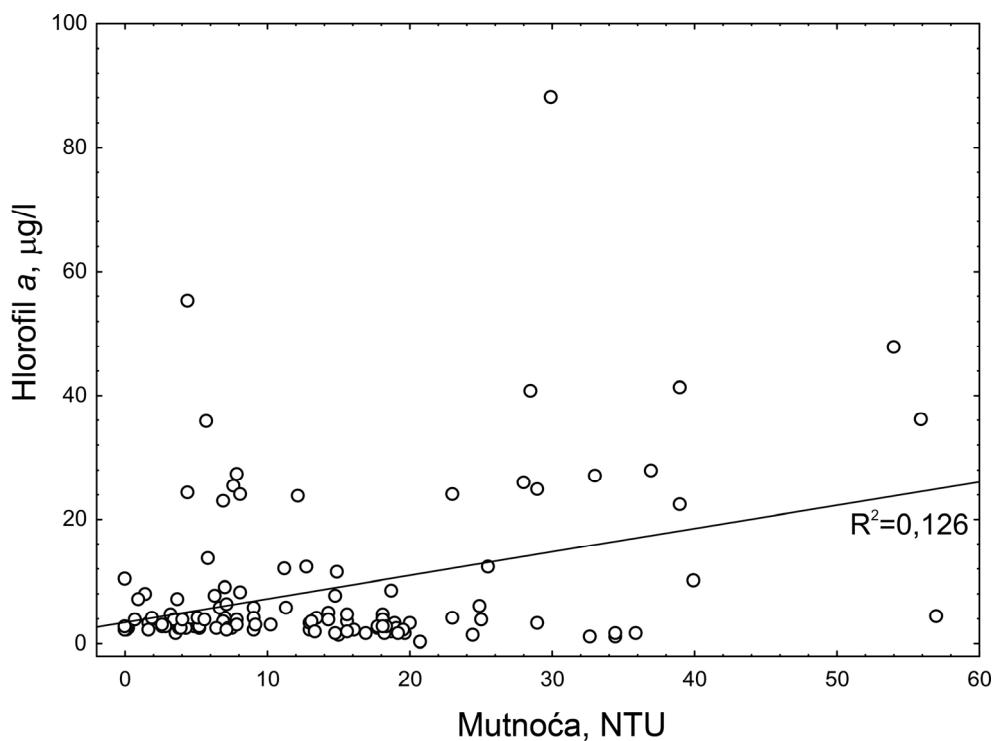
Tabela 10. Broj jedinki grebača po lokalitetima.

Species	Lokaliteti									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Trichoptera										
<i>Hydropsyche angustipennis</i>		15	2		1	6	1	1		
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	1	11	2	1		7	9	4		1
<i>Hydropsyche fulvipes</i>		1	1		1	2	6	1	1	
<i>Hydropsyche instabilis</i>							2		1	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		9	3		1	7	15	1	2	
<i>Cheumatopsyche lepida</i>		2				2	14	3		
<i>Diplectrona felix</i>				1				12		
<i>Brachycentrus subnubilus</i>		5	18							

Linearna regresija je rađena u namjeri da se predvidi biomasa fitoplanktona, izražena preko koncentracije hlorofila *a*, kao zavisne promenljive, na osnovu sledećih prediktora (nezavisnih promenljivih): mutnoće (TU), osenčenosti (Sh), TP, TN, vremena zadržavanja vode (WRT), proticaja (D), brzine vode (V), zastupljenosti stabilnog supstrata (SS) (tabela 4) i brojnosti filtratornih organizama (Filt) (tabela 9.). Dobijeni predikcioni model koncentracije hlorofila *a* (C_{Chl}) je:

$$C_{Chl} = 5.858 - 0.611 R_w + 0.257 D - 0.028 Sh - 3.369 V + 0.362 TU - 8.404 TN - 45.901 TP + 0.070 QTNP - 0.155 Filt + 0.083 SS$$

Ovaj regresioni model objašnjava 21% ($R^2=0,210$) promene (varijanse) zavisne promenljive (koncentracije hlorofila *a*). Model pokazuje značajnu predikcionu moć ($\text{sig}=0,003$).



Slika 21. Korelacija između turbiditeta i koncentracije hlorofil *a*.

Na osnovu Pirsonovog koeficijenta korelacije, konstatovano je da postoji značajna povezanost koncentracije hlorofila *a* sa mutnoćom ($p=0,000$) (slika 21), sa TP ($p=0,029$) i sa kombinovanom (zbirnom) koncentracijom TP+TN ($p=0,036$). Ne postoji značajna povezanost sa brojnošću filtratornih organizama, što govori da njihov pritisak

nije dovoljno jak da bi limitirao količinu fitoplanktona. Takođe, nepostoji značajna povezanost sa vremenom zadržavanja vode.

Najveća godišnja masa perifitona je konstatovana na lokalitetu 10 ($13,31 \text{ g/dm}^2$) dok je najniža konstatovana na lokalitetu 6 ($5,86 \text{ g/dm}^2$) (slika 20). Tako visoke vrednosti na lokalitetu 10 posledica su najvećih koncentracija nutrijenata u odnosu na druge lokalitete (zbirno $\text{TP+TN}=0,309$). Na lokalitetu 3 godišnji prosek mase perifitona ($7,45 \text{ g/dm}^2$) je gotovo upola manji nego na lokalitetu 10. To je posledica znatno manje koncentracije nutrijenata na ovom lokalitetu (zbirno najmanje od svih lokaliteta).

Do prekomernog rasta perifitona može doći u jezerima i rekama kao rezultat povećane temperature, uliva otpadnih voda, razvoja agrikulture, krčenja šuma i poremećaja zemljišta, te se zbog toga on može koristiti kao ekološki indikator za ove poremećaje (Delong & Brusven, 1998; Winter & Duthie, 1998; Chessman *et al.*, 1999; Harding *et al.*, 1999; Cascallar *et al.*, 2003). Najveća masa perifitona je konstatovana na lokalitetu 10 koji je na osnovu niske vrednosti C_{tot} (tabela 35) okarakterisan kao lokalitet koji trpi poremećaje.

Lokalitet 4 se karakteriše visokim nivoom nutrijenata (kombinovano $\text{TP+TN}=0,414 \text{ mg/l}$) (tabela 4). Nutrijenti utvrđeni na ovom lokalitetu su uglavnom alohtonog porekla - lokalitet se nalazi nizvodno od fabrike gume "Tigar", a iznad njega se u reku ulivaju izvodne cevi klanica i izvodi komunalnog otpada grada Pirot-a. Njihove koncentracije na ovom lokalitetu prevazilaze vrednosti koje bi mogle da se iskoriste od strane ekosistema, i na taj način predstavljaju zagađenje za ovaj ekosistem. Rast perifitona može biti ograničen osvetljenošću (Quinn *et al.*, 1997; Kiffney & Bull, 2000) ili limitiran nutrijentima (Perrin & Richardson, 1997; McCormick & Stevenson, 1998; Cascallar *et al.*, 2003). Raspoložive količine nutrijenata se nemogu iskoristiti zbog više vrednosti mutnoće (smanjena je dostupnost svetla) na lokalitetu 4, u odnosu na primer na lokalitet 10, gde postoji visoka koncentracija nutrijenata, ali je turbiditet nizak pa nutrijenti mogu da se iskoriste.

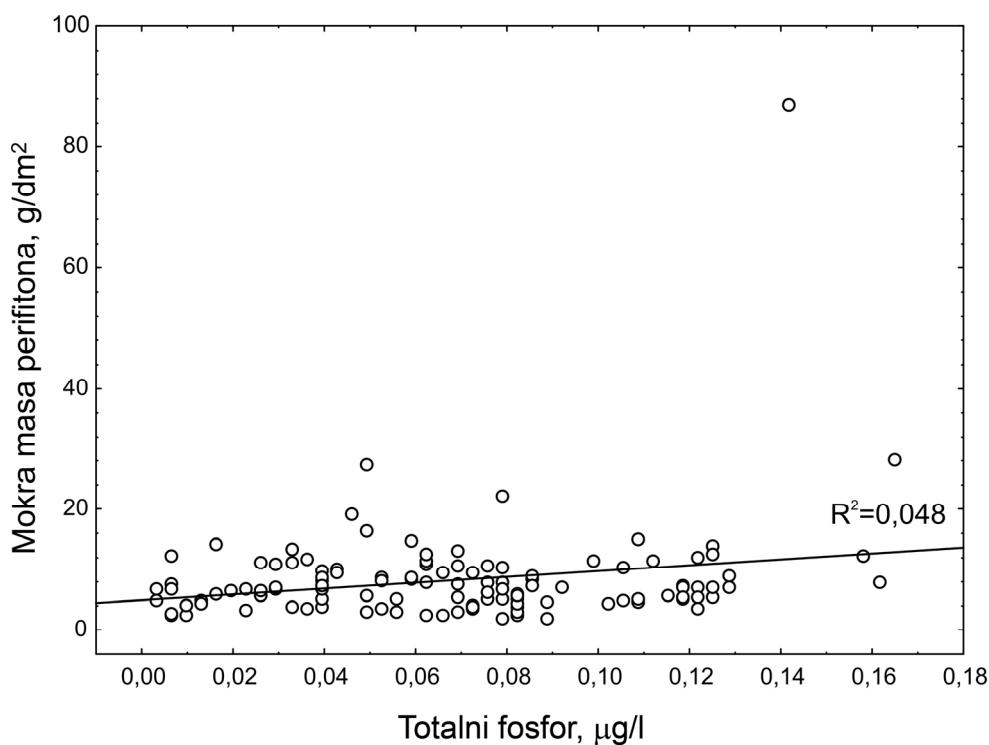
U potocima i rekama perifiton predstavlja važnu komponentu ekosistema, obezbeđujući hrani za beskičmenjake, i na taj način i za ribe, kako na određenom mestu (gde je konstatovan), tako i nizvodno (Finlay *et al.*, 2002). Kao hrana za beskičmenjake, masa perifitona je pod uticajem brojnosti organizama koji je koriste. U kojoj meri je pod

uticajem brojnosti bentosnih organizama, može se videti iz niže postavljenog predikcionog modela (WWP).

U namjeri da se predviđi mokra masa perifitona (WWP) kao zavisna promenljiva, na osnovu turbiditeta, osenčenosti, TP, TN, vremena zadržavanja vode, proticaja, brzine vode, zastupljenosti stabilnog supstrata (tabela 4) i brojnosti grebača (Scrap) (tabela 10) kao prediktora (nezavisnih promenljivih), dobijen je sledeći regresioni predikcioni model:

$$\begin{aligned} WWP = & 5.408 - 0.372 R_w - 0.051 D - 0.029 Sh + 2.813 V - 10.426 TN + 78.953 TP + \\ & 0.170 QTNP - 0.170 Scrap + 0.004 SS \end{aligned}$$

Ovaj regresioni model objašnjava 8,7% ($R^2=0,087$) promene (varianse) zavisne promenljive (mase perifitona). Model ne pokazuje značajnu prediktivnu moć (sig=0,420)



Slika 22. Korelacija između totalnog fosfora i mokre mase perifitona.

Na osnovu značajnosti Pirsonovog koeficijenta korelacije, možemo zaključiti da postoji značajna povezanost mokre mase perifitona sa TP ($p=0,016$) (slika 22).

3.3. MAKROFITSKA VEGETACIJA U RECI NIŠAVI

Makrofitska vegetacija u reci Nišavi je relativno slabo razvijena (tabela 11), a vegetacioni period traje od sredine aprila do početka oktobra, pri čemu je optimalno razvijena u toku letnjih meseci, kada ima i najveći uticaj na zajednicu makroinvertebrata. To se posebno odnosi na submerznu vegetaciju, čije sastojine predstavljaju istovremeno i stanište i hranu nekih insekatskih vrsta. Osim toga, submerzna vegetacija je duž toka bolje razvijena.

Tabela 11. Kvalitativni i kvantitativni sastav makrofitske vegetacije reke Nišave na istraživanim lokalitetima.

Tip makrofitske vegetacije	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vrste	Brojnost i pokrovnost											
<i>Ranunculus paucistamineus</i>	2	1	1	1	.	.
<i>Potamogeton pusillus</i>	+	+	1	.	+	+
<i>Cyclidotus aquatilis</i>	1	.	.	.	r	r	1	r	.	+	.	.
<i>Potamogeton crispus</i>	r	1	1	.	2	1	1	.	+	2	+	.
<i>Veronica beccabunga</i>	.	1	1	.	+
<i>Chara fragilis</i>	.	.	1
<i>Potamogeton fluitans</i>	3	1	3	.	2	2	1	.
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3	1	3	1	1	4	1	.
<i>Scirpus sylvaticus</i>	1
<i>Scirpus tabernaemontanus</i>	+	2	2	.	1	2	.	.
<i>Typha latifolia</i>	.	+	+
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	1	1
<i>Sparganium erectum</i>	.	+	+	.	+
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	+
<i>Glyceria plicata</i>	.	.	+
<i>Carex riparia</i>	.	.	+	.	1
<i>Mentha aquatica</i>	.	.	+
<i>Carex acuta</i>	1	1	.	.	.
<i>Lythrum salicaria</i>	1	+	1	.	.
<i>Berula erecta</i>	+	.	.

Submerzna vegetacija pripada klasi Potametea R. Tx. et Preising 1942. U gornjem toku reke, tačnije na prva tri lokaliteta, zajednica submerznih biljaka je predstavljena asocijacijom *Ranunculo paucistaminei-Potametum pusili* prov., dok je na ostalim lokalitetima, počev od petog do jedanaestog predstavljena asocijacijom *Myriophyllo spicati-Potametum fluitantis* Soó 1934 *potametosum crispi* Slavnić 1956.

Submerzna vegetacija je najbolje razvijena na lokalitetu 5, a zatim slede lokaliteti 3, 7 i 10.

Emerzna vegetacija ima manji uticaj na makrovertebratsku zajednicu. Ovaj tip vegetacije je dobro razvijen na lokalitetima 2 i 3, gde je predstavljen asocijacijom *Scirpetum tabernaemontanii* Soó 1947, a nizvodno je sve manje emerznih biljaka, izuzev na lokalitetu 10.

3.4. TAKSONOMSKA ANALIZA MAKROINVERTEBRATA REKE NIŠAVE

3.4.1. Faunistički pregled makroinvertebrata reke Nišave

Phylum Platyhelminthes

Subphylum Turbellaria

Ordo Seriata

Familia Dendrocoelidae

Dendrocoelum lacteum (Muller 1774)

Familia Dugesiidae

Dugesia gonocephala (Duges 1830)

Dugesia lugubris (Schmidt 1861)

Phylum Annelida

Classis Polychaeta

Subclassis Scolecida

Ordo Aeolosomatida

Familia Aeolosomatidae

Aeolosoma tenebrarum Vejdovsky 1880

Classis Clitellata

Subclassis Hirudinea

Ordo Arhynchobdellida

Familia Erpobdellidae

Erpobdella octoculata (Linnaeus 1758)

Erpobdella testacea Savigny 1820

Erpobdella vilnensis Liskiewicz 1925

Familia Haemopidae

Haemopis sanguisuga Linnaeus 1758

Ordo Rhynchobdellida

Familia Glossiphoniidae

Glossiphonia complanata Linnaeus 1758

Helobdella stagnalis Linnaeus 1758

Subclassis Oligochaeta**Ordo Lumbriculida**

Familia Lumbriculidae

Eclipedrilus lacustris Verrill 1871*Lumbriculus variegatus* Muller 1774*Rhynchelmis limosella* Hoffmeister 1843*Stylodrilus heringianus* Claparede 1862**Ordo Haplotaxida**

Subordo Tubificina

Familia Naididae

Subfamilia Naidinae

Homochaeta naidina Bretscher 1896*Nais barbata* Muller 1774*Nais variabilis* Piguet 1906*Ophidona serpentina* Muller 1774*Pristina jenkinae* Stephenson 1932*Pristina menoni* Aiyer 1929*Uncinaria uncinata* Orsted 1842*Vejdovskyella comata* Vejdovsky 1884

Subfamilia Tubificinae

Aulodrilus limnobius Bretscher 1899*Aulodrilus plurisetosus* Piguet 1906*Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede 1862*Peloscolex velutinus* Grube 1879**Phylum Mollusca****Classis Gastropoda**

Ordo Neotenioglossa

Familia Melanopsidae

Fagotia acicularis A. Ferussac 1823

Ordo Neritopsina

Familia Neritidae

Theodoxus danubialis C. Pfeiffer 1828*Theodoxus fluviatilis* Linnaeus 1758*Theodoxus transversalis* C. Pfeiffer 1828

Subordo Blasmatophora

Familia Lymnaeidae

Radix peregra Muller 1774*Radix auricularia* Linnaeus 1758*Stagnicola palustris* O.F. Muller 1774

Familia Planorbidae

Ancylus fluviatilis O.F. Muller 1774
Anisus vortex Linnaeus 1758
Planorbarius corneus Linnaeus 1758
Planorbis planorbis Linnaeus 1758

Classis Bivalvia

Subclassis Eulamellibranchia
 Ordo Unionoida
 Familia Unionidae

Unio crassus Philipson 1788
Unio tumidus Philipson 1788

Phylum Arthropoda

Subphylum Crustacea

Classis Malacostraca
 Subclassis Eumalacostraca
 Ordo Amphipoda
 Familia Gammaridae

Gammarus balcanicus Schaferna 1922
Gammarus fossarum Koch in Panzer 1835

Ordo Isopoda
 Familia Asellidae

Asellus aquaticus Linnaeus 1758

Subphylum Hexapoda

Classis Insecta
 Ordo Coleoptera
 Familia Elmidae

Elmis aenea (Muller 1806)
Limnius sp.

Familia Gyrinidae

Orectochilus villosus (O. F. Muller 1776)

Ordo Diptera
 Subordo Brachycera
 Familia Athericidae

Atherix ibis Fabricius 1798

Subordo Nematocera
Familia Chironomidae

Brillia flavifrons Johannsen 1905
Chironomus riparius Meigen 1804
Cricotopus annulator Goetghebuer 1927
Cricotopus bicintus Meigen 1818
Cricotopus trifascia Edwards 1929
Cryptochironomus sp
Diamesa sp
Eukiefferiella clypeata Kieffer 1923
Microtendipes pedellus De Geer 1776
Ortocladius sp
Paracladopelma nigritula Goetghebuer 1942
Parametriocnemus stylatus Spaerck 1923
Polypedilum convictum Walker 1856
Polypedilum pedestre Meigen 1830
Polypedilum scalaenum Schrank 1803
Pothastia longimanus Kieffer 1922
Prodiamesa olivacea Meigen 1818
Tvetenia calvescens Edwards 1929
Tvetenia discoloripes Goetghebuer & Thienemann 1936

Familia Limoniidae

Antocha vitripennis Meigen 1830
Eloeophila maculata Meigen 1804

Familia Pediciidae

Tricyphona immaculata Meigen 1804

Familia Simuliidae

Simulium sp.

Familia Tipulidae

Tipula maxima Poda 1761

Familia Ceratopogonidae

Atrichopogon sp.

Ordo Ephemeroptera

Familia Baetidae

Baetis buceratus Eaton 1870
Baetis fuscatus (Linnaeus 1761)
Baetis meridionalis Ikonomov 1954

Baetis muticus (Linnaeus 1758)
Baetis pumilus Burmeister 1839
Baetis rhodani (Pictet 1843)
Baetis scambus Eaton 1870
Baetis sp. nympha kozufensis Ikonomov 1962
Baetis sp. nympha vardarensis Ikonomov 1962
Baetis vernus Curtis 1834

Familia Caenidae

Caenis pusilla Navas 1913
Caenis rivulorum Eaton 1884

Familia Campodeoidae

Paraleptophlebia submarginata (Stephens 1835)

Familia Ephemerellidae

Ephemerella ignata (Poda 1761)
Ephemerella notata Eaton 1887
Ephemerella spinosa (Ikonomov 1961)

Familia Ephemeridae

Ephemera danica Muller 1764
Ephemera lineata Eaton 1878
Ephemera vulgata Linnaeus 1758

Familia Heptageniidae

Ecdyonurus dispar (Curtis 1834)
Ecdyonurus insignis (Eaton 1870)
Ecdyonurus torrentis Kimmins 1942
Ecdyonurus venosus (Fabricius 1775)
Heptagenia longicauda (Stephens 1835)
Heptagenia sulphurea (Muller 1776)
Rhithrogena germanica Eaton 1885
Rhithrogena semicolorata (Curtis 1834)

Familia Potamanthidae

Potamanthus luteus (Linnaeus 1767)

Ordo Hemiptera

Familia Aphelocheiridae

Aphelocheirus aestivalis Fabricius 1794

Ordo Odonata

Familia Calopterygidae

Calopteryx splendens Harris 1782*Calopteryx virgo* Linnaeus 1758

Familia Gomphidae

Gomphus vulatissimus Linnaeus 1758*Onychogomphus forcipatus* Linnaeus 1758*Ophiogomphus cecilia* Fourcroy 1785

Familia Platycnemididae

Platycnemis pennipes Pallas 1771**Ordo Plecoptera**

Familia Chloroperlidae

Chloroperla tripunctata Scopoli 1763*Siphonoperla torrentium* Pictet 1841

Familia Perlidae

Perla bipunctata Pictet 1833

Familia Perlodidae

Isogenus nubecula Newman 1833*Isoperla grammatica* Poda 1761*Perlodes microcephala* Pictet 1833**Ordo Trichoptera**

Subordo Annulipalpia

Familia Ecnomidae

Ecnomus tenellus Rambur 1842

Familia Hydropsychidae

Cheumatopsyche lepida Pictet 1834*Diplectrona felix* McLachlan 1878*Hydropsyche angustipennis* Curtis 1834*Hydropsyche contubernialis* Lachlan 1865*Hydropsyche sp.**Hydropsyche fulvipes* Curtis 1834*Hydropsyche instabilis* Curtis 1834*Hydropsyche pellucidula* Curtis 1834

Subordo Integripalpia
Familia Beraeidae

Beraea pullata Curtis 1834
Beraeodes minutus Linnaeus 1761

Familia Brachycentridae

Brachycentrus subnubilus Curtis 1834

Familia Goeridae

Silo nigricornis Pictet 1834

Familia Limnephilidae

Melampophylax mucoreus Hagen 1861

Familia Phryganeidae

Trichostegia sp.

Familia Sericostomatidae

Notidobia ciliaris Linnaeus 1761
Sericostoma personatum Kirby & Spence 1826

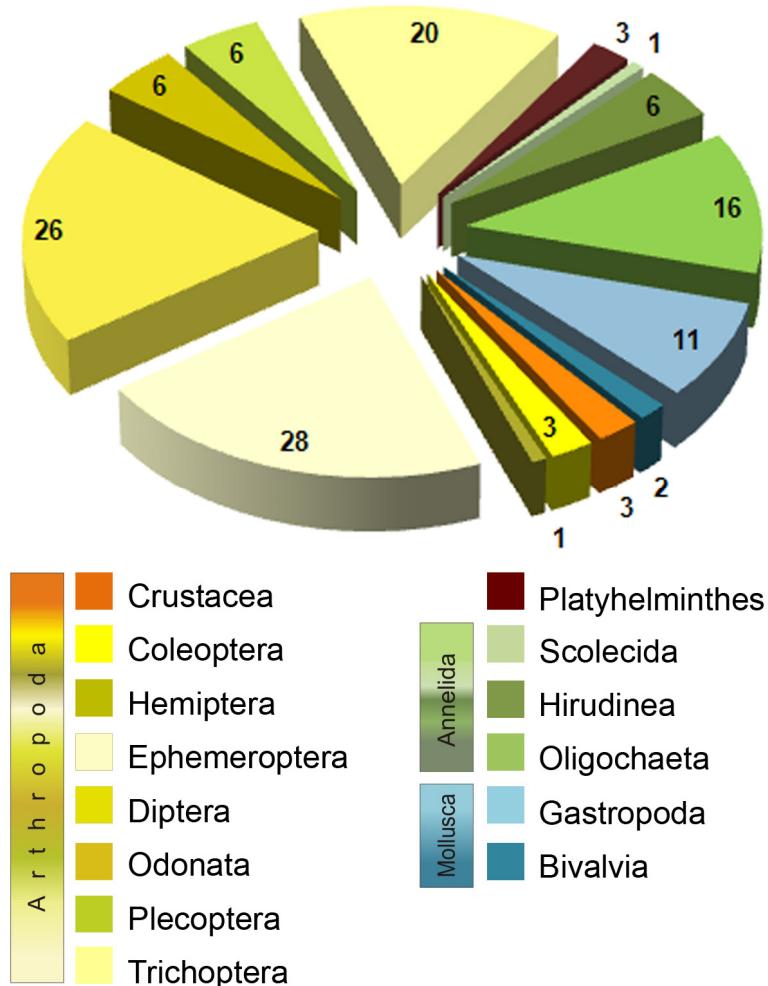
Subordo Spicipalpia
Familia Rhyacophilidae

Rhyacophila dorsalis Curtis 1834
Rhyacophila fasciata Hagen 1859
Rhyacophila munda McLachlan 1862

3.4.2. Taksonomska struktura faune makroinvertebrata reke Nišave

Analizom faune makroinvertebrata reke Nišave utvrđeno je da se sastoji od 132 vrste iz 4 različita filuma (slika 23). Filum Platyhelminthes je predstavljen sa 3 vrste iz dve familije. Filum Annelida obuhvata 23 vrste iz 6 familija. Najveći broj vrsta ovog filuma pripada potklasi Oligochaeta (16 vrsta). Filum Mollusca obuhvata 13 vrsta iz 5 familija, od kojih 11 pripada klasi Gastropoda, a 2 klasi Bivalvia. Najveći broj vrsta faune makroinvertebrata pripada filumu Arthropoda (92 vrste iz 33 familije), od kojih 3 pripadaju subfilumu Crustacea, a sve ostale podfilumu Hexapoda, odnosno klasi Insecta.

Klasa Insecta je predstavljena sa 7 redova, od kojih se brojem vrsta ističu Ephemeroptera (28 vrsta), Diptera (26 vrsta) i Trichoptera (20 vrsta) (slika 23).



Slika 23. Zastupljenost pojedinih taksonomskih jedinica u fauni makroinvertebrata Nišave.

3.5. STRUKTURA I KARAKTERISTIKE ZAJEDNICA POJEDINAČNIH GRUPA MAKROINVERTEBRATA

3.5.1. Zajednica Trichoptera

Od ukupnog broja vrsta (132) u zajednici makroinvertebrata značajan deo, 15,15% (20 vrsta) pripada grupi Trichoptera. One predstavljaju jednu od najreprezentativnijih insekatskih grupa u bentosnoj zajednici reka (Basaguren & Orive, 1990). U toku istraživanja konstatovani su predstavnici na svim lokalitetima, pa se može reći da nasejavaju kako gornje, srednje, tako i donje sektore istraživane reke. Nisu konstatovane samo na lokalitetu 4 koji je okarakterisan kao najzagadjeniji (Savić *et al.*, 2011). Široko su rasprostranjena grupa koja naseljava različite tipove staništa i obuhvata više trofičkih nivoa (Illies & Botosaneanu, 1963, Decamps, 1967, Cummins, 1973, Wiggins & Mackay, 1978, Bournaud *et al.*, 1982, Mackay, 1984). Naseljavaju kako lokalitete na kojima preovlađuje stabilna podloga (lokalitet 8, tabela 4), tako i one u kojima je znatan deo nestabilne podloge (lokalitet 6, tabela 4).

Supstrat (podloga) rečnog dna takođe utiče na distribuciju i abundancu lotičkih invertebrata (Gurtz & Wallace, 1986). Najveći raspon u kome zajednica ispoljava najveće variranje je onda kada postoji skala duž koje presudni fizičko-hemijski gradijent ili biotička interakcija kontroliše strukturu te zajednice (Li *et al.*, 2001). Raznovrsnost ekoloških karakteristika Trichoptera se objašnjava njihovom sposobnošću da izgrade prenosiva skloništa (kućice) od mineralnih ili organskih čestica koristeći svilenkasti sekret. Larve Trichoptera su vrlo važne komponente trofičke dinamike i energetskog protoka u rekama u kojima žive (Resh & Rosenberg, 1984). U toku istraživanja konstatovane su vrste koje spadaju u različite grupe po funkcionalnom tipu ishrane (slika 29).

Ovi insekti predstavljaju jednu od najreprezentativnijih grupa zajednice makroinvertebrata. Imaju ograničenu mobilnost, relativno dug životni vek i gotovo kosmopolitsku distribuciju, što omogućava komparativna istraživanja najmanje na regionalnom nivou. Njihova velika brojnost omogućava lakše uzorkovanje i zaključivanje u vezi sa obrascima kvantitativne distribucije (Dohet, 2002).

Prema konceptu rečnog kontinuma (river continuum concept - RCC) (Vannote *et al.*, 1980) fizičke karakteristike se u rečnom sistemu od izvorišta pa naniže menjaju

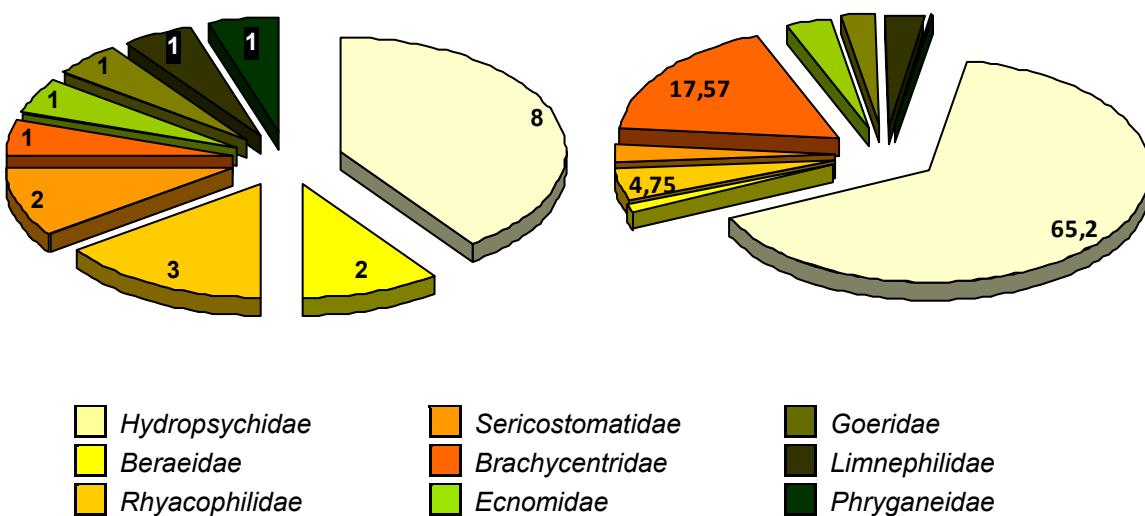
po kontinuiranom gradijentu. Longitudinalne promene ekoloških uslova u rekama su uslovljene veličinom reke (izvorište, potok srednje veličine, velika reka), a te promene prati varijabilnost strukturalnih i funkcionalnih atributa lotičkih insekatskih zajednica (Vannote *et al.*, 1980; Ward, 1992). Najviše vrsta Trichoptera je konstatovano u srednjem sektoru reke (lokalitet 7, 14 vrsta) (tabela 13), dok je najmanje vrsta konstatovano na lokalitetima 10 i 4, gde je detektovana po jedna vrsta (tabela 13).

Prostorni obrasci su jedna od osnovnih tema akvatične ekologije (Levin, 1992). Obrasci prostorne distribucije lotičkih larvi Trichoptera su u značajnoj meri proučeni (Galbraith *et al.*, 2008), ali većina studija je fokusirana na obrasce koji su karakteristični za pojedinačne vrste (Schmera, 2004). Sezonske i lokalne razlike u unisu, produkciji i skladištenju hrane obezbeđuju prostorno i vremensko variranje sistema iz kojeg makroinvertebrate koriste hranu (Cummins & Klug, 1979).

Abundanca i distribucija ovih organizama je uslovljena u velikoj meri fizičkim faktorima kao što su temperatura, dubina, brzina vode, veličina čestica podloge, nagib i sl. Takođe je i pod uticajem hrane i biotičkih interakcija, kao što su predatorstvo i kompeticija (Hildrew & Edington, 1979; Ward & Stanford, 1982; Martin, 1985; Rutherford & Mackay, 1985; Teague *et al.*, 1985). Po sezonomama, sagledano pojedinačno na lokalitetima, najveći broj vrsta je konstatovan u toku zime (12 vrsta na lokalitetu 7) kada je kompetitorski pritisak pojedinih grupa makroinvertebrata oslabljen.

U toku ovih istraživanja sakupljene su 273 jedinke Trichoptera na čitavom području. Identifikovano je 20 vrsta iz 9 familija (tabela 13). Sa najviše vrsta (slika 24) zastupljena je familija Hydropsychidae koja je predstavljena sa osam vrsta (*Hydropsyche contubernalis*, *Hydropsyche pellucidula*, *Hydropsyche sp.*, *Hydropsyche fulvipes*, *Hydropsyche angustipennis*, *Hydropsyche instabilis*, *Cheumatopsyche lepida*, *Diplectrona felix*). Tih osam vrsta se nalazi u okviru tri roda (*Hydropsyche* sa 6 vrsta i po jedna vrsta u okviru rodova *Cheumatopsyche* i *Diplectrona*). Sledeća familija po broju vrsta je Rhyacophilidae (tri vrste u okviru jednog roda). Zatim slede Beraeidae (dva roda, svaki sa po jednom vrstom), Sericostomatidae (sa dve vrste u okviru dva roda), dok su ostale familije (Brachycentridae, Economidae, Goeridae, Limnephilidae i Phryganeidae) zastupljene sa po jednom vrstom.

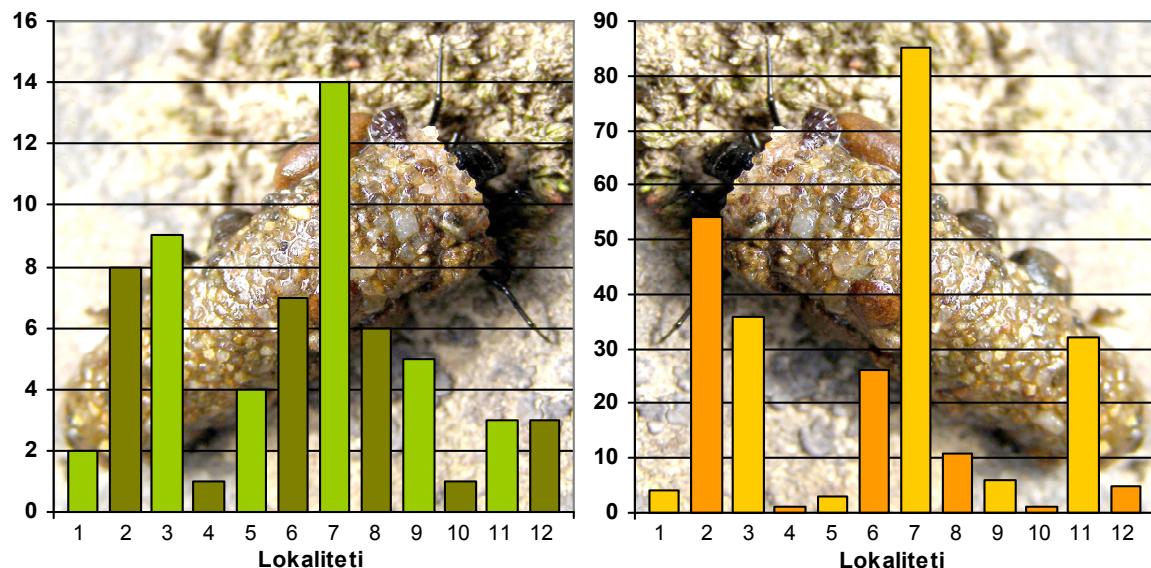
U odnosu na procentualno učešće, 40% vrsta pripada familiji *Hydropsychidae*, a 15 % familiji *Rhyacophilidae*. *Sericostomatidae* i *Beraeidae* zauzimaju 10 % u ukupnom broju vrsta, a *Brachycentridae*, *Ecnomidae*, *Goeridae*, *Limnephilidae* i *Phryganeidae* 5 % (slika 24).



Slika 24. Zastupljenost broja vrsta po familijama (levo) i procentualno učešće broja jedinki pojedinih familija u ukupnom broju sakupljenih Trichoptera (desno).

Ako se podaci sagledaju kvantitativno, analizirajući brojčane vrednosti sakupljenih jedinki, dominantnost pojedinih familija je donekle drugačija (slika 24). Po broju sakupljenih jedinki i dalje ostaje dominantna familija *Hydropsychidae* sa 65,2%. Zatim sledi familija *Brachycentridae* sa 17,57%. Ostale familije čine znatno manji procenat od ulovljenih jedinki. *Rhyacophilidae* čine 4,75%, *Ecnomidae* 3,3%, a sa po 2,55% su zastupljene *Sericostomatidae*, *Goeridae*, *Limnephilidae*. Sa brojem jedinki najmanje su zastupljene familije *Beraeidae* (1,1%) i *Phryganeidae* (0,37 %).

Najveći broj vrsta je konstatovan na lokalitetu sedam, 14 vrsta (slika 25). Sledi lokalitet tri sa 9 vrsta. Lokaliteti sa najmanjim brojem vrsta, tj. sa samo sa jednom vrstom, jesu lokaliteti četiri i deset (tabela 12, slika 25). Najveći broj jedinki je sakupljen na lokalitetu sedam (86) a najmanji broj jedinki takođe na lokalitetima četiri i deset (slika 25).



Slika 25. Broj vrsta (levo) i broj jedinki (desno) Trichoptera po lokalitetima.

Tabela 12. Broj detektovanih vrsta Trichoptera u toku sezona na lokalitetima (bogatstvo vrsta).

Godišnja doba	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Proleće	1	4	4	1	1	1	4	2	4	1	1	1
Leto	1	3	3	0	1	4	4	4	1	1	1	2
Jesen	1	5	3	0	1	3	5	3	1	1	2	1
Zima	1	4	3	0	2	3	12	1	2	1	1	1

Tabela 13. Zastupljenost vrsta Trichoptera na lokalitetima (broj jedinki po vrstama).

Species	Skr.	Lokaliteti											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Beraea pullata</i>	Bep			1									
<i>Beraeodes minutus</i>	Bem								1				
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	Brs		5	18								25	
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	Chl		2				2	14	3				
<i>Diplectrona felix</i>	Dif			1				12					
<i>Ecnomus tenellus</i>	Ect						1	7	1				
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Hya		15	2	1	6	1	1			4	2	
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	Hyc	1	11	2	1		7	9	4		1	3	1
<i>Hydropsyche sp.</i>	Hye		9					6		1			
<i>Hydropsyche fulvipes</i>	Hyf		1	1		1	2	6	1	1			2
<i>Hydropsyche instabilis</i>	Hyi							2		1			
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	Hyp		9	3		1	7	15	1	2			
<i>Melampophylax mucoreus</i>	Mem	2		5									
<i>Notidobia ciliaris</i>	Noc			4						1			
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	Rhd			2				1	1				
<i>Rhyacophila fasciata</i>	Rhf								5				
<i>Rhyacophila munda</i>	Rhm								4				
<i>Sericostoma personatum</i>	Sep								2				
<i>Trichostegia sp.</i>							1						

Dalja razmatranja i komparacije među lokalitetima izvršena su samo na lokalitetima koji su na reci Nišavi, ali je komentarisan i uticaj Nišave na Južnu Moravu, upoređivanjem stanja u Južnoj Moravi iznad i ispod uliva Nišave.

Na nivou familija, Brachicentridae i Sericostomatidae su najosetljivije familije Trichoptera na zagađenje (Bonada *et. al.*, 2004) i u istraživanjima su detektovane samo na najmanje zagađenim lokalitetima. Predstavnici Brachicentridae detektovani su samo na lokalitetima sa niskim koncentracijama nutrijenata, a najveću brojnost imaju na lokalitetu 3. Predstavnici Sericostomatidae takođe su detektovani na lokalitetima sa nižom koncentracijom nutrijenata, na lokalitetima 3 i 7 (samo jedna jedinka akcesorno nađena na lokalitetu 9).

Na godišnjem nivou najveću vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta (H') ima lokalitet 7 (2,42) (tabela 14) koji se od ostalih razlikuje i po mnogim drugim parametrima. Na njemu je utvrđena najveća koncentracija kiseonika (8,37 mg/l) (tabela

4). Ovaj lokalitet se odlikuje i visokim procentom stabilne podloge (83,75%) (tabela 4). Velikim procentom stabilne podloge odlikuje se i lokalitet 8, dok je vrednost Shannonovog indeksa (H') znatno manja (1,75). To se može objasniti činjenicom da je na lokalitetu 8 koncentracija kiseonika manja nego na lokalitetu 7 (tabela 4.), a to je jedan od najznačajnijih faktora koji determiniše zajednicu Trichoptera, što se vidi na slici 28 (intenzitet vektora).

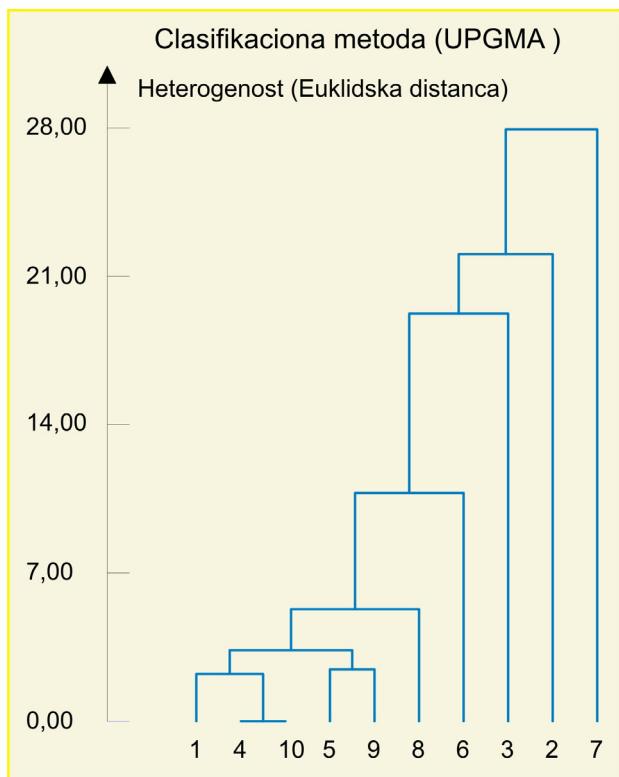
Tabela 14. Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta (H') u zajednici Trichoptera na godišnjem nivou i po sezonomama.

Godišnja doba	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Godišnji nivo	1,04	2,03	1,89	0	1,39	1,84	2,42	1,75	1,55	0	0,675	1,05
Proleće	0	1,13	0,82	0	0	0	1,21	0,68	1,39	0	0	0
Leto	0	1,09	1,09	0	0	1,28	1,33	1,32	0	0	0	0,68
Jesen	0	1,09	1,05	0	0	1	1,52	1,04	0	0	0,64	0
Zima	0	1,08	0,96	0	0,68	1,05	2,15	0	0,68	0	0	0

Vrednost Simpson-ovog indeksa je najmanja na lokalitetu 7, a najveća na lokalitetima 4 i 10 (tabela 15), što potvrđuje činjenicu da na lokalitetima sa većim zagađenjem zajednica postaje uniformnija, tj. isključuju se mnoge manje tolerantne vrste.

Tabela 15. Godišnji prosek Simpson-ovog i Margalef-ovog indeksa u zajednici Trichoptera.

Indeksi diverziteta	Lokaliteti									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Simpson-ov indeks	0,38	0,16	0,24	1	0,25	0,18	0,11	0,21	0,22	1
Margalef-ov indeks	1,43	2,48	2,97	0	2,17	2,15	3,37	2,41	2,22	0

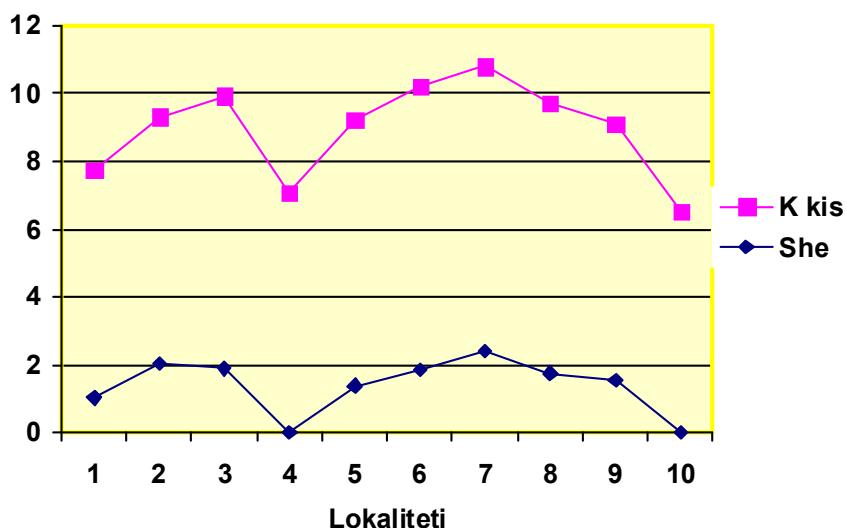


Slika 26. Klaster analiza zajednice Trichoptera.

4 je i najmanji procenat stabilne podloge (tabela 4), a sa slike 28 se vidi da je to jedan od bitnih parametara koji određuju zajednicu (intenzitet vektora SS). Navedene činjenice čine lokalitete 4 i 10 nepogodnim za razvoj zajednice Trichoptera sa visokim vrednostima Shannon-ovog indeksa diverziteta (H').

Po niskim vrednostima Shannon-ovog indeksa diverziteta (H'), sličnost sa prethodno razmatrana dva lokaliteta uočavamo i na lokalitetu 1. Taj lokalitet ima takođe nisku prosečnu godišnju koncentraciju kiseonika (tabela 4), ali se smanjeni diverzitet (ali ipak veći nego na lokalitetima 4 i 10) na ovom lokalitetu može pripisati i činjenici da je taj lokalitet na mestu gde je Nišava još uvek manja reka, i da je na tom lokalitetu uočena manja raznolikost mikrostaništa.

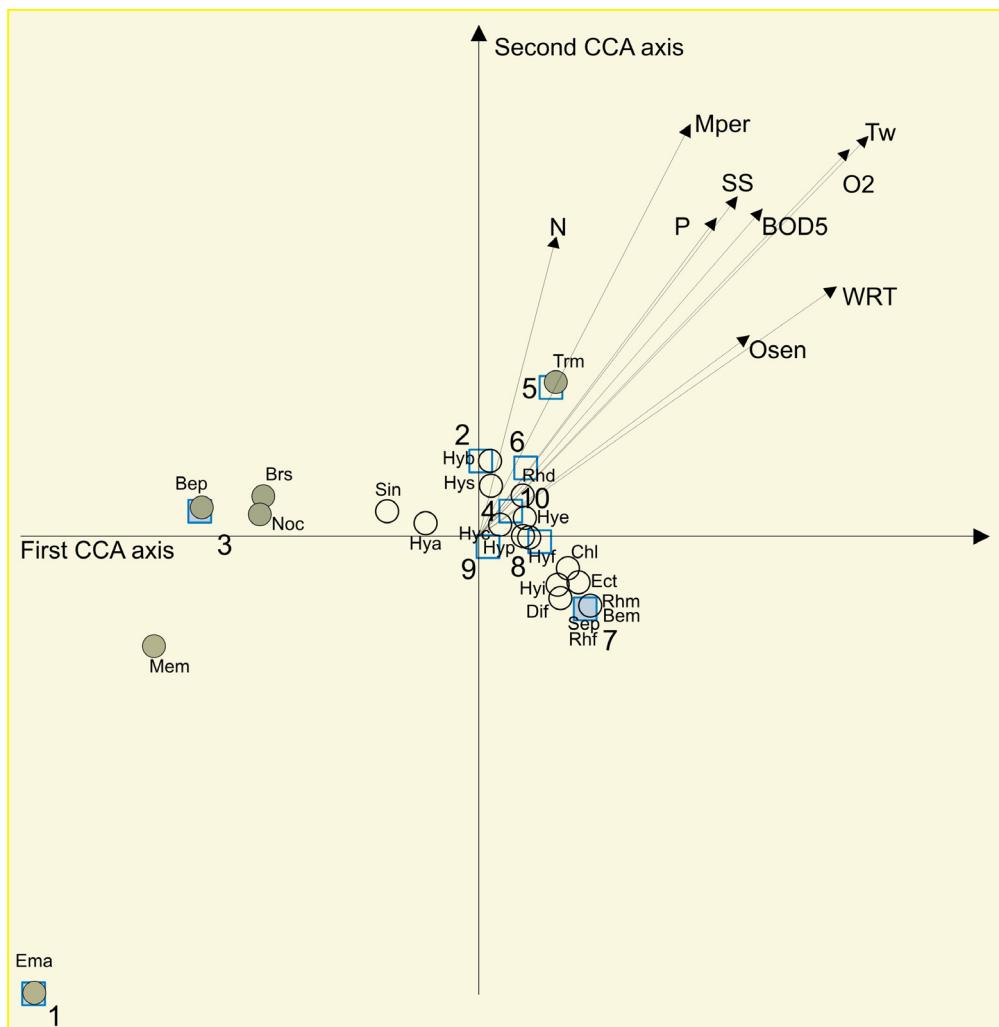
Lokaliteti 4 i 10 se izdvajaju na klasteru (slika 26) kao lokaliteti sa najmanjim vrednostima Shannon-ovog indeksa diverziteta (slika 27, tabela 14). Lokalitet 10 je karakterističan po tome što ima najmanju prosečnu godišnju koncentraciju kiseonika (slika 27), pa to možemo smatrati jednim od uzroka takvih vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta (H'). Sa druge strane, lokalitet 4 se izdvaja kao lokalitet koji ima najveći godišnji prosek koncentracije TN, ali i visokim prosekom koncentracije TP (tabela 4). Takođe, na lokalitetu



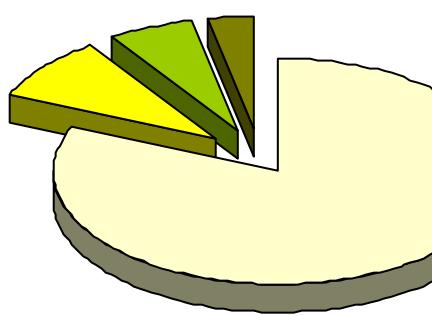
Slika 27. Godišnji proseci Shannon-ovog indeksa diverziteta (H') upoređeni sa godišnjim prosecima koncentracije kiseonika.

Lokaliteti 5 i 9 imaju iste prosečne vrednosti koncentracije TP (0,07 na oba lokaliteta) i gotovo istu prosečnu koncentraciju TN (0,1mg/l na lokalitetu 5; 0,09mg/l na lokalitetu 9).

Faunistička varijabilnost analizirane zajednice je primarno korelisana (i uslovljena) vrednostima temperature i koncentracije kiseonika (slika 28). Ova analiza takođe pokazuje da totalni fosfor ostvara značajniji uticaj nego totalni N u determinaciji faunističke varijabilnosti zajednice, što se može objasniti kompleksnijim biogeohemijskim ciklusom ovog elementa. Prema CCA analizi (slika 28), na osnovu zajednice Trichoptera i faktora sredine, postoje dva sektora reke. Prvi sektor obuhvata gornji tok, a pripada mu samo lokalitet 1. Drugi sektor obuhvata srednji i donji tok i uključuje sve ostale lokalitete. Najviše se izdvajaju lokaliteti 3 i 7, za koje smo utvrdili da predstavljaju najpogodnija staništa za zajednicu Trichoptera i imaju, generalno gledano, bolji kvalitet vode od ostalih lokaliteta.



Slika 28. CCA analiza zajednice Trichoptera na reci Nišavi.



Kolektori
Strugači
Predatori
Sekači

Slika 29. Procentualna zastupljenost larvi Trichoptera po tipu ishrane.

Na osnovu tipa ishrane, sve identifikovane jedinke Trichoptera spadaju u četiri grupe: predatori, kolektori, sekači i strugači. Od ukupnog broja jedinki koje su sakupljene na Nišavi (236 jedinki) (nisu razmatrane one sakupljene na Južnoj Moravi iz već navedenih razloga), najveći broj pripada kolektorima (192 jedinke), dok predatoriima (22 jedinke), strugačima (14) i sekačima (8) pripada znatno manji broj (slika 29).

3.5.2. Zajednica Ephemeroptera

Od ukupnog broja vrsta (132) u zajednici makroinvertebrata značajan deo, 21,1% (28 vrsta) pripada redu Ephemeroptera. Većina larvi Ephemeroptera konzumira epiličke alge i sitnije čestice organske materije (Merritt & Cummins, 1978; Ward, 1992), dok sa druge strane čine značajni deo ishrane mnogih riba u rekama umerene zone (Allan, 1995). Zbog toga one predstavljaju glavnu vezu unutar rečnih lanaca ishrane. Na istraživanom području najveći broj konstatovanih vrsta pirpada po tipu ishrane grebačima i filtratorima. Visoka osetljivost mnogih vrsta Ephemeroptera na nedostatak kiseonika, zakišljavanje, na različite zagađivače (uključujući metale, amonijak i druge hemikalije) potvrđena je i u eksperimentalnim istraživanjima (Resh & Jackson, 1993; Moog *et al.* 1997; Hickey & Clements, 1998). U toku istraživanja, najmanji broj vrsta (tabela 16) je konstatovan na lokalitetu 12 koji se odlikuje najnižom godišnjom koncentracijom kiseonika (tabela 4). Najveći broj vrsta je konstatovan na lokalitetima 3 i 7 koji se odlikuju visokim koncentracijama kiseonika (tabela 4).

Tokom perioda istraživanja, ukupni broj vrsta Ephemeroptera identifikovan duž cele reke je bio 28, a broj sakupljenih individua 445. Rod *Baetis* (10 vrsta) je najabundantniji sa 157 sakupljenih jedinki, a slede *Ephemerella* (3 vrste) sa 131 individuom, *Ecdyonurus* (4 vrste) i *Ephemera* (3 vrste) sa po 65 individua (slika 30 i 31).

Struktura zajednice Ephemeroptera na svakom od lokaliteta predstavljena je u tabeli 16.

Diverzitet zajednice Ephemeroptera varira zavisno od uslova sredine. Nutrijenti (kao što su TP i TN) direktno utiču na primarnu produkciju i ako premaže vrednosti određenih koncentracija koje su karakteristične za pojedine ekosisteme predstavljaće polutante što dalje vodi do pada vrednosti diverziteta. Broj vrsta Ephemeroptera se smanjuje ako je makar jedan od ova dva nutrijenta imao visoke vrednosti koncentracija – poput lokaliteta 1 (tabela 4).

Najveći broj vrsta Ephemeroptera detektovan je na lokalitetu 3, koji se karakterisao najmanjim godišnjim prosekom kako TN (0,08 mg/l) tako i TP (0,04mg/l) (tabela 4). Drugi lokalitet po broju vrsta je lokalitet 8, sa 12 vrsta i tek sa nešto malo većim vrednostima koncentracije TN i TP nego na lokalitetu 3. Najmanji broj vrsta (1

vrsta) konstatovan je na lokalitetu 12, gde je koncentracija oba nutrijenta (TP i TN) bila najveća. Zatim sledi lokalitet 4 sa 3 vrste gde je koncentracija nutrijenata bila takođe visoka.

Tabela 16. Zastupljenost vrsta Ephemeroptera na istraživanim lokalitetima (broj jedinki po vrstama).

Species	Skr.	Lokaliteti											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Baetis buceratus</i>	Bab		1						2		1		
<i>Baetis fuscatus</i>	Baf		1	3			1		6				
<i>Baetis meridionalis</i>	Bam					5		17					
<i>Baetis muticus</i>	Bau			2					1				
<i>Baetis pumilus</i>	Bap		2										
<i>Baetis rhodani</i>	Bar	1	12	27		10		5	9	1	3		
<i>Baetis scambus</i>	Bas		1										
<i>Baetis sp. nympha kozufensis</i>	Bak								1				
<i>Baetis sp. nympha vardarensis</i>	Bav							8	1	5		1	
<i>Baetis vernus</i>	Bae		2	5				7	13	1	2		
<i>Caenis pusilla</i>	Cap			1						1	2	2	
<i>Caenis rivulorum</i>	Car								1		1		
<i>Ecdyonurus dispar</i>	Ecd			15		2		4					
<i>Ecdyonurus insignis</i>	Eci	1		5				1	5		1		
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	Ect							1					
<i>Ecdyonurus venosus</i>	Ecv	3		14			7	5	1				
<i>Ephemera danica</i>	Epd	16	1	17	2					1		1	
<i>Ephemera lineata</i>	Epl			6									
<i>Ephemera vulgate</i>	Epv	4		17									
<i>Ephemerella ignita</i>	Epi		16	9	10	8	26	10	29	2	3	5	
<i>Ephemerella notata</i>	Epn		1	3						2	6		
<i>Ephemerella spinosa</i>	Eps			1									
<i>Heptagenia longicauda</i>	Hel		1										
<i>Heptagenia sulphurea</i>	Hes		1					1					
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	Pas		1										
<i>Potamanthus luteus</i>	Pol			7	3			1	1				
<i>Rhithrogena germanica</i>	Rhg				1								
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	Rhs		1					1					

Lokaliteti sa najvećim brojem vrsta (3,7 i 8) (slika 31, tabela 16) razlikuju se od ostalih po visokom procentu stabilnog supstrata (tabela 4). Na osnovu toga se vidi da je zajednica Ephemeroptera na istraživanom području u velikoj meri predstavljena vrstama koje preferiraju mikrostaništa sa stabilnim supstratom (veće stene, manje stene, kamenje).

Diverzitet varira kako prostorno, tako i sezonski. Prema vrednostima Shannon-ovog indeksa diverziteta (H') najmanji diverzitet na godišnjem nivou je konstatovan na lokalitetima 12, 6 i 4, što je prouzrokovano činjenicom da su to lokaliteti sa većim nivoom zagađenja i sa smanjenim procentualnom zastupljenosti stabilne podloge (lokaliteti 4 i 6).

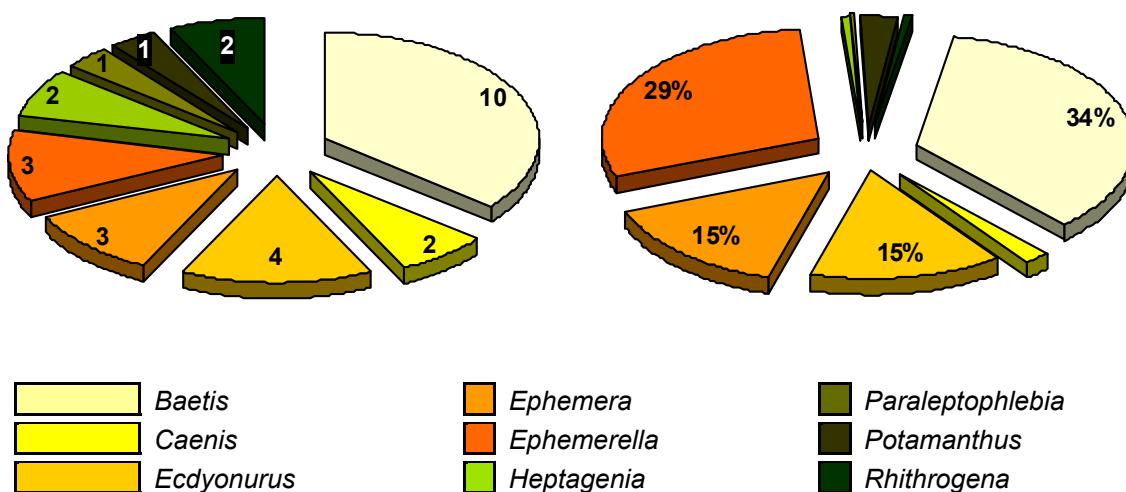
Diverzitet ima određene sezonske fluktuacije. U prolećnom periodu, najveća vrednost diverziteta larvi Ephemeroptera je zabeležena na lokalitetima 8 ($H'=4,49$) i 3 ($H'=4,45$) (tabela 17). U letnjem periodu, lokalitet 3 ($H'=4,35$) je zadržao visoke vrednosti diverziteta, dok lokalitet 8 pokazuje značajan pad vrednosti ($H'=1,39$). Lokalitet 3 ima visoke vrednosti diverziteta i u jesenjem i zimskom periodu (tabela 17).

Tabela 17. Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta (H') u zajednici Ephemeroptera na godišnjem nivou i po sezonama.

Period	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Godišnji nivo	2,77	2,50	3,30	1,06	1,50	0,72	3,18	2,75	3,61	3,50	1,28	0,00
Proleće	1,93	1,19	4,45	0,00	0,00	1,19	4,14	4,49	2,10	1,19	0,00	0,00
Leto	2,53	0,69	4,35	0,57	0,00	0,65	1,63	1,39	1,79	2,45	1,65	0,00
Jesen	1,22	1,65	2,70	2,10	0,00	0,75	2,03	0,00	0,00	0,87	0,00	0,00
Zima	1,55	1,12	2,30	0,00	1,02	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Diverzitet je najveći u prolećnom periodu na većini lokaliteta, samo na par lokaliteta je veći leti (tabela 17). Pad diverziteta na prelasku proleća u leto tumači se činjenicom da većina abundantnih vrsta ove zajednice ima ekloziju u tom periodu. Na nekim lokalitetima (2, 4, 6 i 7) diverzitet raste na prelasku leta u jesen. Ovo je posledica činjenice da u letnjem periodu usled nižeg vodostaja, razblaženje zagađivača znatno manje. U ovim uslovima, pojedini delovi zajednice Ephemeroptera ulaze u drift uprkos slaboj mobilnosti ovih organizama.

Iz literature je poznata činjenica da je uticaj nepovoljnih uslova sredine, uključujući različite oblike zagađenja jedan od ključnih razloga drifta makroinvertebrata (Wallace *et al.*, 1990; Schulz & Liess, 1999).

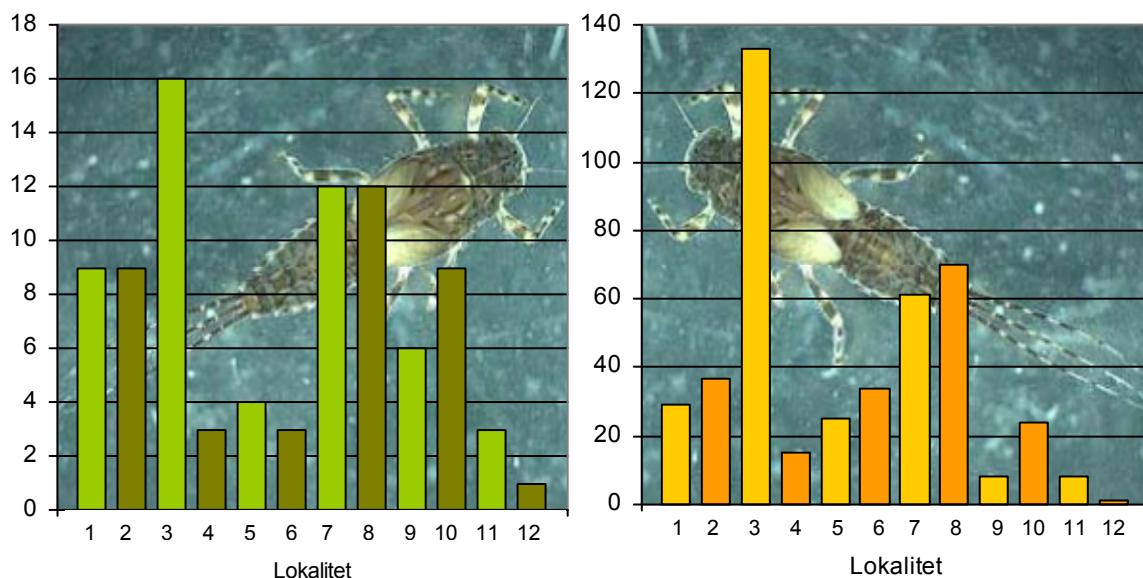


Slika 30. Zastupljenost broja vrsta po rodovima (levo) i procentualno učešće broja jedinki pojedinih rodova u ukupnom broju sakupljenih Ephemeroptera (desno).

Upoređivane su godišnje vrednosti Margalef-ovog indeksa (d) i Simpson-ovog indeksa (D) (tabela 18). Najveće vrednosti Margalefovog indeksa i najmanje vrednosti Simpson-onovog indeksa zabeležene su na lokalitetima 3 ($d=3,07$; $D=0,110$) i 7 ($d=2,68$; $D=0,153$) (tabela 18). Najviše vrednosti Simpson-ovog indeksa su zabeležene na lokalitetima 6 ($D=0,63$) i 4 ($D=0,5$), koji su ujedno i najzaglađeniji lokaliteti (posmatrajući koncentracije nutrijenata). Ovi podaci potvrđuju hipotezu da na zagađenim lokalitetima zajednica postaje uniformnija.

Tabela 18. Godišnji prosek Simpson-ovog i Margalef-ovog indeksa u zajednici Ephemeroptera.

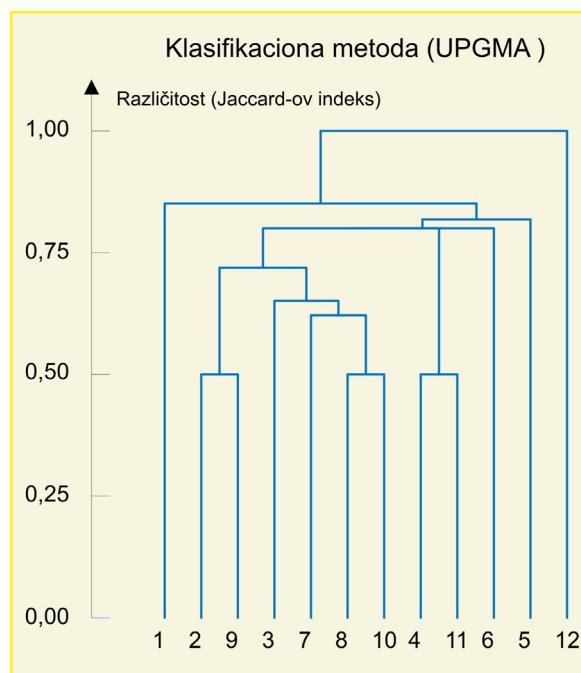
Ind. diverz.	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Simpsonov	0.34	0.30	0.11	0.50	0.31	0.63	0.15	0.24	0.19	0.16	0.47	1.00
Margalefov	2.38	2.22	3.07	0.74	0.93	0.57	2.68	2.59	2.40	2.52	0.96	0.00



Slika 31. Broj vrsta (levo) i broj jedinki (desno) Ephemeroptera po lokalitetima.

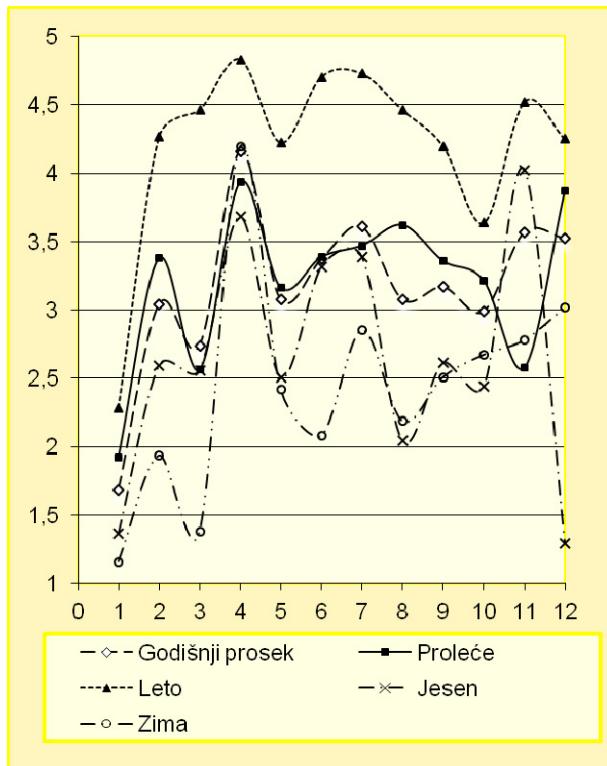
Jacard-ov indeks sličnosti pokazuje da postoji sličnost u prostornoj distribuciji vrsta Ephemeroptera na lokalitetima sa sličnim ekološkim uslovima (slika 32). Dendrogram pokazuje da se najviše razlikuje lokalitet 12. On se nalazi na Južnoj Moravi, ispod uliva reke Nišave. Na ovom lokalitetu reka je izuzetno široka. Lokalitet 11 se takođe nalazi na Južnoj Moravi ali uzvodno od uliva Nišave, i reka je tu znatno manja i sličnija je Nišavi. Lokalitet 1 se takođe razlikuje - to je lokalitet koji je bez uticaja bilo kakvih otpadnih komunalnih voda.

Sa druge strane, lokaliteti 4 i 11 (svaki sa po 3 vrste Ephemeroptera) su veoma slični (slika 32). Oba lokaliteta su izložena visokom nivou zagađenja. Iznad lokaliteta 4 ulivaju se komunalne vode Pirota, otpadne vode iz fabrike "Tigar" i klanica. Lokalitet 11 se nalazi nizvodno od niza sela i prima njihove kanalizacione vode, a blizu lokaliteta se nalazi deponija na kojoj smo konstatovali i leševe životinja.



Slika 32. Klaster analiza zajednice Ephemeroptera.

Slični lokaliteti su takođe 2 i 9. Lokalitet 2 se nalazi ispod pogona za prečišćavanje vode "Biolaguna" u Dimitrovgradu, tako da se komunalne vode ovog grada ne ulivaju direktno u reku. Lokalitet 9 se ne nalazi u blizini nekog izvora zagadenja.



Slika 33. Prosečna godišnja i sozonska biohemskijska potrošnja kiseonika (BOD_5).

tako i abiotičkih. Rastvoreni kiseonik utiče direktno na život u vodi kroz dostupnost O_2 i kroz metabolizam, ali i indirektno preko različitih biogeohemijskih procesa (Hauer & Hill, 2007).

Najviša potrošnja kiseonika je zabeležena na lokalitetu 4 (4,161 mg/l), a najniža na lokalitetu 1 (1,682 mg/l) (slika 33), kako na godišnjem nivou, tako i tokom svih sezona. U toku dve sezone (zima i proleće) vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta na ovom lokalitetu su jednake nuli, a i na godišnjem nivou vrednost je (ako se uporedi sa ostalim lokalitetima na Nišavi) veoma niska (tabela 17).

Sezonska potrošnja kiseonika je najveća u letnjem periodu na svim lokalitetima. U tom periodu rečna zajednica makroinvertebrata ima najveću abundancu potrošača kiseonika (iako je i produkcija kiseonika u tom periodu najviša), a zbog povećane temperature procesi razgradnje u kojima se troši kiseonik takođe su najintenzivniji. Na velikoj većini lokaliteta najniže potrošnje kiseonika su u toku zime.

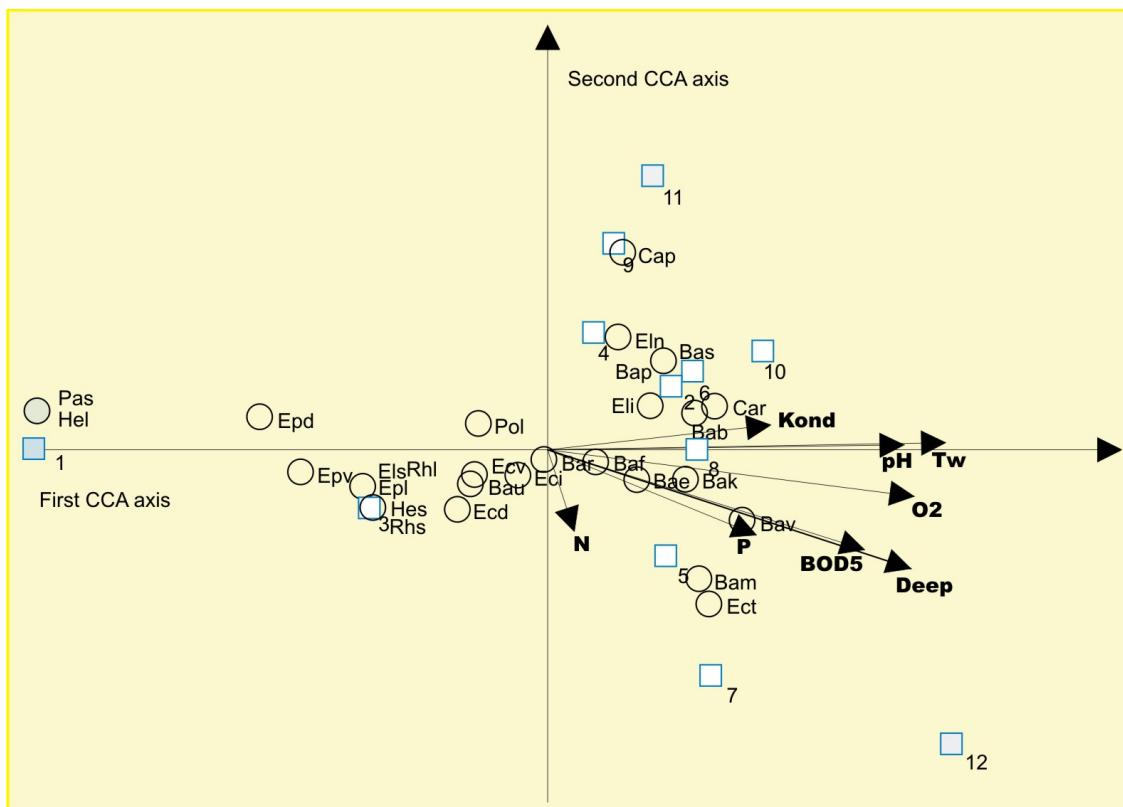
Mutnoća je visoka na lokalitetima 8 i 10 (tabela 4), koji takođe pokazuju veliki nivo međusobne sličnosti. Povećani nivo mutnoće na ova dva lokalita konstatovan je u toku svih sezona (tabele 5, 6, 7 i 8), dok se na ostalim lokalitetima rast mutnoće uočava samo u kraćim disturbacionim periodima (prilikomtopljenja snega početkom proleća i sl.).

Diverzitet makrozoobentosne zajednice i potrošnja kiseonika zavise od kombinovanih faktora, kako biotičkih

Lokalitet 4 (slika 33) pokazuje anomaliju, pošto je na ovom lokalitetu potrošnja kiseonika veća u toku zime nego tokom proleća/jeseni. Po više parametara ovo je najzagadniji lokalitet sa uniformnom zajednicom organizama (visoke vrednosti Simpson-ovog indeksa) (tabela 18). Na osnovu ovih činjenica konstatovano je da se kiseonik na ovom lokalitetu uglavnom koristi za procese razlaganja, pre nego na disanje organizama. Visoke vrednosti BPK_5 , TN, TP i niske vrednosti rastvorenog kiseonika pokazuju kakav i koliki je antropogeni uticaj na ovom lokalitetu.

Tokom godina su razvijeni različiti biološki indeksi za korišćenje Ephemeroptera u određivanju kvaliteta vode (Metcalfe, 1989; Kerans & Karr, 1994). Taj koncept se pokazao kao visoko primenljiv (Edsall *et al.*, 2004). Brojne studije pokazuju da struktura zajednice Ephemeroptera dobro odražava stanje faktora sredine u vodenim ekosistemima (Bauernfeind & Moog, 2000; Rueda *et al.*, 2002; Nelson & Roline, 2003). Multivarijantne metode pružaju zadovoljavajuće objašnjenje odnosa strukture zajednica sa karakteristikama životne sredine.

Na osnovu CCA analize (slika 34), vidi se da je faunistička varijabilnost analizirane zajednice primarno korelisana i uslovljena vrednostima temperature i dubine vode. Jedan od najvažnijih faktora je koncentracija kiseonika (slika 34). Analiza pokazuje da je TP važniji nego TN u određivanju faunističke varijabilnosti zajednice (intenzitet vektora), što se može objasniti kompleksnijim biogeohemijskim ciklusom ovog elementa.



Slika 34. CCA analiza zajednice Ephemeroptera na reci Nišavi.

Prema CCA analizi (slika 34) duž Nišave se izdvajaju dva različita sektora. Prvi sektor obuhvata gornji tok reke i uključuje samo lokalitet 1. Drugi sektor reke obuhvata srednji i donji tok, a uključuje sve ostale lokalitete. Najviše se izdvajaju lokaliteti 3 i 7 za koje smo utvrdili da predstavljaju najpogodnije habitate za razvoj zajednice Ephemeroptera, sa generalno boljim kvalitetom vode. Lokaliteti 4 i 6 su najzaglađeniji, a lokaliteti 11 i 12 se odvajaju po tome što pripadaju drugoj reci.

Problemi koji se odnose na pogodnost zajednica Ephemeroptera u bioindikatorske svrhe diskutovani su i u drugim radovima. Ephemeroptera su retke u lentičkim sistemima i njihove zajednice su bolje proučavane u rekama. Na primer, klasifikacija habitata bazirana na lotičkim zajednicama (De Pauw & Vanhooren, 1983), ali i saprobni sistem koji je revidiran od strane Sladeček-a (1965), koriste Ephemeroptera da odrede stepen kvaliteta vode u rekama i potocima. Ephemeroptera naseljavaju i lentičke sisteme kao što su jezera i bare, ali zajednice ovih sistema su ipak slabo korištene u biomonitoringu (Menetrey *et al.*, 2008).

Osim temperature, rastvoreni kiseonik, brzina rečne struje i dostupnost pogodnih mikrohabitata su najbitniji faktori koji utiču na distribuciju larvi Ephemeroptera (Bauernfein & Moog, 2000).

Zajednica Ephemeroptera u reci Nišavi pokazuje korelacije sa fizičkim i hemijskim parametrima akvatičnog ekosistema. Pošto prethodne studije zajednice makroinvertebrata u rekama ovog područja pokazuju da su Ephemeroptere jedna od dominantnih grupa zoobentosa (Filipović, 1976; Jović *et al.*, 2006; Stefanović *et al.*, 2009) izloženi rezultati potvrđuju hipotezu da je ova grupa pogodna za bioindikatorske studije, i na taj način smanjuje potrebu analize celokupne zajednice makroinvertebrata.

Korišćenje zajednice Ephemeroptera može biti efikasno za identifikaciju razlika u uslovima sredine u regionu centralnog Bakana.

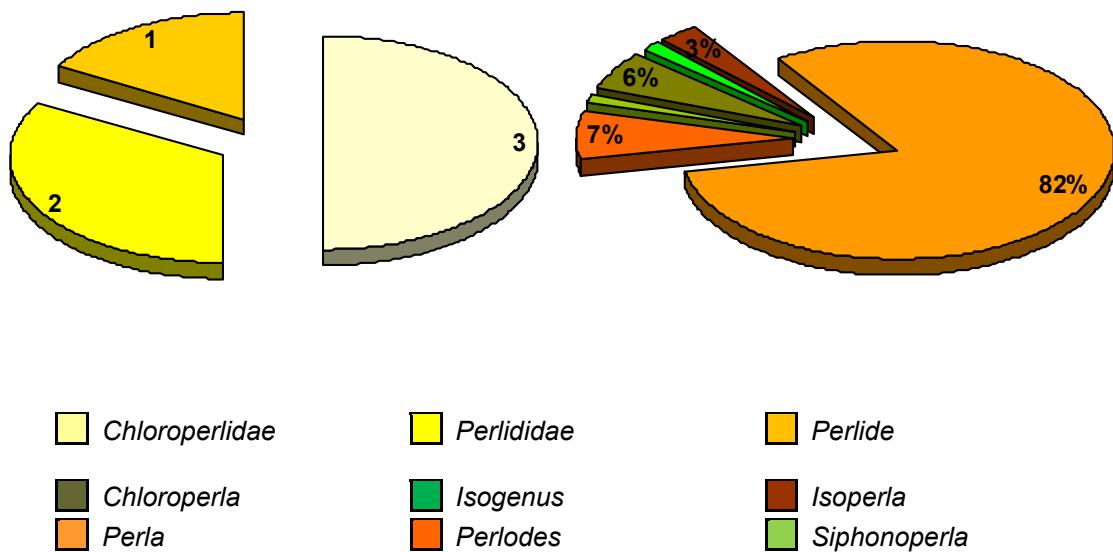
3.5.3. Zajednica Plecoptera

Od ukupnog broja vrsta (132) u zajednici makroinvertebrata Nišave Plecoptera čine 4,5% (6 vrsta). U zajednici makrozoobentosa, Ephemeroptera, Plecoptera (Soldan *et al.*, 1998) i Trichoptera (Dohet, 2002) su izdvojene za procenu i predviđanje dugoročnih promena u evropskim rekama, pri čemu su Plecoptera jedna od najboljih bioindikatorskih grupa za praćenje antropogenog uticaja na rekama. U većem broju slučajeva, ova grupa se pokazala kao najosetljivija na organsko zagađenje i nedostatak kiseonika (Woodiwiss, 1964; Armitage *et al.*, 1983; Lenat, 1988). U toku istraživanog perioda, najveći broj vrsta i najveći broj jedinki konstatovan je na lokalitetu 3 (tabela 19), koji je okarakterisan kao jedan od lokaliteta sa najboljim kvalitetom vode (Savić *et al.*, 2011). Na ovom lokalitetu je konstatovana i visoka koncentracija kiseonika (tabela 4). Plecoptera predstavljaju numerički i ekološki značajnu komponentu slatkovodnih ekosistema tekućih voda različite veličine (Zwick 2004; Fochetti & Tierno de Figueroa, 2006). Plecoptera pokazuju veliku raznolikost u pogledu načina ishrane i mogu se naći u gotovo svim trofičkim kategorijama u rekama (Stewart & Stark, 2002; Merritt *et al.*, 2007). Krupne larve iz familije Perlidae igraju važnu ulogu kao vodeći predatori u zajednicama makroinvertebrata u mnogim evropskim rekama (Berthelmy & Lahoud, 1981; Elliott, 2000, 2004; Bo & Fenoglio, 2005; Bo *et al.*, 2007; Fenoglio *et al.*, 2007). Faktori koji regulišu stopu razvoja larvi Plecoptera razmatrani su od strane Hynes (1976) i Sweeney (1984).

Tabela 19. Zastupljenost vrsta Plecoptera na istraživanim lokalitetima (broj jedinki po lokalitetima).

Species	Skr.	Lokaliteti											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Chloroperla tripunctata</i>	Cht	2	2										
<i>Isogenus nubecula</i>	Isn			1									
<i>Isoperla grammatica</i>	Isg			2									
<i>Perla bipunctata</i>	Peb	3		25		2	6	19	1				
<i>Perlodes microcephala</i>	Pem				4					1			
<i>Siphonoperla torrentium</i>	Sit	1											

U toku perioda istraživanja, ukupan broj uzorkovanih Plecoptera je bio 69 jedinki u okviru tri familije: Chloroperlidae, Perlodidae i Perlidae. Ukupno je konstatovano šest vrsta iz šest rodova (slika 35). Familija Perlidae je predstavljena samo rodom *Perla*. U okviru familije Chloroperlidae zastupljena su dva roda: *Chloroperla* i *Siphonoperla*. Familija Perlodidae obuhvata tri roda: *Isogenus*, *Isoperla* i *Perlodes*.



Slika 35. Brojnost rodova u okviru familija (levo) i brojnost jedinki u okviru rodova (desno) Plecoptera.

Što se kvantitativnog sastava tiče, po brojnosti jedinki ubedljivu dominaciju imaju predstavnici familije Perlidae sa 56 jedinki, a znatno manji broj predstavnici familija Perlodidae (8 jedinki) i Chloroperlidae (5 jedinki). Od rodova, najveću brojnost ima rod *Perla* sa 56 jedinki, *Perlodes* sa 5 jedinki, *Chloroperla* sa 4 jedinke, *Isoperla* sa 2 jedinke i *Isogenus* i *Siphonoperla* sa po jednom jedinkom.

Tabela 20. Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta (H') i godišnji prosek Simpson-ovog i Margalef-ovog indeksa u zajednici Plecoptera.

Ind. diverz.	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Shannon-ov	1.1	0	0.73	0	0	0	0	0.69	0	0	0	0
Simpsonov	0.39	1	0.63	0	1	1	1	0.5	0	0	0	0
Margalefov	1.12	0	0.87	0	0	0	0	1.44	0	0	0	0

Zbog malog broja jedinki koje su ulovljene tokom istraživanja, kao i zbog malog broja vrsta, nemože se adekvatno komentarisati odnos diverziteta zajednice Plecoptera prema zagađenju. Može se konstatovati da je Shannon-ov indeks diverziteta veći na manje zagađenim lokalitetima (1 i 3), ali na većem broju lokaliteta njegova vrednost je jednak nuli (tabela 20).

Iz istog razloga, zajednica Plecoptera se na reci Nišavi nije pokazala kao pogodna grupa za biomonitoring kvaliteta vode, a njena pogodnost i doprinos u bioindikatorske svrhe u okviru cele zajednice biće komentarisana na sezonskom nivou u poglavlju 3.5.2.

3.5.4. Zajednica Diptera

Od ukupnog broja konstatovanih vrsta u toku istraživana (132), Diptera čine značajan deo sa 19,7% - 26 vrsta (tabela 21). Među akvatičnim invertebratama, insekti kao što su Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera primarno su ograničeni na uslove čiste vode. Druge grupe, kao što su pulmonatni puževi, Tubificidae, više vrsta Hirudinea, mogu se češće naći u uslovima gde postoji više organskih materija i gde su niske koncentracije kiseonika. U okviru Diptera, postoje vrste koje mogu biti nađene u svim tipovima rečnih habitata, od onih koji su najčistiji, do onih sa najzagađenijom vodom. Na svim istraživanim lokalitetima konstatovani su predstavnici ove grupe (tabela 21.), kako na onim koji su sa najboljim kvalitetom vode (lokaliteti 7 i 3) (Savić *et al.* 2011), tako i na lokalitetu sa najgorim kvalitetom vode (lokalitet 4) (Savić *et al.* 2011).

Zbog toga što akvatične Diptera mogu imati različite ekološke niše (Vaate & Pavluk 2004), kako u čistim, tako i u zagađenim vodama i zbog toga što su mnoge vrste visoko selektivne u izboru staništa, predstavljaju jednu od najvažnijih grupa indikatorskih organizama. Konstatovane su u svim sektorima reke u toku istraživanja (na lokalitetima u gornjem, srednjem i donjem toku).

Chironomidae su jedna od najabundantnijih makroinvertebratskih grupa i često premašuju većinu drugih insekatskih grupa u slatkovodnim sredinama (Epler, 2001; Freimuth & Bass 1994). U odnosu na ukupan broj jedinki Diptera, koje su konstatovane, Chironomidae dominiraju sa 62,7% (205 jedinki) (tabela 21). Zbog sposobnosti adaptacije na ekstremne uslove što se tiče temperature, pH vrednosti, saliniteta, dubine, brzine rečnog toka, produktivnosti, mogu se naći u veoma različitim akvatičnim sredinama (Armitage *et al.*, 1995). U toku istraživanja konstatovane su i na lokalitetima sa niskom (lokalitet 6) (slika 20) i na lokalitetima sa visokom (lokalitet 7) (slika 20) koncentracijom hlorofila *a* (kao jednim od pokazatelja produktivnosti u akvatičnim sistemima). Takođe, sastav vrsta hironomidne zajednice se razlikuje kvalitativno i kvantitativno među mikrostaništima, a larve su visoko selektivne u svom izboru lokaliteta (Maasri *et al.*, 2008).

Tabela 21. Zastupljenost vrsta Diptera na istraživanim lokalitetima (broj jedinki po lokalitetima).

Species	Skr.	Lokaliteti											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Antocha vitripennis</i>	Anv	1	12	1			6						
<i>Atherix ibis</i>	Ati	2	24	6			3	20	9	4	1	5	
<i>Atrichopogon sp.</i>	Atr			1									
<i>Brillia flavifrons</i>	Brf				1							1	
<i>Chironomus riparius</i>	Chr	1		5	1					1		44	2
<i>Cricotopus annulator</i>	Cra						1						
<i>Cricotopus bicintus</i>	Crb					1							
<i>Cricotopus trifascia</i>	Crt						1						
<i>Cryptochironomus sp</i>	Cr?		2	3			1						
<i>Diamesa sp</i>	Di?		2				1	7	11	10		1	
<i>Eloeophila maculata</i>	Elm		4	5			5	6	2			2	
<i>Eukiefferiella clypeata</i>	Euc			1			1						
<i>Microtendipes pedellus</i>	Mip	1	1	16									
<i>Ortocladus sp</i>	Or?	1	1				2	4	2	13			
<i>Paracladopelma nigritula</i>	Pan						1						
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	Pas				1			5	1	2			
<i>Polypedilum (Tripodura) scalaenum</i>	Pos						1	2					
<i>Polypedilum (Uresipedilum) convictum</i>	Poc											1	
<i>Polypedilum pedestre</i>	Pop			4									
<i>Potthastia longimanus</i>	Pol	1											
<i>Prodiamesa olivacea</i>	Pro	3		11		1				1		3	
<i>Simulium lineatum</i>	Sil		1			2		2				13	
<i>Tipula maxima</i>	Tim	2					5		1				
<i>Tricyphona immaculata</i>	Tri			1									
<i>Tvetenia calvescens</i>	Tvc			1							1		
<i>Tvetenia discoloripes</i>	Tvd									1			

Akvatični stadijumi Simuliidae su ograničeni na tekuće slatkvodne habitate. Njihove larve mogu biti zakačene za stene, vodene biljke i za biljke koje grade vegetaciju povremeno plavljenih površi. Iako Simuliidae imaju široko rasprostranjenje, lokalno mogu biti ograničene na oblasti gde uslovi sredine dozvoljavaju razvoj njihovih predadultnih formi (Lake & Burger 1983). U skladu sa tim, predstavnici Simuliidae su konstatovani u toku istraživanja samo na četiri od ukupno dvanaest istraživanih lokaliteta (tabela 21). Jedna od impresivnih karakteristika ove grupe je njihov kolonizatorski potencijal. Nekoliko vrsta je sposobno da kolonizuje supstrate u toku par sati (Kiel *et al.*, 1998). Gustina larvi simulida može da ima velike fluktuacije. Nekoliko

faktora asocira sa znatnim fluktuacijama abundanci Simulidae kao što su: brzina vodene struje, dostupnost hrane i kompeticija (*ibid*).

Vrste familije Tipulidae su distribuirane širom sveta, od akvatičnih (slatkovodnih i marinskih) do suvih terestričnih habitata (Alexander & Byers 1981). Većina larvi su netolerantne na zagađenje nutrijentima što ih čini dobim indikatorima kvaliteta vode (http://www.lakesuperiorstreams.org/understanding/bugs_diptera.html). Predstavnici Tipulidae su u toku istraživanja konstatovani na lokalitetima 1, 7 i 9 (tabela 21) koji se od ostalih lokaliteta razlikuju po niskim koncentracijama TP i TN (tabela 4)

Limoniidae su jedna od raznovrsnijih familija Diptera. Kosmopoliti su, podnose veliko variranje parametara staništa (Oscorz *et al.*, 2011). Ipak, u toku istraživanja konstatovane su samo dve vrste na sedam od ukupno dvanaest istraživanih lokaliteta (tabela 21). Lokaliteti na kojima se njihovi predstavnici nejavljaju (4, 5, 6 i 10) karakterišu se višim koncentracijama nutrijenata (tabela 4). Larve familije Pediciidae su akvatične i semiakvatične i hrane se najčešće jedinkama Oligochaeta, insekatskim larvama i drugim predstavnicima makrozoobentosa. U toku istraživanja konstatovana je jedna vrsta samo na lokalitetu 3.

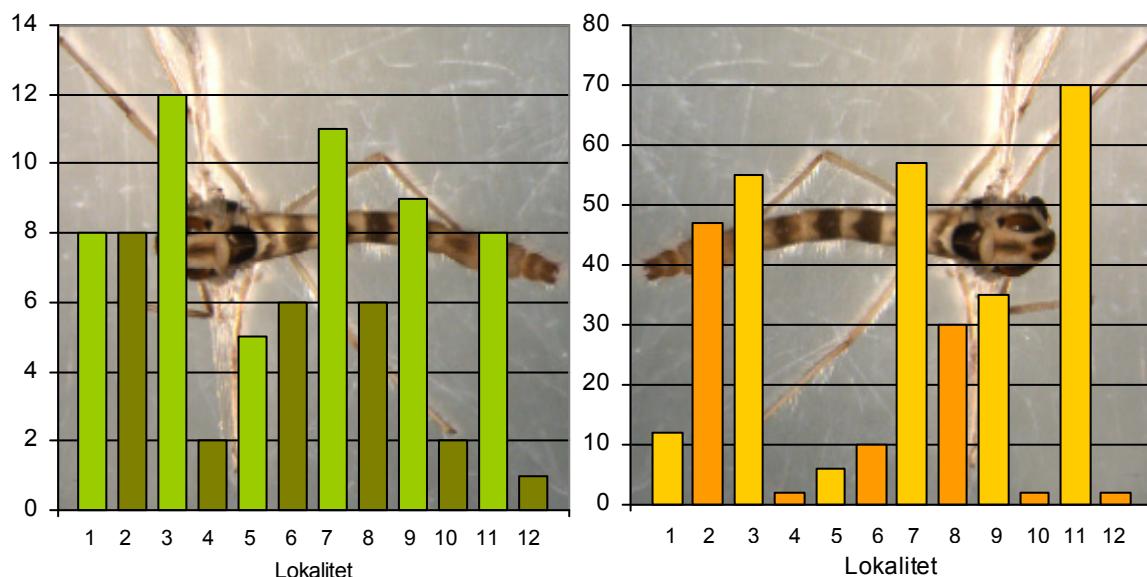
Familija Athericidae u Evropi je predstavljena sa 10 vrsta (Thomas, 1997). U toku perioda istraživanja konstatovana je samo jedna vrsta. Naseljava devet lokaliteta od ukupno dvanaest istraživanih (tabela 21). Svega nekoliko radova je fokusirano na biologiju vrste *Atherix ibis* i uopšte na familiju Athericidae u Evropi (Tuša, 1993), stoga je znanje o ekologiji ove familije nepotpuno, pa je razmatranje ekologije ove familije na području istraživanja-Nišavi doprinos boljem poznavanju ove teme.

U okviru reda Diptera na istraživanom području je identifikovano 327 jedinki iz sedam familija. Ukupno je konstatovano 26 vrsta od kojih 19 pripada familiji Chironomidae (slika 37), 2 familiji Limoniidae, i po jedna vrsta familijama Athericidae, Simuliidae, Pediciidae, Ceratopogonidae i Tipulidae. Što se kvantitativnog odnosa tiče, ubedljivo najveću brojnost ima familija Chironomidae sa 55,66% (182 jedinke), zatim Athericidae sa 22,63% (74 jedinke), Limoniidae sa 13,45% (44 jedinke), Simuliidae sa 5,5% (18 jedinki), Tipulidae sa 2,45% (8 jedinki), Pediciidae i Ceratopogonidae sa po 0,3% (1 jedinka).

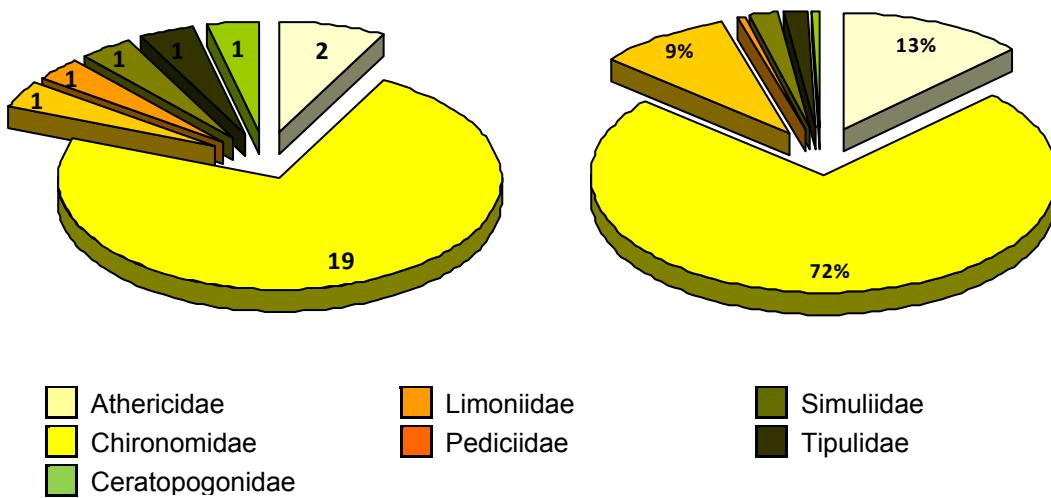
Vrsta koja se javlja na najvećem broju lokaliteta je *Atherix ibis* (na devet od dvanaest lokaliteta). Može se zaključiti da je ova vrsta eurivalentna što se tiče mnogih

parametara sredine, ali se ipak ne javlja na lokalitetima koji imaju visoke koncentracije ukupnog N (lokaliteti 4 i 12) i na lokalitetima sa visokim turbiditetom (lokaliteti 4 i 5).

Sezonska dinamika zajednice diptera veoma je izražena. Najveći broj jedinki je konstatovan u toku zimskog aspekta (184 jedinke), a najmanji u proleće (23 jedinke). Najveći broj konstatovanih vrsta je takođe u zimskom periodu (15 vrsta) a najmanji u jesenjem periodu (10 vrsta).



Slika 36. Broj vrsta (levo) i broj jedinki (desno) Diptera po lokalitetima.



Slika 37. Zastupljenost broja vrsta po familijama (levo) i procentualno učešće broja jedinki pojedinih vrsta u ukupnom broju sakupljenih Diptera (desno).

Najveći broj vrsta konstatovan je na lokalitetima 3 (12 vrsta) i 7 (11 vrsta) (slika 36). Ova dva lokaliteta se izdvajaju po manjoj koncentraciji nutrijenata. Najmanji broj

vrsta (jedna) je konstatovan na lokalitetima 4 i 12, koji se odlikuju visokom koncentracijom nutrijenata.

Na godišnjem nivou (tabela 22), najveću vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta u zajednici Diptera ima lokalitet sedam (2,21), a za njim sledi lokalitet tri (2,07). Lokalitet tri se, kako je gore navedeno odlikuje niskim koncentracijama nutrijenata. Visoka vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta zadržava se i kada se preračuna za svaku sezonu posebno, dok kod lokaliteta sedam ovaj indeks u toku leta opada do nule. Na vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta osim koncentracije nutrijenata (kao činioca zagađenja) utiče i vreme eklozije pojedinih grupa, tako da se smanjeni diverzitet može tumačiti kao posledica dva procesa (osiromašenje zajednice usled isključivanja vrsta koje su manje tolerantne ili eklozije).

Tabela 22. Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta (H') u zajednici Diptera na godišnjem nivou i po sezonomama.

Period	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Godišnji nivo	1,98	1,42	2,07	0,00	1,56	1,70	2,21	1,46	1,71	0,69	1,21	0,00
Proleće	0,00	0,00	1,39	0,00	0,00	0,00	1,12	0,64	0,00	0,00	0,69	0,00
Leto	0,64	1,09	1,15	0,00	1,10	1,10	0,00	0,64	1,10	0,00	0,49	0,00
Jesen	1,10	0,96	1,70	0,00	0,00	0,00	0,69	0,68	1,04	0,00	0,50	0,00
Zima	0,95	1,43	1,49	0,00	1,10	1,04	2,07	1,12	1,11	0,00	0,33	0,00

U prolećnom periodu, vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta je čak na osam lokaliteta jednaka nuli, a imajući u vidu da se svi ti lokaliteti u ovom periodu (tabela 22) razlikuju značajno po koncentracijama nutrijenata, indeks diverzitet nikako nije dobar kao pokazatelj stanja u ekosistemu u ovom periodu. U letnjem periodu, vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta je jednaka nuli na četiri lokaliteta od kojih se jedan karakteriše visokim koncentracijama nutrijenata (lokalitet 4) a drugi niskim koncentracijama (lokalitet 7). Ni u letnjem periodu diverzitet dakle nije dobar pokazatelj. U jesenjem periodu vrednost diverziteta je jednaka nuli na lokalitetima koji imaju više koncentracije nutrijenata, ali najveće vrednosti nisu zabeležene na lokalitetima koji imaju najmanje koncentracije nutrijenata (za lokalitet sedam bi se očekivalo da ima veći diverzitet). U zimskom periodu vrednosti diverziteta pravilnije prate vrednosti koncentracije nutrijenata nego u ostalim godišnjim dobima. Na osnovu toga se zaključuje da je smanjenje diverziteta na određenim lokalitetima u toku zime najverovatnije uslovljeno koncentracijom nutrijenata, a u toku drugih godišnjih doba na

pad diverziteta utiče nepravilna dinamika eklozije (što je znatno izraženije nego kod drugih insekatskih grupa jer kod diptera postoji mogućnost javljanja većeg broja generacija u istom periodu u odnosu na druge grupe).

Najveću vrednost Simpson-ovog indeksa imaju kako se i očekivalo lokaliteti četiri, dvanaest i deset (tabela 23). Zajednica Diptera je na ovim lokalitetima homogena i predstavljena je samo sa po jednom vrstom, na lokalitetima 4 i 12, odnosno dve vrste na lokalitetu 10. Na godišnjem nivou, najveću vrednost Margalef-ovog indeksa (tabela 24) imaju lokaliteti jedan, tri i sedam. Lokalitet jedan se ovde pridružuje po visokoj vrednosti diverziteta lokalitetima sa niskim koncentracijama nutrijenata najverovatnije zbog toga što su na ovom lokalitetu Diptera izložene manjem kompetitivnom pritisku ostalih grupa.

Tabela 23. Vrednosti Simson-ovog indeksa u zajednici Diptera na godišnjem nivou i po sezonama.

Period	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Godišnji nivo	0,15	0,34	0,16	1,00	0,22	0,20	0,18	0,27	0,24	0,50	0,44	1,00
Proleće	1,00	0,00	0,25	0,00	0,00	1,00	0,39	0,56	1,00	0,00	0,50	0,00
Leto	0,56	0,40	0,39	1,00	0,33	0,33	1,00	0,56	0,33	0,00	0,76	1,00
Jesen	0,33	0,43	0,19	0,00	0,00	1,00	0,50	0,51	0,38	1,00	0,68	0,00
Zima	0,44	0,30	0,30	0,00	0,33	0,38	0,15	0,45	0,38	1,00	0,84	0,00

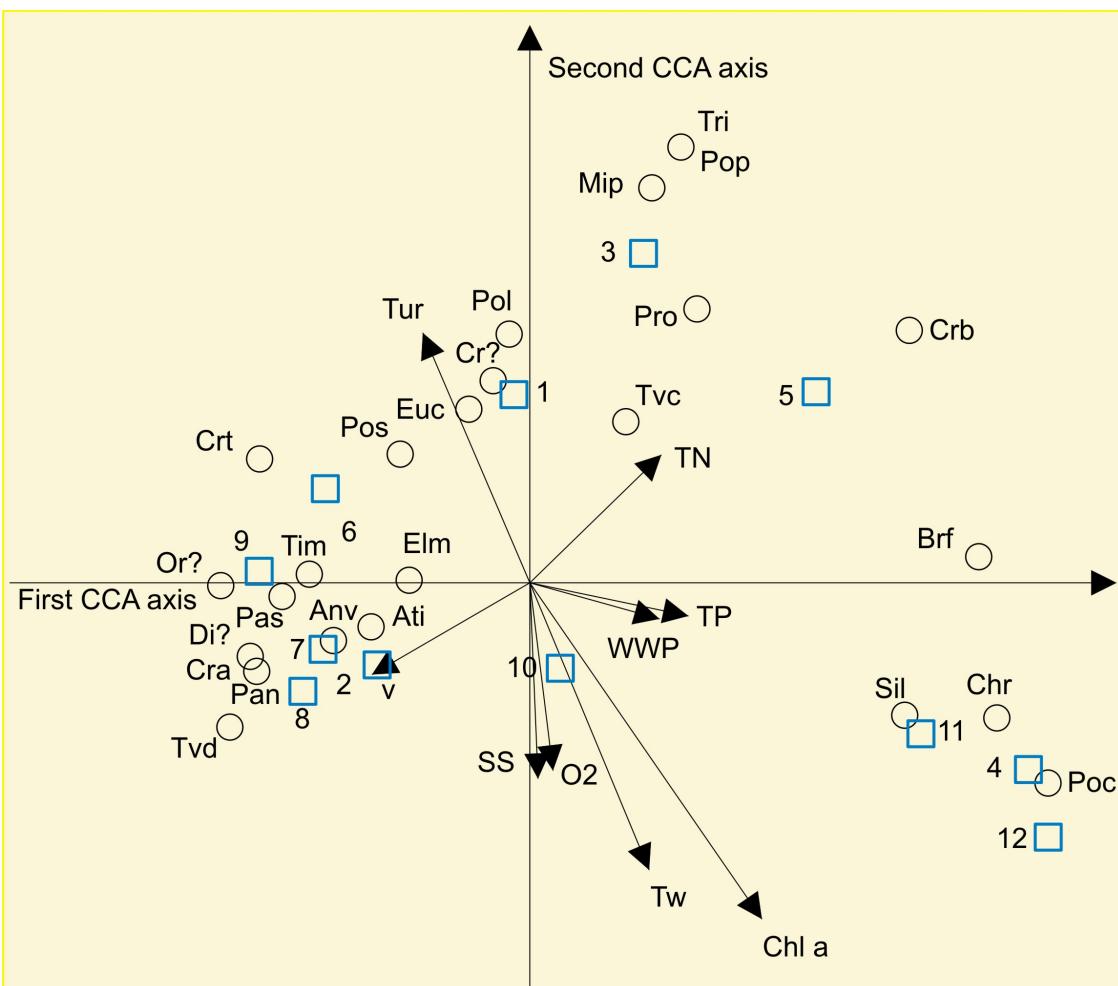
Tabela 24. Vrednosti Margalef-ovog indeksa u zajednici Diptera na godišnjem nivou i po sezonama.

Period	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Godišnji nivo	2,82	1,82	2,74	0,00	2,23	2,17	2,47	1,47	2,25	1,44	1,65	0,00
Proleće	0,00	0,00	2,16	0,00	0,00	0,00	1,25	0,91	0,00	0,00	1,44	0,00
Leto	0,91	1,04	1,54	0,00	1,82	1,82	0,00	0,91	1,82	0,00	0,74	0,00
Jesen	1,82	1,03	1,62	0,00	0,00	0,00	0,48	0,51	1,44	0,00	0,62	0,00
Zima	1,24	1,62	1,94	0,00	1,82	1,44	2,53	1,41	0,91	0,00	0,52	0,00

Verovatnoću da struktuiranje zajednice Diptera manje određuje koncentracija nutrijenata potvrđuju i rezultati CCA analize (slika 38) na osnovu koje se vidi da su vektori kojima je predstavljen intenzitet uticaja totalnog P i totalnog N manjeg intenziteta u odnosu na druge razmatrane parametre. Lokaliteti koji se odlikuju smanjenom koncentracijom nutrijenata nisu pokazali tendenciju grupisanja (lokaliteti 3 i 7 su na grafiku udaljeni), kao ni lokaliteti sa povećanom koncentracijom nutrijenata (lokaliteti 4 i 6 su na grafiku udaljeni).

Faunistička varijabilnost analizirane zajednice je primarno korelisana (i uslovljena) vrednostima koncentracije hlorofila *a*. To se vidi na slici 38, budući da vektor koji predstavlja koncentraciju hlorofila *a* ima najveći intenzitet. Parametri koji su takođe vrlo bitni za struktuiranje zajednice su temperatura vode i turbiditet.

Na osnovu činjenice da, korišćenjem CCA analize, lokaliteti nisu grupisani u zavisnosti od vrednosti koncentracije nutrijenata, zajednica Diptera ne pokazuje promene koje bi bile u skladu sa promenama ovih parametara na godišnjem nivou. Zajednica diptera, najverovatnije zbog mogućnosti postojanja većeg broja generacija u odnosu na druge insekatske grupe u istom periodu, manje je pogodna kao pokazatelj zagađenosti povećanom koncentracijom nutrijenata na reci Nišavi, osim u zimskom periodu (jedino u tom periodu promena mere diverziteta zajednice prati promenu koncentracije nutrijenata).



Slika 38. CCA analiza zajednice Diptera na reci Nišavi

Pošto je koncentracija hlorofila *a* često korišćen parametar trofičnosti vodenih ekosistema (lotičkih i lentičkih), može se konstatovati da promene zajednica Diptera prate promene stanja trofičnosti ekosistema (hlorofil *a* je jedan od najbitnijih faktora u strukturiranju ove zajednice).

Zbog toga što se lokaliteti nisu grupisali prema longitudinalnom položaju u reci (pravilno u odnosu na gornji, srednji i donji tok) konstataje se da nema korelacije između sastava zajednice Diptera i sektora reke.

3.5.5. Zajednica Odonata

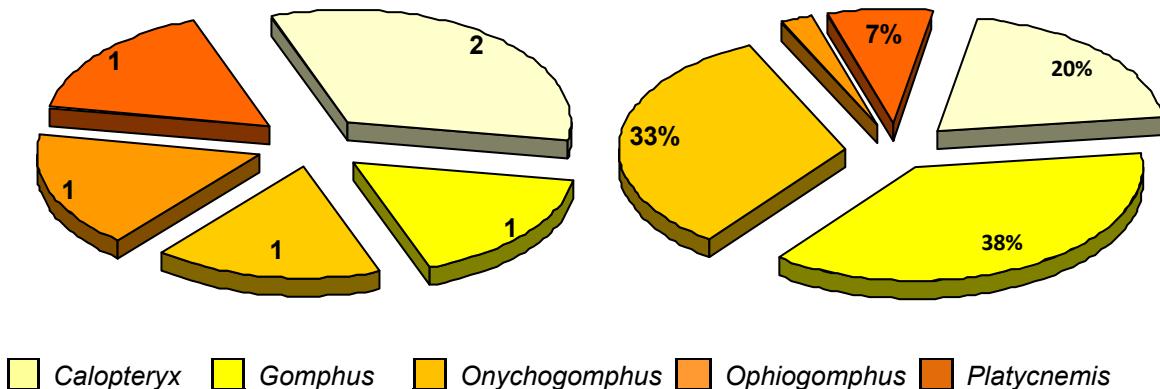
Od ukupnog broja konstatovanih vrsta, Odonata čine 4,5% (6 vrsta) (tabela 25). Odonata su red akvatičnih insekata čiji su predstavnici veoma važni za funkcionisanje slatkovodnih ekosistema (Delgado, 2002). Dužina trajanja predadultog stadijuma i široko rasprostranjenje u akvatičnim ekosistemima čini ih pogodnim za korišćenje u svrhe biomonitoringa (Corbet, 1983). Predstavnici ove grupe konstatovani su na svim lokalitetima (tabela 25). Oni su predatori, kako drugih insekata, tako i ribljih larvi (Delgado, 2002). Sa druge strane, predstavljaju izvor hrane za vertebrate kao što su ribe i amfibije (Minter & Kenneth, 1996).

Brojna istraživanja pokazuju da je biodiverzitet i broj individua odonata povezan sa kvalitetom vode (Watson *et al.*, 1982; Takamura, 1991; Corbet, 1999). Najmanji broj individua (po 3) konstatovan je na lokalitetima 4, 10 i 12 (tabela 25) koji se karakterišu visokim koncentracijama nutrijenata (tabela 4). Smatraju se dobrim bioindikatorima kvaliteta vode i "zdravlja" ekosistema (Delgado, 2002).

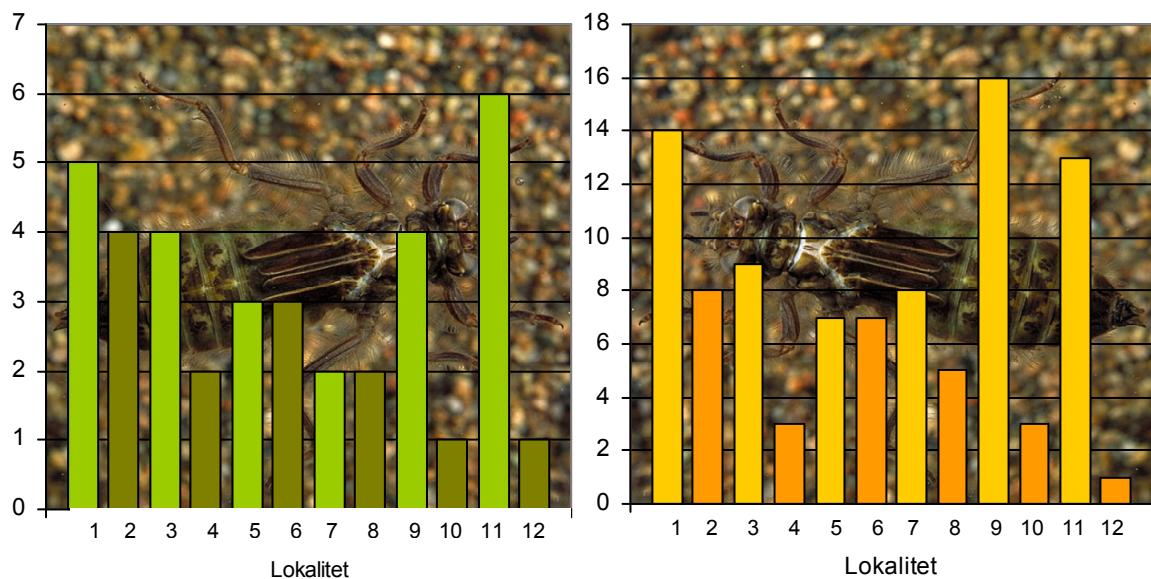
Tabela 25. Zastupljenost vrsta Odonata na istraživanim lokalitetima (broj jedinki po vrstama).

Species	Skr.	Lokaliteti											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Calopteryx splendens</i>	Cas	3	1	1	2	1	3			2		1	
<i>Calopteryx virgo</i>	Cav	1		1						1		2	
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	Gov	7	3	4	1	3	3		1	9		3	1
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	Onf	2	3	3		3	1	7	4	4	3	1	
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	Opc							1				1	
<i>Platycnemis pennipes</i>	Plp	1	1									5	

U toku perioda istraživanja konstatovane su 94 jedinke koje pripadaju ovoj grupi. Zastupljena su tri familije: Calopterygidae, Platycnemididae i Gomphidae. Prve dve su predstavljene sa po jednim (*Calopteryx* i *Platycnemis*) a treća familija sa tri roda (*Gomphus*, *Onychogomphus* i *Ophiogomphus*). Od ukupnog broja jedinki, najveći broj pripada familiji Gomphidae (68 jedinki). Na nivou rođova najveću zastupljenost ima *Gomphus* sa 37,1 % a najmanju rod *Ophiogomphus* sa 2,13 % (slika 39).



Slika 39. Zastupljenost broja vrsta po rodovima (levo) i procentualno učešće broja jedinki pojedinih rodova u ukupnom broju sakupljenih Odonata (desno).



Slika 40. Broj vrsta (levo) i broj jedinki (desno) Odonata po lokalitetima.

Vrste *Gomphus vulgatissimus* i *Onichogomphus forcipatus* nisu detektovane samo na dva lokaliteta duž rečnog toka, pa se može prepostaviti da su najeurivalentnije, dok je vrsta *Ophiogomphus cecilia* konstatovana samo na dva lokaliteta pa predstavlja najstenovalentniju vrstu. Najveći broj vrsta (sve vrste koje su nađene duž rečnog toka) je konstatovan na lokalitetu 11, za kojim sledi lokalitet 1 na kome nedostaje samo jedna vrsta. Na lokalitetu 7 koji jedan od najmanje zagađenih, javljaju se samo dve vrste (slika 40.), kao i na lokalitetu 4 koji je jedan od najzagađenijih. Na osnovu ove činjenice može se reći da specijski diverzitet Odonata nije pogodan za određivanje stepena zagađenosti

pojedinih lokaliteta. Povećani broj vrsta na lokalitetu 11 se može objasniti povećanjem raznovrsnosti mikrostaništa (jer je on na reci koja je veća od Nišave), dok se povećani broj vrsta na lokalitetu 1 može pripisati manjem kompetitivnom pritisku.

Najveću vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta ima lokalitet 11 (tabela 26). Ako uporedimo vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta na jednom od najzagađenijih lokaliteta (4) sa jednim od najmanje zagađenih (7) videćemo neočekivane vrednosti: diverzitet je veći na zagađenijem lokalitetu. Na osnovu Simpsonovog indeksa (tabela 26) uočeno je takođe da je na lokalitetu 7 uniformnost zajednice izražena iako je to, kako smo već spomenuli jedan od najmanje zagađenih lokaliteta.

Tabela 26. Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta i godišnji prosek Simpson-ovog i Margalef-ovog indeksa u zajednici Odonata.

Ind. diverz.	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Shannon-ov	1.33	1.26	1.21	0.64	1.00	1.00	0.38	0.50	1.10	0	1.59	0
Simpson-ov	0.33	0.31	0.33	0.56	0.39	0.39	0.78	0.68	0.40	1	0.24	1
Margalef-ov	1.52	1.44	1.37	0.91	1.03	1.03	0.48	0.62	1.08	0	1.95	0

Korišćenje indeksa diverziteta u svrhu određivanja stepena zagađenja pojedinih lokaliteta, u reci Nišavi, na osnovu zajednice Odonata nije pogodno. Razlog tome je činjenica da je uhvaćen relativno mali broj individua (u odnosu na druge insekatske grupe) zbog nihovog preferirnja mikrostaništa koja se nalaze uz samu obalu. Specijski diverzitet ove grupe takođe nije pogodan pokazatelj stanja zagađenosti pojedinih lokaliteta na reci Nišavi. Samostalno korišćenje ove grupe (na osnovu navedenog) trebalo bi izbegavati u bioindikatorske svrhe.

3.5.6. Zajednica Gastropoda

U makroinvertebratskoj zajednici Nišave Gastropoda sa 11 vrsta čine 8,33% (tabela 27). Fluktuacija dubine vode, kako vremenska, tako i prostorna, različiti oblici rečnog korita, različita trenutna brzina, raznovrsnost sedimenata, zastupljenost vegetacije, čine život većine životinja u rečnim ekosistemima izuzetno teškim. Predstavnici ove grupe su konstatovani u toku istraživanja i na lokalitetima na kojima preovladava stabilni supstrat i na lokalitetima sa nešto većim procentom nestabilnog supstrata (tabela 4). Visoke vrednosti diverziteta ova grupa ima na lokalitetu 10, na kome je zastupljenost makrofita najveća (tabela 28), ali neke vrste naseljavaju lokalitete na kojima nije postojala makrofitska vegetacija u toku istraživanja (tabela 28). To pokazuje sposobnost ove grupe da izdrži širok dijapazon uslova spoljašnje sredine. Prema Malmquist (2002) "Lokalna struktura zajednice može se posmatrati kao rezultat kontinuiranog procesa sortiranja...". Uprkos svim teškoćama, rečna fauna je veoma bogata, što se odnosi i na Gastropoda (Michalik-Kucharz *et al.*, 2000). Po Dillon (2000), vrste puževa su odvojene (grupisane) u različite zajednice na različitim tipovima dna i duž rečnog korita. Na primer, vrste roda *Theodoxus* uglavnom se na reci Nišavi javljaju tek na petom lokalitetu i nizvodno od njega (tabela 27.). Isto važi i za vrste *Fagotia acicularis* i *Stagnicola palustris*.

Mekušci zauzimaju istaknuto mesto među vodenim organizmima koji su pogodni za biomonitoring (Goldberg 1986; Salanki 1989). Oni se često koriste za pasivni i aktivni biomonitoring, u hazardnim slučajevima i za procene rizika (Borcherding & Volpers 1994). Na području ovog dela centralnog Balkana posvećena je pažnja ekologiji mnogih grupa makroinvertebrata, dok je malo informacija dostupno o ekologiji vodenih Gastropoda ovog područja.

Tokom istraživanja na lokalitetima je sakupljeno 3237 jedinki. Identifikovano je 11 vrsta u okviru 4 familije. Familija Planorbidae je zastupljena sa 4 roda, familija Lymnaeidae sa dva roda, dok su familije Melanopsidae i Neritidae predstavljene sa po jednim rodom. Većina rodova je predstavljena sa po jednom vrstom, osim roda *Radix* koji je zastupljen sa dve vrste i roda *Theodoxus* koji je zastupljen sa tri vrste.

Tabela 27. Zastupljenost vrsta Gastropoda na istraživanim lokalitetima.

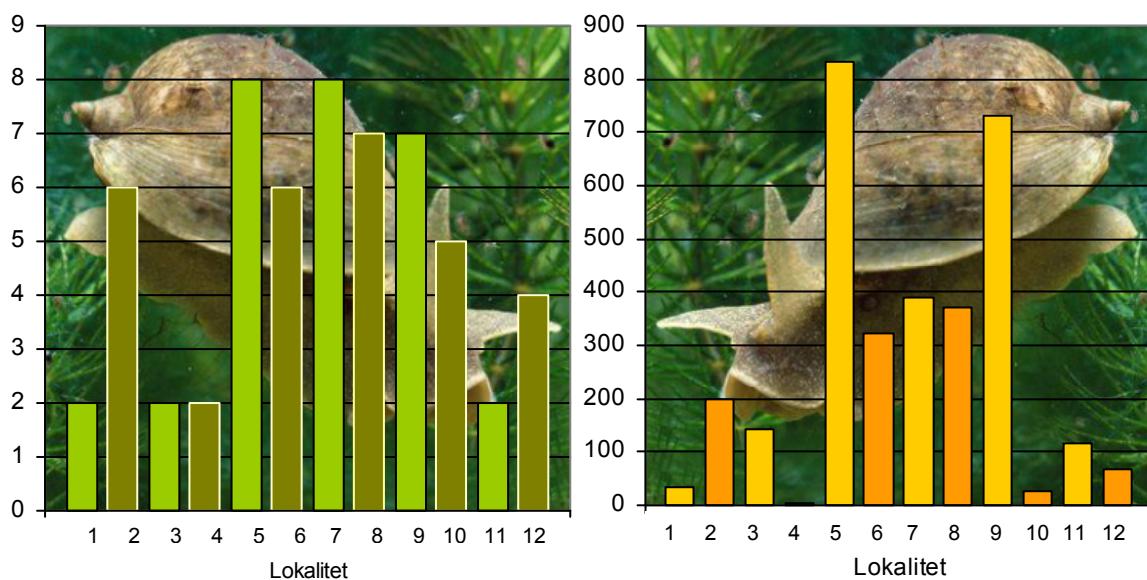
Species	Skr.	Lokaliteti											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Ancylus fluviatilis</i>	Anf	1		1	1	4	9	14	6	1			
<i>Anisus vortex</i>	Anv		1				3						
<i>Fagotia acicularis</i>	Faa					10			16	1	1		
<i>Radix auricularia</i>	Raa		4				1			17	1	3	
<i>Radix peregra</i>	Rap	32	187	143	2	90	74	218	124	103	6	116	61
<i>Stagnicola palustris</i>	Stp					698	234	126	146	544	3		4
<i>Planorbarius corneus</i>	Plc		1										
<i>Planorbis planorbis</i>	Plp		4			1	1	1			1		
<i>Theodoxus danubialis</i>	Thd		1			26		18	47	27			
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	Thf					2	2	4	12	15			
<i>Theodoxus transversalis</i>	Tht						1	8	19	39			1

Što se tiče broja jedinki u okviru pojedinih familija, ubedljivo najzastupljenija je familija Lymnaeidae sa 90,72% od ukupnog broja jedinki (2927 jedinke). Sledeća po brojnoj zastupljenosti je familija Neritidae sa 6,83% (221 jedinka), zatim Planorbidae sa 1,54% (50 jedinki) i Melanopsidae sa 0,86% (28 jedinki) (slika 42).

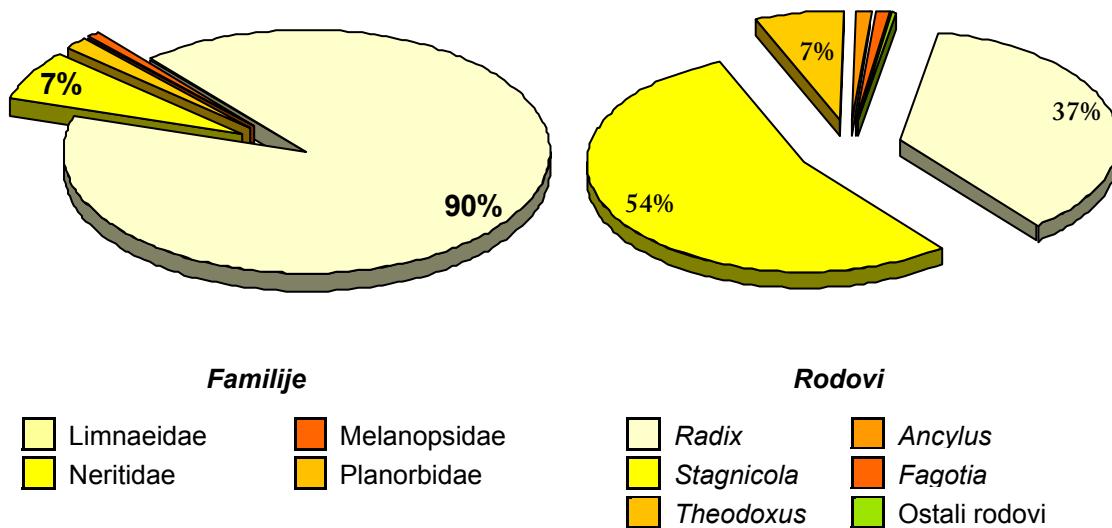
Vrsta koja je zastupljena na svim lokalitetima jeste *Radix peregra*. Može se zaključiti da je to vrsta koja je eurivalentna na mnoge faktore sredine koji se longitudinalno menjaju duž reke. Ipak, njena brojnost pokazuje zavisnost od koncentracije ukupnog fosfora. Najmanji broj jedinki je ulovljen na lokalitetima sa najvećom koncentracijom ukupnog P (lokaliteti 4 i 10).

Sezonska dinamika je kod ove grupe makroinvertebrata izražena. Ubedljivo najveći broj jedinki je sakupljen u toku leta (1414 jedinki), zatim u proleće (719 jedinki), pa tokom zime (598 jedinki) i u jesen (506 jedinki).

Lokaliteti se medusobno razlikuju po bogatstvu vrsta (slika 41). Lokalitet sa najvećim brojem vrsta su 7 i 5 (sa po 8 vrsta), a sa najmanjim brojem vrsta (dve vrste) 1, 3, 4, i 11 (slika 41).



Slika 41. Broj vrsta (levo) i broj jedinki (desno) Gastropoda po lokalitetima.



Slika 42. Procentualno učešće broja jedinki pojedinih familija (levo) i rodova u ukupnom broju sakupljenih Gastropoda (desno).

Na godišnjem nivou, najveću vrednost diverziteta zajednica Gastropoda ima na lokalitetu 8 koji se odlikuje najvećim procentom stabilne podloge i niskom zbirnom koncentracijom totalnog P i totalnog N (tabela 28). Ove visoke vrednosti su verovatno i posledica većeg broja mikrostaništa (jer je reka dovoljno široka).

Tabela 28. Vrednosti Shannon-ovog i Simpson-ovog indeksa diverziteta, mokra masa perifitona na godišnjem nivou (g/dm^2) i zastupljenost makrofita (suma relativnih abundanci za svaki mesec u toku pet meseci u kojima se makrofite pojavljuju) na istraživanim lokalitetima

Ind. diverz.	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Shannon-ov	0.45	0.59	0.05	0.97	0.64	0.85	1.18	1.68	0.90	1.47	0.06	0.06
Simpson-ov	0.83	0.86	0.98	0.55	0.72	0.58	0.42	0.28	0.58	0.43	0.98	0.79
Perifiton	7.57	10.7	7.45	8.13	7.72	5.86	7.23	7.01	7.89	13.3	0.51	0.48
Makrofite	7	9	9	0	15	5	18	5	13	20	3	0

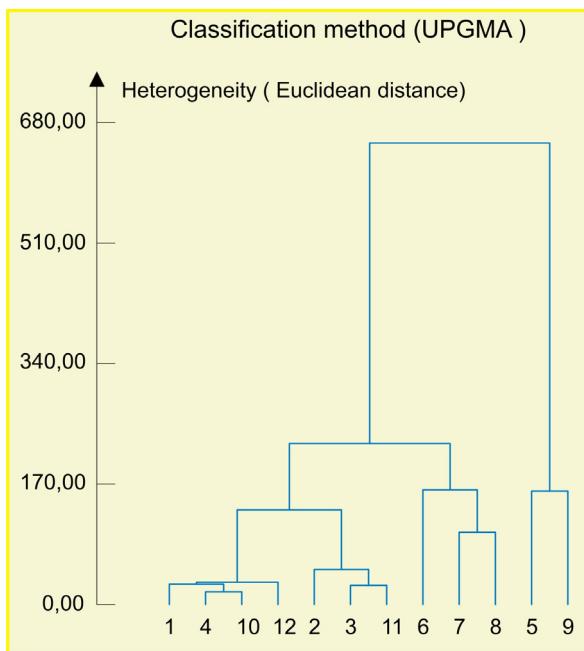
Visoku vrednost diverziteta ima i zajednica na lokalitetu 10 (tabela 28) koja se odlikuje i najvećom prosečnom pokrovnošću submerznih makrofita (u % preračunato na pet meseci u toku kojih je zastupljena makrofitska submerzna vegetacija). Makrofite ovoj zajednici predstavljaju kako izvor hrane, tako i sklonište. Ovaj lokalitet se ogleda i najvećim prosekom mase perifitona i najnižom prosečnom godišnjom vrednosti turbiditeta. Za lokalitetom 8 sledi lokalitet 7 koji je takođe sa dovoljnom količinom perifitona i makrofita. Najmanju vrednost diverziteta na godišnjem nivou zajednica Gastropoda ima na lokalitetu 3, na kojem su zajednice Ephemeroptera, Trichoptera i ostale grupe zoobentosa imale najveći diverzitet. Zaključak je da su niske vrednosti diverziteta Gastropoda na ovom lokalitetu posledica kompeticije. Niske vrednosti diverziteta ima lokalitet 12, na kome je zbirno najmanje makrofita i perifitona. Najveću vrednost Simpson-ovog indeksa imaju lokaliteti 3 i 11 (tabela 28).

Na najvećem broju lokaliteta najveći diverzitet je u prolećnom periodu (tabela 29). Samo na jednom lokalitetu najveći diverzitet je u toku leta (na lokalitetu 11). Možemo zaključiti da i uprkos slaboj mobilnosti, u toku leta kada opadne količina vode (pa je samim tim razblaženje zagađivača manje) predstavnici ove zajednice ulaze u drift.

Tabela 29. Prosečna vrednost Shanon-ovog indeksa po godišnjim dobima na istraživanim lokalitetima.

Period	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Godišnji nivo	0.45	0.59	0.05	0.97	0.64	0.85	1.18	1.68	0.90	1.47	0.06	0.06
Proleće	0.97	0.72	0	0	0.85	0.39	1.48	2.01	0.93	0	0	1.19
Leto	0	0.58	0	0	0.75	0.99	1.23	1.46	0.52	0.98	0.1	0.64
Jesen	0	0.38	0.12	0	0.50	1.12	0.92	1.67	1.52	1.11	0	0
Zima	0	0.18	0	0	0.40	1.65	1.40	1.73	1.89	0.97	0	0

U okviru istraživanih lokaliteta formirale su se četiri grupacije (slika 43). Lokaliteti 4 i 10 su međusobno slični zbog činjenice da je na ova dva lokaliteta, zbirno gledano (N+P) visoka koncentracija nutrijenata (tabela 4.). Lokalitet 1 takođe ima visoku zbirnu koncentraciju nutrijenata, kao i lokalitet 12, ali se više odvaja zbog činjenice da se nalazi na drugoj reci.

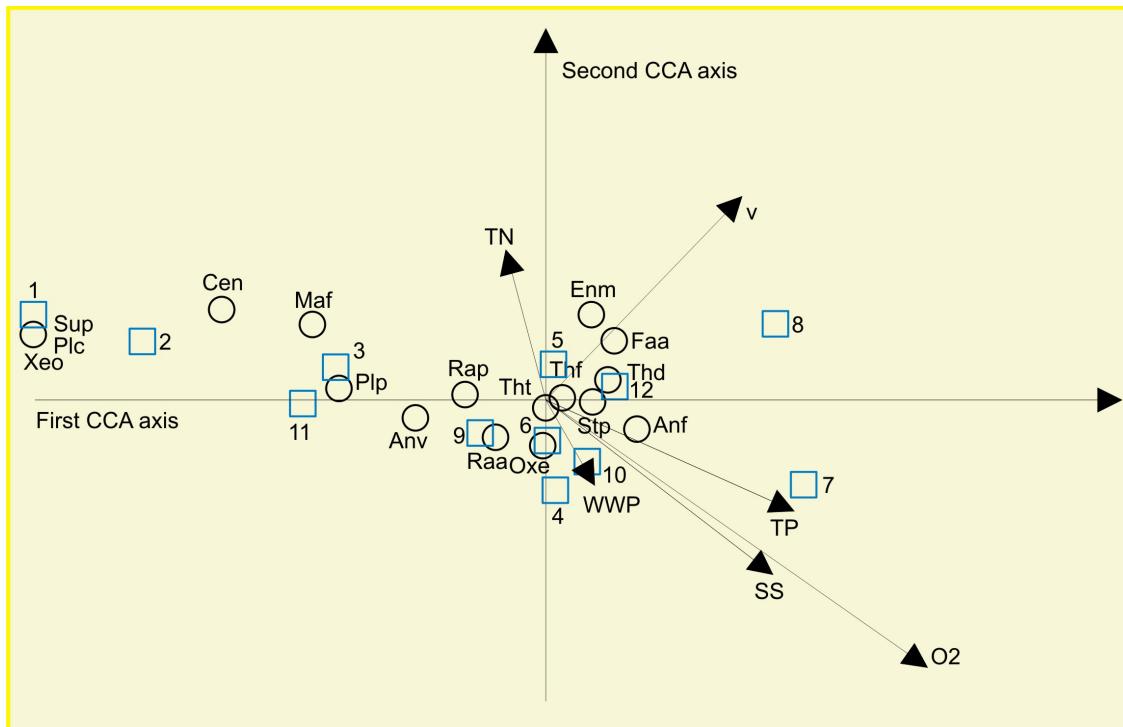


Slika 43. Klaster analiza zajednice Gastropoda.

Drugu grupu lokaliteta čine lokaliteti 2, 3 i 11 koji se izdvajaju od ostalih po veoma sličnom procentu zastupljenosti stabilne podloge (tabela 4). Treću grupu čine lokaliteti 6, 7 i 8 koji imaju gotovo iste prosečne godišnje koncentracije ukupnog P i slične prosečne godišnje godišnje koncentracije ukupnog N. Lokaliteti 7 i 8 imaju i međusobno jednake brzine vodene struje. Sledeću grupu čine samo dva lokaliteta 5 i 9 koji se karakterišu gotovo istim godišnjim prosecima koncentracije ukupnog N i identičnim godišnjim prosekom koncentracije ukupnog P. Takođe, ova dva lokaliteta imaju gotovo istu godišnju prosečnu masu perifitona.

Faunistička varijabilnost analizirane zajednice je primarno regulisana (i uslovljena) vrednostima koncentracije kiseonika i brzinom rečnog toka. Kao veoma bitan faktor se izdvaja koncentracija totalnog fosfora. CCA analizom (slika 44) su se izdvojile dve grupe lokaiteta: u jednoj su lokaliteti 1, 2 i 11 a u drugoj svi ostali lokaliteti.

Na osnovu toga što su vektori koncentracije kiseonika i TP veoma bitni (imaju najveći intenzitet) u strukturiranju ove zajednice, jasno je da se ova grupa može koristiti u svrhe bioindikacije, mada grupe koje su se izdvojile nisu struktuirane islučivo prema kvalitetu vode na lokalitetima (prema koncentracijama nutrijenata, koncentracijama kiseonika) već su i pod velikim uticajem i hidroloških karakteristika određenog lokaliteta, kao što je brzina rečnog toka (značaj se vidi na osnovu intenziteta vektora brzine i procenat stabilnog supstrata).



Slika 44. CCA analiza zajednice Gastropoda na reci Nišavi.

Diverzitet zajednice Gastropoda nije uslovljen primarno kvalitetom vode (kao što je slučaj sa zajednicom Ephemeroptera i Trichoptera). Bez obzira što je zajednica jako korelisana i određena vrlo važnim parametrom kvaliteta vode, koncentracijom kiseonika, ona nije u jakoj zavisnosti od koncentracijom azota (vektor TN) (slika 44). Snažan uticaj na njenu strukturu i diverzitet imaju i hidrološki faktori s jedne strane, kao što je brzina reke i procenat stabilnog supstrata, i biotički faktori s druge strane, kao što je kompeticija (pa je na lokalitetu 3 koji se odlikuje visokim kvalitetom vode diverzitet ove zajednice izuzetno nizak u odnosu na vrednosti koje bi se očekivale u zavisnosti od kvaliteta vode, a takođe je slična situacija i na lokalitetu 7).

Najveći diverzitet ova grupa postiže na lokalitetima koji imaju dovoljne količine mase perifitona i veću zastupljenost makrofita (kao što je navedeno u Pfleger, 1990), naročito ako su oba parametra visoka. Primećuje se i da diverzitet ima generalni trend povećanja vrednosti nizvodno, što je u skladu sa povećanjem veličine same reke, a samim tim sa povećanjem raznovrsnosti mikrostaništa, što se poklapa sa tvrdnjom da je pojava akvatičnih Gastropoda pod veoma jakim uticajem veličine staništa (Pfleger, 1990).

Na osnovu dobijenih rezultata može se konstatovati da ovu grupu ne bi trebalo koristiti kao samostalnu indikatorsku grupu, ali ona predstavlja značajan faktor u korišćenju cele zajednice makroinvertebrata u indikatorske svrhe.

3.5.7. Zajednica Oligochaeta

Oligochaeta sa 16 vrsta čine 12,12% (tabela 30) od ukupnog broja vrsta konstatovanih u toku istraživanja. Oligochaeta imaju kapacitet da povećaju svoju brojnost sa povećanjem organskih materija u akvatičnom ekosistemu, zamenjujući druge bentosne makroinvertebrate koji su manje tolerantni na takve uslove (Schenkova & Helešić, 2006). Najveći broj (11) vrsta je konstatovan na lokalitetu 2 (tabela 30). Na ovom lokalitetu je utvrđena visoka koncentracija hlorofila *a* (kao jedan od parametara trofičnosti sistema) i visoka masa perifitona (slika 20). Ovaj lokalitet se odlikuje i visokim vrednostima koncentracije nutrijenata (tabela 4). Univerzalno se primenjuju za testove bioprocena, kao indikatori koji reflektuju organsko zagađenje u rekama i potocima (Lin & Yo, 2008).

Biotički indeksi koji koriste Oligochaeta kao biološke indikatore uslova u rekama dugo se već koriste za određivanje nivoa zagađenja akvatičnih ekosistema. Howmiller i Beeton (1971) smatraju visoku abundancu Oligochaeta kao indikator organskog obogaćenja, dok Lafont (1984) analizira relativnu abundancu Tubificina u okviru zajednice Oligochaeta da bi identifikovao obogaćivanje organskim materijama. Predstavnici Tubificina se javljaju na lokalitetima 2, 3, 5, 9 i 12. Lokalitet 3 koji ima visok kvalitet vode (Savić *et al.* 2011) ima najmanju procentualnu zastupljenost tubificida u odnosu na ostale lokalitete na kojima su one konstatovane (tabela 30).

Brojne studije pokazuju da su tubificide generalno tolerantne na organsko zagađenje (Verdonschot, 1989; Kazancı & Girgin, 1998; Finogenova, 1996; Schenkova *et al.*, 2001; Othman *et al.* 2002; Nijboer *et al.* 2004; Alves *et al.*, 2008). Moguće je da masovnije pojavljivanje tubificida u zagađenim rekama nije samo posledica njihove tolerancije na niske koncentracije kiseonika (Aston, 1973), već i činjenice da su u takvom okruženju smanjene kompeticija i predatorstvo (Brinkhurst & Jamieson, 1971).

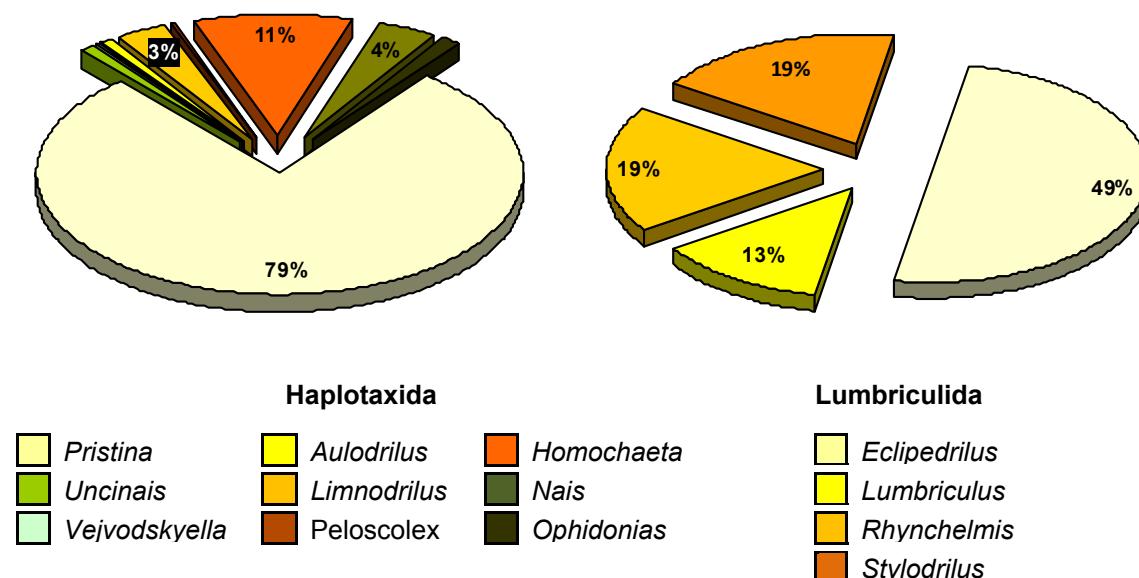
Howmiller i Scott-ov indeks (1977) daje detaljnije informacije o kvalitetu akvatičnih habitata zato što se ne oslanjaju samo na konstatovanje svih prisutnih vrsta nego i na poznavanje ekoloških zahteva brojno najzastupljenijih vrsta na lokalitetu.

Tabela 30. Zastupljenost vrsta Oligochaeta na istraživanim lokalitetima (broj jedinki po lokalitetu).

Species	Skr.	Lokaliteti											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Aulodrilus pluriseta</i>	Aup			2									
<i>Aulodrilus limnobius</i>	Aul			2									
<i>Eclipsedrilus lacustris</i>	Ecl		4	5		1		25	7		1		
<i>Homochaeta naidina</i>	Hon		3	2		3	1	1	1	6	1	3	23
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Lih		1			8				4			1
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Luv		2	1		1	5		1				1
<i>Nais barbata</i>	Nab			6			8		1				
<i>Nais variabilis</i>	Nav		1	1									
<i>Ophidonaïs serpentina</i>	Ops	1	1					3	1				
<i>Peloscolex velutinus</i>	Pev			1									
<i>Pristina jenkinae</i>	Prj			7		4	6	3	2				1
<i>Pristina menoni</i>	Prm		75	106	1	56	15	7	12	11	14		12
<i>Rhynchelmis limosella</i>	Rhl			16									
<i>Stylodrilus heringianus</i>	Sth		5	4		3			3	1			
<i>Uncinais uncinata</i>	Unu									4			
<i>Vejdovskyella comata</i>	Vec								1				

U istraživanom periodu prikupljeno je 508 jedinki Oligochaeta. One su predstavljene sa dva reda: Lumbriculida i Haplotaxida.

Konstatovane su 422 jedinke Haplotaxida. Ovaj red je zastupljen familijom Naididae, sa dve podfamilije: Naidinae i Tubificinae. U okviru Naidinae konstatovano je šest robova, od čega su dva predstavljena sa dve vrste (robovi *Nais* i *Pristina*), a preostala četiri sa po jednom vrstom (*Homochaeta*, *Ophidonaïs*, *Uncinais* i *Vejdovskyella*). U okviru Tubificinae konstatovana su tri roda, od kojih je jedan predstavljen sa dve vrste (*Aulodrilus*) a preostala dva sa po jednom vrstom (*Limnodrilus* i *Peloscolex*). Što se brojčane zastupljenosti tiče, Naidinae su ubedljivo najzastupljenije - čine 95% od ukupnog broja Haplotaxida, dok Tubificinae čine samo 0,5%. Najzastupljeniji rod Haplotaxida je *Pristina* sa 78,66%, a sledi ga *Homochaeta* sa znatno manjom zastupljeničcu (10,43%), dok su ostali robovi još manje zastupljeni (slika 45).

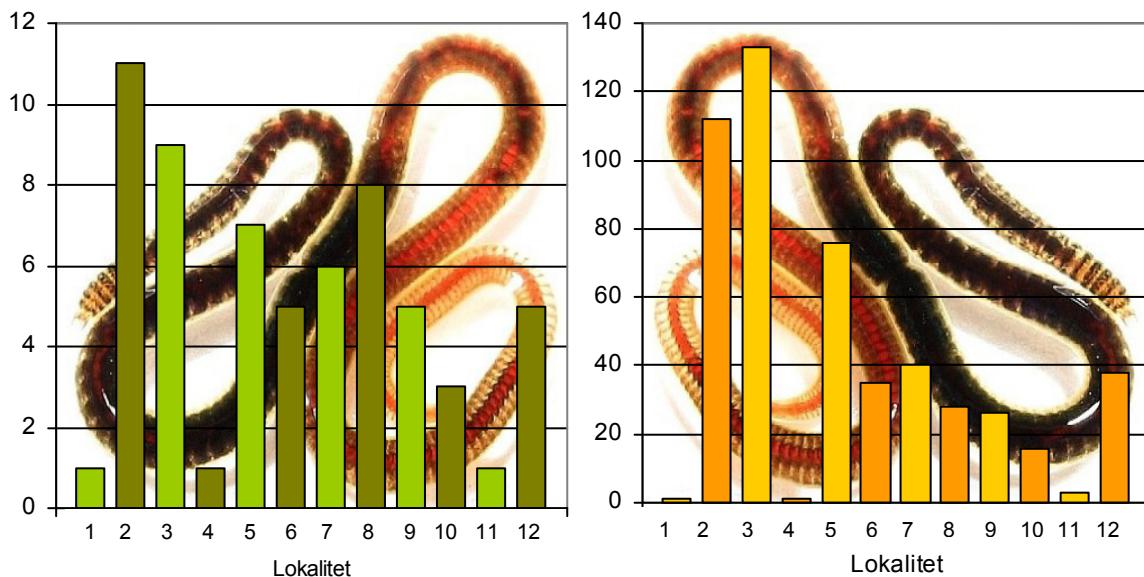


Slika 45. Procentualno učešće rodova reda Haplotauxida (levo) i Lumbriculida (desno).

Konstatovano je 86 jedinki Lumbriculida, pri čemu sve pripadaju familiji Lumbriculidae. Ova familija je predstavljena sa četiri roda a svaki od njih sa po jednom vrstom. Rod *Eclipedrilus* je najzastupljeniji sa 50%, *Rhynchelmis* i *Stylodrilus* sa po 18,6%, a najmanje je zastupljen rod *Lumbriculus* sa 12,74% (slika 45).

U zajednici Oligochaeta reke Nišave izdvajaju se vrste *Homochaeta naidina* i *Pristina menoni*, obe iz familije Naididae. Prva vrsta je odsutna samo sa lokaliteta 1 i 4, a druga samo sa lokaliteta 1 (nema je ni na lokalitetu 11, ali on pripada Južnoj Moravi). Iz toga je jasno da ove dve vrste imaju široku valencu u odnosu na mnoge faktore sredine koji se menjaju nizvodno, ali i da su tolerantnije od svih ostalih jer se javljaju i na lokalitetima sa povećanim zagađenjem. Vrsta *Pristina menoni* je ipak tolerantnija jer je bar u jednom izlasku na teren zabeležena na lokalitetu 4, koji je okarakterisan kao zagađen. Na lokalitetu 10, koji je takođe po već navedenim parametrima jedan od zagađenijih, u toku istraživanja sakupljeno je 14 jedinki (slika 46), a od vrste *Homochaeta naidina* samo jedna, što govori u prilog većoj tolerantnosti prve vrste. Vrsta *Vejdovskyella comata* je uzorkovana samo jednom tokom istraživanja, i to samo na lokalitetu 7 koji je okarakterisan kao jedan od lokaliteta sa najboljim kvalitetom vode. Ne sme se ipak tvrditi da je uzrok njenog izostajanja sa drugih lokaliteta slaba tolerantnost na zagađenje, jer bi inače bila prisutna i na lokalitetu 3, koji takođe ima

sličan kvalitet vode kao lokalitet 7. Postoji mogućnost da je to vrsta koja je slabo kompetitivna, ili pak ima usku valencu na neki drugi faktor sredine, a ne na zagađenje.



Slika 46. Broj vrsta (levo) i broj jedinki (desno) Oligochaeta po lokalitetima.

Najveća vrednost vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta je utvrđena na lokalitetu 8 (tabela 31), koji je srednjeg kvaliteta vode u odnosu na druge lokalitete. Zatim sledi lokalitet 6 koji je jedan od najzagađenijih kako je već ranije konstatovano. Najzagadeniji lokalitet je lokalitet 4 na kojem je vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta jednak nuli (tabela 31). Na jednom od dva najzagađenija lokaliteta vrednost indeksa diverziteta je najveća, a na drugom najmanja. Ne postoji bilo kakva (pogotovo ne značajna) korelacija između diverziteta zajednice Oligochaeta i kvaliteta vode na određenim lokalitetima.

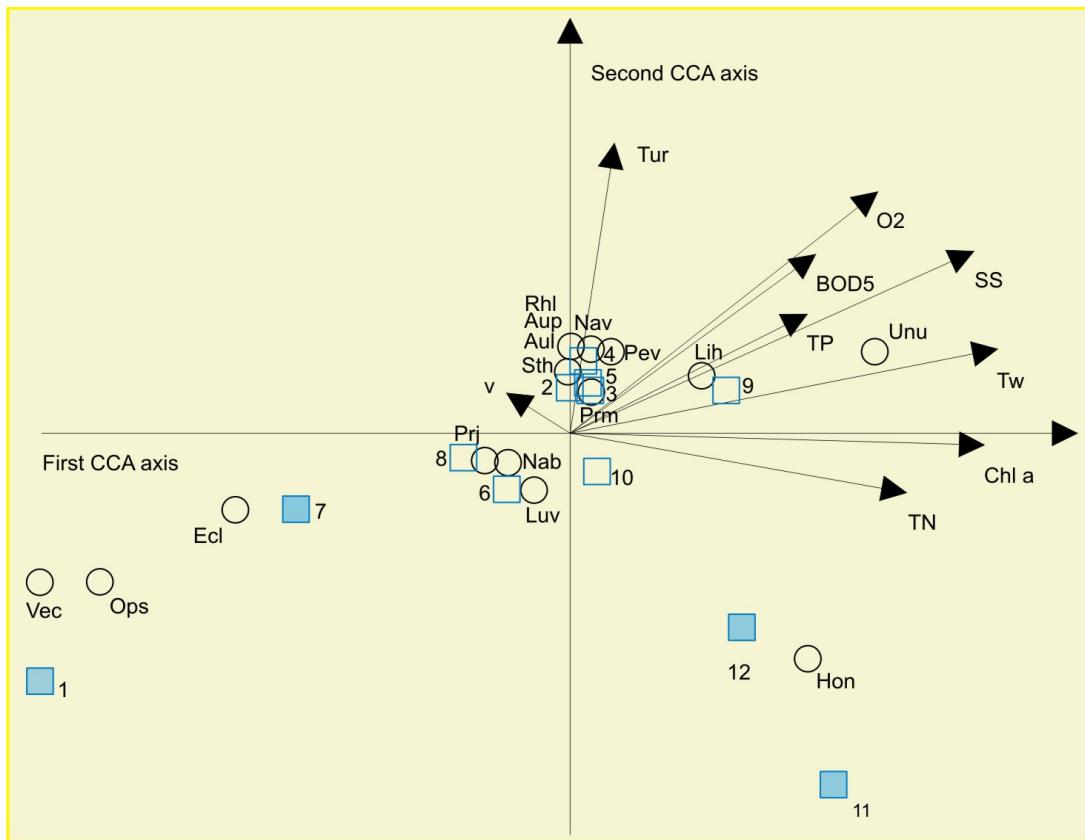
Najveća vrednost Margalef-ovog indeksa je na lokalitetima 2 i 8, koji nisu okarakterisani kao lokaliteti sa vodom najboljeg kvaliteta (tabela 31). Lokaliteti 3 i 7, koji se karakterišu vodom najboljeg kvaliteta (Savić *et al.* 2011), odlikuju se srednjim veličinama vrednosti Simpson-ovog indeksa. Na osnovu toga se uočava da na njima ne egzistira najmanje uniformna zajednica Oligochaeta, kako bi se očekivalo. To što uniformnost zajednice Oligochaeta ne raste u korelaciji sa zagađenjem pretstavlja potvrdu da razmatranje diverziteta ove grupe nije pogodno u bioindikatorske svrhe.

Tabela 31. Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta i godišnji prosek Simpson-ovog i Margalef-ovog indeksa u zajednici Oligochaeta.

Ind. diverz.	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Shannon-ov	0	1,24	0,88	0	0,99	1,38	1,17	1,61	1,4	0,46	0	0,96
Simpson-ov	1	0,47	0,64	1	0,56	0,29	0,43	0,27	0,28	0,77	1	0,47
Margalef-ov	0	2,12	1,64	0	1,39	1,13	1,36	2,1	1,23	0,72	0	1,1

Na osnovu CCA analize (slika 47) vidi se da ima više faktora koji imaju gotovo isti značaj na strukturiranje zajednice Oligochaeta. Faktori koji imaju najmanje uticaja na strukturiranje zajednice (jer je intenzitet vektora najmanji) jesu TP i TN, čija se koncentracija uzima kao pokazatelj organskog zagadženja i povećane trofičnosti.

Lokalitet 1 se izdvojio u ovoj analizi i za njega je već konstatovano da jedini pripada gornjem toku. Izdvojili su se i lokaliteti 11 i 12 koji se nalaze na Južnoj Moravi. Relativno blisku poziciju imaju lokaliteti 6, 7 i 8. Od njih, lokalitet 7 je jedan od lokaliteta sa najboljim kvalitetom vode, a 6 jedan od lokaliteta sa najgorim kvalitetom vode. Lokaliteti 3, 4 i 5 su gotovo preklopjeni. Pritom, lokalitet 3 je lokalitet sa najboljim kvalitetom vode (što je potvrđeno i po analizama hemijskih parametara i po karakteristikama drugih delova zajednice makroinvertebrata), dok je lokalitet 4 sa ubedljivo najgorim kvalitetom vode. Na osnovu zajednice Oligochaeta, lokaliteti su se grupisali tako da grupe čine lokaliteti koji su u istom podsektoru reke, a ne prema tome kakva je koncentracija nutrijenata u njima ili na osnovu nekog drugog pokazatelia zagađenja ili trofičnosti. Na osnovu toga, na reci Nišavi se mogu definisati četiri podsektora reke: prvom pripada samo lokalitet 1, drugom pripadaju lokaliteti 2, 3, 4 i 5, trećem lokaliteti 6, 7 i 8 i četvrtom pripadaju 9 i 10.



Slika 47. CCA analiza zajednice Oligochaeta na reci Nišavi.

Zajednica Oligochaeta nije merodavna za primenu u proceni kvaliteta vode na reci Nišavi jer je njena struktura pre svega određena hidrografskim karakteristikama (onim kojim se karakteriše pojedini deo reke) koje se smenjuju duž rečnog toka po određenom obrascu, a ne parametrima koji određuju stepen zagađenosti vode.

Vrednost indeksa diverziteta (Shanon-ovog indeksa, Margalef-ovog indeksa) (tabela 31) ne prati smanjenje niti povećanje parametara trofičnosti (koncentracije totalnog P i totalnog N), pa je konstatovano da se mera diverziteta ove grupe ne može koristiti kao pokazatelj kvaliteta vode na pojedinim lokalitetima na reci Nišavi. Na osnovu Simpsonovog indeksa uočava se da ne postoji pravilnost koja bi ukazala na pojavljivanje uniformnije zajednice Oligochaeta pri pogoršanju uslova kvaliteta vode, niti pri poboljšanju kvaliteta vode. Iz ovih razloga zajednica Oligochaeta nije samostalno primenljiva u svrhu biomonitoringa na reci Nišavi. Predpostavlja se da bi bilo pogodnije razmatrati korelaciju relativne abundance tubificida u okviru zajednice Oligochaeta prema stepenu zagađenja, ali tubifice su bile konstatovane na manje od pola istraživanih lokaliteta. Zbog toga te analize ovde nije bilo moguće sprovesti.

3.5.8. Zajednica Hirudinea

Od ukupnog broja konstatovanih vrsta, Hirudinea sa 6 vrsta čine 4,5% (tabela 32). Najčešće i najvažnije grupe slatkovodnih invertebrata koje se koriste u svrhu bioloških procena jesu svakako larve insekata. Lokaliteti koji su sa sporijim protokom, čije je dno više prekriveno muljem i makrofitama, često su zagađeni. To dovodi do nestajanja manje tolerantnih predstavnika invertebrata, uglavnom vrsta Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera. To sugerire da je potrebno testirati pogodnost drugih, manje korišćenih grupa, kao što su npr. pijavice, u bioindikatorske svrhe.

Pojedine karakteristike pijavica čine ove organizme pogodnim za biološku procenu slatkovodnih ekosistema, i mogu se koristiti kao bioindikatore zagađenja vode (Scrimgeour *et al.*, 1998). Ubedljivo najveći broj konstatovanih jedinki pijavica je na lokalitetu 4 (tabela 32), koji je po više parametara okarakterisan kao najzagađeniji (Savić *et al.*, 2011). Na tom lokalitetu je konstatovan i najveći specijski diverzitet. Neke od prednosti su i činjenice da je taksonomski diverzitet ove grupe manji kada se uporedi sa drugim grupama. Većinu nije teško determinisati, većina vrsta koje žive u umerenim slatkovodnim ekosistemima su univoltine vrste i u datom ekosistemu provode ceo život (nema perioda kao kod insekatskih larvi gde eklozija smanji abundancu jedinki, ili se pad diverziteta usled eklozije može pogrešno protumačiti u pojedinim periodima godine).

Tabela 32. Zastupljenost vrsta Hirudinea na istraživanim lokalitetima (broj jedinki po lokalitetu).

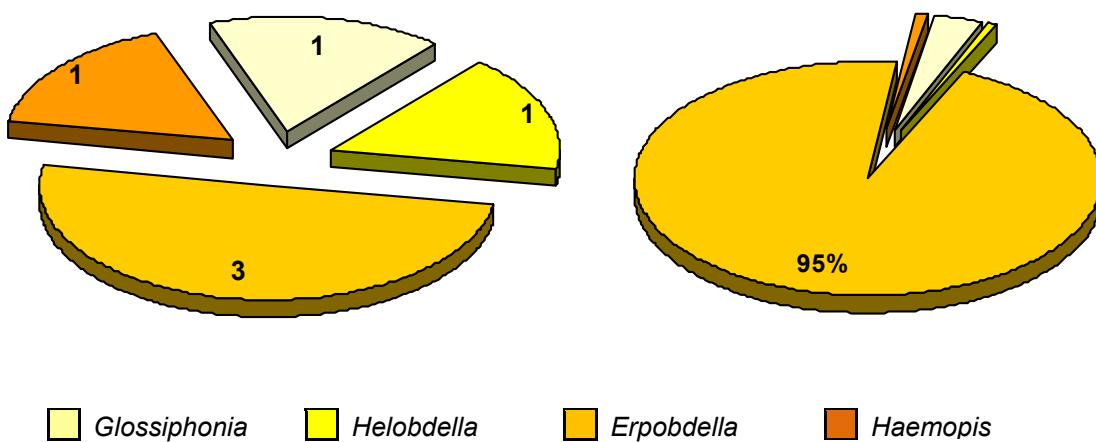
Species	Skr.	Lokaliteti											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Glossiphonia complanata</i>	Glc				1	5	5						1
<i>Helobdella stagnalis</i>	Hes		1		1								
<i>Erpobdella octoculata</i>	Ero	18	6	148	11	1	5		2	56	6	20	
<i>Erpobdella testacea</i>	Ert	3	1				2	2					
<i>Erpobdella vilnensis</i>	Erv			15						37			
<i>Haemopis sangitsuga</i>	Has				1				1	1			

Većina vrsta pijavica smatra se organizmima koji naseljavaju eutrofne, polisaprobrene, srednje ili jako oštećene slatkovodne sredine (Lenat, 1993).

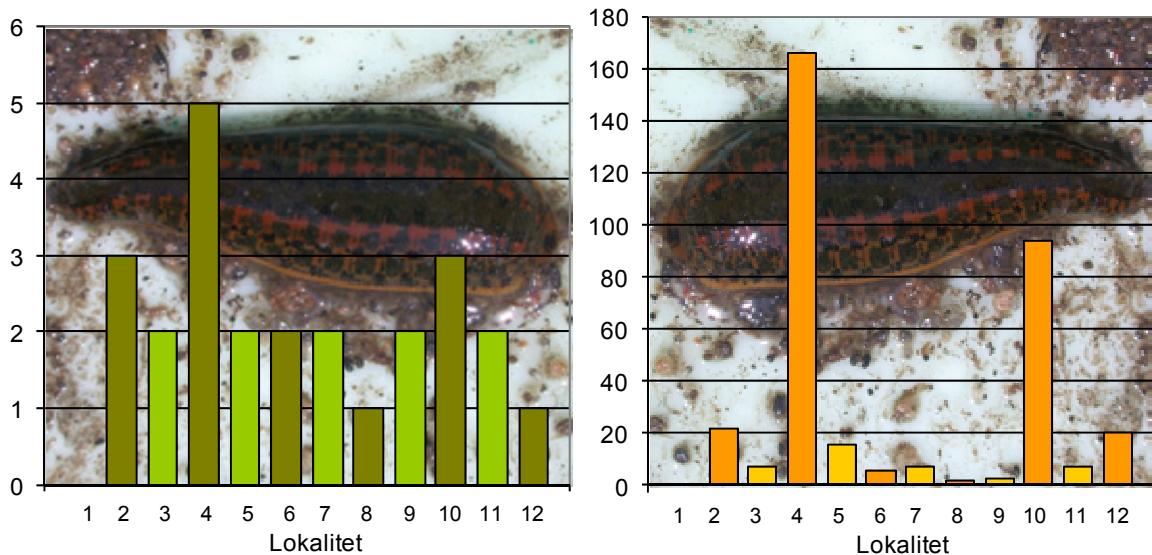
Diverzitet pijavica tipično jako opada kada koncentracije ključnih polutanata rastu (Krodkiewska, 2003). Nasuprot tome, visoki nivo tolerancije kod najčešćih vrsta

rezultirao je time da su sve vrste stavljene u kategoriju visoko tolerantnih organizama (Chyla, 1998; Skriver *et al.*, 2000). Identifikacija ovih organizama samo do nivoa familije (Chyla, 1998) može dovesti do svrstavanja nekih vrsta (koje se lako mogu identifikovati) sa potpuno različitim ekološkim preferencama i različitog nivoa tolerancije na zagađenje, u istu grupu kvaliteta. U nekim procenama one su čak identifikovane samo kao Hirudinea (Royer *et al.*, 2001) ili su isključene sa liste indikatorskih organizama (Maxted *et al.*, 2000).

Tokom istraživanja prikupljeno je 350 jedinki pijavica od čega 336 jedinki pripada redu Arhynchobellida, 14 jedinki redu Rhynchobdelida. U okviru Arhynchobdelida zastupljene su dve familije: Erpobdellidae i Haemopidae. Prva familija je predstavljena jednim rodom u okviru kojeg postoje tri vrste, dok je druga familija predstavljena jednim rodom, sa jednom vrstom (slika 48). U okviru Rhynchobdelida u uzorku postoji samo jedna familija - Glossiphoniidae sa dva roda (*Glossiphonia* i *Helobdella*) od kojih svaki ima predstavnike jedne vrste.



Slika 48. Zastupljenost broja vrsta po rodovima (levo) i procentualno učešće broja jedinki pojedinih rodova u ukupnom broju sakupljenih Hirudinea (desno).



Slika 49. Broj vrsta (levo) i broj jedinki (desno) Hirudinea po lokalitetima.

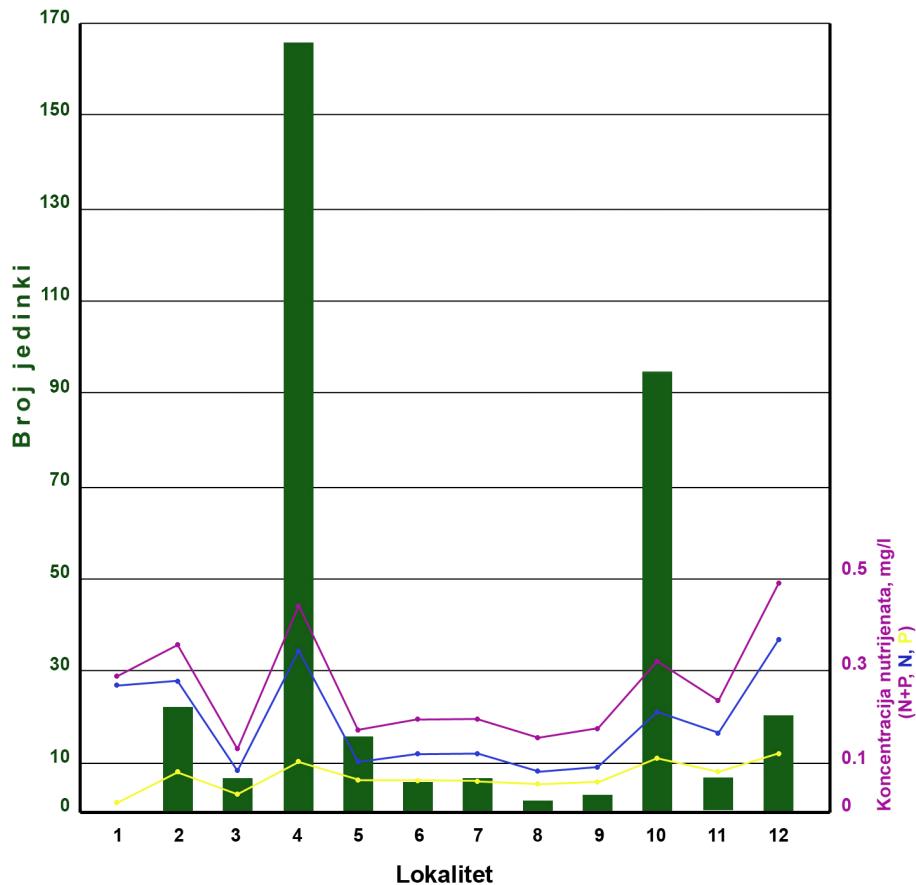
Najšire rasprostranjena vrsta duž reke je *Erpobdella octoculata* koja nije konstatovana samo na dva lokaliteta (lokalitetu 1 gde nije zabeležena nijedna vrsta pijavica, i na lokalitetu 8). Vrsta *Helobdella stagnalis* je konstatovana samo na dva lokaliteta.

Što se tiče specijskog diverziteta, najveći broj vrsta (5 od 6 koliko ih je identifikovano u ovom rečnom toku) nađeno je na lokalitetu 4 (slika 49) koji se, kao što je već pomenuto, izdvaja po visokoj koncentraciji nutrijenata, maloj koncentraciji kiseonika i drugim parametrima koji ukazuju na njegovo zagađenje. Ipak, na šest lokaliteta su konstatovane po dve vrste pijavica, a među njima su lokaliteti sa niskom (lokalitet 3 i 7) kao i visokom (lokalitet 6) koncentracijom nutrijenata. Na osnovu toga se vidi da specijski diverzitet pijavica nemože poslužiti za karakterisanje jednog sistema kao zagađenog ili nezagаđenog. Najveću vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta na godišnjem nivou ima lokalitet 10 (tabela 33), koji se izdvaja po sličnim karakteristikama kao lokalitet 4. Sledeći po vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta su lokaliteti 9 i 7 (koji je već okarakterisan kao manje zagađen). Na osnovu toga se može videti da promene vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta nisu u saglasnosti sa promenama koncentracije nutrijenata.

Tabela 33. Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta i godišnji prosek Simpson-ovog i Margalef-ovog indeksa u zajednici Hirudinea.

Ind. diverz.	Lokaliteti											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Shannon-ov	0	0.58	0.41	0.41	0.62	0.45	0.60	0	0.64	0.72	0.41	0
Simpson-ov	0	0.69	0.76	0.80	0.57	0.72	0.59	1	0.56	0.51	0.76	1
Margalef-ov	0	0.65	0.51	0.78	0.36	0.56	0.51	0	0.91	0.44	0.51	0

Upoređivan je ukupni broj jedinki pijavica na pojedinačnim lokalitetima sa prosečnim godišnjim koncentracijama nutrijenata. Koncentracija ukupnog N prati promene brojnosti pijavica, osim na lokalitetu 1 (slika 50). Koncentracija ukupnog P takođe prati promene brojnosti pijavica osim na lokalitetu 12. Znatno bolje poklapanje dobijamo ako sagledamo zbirno ukupan N i ukupan P (slika 50).



Slika 50. Odnos broja jedinki Hirudinea i koncentracije nutrijenata po lokalitetima.

3.6. Karakteristike kompletne zajednice makroinvertebrata

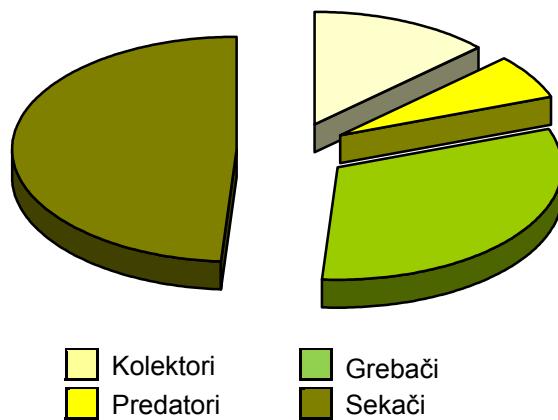
3.6.1. Analiza zajednice makroinvertebrata na osnovu funkcionalnog tipa ishrane na godišnjem nivou

Ekosistemski atributi na osnovu funkcionalnog tipa ishrane

Od ukupnog broja analiziranih jedinki (10519), najveću zastupljenost imaju sekači (shredders, Sh) sa 5154 jedinkama. Zatim slede grebači (scrapers) sa 3312 jedinkama, kolektori (collectors) sa 1369 jedinkama, dok su najmanje zastupljeni predatori sa 684 jedinke (slika 51).

Odnos FFG može biti korišćen u svrhe indikacije relativne autotrofnosti i heterotrofnosti na pojedinim lokalitetima duž rečnog toka.

Na osnovu odnosa P/R, na godišnjem nivou, vidi se da su svi lokaliteti heterotrofnog tipa (P/R je manje od 0,75) (tabela 1; poglavlje 2.4.), osim na lokalitetu devet. Po Vannote *et al.* (1980) trebalo bi da vrednost odnosa $P/R > 1$ postoji već na lokalitetu dva jer on pripada redu reke koji je veći od 4 (tabela 33). Prema ovome sledi da su svi lokaliteti zavisni od unosa alohtone organske materije, osim lokaliteta 9 (tabela 33). Ako se uporede ostali lokaliteti međusobno, vidi se da se po meri heterotrofnosti izdvaja lokalitet 4 za koji je već konstatovano (u poglavlju o zajednici Ephemeroptera) da je najzagadeniji i na kome su uočena mnoga odstupanja u vrednostima parametara u odnosu na ostale lokalitete (izdvaja se po koncentraciji kiseonika, po njegovoj potrošnji, po koncentracijama nutrijenata). Na ovom lokalitetu, tokom čitavog perioda istraživanja nije konstatovano prisustvo makrofita, za razliku od svih ostalih lokaliteta. Na ovom lokalitetu je vrlo niska i koncentracija hlorofila *a*. Niža je samo na lokalitetu 6 (videti poglavlje 3.2.), ali na tom lokalitetu je konstatovano prisustvo makrofita.



Slika 51. Procentualna zastupljenost makroinvertebrata po funkcionalnom tipu ishrane

Tabela 33. Atributi rečnog ekosistema na godišnjem nivou.

Lokalitet	red reke po Straler-u (Dukić & Gavrilović 2008)	P/R	TFPOM/BFPOM	Stabilnost kanala	Top-Down kontrola	CPOM/FPOM
1	4	0.29	0.12	0.32	0.14	2.91
2	5	0.31	0.37	0.43	0.07	1.82
3	6	0.34	0.18	0.47	0.09	0.82
4	6	0.02	0	0.03	1.56	5.62
5	7	0.45	0.07	0.47	0.02	15.68
6	7	0.49	0.38	0.55	0.02	6.29
7	7	0.54	0.62	0.71	0.07	3.01
8	7	0.74	0.1	0.79	0.03	3.06
9	7	1.44	0.23	1.51	0.01	5.61
10	7	0.07	0.02	0.07	0.2	9.54
11	7	0.37	0.82	0.49	0.08	1.79
12	7	0.52	0.29	0.67	0.1	1.51

Ako posmatramo samo neparne lokalitete (koji su iznad uliva zagađivača: 1, 3, 5, 7, 9) na reci Nišavi, nizvodno uočavamo blagi porast odnosa P/R, ali ne postoji pravilnost da je ovaj odnos veći iznad nego ispod uliva zagađivača.

Na lokalitetima 7 i 11 postoji veće zasićenje finim organskim materijama (na osnovu odnosa TFPOM/BFPOM koji je veći od 0,5) (tabela 1; poglavlje 2.4.) u suspenziji nego na ostalim lokalitetima, na kojima se više finih organskih materija nalazi u bentosu (tabela 33).

Stabilnost rečnog kanala je najmanja na lokalitetu 4 (0,03) (tabela 33) što se poklapa sa činjenicom da je na tom lokalitetu i procentualno najmanje zastupljena stabilna podloga (tabela 4; poglavlje 3.1.1.). Na lokalitetima 6, 7, 8 i 9 postoji obilje stabilnog supstrata, na šta ukazuje vrednost parametra veća od 0,5. Ovde se osim stabilnog supstrata u obliku strukture podloge rečnog dna (stene, kamenje veličine šake i oblutak) uračunavaju i, na primer, veći komadi drveta i drugih predmeta pogodnih za naseljavanje zajednice makroinvertebata.

Odnos CPOM/FPOM ukazuje da reka Nišava ima normalnu asocijaciju sekača vezanu za funkcionisanje riparijalnog sistema na svim lokalitetima (svuda je odnos $> 0,25$). Može se svrstati u "reku sekačkog tipa" (Merrit & Cummins, 2007) što znači da vrste u mnogome zavise od spore stope prerade lišća.

Tipičan odnos predator-plen zastupljen je na lokalitetima 1, 3, 10 i 12, dok je taj odnos najviše narušen na lokalitetu 4 (1,56 u odnosu na normalne vrednosti 0,1-0,2) (tabela 1; poglavlje 2.4.).

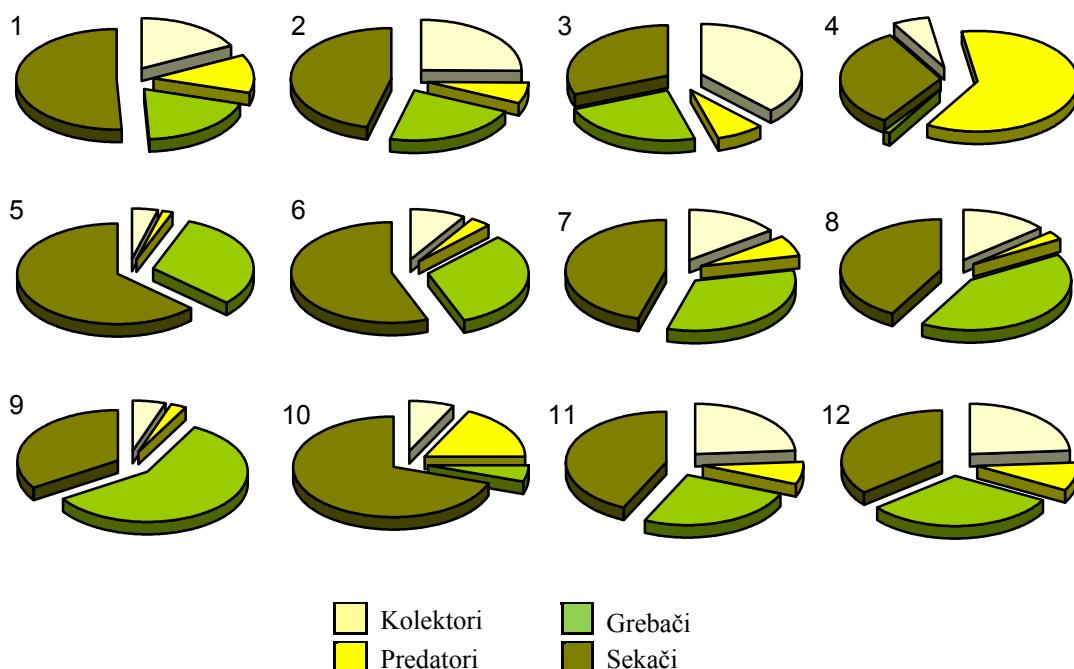
Longitudinalna promena FFG strukture

Na godišnjem nivou, najveći broj jedinki sekača (Sh) i grebača (Sc) nalazi se na lokalitetu 5. Najviše kolektora (Co) je konstatovano na lokalitetu 3, dok je najviše predatora na lokalitetu 4.

Sekači su izrazito dominantna grupa (sa više od 50% od ukupnog broja jedinki na lokalitetu) na lokalitetima 1, 5, 6 i 10 (tabela 34.). Grebači su na godišnjem nivou izrazito dominantna grupa samo na lokalitetu 9 (tabela 34), koji se jedini karakteriše odnosom P/R > 1, pa se može zaključiti da je primarna produkcija na ovom lokalitetu velikim delom potiče od produktivnosti perifitona.

Tabela 34. Brojnost makroinvertebrata po funkcionalnom tipu ishrane na pojedinim lokalitetima.

Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Kolektori	34	228	301	16	115	91	187	124	68	41	110	53
Predatori	24	60	62	170	45	34	80	27	29	99	33	21
Grebači	38	197	186	3	834	329	407	371	731	29	118	69
Sekači	99	416	247	90	1687	573	563	379	432	391	197	80



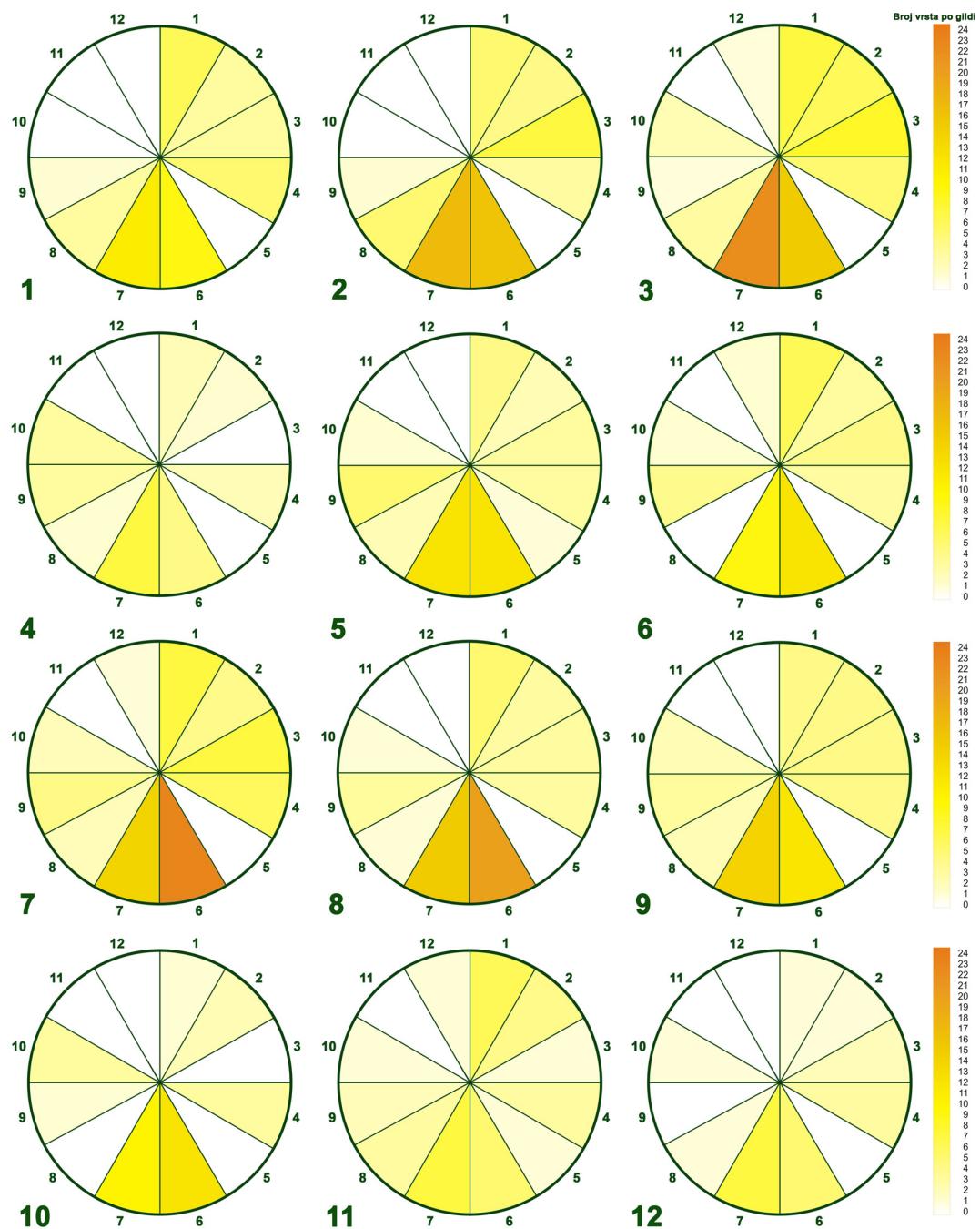
Slika 52. Procentualna zastupljenost makroinvertebrata po funkcionalnom tipu ishrane po lokalitetima.

Ubedljivu dominantnost u procentualnoj zastupljenosti (čak 60,92%) imaju predatori na lokalitetu 4 (slika 52). Pošto teški metali (Hg) i neki drugi polutanti kao što je PCB_s predstavljaju veći rizik za predatorske grupe nego za herbivore (Pavluk *et al.* 2000) to zagađenje na ovom lokalitetu nije takve prirode. Takođe i činjenica da na ovom lokalitetu prosečni godišnji turbiditet nije najveći (nego ima srednje vrednosti), ako se uporedi sa drugim lokalitetima, što omogućava veliku zastupljenost predatara (nekad je smanjen broj predatara posledica povećanog turbiditeta (Rusanov *et al.*, 1990).

Primena ITC proračuna (određivanje stepena zagađenosti pojedinih lokaliteta duž reke)

Najkompletnija trofička struktura je ona u kojoj nedostaje najmanji broj gildi (od maksimalnih 12). Na osnovu rezultata korišćenja programa MaTros utvrđeno je da jedna gilda nedostaje na lokalitetu 11, što se može objasniti činjenicom da je ovaj lokalitet na reci Južnoj Moravi, koja samim tim što je veća reka od Nišave, ima veći broj mikrostaništa da ponudi zajednici makroinvertebrata. Takođe, Južna Morava je na ovom lokalitetu znatno manje zagađena nego posle uliva Nišave (na lokalitetu 12) (pogledati koncentracije nutrijenata (tabela 4; poglavlje 3.1.1.). Dve gilde nedostaju na lokalitetima 2, 3, 5 i 7; tri gilde na lokalitetima 6, 8 i 9. Najviše gildi se gubi na lokalitetima 1, 4 i 12 (slika 53).

Gilda 3 je prisutna na svim lokalitetima osim na okalitetu 4 i 10. To su lokaliteti koji se odlikuju visokim koncentracijama ukupnog P i ukupnog N. Iz toga se može zaključiti da je ova gilda najmanje tolerantna na zagađenje nutrijentima.



Slika 53. Grafički prikaz strukture trofičkih gildi po lokalitetima.

Upoređujući vrednosti C_{tot} (tabela 35) dobijamo vrednosti kvaliteta vode na lokalitetima:

I klasa kvaliteta (visok) lokalitet 11;

II klasa kvaliteta (dobar)

potklasa 1 – lokaliteti 2, 3, 5 i 7

potklasa 2 – lokalitet 8

potklasa 3 – lokaliteti 6 i 9

III klasa kvaliteta (umeren): potklasa 1 – 12
potklasa 2 – lokaliteti 1, 4 i 10

Tabela 35. Izračunavanje vrednosti na osnovu koje se određuje klasa kvaliteta vode (N - broj vrsta u okviru gilde, A - relativni broj vrsta u okviru trofičke gilde, C - 100/A).

Gilda	Lok	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	C _{tot}
1	N	6	3	3	5	0	9	11	3	1	0	0	0	0
	A	14,6	7,32	7,32	12,2	0	21,9	26,8	7,32	2,44	0	0	0	0
	C	6,83	13,7	13,7	8,19	0	4,57	3,73	13,7	41	0	0	0	0
	Ln C	1,92	2,61	2,61	2,1	0	1,52	1,32	2,61	3,71	0	0	0	18,4
2	N	5	4	7	3	0	16	17	5	1	2	0	0	2
	A	8,05	6,45	11,3	4,84	0	25,7	27,4	8,05	1,61	3,22	0	3,22	
	C	12,4	15,5	8,86	20,7	0	3,88	3,65	12,4	62,1	31,1	0	31,1	
	Ln C	2,52	2,74	2,17	3,03	0	1,35	1,28	2,52	4,13	3,43	0	3,43	26,6
3	N	7	6	8	5	0	15	22	3	1	2	0	1	
	A	10	8,56	11,4	7,13	0	21,4	31,4	4,28	1,43	2,86	0	1,43	
	C	10	11,7	8,75	14	0	4,66	3,17	23,4	69,9	35	0	69,9	
	Ln C	2,3	2,46	2,17	2,63	0	1,54	1,14	3,15	4,25	3,55	0	4,25	27,4
4	N	2	1	0	2	0	4	5	1	3	3	0	0	
	A	9,52	4,75	0	9,52	0	19,1	23,8	4,75	14,3	14,3	0	0	
	C	10,5	21,1	0	10,5	0	5,25	4,19	21,1	7	7	0	0	
	Ln C	2,34	3,04	0	2,34	0	1,65	1,42	3,04	1,94	1,94	0	0	17,7
5	N	4	2	3	3	1	12	12	2	5	1	0	0	
	A	8,88	4,44	6,66	6,66	2,22	26,7	26,7	4,44	11,1	2,22	0	0	
	C	11,3	22,5	15	15	45	3,75	3,75	22,5	9	45	0	0	
	Ln C	2,42	3,11	2,71	2,71	3,81	1,32	1,32	3,11	2,19	3,81	0	0	26,5
6	N	6	3	4	3	0	12	9	0	4	1	0	1	
	A	13,9	6,97	9,3	6,97	0	27,9	20,9	0	9,3	2,32	0	2,32	
	C	7,17	14,3	10,8	14,3	0	3,57	4,77	0	10,8	43,1	0	43,1	
	Ln C	1,96	2,66	2,36	2,66	0	1,26	1,55	0	2,36	3,75	0	3,75	22,3
7	N	7	4	7	6	0	23	14	2	4	2	0	1	
	A	10	5,71	10	8,56	0	32,9	20	2,86	5,71	2,86	0	1,43	
	C	10	17,5	10	11,7	0	3,04	5	35	17,5	35	0	69,9	
	Ln C	2,3	2,86	2,3	2,46	0	1,11	1,61	3,55	2,86	3,55	0	4,25	26,9
8	N	5	3	3	3	0	20	15	1	3	1	0	0	
	A	9,25	5,55	5,55	5,55	0	37	27,8	1,85	5,55	1,85	0	0	
	C	10,8	18	18	18	0	2,7	3,6	54,1	18	54,1	0	0	
	Ln C	2,37	2,88	2,88	2,88	0	0,98	1,27	3,98	2,88	3,98	0	0	24,1
9	N	4	4	4	4	0	12	14	2	3	2	0	0	
	A	8,15	8,15	8,15	8,15	0	24,5	28,6	4,07	6,12	4,07	0	0	
	C	12,3	12,3	12,3	12,3	0	4,07	3,5	24,6	16,3	24,6	0	0	
	Ln C	2,51	2,51	2,51	2,51	0	1,4	1,25	3,2	2,79	3,2	0	0	21,9
10	N	1	2	0	3	0	12	10	0	1	3	0	0	
	A	3,12	6,25	0	9,37	0	37,5	31,3	0	3,12	9,37	0	0	
	C	32,1	16	0	10,7	0	2,66	3,2	0	32,1	10,7	0	0	
	Ln C	3,46	2,77	0	2,36	0	0,98	1,15	0	3,46	2,36	0	0	16,5
11	N	6	4	1	3	1	5	7	3	2	1	0	1	
	A	17,7	11,8	2,93	8,81	2,93	14,7	20,6	8,81	2,88	2,93	0	2,93	
	C	5,66	8,51	34,1	11,4	34,1	6,8	4,86	11,4	34,7	34,1	0	34,1	
	Ln C	1,73	2,14	3,53	2,43	3,53	1,92	1,57	2,43	3,55	3,53	0	3,53	29,9
12	N	1	1	2	3	0	5	7	1	0	1	0	0	
	A	4,75	4,75	9,51	14,3	0	23,8	33,3	4,75	0	4,75	0	0	
	C	21,1	21,1	10,5	7	0	4,19	3	21,1	0	21,1	0	0	
	Ln C	3,04	3,04	2,34	1,94	0	1,42	1,09	3,04	0	3,04	0	0	19

Uticaj sektora reke na ITC

Po gore navedenoj klasifikaciji, lokalitet 1 se svrstava u grupu najlošijih po kvalitetu (pripada trećoj klasi i u okviru nje drugoj potklasi zajedno sa lokalitetima 4 i 10). Lokalitet jedan se svrstava u ovu grupu ne toliko zbog zagađenja (mada ima veće koncentracije nutrijenata nego lokaliteti 3 i 7 npr.), već zbog činjenice da do isključivanja pojedinih gildi ili njihovih sastavnih članova može doći i zbog pojava uznemiravanja (kao što su bujice). Pavluk (2000) navodi da je ITC osetljiv i na hemijske i na fizičke poremećaje. Fizički poremećaji imaju mnogo izraženiji efekat u gornjim tokovima reka. Na osnovu CCA (slika 34; poglavlje 3.4.2.), konstatovano da tipično gornjem toku pripada samo lokalitet 1. Sličan slučaj detektovan je u reci Chusovaja, gde uprkos činjenici da je kvalitet vode odličan, poremećaji u režimu protoka dovode do gubitka pojedinih trofičkih grupa (Vaate & Pavluk 2004).

Na svim lokalitetima se vidi dominantnost gildi 6 i 7 (herbivorni grebači i herbivorni skupljači) (slika 53), kao što je to slučaj i u rekama Sylva, Kama i Volga (*ibid.*).

Trofičke gilde 5 i 12 (herbivorni sekači/žvakači koji koriste čestice hrane <1 i omnivorni sekači/žvakači koji koriste čestice hrane <1) i 11 (herbivorni sisači) su najčešće odsutne, a uzrok tome je generalno slaba prisutnost makrofita u rečnom kanalu Nišave. Gilda 5 je prisutna samo na lokalitetu 5 na reci Nišavi, sa jednom vrstom (i na lokalitetu 11 takođe sa samo jednom vrstom, ali treba uzeti u obzir da se on nalazi na drugoj reci). Na lokalitetu 5 je konstatovano obilje makrofita.

S obzirom da je i u prethodnim analizama konstatovano da postoji raščlanjivanje na gornji tok (kome pripada samo lokalitet 1), a da između srednjeg i donjeg nema značajnijih razlika, to možemo potvrditi i ovom analizom.

Uticaj zagađenja na ITC

Već je navedeno da su lokaliteti za uzorkovanje birani tako da se nalaze iznad i ispod zagađivača. Ako pogledamo vrednosti C_{tot} , zapaža se da je vrednost iznad zagađivača veća nego ispod zagađivača, osim ako uporedimo prvi i drugi lokalitet, a već je objašnjen razlog niske vrednosti C_{tot} na lokalitetu 1. Najveći pad u vrednosti C_{tot} je između trećeg i četvrtog lokaliteta, gde takođe postoji najveća razlika u koncentracijama nutrijenata, ako posmatramo parove lokaliteta (tabela 35).

Može se zaključiti da vrednosti C_{tot} prate promene vrednosti nutrijenata.

Upoređivanje lokaliteta na osnovu FFG analize

Komparacijom lokaliteta prema razlici u broju gildi koje su prisutne na svakom od njih, zaključeno je da se međusobno najmanje razlikuju lokaliteti 3 i 2; 7 i 2; 7 i 3; 9 i 8 (tabela 36).

Lokalitet 10 pokazuje razliku od tri gilde u odnosu na 5 lokaliteta. Za njim sledi lokalitet 6 koji ima razliku od tri gilde sa tri lokaliteta (tabela 36).

Tabela 36. Broj gildi po kojima se razlikuju upoređivani lokaliteti.

	lok1	lok2	lok3	lok4	lok5	lok6	lok7	lok8	lok9	lok10	lok11	lok12
lok1	2	2	2	2	3	2	1	1	3	3	3	2
lok2		0	2	2	1	0	1	1	3	1	1	2
lok3			2	2	1	0	1	1	3	1	1	2
lok4				2	3	2	1	1	1	3	3	2
lok5					3	2	1	1	3	1	1	2
lok6						1	2	2	2	2	2	3
lok7							1	1	3	1	1	2
lok8								0	2	2	2	1
lok9									2	2	2	1
lok10										4	3	
lok11											3	

Sledeći korak u poređenju jeste da se lokaliteti porede prema položaju gilde u odnosu na šematski prikaz gildi na kružnici (slika 53). U funkcionalnom smislu:

- međusobno su bliže vrste koje se karakterišu kao omnivori (gilda broj 3) i vrste koje se karakterišu kao herbivori (gilda broj 4),
- međusobno su bliže vrste koje su omnivori (gilda broj 3) i vrste koje su karnivori (gilda broj 2), nego što su to međusobno vrste koje su herbivori (gilda 4) i vrste koje su karnivori (gilda 2). Na osnovu toga, lokaliteti sa najvećom sličnošću jesu takođe 3 i 2; 7 i 2; 7 i 3; 9 i 8.

Tabela 37. Mera različitosti između upoređivanih lokaliteta (istom bojom označeni su parovi lokaliteta sa istom merom različitosti).

	lok1	lok2	lok3	lok4	lok5	lok6	lok7	lok8	lok9	lok10	lok11	lok12
lok1	112	112	40	96	148	112	56	56	114	152	106	
lok2		0	108	110	60	0	60	60	132	60	108	
lok3			108	110	60	0	60	60	132	60	108	
lok4				100	132	108	54	54	42	154	84	
lok5					148	110	50	50	126	70	96	
lok6						60	104	104	90	114	148	
lok7							60	60	132	60	108	
lok8								0	86	110	54	
lok9									86	110	54	
lok10										172	112	
lok11											150	

Postoji više parova lokaliteta čija mera sličnosti ima iste vrednosti na osnovu prethodnih analiza (tabela 37). Za njih je bilo neophodno upotrebiti sledeći korak u poređenju, koji se sastoji u poređenju lokaliteta na osnovu sastava vrsta u okviru pojedinačnih gildi primenom Jaccard-ovog indexa sličnosti (tabela 38).

Na osnovu prethodnih koraka u analizi, vidi se da najmanju "udaljenost" (mera udaljenosti 0), tj. naveću sličnost, imaju parovi lokaliteta: 2-3; 2-7; 3-7; 8-9 (tabela 37). Posmatrajući dalje vrednosti sumiranih ineksa po Jaccard-u (tabela 38) vidimo da je lokalitet 2 sličniji lokalitetu 7 (4,23) nego lokalitetu 3 (3,88). Lokaliteti 8 i 9 (3,80) međusobno su sličniji nego lokaliteti 3 i 7 (3,06).

Sledeći po meri sličnosti jesu lokalitet 4 i 1, pa 4 i 10. Pošto se oni već razlikuju po meri sličnosti u koraku broja umetnutih gildi, sledeći korak nije potrebno primenjivati.

Najviše parova lokaliteta postoji u gornjoj tabeli koji su po meri umetnutih gildi na rastojanju 60. U nizu parova 6-2 (4,61), 6-3 (3,08) i 6-7 (4,30), uočava se da je lokalitet 6 najsličniji sa lokalitetom 2. U nizu parova 8-2 (4,20), 8-3 (3,17) i 8-7 (5,37), uočava se da su najsličniji lokaliteti 7 i 8. U nizu parova 9-2 (2,80), 9-3 (3,09) i 9-7 (3,59), najsličniji su lokaliteti 7 i 9. U nizu parova 11-2 (3,93) i 11-3 (3,81), sličniji je prvi par. Ako posmatramo relacije 2-6 i 2-8 vidimo da je prvi par sličniji. Takođe, ako posmatramo relacije 3-6 i 3-8, vidimo da je drugi par sličniji. Na taj način se gradi mreža sličnosti među lokalitetima.

Na osnovu celog postupka, međusobno su najsličniji lokaliteti 2 i 7, zatim lokaliteti 2 i 3. Uzimajući u obzir samo lokalitete na Nišavi, najrazličitiji su parovi 6-1 i 6-5, a primenom poslednjeg koraka u poređenju, vidi se da je različitost veća u paru 1-6 (2,10) nego u paru 5-6 (4,52).

Ako sagledamo sve lokalitete (uključujući i dva na Južnoj Moravi), najveća razlika je između lokaliteta 10 i lokaliteta 11 (172 po broju umetnutih gildi).

Tabela 38. Vrednosti Jaccard-ovog indeksa sličnosti između upoređivanih lokaliteta.

Lok	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1		2,24	3,04	1,18	2,48	2,10	2,37	3,20	3,95	2,54	3,61	1,98
2			3,88	1,81	2,98	4,61	4,23	4,20	2,80	2,49	3,93	2,56
3				1,36	2,77	3,08	3,06	3,17	3,09	2,53	3,81	1,57
4					2,08	1,96	0,95	1,24	2,06	1,90	2,17	1,75
5						4,52	3,75	3,86	4,37	1,89	5,37	3,56
6							4,30	4,95	3,01	2,62	3,71	3,24
7								5,37	3,59	2,28	3,04	2,01
8									3,80	3,24	3,05	3,27
9										2,70	3,94	2,79
10											2,90	1,82
11												3,61

3.6.2. Analiza sezonske dinamike zajednice makroinvertebrata na osnovu funkcionalnog tipa ishrane

U analizama sezonske dinamike upoređeni su samo lokaliteti koji se nalaze na reci Nišavi.

U prolećnom periodu zapaža se blagi porast vrednosti odnosa P/R u nizvodnom gradijentu. Međutim, svi lokaliteti, sa izuzetkom šestog, po veličini vrednosti ovog odnosa imaju heterotrofnu prirodu (tabela 39). Ne postoji pravilnost koja pokazuje da vrednost P/R kod lokaliteta koji pripadaju petom ili većem redu od petog (već od drugog lokaliteta u ovom slučaju) prelazi jedinicu. To objašnjava činjenica da u prolećnom periodu, zbog bujičastog karaktera ovih tokova, zajednice nekih primarnih producenata nisu dovoljno razvijene, česte su pojave naglog povećanja turbiditeta, a makrofitska vegetacija još nije dostigla svoj maksimum.

Na osnovu odnosa CPOM/FPOM, zaključuje se da se na svim lokalitetima javlja normalna asocijacija sekača. Zasićenje česticama FPOM u suspenziji veće je od "normalnog" zasićenja (odnos TFPOM/BFPOM veći od 0,5) (tabela 1; poglavlje 2.4) samo na lokalitetu 9. Najveća stabilnost kanala u prolećnom periodu je na lokalitetu 6, a najmanja na lokalitetu 4. Normalni balans predator-plen postoji samo na lokalitetu 7.

Tabela 39. Atributi rečnog ekosistema u proleće.

Lokaliteti	P/R	CPOM/FPOM	TFPOM/BFPOM	Stabilnost kanala	Top-Down kontrola
1	0.12	2.08	0.1	0.14	0.04
2	0.14	3.88	0.46	0.22	0.02
3	0.17	0.51	0.2	0.09	0.32
4	0	13	0	0	4.28
5	0.2	141	0.2	0.21	0.01
6	1.21	10.55	0.8	1.3	0.03
7	0.31	5	0.23	0.34	0.13
8	0.55	3.3	0.05	0.56	0.02
9	0.63	25.8	0.56	0.64	0.01
10	0.007	30	0	0.007	0.37
11	1.76	8.67	0	2.06	0.05
12	0.125	0.78	0	0.125	0.5

Ako se sagleda odnos P/R u letnjem periodu (tabela 40), dobija se slika koja se poklapa sa tumačenjem Vannote *et al.* (1980) o promenama ovog odnosa u skladu sa promenom ranga reke. Po klasifikaciji Strahler-a (Dukić, 1982), prvi lokalitet bi pripadao četvrtom redu reke i tu je već ovaj odnos veći od jedinice. Razmatraju se i dalje samo lokaliteti na Nišavi. Kao što je već rečeno, oni su birani u parovima, tako da

neparni lokaliteti imaju položaj iznad uliva zagađivača. Ako posmatramo samo njih (neparne), zapaža se da odnos P/R raste nizvodno (izuzetak je lokalitet 7 koji kada se porede samo neparni lokaliteti ima najveću vrednost turbiditeta i značajan procenat osenčenosti). Zadnji neparni lokalitet u nizu ima takođe visoku vrednost P/R, jer bi on po Strahler-u spadao u 7. red reke. Po Vannote *et al.*(1980), tek od osmog reda reke P/R odnos ponovo opada na vrednosti koje su manje od jedinice. Značajan skok u vrednosti odnosa P/R (i dalje gledajući samo neparne lokalitete) javlja se na lokalitetu 5, jer na tom mestu reka od srednjeg ranga prelazi u rang velikih reka (red reke veći od 6 po Vannote *et al.*,1980).

Na svakom parnom lokalitetu odnos P/R opada u značajnoj meri pod uticajem zagađenja. Osim što se dnos P/R može koristiti kao pokazatelj reda reke, može se koristiti i kao pokazatelj zagađenja.

Na osnovu odnosa CPOM/FPOM zaključuje se da je normalna asocijacija sekača na svim lokalitetima u letnjem periodu (ne razmatrajući lokalitete koji nisu na Nišavi). Zasićenje česticama FPOM u suspenziji veće od "normalnog" zasićenja (odnos TFPOM/BFPOM > 0,5) ne postoji u letnjem periodu ni na jednom od lokaliteta. Najveća stabilnost kanala u prolećnom periodu je na lokalitetu 9, a najmanja na lokalitetu 4. Kada se uporedi stabilnost celog rečnog kanala Nišave u toku proleća i leta, stabilnost je znatno povećana u letnjem periodu. Normalni balans predator-plen postoji na lokalitetu 3 i 10.

Tabela 40. Atributi rečnog ekosistema u leto

Lokaliteti	P/R	CPOM/FPOM	TFPOM/BFPOM	Stabilnost kanala	Top-Down kontrola
1	1	2.25	0.33	1.16	0.58
2	0.58	1.03	0.05	0.6	0.09
3	1.07	0.54	0.12	1.2	0.12
4	0.17	2	0	0.05	0.74
5	5.17	1.37	0.13	5.52	0.03
6	1.35	2.68	0.37	1.54	0.03
7	1.54	3.51	0.4	1.71	0.05
8	0.62	2.41	0.1	0.66	0.022
9	7.21	4.8	0	7.21	0.006
10	0.16	3.5	0	0.16	0.17
11	1.02	1.36	1.5	1.73	0.13
12	2.17	0	0.25	3	0.12

U jesenjem periodu autotrofnu prirodu ($P/R > 0,75$) pokazuju lokaliteti 3, 7, 8 i 9 (tabela 41). Ostali lokaliteti pokazuju manje vrednosti zbog toga što se u njihovoj blizini

ulivaju reke koje u jesenjem periodu imaju znatne fluktuacije u mutnoći (lokaliteti 1, 2 i 5) ili zbog uliva zagađenja (lokaliteti 4 i 6).

Na osnovu odnosa CPOM/FPOM zaključuje se da normalna asocijacija sekacha postoji na svim lokalitetima. Zasićenje česticama FPOM u suspenziji veće je od "normalnog"zasićenja (odnos TFPOM/BFPOM > 0,5) na lokalitetima 2, 6 i 7. Najveća stabilnost kanala u jesenjem periodu je na lokalitetu 7, a najmanja na lokalitetu 4. Normalni balans predator-plen postoji na lokalitetima 1, 3, 9 i 10.

Tabela 41. Atributi rečnog ekosistema u jesen.

Lokaliteti	P/R	CPOM/FPOM	TFPOM/BFPOM	Stabilnost kanala	Top-Down kontrola
1	0.38	1.3	0.25	0.51	0.125
2	0.41	1.89	1.25	0.73	0.08
3	0.75	1.2	0.36	0.97	0.14
4	0.03	7	0	0.03	1.64
5	0.23	16.72	0.06	0.25	0.01
6	0.05	14.55	0.5	0.07	0.03
7	1	1.21	0.9	1.55	0.09
8	0.89	7.22	0.43	0.95	0.04
9	1.12	1	0	1.43	0.1
10	0.08	11.62	0.13	0.09	0.2
11	0	11.4	1.5	0.04	0.05
12	0.67	0.1	0.45	1.32	0.03

U zimskom periodu (tabela 42) heterotrofnu prirodu pokazuje većina lokaliteta (izuzetak je lokalitet 8). Ne uočava se ni pravilan rast odnosa P/R nizvodno (na neparnim lokalitetima).

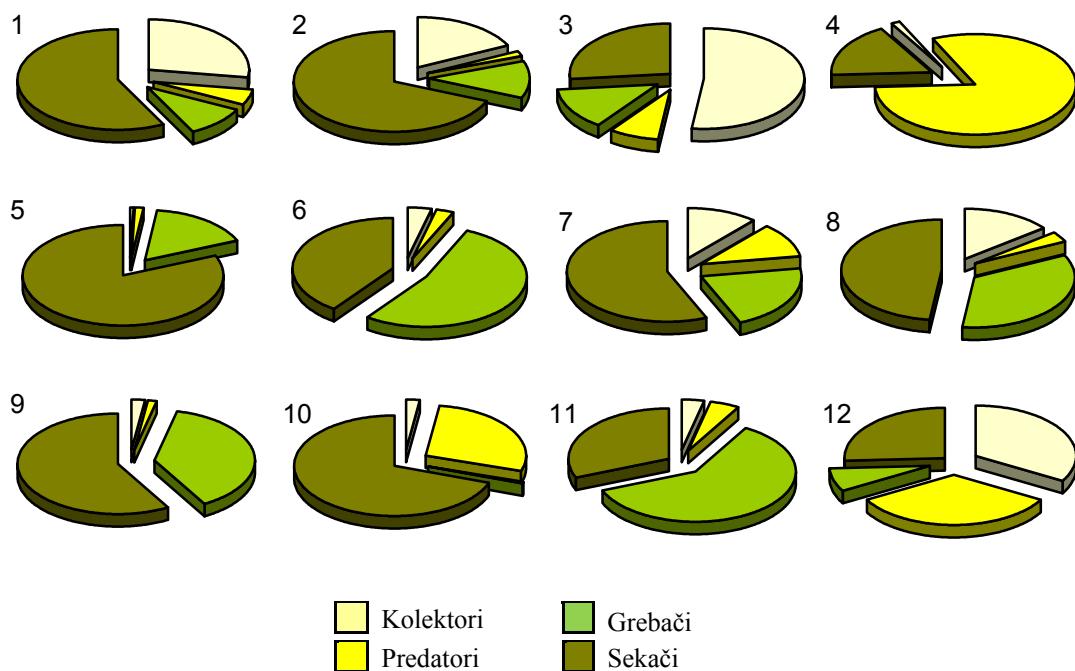
Na osnovu odnosa CPOM/FPOM zaključuje se da normalna asocijacija sekacha ne postoji samo na lokalitetu 4 dok na svim ostalim postoji. Zasićenje česticama FPOM u suspenziji veće je od "normalnog"zasićenja (odnos TFPOM/BFPOM > 0,5) samo na lokalitetu 7. Najveća stabilnost kanala u zimskom periodu je na lokalitetu 8, a najmanja na lokalitetu 4. Normalni balans predator-plen postoji na lokalitetima 2 i 4.

Tabela 42. Atributi rečnog ekosistema u zimu.

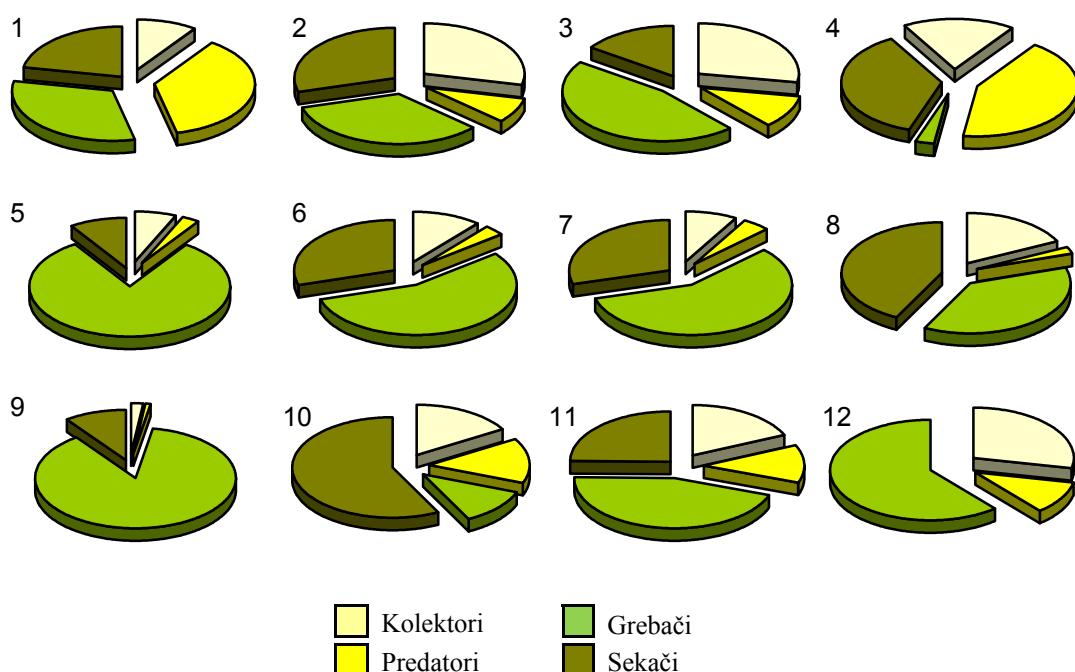
Lokaliteti	P/R	CPOM/FPOM	TFPOM/BFPOM	Stabilnost kanala	Top-Down kontrola
1	0.18	6	0	0.18	0.04
2	0.23	1.02	0.33	0.39	0.12
3	0.2	1.12	0.12	0.27	0.03
4	0	0	0	0	1.27
5	0.48	8.94	0.02	0.47	0.01
6	0.02	4.25	0.22	0.06	0.04
7	0.2	3.8	0.54	0.29	0.05
8	1.2	1.5	0	1.28	0.03
9	0.66	2.16	0.05	0.69	0.04
10	0.02	18.8	0	0.02	0.08
11	0.05	0.31	0.51	0.44	0.02
12	0.01	71	0	0.03	0.03

Na lokalitetu 1, procentualna zastupljenost sekača najveća je zimi (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), zbog činjenice da listopad traje cele jeseni u zavisnosti od vrsta u riparijalnoj oblasti, i da je nagomilavanje paketića lišća najveće krajem jeseni, kada se ceo proces listopada završi. Procentualna zastupljenost grebača je najveća leti, u periodu kada i perifiton dostiže svoj maksimum. Predatora na ovom lokalitetu ima najviše u letnjem periodu jer je tada najmanje pojava poremećaja koji mogu dovesti do povećanja turbiditeta. Kolektora ima najviše u periodima kada ostale grupe nemaju intenzivnu dominaciju – u proleće i jesen. Za kolektore bi se moglo zaključiti da predstavljaju delove zajednice koji nemaju izrazite kompetitivne sposobnosti, ali su tolerantne na poremećaje (u smislu bujica, promene količine vode i sl.).

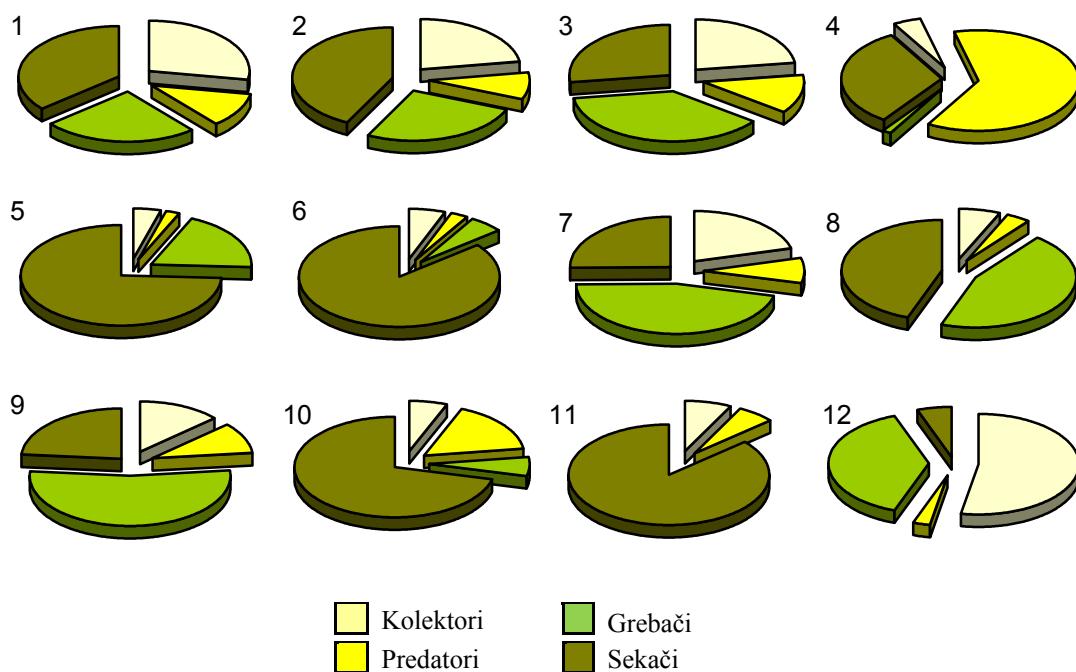
Na lokalitetu 2, najveća procentualna zastupljenost sekača je u proleće (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), zbog činjenice da pritoke bujičastog karaktera u toku proleća donesu dodatne paketiće lišća (zaostale od listopada) do ovog lokaliteta. Zatim po procentualnoj zastupljenosti sledi jesen, što ukazuje da na ovom lokalitetu u riparijalnoj oblasti preovlađuju biljke koje svoj listopad završe pre nego one na lokalitetu 1. Najveću procentualnu zastupljenost grebača uočavamo leti, kada je perifiton u maksimumu. Predatori ni u jednom od perioda na ovom lokalitetu ne dostižu značajnu procentualnu zastupljenost, što se objašnjava time da ovaj lokalitet ima najveću prosečnu vrednost turbiditeta. Kolektori svoj maksimum dostižu zimi kada je kompetitivni pritisak manji, ali i kada su paketići biljnog materijala došli u stanje da ih kolektori mogu koristiti (pošto se na prethodnom lokalitetu listopad završava kasnije, kolektori kasnije dostižu svoj maksimum – u proleće, kada su čestice dovoljno usitnjene).

Proleće

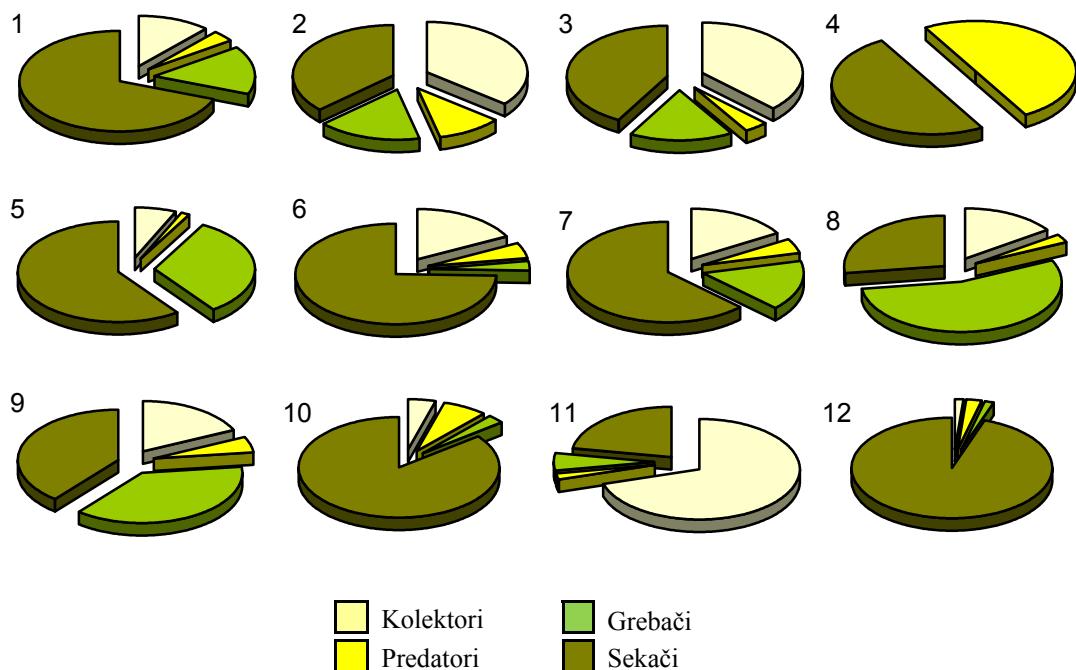
Slika 54. Procentualna zastupljenost makroinvertebrata po funkcionalnom tipu ishrane po lokalitetima u toku proleća.

Leto

Slika 55. Procentualna zastupljenost makroinvertebrata po funkcionalnom tipu ishrane po lokalitetima u toku leta.

Jesen

Slika 56. Procentualna zastupljenost makroinvertebrata po funkcionalnom tipu ishrane po lokalitetima u toku jeseni.

Zima

Slika 57. Procentualna zastupljenost makroinvertebrata po funkcionalnom tipu ishrane po lokalitetima u toku zime.

Na lokalitetu 3, najveću procentualnu zastupljenost sekači imaju u toku zime (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), a objašnjenje je isto kao i za lokalitet jedan: listopad traje dugo, tek krajem jeseni ima najviše paketića lišća, pa sekači dostižu svoj maksimum tek u toku zime. Grebači, kako je i očekivano, svoj maksimum dostižu sa maksimumom perifitona, leti. Kolektori svoj maksimum dostižu u proleće, što ukazuje i na ovom lokalitetu da su tolerantni na pojave poremećaja. Predatori na ovom lokalitetu svoj maksimum dostižu u leto i jesen.

Na lokalitetu 4, najveću procentualnu zastupljenost sekači imaju u toku zime (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), što ukazuje da listopad u riparijalnoj oblasti traje do kraja jeseni. Indikativna je činjenica da grebači nisu detektovani u toku proleća i zime (pola godine), a kolektori nisu detektovani zimi. Potpuno odsustvo nekog od članova FFG ukazuje na intenzivni poremećaj trofičke piramide na ovom lokalitetu. Činjenica da je procentualna zastupljenost predavata veća u toku sva četiri perioda u odnosu na ostale grupe, ukazuje na nemogućnost samostalnog održanja ovakvog ekosistema. Potpuno poremećeni odnosi u trofičkim piramidama ukazuju na značajan stepen zagađenja ovog lokaliteta.

Na lokalitetu 5, sekači dostižu maksimalnu procentualnu zastupljenost u proleće (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), ali imaju i visoki procenat zastupljenosti u toku jeseni. Riparijalna vegetacija na ovom lokalitetu je takva da se period listopada javlja početkom jeseni, a posledica toga je povećanje broja sekača u toku jeseni, zatim postoji pauza dok ne dođe do termina listopada većeg broja vrsta čiji se efekat – u vidu maksimalnog procenta zastupljenosti sekača – uočava tek u proleće. Grebači, kako je očekivano, maksimum procentualne zastupljenosti dostižu leti. Udeo kolektora je mali u svim periodima, a najveći je zimi kada je kompetitorski pritisak najmanji. Predavata ima procentualno malo u toku sva četiri perioda.

Na lokalitetu 6, najveća procentualna zastupljenost sekača je u toku jeseni (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), što znači da listopad počinje rano i završava se rano. Kako je očekivano, grebači dostižu maksimum u toku leta, kolektori i predatori u toku zime.

Procentualno najviše sekača na lokalitetu 7 ima u toku zime (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), što znači da listopad riparijalne vegetacije traje do kraja jeseni. Procentualna zastupljenost grebača nije najveća leti, već u jesen, stoga što su

koncentracije nutrijenata (N+P) veće u toku jeseni na ovom lokalitetu (tabele 5 i 6) nego u toku leta, dok je osenčenost u toku leta veća nego u toku jeseni, što doprinosi boljem razvoju perifitona u jesenjem, nego u letnjem periodu. Kolektori su najviše procentualno zastupljeni u toku jeseni, a predatori u toku proleća.

Na lokalitetu 8, procentualno najviše sekača ima u toku proleća (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), zbog činjenice da pritoke bujičastog karaktera u toku proleća donesu dodatne paketiće lišća (zaostale od listopada) do ovog lokaliteta. Kolektora najviše ima u toku leta jer je kompetitorski pritisak na ovom lokalitetu u toku leta manji (ako se uporedi sa lokalitetom 9 – ima manje jedinki). Predatori su u malom procentu zastupljeni u toku svih perioda.

Na lokalitetu 9, procentualna zastupljenost sekača je najveća u proleće (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), pa u toku zime. U toku zime značajan ideo sekača je posledica kasnog listopada, a u toku proleća pritoke bujičastog karakter donesu dodatne paketiće lišća. Grebača je, kako je očekivano, najviše leti, a kolektora i predaotra u periodu smanjenog kompetitivnog pritiska, zimi.

Na lokalitetu 10, najveću procentualnu zastupljenost sekači imaju u toku zime (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), što ukazuje da listopad u riparijalnoj oblasti traje do kraja jeseni. Grebači, kako je očekivano, maksimum procentualne zastupljenosti dostigu leti. Kolektori najveću procentualnu zastupljenost takođe dostižu leti, iz istog razloga kao i na lokalitetu 8. Procentualna zastupljenost predatora je najveća u toku proleća, ima dosta visoku vrednost, što slično (ali u znatno blažem obliku) kao na lokalitetu 4 može da ukaže na poremećaje trofičke piramide.

Na lokalitetu 11, najveću procentualnu zastupljenost sekači imaju u toku zime (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), što ukazuje da listopad u riparijalnoj oblasti traje do kraja jeseni. Grebači na ovom lokalitetu dostigu maksimum već u proleće, jer se perifitonska zajednica na ovom lokalitetu brže razvija nego na prethodnim. Ipak, činjenica da na ovom lokalitetu u toku jeseni uopšte nisu konstatovani grebači, ukazuje na neki stepen poremećaja trofičkih odnosa. Kolektori imaju visoku procentualnu zastupljenost (najveću ako se uporedi sa svim prethodnim lokalitetima), što je posledica pripadnosti drugoj reci. Po Vannote *et al.* (1980) tek u redu reke > 9 uočava se dominacija kolektora u zajednici. Predatora ima najviše u prolećnom periodu.

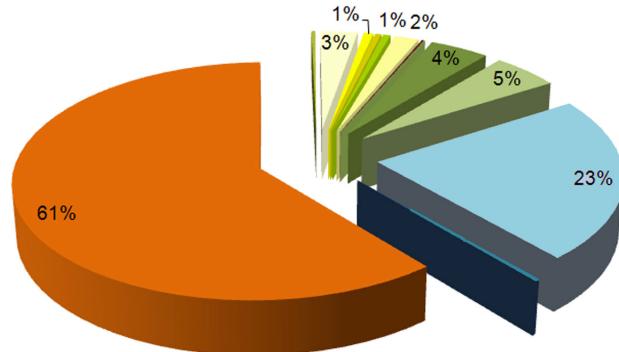
Na lokalitetu 12, najveću procentualnu zastupljenost sekači imaju u toku zime (upoređujući slike 54, 55, 56 i 57), što ukazuje da listopad u riparijalnoj oblasti traje do kraja jeseni. Ipak, činjenica da u toku jednog perioda (leti) sekači nisu uopšte konstatovani, ukazuje na neki stepen poremećaja trofičkih odnosa. Grebači dostižu maksimum leti jer je procenat osenčenosti na ovom lokalitetu znano veći u toku proleća nego na prethodnom (2% na lokalitetu 11 u odnosu na 30% na ovom lokalitetu).

3.6.3. Sezonska dinamika taksonomske strukture i diverziteta zajednice makroinvertebrata duž longitudinalnog gradijenta reke

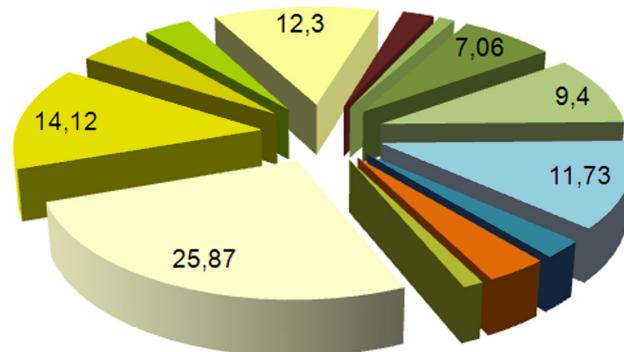
Proleće

U toku prolećnog perioda na reci Nišavi konstatovano je 85 vrsta makroinvertebrata (od ukupno 132, koliko je zabeleženo na godišnjem nivou). Prikupljeno je 3116 jedinki, što čini 29,61% od ukupnog broja prikupljenih jedinki. Od konstatovanih grupa, u ovom periodu izostaje samo grupa Coleoptera, čije jedinke nisu nađene. U pogledu brojnosti jedinki izdvajaju se dve grupe: Crustacea sa 60,75% i Gastropoda sa 22,56% (slika 58).

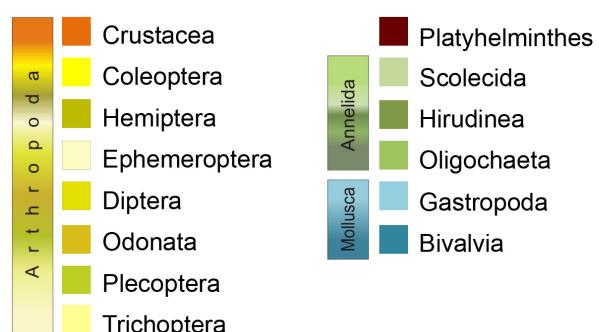
Od ukupnog broja vrsta konstatovanih u prolećnom periodu, najveći procenat čine Ephemeroptera (25,87%), a zatim Diptera (14,12%) (slika 59). Sa jedne strane, Ephemeroptera i po nekoliko godina žive kao larve, pa se mogu naći i u najranije proleće (kada izleganje drugih larvi još nije krenulo). Sa druge strane, poznato je da Diptera imaju veliki broj generacija, samim tim i brzi razvoj, pa otuda prevladavanje ove dve grupe u prolećnom periodu. Ephemeroptera su slabo tolerantne na organsko zagađenje, koje se ogleda povećanim koncentracijama ukupnog fosfora (Menetrey *et al.*, 2008), ali nisu osjetljive na poremećaje hidrološke prirode (bujičasta priroda vodotoka, koja je naročito izražena u prolećnom periodu). U prolećnom periodu je razblaženje efluenata (koji su antropogenog porekla, organske



Slika 58. Procentualna zastupljenost broja jedinki pojedinih grupa u toku prolećnog perioda



Slika 59. Procentualna zastupljenost broja vrsta u okviru grupa u toku prolećnog perioda.



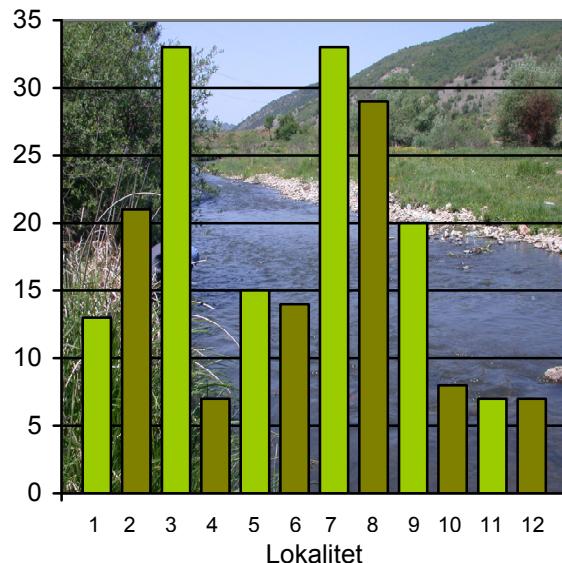
prirode i u slučaju Nišave u najvećem delu potiču od komunalnih voda) veće zbog veće količne vode, pa je i diverzitet Ephemeroptera kao grupe slabo tolerantne na organsko zagađenje najveći u ovom periodu (Savić *et al.*, 2010).

Najmanji broj vrsta je konstatovan na lokalitetima 4 (sedam vrsta) i 10 (osam vrsta), ako se razmatraju lokaliteti samo na reci Nišavi (slika 60). To se može objasniti činjenicom da je u prolećnom periodu upravo na ovim lokalitetima najveća prosečna koncentracija ukupnog fosfora, a takođe su i visoke vrednosti prosečne koncentracije ukupnog azota (tabela 8).

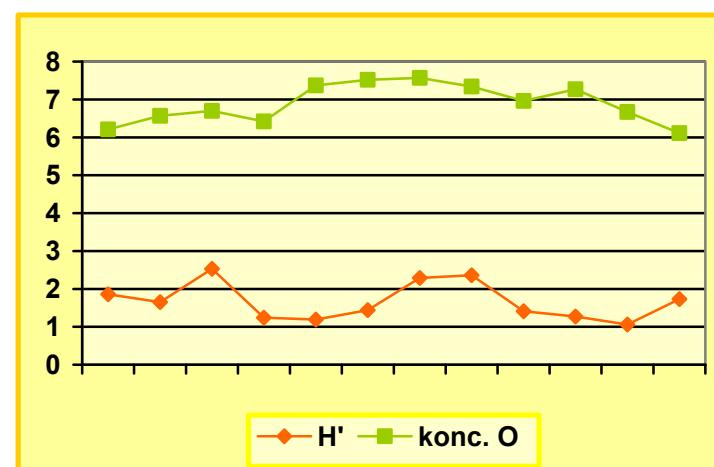
Tabela 43. Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta na lokalitetima u toku prolećnog perioda.

Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Simpson	0.26	0.32	0.13	0.41	0.40	0.33	0.22	0.17	0.35	0.37	0.45	0.20
Margalef	3.25	3.54	5.83	1.39	2.01	2.38	6.12	5.10	3.08	1.36	1.35	1.82
Shannon	1.86	1.65	2.53	1.24	1.19	1.44	2.29	2.36	1.41	1.27	1.06	1.73

U prolećnom periodu najveću vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta ima lokalitet 3 (tabela 43). Na ovom lokalitetu je u prolećnom periodu najniža koncentracija nutrijenata (zbirno TP+TN). Visoka vrednost indeksa diverziteta je posledica sinergističkog dejstva visoke koncentracije kiseonika na



Slika 60. Broj vrsta (specijski diverzitet) na lokalitetima u prolećnom periodu.

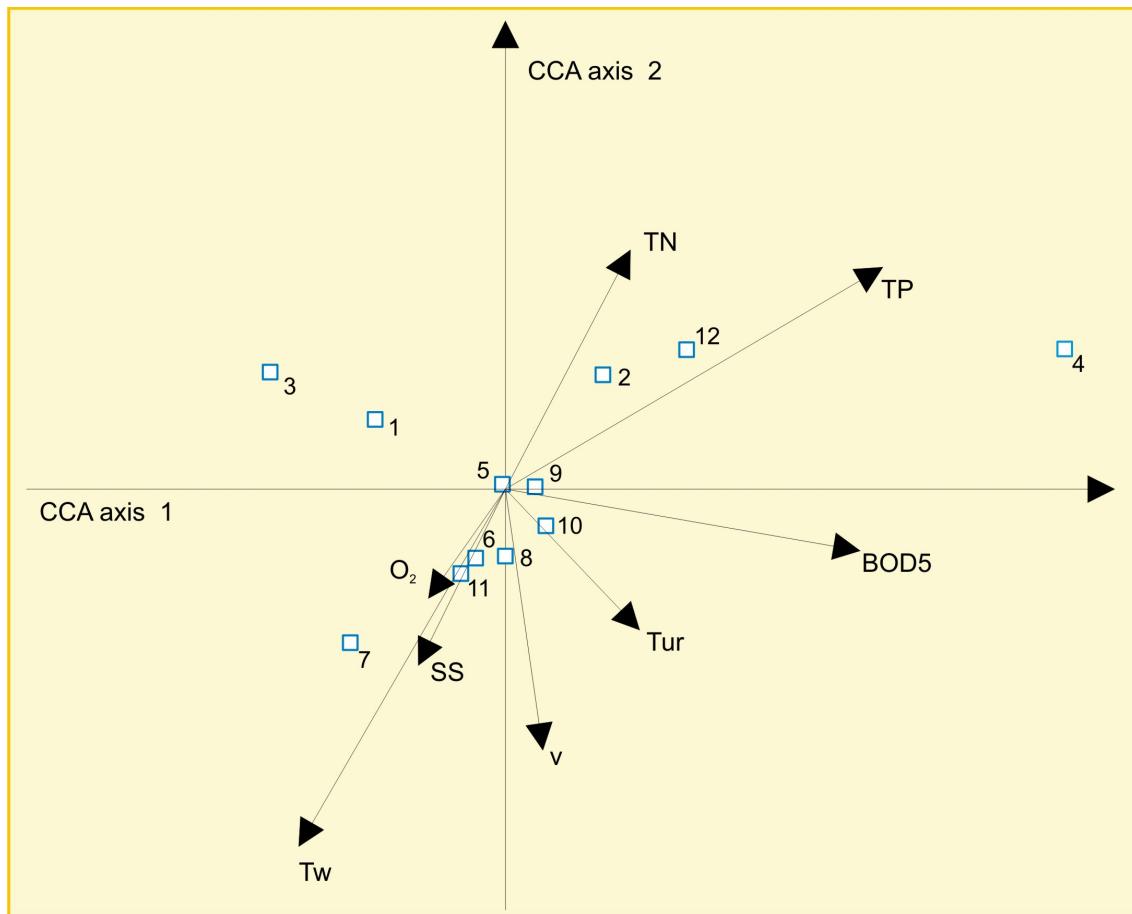


Slika 61. Longitudinalna promena koncentracije kiseonika i Shannon-ovog indeksa diverziteta (H').

ovom lokalitetu sa niskom koncentracijom nutrijenata. Shannon-ov indeks diverziteta je najmanji na lokalitetu 5 koji se od svih ostalih razlikuje po tome što je odnos TP/TN najpričinjiji vrednosti 0,5. Zaključuje se da diverzitet u prolećnom periodu zavisi u najvećoj meri od toga kolike su koncentracije nutrijenata (što je koncentracija manja, diverzitet je veći) ali i od toga kakav je međusobni odnos nutrijenata (što je odnos TP/TN bliži vrednosti 0,5 diverzitet je manji). Diverzitet u značajnoj meri zavisi i od koncentracije kiseonika (slika 61).

Na osnovu CCA analize (slika 62) može se zaključiti da je zajednica pre svega određena ekološkim faktorima: koncentracijom ukupnog fosfora (TP) i temperaturom vode. U manjoj meri je uslovljena biološkom potrošnjom kiseonika i koncentracijom ukupnog azota (TN). U prolećnom periodu, vegetacija nije u svom maksimumu i samim tim, nutrijenti još uvek nisu u većoj meri vezani i tek počinju da se iskorištavaju u procesima primarne produkcije. Temperatura vode u ovom periodu značajno zavisi od tempa topljenja snega, što znači da su njena variranja veća nego u ostalim godišnjim dobima (Gavrilović & Dukić 2002). Takođe zavisi i od naglih hladnih pljuskova, tj. od "hranjenja" Nišave pritokama koje sa planinskih oboda donose hladniju vodu.

Sa jedne strane ordinatne ose izdvojili su se lokaliteti jedan, tri i sedam, na kojima zajednica makroinvertebrata preferira stabilniji supstrat sa većim koncentracijama kiseonika. Sa druge strane ordinatne ose izdvojio se lokalitet četiri, na kome je zajednica makroinvertebrata prilagođena na veće koncentracije nutrijenata i na veću biološku potrošnju kiseonika.

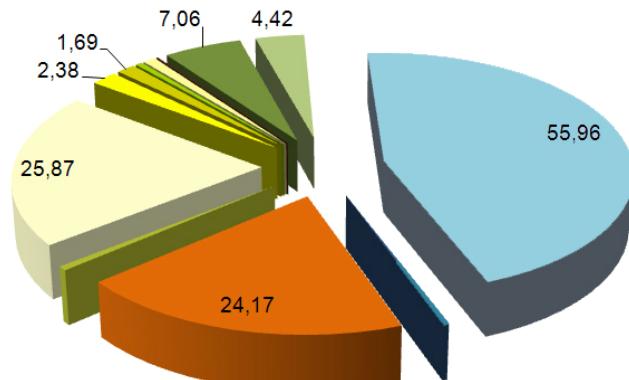


Slika 62. CCA analiza zajednice makroinvertebrata u toku prolećnog perioda.

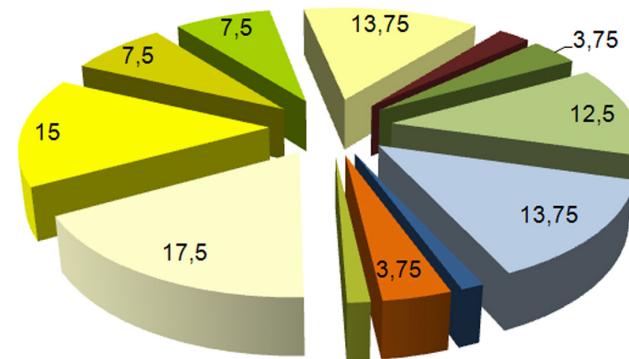
Leto

U toku leta u reci Nišavi konstatovano je 80 vrsta (od ukupno 132 koliko je nađeno na godišnjem nivou). Prikupljeno je 2548 jedinki, što čini 24,21% od ukupnog broja prikupljenih jedinki. Od konstatovanih grupa, u ovom periodu izostaju grupe Coleoptera i Scolecida, čije jedinke nisu nađene. U pogledu brojnosti jedinki izdvajaju se dve grupe: Gastropoda sa 55,96% i Crustacea sa 24,17% (slika 63).

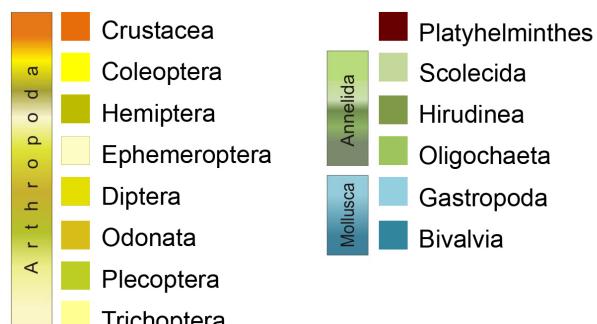
Od ukupnog broja vrsta konstatovanih u letnjem periodu, najveći procenat čine grupe Ephemeroptera (17,5%), a zatim Diptera (15%) (slika 64). Ako se ove vrednosti uporede sa prolećnim, vidi se da je procentualna zastupljenost Ephemeroptera manja, jer je nivo vode u letnjem periodu niži, a razblaženje efluenata manje nego u toku proleća, pa su manje tolerantne vrste izostale. Veća tolerantnost Diptera, kao cele grupe, prema zagađenju uzrok je povećanja procentualne zastupljenosti vrsta ove grupe. Procentualna zastupljenost vrsta Plecoptera u odnosu na prolećni period bitno je uvećana (sa 3,53% na 7,5%) dok je procentualna zastupljenost vrsta Trichoptera takođe povećana ali u manjoj meri (sa 12,93% na 13,75%). Istu procentualnu zastupljenost broja vrsta imaju grupe Trichoptera i Gastropoda, ali se njihovo brojčano stanje drastično razlikuje (30 jedinki Trichoptera prema 1426 jedinki Gastropoda).

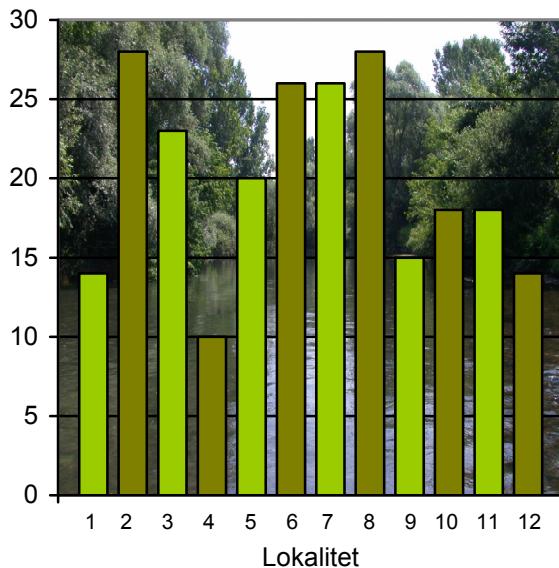


Slika 63. Procentualna zastupljenost broja jedinki pojedinih grupa u toku letnjeg perioda.



Slika 64. Procentualna zastupljenost broja vrsta u okviru grupa u toku letnjeg perioda.





Slika 65. Broj vrsta (specijski diverzitet) na lokalitetima u letnjem periodu.

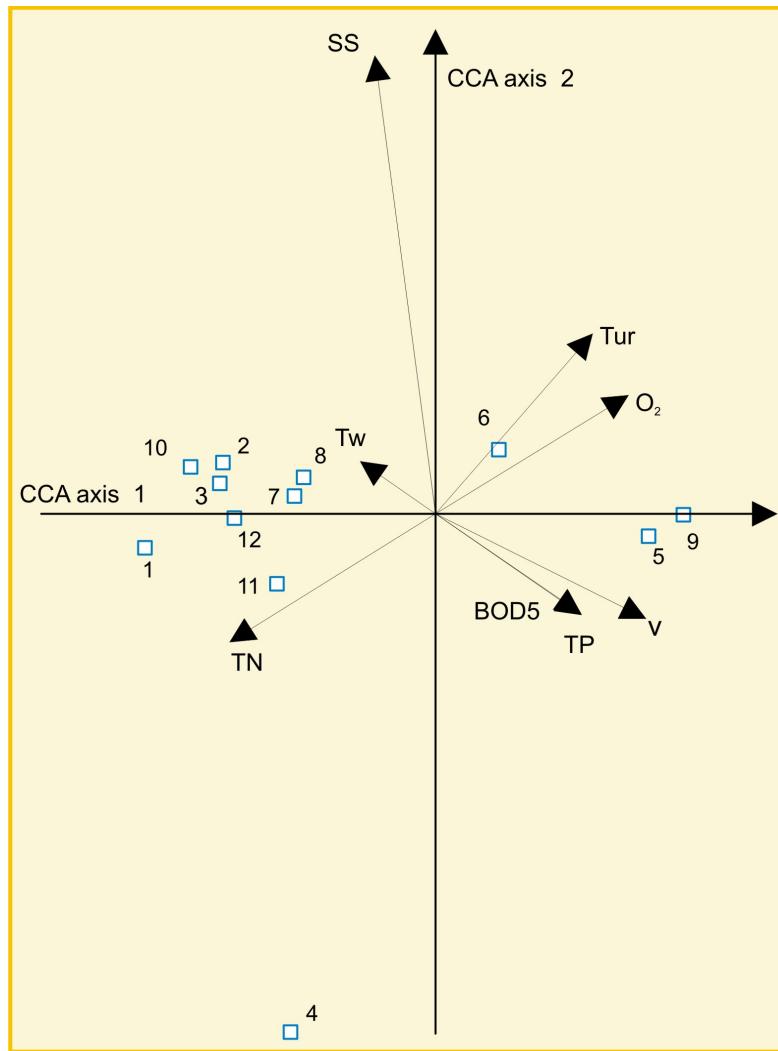
U toku letnjeg perioda najmanji broj vrsta konstatovan je na lokalitetu četiri (slika 65) koji se u ovom periodu karakteriše visokom prosečnom koncentracijom nutrijenata (TP+TN). Na ovom lokalitetu je najveća i biološka potrošnja kiseonika u odnosu na sve ostale lokalitete u letnjem periodu.

Najveću vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta ima lokalitet šest (tabela 44). On se karakteriše visokom koncentracijom kiseonika u ovom periodu i niskom koncentracijom nutrijenata.

Tabela 44. Vrednosti indeksa diverziteta na lokalitetima u toku letnjeg perioda.

Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Simpson	0.13	0.17	0.24	0.28	0.45	0.23	0.22	0.24	0.54	0.38	0.26	0.37
Margalef	3.55	4.94	4.76	2.15	3.21	4.32	4.25	4.72	2.26	3.46	3.45	3.00
Shannon	2.34	2.24	2.13	1.58	1.36	5.78	1.97	2.01	1.06	1.68	1.81	1.60

Na osnovu CCA analize, u toku letnjeg perioda (slika 66) vidi se da je zajednica makroinvertebrata uslovljena i određena u najvećoj meri stabilnim supstratom. Zaključujemo da u ovom periodu preovlađuju vrste koje imaju afinitet prema stabilnom supstratu. Po značaju se izdvaja i količina ukupnog azota, jer u letnjem periodu kada je količina vode u minimumu, a razblaženje efluenata najmanje, što značajno utiče na strukturiranje zajednice makrozoobentosa (isključuju se vrste manje tolerantne na zagađenje).



Slika 66. CCA analiza zajednice makroinvertebrata u toku letnjeg perioda.

U odnosu na prolećni period, veći uticaj na strukturiranje zajednice pokazuje koncentracija kiseonika, što je i očekivano, s obzirom na veće temperature vode u ovom periodu (manja rastvorljivost gasova) i veću potrošnju kiseonika od strane zajednice u toku disanja. Veći uticaj koncentracije kiseonika može se objasniti i na sledeći način: gde je više primarnih producenata, veća je koncentracija kiseonika, a opet značajni deo makroinvertebratske zajednice jesu herbivori, tako da se preko koncentracije kiseonika ogleda posredan uticaj količine raspoložive hrane za herbivore.

U poređenju sa prolećnim periodom, znatno manji uticaj ima temperatura zbog stabilnijeg termičkog režima u toku leta (Gavrilović & Dukić 2002).

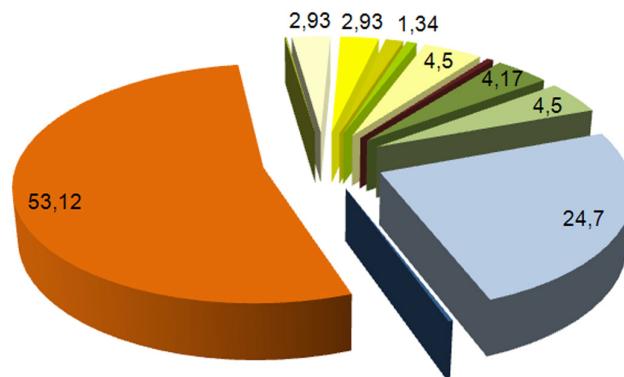
Od svih lokaliteta značajno je izdvojen samo lokalitet četiri koji se karakteriše zajednicom koja preferira nestabilne supstrate, povećanu koncentraciju nutrijenata, veću biološku potrošnju kiseonika i smanjenu koncentraciju kiseonika.

Jesen

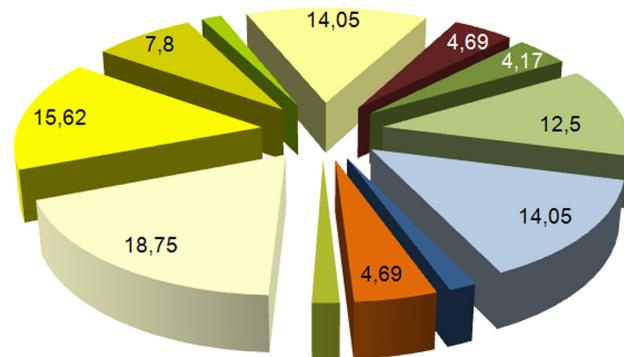
U toku jesenjeg perioda na reci Nišavi konstatovane su 64 vrste (od ukupno 132 koliko je nađeno na godišnjem nivou). Prikupljeno je 2016 jedinki, što čini 19,16% od ukupnog broja prikupljenih jedinki. Od konstatovanih grupa, u ovom periodu izostaju grupe Coleoptera i Scolecida, čije jedinke nisu nađene. U pogledu brojnosti jedinki izdvajaju se dve grupe: Crustacea sa 53,12% i Gastropoda sa 24,7% (slika 67).

Od ukupnog broja vrsta konstatovanih u jesenjem periodu, najveći procenat čine Ephemeroptera (18,75%), a zatim Diptera (15,62%) (slika 68). Primećuje se lagani porast u procentualnom pogledu što se tiče Ephemeroptera u odnosu na letnji period. To se objašnjava činjenicom da reke ovog područja imaju dva maksimuma u pogledu količine vode (Gavrilović & Dukić 2002), a drugi je u jesenjem periodu. Samim tim, razblaženje efluenata je u ovom periodu veće nego leti. Značajan udeo po broju vrsta imaju i grupe Gastropoda i Trichoptera.

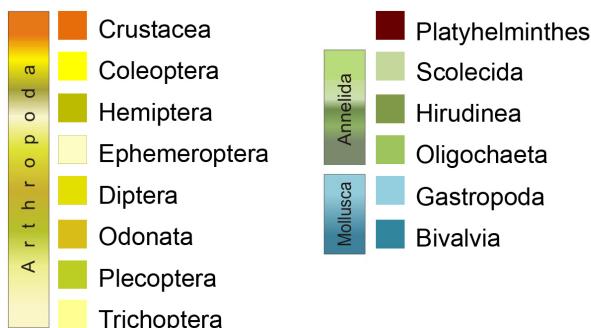
Najveći broj vrsta je na lokalitetu 3 (slika 69), gde je ubedljivo najmanja koncentracija nutrijenata (zbirno TP+TN), a najmanji broj vrsta na lokalitetu 4, gde je ubedljivo najveća koncentracija nutrijenata (tabela 6; poglavlje 3.1.1.).

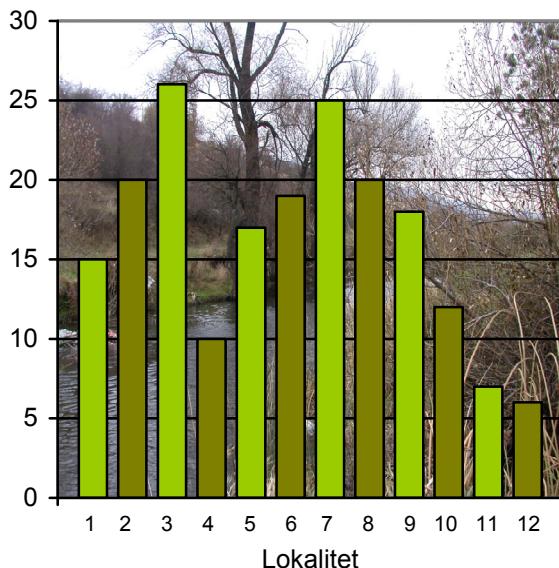


Slika 67. Procentualna zastupljenost broja jedinki pojedinih grupa u toku jesenjeg perioda.



Slika 68. Procentualna zastupljenost broja vrsta u okviru grupa u toku jesenjeg perioda.





Slika 69. Broj vrsta (specijski diverzitet) na lokalitetima u jesenjem periodu.

Tabela 45. Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta na lokalitetima u toku jesenjeg perioda.

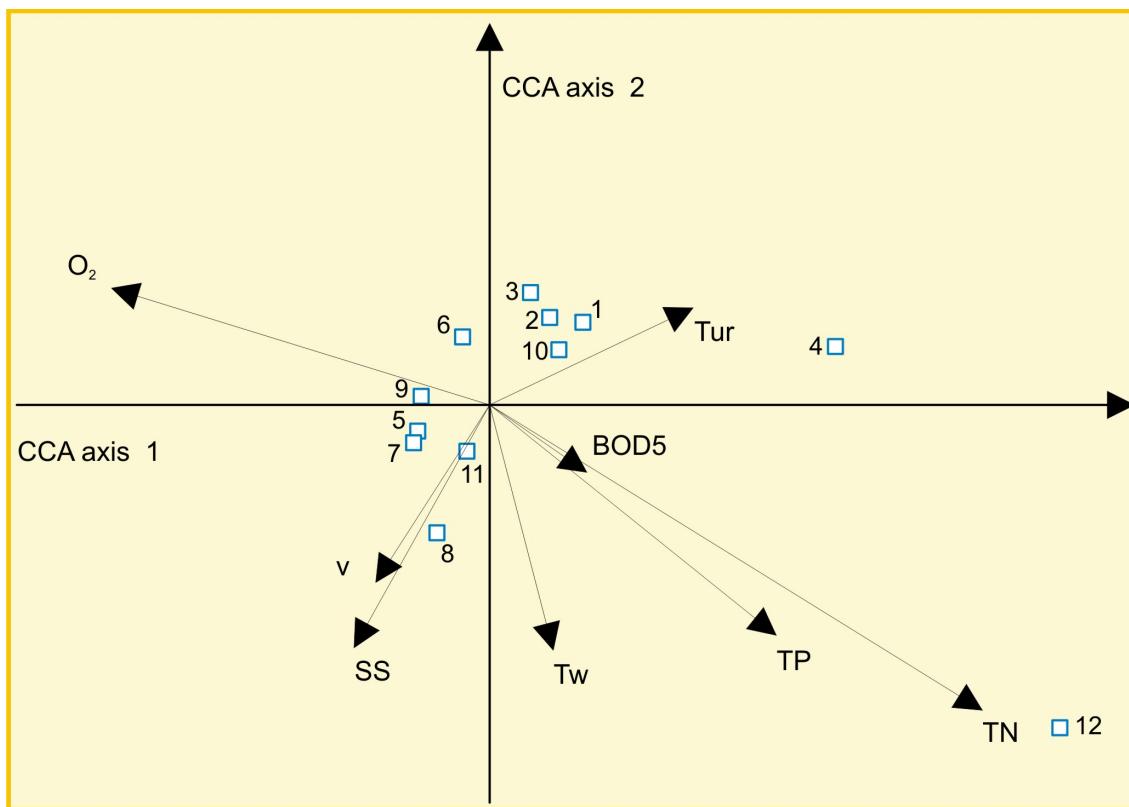
Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Simpson	0.14	0.19	0.16	0.43	0.56	0.68	0.17	0.25	0.18	0.50	0.75	0.30
Margalef	3.88	3.59	4.99	2.15	2.75	3.15	4.18	3.55	3.72	2.25	1.23	1.40
Shannon	2.26	2.07	2.43	1.22	1.00	0.93	2.24	1.86	2.13	1.16	0.63	1.40

Na osnovu CCA analize, u jesenjem periodu (slika 70) vidi se da je zajednica makroinvertebrata uslovljena i određena u najvećoj meri koncentracijama nutrijenata ukupnog azota i ukupnog fosfora sa jedne strane i koncentracijom kiseonika sa druge strane.

U ovom periodu, osim što postoji uliv efluenata kao i u toku ostalih godišnjih doba, postoji i dodatni intenzivni alohtoni unos organske materije, koja može biti faktor koji povećava koncentraciju nutrijenata. Taj unos može biti vrlo neravnomeren na različitim sektorima reke i sa različitom vremenskom dinamikom. Sa druge strane, za razlaganje alohtone organske materije potrebna je dodatna količina potrošenog kiseonika. Deo zajednice makrofitske vegetacije u ovom periodu u samoj reci nestaje, tako da su moguće značajnije promene koncentracije proizvedenog kiseonika u procesu fotosinteze.

U ovom periodu značajno su se izdvojili lokaliteti 4 i 12, kao lokaliteti sa zajednicama tolerantnim na visoke koncentracije nutrijenata i niske koncentracije kiseonika.

Najveću vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta ima lokalitet lokalitet 3 (tabela 45) na kojem dolazi do izražaja sinergističko dejstvo niske koncentracije nutrijenata i visoke koncentracije kiseonika. Lokaliteti 6 i 7 imaju veće koncentracije kiseonika, ali je na njima i veća koncentracija nutrijenata, što onemogućava porast vrednosti diverziteta.



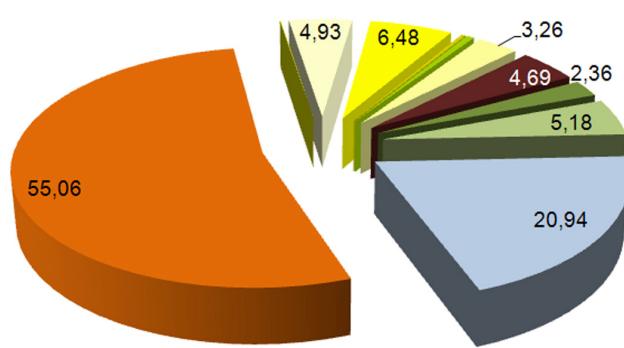
Slika 70. CCA analiza zajednice makroinvertebrata u toku jesenjeg perioda.

Zima

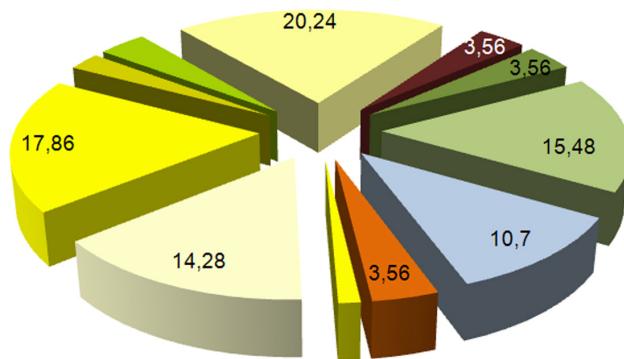
U toku zimskog perioda na reci Nišavi sakupljeni su predstavnici 84 vrste (od ukupno 132 koliko je konstatovano na godišnjem nivou). Prikupljeno je 2840 jedinki, što čini 27% od ukupnog broja uzorkovanih jedinki. Od konstatovanih grupa, u ovom periodu su zabeležene sve grupe koje su nađene i na godišnjem nivou. U pogledu brojnosti jedinki izdvajaju se dve grupe: Crustacea sa 55,06% i Gastropoda sa 20,94% (slika 71).

Od ukupnog broja vrsta konstatovanih u zimskom periodu, najveći procenat čine Trichoptera (20,24%), a zatim Diptera (17,86%). Za njima slede Oligochaeta (15,48%), pa tek onda Ephemeroptera (14,28%) (slika 72). Slika je dakle promenjena u ovom pogledu u odnosu na ostala godišnja doba gde po broju vrsta dominiraju Ephemeroptera, pa za njima slede Diptera. Ephemeroptera su opale po broju vrsta, ali Diptera u svim godišnjim dobima zadržavaju drugo mesto na skali najzastupljenijih po broju vrsta. To ih klasificuje kao grupu koju karakteriše manja osetljivost na sezonske promene spoljašnjih uslova.

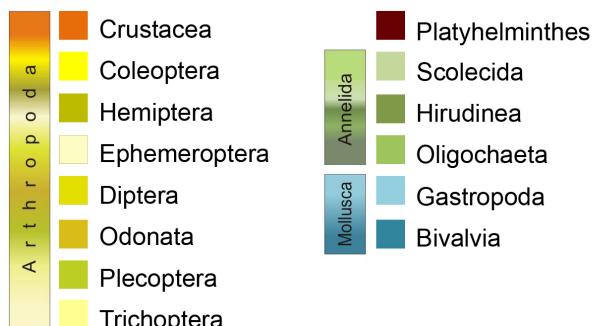
Najveći broj vrsta je konstatovan na lokalitetu 7 (slika 73) na kome je u zimskom periodu i najveća prosečna koncentracija kiseonika. Na ovom lokalitetu je nađen i najveći broj vrsta uopšte (u odnosu na ostala godišnja doba). To je, pretpostavlja se, posledica uslova koji nisu optimalni ni u pogledu spoljašnjih fizičkih uslova (nepovoljnija temperature), ni u pogledu hemijskih uslova (drugi minimum u količini vode u toku godine je zimi, pa je razblaženje efluenata manje), ni u pogledu hrane (lako uočljivo za herbivorne vrste). Samim tim se populacije različitih vrsta održavaju na nižem brojčanom nivou, što omogućava koegzistenciju većeg broja vrsta.

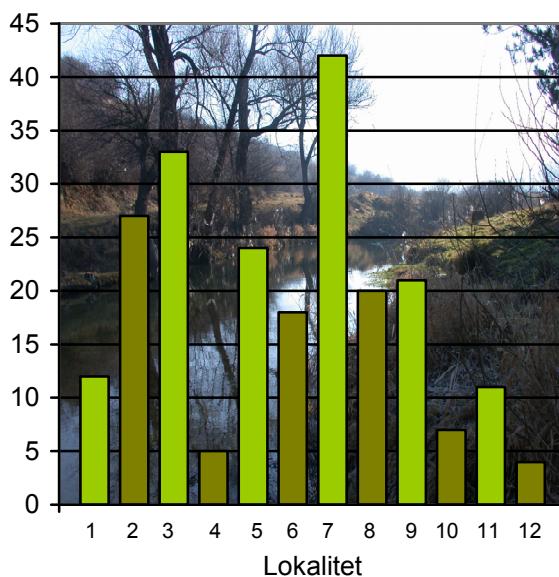


Slika 71. Procentualna zastupljenost broja jedinki pojedinih grupa u toku zimskog perioda.



Slika 72. Procentualna zastupljenost broja vrsta u okviru grupa u toku zimskog perioda.





Slika 73. Broj vrsta (specijski diverzitet) na lokalitetima u zimskom periodu.

Najveću vrednost Shannon-ovog indeksa diverziteta ima lokalitet 3 (tabela 46), kao i u svim ostalim periodima izuzev u toku leta. I u toku zimskog perioda ubedljivo najmanja koncentracija nutrijenata postoji na ovom lokalitetu. Na lokalitetu 3 je istovremeno i niska vrednost biološke potrošnje kiseonika. Ona je manja samo na lokalitetu 1, ali taj lokalitet ima znatno veće koncentracije nutrijenata. Vrednost Simpson-ovog indeksa kao mere uniformnosti očekivano je najmanja na ovom lokalitetu.

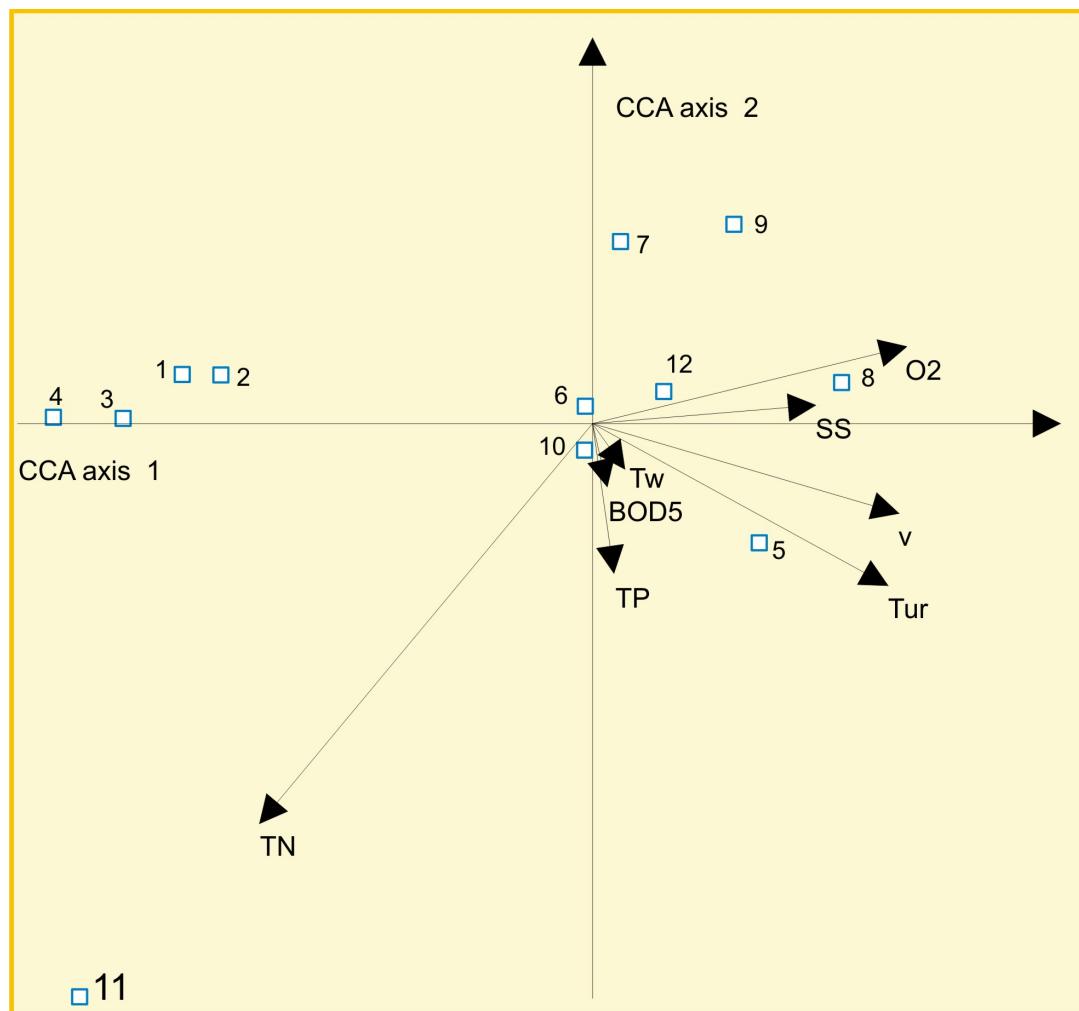
Tabela 46. Vrednosti indeksa diverziteta na lokalitetima u toku zimskog perioda.

Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Simpson	0.26	0.13	0.12	0.39	0.41	0.48	0.38	0.19	0.19	0.66	0.28	0.90
Margalef	2.52	5.00	5.61	0.93	3.36	3.35	6.62	3.83	3.99	1.28	2.15	0.69
Shannon	1.69	2.52	2.60	1.13	1.28	1.40	1.89	2.11	2.21	0.80	1.55	0.26

Na osnovu CCA analize, u zimskom periodu (slika 74) može se videti izuzetna dominacija ukupnog azota u strukturiranju zajednice makroinvertebrata. To je posledica procesa koji nastaju posle završenog jesenjeg listopada. Procesi razlaganja organske alohtone materije dešavaju se u toku jeseni, ali je tek krajem jeseni završen listopad celokupne riparijalne listopadne vegetacije, pa zato tek u toku zime postoji nagomilana najveća količina alohtonog organskog materijala u reci. U zimskom periodu je i drugi minimum količine vode, pa je razblaženje nutrijenata koji dospevaju u reke manje.

Biološka potrošnja kiseonika je, ako se uporedi sa svim ostalim periodima, od najmanjeg uticaja na strukturiranje zajednice makroinvertebrata u toku zime. Sa jedne strane, zbog nižih temperatura, veća je rastvorljivost kiseonika, a iz istog razloga (niska temperatura), zbog smanjene aktivnosti potrošača kiseonika, manja je njegova potrošnja.

Turbiditet je jedan od bitnijih faktora strukturiranja zajednice u ovom periodu. Zbog činjenice da je slivno područje "ogoljenije" nego u drugim periodima, veća količina čestica koje mogu da se nađu u suspenziji dospeva u reku. i to se dešava u neravnomernim vremenskim razmacima – najviše za vreme padavina (u ovom periodu ne postoje samo snežne padavine na slivnom području, već i padavine u obliku kiše). Dinamika promene turbiditeta je u skladu sa dinamikom padavina u ovom periodu.



Slika 74. CCA analiza zajednice makroinvertebrata u toku zimskog perioda.

Ana Savić

Ekološka analiza zajednice makrozoobentosa reke Nišave

Doktorska disertacija



4. Zaključci

Na osnovu dobijenih rezultata izvedeni su sledeći zaključci:

1. Tri kategorije metoda (biotički indeksi, multivariantni pristup i indeksi diverziteta) imaju različitu konceptualnu bazu i različite zahteve u odnosu na tip informacija koje se sagledavaju. Zbog svega toga mogu obezbediti različite informacije o akvatičnim ekosistemima pa ih treba koristiti na komplementaran način. Pogodnost njihove primene zavisi od toga koja je grupa makroinvertebrata u pitanju.
2. Neophodno je pratiti sve faktore sredine koji su prikazani u radu tokom dužeg vremenskog perioda, uz uključenje koncentracije teških metala u vodi i sedimentu, jer bismo na taj način verovatno dobili tumačenja za neke od problema koji su u ovoj tezi ostali nepotpuno objašnjeni.
3. Masa fitoplanktona (izražena preko koncentracije hlorofila *a*) je u značajnoj meri uslovljena mutnoćom. Visok stepen korelacije pokazuje i sa koncentracijom ukupnog fosfora (TP) kao i sa zbirnim vrednostima nutrijenata (koncentracija jednog nutrijenta je veoma bitna za iskorišćavanje drugog nutrijenta). Nije nađeno da je masa fitoplanktona značajno korelisana sa vremenom zadržavanja vode. Potvrđena je početna tvrdnja da je i u rekama centralnog Balkana, kada je vreme zadržavanja vode veće od 3 dana, algalna masa regulisana koncentracijama nutrijenata pre nego vremenom zadržavanja vode, kao što je slučaj i na području umerenog klimata u Kanadi (Basu & Pick, 1996). Optimalna brzina vodene struje za razvoj fitoplanktonske zajednice u rečnom sistemu Nišave jeste 0,85 m/sec.
4. Na osnovu uslova sredine (u koje smo uključili fizičke, hemijske, hidrološke i biotičke komponente) postavljen je model predikcije koncentracije hlorofila *a*, za koji se pokazalo da ima značajnu moć predviđanja. Model bi se mogao poboljšati podacima za veći broj reka u ovoj oblasti, gde bi u obzir bile uzete reke različite veličine, različitog reda i različitog stepena antropogenog uticaja. Koncentracija hlorofila *a* se inače koristi u mnogim pristupima kao jedan od ključnih pokazatelja trofičkog stanja u rekama (Dodds, 2006). U istraživanjima na ovom području postoje podaci koji u datom modelu predstavljaju nezavisno promenljive a na osnovu kojih se može preračunati koncentracija hlorofila *a*.
5. Velika pažnja širom sveta poklanja se obogaćivanju rečnih ekosistema nutrijentima. Ovim istraživanjima istaknuta je uslovljenost koncentracije hlorofila *a* koncentracijom nutrijenata. U ovom delu Balkanskog poluostrava ne postoje

istraživanja koja bi pružila veću količinu podataka o koncentraciji hlorofila *a* u rekama različitog tipa, veličine i različite zagađenosti da bi se mogle diskutovati granične vrednosti trofičkog stanja za ovo područje. Samim tim, ovaj rad predstavlja početak formiranja baze podataka sa takvim tipom informacija.

6. Mokra masa perifitona pokazuje značajnu korelaciju samo sa koncentracijom ukupnog fosfora (TP). Prema tome, dobijeni model predikcije mase perifitona na osnovu uslova sredine nema dobru moć predviđanja. Korelacija između hlorofila *a* i mase perifitona je negativna, ali nije izražena s obzirom na prisustvo dovoljne količine nutrijenata.
7. Na osnovu rezultata koji su prikazani u ovom radu može se izvući veći broj zaključaka o bioindikatorskoj vrednosti kako pojedinih grupa makroinvertebrata, tako i čitavih zajednica koje oni grade u reci Nišavi duž njenog toka.
8. Zajednica Trichoptera pokazuje jasnu i značajnu korelaciju sa mnogim fizičko-hemijskim parametrima na istraživanom području. S obzirom na to da je ova zajednica visoko uslovljena količinom rastvorenog kiseonika, kao važnog parametara za određivanje "zdravlja" akvatičnih ekosistema, možemo reći da se može koristiti kao dobar pokazatelj stanja ekosistema. Na osnovu promene vrednosti Shannon-ovog (H') i Simpson-ovog indeksa diverziteta sa parametrima sredine, zaključuje se da se u nepovoljnim uslovima zajednica Trichoptera značajno osiromašuje vrstama (postaje homogena), što je još jedna potvrda da je ova zajednica dobar bioindikator kvaliteta vode. Osim temperature vode i rastvorenog kiseonika, dostupnost određenih mikrostaništa jedan je od najvažnijih faktora koji utiču na pojavu i distribuciju larvi Trichoptera.

Zajednica Ephemeroptera takođe pokazuje korelacije sa analiziranim fizičkim i hemijskim parametrima na istraživanom području. S obzirom da prethodne studije zajednice makroinvertebrata u rekama centralnog Bakana pokazuju da su Ephemeroptera jedna od dominantnih grupa zoobentosa, izloženi rezultati potvrđuju hipotezu da je ova grupa pogodna za bioindikatorske studije, čime se može smanjiti potreba analize celokupne zajednice makroinvertebrata.

Zbog malog broja ulovljenih jedinki i malog broja konstatovanih vrsta, zajednica Plecoptera se na reci Nišavi nije pokazala kao pogodna grupa za

biomonitoring kvaliteta vode, ali je njena pogodnost i doprinos u bioindikatorske svrhe značajna u okviru cele zajednice.

Korišćenje indeksa diverziteta u svrhu određivanja kvaliteta vode kod zajednice Diptera u reci Nišavi nije pogodno. Vrednosti diverziteta na godišnjem nivou i u toku proleća, leta i jeseni ne prate promene koncentracije nutrijenata. Jedino u toku zime promene mere diverziteta prate promene koncentracije nutrijenata. Specijski diverzitet ove grupe takođe nije pogodan pokazatelj stanja zagađenosti pojedinih lokaliteta na reci Nišavi. Razlog tome je činjenica da je uhvaćen relativno mali broj individua (u odnosu na druge insekatske grupe). Samostalno korišćenje ove grupe (na osnovu navedenog) trebalo bi izbegavati u bioindikatorske svrhe. Međutim, s obzirom da je hlorofil *a*, koji se često koristi kao parametar trofičnosti vodenih ekosistema, jedan od najbitnijih faktora u strukturiranju zajednice Diptera, možemo zaključiti da promena zajednice Diptera (na osnovu CCA) prati promene stanja trofičnosti ekosistema. Zbog toga što se lokaliteti u odnosu na zajednicu Diptera nisu grupisali prema longitudinalnom položaju u reci (pravilno od gornjeg, srednjeg i donjeg toka) zaključujemo da nema korelacije između sastava zajednice Diptera i sektora reke.

Diverzitet zajednice Gastropoda nije primarno uslovлен kvalitetom vode (kao što je slučaj sa zajednicom Ephemeroptera i Trichoptera). Bez obzira što je zajednica Gastropoda jako korelisana i određena vrlo važnim parametrom kvaliteta vode, koncentracijom kiseonika, ona nije značajnije zavisna od koncentracije nutrijenata. Jak uticaj na njenu strukturu i diverzitet imaju i hidrološki faktori kao što je brzina reke, procenat stabilnog supstrata, kao i biotički faktori kao što je kompeticija, pa je na lokalitetu 3 koji se odlikuje visokim kvalitetom vode diverzitet ove zajednice izuzetno nizak u odnosu na vrednosti koje bi se očekivale u zavisnosti od kvaliteta vode, a takođe je slična situacija i na lokalitetu 7. Najveći diverzitet ova grupa postiže na lokalitetima koji imaju dovoljne količine mase perifitona i veću zastupljenost makrofita, naročito ako su oba parametra visoka. Primećuje se i da diverzitet ima generalni trend povećanja vrednosti nizvodno, što je u skladu sa povećanjem veličine same reke, a samim tim i sa povećanjem raznovrsnosti mikrostaništa, što se poklapa sa tvrdnjom da je pojava akvatičnih Gastropoda pod veoma jakim uticajem veličine staništa. Na osnovu toga može se

zaključiti da se ova grupa ne može koristiti kao samostalna indikatorska grupa, ali čini značajan deo u korišćenju cele zajednice makroinvertebrata u indikatorske svrhe.

Zajednica Oligochaeta u reci Nišavi nije merodavna za primenu u proceni kvaliteta vode, jer je njena struktura pre svega određena hidrografskim karakteristikama (onima kojima se karakterišu pojedini delovi reke) koje se smenjuju duž rečnog toka po određenom obrascu, a ne parametrima koji određuju stepen zagađenosti vode. Vrednosti indeksa diverziteta za ovu grupu (Shannon-ov indeks, Margalef-ov indeks) ne prate smanjenje niti povećanje parametara trofičnosti (koncentracije ukupnog P i ukupnog N), pa se zaključuje da se mera diverziteta ove grupe ne može koristiti kao pokazatelj kvaliteta vode na pojedinim lokalitetima na reci Nišavi. Na osnovu Simpson-ovog indeksa zaključuje se da ne postoji pravilnost koja bi ukazala na pojavljivanje uniformnije zajednice Oligochaeta pri pogoršanju uslova kvaliteta vode, niti pri poboljšanju kvaliteta vode. Iz ovih razloga zajednica Oligochaeta nije samostalno primenljiva u svrhu biomonitoringa na reci Nišavi.

Mera diverziteta zajednice Hirudinea ne može se koristiti kao pokazatelj stanja ekosistema na reci Nišavi, pa samim tim grupa nije pogodna za ovaj tip bioindikacija. Sa druge strane, promena ukupnog broja jedinki pijavica (zbirno sve vrste) prati promene koncentracija nutrijenata (u zbirnom obliku P+N), pa je razmatranje ove grupe u tom smislu upotrebljivo.

9. Analizom dinamike diverziteta zajednice makroinvertebrata na godišnjem nivou, može se zaključiti da je najveći deo reke Nišave heterotrofne prirode (na osnovu odnosa produkcije i respiracije -P/R). U prolećnom periodu postoji blagi porast odnosa P/R u nizvodnom gradijentu. U ovom periodu reka Nišava se ne ponaša po tvrdnji Vannote *et al.* (1980) da je na lokalitetima koji pripadaju petom redu ili redu većem od petog odnos P/R veći od jedan. To je posledica bujičaste prirode glavnih pritoka Nišave. Ako se sagleda odnos P/R u letnjem periodu, dobija se slika koja se poklapa sa tumačenjem Vannote *et al.* (1980) o promenama ovog odnosa u skladu sa promenama reda reke. Na svakom parnom lokalitetu u letnjem periodu odnos P/R opada u značajnoj meri pod uticajem zagađenja, što ukazuje na to da ovaj odnos u ovom periodu zavisi ne samo od reda reke, već i od mere zagađenja. U

jesenjem periodu autotrofnu prirodu pokazuju uglavnom manje zagađeni lokaliteti. U zimskom periodu heterotrofnu prirodu ima većina lokaliteta, a i ne uočava se pravilan rast odnosa P/R nizvodno (na neparnim lokalitetima).

Samo na lokalitetu 7, kao i na lokalitetu 11 na Južnoj Moravi, uočava se zasićenje finim organskim materijama koje je veće od uobičajenog, dok se na većini lokaliteta više finih organskih materija nalazi u bentusu (na osnovu odnosa TFPOM/BFPOM).

10. Na svim lokalitetima uočava se da najveći broj vrsta sadrže gilde 6 (herbivori grebači koji koriste čestice hrane <1) i 7 (herbivori skupljači koji koriste čestice hrane <1) kao što je slučaj sa rekama Sylva, Kama i Volga (Vaate & Pavluk 2004). Grebači su na godišnjem nivou, po broju jedinki, izrazito dominantna grupa samo na lokalitetu 9, koji se jedini karakteriše odnosom P/R većim od jedan, pa se zaključuje da u primarnoj produkciji na ovom lokalitetu najveći udeo ima primarna produkcija perifitona. Takođe je uočena i zavisnost procentualne zastupljenosti sekača na reci Nišavi najviše od perioda i dužine trajanja listopada riparijalne vegetacije, zatim grebača od stepena razvijenosti perifitona, a predatora i kolektora od mutnoće (pojava poremećaja) i kompetitorskog pritiska od strane predstavnika drugih grupa. Tipičan odnos predator-plen najviše je narušen na lokalitetu 4, što ukazuje na najveći stepen poremećaja u trofičkim piramidama i uopšte u protoku energije na ovom lokalitetu. Od ukupnog broja analiziranih jedinki (10519), najveći broj pripada sekačima (5154) i stoga se može svrstati u reke "sekačkog tipa".
11. Primenom ICT indeksa najveći broj lokaliteta na reci Nišavi pripada II klasi kvaliteta vode (dobar) – sedam lokaliteta, dok tri lokaliteta pripadaju III klasi kvaliteta (umeren). Lokalitet na Južnoj Moravi iznad uliva Nišave pripada I klasi kvaliteta (visok), a ispod uliva Nišave III klasi kvaliteta (umeren). Na osnovu toga se zaključuje da reka Nišava svojim ulivom smanjuje kvalitet vode Južne Morave.
12. Vrednost indeksa trofičke potpunosti (C_{tot}) kao mera zagađenosti prati promene koncentracije nutrijenata (ove vrednosti su veće iznad nego ispod zagađivača).
13. Na osnovu primene nove metode sličnosti među lokalitetima u funkcionalnom pogledu, najsličniji su lokaliteti 2 i 7, a najrazličitiji lokaliteti 1 i 6 (uključujući samo lokalitete na Nišavi). Prednost nove metode sličnosti je u tome što daje precizniju (finiju) komparaciju u funkcionalnom smislu. U komparaciji zamišljenih

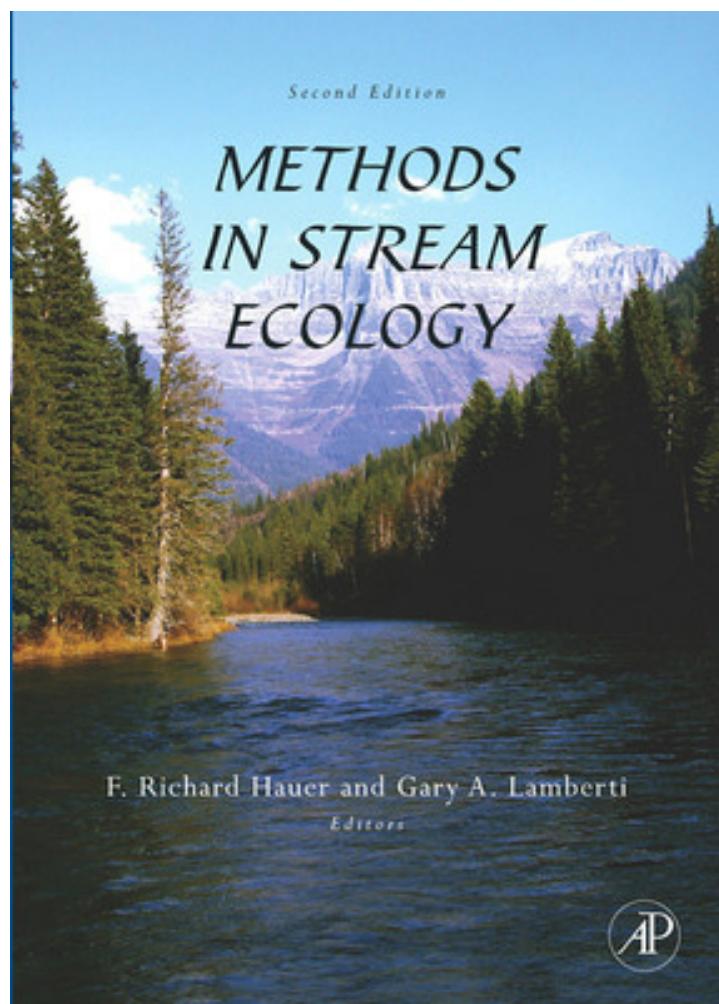
lokaliteta 1, 2 i 3, može se desiti da na osnovu Jaccard-ovog indeksa sličnosti (ili nekog drugog) lokalitet 2 bude u istoj meri sličan lokalitetu 1 i lokalitetu 3, a da do razdvajanja po meri sličnosti dođe tek pri razmatranju pitanja koji deo zajedničkih vrsta pripada istim ili različitim gildama.

14. Na osnovu analize sezonske dinamike diverziteta zajednice makroinvertebrata zaključuje se da diverzitet u svim periodima zavisi u najvećoj meri od toga kolike su koncentracije nutrijenata (što je koncentracija manja, diverzitet je veći), ali i od toga kakav je međusobni odnos nutrijenata. Diverzitet u značajnoj meri zavisi i od koncentracije kiseonika.
15. Na osnovu CCA analize vidi se da je zajednica makroinvertebrata određena i uslovljena u najvećoj meri sledećim ekološkim faktorima:
 - u prolećnom periodu koncentracijom ukupnog fosfora i temperaturom vode,
 - u letnjem periodu zastupljenosću stabilnog supstrata,
 - u jesenjem periodu koncentracijama nutrijenata ukupnog fosfora i ukupnog azota sa jedne strane i koncentracijom kiseonika sa druge strane,
 - u zimskom periodu koncentracijom ukupnog azota.
16. Generalni zaključak koji se može izvesti jeste da je u pojedinim periodima godine zajednica najviše uslovljena onim ekološkim faktorima koji u to doba godine najviše variraju.

Ana Savić

Ekološka analiza zajednice makrozoobentosa reke Nišave

Doktorska disertacija



Literatura

- Alexander, C. P. & Byers, G. W. 1981. Tipulidae, 153-190 pp. In: McAlpine, J. F., Peterson, B. V., Shewell, G. E., Tesney, H. J., Vockeroth, J. R. & Woods, P. M. (Eds.). Manual of Nearctic Diptera, Vol. 1. Agriculture Canada Research Branch Monograph 27, Ottawa.
- Allan, D. 1995. Stream Ecology. Structure, function of running waters. Chapman, Hall, London, 388 pp.
- Alves, R. G. Marchese, M. R. & Martins, R. T. 2008. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (Sao Paulo, Brazil). Biota Neotropica, 18 (1): 21-24.
- Anderson, N. H. & Cargill, A. S. 1987. Nutritional ecology of aquatic detritivorous insects. 903-925. In: Slansky, F. & Rodriguez, J. G. (Eds.). Nutritional Ecology of Insects, Mites and Spiders. John Wiley and Sons, New York.
- Anonymous, 2006/2007. Surface water Yearbook 1. Republic Hydrometeorological Service of Serbia. Belgrade (unpublished data).
- Antonović, G., Mrvić, V., Nikoloski, M., Saljnikov, E., Perović, V. & Kostić-Kravljanac, Lj., 2008. Tipovi zemljišta. 43-122 str. U: Antonović, G., Mrvić, V. (Eds.): Zemljišta sliva Nišave. Institut za zemljište. Beograd.
- APHA, 1999. Standard Methods for the Examination of Water, Wastewater. Port City Press, Baltimore, Maryland.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. Water Research, 17: 333-347.
- Armitage, P., Cranston, P. S. & Pinder, L. C. V. 1995. The Chironomidae. The biology, Ecology of non-biting midges. Chapman, Hall, London, 572 pp.
- Aston, R. I. 1973. Tubificids and water quality: a review. Environmental Pollution 5 (1): 1-10.
- Balloch, D., Davies, C. P. & Jokies, F. H. 1976. Biological assessment of water quality in three British Rivers: The North Esk (Scotland), the Ivel (England), the Taf (Wales). Water Pollution, 75 (1) 92-114.
- Baračkov, Z. 1973. Ekološka proučavanja naselja dna Grošničke reke. Magistarska teza, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Kragujevcu, Kragujevac, 100 str.
- Bargas, T., Mesanza, J. M., Basaguren, M. & Orive, E. 1990. Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates. A comparative study of main water courses of Biscay. Water Research, 24: 1-10.
- Basaguren, A. & Orive, E. 1990. The relationship between water quality and caddisfly assemblage structure in fast-running rivers. The River Cadagua basin. Environmental Monitoring and Assessment 15: 35-48.
- Bastviken, D. T. E., Caraco, N. F. & Cole, J. 1998. Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. Freshwater Biology, 39: 375-386.
- Basu, B. K. & Pick, F. R. 1996. Factors regulating phytoplankton, zooplankton biomass in temperate rivers, Limnology and Oceanology, 41 (7): 1572-1577.
- Basu, B. K. & Pick, F. R. 1997. Phytoplankton, zooplankton development in a lowland temperate river. Journal of plankton research, 19: 237-253.
- Bauernfeind, E. & Moog, O. 2000. Mayflies (Insecta: Ephemeroptera), the assessment

- of ecological integrity: A methodological approach. *Hydrobiologia*, 422-423: 71-83.
- Belfiore C. 1983. Efemerotteri (Ephemeroptera), 113 pp. In: Ruffo S. (Ed.) Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane, 24. Consiglio nazionale delle ricerche, Roma.
- Berrie, A. D. 1976. Detritus, microorganisms and animals in fresh water. 323-338 pp. In: Andersen, J. M. & MacFadyen, A. (Eds.). The role of Terrestrial and Aquatic Organisms in Decomposition Processes. Blackwell Scientific, Oxford.
- Berthelemy, C. & Lahoud, M. 1981. Regimes alimentaires et pieces buccales de quelques Perlodidae et Perlidae des Pyrenees (Plecoptera). *Annales de Limnologie*, 17: 1-24.
- Бешовски, В. Л. 1994. Фауна на България, 23: Insecta, Odonata. Издателство на БАН. София, 372 стр.
- Bo, T. & Fenoglio, S. 2005. Age-related shift in the diet of *Perla marginata* in woodland Apenninic creek of NW Italy (Plecoptera: Perlidae) *Entomologia Generalis*, 28: 147-154.
- Bo, T., Fenoglio, S. & Malacarne, G. 2007. Diet of *Dinocras cephalotes* and *Perla marginata* (Plecoptera: Perlidae) in an Apennine stream (Northwestern Italy). *Canadian Entomologist*, 139: 358-364.
- Bonada, N., Zamora-Munoz, C., Rieradevall, M. & Prat, N. 2004. Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implication for bioassessment methods. *Environmental Pollution*, 132: 509-521.
- Borcherding, J. & Volpers, M. 1994. The "Dreissena-Monitor" First results on the application of the biological early warning system in the continuous monitoring water quality. *Water Sciency and Technology*, 29: 199-201.
- Bournaud, M., Tachet, H. & Perrin, J. F. 1982. Les Hydropsychidae (Trichoptera) du Haut-Rhone entre Geneve et Lyon. *Annales Limnologie*, 18: 61-80.
- Brady, V. & Breneman, D. 2007. Knife River Macroinvertebrate and Sediment Survey (in support of the Knife River TMDL Study). Natural Resources Research Institute of the University of Minnesota Duluth, Technical report number: NRRI/TR-2007/14, 39 pp.
- Branković S., Trajković, S. & Gocić, M., 2009. Analiza kvaliteta vode reke Nišave nizvodno od Sićevačke klisure. *Zbornik radova Građevinsko-arhitektonskog fakulteta*, Niš, 24: 179-186.
- Branković, S. & Mitić-Zlatković, M. 2006. Teški metali u vodi, sedimentu, biljkama i ribama iz reke Nišave. *Zaštita prirode* 56 (2): 103-106.
- Branković, S., Trajković, S., Simić, V. & Simić, S. 2007. Hydrobiological research of Sicevo, Jelašnica Gorges. 59-81 pp. In: Trajković, S. & Branković, S. (Eds.). Sicevo, Jelašnica gorges Environmental status monitoring. Institute for Nature Conservation of Serbia, Faculty of Civil Engineering, Architecture Niš, Niš.
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Wien-New York, 856 pp.
- Brinkhurst, R. O. & Jamieson, B. G. M. 1971. Aquatic Oligochaeta of the World. 1st ed. University of Toronto Press, Toronto, 860 pp.
- Brittain, J. E. & Eineland, T. J. 1988. Invertebrate drift-A review. *Hydrobiologija*, 166: 77-80.

- Cairns, Jr. J. & Prat, J. R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. 10-27 pp. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (Eds.). Freshwater Biomonitoring, Benthic Macroinvertebrates. Chapman, Hall, New York.
- Cairns, Jr. J., McCormick, P. V. & Niederlehner, B. R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263: 1-44.
- Camargo, J. A. 1992. Temporal, spatial variations in dominance, diversity, biotic indices along a limestone stream receiving a trout farm effluent. *Water Air Soil Pollution*, 63: 343-359.
- Camargo, J. A. 1993. Must dominance increase with the number of subordinate species in competitive interactions. *Journal of Theoretical Biology*, 161: 537-542.
- Cao Y., Williams, W. P. & Bark, A. W. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to organic pollution a comparasion of multivariate approaches, biotic, diversity indices. *Hydrobiologija*, 341 (1) 1-19.
- Carter, J. L., Resh, V. H., Hannaford, M. J. & Myers, M. J. 2007. Macroinvertebrates as Biotic Indicators Of Environmental Quality. 805-834 pp. In: Hauer, R. F. & Lamberty, G. A. (Eds.) Methods in stream ecology, 2nd ed., Academic Press Elsevier, Amsterdam.
- Cascallar, L., Mastranduono, P., Mosto, P., Rheinfeld, M., Santiago, J., Tsoukalis, C. & Wallace, S. 2003. Periphytic algae as bioindicators of nitrogen inputs in lakes. *Journals of Phycology*, 39 (1): 7-8.
- Chandler, J. R. 1970. A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*, 69: 415-421.
- Chessman, B. Growsn,I., Currey, J. & Plunkett-Cole, N. 1999. Predicting diatom communities at the gennus level for the rapid biological assessment of rivers. *Freshwater Biology*, 41 (2): 317-331.
- Chyla, M. A. 1998. An attempt to application of benthic macroinvertebrates for the assessment of water quality. *Acta Hydrobiologie*, 40 : 55-65.
- Coffman, W. P., Cummins, K. W. & Wuycheck, J. C. 1971. Energy flow in a woodland stream ecosystem. I. Tissue support trophic structure of the autumnal community. *Archives fur Hydrobiologie*, 68: 232-276.
- Cook, S. E. K. 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environmental Pollution*, 11: 269-288.
- Corbet, P. S. 1983. A biology of dragonflies. Clasley, London. 247 pp.
- Corbet, P. S. 1999. Dragonflies, behaviour and ecology of Odonata. Cornell University Press, Ithaca, New York, 829 pp.
- Creitz G.I. & Richards F.A. 1955. The estimation, characterization of plankton populations by pigment analisis. III. A note on the use of "Milipore" membrane filters in the estimation of plankton pigments. *Journal of Marine Research*, 14 (3): 211-216.
- Cummins, K. W. & Klug, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 147-172.
- Cummins, K. W. & Klug, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review Ecology and Systematics*, 10: 147-172.

- Cummins, K. W. & Wilzbach, M. A. 1985. Field procedures for the analysis of functional feeding groups in stream ecosystems. Appalachian Environmental laboratory, Contribution No. 1611, University of Maryland, Frostburg, 18 pp.
- Cummins, K. W. 1973. Trophic Relations in Aquatic Insects. Annual Review of Entomology 18: 183-206.
- Cummins, K. W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. BioScience 24: 631-641.
- Cummins, K. W. 1992. Invertebrates. 234-250 pp. In: Calow, P. & Petts, G. E. (Eds.). The rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles. Blackwell Scientific, London.
- Cummins, K. W. 1993. Bioassessment and analysis of functional organization of running water ecosystems. 155-169 pp. In: Loeb, S. & Spacie, A. (Eds.) Biological Monitoring of Aquatic Systems. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Cvetković-Miličić, D., Petrov, B. & Petrov, I. Z. 2005. New evidence indicating of genus *Branchipus* Schaeffer, 1766 (Crustacea, Branchipoda) in the eastern Balkans. Archives of Biological Sciences, 57 (3): 11-12.
- De Pauw, N. & Vanhooren, G. 1983. Method for Biological Quality Assessment of Watercourses in Belgium. Hydrobiologia, 100: 153-168.
- Decamps, H. 1967. Ecologie des Trichopteres de la Vallee d'Aure (Hautes-Pyrénées). Annales de Limnologie, 3: 399-577.
- Delgado C. 2002. Spatial and Temporal Distribution Patterns of Odonata Larvae in the Streams of a Terra firma forest of the Central Amazon, Brazil. Journal of Freshwater ecology, 17: 555.
- Delong, M. D. & Brusven, M. M. 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. Environmental Management, 22 (3): 445-457.
- Descy, J. P. & Gosselain, V. 1994. Development, ecological importance of phytoplankton in a large lowland river (river Meuse, Belgium). Hydrobiologia, 289: 139-155.
- Đikanović, V., Despotović, J., Plavšić, J., Đukić, A., Stefanović, K. & Tomović, J. 2009. Rizici u primeni Okvirne direktive o vodama Evropske Unije u Srbiji. Zbornik radova 38. konferencije o aktuelnim problemima korišćenja i zaštite voda " Voda 2009 ", Zlatibor, 1-2.
- Đikanović, V., Jakovčev-Todorović, D., Nikolić, V., Paunović, M. & Cakić, P. 2008. Qualitative composition of communities of aquatic macroinvertebrates along the course of the Golijaška Moravica River (West-Central Serbia). Archives of Biological Sciences, 60 (1): 133-144.
- Dillon, R. T. 2000. The ecology of freshwater Molluscs. Cambridge University Press, Cambridge, 524 pp.
- Dodds, W. K. 2002. Freshwater Ecology. Concepts and Environmental Applications. Academic Press, San Diego, 569 pp.
- Dodds, W.K., 2006. Eutrophication, trophic state in rivers, streams. Limnology and Oceanology, 51 (1-2): 671-680.

- Dohet, A. 2002. Are caddisflies an ideal group for the biological assessment of water quality in streams. Proceedings of the 10th International Symposium on Trichoptera, Nova Supplementa Entomologica, Keltern, 15: 507-520.
- Dukić, D., 1982: Hidrologija kopna. Beograd, 498 str.
- Đukić, N., Maletin, S., Tepavčević, D., Miljanović, B. & Ivanc, A. 1997. Correlation between Oligochaeta community, nutrient concentration in the river Danube. *Ekologija*, 32 (2): 31-36.
- Ebersole, J. L., Liss, W. J. & Frissell, C. A. 2001. Relationship between stream temperature, thermal refugia and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* abundance in arid-land streams in the northwestern United States. *Ecology of Freshwater Fish*, 10: 1-10.
- Edington, J. M. & Hildrew, A. G. 1995. A revised key to the caseless caddis larvae of the British isles (with notes on their ecology), Freshwater Biological Association, Scientific publication, 53, Ambleside, 173 pp.
- Edsall, T. A., Gorman, O. T., & Evrard, L. M. 2004. Burrowing mayflies as indicators of ecosystem helth: Status of populations in two Western Lake Superior embayments. *Aquatic Ecosystem health and Management* 7 (4): 507-513.
- Elliot J.M., Humpesch U.H. & Macan T.T. 1988. Larvae of the British Ephemeroptera: A Key with Ecological Notes. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 49, Ambleside, 145 pp.
- Elliot, J. M. 2000. Contrasting diel activity and feeding patterns of four species of carnivorous stoneflies. *Ecological Entomology*, 25: 26-34.
- Elliot, J. M. 2004. Prey switching in four species of carnivorous stoneflies. *Freshwater Biology*, 49: 709-720.
- Epler, J. H. 2001. Identification manual for the larval chironomidae (Diptera) of north, South Carolina. Version 1.0, Crawfordville, 53 pp.
- Fenoglio, S., Bo, T., Pessino, M. & Malacarme, G. 2007. Feeding of *Perla grandis* nymphs (Plecoptera: Perlidae) in an Apennine first order stream (Rio Berga, NW Italy) *Annales de la Societe Entomologique de France*, 43: 221-224.
- Filipović D. 1954. Ispitivanje živog sveta tekućih voda Srbije. I Prilog poznavanju naselja planinskog potoka Katušnica (Zapadna Srbija). *Arhiv bioloških nauka*, 6 (1-2): 117-133.
- Filipović, D. 1965. Dinamika i ekologija ekosistema Lisinskog potoka na Kopaoniku. Doktorska disertacija, Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 101 str.
- Filipović, D. 1966. Limnološka karakteristika izvorskog regiona Lisinskog potoka na Kopaoniku. *Arhiv bioloških nauka*, 18 (3-4): 325-337.
- Filipović, D. 1969a. Biocenološka istraživanja jednog salmonidnog potoka Balkanskih planina (Srbija). *Ekologija*, 4 (1): 61-90.
- Filipović, D. 1969b. Faunistički sastav izvorskog regiona Crnog Timoka i njegove karakteristike. III Kongres biologov Jugoslavije, Knjiga plenarnih referatov in pouzetkov, Ljubljana, 104 p.
- Filipović, D. 1975. Fauna ephemeroptera SR Srbije. *Zbornik radova o entomofauni SR Srbije* 1, SANU, Beograd, 211-219.
- Filipović, D. 1976. Istorijat proučavanja Ephemeroptera (Insecta) u našoj zemlji i rezultati dosadašnjih ispitivanja u Srbiji. *Arhiv bioloških nauka*, 28 (1-2): 95-101.

- Finlay, J. C., Khandwala, S. & Power, M. E. 2002. Spatial scales of carbon flow in a river food web. *Ecology*, 83 (7): 1845-1859.
- Finogenova, N. P. 1996. Oligochaete communities at the mouth of the Neva and their relationship to antropogenic impact. *Hydrobiologia*, 334 (1-3): 185-191.
- Fochetti, R. & Tierno De Figueroa, J. M. 2006. Notes on diversity and conservation of the European fauna of Plecoptera (Insecta). *Journal of Natural History*, 40: 2361-2369.
- Francoeur, S. N. 2001. Meta-analysis of lotic nutrient amendment experiments: detecting and quantifying subtle responses. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 358-368.
- Freimuth, P. & Bass, D. 1994. Physicochemical conditions, larval Chironomidae (Diptera) of an Urban Pond. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science*, 74: 11-16.
- Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S. E., Pedersen, M. L. & Buffagni, A. 2009. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology*, 55 (7): 1405-1419.
- Fukarek, P. & Jovanović, B. (Eds.) 1983. Karta prirodne potencijalne vegetacije SFR Jugoslavije, 1:1 000 000. Naučno veće vegetacijske karte Jugoslavije, Šumarski fakultet, Univerzitet "Kiril i Metodije", Skopje.
- Galbraith, H. S., Vaughn, C. C. & Meier, K. C. 2008. Environmental variables interact across spatial scales to structure trichopteran assemblages in Ovachita Monntain rivers. *Hydrobiologia*, 596: 401-411.
- Gavrilović, Lj. & Dukić, D. 2002. Reke Srbije, Zavod za udžbenike i nastavna sredstva, Beograd, 218 str.
- Georgian, T. & Wallace, J. B. 1983. Seasonal production dynamics in a guild of periphyton -grazing insects in a southern Appalachian stream. *Ecology*, 64: 1236-1248.
- Goldberg, E. G. 1986. The mussel watch concept. *Environmental Monitoring Assessment*, 7: 91-103.
- Gosselain, V., Descy, J. P. & Everbecq E. 1994. The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: seasonal dznamics (year 1992), the possible incidence of zooplankton grazing. *Hidrobiologia*, 289: 179-191.
- Gosselain, V., Descy, J. P. & Viroux, L. 1998. Grazing by large river zooplankton: a key to summer potamoplankton decline? The case of the Meuse, Moselle rivers in 1994 i 1995. *Hydrobiologia*, 369: 199-216.
- Grginčević, M. & Pujin, V. 1998. Hidrobiologija, priručnik za studente i poslediplomce. 3. izdanje. Ekološki pokret grada Novog Sada, 212 str.
- Grimm, N. B. & Fisher, S. G. 1986. Nitrogen limitation in a Sonoran Desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 5: 2-15.
- Gurtz, M. E. & Wallace, B. J. 1986. Substratum production relationships in net-spinning caddisflies (Trichoptera) in disturbed, undisturbed hardwood catchments. *Journal of the North American Benthological Society*, 5 (3): 230-236.
- Ha, K., Kim, H. W. & Joo, G. J. 1998. The plankton succession in the lower part of hypertrophic Nakdong River (Mulgum), South Korea. *Hydrobiologia*, 369-370: 217-227.

- Harding, J. S., Yonng, R. G., Hayes, J. W., Shearer K. A. & Stark, J. D. 1999. Changes in agricultural intensity, river health along a river continuum. *Freshwater Biology*, 42 (2): 345-357.
- Hauer, F. R. & Hill, W. R. 2007. Temperature, Light, Oxygen. 103-118 pp. In: Hauer, F. R. & Lamberty, G. A. (Eds.). *Methods in stream ecology*, 2nd ed., Academic Press Elsevier, Amsterdam.
- Hauer, F. R., Stanford, J. A., Giersch, J. J. & Lowe, W. H. 2000. Distribution and abundance patterns of macroinvertebrates in mountain stream: An analysis along multiple environmental gradients. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 1485-1488.
- Hawkins, C. P. & MacMahon, J. A. 1989. Guilds: The multiple meanings of a concept. *Annual Review of Entomology*, 34: 423-451.
- Hawkins, C. P., Hogue, J. N., Decker, L. M. & Feminella, J. W. 1997. Cannel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 728-749.
- Hecky, R. E. & Kilham, P. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, 33: 796-822.
- Hellawell, J. M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Applied Science Publishers, London, 546 pp.
- Hickey, C. W. & Clements, W. H. 1998. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in New Zealand streams. *Environmental Toxicology, Chemistry*, 17: 2338-2346.
- Hildrew, A. G. & Edington, J. M. 1979. Factors Facilitating the Coexistence of Hydropsychid Caddis Larvae (Trichoptera) in the Same River System. *Journal Animal Ecology*, 48: 557-576.
- Hill, W. R. & Knight, A. W. 1988. Nutrient and light limitation of algae in two northern California streams. *Journal of Phycology*, 24: 125-132.
- Howmiller, R. P. & Beeton, A. M. 1971. Biological evaluation of environmental quality, Green Bay, Lake Michigan. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 42 (3): 123-133.
- Howmiller, R. P. & Scott, M. A. 1977. An environmental index based on relative abundance of oligochaete species. *Journal Water Pollution Control Federation*, 49 (5): 809-815.
- Hrabě, S. 1981. Vodní máloštětinatci (Oligochaeta) Československa. *Acta Universitatis Carolinae – Biologica*, Praha, 167 pp.
- http://www.lakesuperiorstreams.org/understanding/bugs_diptera.html za tipulidae
- Hudson, J. J., Taylor, W. D. & Schindler, D. W. 2000. Phosphate concentration in lakes. *Nature*, 406: 54-56.
- Hynes H. B. N. 1976. Biology of Plecoptera. *Annual Review of Entomology*, 21: 135-153.
- Hynes, H. B. 1967. A key to the adults and nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera). Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 17, Ambleside, 91 pp.

- Illies, J. & Botosaneanu, L. 1963. Problems, methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees, surtout du point de vue faunistique, Mitteilungen der internationalen vereinigung fur Theoretische, Angewandte Limnologie 12: 1-57.
- Jaccard, P. 1901. Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles, 37: 547–579.
- Jakovčev, D. 1983. Prilog poznavanju Oligohetne faune triju pritoka Južne Morave. Drugi simpozijum o fauni SR Srbije, Beograd, zbornik radova, 47-50.
- Jakovčev, D. 1985. Saprobiološka analiza Južne Morave i pritoka Nišave i Moravice. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda, zbornik radova, 61-64.
- Jakovčev, D. 1986. Prilog poznavanju Oligohetne faune u slivu Velikog Timoka. Biosistematika, 12 (1): 67-77.
- Jakovčev, D. 1989. Saprobiološka analiza reke Save na osnovu faune dna u okviru Beogradskog regionala. Zbornik radova na savetovanju "Rijeka Sava, zaštita i korišćenje voda", JAZU, 442-445.
- Janković, M. 1967. Limnološke karakteristike reke Batlave pre podizanja brane. Ekologija, 2 (1-2): 33-49.
- Janković, M. 1976. Ispitivanje naselja Chironomidae Peka posle zagađenja rudničkom jalovinom, Archives of Biological Sciences, 28 (3-4): 153-160.
- Janković, M. 1978. Fauna Chironomidae (Diptera, Nematocera) Jugoslovenskog dela Dunava i njegovog plavnog područja i karakteristike zajednica koje njihove larve obrazuju na različitim staništima, Zbornik radova o entomofauni SR Srbije 2, SANU, Beograd, 29-89.
- Janković, M. 1981. Sastav i struktura faune Chironomidae (Diptera) donjeg toka Save. Glas CCCXXIX, SANU, 48: 111-120.
- Janković, M. 1983. Proučavanje Chironomidae (Diptera) sliva Velikog Peka. Zbornik radova o fauni SR Srbije, 2, SANU, Beograd, 55-146.
- Janković, M. 1987. Stanje faune dna Velikog Timoka u uslovima datog zagađenja. Glas CCCXLIX, SANU, 51, 92-106.
- Janković, M. 1998. Fauna Chironomidae Velike Morave, Zbornik radova o fauni SR Srbije, 5, SANU, 106-139.
- Johnson, R. K., Wiederholm, T. & Rosenberg, D. M. 1993: Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, species assemblages of benthic macroinvertebrates. 40-158 pp. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (Eds.). Freshwater Biomonitoring, Benthic Macroinvertebrates. Chapman, Hall, New York, NY.
- Johnson, S. L. & Jones, J. A. 2000. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 57 (2): 30-39.
- Joshi, B. D., Bisht, R. C. S. & Samual, V. P. 1995. Primary productivity in Western Ganga cannel Howrah. Indian Journal of Ecology, 21 (2): 123-126.
- Josifović, M. (Ed.) 1970-1977. Flora SR Srbije, I-IX. SANU. Beograd.

- Jovanović, B. 1956. O klimatogenoj šumi jugoistočne Srbije. Zbornik radova Instituta za ekologiju i biogeografiju, 7 (6): 3-35. Beograd.
- Jovanović, B. 1990. Prilog poznavanju faune Gastropoda (Mollusca) Deliblatske peščare. Bulletin of Natural History Museum, 45: 21-26.
- Jovanović, B., Mihaljević, Ž., Maletin, S. & Palić, D., 2011. Assessment of heavy metal load in chub liver (Cyprinidae - *Leuciscus cephalus*) from the Nišava River (Serbia). Biologica Nyssana, 2 (1), 51-58.
- Jovanović, J. B. 1995. Vodeni puževi (Gastropoda, Mollusca) područja Bora. III naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine, Zbornik radova "Naša ekološka istina", 337-341.
- Jovanović, J. B. 1998. Diverzitet faune Gastropoda (Mollusca) Borskog regiona (Srbija). VI naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine, Zbornik radova "Naša ekološka istina", 239-242.
- Jović, A., Paunović, M., Stojaković, B., Milošević, S. & Nikolić, V. 2006. Aquatic invertebrates of Ribnica, Lepenica Rivers:composition of the community, water quality. Archives of Biological Sciences, 58 (2): 115-119.
- Йорданов, Д., ед. 1963-1979. Флора на НР България, I-VIII. Издателство на БАН. София.
- Karadžić, B. & Marinković, S. 2009. Kvantitativna ekologija. Institut za biološka istraživanja "Siniša Stanković", Beograd, 489 str.
- Karaman, G. 1995. Diverzitet Amphipoda (Crustacea) Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. 319-328 pp. In: Stevanović, V. & Vasić, V. (Eds.). 1995. Biodiverzitet Jugoslavije sa pegledom vrsta od međunarodnog značaja, Biološki fakultet i Ekolibri, Beograd.
- Karaman, G. 2000. Amphipoda (Crustacea) in the caves of Serbia, Crna Gora (Montenegro). Zbornik radova Ekološka istina, VIII naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti prirodne sredine, 446-451.
- Karaman, G. 2002. Novi podaci o fauni Amphipoda istočne Srbije i drugih delova Balkana (242. Prilog poznavanju Amphipoda). X naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti prirodne sredine, Zbornik radova „Ekološka istina“, 21-24.
- Karaman, J. B. & Živić, I. 2001. Fauna Gastropoda (Mollusca) nekih fruškogorskih potoka (Vojvodina, Srbija). Naučni skup "Zasavica 2001", Zbornik radova, 201-207.
- Karaman, J. B. 2001. Fauna Gastropoda (Mollusca) u plavnim zonama reke Tamiš. Naučni skup "Zasavica 2001", Zbornik radova, 196-200.
- Karaman, S., Simić, V. & Stojanović, M. 1995. Bentosna makrofauna kao pokazatelj stanja akvatičnih ekosistema na području Smederevske Palanke. Godišnjak Jugoslovenskog društva za "Žaštitu voda 95", Zbornik radova, 121-124.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries, 6: 21-27.
- Kazancı, N. & Girgin, S. 1998. Distribution of Oligochaeta species as bioindicators of organic pollution in Ankara Stream and their use in biomonitoring. Turkish Journal of Zoology, 22 : 83-87.
- Kerans, B. L. & Karr, J. R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-Ibi) for rivers of the Tennessee valley. Ecological Applications, 4: 768–785.

- Kiel, E., Böge, F. & Rühm, W. 1998. Sustained effects of larval blackfly settlement on further substrate colonisers. *Archiv für Hydrobiologie*, 141: 153-166.
- Kiffney, P. M. & Bull, J. P. 2000. Factors controlling periphyton accrual during summer in headwater streams of southwestern British Columbia, Canada. *Journal of Freshwater Ecology*, 15 (3): 339-351.
- Kiss, K. T., Acs, E. & Kovacs, A. 1994. Ecological observation on *Skeletonema potamus* (Weber) Hasle in River Danube, Near Budapest (1991-92, daily investigations). *Hydrobiologia*, 289: 163-170.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1909: Ökologie der tierischen Saproben. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewässerurteilung. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie, Hidrographie 2: 126-152.
- Krebs C. J. 2001. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution, Abundance*. Benjamin/Cummings, San Francisco, 695 pp.
- Krodkiewska, M. 2003. Leech (Hirudinea) communities of post-exploitation water bodies in industrial region (Upper Silesia, Poland). *Polish Journal of Ecology*, 51 : 101-108.
- Lafont, M. 1984. Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers. *Hydrobiologia*, 115 (1): 127-129.
- Lake, D. J. & Burger, J. F. 1983. Larval distribution, succession of outlet-breeding black flies (Diptera: Simuliidae) in New Hampshire. *Canadian Journal of Zoology*, 61: 2519-2533.
- Lenat, D. R. 1993. Abiotic index for southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 279-290.
- Lenat, D. R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 222-233.
- Lepisto, L., Holopainen, A. L. & Vuoristo, H. 2004. Type-specific, indicator taxa of plankton as a quality criterion for assessing the ecological status of Finnish boreal lakes. *Limnologica*, 34: 236-248.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern, scale in ecology. *Ecology*, 73: 1943-1967.
- Li, J., Herlihy, A., Gerth, W., Kaufmann, P., Gregory, S., Urquhart, S. & Larsen, D. P. 2001. Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 46: 87-97.
- Lin, K. J. & Yo, S. P. 2008. The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic Oligochaeta in an urban water basin, Taiwan. *Hydrobiologia*, 596 (1): 213-223.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23: 399-418.
- Lohman, K., Jones, J. R. & Baysinger-Daniel, C. 1991. Experimental evidence for nitrogen limitation in a Northern Ozark stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 10: 14-23.
- Lowe, R. L. & Laliberte, G. D. 2007. Benthic Stream Algae, Distribution, structure. 327-356 pp. In: Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. (Eds.). *Methods in stream ecology*, 2nd ed., Academic Press Elsevier, Amsterdam.

- Lowe, W. H. & Hauer, F. R. 1999. Ecology of two net-spinning caddisflies in a mountain stream: distribution, abundance and metabolic response to a thermal gradient. Canadian Journal of Zoology 77: 1637-1644.
- Ložek, V. 1956. Kľúč československých měkkýšů. Vydavatelstvo Slovenskej akademie vied, Bratislava, 435 pp.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. & Burton, T. M. 1984. The role of aquatic insects in the processing and cycling of nutrients. 134-163 pp. In: Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. (Eds.). The Ecology of Aquatic Insects. Preager Scientific, New York, NY.
- Maasri, A., Fayolle, S., Gandonin, E., Garnier, R. & Franquet, E. 2008. Epilithic chironomid larvae, water enrichment: is larvae distribution explained by epilithon quantity or quality? Journal of the North American Benthological Society, 27 (1): 38-51.
- Macan, T. T. & Douglas Cooper, R. 1994. A Key to the British Fresh- and Brackish-water Gastropods with notes on their ecology. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 13, Reprinted fourth edition, Ambleside, 46 pp.
- Mackay, R. J. 1984. Life history Patterns of *Hydropsyche bronata*, *Hydropsyche morosa* (Trichoptera: Hydropsychidae) in Summer-Warm Rivers of Southern Ontario. Canadian Journal of Zoology, 62: 271-275.
- Malmquist, B. 2002. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. Freshwater Biology, 47: 679-694.
- Mann, K. H. & Watson, E. V. 1964. A Key to the British Freshwater Leeches. Freshwater Biological Association Scientific Publication, 14, Second edition, Ambleside, 50 pp.
- Marković Z. 1998a. Fauna Plecoptera izvora i izvorišta borskog područja. VI naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine, Zbornik radova "Naša ekološka istina", 189-192.
- Marković, Z. & Mitrović-Tutundžić, V. 1997. Fauna Ephemeroptera izvorišta Dubašnice. V naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine, Zbornik radova "Naša ekološka istina", 294-298.
- Marković, Z. & Živić, I. 2002. Fauna of Ephemeroptera in running waters of West Serbia. Archives of Biological Sciences. 54 (3-4): 117-124.
- Marković, Z. 1998b. Izvori brdsko-planinskih područja Srbije, ekološka studija makrozoobentosa. Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 318 str.
- Marković, Z., Miljanović, B. & Mitrović-Tutundžić, V. 1997. Saprobiološka ocena kvaliteta vode reke Banje na osnovu makrozoobentosa kao bioindikatora. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda, Zbornik radova, 350-354.
- Marković, Z., Miljanović, B. & Mitrović-Tutundžić, V. 1998. Makrozoobentos kao pokazatelj kvaliteta vode reke Jablanice. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda, Zbornik radova, 369-372.
- Marković, Z., Miljanović, B. & Mitrović-Tutundžić, V. 1999. Makrozoobentos kao pokazatelj kvaliteta vode Kolubare. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda, Zbornik radova, 261-266.
- Martin, I. D. 1985. Microhabitat Selection, Life Cycle Patterns of two Rhyacophilidae Species (Trichoptera: Rhyacophilidae) in Southern Ontario Streams. Freshwater biology, 15: 1-14.

- Martinović-Vitanović, V. & Gucunski, D. 1983. Saprobiološka analiza fitoplanktona Južne Morave i njenih pritoka. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda "Zaštitu voda, 83", Zborni radova, 101-107.
- Martinović-Vitanović, V., Jakovčev-Todorović, D., Đikanović, V., Paunović, M. & Kalafatić, V. 2003. Kvalitet vode Save u Beogradskom regionu na osnovu saprobiološke analize planktona i faune dna u 2002 godini. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda, Zbornik radova, 239-246.
- Mason, C. F. 1991. Biology of Freshwater Pollution, Longman Scientific & Technical, New York, 250 pp.
- Maxted, J. R., Barbour, M. T., Gerritsen, J., Poretti, V., Primrose, N., Silvia, A., Penrose, D. & Renfrew, R. 2000. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society, 19: 128-144.
- McCormick, P. V. & Stevenson, R. J. 1998. Periphyton as a tool for ecological assessment, management in the Florida Everglades. Journal of Phycology, 34 (5): 726-733.
- Menetrey, N., Oertly, B., Sartori, M., Wagner, A., & Lachavanne, J. B. 2008. Eutrophication : are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds? Hydrobiologia, 597 (1): 125-135.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. 1978. An Introduction to the aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, 441 pp.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. (Eds.) 1996. An introduction to the Aquatic Insects of North America, 3rd ed. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, 862 pp.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. 2007. Trophic Relationships of Macroinvertebrates. 585-610 pp. In: Hauer, F. R. & Lamberty G. A. (Eds.) Methods in stream ecology, 2nd ed., Academic Press Elsevier, Amsterdam.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. & Berg, M. E. (Eds.) 2007. An introduction to the aquatic insects of North America (3rd ed.). Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, 826 pp.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., Berg, M. B., Novak, J. A., Higgins, M. J., Wessell, K. J. & Lessard, J. L. 2002. Development and application of macroinvertebrate functional-group approach in the bioassessment of remnant river oxbows in southwest Florida. Journal of the North American Benthological Society, 21: 290-310.
- Merritt, R. W., Higgins, M. J., Cummins, K. W. & Vandeneeden, B. 1999. The Kissimmee River-riparian marsh ecosystem, Florida: Seasonal differences in invertebrate functional feeding group relationships. 55-79 pp. In: Batzer, D., Rader, R. B. & Wissinger, S. A. (Eds.). Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America. Wiley and sons, New York, NY.
- Merritt, R. W., Wallace, J. R., Higgins, M. J., Alexander, M. K., Berg, M. B., W. T. Morgan, W. T., Cummins, K. W. & B. Vandeneeden. 1996. Procedures for the functional analysis of invertebrate communities of the Kissimme River-floodplain ecosystem. Florida Scientist, 59: 216-274.
- Metcalfe, J. L. 1989: Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History, present states in Europe. Environmental Pollution, 60: 101-139.

- Michalik-Kucharz, A., Strzelec, M. & Serafinski, W. 2000. Malacofauna of rivers Upper Silesia (Southern Poland). *Malakologische Abhandlungen*, 20 (12): 101-109.
- Milošević, Dj., Simić, V., Stojković, M. & Živić, I. 2012. Chironomid faunal composition represented by taxonomic distinctness index reveals environmental change in a lotic system over three decades. *Hydrobiologia*, 683 (1): 69-82.
- Milovanović, B. & Ćirić, B. 1968. Geološka karta SR Srbije, 1:200 000: List Priština-Niš. Zavod za geološka i geofizička istraživanja, Beograd.
- Miljanović B. 2001. Makrozoobentos reka Kolubare, Obnica i Jablanice. Biblioteka ACADEMIA, Beograd, 80 str.
- Miljanović, B. & Đukić, N. 1989. Fauna Oligochaeta kao indikator kvaliteta vode reke Tamiš. *Zbornik Matice Srpske za prirodne nauke*, 77: 167-179.
- Miljanović, B., Pujin, V., Đukić, N., Maletin, S. & Stojanović, S. 1999. Uticaj otpadnih voda grada Novog Sada na kvalitet vode reke Dunav. Eko-konferencija 1999, Novi Sad, *Zbornik radova*, 195-200.
- Miljković, D., Milenković, S. & Miljković, I. 2010b. Influence of Pirot's Communal Waste Water on Water Quality of River Nisava. BALWOIS, 25-29 May 2010, Ohrid, Republic of Macedonia.
- Miljković, D., Miljković, I. & Đorđević, Đ. 2010a. Characterization of surface waters on the pilot river basin of Isava in accordance of water framework directive. BALWOIS, 25-29 May 2010, Ohrid, Republic of Macedonia.
- Minter, Jr. J. W. & Kenneth, J. T. 1996. Odonata. 164-211 pp. In: Merritt, R. W. & Cummins, K. W. (Eds.) An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque.
- Mitrović-Tutundžić, V. 1973. Uticaj različitih tipova zagađenja na naselje dna nekih reka u Srbiji. Naučni skup "Čovek i životna sredina", SANU, Beograd, 1-8.
- Mladenović, T. 1969. Sliv reke Nišave-prilog potamološkom proučavanju, magistarska teza. Prirodno-matematički fakultet, Odsek za geografske nauke, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 174 str.
- Moog, O., Bauernfeind E. & Weichselbaumer, P. 1997. The use of Ephemeroptera as saprobic indicators in Austria. 254-269 pp. In: Landolt, P. & Sartori Fribourg, M. (Eds.). Ephemeroptera & Plecoptera. Biology-Ecology-Systematics, Mauron, Tinguely & Lachat.
- Moss, B. & Balls, H. 1989. Phytoplankton distribution in a floodplain lake, river system. II Seasonal changes in the phytoplankton communities, their control by hydrology, nutrient availability. *Journal of plankton research*, 11: 839-867.
- Mulholland, P. J., Fellows, C. S., Tank, J. L., Grimm, N. B., Webster, J. R., Hamilton, S. K., Marti, E., Ashkenas, L., Bowden, W. B., Dodds, W. K., McDowell, W. H., Paul, M. J. & Peterson, B. J. 2001. Inter-biome comparison of factors controlling stream metabolism. *Freshwater Biology* 46: 1503-1517.
- Muller, K. 1974. Stream drift as a chronobiological phenomenon in running water ecosystems. *Anual review of Ecology and Systematics*, 5: 309-323.
- Nedeljković, R. 1979. Zoobentos Dunava u godinama posle izgradnje brane u Đerdapu. II kongres ekologa Jugoslavije, Zadar, *Zbornik radova*, sveska III, 1881-1888.
- Nelson, S. M. & Roline, R. A. 2003. Effects of Multiple stressors on the hyporheic invertebrates in a lotic system. *Ecological indicators*, 3: 65-79.

- Nijboer, R. C., Wetzel, M. J. & Verdonschot, P. F. M. 2004. Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae and Lumbriculidae (Anelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data. *Hydrobiologia*, 520 (1-3): 127-141.
- Nikolić, M., Stošić, Lj. & Gligorijević, S. 2004. Comparative analysis of the Nišava river quality in ten year period. BALWOIS, 25-29 May 2004, Ohrid, Republic of Macedonia.
- Nilsson, A., 1997. Aquatic Insects of North Europe. A taxonomic Handbook Vol. 2. Apollo Books, Steenstrup, 440 pp.
- Norris, R. H. & Georges, A. 1993. Analysis, interpretation of benthic macroinvertebrate surveys, 234-286 pp. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (Eds.). Freshwater biomonitoring, benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, London.
- Norris, R. H. & Norris, K. R. 1995. The need for Biological assessment of water quality: Australian perspective. *Australian Journal of Ecology*, 20: 1-6.
- Oscoz, J., Galicia, D. & Miranda, R. 2011. Identification guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain, Springer, Dordrecht, 153 pp.
- Othman, M. R., Samat, A. & Hoo, Sl. 2002. The effect of bed sediment quality on distribution of macrobenthos in Labu River system and selected stations in Langat River, Malaysia. *Journal of Biological Sciences*, 2 (1): 32-34.
- Palmer, C., O'Keeffe, J., Palmer, A., Dunne, T. & Radloff, S. 1993. Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and Lower reaches of the Buffalo River, eastern Cape, South Africa. I. Dietary variability. *Freshwater Biology*, 29: 441-453.
- Paunović, M. 2001. Prostorna i sezonska dinamika makrozoobentosa reke Vlasine, magistarski rad, Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 200 str.
- Paunović, M., Borković, S., Pavlović, S., Saičić & Cakić, P. 2008. Results of the Sava survey-Aquatic macroinvertebrates. *Archives of Biological Sciences*, 60 (2): 265-270.
- Paunović, M., Jakovčev-Todorović, D., Simić, V., Stojaković, B. & Veljković, A., 2006. Species composition, spatial distribution, temporal occurrence of Mayflies (Ephemeroptera) in the Vlasina River (Southeast Serbia). *Archives of Biological Sciences*, 58 (1): 37-43.
- Paunović, M., Jakovčev-Todorović, D., Simić, V., Stojanović, B. & Cakić, P. 2007. Macroinvertebrates along the Serbian section of the Danube river (section of stream km 1429-925). *Biologija*, 62 (2): 214-221.
- Paunović, M., Simić, V., Pantović, N., Đikanović, V., Slavevska-Stamenković, V. & Cakić, P. 2010. Water quality Assessment Based on Saprobiological Analyses of the Macroinvertebrate Communities in the Zapadna Morava River Basin. BALWOIS 25-29 May 2010, Ohrid, Republic of Macedonia.
- Paunović, M., Simić, V., Simonović, P., Simić, S., Petrović, A., Gačić, Z., Vranković, J., Vasiljević, B., Stefanović, K., Tomović, J. & Đorđević, A. 2009. Primena bioloških elemenata u oceni ekološkog statusa. Izveštaj po ugovoru 2075 od 14.7.09. Institut za biološka istraživanja "Siniša Stanković", Beograd, 90 str.
- Paunović, M., Vasiljević, B., Stefanović, K., Jakovčev-Todorović, D., Simić, V. & Simić, S. 2010. Development of Multimetric Index Based on aquatic

- Macroinvertebrates for Running Waters in Serbia. BALWOIS 25-29 May 2010, Ohrid, Republic of Macedonia.
- Pavluk, T. I., bij de Vaate, A. & Leslie, H. A. 2000. Development of an Index of Trophic Completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia*, 427: 135-141.
- Perrin, C. J. & Richardson, J. S. 1997. N and P limitation of benthos abundance in the Nechako River, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2574-2583.
- Perry J. A. & David J. S. 1987. The longitudinal distribution of riverine benthos: A river dis-continuum? *Hydrobiologia*, 148: 257-268.
- Pescador, M. L., Rasmussen, A. K. & Harris, S. C. 1995. Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida. State of Florida, Department of Environmental Protection, Division of Water Facilities, Tallahassee, 132 pp.
- Pešić, V. 2003. Taksonomska, zoogeografska i ekološka analiza vodenih grinja (Acari: Hydracnida) centralnog dijela Balkanskog poluostrva. Doktorska disertacija, Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, 249 str.
- Pfleger, V. 1990. Molluscs. Blitz, Leicester, 216 pp.
- Pfleger, V. 2000. A field guide in colour to Molluscs. Silverdale Books. Prague. 216 pp.
- Pick, F. R. & Berube, C. 1992. Diel cycles in the frequency of dividing cells of freshwater picocyanobacteria. *Journal of Plankton Research*, 14: 1193-1198.
- Pillot, H. K. M. M., 2009. Chironomidae Larvae of the Netherlands, adjacent lowlands: biology, ecology of the chironomini. KNNV Publishing, Zeist, 144 pp.
- Pinder, L. C. V. & Farr, I. S. 1987.a Biological surveillance of water quality-3. The influence of organic enrichment on the macroinvertebrate fauna of small chalk stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 109: 619-637.
- Pinder, L. C. V. & Farr, I. S. 1987.b Biological surveillance of water quality-2. Temporal, spatial variation in the macroinvertebrate fauna of the river Frome a Dorset chalk stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 109: 321-331.
- Plague, G. R., & Wallace, J. B. 1998. Linkages between trophic variability and distribution of *Pteronarcys* spp. (Plecoptera: Pteronarcyidae) along a stream continuum. *American Midland Naturalist*, 139: 224-234.
- Pljakić, M. A. 1952. Prilog poznavanju rasprostranjenja *Gammarus (Rivulogammarus) pulex* u Srbiji. *Archives of Biological Sciences*, Belgrade, 4 (1-2): 81-88.
- Pljakić, M. A. 1962. Prilog poznavanju strukture mešovitih populacija Amphipoda *Gammarus (R.) balcanicus* i *Gammarus (R.) pulex fossarum*. *Archives of Biological Sciences*, Belgrade, 14 (1-2): 51-59.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R.E. & Stromberg, J. C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bio Science*, 47: 769-784.
- Pontasch, K. W. & Brusven, M. A. 1988. Diversity, community comparison indices: assessing macroinvertebrate recovery following a gasoline spill. *Water Research*, 22: 619-626.

- Pujin, V., Miljanović, B., Ninković, J., Đukić, N., Maletin, S. & Ivanc, A. 1995. Uticaj otpadnih voda grada Novog Sada na neke pokazatelje kvaliteta vode Dunava. "Eko-konferencija 1995", Novi Sad, Zbornik radova, 95-102.
- Pujin, V., Stojanović, S., Đukić, N., Miljanović, B., Maletin, S., Sekulić, A. & Teodorović, I. 1999. Hidrobionti - pokazatelji kvaliteta reke Tise. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda, Zbornik radova, 239-242.
- Pusey, B. J., Arthington, A. H. & McLean, J. 1994. The effects of a Pulsed Application of Chlorpyrifos on Macroinvertebrate Communities in an Outdoor Artificial Stream System. Ecotoxicology, Environmental Safety, 27 (3): 221-250.
- Quinn, J. M., Cooper, A. B., Davies-Colley, R. J., Rutherford, J. C. & Williamson, R. B. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. New Zealand Journal of marine, Freshwater Research, 31 (5): 579-597.
- Rakićević, T. 1980. Klimatsko rejoniranje SR Srbije. Zbornik radova Geografskog instituta PMF, Beograd, 27: 29-42.
- Randelić, N. 1979. Šumska vegetacija planine Seličevice. Zbornik radova PMF, Univerzitet u Prištini, 6, 123-136.
- Randelić, V. & Randelić, N. 1995. Očuvanje biološke raznovrsnosti (biodiverziteta) - osnovni smisao i koncepcija. 11. Simpozijum Preventivni inženjering i zaštita životne sredine, Fakultet zaštite na radu, Univerzitet u Nišu, Zbornik radova, C1: 1-7.
- Ratajac, R. & Rajković, D., 1992. Uticaj uzajamnog odnosa Tise i Mrtve Tise na sastav Crustacea i Hydracarina. Zbornik radova PMF, Univerzitet u Novom Sadu, 22: 91-95.
- Raven, P. J. & George, J. J. 1989. Recovery by riffle macroinvertebrates in a river after a major accidental spillage of Chlorpyrifos. Environmental Pollution, 59: 55-70.
- Real, R. 1999. Tables of significant values of Jaccard's index of similarity. Miscellania Zoologica, 22 (1): 29-40.
- Resh, V. H. & Jackson, J. K. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. 159-194 pp. In: Rosenberg, D. M. & V. H. Resh (Eds.). Freshwater Biomonitoring, Benthic Macroinvertebrates. Chapman, Hall, V. H. New York.
- Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. 1984. The Ecology of Aquatic Insects. Praeger Publishers, New York, 625 pp.
- Reynolds, C. S. & Descy, J. P. 1996. The production, biomass, structure of phytoplankton in large rivers. Archiv für Hydrobiologie, 113: 161-187.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Wigington, R. & Braun, D. P. 1997. How much water does a river need? Freshwater Biology, 37: 231-249.
- Root, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: The fauna of collards (*Brassica oleracea*). Ecological Monographs, 43: 95-124.
- Rosemond, A. D., Mulholland, P. J. & Elwood, J. W. 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. Ecology, 74: 1264-1280.

- Royer, T. V., Robinson, C. T. & Minshall, G. W. 2001. Development of macroinvertebrate-based index for bioassessment of Idaho rivers. Environmental Management 27 (4): 627-636.
- Rueda, J., Camacho, A. Mezquita, F., Hernandez, R. & Roca, J. R. 2002. Effect of episodic, regular sewage discharge on water chemistry, macroinvertebrate fauna of a Mediteran stream. Water, Air, Soil Pollution, 140: 425-444.
- Русанов, В. В., Зюсько, А. Я. & Ольшанг, В. Н. 1990. Состояние отдельных компонентов водных биогеоценозов при разработке россыпных месторождений дражным способом. Свердловск, УрО АН СССР, 120 стр.
- Rutherford, J. E. & Mackay, R. J. 1985. The Vertical Distribution of Hydropsychid Larvae, Pupae (Trichoptera: Hydropsychidae) in Stream Substrates. Canadian Journal of Zoology, 63: 1306-1315.
- Sabater, S., Artigas, J. & Duran, C. 2008. Longitudinal development of chlorophyll, plankton assemblages in a regulated large river (the Ebro River). Science of the Total Environment 404: 196-206.
- Salanki, J. 1989. New avenus in the biological indication of environmental pollution. Acta Biologica Academiae Scientiarum Hungaricae, 40: 295-328.
- Sarić, M. (Ed.) 1986. Flora SR Srbije, X. SANU. Beograd.
- Sarić, M. (Ed.) 1992. Flora Srbije, I (2 izd.). SANU. Beograd.
- Savić, A., Randelović, V. & Krpo-Ćetković, J. 2010. Seasonal variability in community structure, habitat selection of mayflies (Ephemeroptera) in the Nišava River (Serbia). Biotechnology & Biotechnological Equipment, 24 (2): 639-645.
- Savić, A., Randelović, V., Branković, S. & Krpo-Ćetković, J. 2011. Mayfly (Insecta: Ephemeroptera) community structure as an indicator of the ecological status of the Nišava River (Central Balkan Peninsula). Aquatic Ecosystem Health and Management, 14 (3): 276-284.
- Schenkova, J. & Helešic, J. 2006. Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Roktna River, Czech Republic-a small highland stream. Hydrobiologia, 564 (1): 117-126.
- Schenkova, J., Komarek, O. & Zahradkova, S. 2001. Oligochaeta of the Morava and Odra River Basins (Czech Republic) : species distribution and community composition. Hydrobiologia, 463 (1-3): 235-240.
- Schindler, D. W. 1977. The evolution of phosphorus limitation in lakes. Science, 195: 260-262.
- Schmera, D. 2004. Spatial distribution, coexistence patterns of caddisfly larvae (Trichoptera) in Hungarian stream. International Review of Hydrobiology, 89: 51-57.
- Schulz, R. & Liess, M. 1999. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. Aquatic Toxicology, 46: 155-176.
- Scrimgeour, G. J., Wicklum, D. & Pruss, S. D. 1998. Selection of aquatic indicator species to monitor organic contaminants in trophically simple lotic food webs. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 35: 565-572.
- Simić, S., Ostojić, A., Simić, V. & Janković, D. 1997. Promene u strukturi planktona i bentosa na delu toka Dunava od Velikog Gradišta do Prahova tokom letnjeg aspekta. Ekologija 32 (2): 65-80.

- Simić, V. & Simić, S. 1999. Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. *Hydrobiologia*, 416: 51-64.
- Simić, V. & Simić, S. 2002. Structure of the macrozoobenthos as an indicator of different types of pollution in running waters. *Archives of Biological Sciences*, 54 (3-4): 79-86.
- Simić, V. & Simić, S. 2003. Macroalgae, macrozoobentos of the Pčinja river. *Archives of Biological Science* 55 (3-4): 121-132.
- Simić, V. 1993. Saprobiološka varolizacija Svrljiškog i Trgoviškog Timoka na osnovu sastava makrozoobentosa, magistarski rad, Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd, 263 str.
- Simić, V. 1996. Mogućnosti ekološkog monitoringa rečnih ekosistema Srbije na osnovu makrozoobentosa. Doktorska disertacija, Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd, 325 str.
- Simić, V. Ostojić, A., Karaman, S., Blesić, B. & Pešić, S. 1994. Istraživanje zoobentosa i zooplanktona u vodama Kragujevačkog regiona. Godišnjak Jugoslovenskog društva za zaštitu voda, Zbornik radova, 198-203.
- Skidmore, R. E., Maberly, S. C. & Whitton, B. A. 1998. Patterns of spatial, temporal variation in phytoplankton chlorophyll a in the River Trent, its tributaries. *Science of the Total Environment*, 210-211: 357-365.
- Skriver, J., Friberg, N. & Kirkegaard, J. 2000. Biological assessment of running water in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 27 : 1822-1830.
- Sladecek, V. & Sladeckova, A. 1963. Relationship between wet weight, dry weight of the periphyton, *Limnology and Oceanography*, 8 (2): 309-311.
- Sladecek, V. 1965. The future of the saprobity system. *Hidrobiologia*, 25: 518-537.
- Smitz, A. & Nagel, R. 1995. Influence of 3,4-dichloroaniline (3,4-DCA) on benthic invertebrates in indoor experimental streams. *Ecotoxicology, Environmental Safety*, 30 (1): 63-71.
- Soballe, D. M. & Kimmel, B. L. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, impoundments. *Ecology*, 68: 1943-1954.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*, 3rd edition. W. H. Freeman Co., New York, 887 pp.
- Soldan T., Zahradkova, S., Helešic, J., Dušek, L. & Landa V. 1998. Distributional and quantitative patterns of Ephemeroptera and Plecoptera in the Czech Republic: A possibility of detection of long-term environmental changes of aquatic biotopes. *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis, Biologia*. 98: 1-305.
- Sotirov, S. 1968. Ribe okoline Pirota. *Pirotski zbornik* 1: 151-156. Pirot.
- Stanford, J. A., Ward, J. V., Liss, W. J., Frissell, C. A., Williams, R. N., Lichatowich, J. A. & Contant, C.C. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers:Research and Management*, 12: 391-413.
- Statzner, B., Gore, J. A. & Resh, V. H. 1988. Hydraulic stream ecology: Observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307-360.

- Stefanović, K., Nikolić, V., Tubić, B., Tomović, J., Atanacković, A., Simić, V. & Paunović, M., 2009. Aquatic macroinvertebrates of the Jablanica River, Serbia. Archives of Biological Sciences, 61 (4): 787-794.
- Stewart, K. W. & Stark, B. P. 2002. Nymphs of North American stonefly genera (Plecoptera) 2nd edition. Caddis Press, Columbus, Ohio, 510 pp.
- Strahinjić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 1999a. Prilog poznavanju faune Trichoptera (Insecta) Puste reke. VII naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti životne sredine, Zbornik radova "Ekološka istina", 194-194.
- Strahinjić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 1999b. Prilog poznavanju larvi Odonata Puste reke. Simpozijum Entomologa Srbije, Zbornik rezimea, 19.
- Suikkanen, S., Laamanen M. & Huttunen, M. 2007. Long-term changes in summer phytoplankton communities of the open northern Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 71: 580-592.
- Swale, E. M. F. 1969. Phytoplankton in two English rivers. Journal of Ecology, 57: 1-23.
- Sweeney, B. W. 1984. Factors influencing life history patterns of aquatic insects. 56-100 pp. In: Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. (Eds.). The ecology of aquatic insects. Praeger Publishers, New York.
- Takamura, K., Hatakeyama, S. & Shiraishi, H. 1991. Odonata larvae as an indicator of pesticide contamination. Applied Entomology and Zoology, 26: 321-326.
- Tank, J. L. & Dodds, W. K. 2003. Nutrient limitation of epilithic and epixylic biofilms in ten North American streams. Freshwater Biology, 48: 1031-1049.
- Teague, S. A., Knight, A. W. & Teague, B. N. 1985. Stream Microhabitat Selectivity, Resource Partitioning, Niche Shifts in Grazing Caddisfly Larvae. Hydrobiologia, 128: 3-12.
- Thomas, A. G. B. 1997. Rhagionidae, Athericidae, snipe-flies. In: Nilsson, A. (Ed.): Aquatic Insects of North Europe. A taxonomic Handbook, Vol. 2: 311-320, Apollo Books, Stenstrup.
- Torremorell, A., Llames, M. E. & Perez, G. L. 2009. Annual patterns of phytoplankton density, primary production in large, shallow lake: the central role of light. Freshwater Biology, 54: 437-449.
- Trajković, S. 2007. Waste water disposal in the protected areas of the Jelašnica, Sićevo Gorges. 93-96 pp. In Trajković, S. & Branković, S. (Eds.) Sićevo, Jelašnica gorges Environmental status monitoring. Institute for Nature Conservation of Serbia, Faculty of Civil Engineering, Architecture Niš.
- Trajković, S. 2008. Kvalitet vode reke Nišave kao indikator održivog vodosnabdevanja sa izvorišta Medijana. Ecologica, 15, (52), 57-62.
- Tripković, D., Ignjatović, J., Cvijan, M., Nadeždić, M., Maljević, E. & Paunović, M. 2004. Water monitoring in Serbia-a need for system reconstruction. International Association for Danube Research, 35: 159-166.
- Tuša I. 1993. Larvy čihalen rodu *Atherix* Meigen, 1803 (Diptera, Athericidae) v tocích Čehoslovenska. Časopis Slezského Muzea (A), 42: 21-29.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (Eds.) 1964-1980. Flora Europaea, I-V. Cambridge University Press. London.

- Vaate, A. & bij de Pavluk, T. I. 2004. Practicability of the index of Trophic completeness for running waters. *Hydrobiologia*, 519: 49-60.
- Vallenduuk, H. J. & Pillot, H. K. M. M. 2007. Chironomidae larvae of the Netherlands, Adjacent Lowlands: general ecology, Tanypodinae. KNNV Publishing, Zeist, 270 pp.
- Vannote, R. L. & Minshall, G. W. 1984. Fluvial processes and local lithology controlling abundance, structure and composition of mussel beds. *Proceedings of the National Academy of Science*, 79: 4103-4107.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedel, J. R. & Cushing, G. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Велчев, В., ед. 1982-1989. Флора на НР България, IX. Издателство на БАН. София.
- Verdonschot, P. F. M. 1989. The role of oligochaetes in the management of waters. *Hydrobiologia*, 180 (1): 213-227.
- Verdonschot, P.F.M. 1999. Micro-distribution of oligochaetes in as soft-bottomed lowland stream (Elsbeek; The Netherlands). *Hydrobiologia*, 406: 149-163.
- Wallace, I.D., Wallace, B. & Philipson, G. N. 1990. A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland, Freshwater Biological Association, Scientific publication 51, Ambleside, 237 pp.
- Wallace, J. B. & Merritt, R. W. 1980. Filter-feeding ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 25: 103-132.
- Walter, H. & Leith, H. 1960. Klimadiagramm-Weltatlas. Gustav Fischer Verlag, Jena. (No pagination)
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. 1982. Thermal Responses in the Evolutionary Ecology of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology*, 27: 97-117.
- Ward, J. W. 1992. Aquatic Insects Ecology, 1. John Wiley & Sons, Inc., Canada, 438 pp.
- Waschington, H. G. 1984. Diversity, biotic, similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18 (6) 653-694.
- Waters, T. F. 1972. The drift of stream insects. *Annual Review of Entomology*, 17: 253-272.
- Watson, J. A. L., Arthington, A. H. & Conrick, P. L. 1982. Effect of sewage effluent on dragonflies (Odonata) of Bulimba Creek, Brisbane. *Australian Journal of Freshwater research*, 33: 517-528.
- Watton, A. J. & Hawkes, H. A. 1984. The performance of an invertebrate colonization sampler in biological surveillance of lowland rivers, 15-24 pp. In: Pascoe, D., Edwards, R. W. (Eds.), Freshwater biological monitoring. Advantages in Water Pollution Control, IAWPRC, Pergamon press, Oxford.
- Wentworth, C. K., 1922. A scale of grade, class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, 30: 377-392.
- WFD, 2000: Water Framework Directive-Directive of European Parliament, of the Council 2000/60/EC-Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy

- Wiggins, G. B. & Mackay, R. J. 1978. Some relationships between Systematics, Trophic Ecology in Nearctic Aquatic insects, with Special Reference to Trichoptera. *Ecology*, 59: 1211-1220.
- Wiley, M. & Kohler, S. L. 1984. Behavioral adaptations of aquatic insects. 101-133 pp. In: Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. (Eds.). *The Ecology of Aquatic insects*. Prager, New York. NY.
- Winter, J. G. & Duthie, H. C. 1998. Effects of urbanization on water quality, periphyton, invertebrate communities in a southern Ontario stream. *Canadian Water Resources Journal*, 23 (3): 245-258.
- Woodiwiss, F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemical industry*, 11: 443-447.
- Wotton, R. S. 1994. Particulate and dissolved organic matter as food. 235-288 pp. In: Wotton, R. S. (Ed.). *The biology of Particles in aquatic Systems*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Wright, I. A., Chessman, B. C., Fairweather, P. G. & Benson, L. J. 1995. Measuring the impact of sewage effluent on macroinvertebrate community of an upland stream: The effect on different levels of taxonomic resolution, quantification. *Australian Journal of Ecology*, 20 (1): 142-149.
- Wright, J. F., Furse, M. T., Armitage, P. D. & Moss, D. 1993. New procedures for identifying running-water sites subject to environmental stress and for evaluating sites for conservation, based on the macroinvertebrate fauna. *Archiv für Hydrobiologie* 127 (3): 319-326.
- Zhou, S. C., Huang, X. F. & Cai, Q. H. 2009. Temporal, spatial distribution of the Three Gorges Reservoir, China. *International Review of Hydrobiology*, 94: 542-559.
- Zwick, P. 2004. Key to the West Palearctic genera of Stoneflies (Plecoptera) in larval stage. *Limnologica* 34: 315-348.
- Živić, I. & Marković, Z. 2004. The effect of trout farm on water quality in the recipient. *Limnological Reports*, 35: 398-395.
- Živić, I. 2005a. Faunistička i ekološka studija makrozoobentosa tekućica sliva Južne Morave sa posebim osvrtom na taksonomiju larvi trichoptera (Insecta). Doktorska disertacija, Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 507 str.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 1999b. A contribution to the knowledge of Odonata (Odonata, Insecta) larvae of the Pusta reka River. *Acta Entomologica Serbica*, 4 (1-2): 1-11.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2000a. A contribution to the study of the Trichoptera (Insecta) fauna in the Toplica River. *Acta Entomologica Serbica*, 5 (1/2): 35-46.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2000b. The change of the structure of macrozoobenthos in the Jelenački stream under the influence of pollution. *Ekologija*, 35 (2): 105-114.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2000c. The change of the structure of macrozoobenthos in the Jelašnički stream under the influence of pollution. *Ekologija*, 35 (2): 105-114.

- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2001a. Macrozoobentos in the Pusta Reka river, left tributary of the south Morava river. Archives of Biological Sciences, 53 (3-4) 109-122.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2001b. Saprobiološka istraživanja Puste reke korišćenjem makrozoobentosa kao bioindikatora. Zaštita prirode, 52 (2): 51-60.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2002a. First check list of Serbian Trichoptera. Folia historico-naturalia musei matraensis 26: 269-277.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2002b. A contribution to the study of the Trichoptera fauna in Serbia over the period 1980-2001. Archives of Biological sciences, 54 (1-2): 15-16.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2002c. Fauna akvatičnih beskičmenjaka nekih izvora Stare planine. X naučno-stručni skup o prirodnim vrednostima i zaštiti prirodne sredine, Zbornik radova "Ekološka istina", Donji Milanovac, 46-48.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2002c. Saprobiological Evaluation of the quality of Water in the Toplica River, the Right Tributary of the Kolubara iver (Yugoslavia) Limnological Reports, 34: 575-582.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2003. A contribution to the diversity of the larvae Trichoptera in the Južna Morava river basin. Archives of Biological sciences, 55 (3-4): 33-34.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2004. The change of the qualitative, quantitative composition of macrozoobenthos in the Borovački brook under the influence of pollution. Proceedings 2nd Congress of ecologist of the Republic of Macedonia with International Participation, Skopje, 252-256.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2005b. Nove vrste Trichoptera (Insecta) za faunu Srbije. Simpozijum entomologa Srbije 2005 sa međunarodnim učešćem, Bajina Bašta 25-29nseptembar 2005, Zbornik plenarnih referata i rezimea, 21 str.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2006a. New Trichoptera (Insecta) for the fauna of Serbia. Acta entomologica serbica 11 (1-2): 51-60.
- Živić, I., Marković, Z. & Brajković, M. 2006b. Contribution to the faunistical list of the Trichoptera (Insecta) of Serbia. Acta Entomologica Slovenica, 14 (1): 55-88.
- Živić, I., Marković, Z. & Ilić, J. 2005c. Composition, structure and temporary dynamics of macrozoobentos in the Temska and Visočica rivers. Archives of Biological Sciences, 57 (2): 107-118.
- Živić, I., Marković, Z., Filipović-Rojka, Z. & Živić, M. 2009b. Influence of a trout farm on water quality, macrozoobenthos communities of the receiving stream (Trešnjica River, Serbia), International Review of Hydrobiology 94: 673-687.
- Živić, I., Marković, Z., Simić, V. & Kučinić, M. 2009a. New records of *Helicopsyche bacescui* (Trichoptera, Helicopsychidae) from Balkan Peninsula with notes on its habitat. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae, 55 (1): 77-87.
- Živić, I., Protić, L. & Marković, Z. 2007. Southernmost finding in Europe of *Aphelocheirus aestivalis* (Fabricius, 1794) (Hemiptera: Heteroptera: Aphelocheridae). Zootaxa, 1496: 63-68.
- Živković, D. & Jovanović, B. 2011. Spatial morphometric plasticity of spirlin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) phenotype from the Nišava River, Serbia, Danube basin. Biologica Nyssana, 2 (1): 67-77.

Ekološka analiza zajednice makrozoobentosa reke Nišave

Biografija autora

Ana V. Savić je rođena 26.08.1978. godine u Skoplju, R Makedonija. Osnovnu školu je završila u Sevcu, a srednju školu u Uroševcu. Nakon toga je upisala studije biologije, smer Zaštita životne sredine, na Prirodno-matematičkom fakultetu Univerziteta u Prištini. Studije je završila 2002. godine. 2004. godine zaposlila se na Prirodno-matematičkom fakultetu Univerziteta u Nišu i izabrana je u zvanje asistent-pripravnik za zoološku grupu predmeta. U zvanje asistent, naučna oblast zoologija, izabrana je 2010. godine na istom fakultetu.

Magistarske studije, na smeru Ekologija životinja, upisala je 2004. godine na Biološkom fakultetu Univerziteta u Beogradu, a na doktorske studije istog fakulteta, na smeru Ekologija, biogeografija i zaštita biodiverziteta, prelazi školske 2006/07. godine.

Tokom dosadašnjeg rada autor je i koautor većeg broja naučnih radova objavljenih u zemlji i inostranstvu. Učestvovala je na nekoliko međunarodnih i nacionalnih naučnih skupova, gde je saopštavala rezultate svojih istraživanja.

Još kao student učestvovala je na projektu osnovnih istraživanja „Hidrobiološka istraživanja Dunava“, čiji nosilac je bio Institut za biologiju Prirodno-matematičkog fakulteta u Novom Sadu.

Pohađala je i različite kurseve za stručno usavršavanje, od kojih su najznačajniji “Freshwater assessment: developing tools for classifying and evaluating rivers and lakes for conservation and management.“ (5th to 8th December 2005, Novi Sad) i „ Zoology teaching in Nice (France): from decrease to renewal.“ (7th March, 2007. TEMPUS JEP Project "Higher education reform of biological sciences (H.E.R.B.S.)", Beograd).

PRILOZI

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписана Ана В. Савић
број уписа ДБ 060122

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Еколошка анализа заједнице макрозообентоса реке Нишаве

- резултат сопственог истраживачког рада,
- да предложена дисертација у целини ни у деловима није била предложена за добијање било које дипломе према студијским програмима других високошколских установа,
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио интелектуалну својину других лица.

Потпис докторанта

У Београду, 31.08.2012. год.



Прилог 2.

**Изјава о истоветности штампане и електронске
верзије докторског рада**

Име и презиме аутора: Ана В. Савић

Број уписа: ДБ 060122

Студијски програм: Екологија, биогеографија и заштита биодиверзитета

Наслов рада: Еколошка анализа заједнице макрозообентоса реке Нишаве

Ментори: др Јасмина Крпо-Ћетковић и др Ивана Живић

Потписани Ана В. Савић

изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

Потпис докторанта

У Београду, 31.08.2012. год.



Прилог 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

Еколошка анализа заједнице макрозообентоса реке Нишаве

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство

2. Ауторство - некомерцијално

3. Ауторство – некомерцијално – без прераде

4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима

5. Ауторство – без прераде

6. Ауторство – делити под истим условима

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

Потпис докторанта

У Београду, 31.08.2012. год.

