Struktura i dinamika mikrofitskih zajednica vodenih biotopa u trazličitim ekološkim uvjetima

Bek, Nikolina

Master's thesis / Diplomski rad

2017

Degree Grantor / Ustanova koja je dodijelila akademski / stručni stupanj: **Josip Juraj Strossmayer University of Osijek, Department of biology / Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Odjel za biologiju**

Permanent link / Trajna poveznica: https://urn.nsk.hr/urn:nbn:hr:181:559530

Rights / Prava: In copyright / Zaštićeno autorskim pravom.

Download date / Datum preuzimanja: **2024-03-19**

ODJEL ZA BIOLOGIJU
Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku

Repository / Repozitorij:

Repository of Department of biology, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek

zir.nsk.hr

dabar
DIGITALNI AKADEMSKI ARHIVI I REPOZITORIJI

SVEUČILIŠTE JOSIPA JURJA STROSSMAYERA U OSIJEKU
ODJEL ZA BIOLOGIJU
Diplomski sveučilišni studij: Zaštita prirode i okoliša

Nikolina Bek

STRUKTURA I DINAMIKA MIKROFITSKIH ZAJEDNICA VODENIH BIOTOPA U RAZLIČITIM EKOLOŠKIM UVJETIMA

Diplomski rad

Osijek, 2017.

TEMELJNA DOKUMENTACIJSKA KARTICA

Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku **Diplomski rad**
Odjel za biologiju
Diplomski sveučilišni studij: Zaštita prirode i okoliša
Znanstveno područje: Prirodne znanosti
Znanstveno polje: Biologija

STRUKTURA I DINAMIKA MIKROFITSKIH ZAJEDNICA VODENIH BIOTOPA U RAZLIČITIM EKOLOŠKIM UVJETIMA

Nikolina Bek

Rad je izrađen: Odjel za biologiju, Zavod za ekologiju voda

Mentor: Doc.dr.sc. Tanja Žuna Pfeiffer

Komentor: Doc.dr.sc. Dubravka Špoljarić Maronić

Sažetak: Istraživanje mikrofita u planktonu, obraštajnim zajednicama i sedimentu provedeno je na šest lokaliteta: rijekama Dravi i Dunavu, Sakadaškom jezeru, kanalima kod Eblina, u Jagodnjaku i Dardi. Fizikalno-kemijski čimbenici vode te raznolikost i brojnost mikrofita u različitim vodenim biotopima mijenjali su se ovisno o sezonskim i hidrološkim uvjetima. Specifičnosti pojedinog sustava te vladajući ekološki uvjeti utjecali su na distribuciju mikrofita između sedimenta, fitoplanktona i obraštajnih zajednica.

Broj stranica: 95
Broj slika: 62
Broj tablica: 4
Broj literaturnih navoda: 167
Broj priloga: 1
Jezik izvornika: hrvatski
Ključne riječi: alge, cijanobakterije, obraštaj, fitoplankton, fitobentos, Kopački rit

Datum obrane: 31.10.2017.

Stručno povjerenstvo za obranu:
1. Izv.prof.dr.sc. Janja Horvatić
2. Doc.dr.sc. Tanja Žuna Pfeiffer
3. Doc.dr.sc. Dubravka Špoljarić Maronić

Rad je pohranjen u: Knjižnici Odjela za biologiju Sveučilišta Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku i u Nacionalnoj sveučilišnoj knjižnici u Zagrebu, u elektroničkom obliku, te je objavljen na web stranici Odjela za biologiju.

BASIC DOCUMENTATION CARD

Josip Juraj Strossmayer University of Osijek **MS thesis**
Department of Biology
Graduate university study programme in Nature and Environmental Protection
Scinetific area: Natural science
Scientific field: Biology

STRUCTURE AND DYNAMICS OF MICROPHYTIC COMMUNITIES IN AQUATIC BIOTOPES IN DIFFERENT ECOLOGICAL CONDITIONS

Nikolina Bek

Thesis performed at: Department of Biology, Subdepartment of Water Ecology

Supervisor: Tanja Žuna Pfeiffer, PhD, Assistant Professor

Cosupervisor: Dubravka Špoljarić Maronić, PhD, Assistant Professor

Abstract: The investigation of microphytes in plankton, periphyton and sediment was conducted at six localities: rivers Drava and Danube, Lake Sakadaš, and channels near Eblin, in Jagodnjak and Darda. Physico-chemmical water properties as well as microphyte diversity and abundances in different aquatic biotopes varied depending on seasonal and hidrological conditions. Characteristics of each aquatic biotope and specific ecological conditions influenced the distribution of microphytes between sediments, plankton and periphyton**.**

Number of pages: 95
Number of figures: 62
Number of tables: 4
Number of references: 167
Number of appendices: 1
Original in: Croatian
Key words: algae, cyanobacteria, periphyton, phytoplankton, phytobenthos, Kopački rit

Date of thesis defence: 31.10.2017.

Reviewers:
1. Janja Horvatić, PhD, Associate Professor
2. Tanja Žuna Pfeiffer, PhD, Assistant Professor
3. Dubravka Špoljarić Maronić, PhD, Assistant Professor

Thesis deposited in: Library of Department of Biology, University of J.J. Strossmayer Osijek and in National university library in Zagreb in elektronic form. It is also disposable on the web site of Departmetnt of Biology, J.J. Strossmayer University of Osijek.

Od srca hvala mojoj mentorici doc.dr.sc. Tanji Žuni Pfeiffer za sve preneseno znanje, veliku pomoć i podršku koju mi je pružila tijekom izrade diplomskog rada.
Iskreno se zahvaljujem i komentorici doc.dr.sc. Dubravki Špoljarić Maronić koja mi je omogućila ovo istraživanje u sklopu projekta „Utjecaj selena na alge – *in vitro* i ekološka istraživanja u vodenim ekosustavima“. Hvala na podršci i poticajima.
Riječima ne mogu iskazati zahvalnost koju osjećam zbog svake pružene prilike, svega što ste me naučili i dopustili mi da budem dio Vašeg tima.

Hvala svim članovima Zavoda za ekologiju voda u Osijeku.

Veliko hvala mojoj dragoj obitelji koja je uvijek tu za mene.

Hvala mojim prijateljima i kolegama na podršci i potpori koju su mi pružili tijekom studiranja.

„If there is magic on this planet, it is contained in water.“

Loren Eiseley

SADRŽAJ

1. UVOD 1
1.1. Opće značajke fitoplanktona 1
1.2. Opće značajke obraštaja 3
1.3. Cilj istraživanja 9
2. MATERIJALI I METODE 10
2.1. Područje istraživanja 10
2.2. Prikupljanje uzoraka 14
2.3. Mjerenje fizikalno-kemijskih svojstava vode 16
2.4. Laboratorijska obrada uzoraka 16
2.5. Kvalitativna i kvantitativna analiza mikrofita u planktonu, obraštaju i sedimentu 17
2.6. Statistička obrada podataka 18
3. REZULTATI 19
3.1. Fizikalno-kemijska svojstva vode 19
3.2. Promjene sastava sedimenta 31
3.3. Koncentracije klorofila u sedimentu 35
3.4. Koncentracije klorofila u obraštaju 37
3.4.1. Koncentracije klorofila-a u obraštaju 37
3.4.2. Koncentracije klorofila-b u obraštaju 40
3.4.3. Koncentracije klorofila-c u obraštaju 43
3.5. Kvantitativni i kvantitativni sastav mikrofita u planktonu, obraštaju i sedimentu 47
3.5.1. Kvalitativni i kvantitativni sastav mikrofita u obraštaju 47
3.5.2. Kvalitativni sastav mikrofita u sedimentu 52
3.5.3. Kvantitativni sastav mikrofita u planktonu 55
4. RASPRAVA 58
5. ZAKLJUČAK 63
6. LITERATURA 64
7. PRILOG 81

1. UVOD

Mikrofiti, odnosno alge i cijanobakterije, se razvijaju u svim vodenim ekosustavima i svim trofičkim uvjetima. U stupcu vode čine fitoplankton, dok s obzirom na sposobnost razvijanja različitih struktura za prihvaćanje, mogu biti i sastavni dio obraštajnih zajednica. U svim vodenim ekosustavima, mikrofiti su vrlo važni primarni producenti (Azim i sur., 2005). Ubrajaju se među najznačajnije pokazatelje ekološkog stanja vodenih ekosustava jer vrlo brzo reagiraju na promjene u okolišu te je njihovo praćenje definirano Okvirnom direktivom o vodama (Directive 2000/60/EC).

1.1. Opće značajke fitoplanktona

Fitoplankton je zajednica jednostaničnih i kolonijalnih, autotrofnih i miksotrofnih organizama koji u vodenim ekosustavima većinom slobodno plutaju u struji vode, dok se samo manji broj vrsta aktivno kreće (Viličić, 2002). Fitoplankton se razvija u svim tipovima vodenih ekosustava – od mora, rijeka, potoka, jezera do bara koje presušuju (Viličić, 2003). Razvoj fitoplanktona uvjetuju mnogi abiotički i biotički čimbenici. Jedan od najvažnijih abiotičkih čimbenika koji uvjetuju promjene u brojnosti i raznolikosti fitoplanktona je temperatura vode. Pri nižim temperaturama u hladnijim mjesecima, u fitoplanktonu su obično bolje razvijene dijatomeje (Reynolds, 1984; Stević, 2006), dok više temperature vode u ljetnom i ranojesenskom razdoblju pogoduju razvoju cijanobakterija i zelenih alga (Mihaljević i Stević, 2011; Stević i sur., 2013). S obzirom da u fitoplanktonu prevladavaju fotosintetski aktivni organizmi, ove se zajednice dobro razvijaju u osvijetljenom („eufotičkom“) sloju vodenog biotopa, dok je u neosvjetljenom dijelu fitoplankton vrlo slabo razvijen (Lampert i Sommer, 2007; Popić, 2011). Dostupnost hranjivih tvari, posebno dušika i fosfora u vodi također utječe na strukturu i sastav fitoplanktona (Reynolds, 2006). Visoke koncentracije ukupnog fosfora te niske vrijednosti omjera ukupnog sadržaja dušika i sadržaja fosfora pogoduju dugotrajnom masovnom razvoju cijanobakterija u poplavnom području Dunava (Stević, 2006). Također, jedan od najznačajnijih biotičkih čimbenika koji utječu na sukcesiju fitoplanktona je hranidbeni pritisak zooplanktona. Mikrofiti malih dimenzija obično su osjetljiviji na hranidbeni pritisak dok su mikrofiti poput cenobijalnih zelenih alga značajno otporniji (Gołdyn i Kowalczewska-Madura, 2008). Na razvoj fitoplanktona rijeka (potamoplankton) većinom utječu fizikalni uvjeti, kao što su intenzitet svjetlosti i temperatura te hidrološki i hidrodinamički čimbenici, uglavnom protok vode i vrijeme zadržavanja vode u koritu (Reynolds i Descy, 1996). Tako se zbog utjecaja strujanja

vode fitoplankton najbolje razvija u donjim tokovima rijeka. U uvjetima miješanja vodenog stupca, pri većoj turbidnosti i dubini vode, razvijaju se zajednice male brojnosti i biomase, ali velike raznolikosti vrsta. Potamoplankton je prilagođen slabijem intenzitetu svjetlosti zbog turbidnih prilika uzrokovanih suspendiranim česticama i nepostojanjem vertikalne stratifikacije. U rijekama su također utvrđene longitudinalne razlike u veličinskim kategorijama fitoplanktona (Yang i sur., 1997), kao i razlike u sastavu i dinamici populacija (Abonyi i sur., 2012). Potamoplankton velikih nizinskih rijeka poput Dunava, pod utjecajem je izmjene poplavnih i hidrološki stabilnijih razdoblja koja povezuje glavno korito rijeke i njeno poplavno područje u dinamični sustav (Junk i sur., 1989). Ova povezanost omogućuje neprestanu lateralnu izmjenu vode, suspendiranih čestica, otopljenih tvari i organizama u sustavu rijeka-poplavno područje (Reynolds i Descy, 1996). Često se pri jačem strujanju vode, pojedine vrste nitastih zelenih alga, cijanobaktrija i dijatomeja koje žive pričvršćene u bentosu ili u meroplanktonskoj fazi u sedimentu, mogu odvojiti od podloge i izmiješati u vodenom stupcu (Matoničkin i Pavletić, 1972). Dugogodišnja istraživanja fitoplanktona u poplavnom području Kopačkog rita pokazala su snažan utjecaj poplava i sušnih razdoblja na njegovu strukturu i dinamiku. Ovisno o pojavljivanju, intenzitetu i trajanju, poplave imaju snažan utjecaj na razvoj fitoplanktona te je za vrijeme ekstremnih poplava utvrđena vrlo mala brojnost i biomasa fitoplanktona, a u ekstremno sušnim godinama te u vrijeme uobičajenog plavljenja, utvrđene su znatno više vrijednosti (Stević i sur., 2013). Istraživanja prostorne raspodjele fitoplanktona u poplavnom području pokazala su da plavljenja velikog intenziteta uzrokuju homogenizaciju okolišnih uvjeta i obogaćuju poplavna staništa nutrijentima, posebice nitratima (Mihaljević i sur., 2014). U vrijeme visokog vodostaja Dunava i plavljenja utvrđena je velika sličnost zajednica riječnog i jezerskog fitoplanktona, posebice u brojnosti i sastavu dijatomeja. Suprotno, u vrijeme hidrološke izoliranosti, u jezeru je utvrđen drukčiji sastav karakteriziran velikom biomasom cijanobakterija (Mihaljević i sur., 2013). Također je utvrđeno da specifični uvjeti ekstremnih poplava mogu rezultirati promjenama ekološkog stanja jezera u poplavnom području iz tzv. stanja „mutne vode“ s velikom biomasom fitoplanktona, u stanje „bistre vode“ karakterizirano razvojem makrofita i malom količinom fitoplanktona (Mihaljević i sur., 2010). Fitoplankton brzo reagira na promjene u okolišu, a u svrhu tumačenja prilagodbi planktonskih mikrofita na disturbancije i stres koriste se različite klasifikacije. Među prvima je nastao tzv. „C-R-S“ koncept (Grime, 1977; Reynolds, 2006). Prema ovom konceptu razlikuju se kompetitivne vrste odnosno C-stratezi koji se razvijaju u vodenim ekosustavima karakteriziranim niskim intenzitetom disturbancija i stresa, te stres-tolerantne vrste ili S-stratezi koji se razvijaju u uvjetima s niskim intenzitetom disturbancija, ali u vrlo stresnom okolišu.

Ruderalne vrste odnosno R-stratezi dominiraju u uvjetima visokog intenziteta disturbancija, ali niskog intenziteta stresa. Posljednjih se godina, kao zamjena za tradicionalni taksonomski pristup, učestalo koriste klasifikacije fitoplanktona na temelju morfoloških i funkcionalnih karakteristika vrsta te njihovog odgovora na uvjete u okolišu. Među najpoznatijim klasifikacijama je model funkcionalnih skupina fitoplanktona (Reynolds i sur., 2002; Padisák i sur., 2009) kojim je definirana 41 funkcionalna grupa u koje su razvrstani tipični planktonski mikrofiti i vrlo detaljno opisane njihove morfološke, fiziološke i ekološke značajke te staništa u kojima se pojavljuju. U manjoj mjeri primjenjuju se još i morfo-funkcionalna klasifikacija koja svrstava organizme u 32 skupine prema morfološkim i funkcionalnim specifičnostima (Salmaso i Padisák, 2007; Tolotti i sur., 2012) te model grupiranja fitoplanktonskih vrsta u 7 skupina temeljen isključivo na prepoznatljivim morfološkim osobinama vrsta (Kruk i sur., 2010; Kruk i Segura, 2012).

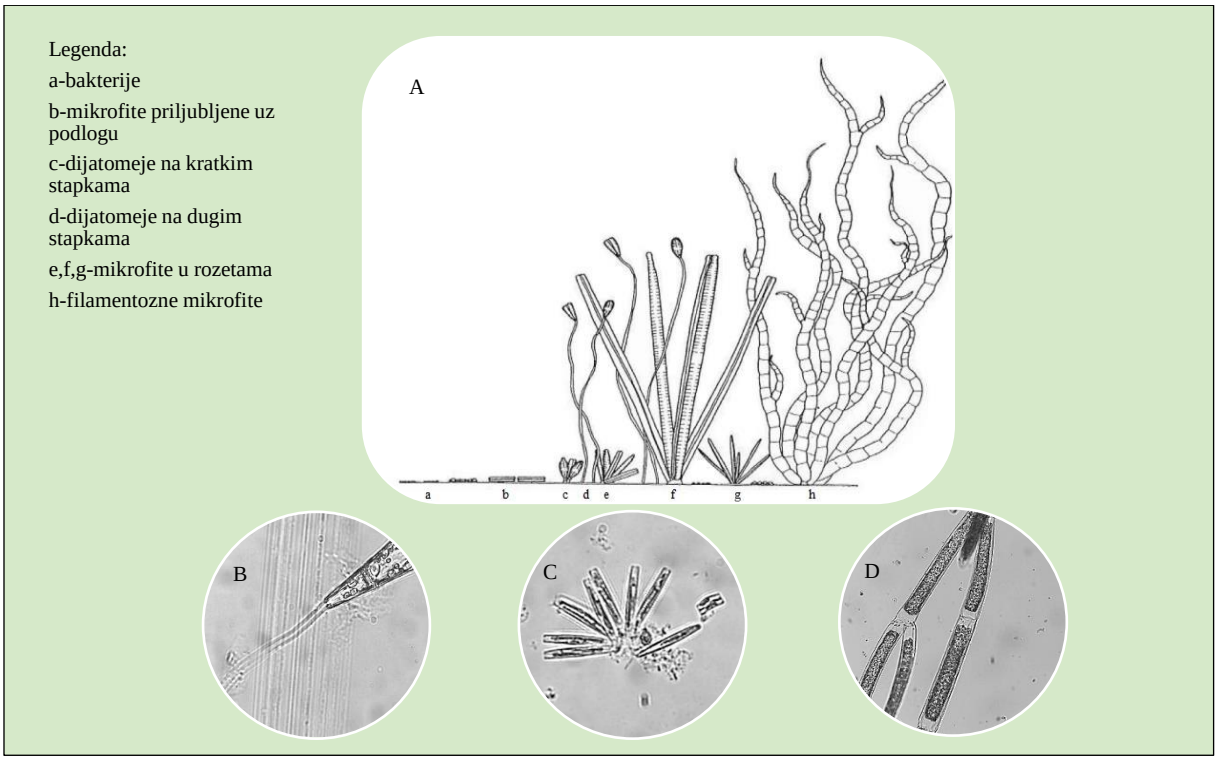
1.2. Opće značajke obraštaja

Obraštaj ili „perifiton“ (*peri* – okolo; *phyton* – biljka) je mikroekosustav sastavljen od mukopolisaharidnog matriksa kojeg nastanjuju brojni i različiti autotrofni i heterotrofni mikroorganizmi (Azim i Asaeda, 2005; Sabater i sur., 2007). Sam naziv perifiton prvi put je uveden 1928. godine (Wu, 2017), a tijekom godina koristili su se različiti nazivi. Tako se obraštaj na vodenoj vegetaciji naziva epifiton, na sedimentu epipelon, na kamenu epiliton, na drvenim podlogama epiksilon, a na pijesku epipsamon (Azim i sur., 2005).

Mikrofiti su dobro zastupljeni u obraštajnim zajednicama. Osim što pridonose primarnoj produkciji, važan su dio brojnih hranidbenih lanaca te utječu na kruženje hranjivih tvari kao i organske tvari u vodenim ekosustavima (Hansson, 1992; Munoz i sur., 2001; Battin i sur., 2003; Cantonati i Lowe, 2014; Saikia, 2011). Organizmi u obraštajnim zajednicama su općenito dobri pokazatelji promjena u vodenim ekosustavima jer vrlo brzo odgovaraju na promjene u hidrološkom režimu i kakvoći vode (Gaiser, 2009), a mikrofiti u obraštaju imaju sposobnost apsorpcije suviška hranjivih tvari, metala i toksičnih tvari te njihovom apsorpcijom pridonose poboljšanju kakvoće vode (Szlauer-Łukaszewska, 2007).

Razvoj obraštaja na površini različitih tipova prirodnih i umjetnih podloga u vodi je vrlo složen i dinamičan proces koji se odvija u nekoliko faza (Slika 1). Započinje taloženjem otopljenih organskih tvari, većinom aminokiselina i mukopolisharida uslijed djelovanja elektrostatskih sila (Cowling i sur., 2000; van Dam i sur., 2002). Unutar nekoliko sati, podlogu naseljavaju bakterije koje se prihvaćaju mukoznim nitima za površinu podloge, dok im upravo otopljene

organske tvari služe kao supstrat za metaboličke procese i kao podloga za pričvršćivanje (Carrias i sur., 2002). Također, sluz koju proizvode bakterije povećava površinu za prihvaćanje različitih koloidnih, organskih i anorganskih čestica (Flemming, 1995). Nakon nekoliko dana, na organski matriks se prvo prihvaćaju penatne dijatomeje (npr. *Cocconeis* spp.) ili različite vrste cijanobakterija (npr. *Merismopedia* spp.) i zelenih alga koje priliježu uz podlogu (Sekar i sur., 2004). Naseljavanje nastavljaju dijatomeje koje se na podlogu pričvršćuju kraćim ili dužim stapkama (npr. *Gomphonema* spp.) te dijatomeje u rozetama (npr. *Nitzschia* spp.), dok se u kasnijoj fazi razvoja u obraštaju pojavljuju i filamentozne cijanobakterije i zelene alge te nastaje složena trodimenzionalna struktura, odnosno tzv. „klimaks" obraštajnih zajednica (Biggs i sur., 1998). Mikrofite koje su zastupljene u obraštajima slatkovodnih ekosustava pripadaju skupinama Cyanobacteria (modrozelene alge), Euglenophyta, Cryptophyta, Pyrrophyta, Chrysophyta i Chlorophyta (zelene alge). Posebno su brojne vrste razreda Bacillariophyceae iz skupine Chrysophyta jer imaju sposobnost brzog naseljavanja novih podloga, brzog razmnožavanja te brze prilagodbe na promjenjive uvjete u okolišu (Biggs i sur., 1998).



Slika 1. A) Kolonizacijski slijed alga u obraštajnim zajednicama (Hoagland i sur., 1982); B) dijatomeja na stapki (povećanje 40x), C) mikrofite u rozetama (povećanje 40x), D) filamentozne alge (povećanje 25x) (Fotografije: Bek).

Obraštajne zajednice su osjetljive na različite biotičke i abiotičke čimbenike (Horner i Welch, 1981; Pringle i Bowers, 1984; Squires i sur., 1979; Steinaman i McIntire, 1986).

Ispaša i kompeticija su najčešći biotički čimbenici koji utječu na obraštajne zajednice (Wu, 2017). Intenzivna ispaša može rezultirati smanjenjem biomase obraštaja, promjenom stope primarne produkcije, i/ili promjenom taksonomskog sastava i strukture zajednice (Christofoletti i sur., 2011; Hill i sur., 1992; Hill i Knight, 1988). Međutim, uslijed umjerene ispaše, odumrli dijelovi obraštaja se uklanjaju što povećava dostupnost svjetlosti i hranjivih tvari te povećava stopu rasta obraštaja (Azim, 2009).

Među abiotičkim čimbenicima koji utječu na dinamiku razvoja obraštaja izdvajaju se dostupnost svjetlosti i hranjivih tvari, temperatura vode, hidrološki režim te fizikalna i kemijska svojstva podloge na kojoj se obraštaj razvija (Larned, 2010).

Dostupnost svjetlosti je vrlo važan abiotički čimbenik. Za razliku od fitoplanktona, obraštajne zajednice se razvijaju u svim uvjetima osvjetljenja, ali sastav zajednice se značajno mijenja. Ukoliko je dostupna dovoljna količina svjetlosti razvijaju se autotrofne zajednice, dok nedostatak svjetlosti potiče razvoj obraštajnih zajednica u kojima dominiraju heterotrofni organizmi, prvenstveno bakterije (Asaeda i Hong Sun, 2000). Uvjeti manjeg osvjetljenja pogoduju razvoju cijanobakterija (Vermaat, 2005), dok se zelene alge bolje razvijaju pri jačem intenzitetu svjetlosti te su samim time brojnije u ljetnim mjesecima (Liboriussen, 2005).

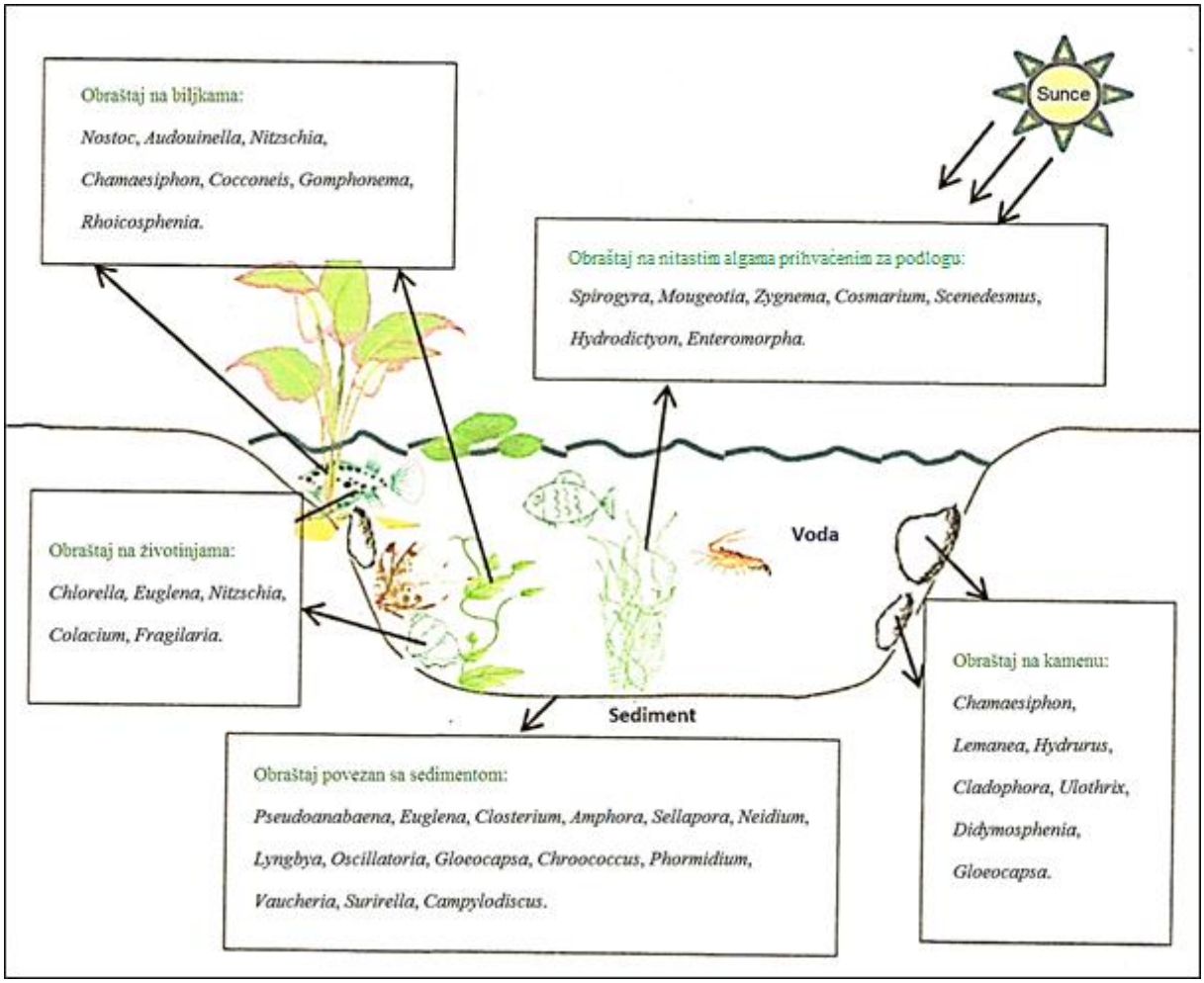
Temperatura utječe na stopu reprodukcije, strukturu, sposobnost rasta, sukcesiju te metabolizam obraštajne zajednice (Wu, 2017). Povećanje temperature također značajno utječe na respiraciju i fotosintezu u obraštaju (Baulch i sur., 2005), kao i na samo formiranje obraštaja (Rao, 2010). Osim toga, promjene temperature utječu i na sastav i raznolikost mikrofita u obraštaju – pri nižim temperaturama vode u obraštaju dominiraju dijatomeje, dok su pri višim temperaturama vode bolje razvijene zelene alge i cijanobakterije (Žuna Pfeiffer, 2012).

Dostupnost hranjivih tvari, posebice dušika i fosfora, utječe na razvoj ukupne biomase te produktivnost obraštaja. Općenito, veći sadržaj hranjivih tvari u vodenim ekosustavima uzrokuje promjene u taksonomskom sastavu mikrofita u obraštaju, a dovodi i do povećanja gustoće i debljine obraštajne zajednice (Fermino i sur., 2011).

Promjene hidrološkog režima utječu na razvoj obraštaja jer uzrokuju promjene u dostupnosti potrebne vlage, hranjivih tvari i podloga pogodnih za naseljavanje (Gaiser, 2009). Poplave, posebno one velikog intenziteta, otkidaju obraštaj, smanjuju njegovu ukupnu biomasu na podlogama i vraćaju razvoj obraštaja u početne faze razvoja (Žuna Pfeiffer 2012; Zanon i sur., 2013). Česte promjene u režimu protoka vode mogu rezultirati izumiranjem netolerantnih vrsta (Collins i sur., 2001). Obraštajne zajednice su obično slabije razvijene u kanalima u kojima su

hidrološke disturbancije učestalije i iznenadne (Bertrand i sur., 2001). Promjene hidrološkog režima pridonose podizanju sedimenta koji također može imati negativan utjecaj na obraštaj jer ograničava prolaz svjetlosti kroz stupac vode, smanjuje sadržaj organske tvari u vodi, oštećuje makrofite te sprječava naseljavanje mikrofita, a u ekstremnim slučajevima u potpunosti uništava obraštaj (Wood i Armitage, 1997).

Tip podloge na kojoj se obraštaj razvija također je od velike važnosti za njegov razvoj (Tuchman i Stevenson, 1980), a kemijske i fizikalne karakteristike podloge utječu na obraštajnu zajednicu na mikroekološkoj razini (Burkholder, 1996; Bergey, 2005; Murdock i Dodds, 2007). Hrapave podloge općenito imaju veću gustoću organizama u odnosu na glatku podlogu (Richard i sur., 2009). S razvojem obraštaja mikrofite stvaraju želatinozni sloj koji mijenja oblik i strukturu podloge što može smanjiti utjecaj topografije na razvoj obraštajne zajednice (Biggs, 1996).

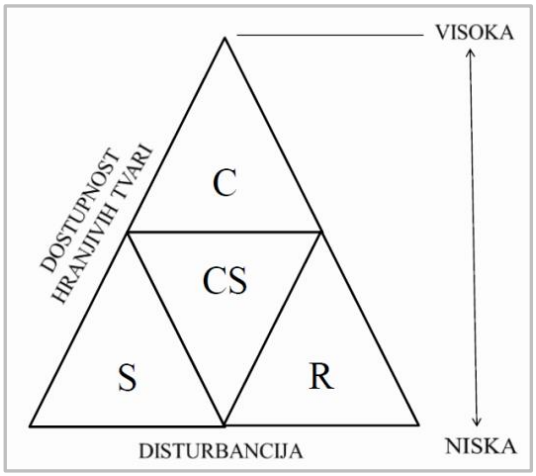


Slika 2. Obraštajne zajednice karakterizirane po tipu podloge koji preferiraju u vodenim ekosustavima (prema Wu (2017) i Poulíčková i sur. (2008)).

Podloge na kojima se obraštaj razvija mogu biti vrlo različite (prirodne i umjetne) što značajno ovisi o samom vodenom ekosustavu. Tako u poplavnim područjima grančice otpale s okolne vegetacije predstavljaju pogodne podloge za naseljavanje različitih vrsta mikrofita u različitim hidrološkim i sezonskim uvjetima (Mihaljević i sur., 2014). Uz obale jezera često se razvija trska (*Phragmites australis*), a istraživanja su pokazala da se na stabljici trske obraštaj može razviti bolje nego na umjetnim podlogama uronjenim u vodu (Albay i Akcaalan, 2003). Makrofitska vegetacija koja se razvija u različitim vodenim ekosustavima, a posebno u plićim vodenim biotopima karakteriziranim manjom dubinom i brzinom vode, predstavlja dobru podlogu za razvoj obraštaja. Istraživanje mikrofita u obraštaju na 11 vrsta makrofita pokazalo je da su zajednice s obzirom na raznolikost mikrofita vrlo različite. To ukazuje da je razvoj obraštaja na prirodnoj podlozi uvjetovan karakteristikama same biljke domaćina, okolišnim uvjetima, ali i karakteristikama samih mikrofita (Pip i Robinson, 1984). Također je utvrđeno da na razvoj obraštaja kao i na učestalost pojavljivanja mikrofita utječu i svojstva pojedinih biljnih organa (Fernandes i sur. 2016). Interakcije između makrofita i obraštaja koji se na njima razvija mogu biti pozitivne (simbioza i mutualizam), negativne (kompeticija i alelopatija) i neutralne (Goldsborough i sur., 2005). Pozitivne interakcije očituju se u mogućnosti da mikrofiti za svoj rast i razvoj koriste organske i hranjive tvari koje otpuštaju biljke domaćini, dok istovremeno štite biljku domaćina od ispaše (Burkholder i Wetzel, 1990; Wetzel, 2001). Negativne interakcije obuhvaćaju kompeticiju između makrofita i obraštaja koji se na njima razvija za hranjive tvari i svjetlost (Fitzgerald, 1969; Sand-Jensen, 1977; Phillips i sur., 1978) te alelopatiju koja se temelji na mogućnosti biljke domaćina da izlučuje kemijske tvari koje mogu inhibirati rast obraštaja (Fitzgerald, 1969). Međutim, pojedini znanstvenici smatraju da su makrofite samo podloga za naseljavanje obraštajnih zajednica te da nisu ni inhibitori ni stimulatori i da je njihova veza većinom neutralna (Cattaneo i Kalff, 1979; Carignan i Kalff, 1982).

U svrhu praćenja razvoja obraštajnih zajednica u različitim okolišnim uvjetima Biggs i suradnici (1998) su razvili tzv. „konceptualni model matrice staništa“ (Slika 3). Model je osmišljen na temelju „C-S-R koncepta“ prema kojem razvoj zajednice započinje dominacijom pionirskih vrsta (brzi kolonizatori, brzo razmnožavanje), a nastavlja se dominacijom vrsta koje su bolje prilagođene uvjetima veće kompeticije u razvijenoj obraštajnoj zajednici (Grime, 1977). S obzirom na to razlikujemo ruderalne vrste (R-stratezi) koje vrlo brzo naseljavaju različite podloge bez obzira na dostupnost hranjivih tvari, malih su dimenzija, brzo se

razmnožavaju i mogu se razviti u uvjetima umjerenih ili jakih i učestalih disturbancija. Za ovu su skupinu karakteristične dijatomeje (npr. *Cocconeis placentula*, *Gomphonema parvulum*).
Kompetitivne vrste (C-stratezi) se razvijaju u stabilnim uvjetima s niskim intenzitetom disturbancija, u eutrofnim staništima, i pojavljuju se u kasnijim fazama razvoja obraštaja. Predstavnici ove skupine većinom pripadaju zelenim algama (npr. *Cladophora glomerata*, *Rhizoclonium* sp.) koje formiraju visoke nitaste strukture kojima se izdižu iznad donjih slojeva obraštaja te na taj način lakše dolaze do svjetlosti i potrebnih hranjivih tvari. C-S stratezi su također kompetitivne vrste, ali u stabilnim, mezotrofnim uvjetima obuhvaćaju vrste koje na različite načine prianjaju uz podlogu. S-stratezi su vrste otporne na stres (npr. *Nostoc* sp., *Epithemia sorex*) i pojavljuju se u stabilnim, oligotrofnim staništima. Spori su kolonizatori, male biomase, a dominiraju u uvjetima nedostatka hranjivih tvari jer imaju sposobnost fiksiranja dušika i korištenja organskih tvari iz stupca vode.



Slika 3. Shematski prikaz razvoja alga u obraštajnim zajednicama ovisno o dostupnim hranjivim tvarima i učestalosti disturbancija (prema Biggs i sur., 1998).

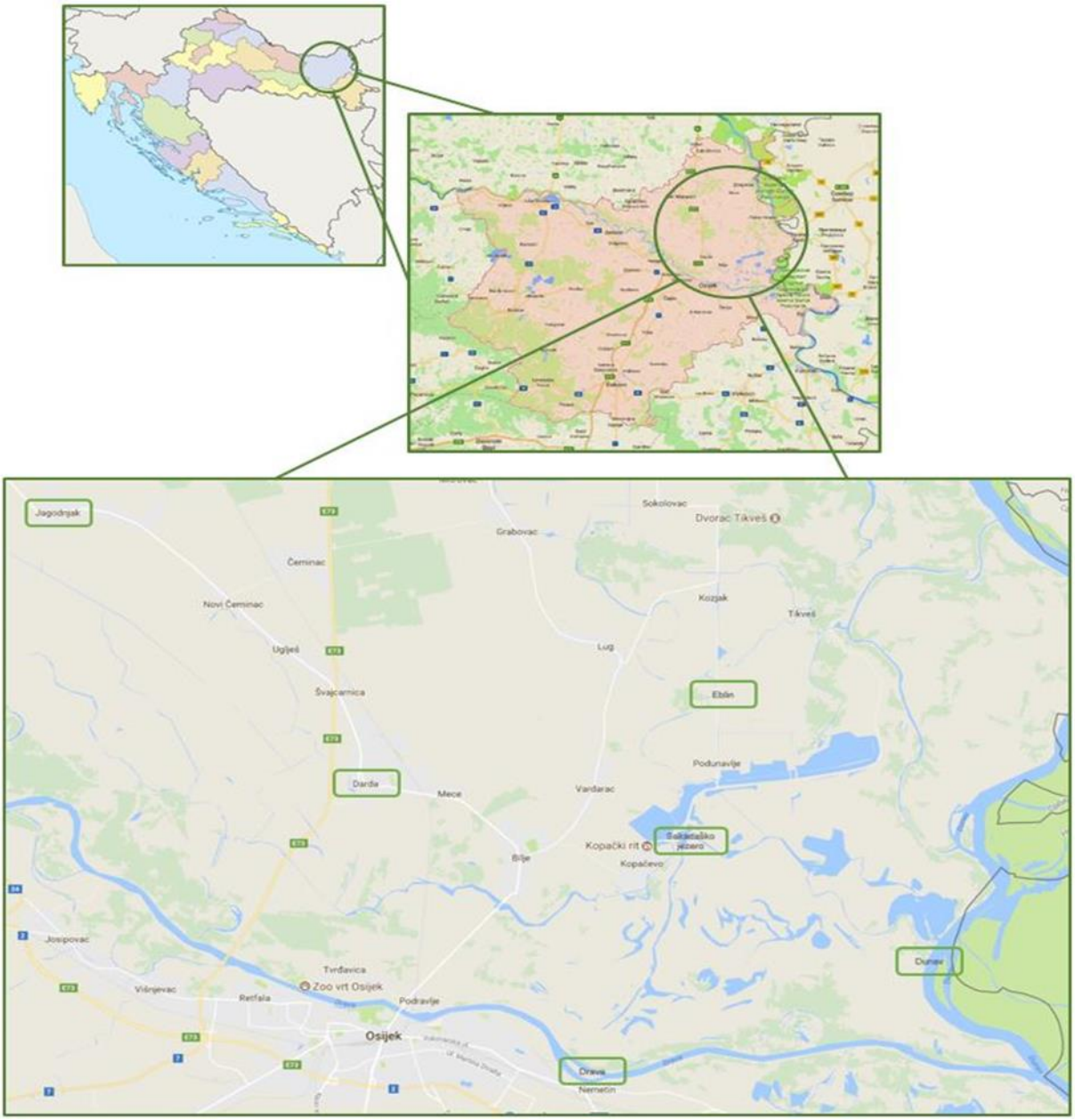
1.3. Cilj istraživanja

Cilj rada je istražiti kvalitativni i kvantitativni sastav mikrofita u planktonu, sedimentu i obraštaju na različitim tipovima podloga u vodenim biotopima. Istraživanjem provedenim u lipnju i rujnu 2016. godine u različitim hidrološkim uvjetima utvrdit će se mogući utjecaj promjene okolišnih uvjeta na dinamiku i distribuciju mikrofita unutar pojedinog vodenog tijela.

2. MATERIJALI I METODE

2.1. Područje istraživanja

Istraživanje je provedeno u lipnju i rujnu 2016. godine na šest različitih lokaliteta (Slika 4 i 5): kod Nemetina na rijeci Dravi, u rijeci Dunav na ulazu u poplavno područje Parka prirode Kopački rit, Sakadaškom jezeru, kanalu uz farmu Eblin, te dva melioracijska kanala, jednom u Jagodnjaku, a drugom u Dardi.



Slika 4. Karta Republike Hrvatske, Osječko-baranjske županije i istaknuti lokaliteti na kojima je provedeno istraživanje u lipnju i rujnu 2016. godine (web 2, web 3).

Rijeka Drava (Slika 5A) je jedna od najvećih srednjoeuropskih rijeka s izvorištem u južnom Tirolu. Svojim tokom prolazi kroz pet srednjoeuropskih zemalja: Italiju, Austriju, Sloveniju, Hrvatsku i Mađarsku. Ukupna dužina rijeke Drave je 749 km, od čega 305 km prolazi kroz Hrvatsku (Petrić, 2007). Drava je četvrta najveća i najduža pritoka Dunava u koji se ulijeva 2,5 km sjeverozapadno od Aljmaša, na granici Hrvatske s Vojvodinom (Srbija). Drava je rijeka s nivalnim ili snježnim režimom, a zaleđena je 15 do 35 dana godišnje (web 4). Najveći protoci vode javljaju se tijekom svibnja i lipnja zbog topljenja snijega i leda u Alpama, a zatim tijekom studenog kada rijeka buja uslijed jesenskih kiša u Alpskome zaobalju. Najniži protoci su tijekom zime, odnosno u siječnju i veljači (Grlica, 2007; web 5). Najznačajnije morfološke karakteristike ovog riječnog biotopa su: riječni meandri, šljunkoviti i pješčani sprudovi, otoci i strme i odronjene obale koje nastaju djelovanjem rijeke. Prijašnjim istraživanjima kvalitativnog saprobiološkog sastava fitoplanktonana na 12. r.km Drave kod Nemetina, neposredno kod ispusta kolektora, dravska voda pripadala je beta-mezosaprobnom stupnju, tj. II. klasi boniteta (Popović, 1985).

Rijeka Dunav (Slika 5B) izvire na istočnim padinama gorja Schwarzwald u Njemačkoj, a protječe kroz deset europskih država: Njemačku, Austriju, Slovačku, Mađarsku, Hrvatsku, Srbiju, Rumunjsku, Bugarsku, Moldovu i Ukrajinu. U svom srednjem dijelu toka, Dunav je nizinska rijeka karakterizirana prosječnim godišnjim vodostajem od 2,15 m i srednjim godišnjim protokom od 2085 m^3s^{-1} (Bonacci i sur., 2003). Maksimalni vodostaji Dunava pojavljuju se u proljeće i ljeto, a poklapaju se razdobljem topljenja snijega u Alpama, dok su minimalni vodostaji karakteristični za početak jeseni. Ovo je istraživanje provedeno na 1388 r.km, na samom ulazu u poplavno područje Kopačkog rita.

Park prirode Kopački rit je poplavno područje Dunava smješteno na sjeveroistoku Hrvatske. Zemljopisno se prostire između 45° 32' i 45° 47' sjeverne geografske širine te 18° 45' i 18° 59' istočne geografske dužine. Najveći je dio fluvijalno-močvarne nizine srednjeg toka Dunava (Mihaljević i sur., 1999). To je zaštićeno područje površine od oko 23 000 ha od kojih 7 000 ha ima status posebnog zoološkog rezervata. Od 1986. godine Kopački rit je uvršten na popis područja koja su važna staništa za ptice i opću bioraznolikost (IBAs; eng. *Important Bird Areas*) (Peršić i Horvatić, 2011), a zbog svoje očuvanosti i prirodne vrijednosti, 1993. godine je, sukladno Ramsarskoj konvenciji, uvršten na popis međunarodno značajnih močvarnih područja. Klima Kopačkog rita je na granici između srednjoeuropske-kontinentalne klime i kontinentalne klime Panonske nizine (Mikuska, 1979). Najveće količine oborina na ovom području zabilježene su tijekom mjeseca lipnja, a najmanje u rujnu. Temperature zraka su visoke od svibnja do rujna (do 39 °C), a vrlo niske od prosinca do veljače (Mihaljević i sur.,

1999). Reljef područja najvećim dijelom ovisi o promjenama vodostaja rijeke Dunav, a manjim dijelom i o vodostaju rijeke Drave. U mikroreljefnoj stukturi Kopačkog rita razlikuju se fokovi, žile, kanali, bare i jezera (Mihaljević i sur., 1999).

Sakadaško jezero (Slika 5C) je trajna i najdublja depresija u Kopačkom ritu nastala nakon poplave 1926. godine kada je visok vodostaj Dunava probio nasip Zmajevac-Kopačevo (Gucunski, 1994). Jezero je produbljivano i prošireno 1984. godine zbog izgradnje turističkog objekta, a 1969. zbog konstrukcije nasipa (Mihaljević i sur., 1999). Jezero zauzima površinu 0,15 km^2, ovalnog je oblika, strmih obala i prosječne dubine od 5 m. Sakadaško jezero je stratificirano (Mihaljević i sur., 2009) i u eutrofno-hipertrofnom stanju (Mihaljević i Stević, 2011). U jezeru je dobro razvijen fitoplankton, a redovito u ljetnim mjesecima dolazi do cvjetanja cijanobakterija (Mihaljević i Stević, 2011). Od 2004. godine u jezeru se povremeno razvija makrofitska vegetacija (Vidaković i Bogut, 2007).

U zaštićenom dijelu Parka prirode nalaze se brojni kanali koji svojim tokom prolaze između obradivih površina i blizu farmi. Jedan od većih kanala je kanal Eblin (Slika 5D) koji prolazi neposredno uz istoimenu govedarsku farmu. Kanal prolazi uz županijsku cestu koja povezuje naselja Podunavlje i Kozjak. Okružena je kultiviranim ribnjacima s trakama poljoprivrednog zemljišta, bez pošumljenih predjela.

Izvan Parka prirode Kopački rit, izgrađena je mreža melioracijskih kanala u cilju zaštite cijelog područja Baranje od poplavnih voda Dunava i Drave kao i podzemnih voda. Drenažom močvara na području Baranje, prirodna su jezera najvećim dijelom nestala, ali je prirodna vegetacija opstala u mreži kanala (Kočić i sur., 2008). Istraživanje je provedeno u kanalu (Slika 5E) izvan mjesta Jagodnjak, u neposrednoj blizini svinjogojske farme te u kanalu (Slika 5F) izvan mjesta Darda u neposrednoj blizini farme za uzgoj goveda. Kanali prolaze kroz područje karakterizirano intenzivno obrađivanim oranicama na komasiranim površinama na kojima se provodi intenzivna obrada (višestruka obrada tla, gnojidba, biocidi, i dr.) s ciljem masovne proizvodnje ratarskih jednogodišnjih i dvogodišnjih kultura (Hrvatski centar za čistiju proizvodnju, 2012).

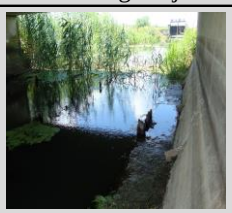


Slika 5. Lokaliteti istraživanja A) Drava, B) Dunav, C) Sakadaško jezero, D) kanal uz Eblin, E) kanal u Jagodnjaku, F) kanal u Dardi (Fotografije: Bek; Zavod za ekologiju voda).

2.2. Prikupljanje uzoraka

Uzorci vode, sedimenta, i biotičkih zajednica prikupljeni su na šest lokaliteta (Drava, Dunav, Sakadaško jezero, kanal uz Eblin te kanali u Jagodnjaku i Dardi) u različitim hidrološkim uvjetima u lipnju i rujnu 2016. godine. Uzorci vode za hidrobiološke analize prikupljeni su na sredini vodenih biotopa, na dubini od oko 20 cm ispod površine vode, a uzorci sedimenta na dubini od 20 cm ispod površine vode u blizini obale svakog pojedinog vodenog biotopa. Uzorci su u plastičnim posudama preneseni u laboratorij. Za kvalitativnu analizu fitoplanktona 10 L vode je procijeđeno kroz fitoplanktonsku mrežicu s otvorom pora 22,5 μm te su uzorci fiksirani u 4%-tnoj otopini formaldehida. Za kvantitativnu analizu fitoplanktona uzeto je 100 mL nefiltriranog uzorka vode koji je zatim fiksiran Lugolovom otopinom. Za analizu kvalitativnog sastava mikrofita u obraštaju prikupljene su dostupne prirodne podloge odnosno metafiton i različite vrste plutajuće i submerzne vegetacije, te su u posudama s destiliranom vodom prenesene u laboratorij. Samo je na Dravi u lipnju obraštaj sastrugan s plastičnih podloga odnosno dna čamca u posudu s destiliranom vodom te je također prenesen u laboratorij na daljnju analizu (Tablica 1).

Tablica 1. Prikaz svih istraživanih postaja te uzoraka prikupljenih u lipnju i rujnu 2016. godine (Fotografije: Bek; Zavod za ekologiju voda)

Postaje istraživanja	2016. godina	
	lipanj	rujan
 Drava	 plastična podloga - dno čamca	 kamen
 Dunav		 kamen
 Sakadaško jezero	metafiton	 voščika (*Ceratophyllum demersum* L.)
 Kanal uz Eblin	 lokvanj (*Nuphar lutea* L.) voščika (*Ceratophyllum demersum* L.)	 lopoč (*Nymphaea alba* L.) voščika (*Ceratophyllum demersum* L.)
 Kanal u Jagodnjaku	 metafiton voščika (*Ceratophyllum demersum* L.)	voščika (*Ceratophyllum demersum* L.) vodena leća (*Lemna* sp.)
 Kanal u Dardi	voščika (*Ceratophyllum demersum* L.) vodena leća (*Lemna* sp.)	 vodena leća (*Lemna* sp.) voščika (*Ceratophyllum demersum* L.)

2.3. Mjerenje fizikalno-kemijskih svojstava vode

Fizikalno-kemijski čimbenici vode izmjereni su *in situ* na svim lokalitetima u oba razdoblja istraživanja. Promjene vodostaja Dunava (WL) praćene su na vodomjernoj stanici kod Apatina, smještenoj na 1404,1 r. km, a promjene vodostaja Drave na vodomjernoj stanici kod Osijeka na 19,1 r. km. Prenosivim mini-laboratorijem WTW Multi 340i/SET (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten, Weilheim, Njemačka) mjereni su: temperatura vode (WT), pH, koncentracija otopljenog kisika (DO, mg/L) i provodljivost vode (Cond, µS/cm). Uređaj je kalibriran u laboratoriju prije svakog izlaska na teren. Temperatura zraka (AT) mjerena je živinim termometrom, a mjerenje je provedeno u sjeni, 10 cm iznad površine vode. Dubina vode (WD) određena je baždarnim konopcem s utegom, a prozirnost vode (SD) određena je pomoću Secchi ploče. Tijekom svakog uzorkovanja uzeti su i uzorci vode za analizu koncentracije hranjivih tvari (amonijevi ioni (NH_4^+), nitriti (NO_2^-), nitrati (NO_3^-), ukupni dušik (TN), ukupni fosfor (TP), koncentracije dušika prema Kjeldahl-u) i koncentracije klorofila u vodi. Koncentracije hranjivih tvari određene su u Ekološkom laboratoriju Vodovoda d.d. u Osijeku prema standardnim metodama.

2.4. Laboratorijska obrada uzoraka

U vodi, sedimentu i obraštajnim zajednicama određene su koncentracije klorofila-a (Chl-a), -b (Chl-b) i -c (Chl-c) prema Komárková (1989.) Uzorci vode za analizu klorofila (1 L) i obraštaj, finom četkicom sastrugan s podloge u 100 ml destilirane vode, filtrirani su kroz filter-papir od staklenih vlakana oznake GF/C, promjera 55 mm s otvorom pora 1,2 µm (Whatman International Ltd, Maidstone, Engleska). Uzorci sedimenta prikupljeni u svrhu određivanja koncentracije klorofila su smrznuti tijekom noći. Pigmenti iz svih prikupljenih uzoraka su ekstrahirani 90%-tnim acetonom tijekom 24 sata, a apsorbancija je izmjerena spektrofotometrom pri 630, 645, 663 i 750 nm.

U uzorcima vode, sedimentu i obraštaju s različitih tipova podloga određen je sadržaj organske i anorganske tvari. Uzorak vode kao i obraštaj sastrugan s točno određene površine prikupljenih prirodnih podloga filtrirani su kroz prethodno žarene (450 °C tijekom 4h) i izvagane filter-papire. Sav materijal uključujući i sediment sušen je na 105 °C tijekom 24 sata, a nakon vaganja žaren 1 sat na temperaturi od 500 °C. Određena suha tvar (DW) odnosi se na ukupan sadržaj organske i anorganske tvari u obraštaju. Sadržaj organske tvari (AFDW) izračunat je kao razlika između suhe tvari (DW) i težine pepela (AW).

2.5. Kvalitativna i kvantitativna analiza mikrofita u planktonu, obraštaju i sedimentu

Kvalitativna analiza mikrofita u planktonu, sedimentu i obraštajnim zajednicama provedena je pomoću svjetlosnog mikroskopa pri različitim povećanjima (Carl Zeiss Jenna), pomoću softwera Moticam 2300 i standardnih ključeva za determinaciju (Komárek, 1973; Hindak i sur., 1975; Pascher, 1976; Hindak i sur., 1978; Anagnostidis i Komárek, 1985; Komárek i Anagnostidis, 1989; Hindak, 1977-1990; Huber-Pestalozzi, 1961-1990; Hustedt, 1976). Nomenklatura vrsta provjerena je i usklađena s nomenklaturom navedenoj u bazi alga (www.algaebase.org., 20.07.2017.). Iz svakog uzorka pregledano je desetak poduzoraka, tj. dok se vrste nisu počele ponavljati. U svrhu detaljnije i potpunije taksonomske analize dijatomeja napravljeni su trajni preparati. 5 mL uzorka isprano je s 5 mL destilirane vode i centrifugirano 2 minute na 1500 okretaja u minuti. Supernatant je dekantiran, a postupak ispiranja ponovljen je 5 puta. U suspenziju je dodano 10 mL 30%-tnog vodikovog peroksida (H_2O_2) te je sve zajedno zagrijavano 3 sata u vodenoj kupelji na 90 °C dok nije odstranjen organski materijal. U vruću suspenziju, dodano je nekoliko kapi 1M kloridne kiseline (HCl). Nakon hlađenja, suspenzija je centrifugirana, a talog tri puta ispran destiliranom vodom i resuspendiran u 5 ml destilirane vode. Na čistu i suhu pokrovnicu prenešen je 1 mL očišćenog uzorka i ostavljen na zraku 24 sata na mjestu gdje nema vibracija. Na lagano zagrijanu predmetnicu nanešena je kap Canada-balzama i prekrivena pokrovnicom s osušenim uzorkom. Preparat je zagrijavan dok se smola nije ravnomjerno raspodijelila cijelom pokrovnicom.

Kvantitativna analiza jedinki fitoplanktona izvršena je brojanjem jedinki nakon najmanje 4 h sedimentacije u modificiranim Utermöhlovim komoricama od pleksiglasa volumena 1 mL (Utermöhl, 1958). Fitoplanktonske jedinke brojane su pod invertnim mikroskopom (Axiovert 25, Carl Zeiss, Inc, Göttingen, Njemačka) pri povećanju od 600x u dvije okomite pruge. U svakom uzorku prebrojano je najmanje 30 mikroskopskih polja i/ili 400 jedinki. Broj jedinki prikazan je kao broj jedinki po litri (ind./L).

Kvantitativna analiza mikrofita u obraštaju određena je brojanjem stanica nakon sedimentacije u komorici s milimetarskom mrežicom površine 1 cm^2 i volumena 0,05 ml (Stilinović i Plenković-Moraj, 1995). Dominantne vrste mikrofita određene su u odnosu na ukupan broj stanica. Dominantnima su smatrane one vrste koje su činile najmanje 5% ukupnog broja stanica. Zastupljenost pojedinih svojti mikrofita u sedimentu je procijenjena, a svakoj je svojti pridružena odgovarajuća vrijednost: 1 - rijetko prisutna; 2 – povremeno prisutna; 3 – često prisutna; 4 – brojna; 5 – dominantna (Hrvatske vode, 2015).

2.6. Statistička obrada podataka

Za računalnu obradu podataka korišteni su statistički programi Statistika 12.0 (StatSoft Inc., SAD) i Primer 5 (Clark i Warwick, 2001).

Hijerarhijska klaster analiza (eng. „Cluster Analysis) korištena je za utvrđivanje udaljenosti (eng. „Euclidian distance“) između istraživanih postaja s obzirom na fizikalno-kemijske parametre. Prije analize logaritamski su transformirane vrijednosti koncentracija otopljenog kisika, koncentracija amonijevih iona, nitarata, nitrita, dušika prema Kjeldahl-u, ukupnog dušika, ukupnog fosfora te provodljivosti vode.

Normalna raspodjela varijabli (sadržaj suhe tvari, anorganske i organske tvari u sedimentu) testirana je Shapiro-Wilk W testom. Varijable koje su slijedile normalnu raspodjelu testirane su jednosmjernom analizom varijance (one-way ANOVA) dok su varijable koje nisu slijedile normalnu raspodjelu testirane neparametrijskim analizama (Kruskal-Wallis ANOVA, test multiple usporedbe).

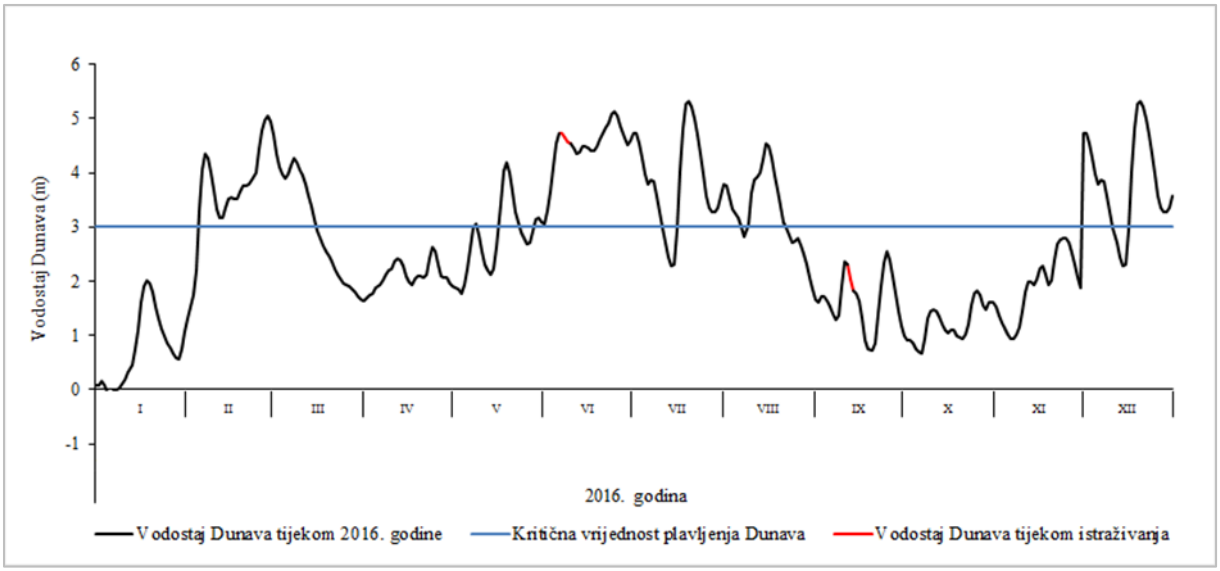
Struktura mikrofita u obraštajnim zajednicama opisana je neparametrijskim modelima (indeksima). Raznolikost vrsta mikrofita u obraštajnim zajednicama izračunata je Shannon-Weaver-ovim (H') indeksom (Shannon, 1948) koji je osjetljiv na broj rijetkih svojti, te Simpsonovim (D) indeksom (Krebs, 1999) koji je osjetljiv na broj dominantnih svojti. Ujednačenost je definirana kao odnos uočene raznolikosti prema maksimalno dobivenoj raznolikosti (Pielou, 1969).

Kako bi se utvrdila sličnost mikrofita u planktonu, sedimentu, i obraštajnim zajednicama na različitim tipovima podloga i u različitim hidrološkim uvjetima, primijenjena je hijerarhijska klaster analiza. Istom analizom testirana je i sličnost između zajednica mikrofita u obraštaju s obzirom na ukupan broj stanica mikrofita po jedinici površine. Kao mjera sličnosti korišten je Bray-Curtisov indeks sličnosti. Podatci su prije analize logaritamski transformirani.

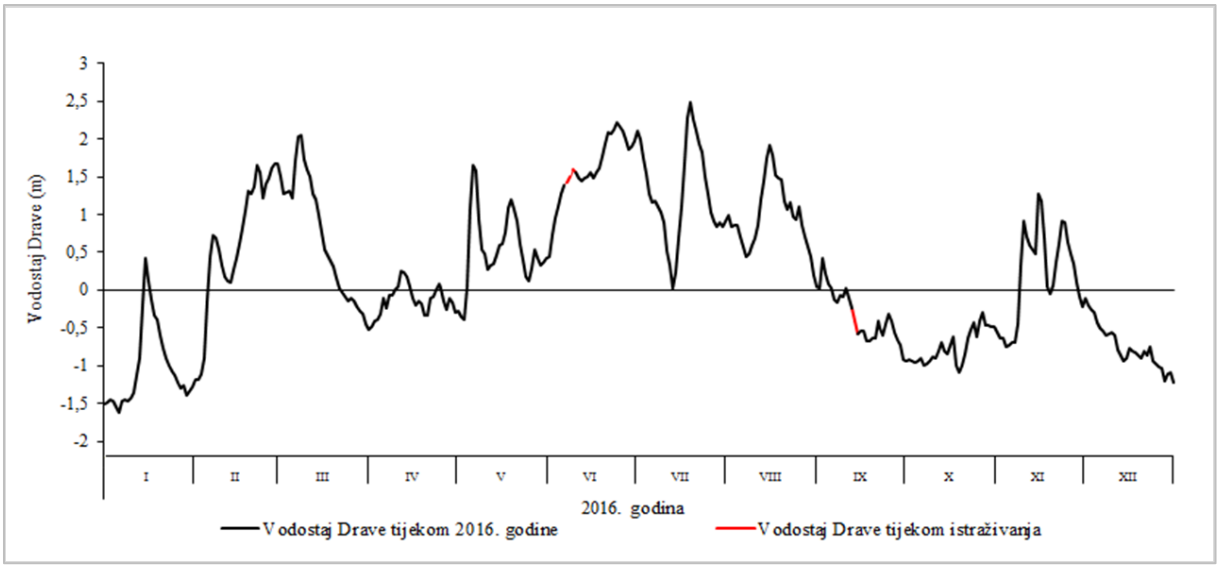
3. REZULTATI

3.1. Fizikalno-kemijska svojstva vode

Vodostaj Dunava praćen je tijekom 2016. godine kod Apatina na vodomjernoj stanici, smještenoj na 1404,1 r.km (Slika 6), a vodostaj Drave na vodomjernoj stanici kod Osijeka na 19,1 r. km (Slika 7). Tijekom godine vodostaj Dunava značajno se mijenjao te je najniži vodostaj zabilježen u siječnju (-0,01 m), dok su vrlo visoki vodostaji bili u srpnju i prosincu (5,32 m). Istraživanje fitoplanktona i alga u obraštaju provedeno je u dva hidrološki vrlo različita razdoblja. Prvi dio istraživanja proveden je u mjesecu lipnju za vrijeme visokih vodostaja Dunava (od 4,57 do 4,74 m) i Drave (0,44 do 2,22 m), a drugi dio u rujnu za vrijeme niskih vodostaja Dunava (od 1,83 do 2,03 m) i Drave (-0,92 do 0,42 m).

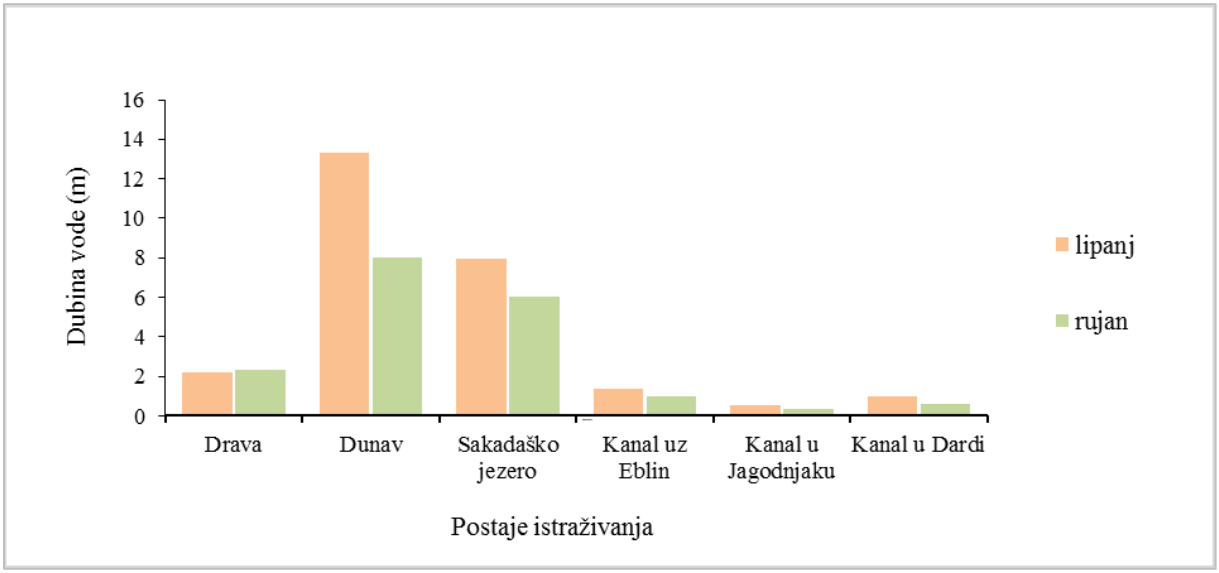


Slika 6. Dnevne vrijednosti vodostaja Dunava (m) na mjernoj postaji kod Apatina (1401, 1 r.km) tijekom 2016. godine.



Slika 7. Dnevne vrijednosti vodostaja Drave (m) na mjernoj postaji kod Osijeka (19,1 r.km) tijekom 2016. godine.

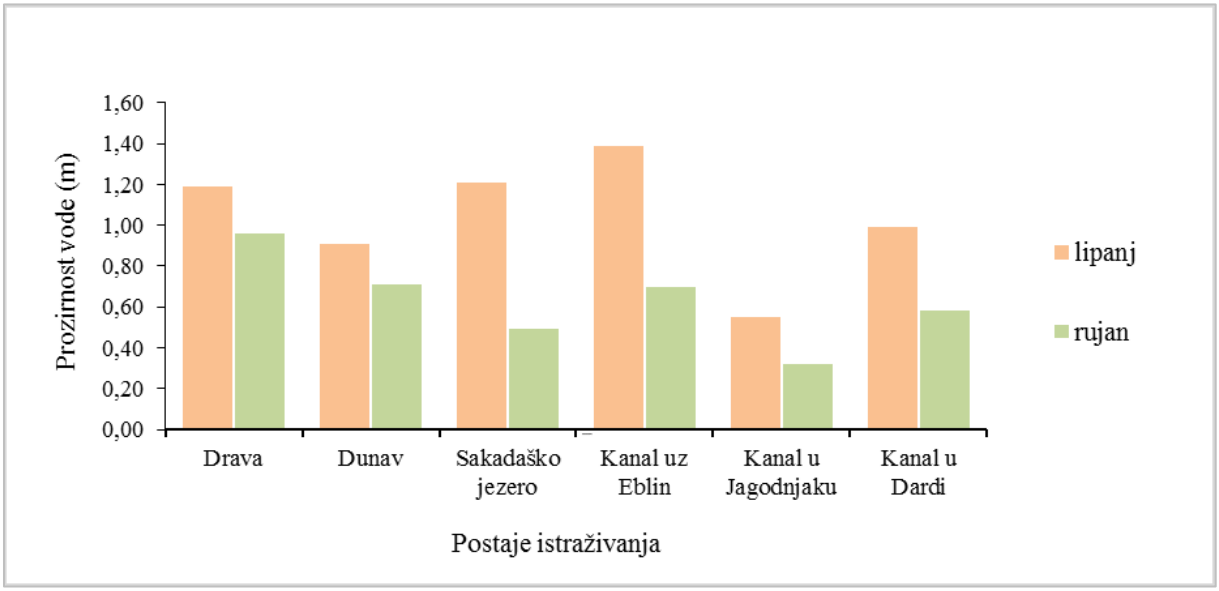
Dubina vode (Slika 8) na istraživanim postajama se mijenjala tijekom istraživanja. U oba razdoblja istraživanja (lipanj i rujan) veće dubine vode zabilježene su u rijeci Dunav i Sakadaškom jezeru, a manje u Dravi i kanalima. Najveća dubina izmjerena je u Dunavu (13,34 m) u mjesecu lipnju, a najniža u kanalu u Jagodnjaku (0,32 m) u mjesecu rujnu.



Slika 8. Dubina vode na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

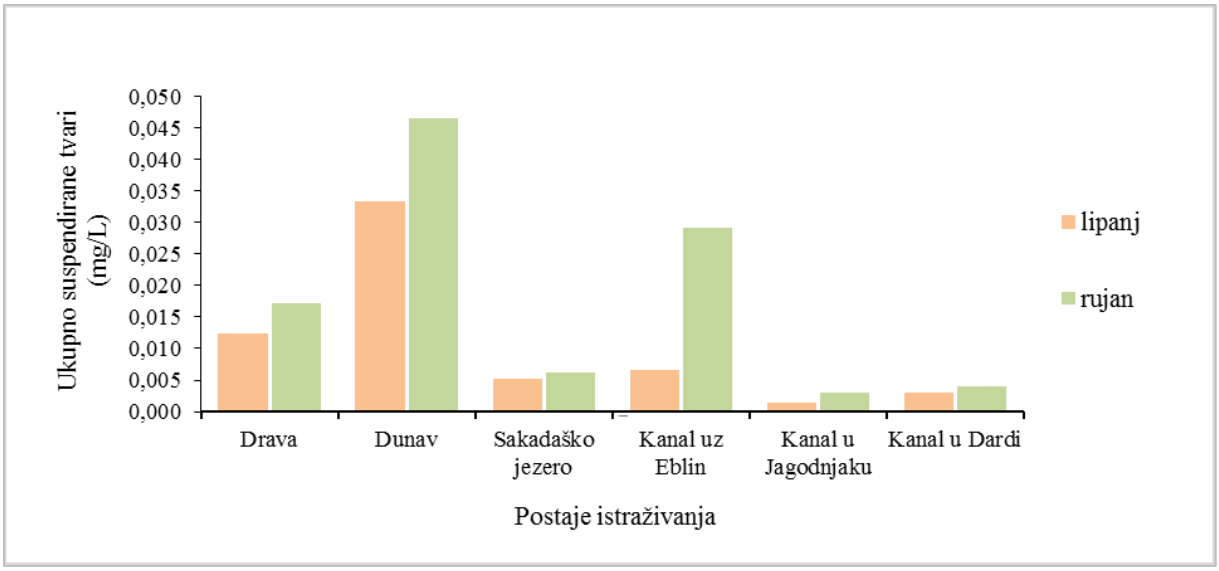
Prozirnost vode (Slika 9) na svim istraživanim postajama mijenjala se ovisno o hidrološkim uvjetima te su nešto više vrijednosti (od 0,55 do 1,39 m) zabilježene u lipnju, odnosno u

uvjetima plavljenja. Najveća prozirnost utvrđena je u kanalu uz Eblin (1,39 m). Prozirnost vode bila je manja od 1 m na svim postajama u uvjetima bez plavljenja u mjesecu rujnu.



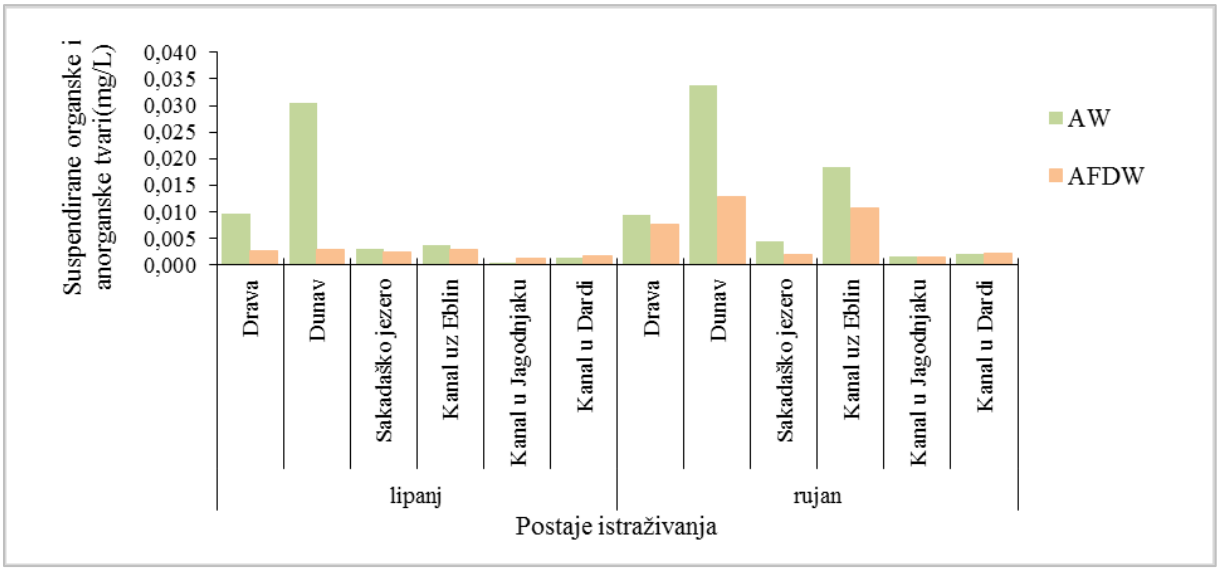
Slika 9. Prozirnost vode na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Količina ukupno suspendiranih tvari (TSS) u vodi (Slika 10) bila je najviša u Dunavu u lipnju (0,0334 mg/L) i rujnu (0,0466 mg/L). Višim vrijednostima isticali su se i rijeka Drava u oba mjeseca (lipanj: 0,0124 mg/L; rujan: 0,0172 mg/L) te kanal uz Eblin u rujnu (0,0292 mg/L). Na ostalim postajama vrijednosti TSS-a u vodi su bile podjednake u oba mjeseca, ali niže vrijednosti zabilježene su u uvjetima plavljenja.



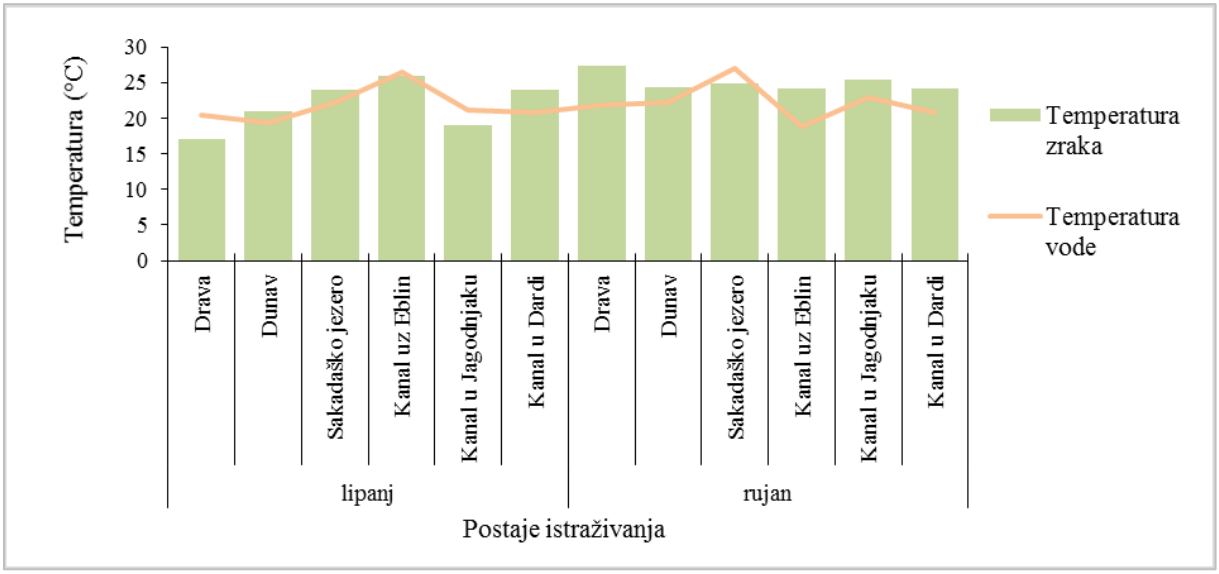
Slika 10. Količina ukupno suspendiranih tvari u vodi na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Vrijednosti AW i AFDW u vodi (Slika 11) bile su niže u uvjetima plavljenja u lipnju na gotovo svim postajama istraživanja. U tom su razdoblju u kanalu u Jagodnjaku zabilježene najniže vrijednosti AW (0,0004mg/L) i AFDW (0,0011 mg/L) u vodi. Najveći sadržaj AW (lipanj: 0,0306 mg/L; rujan: 0,0338 mg/L) i AFDW (0,0128 mg/L) u vodi zabilježen je u Dunavu u rujnu.



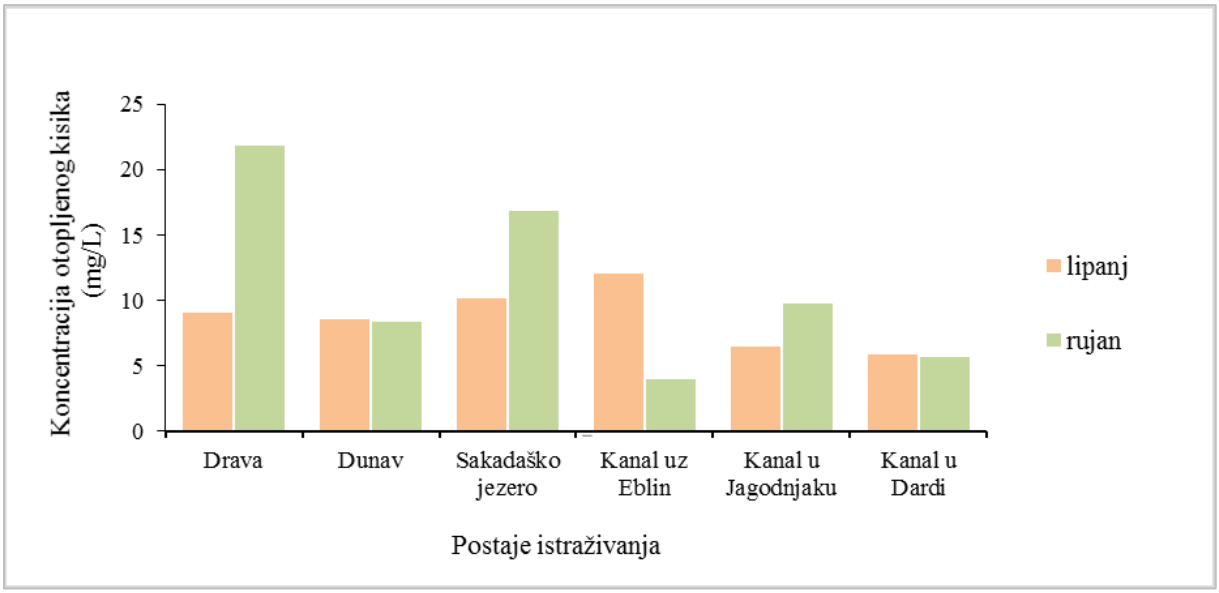
Slika 11. Količina suspendiranih anorganskih (AW) i organskih tvari (AFDW) u vodi na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Temperatura vode mijenjala se sukladno promjenama temperature zraka (Slika 12) uz manja odstupanja u mjesecu rujnu. Najniža temperatura zraka od 17 °C izmjerena je na Dravi u mjesecu lipnju, a najviša od 27,3 °C na istoj postaji istraživanja u rujnu.



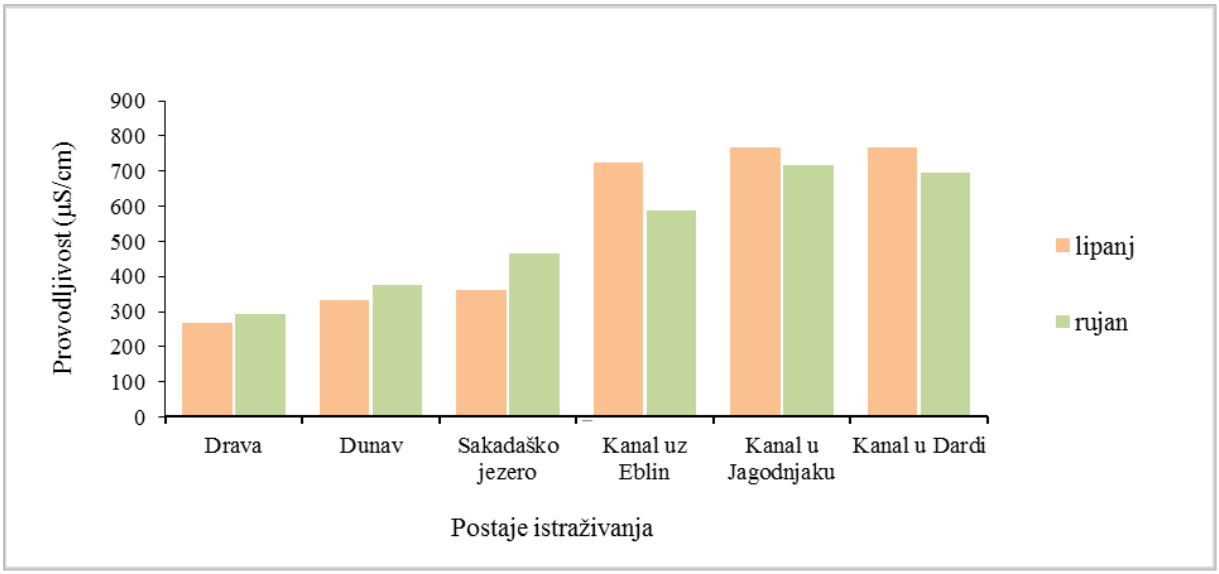
Slika 12. Promjene temperature zraka i vode na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Tijekom istraživanog razdoblja koncentracije otopljenog kisika u vodi (Slika 13) su se mijenjale. U lipnju su se koncentracije otopljenog kisika u vodi kretale od 5,84 do 12,08 mg/L. U rujnu su razlike bile izraženije te su u Dravi (21,8 mg/L) i Sakadaškom jezeru (16,84 mg/L) zabilježene najviše koncentracije, dok je najniža koncentracija bila u kanalu uz Eblin (3,91 mg/L).



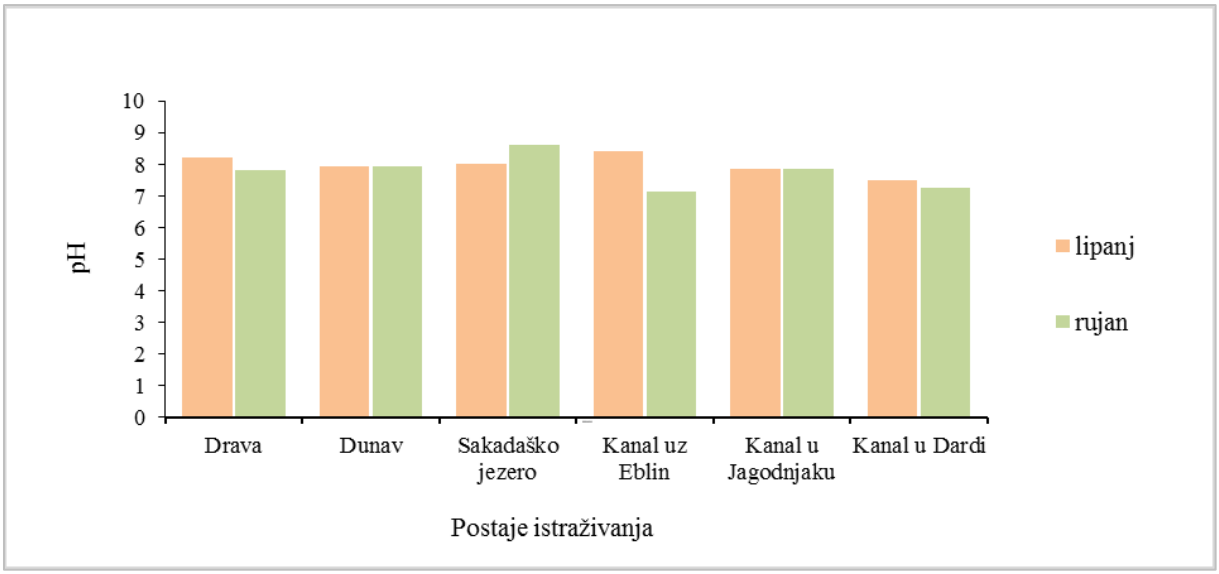
Slika 13. Promjene koncentracije otopljenog kisika u vodi na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Električna provodljivost vode (Slika 14) bila je relativno niska i slična u lipnju i rujnu u Dravi, Dunavu i Sakadaškom jezeru, a vrijednosti su se kretale od 268 do 465 µS/cm. Više vrijednosti električne provodljivosti zabilježene su u oba istraživana razdoblja u kanalima uz Eblin, te kanalima u Jagodnjaku i Dardi, a kretale su se od 589 do 769 µS/cm.



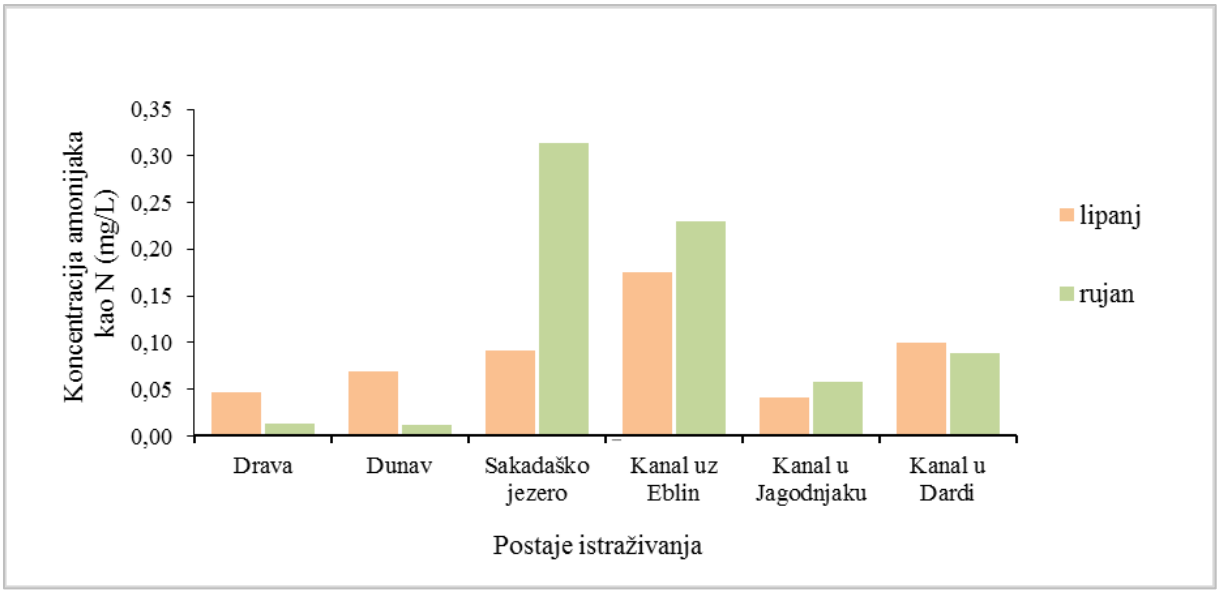
Slika 14. Provodljivost vode na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

pH vrijednost vode (Slika 15) na svim postajama istraživanja nije se značajno mijenjala. Izmjerene pH vrijednosti bile su u granicama od 7,12 (Kanal uz Eblin) do 8,61 (Sakadaško jezero) u oba istraživana razdoblja.



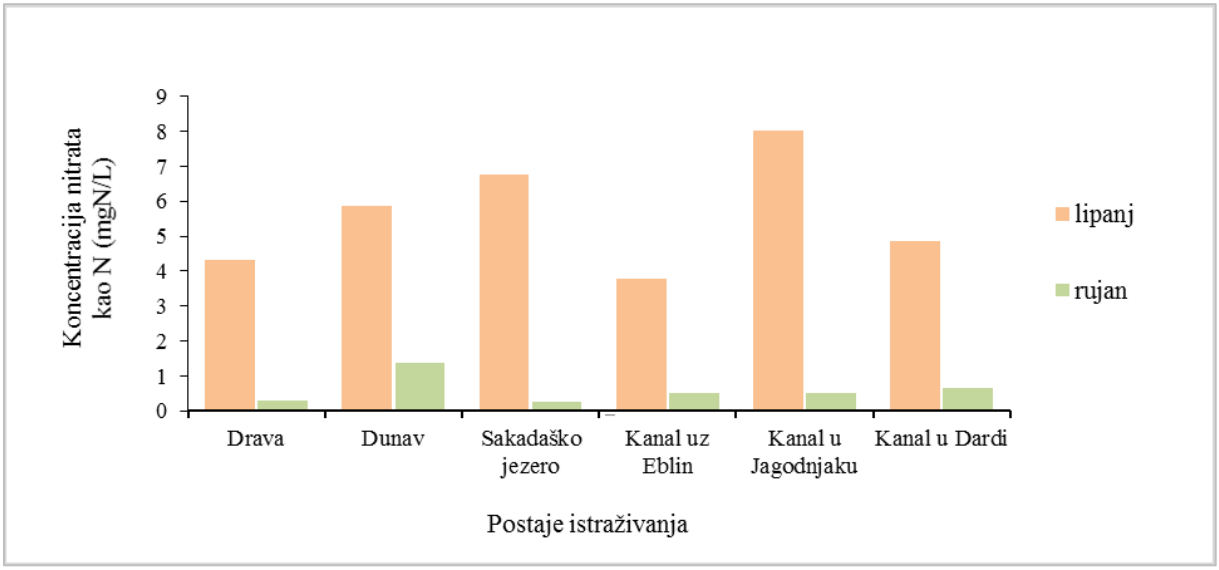
Slika 15. pH vrijednost vode na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Koncentracije amonijaka (Slika 16) varirale su s obzirom na postaje istraživanja, ali i vrijeme uzorkovanja. Najviše vrijednosti zabilježene su u lipnju u kanalu uz Eblin (0,175 mg/L), a u rujnu u Sakadaškom jezeru (0,3133 mg/L). Najniže vrijednosti zabilježene su u lipnju u kanalu u Jagodnjaku (0,0413 mg/L), a u rujnu u rijeci Dunav (0,012 mg/L).



Slika 16. Koncentracije amonijaka kao N na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

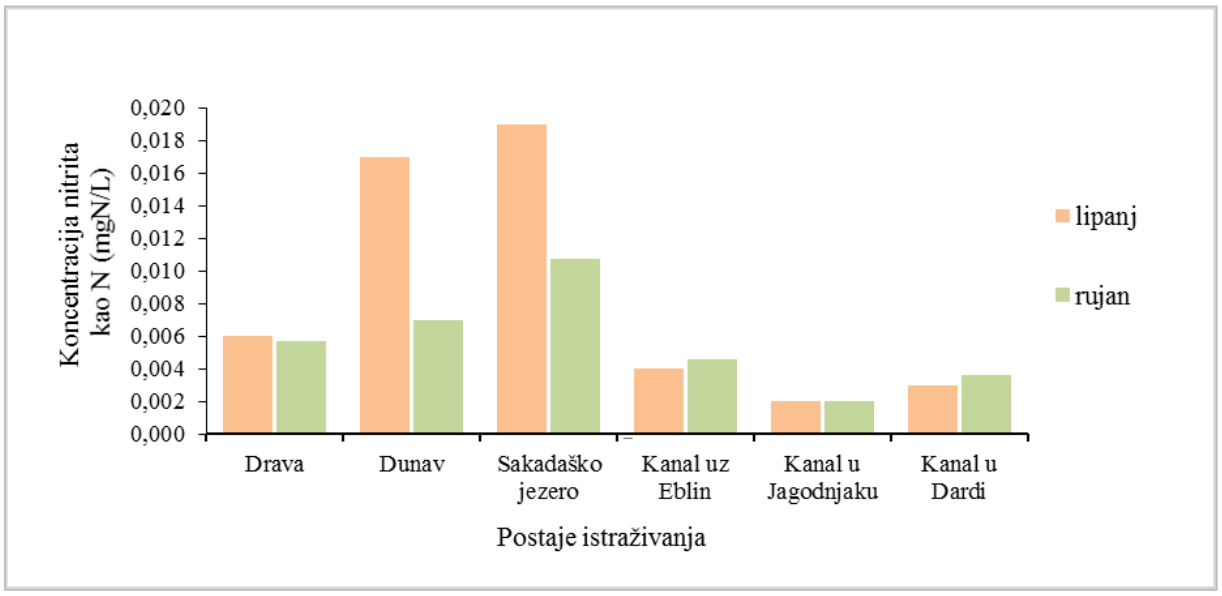
Koncentracije nitrata kao N (Slika 17) značajno su se razlikovale s obzirom na razdoblje istraživanja. U lipnju, u uvjetima plavljena vrijednosti su bile više, a najviše koncentracije zabilježene su u kanalu u Jagodnjaku (8,0117 mgN/L). U rujnu, u razdoblju bez plavljenja najviša koncentracija nitrata zabilježena je u Dunavu (1,372 mgN/L), a najniža u Sakadaškom jezeru (0,2624 mgN/L).



Slika 17. Koncentracije nitrata kao N na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

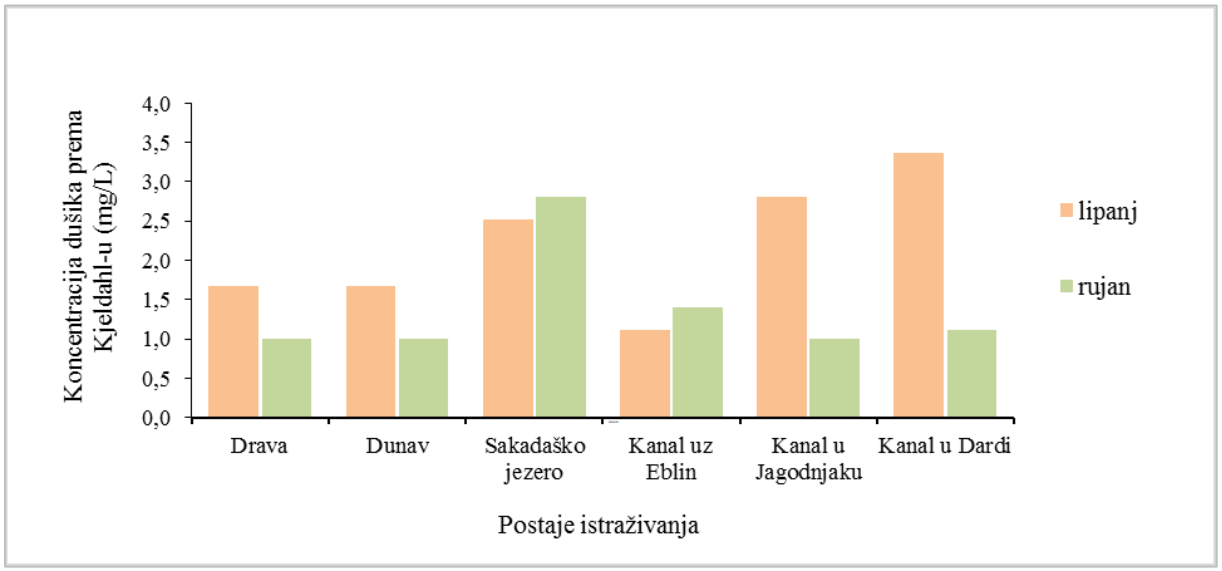
Vrijednosti koncentracije nitrita kao N (Slika 18) varirale su tijekom istraživanja od 0,002 mgN/L do 0,019 mgN/L. Višim vrijednostima isticali su se u lipnju Dunav (0,017 mgN/L) i

Sakadaško jezero (0,019 mgN/L), a u rujnu Sakadaško jezero u kojem je izmjerena koncentracija od 0,0107 mgN/L.



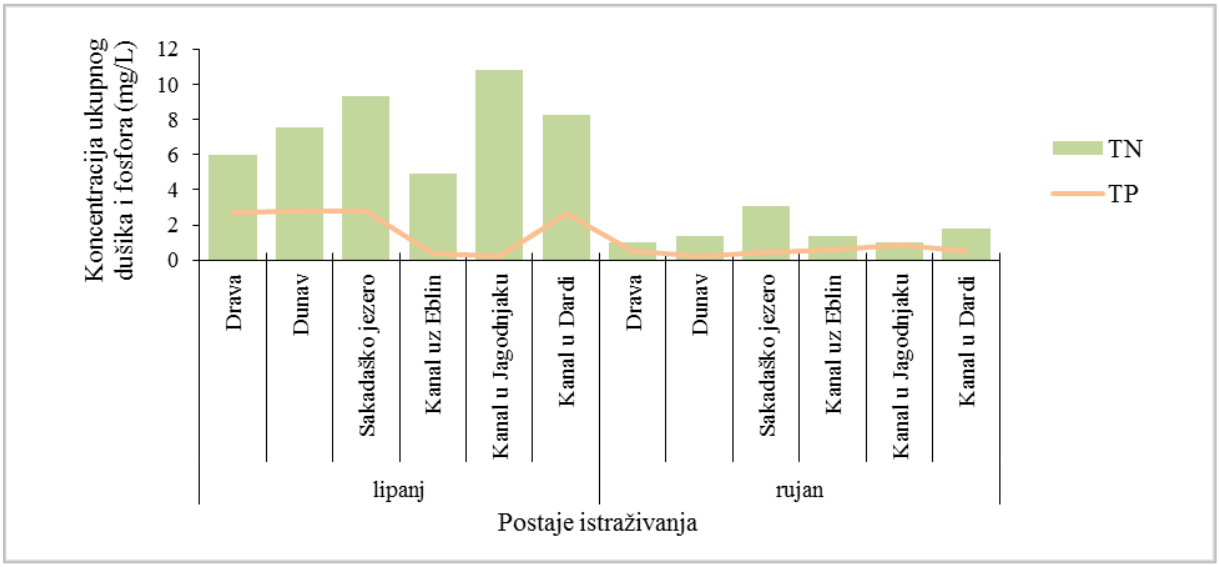
Slika 18. Koncentracije nitrita kao N na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Koncentracije dušika prema Kjeldahl-u (Slika 19) bile su više u lipnju. Najviše vrijednosti zabilježene su u kanalu u Dardi (3,36 mg/L), a najniže u kanalu uz Eblin (1,12 mg/L). U rujnu su općenito izmjerene koncentracije bile niže, a kretale su se od 1 do 2,8 mg/L.



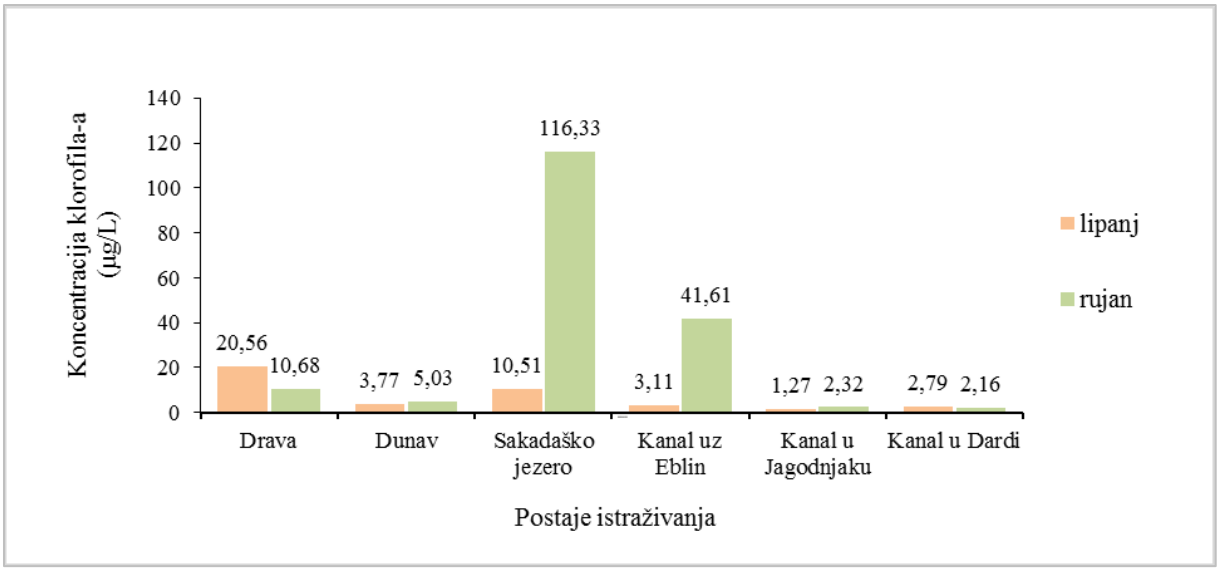
Slika 19. Koncentracije dušika prema Kjeldahl-u na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Koncentracije ukupnog dušika i ukupnog fosfora (Slika 20) značajno su se mijenjale. U lipnju su koncentracije ukupnog dušika na svim postajama bile više (od 4,91 do 10,81 mg/L) nego u rujnu (od 1 do 3,07 mg/L). Najviša koncentracija ukupnog dušika u rujnu zabilježena je u Sakadaškom jezeru, a iznosila je 3,07 mg/L. Koncentracije ukupnog fosfora u lipnju su bile slične na postajama u Dravi, Dunavu, Sakadaškom jezeru te kanalu u Dardi, a zabilježene vrijednosti kretale su se od 2,65 do 2,82 mg/L. U kanalu uz Eblin i kanalu u Jagodnjaku u istom su razdoblju koncentracije ukupnog fosfora bile vrlo niske. Na svim istraživanim postajama u rujnu koncentracije ukupnog fosfora bile su niske, a kretale su se od 0,26 do 0,88 mg/L.



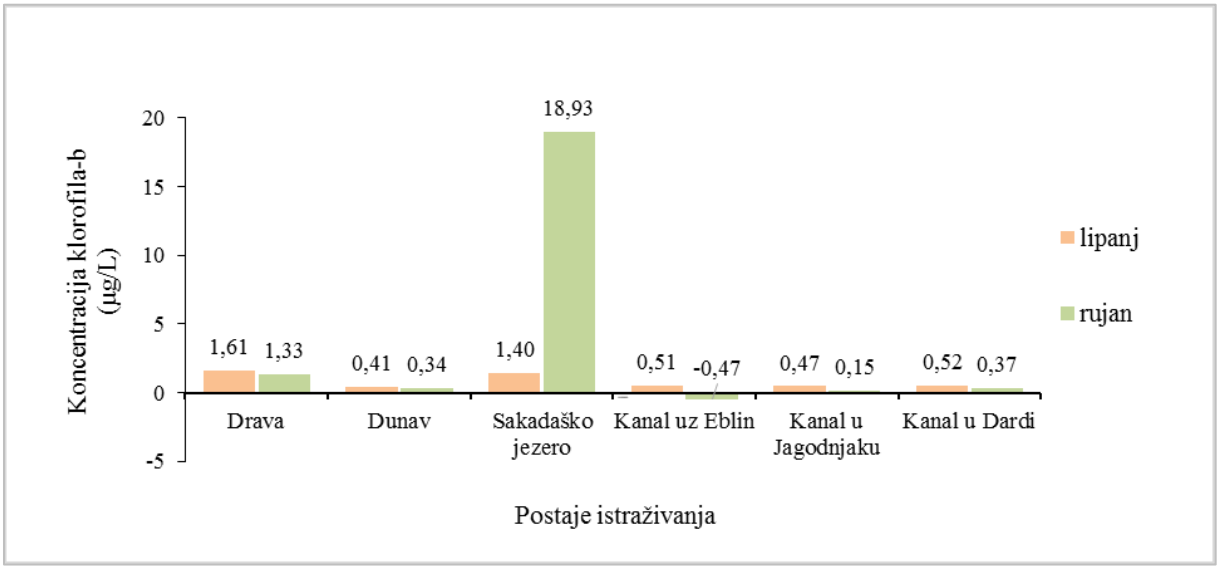
Slika 20. Promjene koncentracije ukupnog dušika (TN) i ukupnog fosfora (TP) na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Koncentracija klorofila-a (Chl-a) u vodi (Slika 21) značajno se mijenjala ovisno o postaji i razdoblju istraživanja. U lipnju su najviše koncentracije zabilježene u Dravi, a najniže u kanalu uz Eblin. U rujnu su u odnosu na lipanj koncentracije Chl-a bile više na gotovo svim postajama. Najviše vrijednosti od čak 116,33 µg/L zabilježene su u Sakadaškom jezeru, a najniže od samo 2,16 µg/L u kanalu u Dardi.



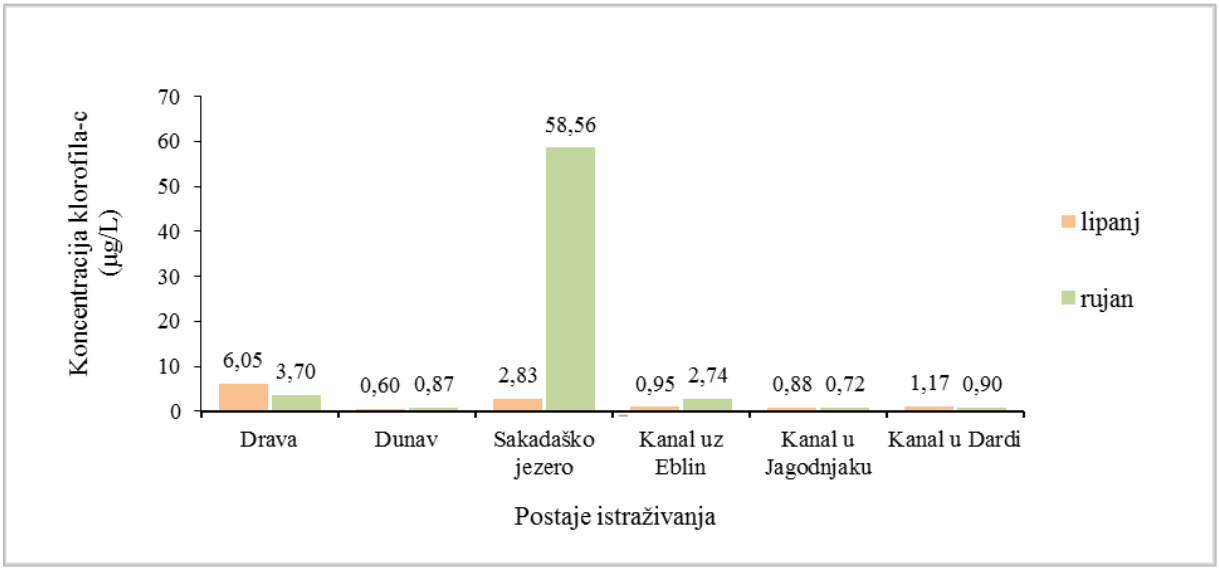
Slika 21. Koncentracija klorofila-a površinskog sloja vode na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Koncentracije klorofila-b (Chl-b) u vodi (Slika 22) također su se razlikovale između postaja i ovisno o razdoblju istraživanja. U lipnju su koncentracije Chl-b na svim postajama bile više nego u rujnu, a kretale su se od 0,41 do 1,61 µg/L. Izuzetak su koncentracije Chl-b zabilježene u Sakadaškom jezeru koje su u lipnju iznosile 1,40 µg/L, a u rujnu su dosegle najviše izmjerene vrijednosti od čak 18,93 µg/L.



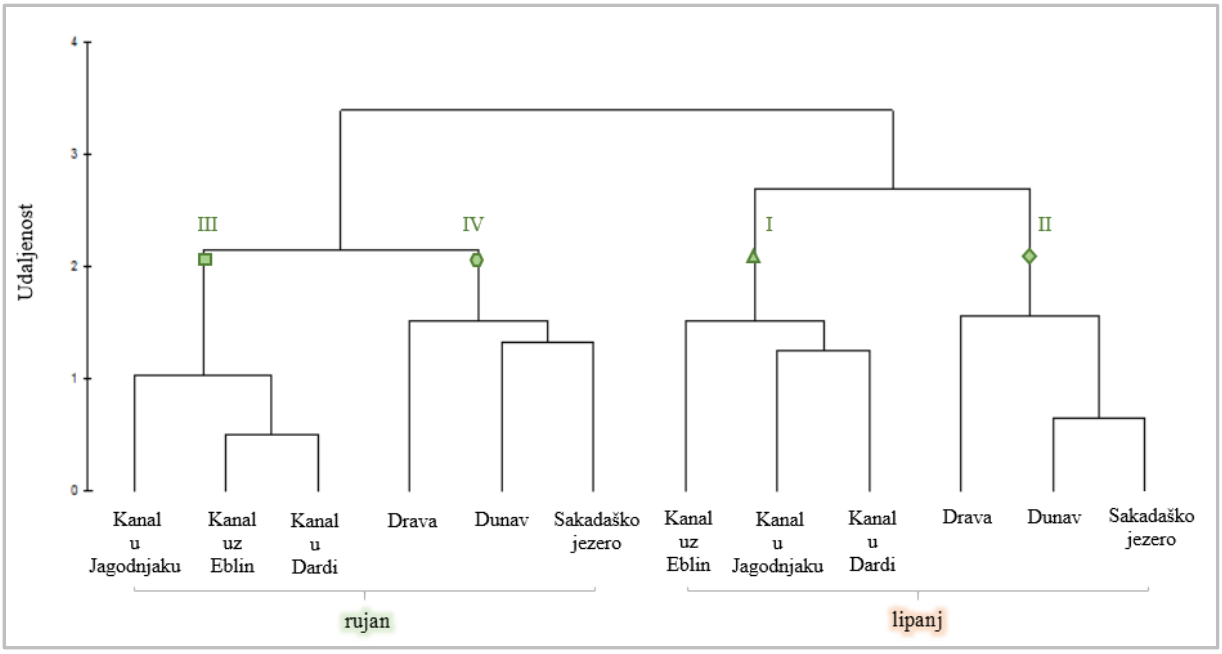
Slika 22. Koncentracija klorofila-b površinskog sloja vode na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Koncentracija klorofila-c (Chl-c) u vodi (Slika 23) su se u lipnju kretale od 0,60 µg/L (u Dunavu) do 6,05 µg/L (u Dravi). U rujnu su najniže koncentracije Chl-c (0,87 µg/L) kao i u lipnju izmjerene u Dunavu, a najviše od čak 58,56 µg/L u Sakadaškom jezeru.



Slika 23. Koncentracija klorofila-c površinskog sloja vode na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

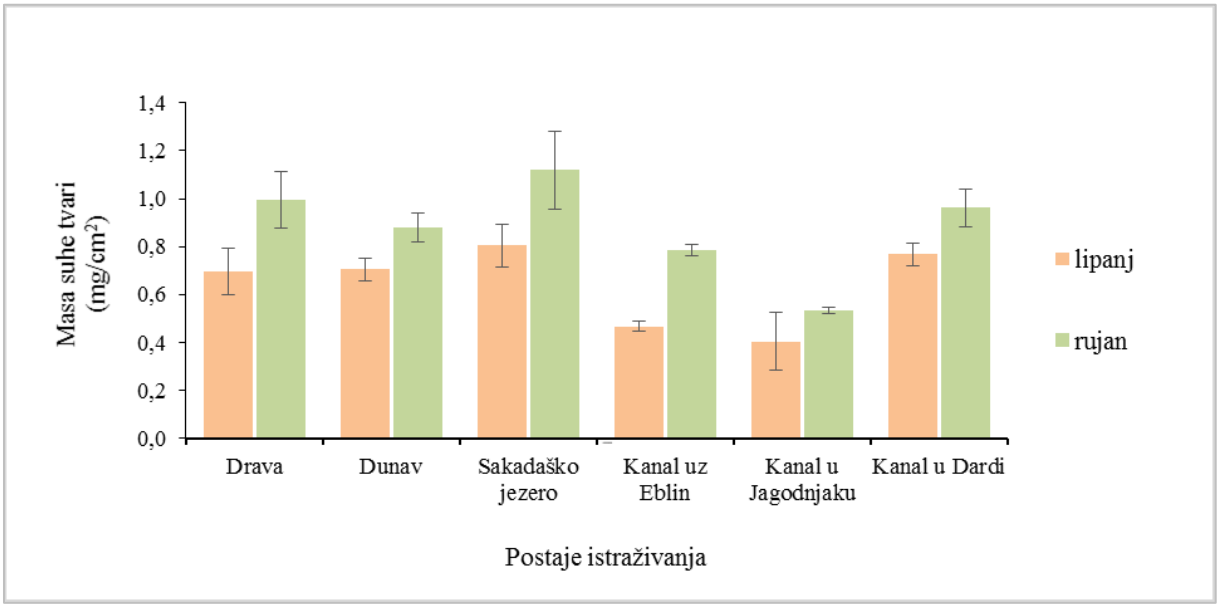
Prema klaster dendrogramu na temelju fizikalno-kemijskih parametara vode vidljivo je grupiranje podataka u četiri grupe na udaljenosti od oko 2,1 (Slika 24). Prve dvije grupe odvojile su se od druge dvije s obzirom na sezonske uvjete odnosno dinamiku plavljenja. Prva i druga grupa obuhvaćaju sve postaje istraživanja u lipnju, odnosno u razdoblju plavljenja (vodostaj Dunava: od 3,06 do 5,14 m). Prva grupa obuhvaća kanal uz Eblin, te kanale u Jagodnjaku i Dardi na kojima su zabilježene visoke vrijednosti prozirnosti vode (od 0,55 do 1,39 m) i niske koncentracije nitrita (od 0,002 mgN/L do 0,004 mgN/L). Druga grupa obuhvaća rijeke Dravu i Dunav te Sakadaško jezero u kojima je u lipnju zabilježena veća dubina vode (od 2,22 do 13,34 m), veća prozirnost (od 0,91 do 1,21 m) vode kao i visoke koncentracije nitrita (od 0,006 mgN/L do 0,019 mgN/L). Treća i četvrta grupa obuhvaćaju sve postaje istraživanja u mjesecu rujnu, odnosno razdoblju bez plavljenja (vodostaj Dunava od 0,71 do 2,54 m). Treća grupa obuhvaća kanale uz Eblin, te kanale u Jagodnjaku i Dardi koje su u ovom razdoblju karakterizirale mala dubina (od 0,32 m do 1 m) i prozirnost (od 0,32 m do 0,70 m) vode, a visoke vrijednosti električne provodljivosti (od 589 µS/cm do 718 µS/cm). Četvrta grupa (rijeke Drava i Dunav, Sakadaško jezero u rujnu) karakterizirana je visokom koncentracijom otopljenog kisika u vodi (od 8,39 mg/L do 21,8 mg/L) i niskom električnom provodljivošću (od 294 µS/cm do 465 µS/cm).



Slika 24. Hijerarhijski klaster dendrogram analize fizikalno-kemijskih parametara vode na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

3.2. Promjene sastava sedimenta

Masa suhe tvari sedimenta (DWs) na svim postajama mijenjala se tijekom istraživanja (Slika 25), a utvrđene su statistički značajne razlike između postaja (Tablica 2). Sve vrijednosti bile su više u razdoblju bez plavljenja, odnosno u rujnu. Najviše vrijednosti DWs zabilježene su u Sakadaškom jezeru u oba istraživana razdoblja (lipanj: 0,80 ± 0,09 mg/cm^2; rujan: 1,12 ± 0,16 mg/cm^2). Najniže vrijednosti zabilježene su u kanalu u Jagodnjaku (od 0,40 ± 0,12 do 0,54 ± 0,01 mg/cm^2).

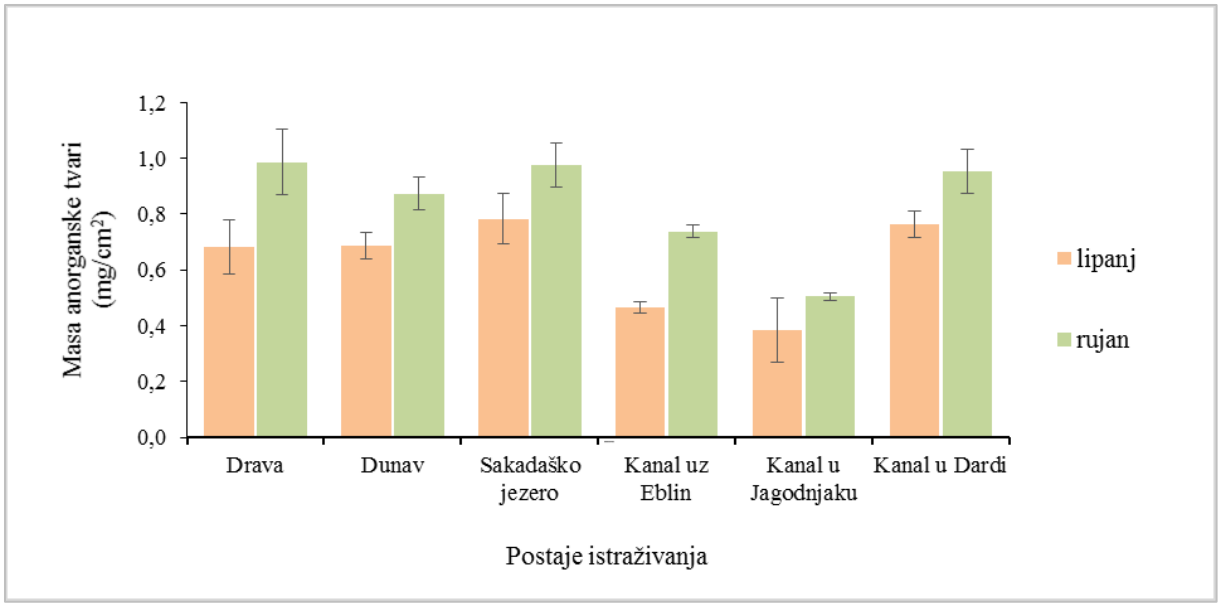


Slika 25. Masa suhe tvari u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Tablica 2. Rezultati Tukey HSD testa za razlike u masi suhe tvari (DWs) sedimenta između postaja istraživanja (Drava, Dunav, Sakadaško jezero, kanal uz Eblin, kanali u Jagodnjaku i Dardi), u lipnju i rujnu 2016. godine. Statistički značajne razlike označene su crvenom bojom ($p < 0,05$).

Masa suhe tvari	lipanj Sakadaško jezero	lipanj Drava	lipanj Dunav	lipanj kanal uz Eblin	lipanj kanal u Jagodnjaku	lipanj kanal u Dardi	rujan Sakadaško jezero	rujan Drava	rujan Dunav	rujan kanal uz Eblin	rujan kanal u Jagodnjaku	rujan kanal u Dardi
lipanj-Sakadaško jezero		0,911331	0,946504	0,003234	0,000459	0,999991	0,006926	0,269290	0,993802	1,000000	0,030620	0,538001
lipanj-Drava	0,911331		1,000000	0,103803	0,014718	0,995510	0,000276	0,010988	0,327285	0,978071	0,513285	0,033443
lipanj-Dunav	0,946504	1,000000		0,081048	0,011099	0,998519	0,000328	0,014572	0,392025	0,989897	0,439239	0,043745
lipanj-kanal uz Eblin	0,003234	0,103803	0,081048		0,998500	0,011132	0,000143	0,000145	0,000349	0,006510	0,997029	0,000151
lipanj-kanal u Jagodnjaku	0,000459	0,014718	0,011099	0,998500		0,001383	0,000143	0,000143	0,000160	0,000831	0,764400	0,000143
lipanj-kanal u Dardi	0,999991	0,995510	0,998519	0,011132	0,001383		0,002021	0,102643	0,896940	1,000000	0,094205	0,253240
rujan-Sakadaško jezero	0,006926	0,000276	0,000328	0,000143	0,000143	0,002021		0,829931	0,074549	0,003442	0,000143	0,541713
rujan-Drava	0,269290	0,010988	0,014572	0,000145	0,000143	0,102643	0,829931		0,864320	0,160037	0,000174	0,999996
rujan-Dunav	0,993802	0,327285	0,392025	0,000349	0,000160	0,896940	0,074549	0,864320		0,960997	0,002629	0,985716
rujan-kanal uz Eblin	1,000000	0,978071	0,989897	0,006510	0,000831	1,000000	0,003442	0,160037	0,960997		0,058426	0,363705
rujan-kanal u Jagodnjaku	0,030620	0,513285	0,439239	0,997029	0,764400	0,094205	0,000143	0,000174	0,002629	0,058426		0,000261
rujan-kanal u Dardi	0,538001	0,033443	0,043745	0,000151	0,000143	0,253240	0,541713	0,999996	0,985716	0,363705	0,000261	

Masa anorganske tvari (AWs) u sedimentu (Slika 26) također se mijenjala, a utvrđene su i statistički značajne razlike između postaja i ovisno o vremenu istraživanja (Tablica 3). Sadržaj AWs bio je na svim postajama viši u rujnu u odnosu na lipanj. Najveća masa AWs zabilježena je u Dravi (0,99 ± 0,12 mg/cm^2) u rujnu, a najniža od 0,38 ± 0,11 mg/cm^2 u kanalu u Jagodnjaku u lipnju.

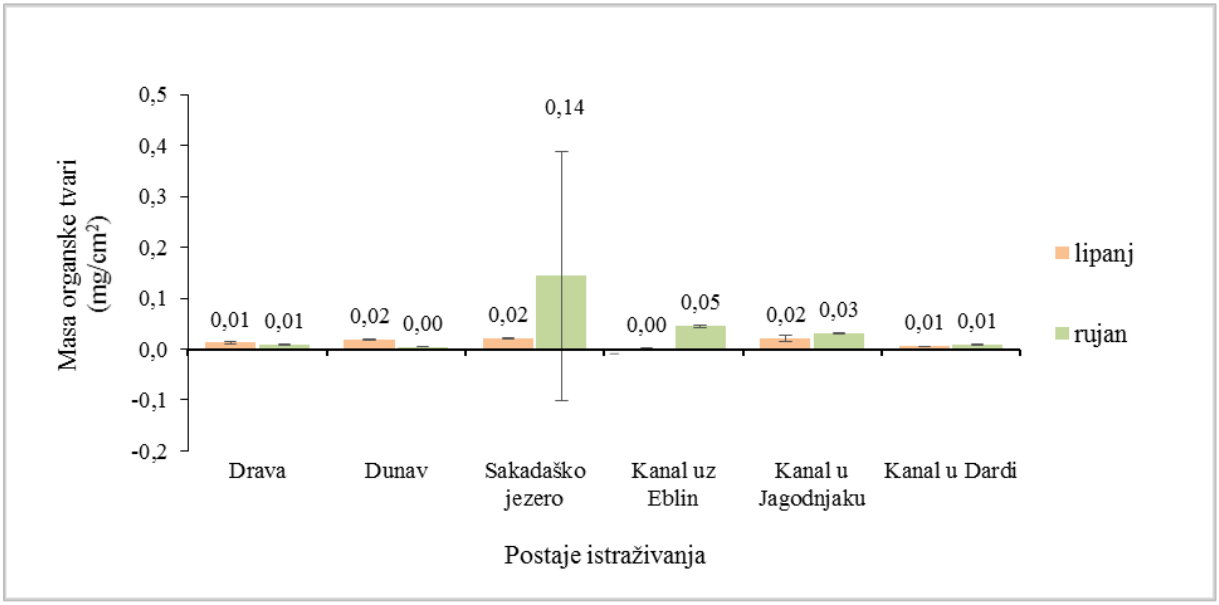


Slika 26. Masa anorganske tvari u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Tablica 3. Rezultati Tukey HSD testa za razlike u masi anorganske tvari (AWs) između postaja istraživanja (Drava, Dunav, Sakadaško jezero, kanal uz Eblin, kanal u Jagodnjaku i Dardi), u lipnju i rujnu 2016. godine. Statistički značajne razlike označene su crvenom bojom ($p < 0,05$).

Masa anorganske tvari	lipanj Sakadaško jezero	lipanj Drava	lipanj Dunav	lipanj kanal uz Eblin	lipanj kanal u Jagodnjaku	lipanj kanal u Dardi	rujan Sakadaško jezero	rujan Drava	rujan Dunav	rujan kanal uz Eblin	rujan kanal u Jagodnjaku	rujan kanal u Dardi
lipanj-Sakadaško jezero		0,870513	0,887639	0,001118	0,000170	1,000000	0,120942	0,081462	0,924752	0,999743	0,005182	0,230448
lipanj-Drava	0,870513		1,000000	0,049582	0,002296	0,971396	0,003013	0,001912	0,124399	0,998261	0,186093	0,006876
lipanj-Dunav	0,887639	1,000000		0,045233	0,002080	0,977431	0,003325	0,002106	0,135009	0,998858	0,172201	0,007605
lipanj-kanal uz Eblin	0,001118	0,049582	0,045233		0,964310	0,002530	0,000143	0,000143	0,000160	0,006224	0,999913	0,000143
lipanj-kanal u Jagodnjaku	0,000170	0,002296	0,002080	0,964310		0,000216	0,000143	0,000143	0,000143	0,000348	0,687115	0,000143
lipanj-kanal u Dardi	1,000000	0,971396	0,977431	0,002530	0,000216		0,058285	0,038039	0,768906	1,000000	0,011905	0,119409
rujan-Sakadaško jezero	0,120942	0,003013	0,003325	0,000143	0,000143	0,058285		1,000000	0,864363	0,025150	0,000144	1,000000
rujan-Drava	0,081462	0,001912	0,002106	0,000143	0,000143	0,038039	1,000000		0,766236	0,016058	0,000143	0,999987
rujan-Dunav	0,924752	0,124399	0,135009	0,000160	0,000143	0,768906	0,864363	0,766236		0,534820	0,000250	0,968013
rujan-kanal uz Eblin	0,999743	0,998261	0,998858	0,006224	0,000348	1,000000	0,025150	0,016058	0,534820		0,028521	0,054363
rujan-kanal u Jagodnjaku	0,005182	0,186093	0,172201	0,999913	0,687115	0,011905	0,000144	0,000143	0,000250	0,028521		0,000145
rujan-kanal u Dardi	0,230448	0,006876	0,007605	0,000143	0,000143	0,119409	1,000000	0,999987	0,968013	0,054363	0,000145	

Masa organske tvari u sedimentu (AFDWs) tijekom istraživanja značajno se mijenjala i bila je puno manja u odnosu na sadržaj AWs (Slika 27). Utvrđene su statistički značajne razlike u AFDWs između postaja kao i razlike s obzirom na razdoblje istraživanja (Tablica 4). Masa organske tvari kretala se od $0,01 \pm 0,0005$ do $0,14 \pm 0,24$ mg/cm^2.



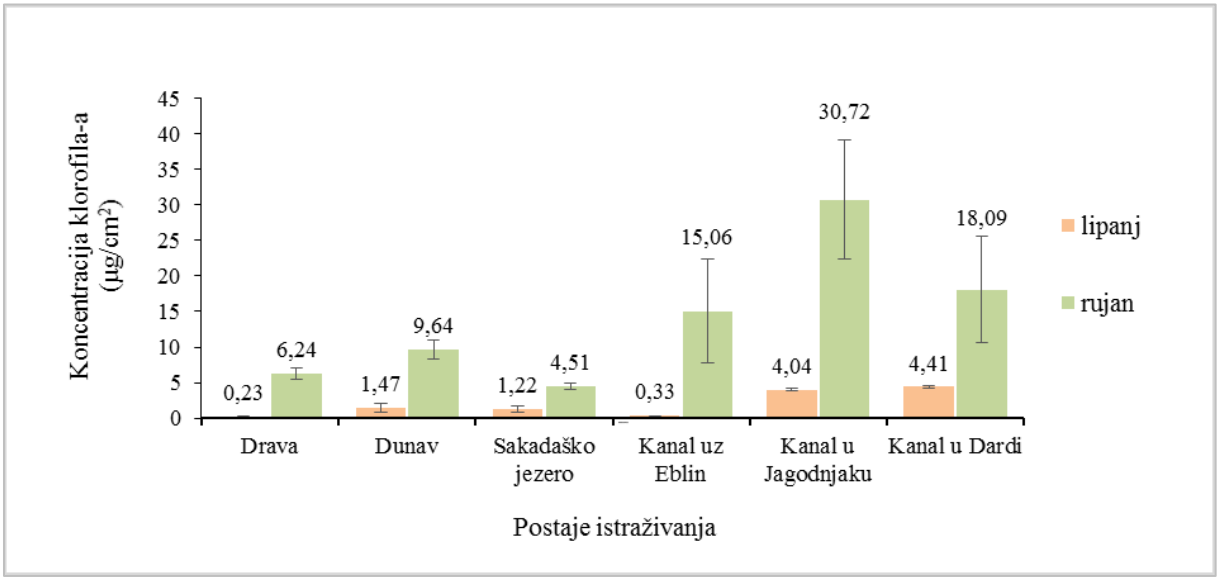
Slika 27. Masa organske tvari u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Tablica 4. Rezultati testa višestruke usporedbe mase organske tvari (AFDWs) u sedimentu na postajama istraživanja (Drava, Dunav, Sakadaško jezero, kanal uz Eblin, kanali u Jagodnjaku i Dardi), u lipnju i rujnu 2016. godine. Statistički značajne razlike označene su crvenom bojom ($p < 0,05$).

Masa organske tvari	lipanj Sakadaško jezero	lipanj Drava	lipanj Dunav	lipanj kanal uz Eblin	lipanj kanal u Jagodnjaku	lipanj kanal u Dardi	rujan Sakadaško jezero	rujan Drava	rujan Dunav	rujan kanal uz Eblin	rujan kanal u Jagodnjaku	rujan kanal u Dardi
lipanj-Sakadaško jezero		0,957374	0,964205	0,008775	0,000691	1,000000	0,000143	0,000143	0,000143	0,000143	0,000143	0,000143
lipanj-Drava	0,957374		1,000000	0,168725	0,016068	0,992900	0,000145	0,000143	0,000143	0,000143	0,000143	0,000143
lipanj-Dunav	0,964205	1,000000		0,158049	0,014816	0,994585	0,000145	0,000143	0,000143	0,000143	0,000143	0,000143
lipanj-kanal uz Eblin	0,008775	0,168725	0,158049		0,990835	0,017411	0,007886	0,000211	0,000201	0,000401	0,000294	0,000208
lipanj-kanal u Jagodnjaku	0,000691	0,016068	0,014816	0,990835		0,001321	0,093024	0,001429	0,001250	0,004475	0,002790	0,001375
lipanj-kanal u Dardi	1,000000	0,992900	0,994585	0,017411	0,001321		0,000143	0,000143	0,000143	0,000143	0,000143	0,000143
rujan-Sakadaško jezero	0,000143	0,000145	0,000145	0,007886	0,093024	0,000143		0,775989	0,741958	0,961654	0,908260	0,766450
rujan-Drava	0,000143	0,000143	0,000143	0,000211	0,001429	0,000143	0,775989		1,000000	0,999995	1,000000	1,000000
rujan-Dunav	0,000143	0,000143	0,000143	0,000201	0,001250	0,000143	0,741958	1,000000		0,999985	1,000000	1,000000
rujan-kanal uz Eblin	0,000143	0,000143	0,000143	0,000401	0,004475	0,000143	0,961654	0,999995	0,999985		1,000000	0,999993
rujan-kanal u Jagodnjaku	0,000143	0,000143	0,000143	0,000294	0,002790	0,000143	0,908260	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000
rujan-kanal u Dardi	0,000143	0,000143	0,000143	0,000208	0,001375	0,000143	0,766450	1,000000	1,000000	0,999993	1,000000	

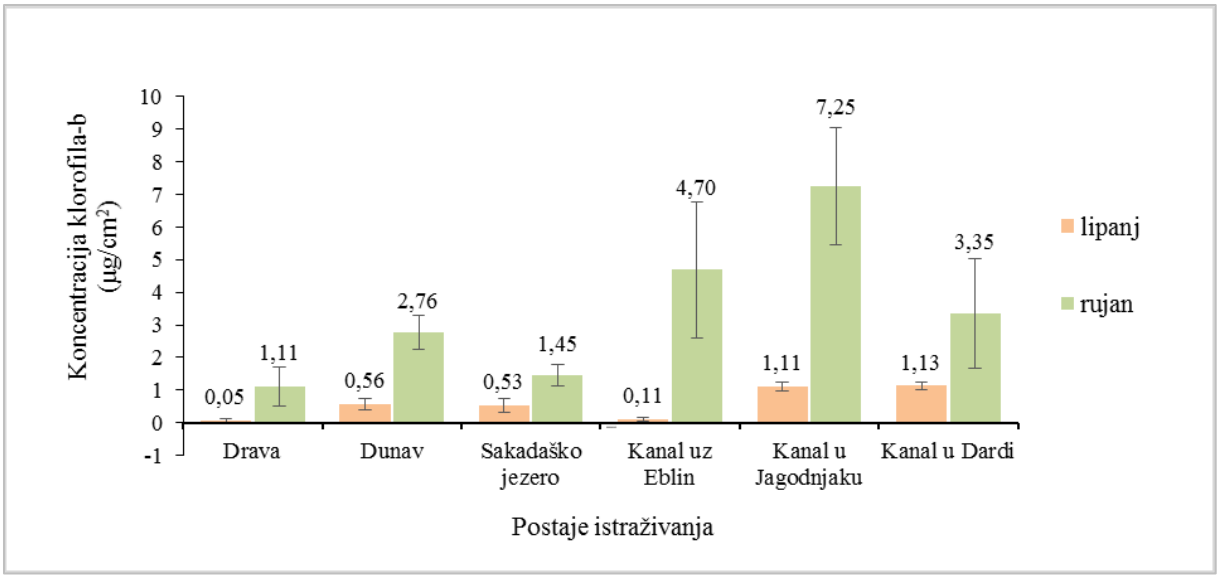
3.3. Koncentracije klorofila u sedimentu

U rujnu su koncentracije klorofila-a (Chl-as) (Slika 28), klorofila-b (Chl-bs) (Slika 29) i klorofila-c (Chl-cs) (Slika 30) u sedimentu bile više nego u lipnju. Na svim su postajama koncentracije Chl-as bile više u rujnu. Najviše koncentracije (30,27 ± 8,39 µg/cm^2) zabilježene su u kanalu u Jagodnjaku. U lipnju su koncentracije Chl-as bile vrlo niske. Kretale su se od 0,23 ± 0,10 do 4,41 ± 0,19 µg/cm^2.



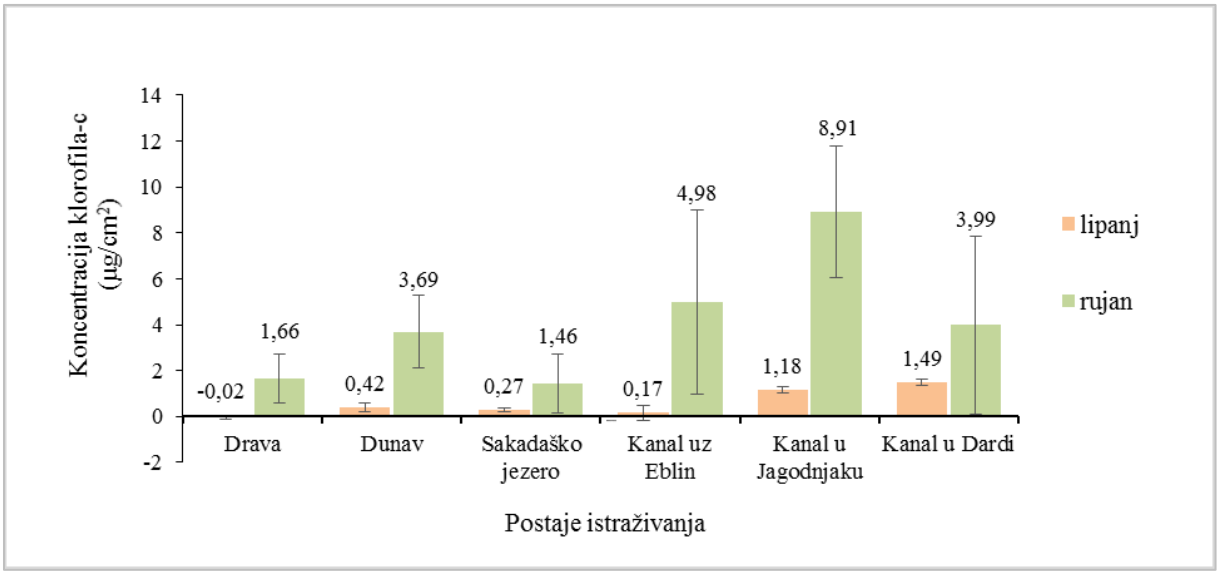
Slika 28. Koncentracija klorofila-a u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Koncentracije Chl-bs su također na svim postajama bile vrlo niske u lipnju i kretale su se od 0,05 ± 0,07 µg/cm^2 do 1,13 ± 0,13 µg/cm^2. U rujnu su najviše koncentracije zabilježene u sedimentu u kanalu u Jagodnjaku (7, 25 ± 1,81 µg/cm^2), a najniže u sedimentu u Dravi (1,11± 0,60 µg/cm^2).



Slika 29. Koncentracija klorofila-b u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Koncentracije Chl-cs u sedimentu su na svim postajama u rujnu bile više nego u lipnju. U rujnu su najviše koncentracije od 8,91 ± 2,85 µg/cm^2 zabilježene u sedimentu kanala u Jagodnjaku, a najniže od 1,46 ± 1,28 µg/cm^2 u sedimentu u Sakadaškom jezeru.



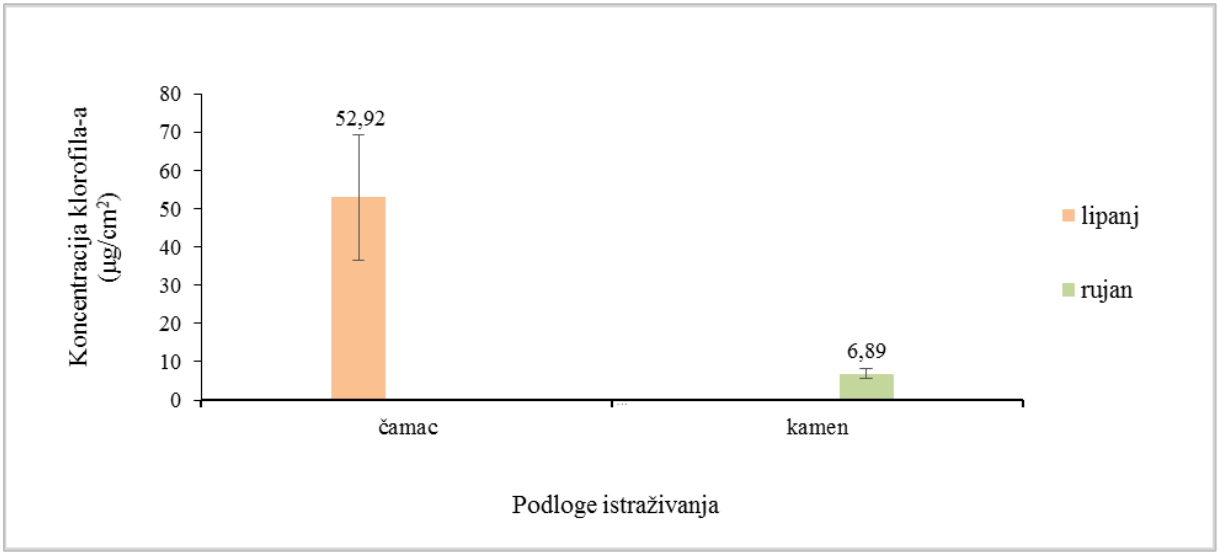
Slika 30. Koncentracija klorofila-c u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

3.4. Koncentracije klorofila u obraštaju

Koncentracije Chl-a, Chl-b, Chl-c u obraštaju značajno su se razlikovale s obzirom na postaje, vrijeme te podloge istraživanja.

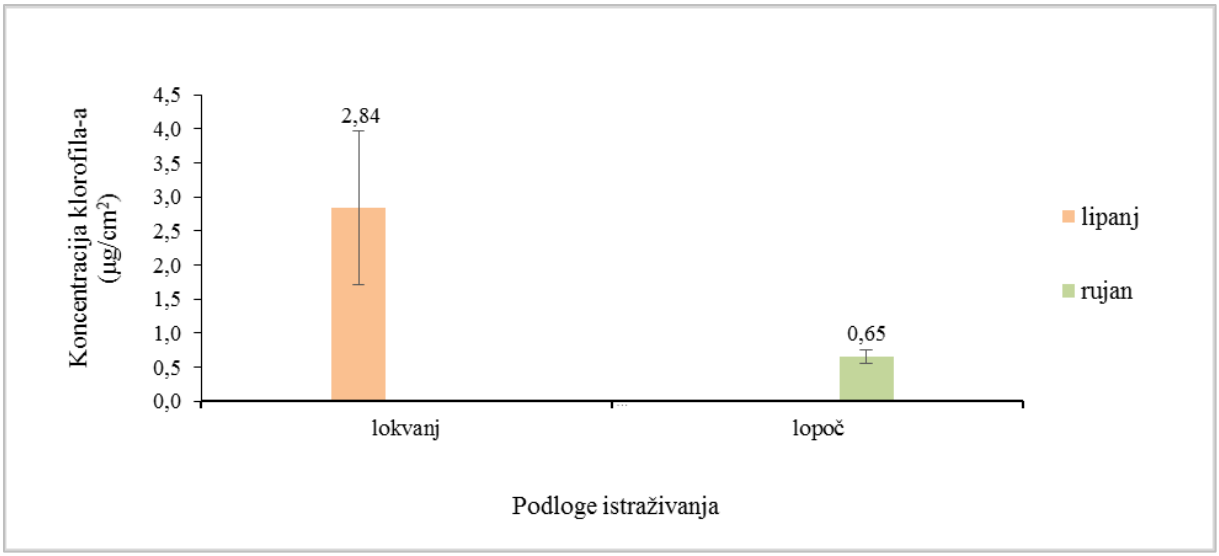
3.4.1. Koncentracije klorofila-a u obraštaju

U Dravi su u lipnju prikupljeni uzorci obraštaja s plastičnih podloga (dno čamca), a u rujnu s kamenja. Koncentracije Chl-a su bile više na plastičnim podlogama (Slika 31).



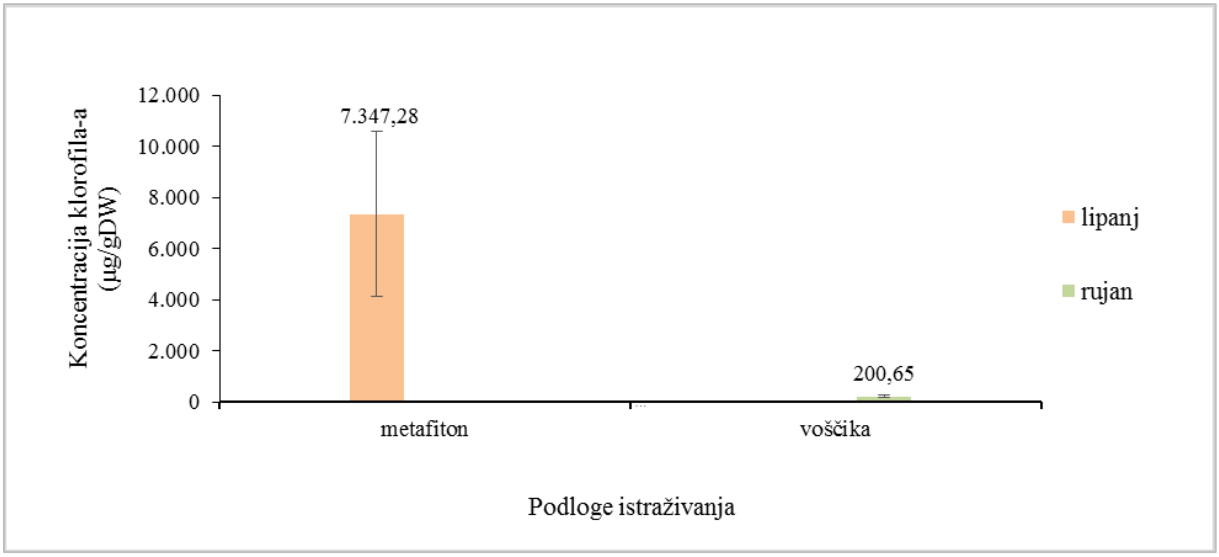
Slika 31. Koncentracija klorofila-a u obraštaju na čamcu i kamenu u Dravi u lipnju i rujnu 2016. godine.

U kanalu uz Eblin je u lipnju prikupljen obraštaj s lokvanja, a zabilježene koncentracije Chl-a u obraštaju su bile više nego u obraštaju na lopoču u rujnu (Slika 32).



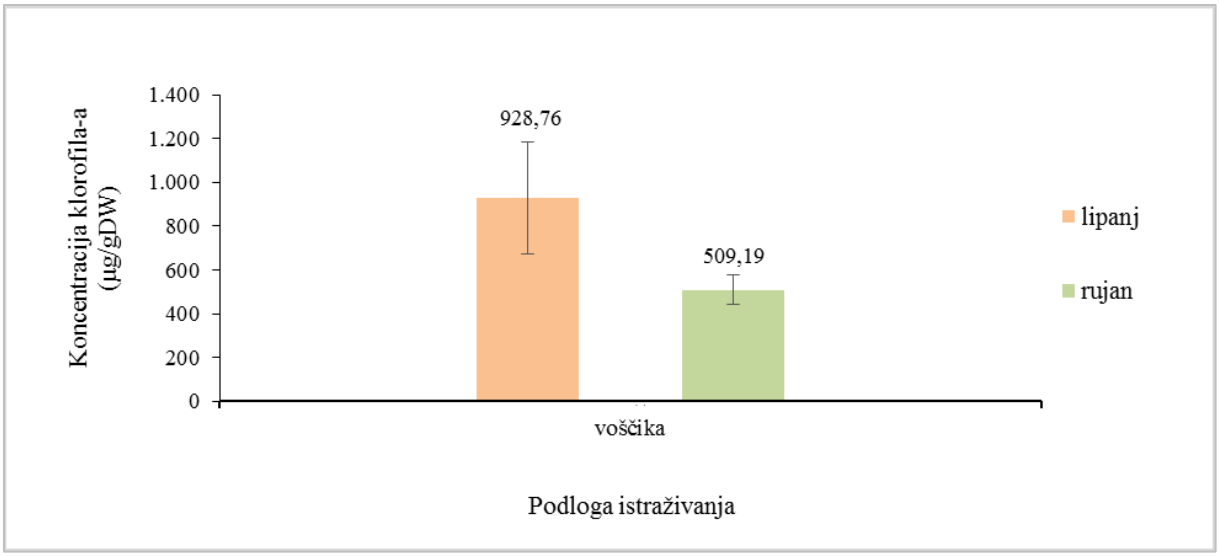
Slika 32. Koncentracija klorofila-a u obraštaju na lokvanju i lopoču u kanalu uz Eblin u lipnju i rujnu 2016. godine.

U Sakadaškom jezeru je u lipnju bio dobro razvijen metafiton, a zabilježene koncentracije Chl-a u metafitonu bile su vrlo visoke i iznosile čak 7 347,28 ± 3 217,21 µg/gDW. U rujnu je umjesto metafitona bila dobro razvijena voščika. U obraštaju s voščike koncentracija Chl-a bila je manja i iznosila je 200,65 ± 46,84 µg/gDW (Slika 33).



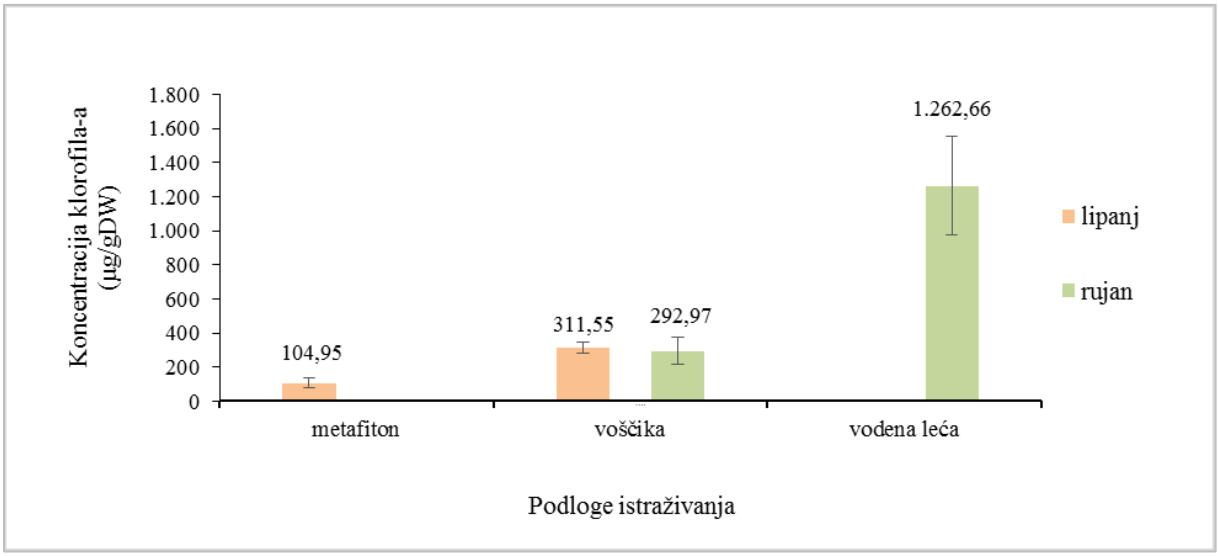
Slika 33. Koncentracija klorofila-a u obraštaju na metafitonu i voščiki u Sakadaškom jezeru u lipnju i rujnu 2016. godine.

U kanalu uz Eblin i u lipnju i u rujnu je dominirala voščika. Koncentracije Chl-a u obraštaju s voščike bile su znatno više u lipnju, nego u rujnu (Slika 34).



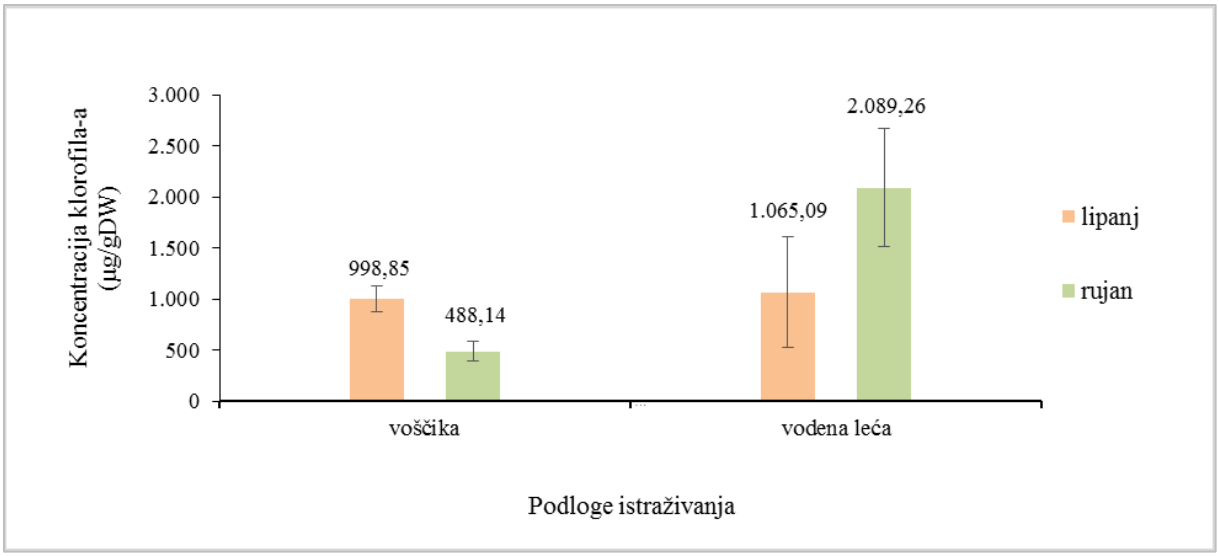
Slika 34. Koncentracija klorofila-a u obraštaju na voščiki u kanalu uz Eblin u lipnju i rujnu 2016. godine.

U kanalu u Jagodnjaku u lipnju su bili dobro razvijeni metafiton i voščika, a u rujnu, voščika i vodena leća. Najviše koncentracije Chl-a zabilježene su u obraštaju s vodene leće u rujnu, a najniže u metafitonu u lipnju (Slika 35).



Slika 35. Koncentracija klorofila-a u obraštaju na metafitonu, voščiki i vodenoj leći u kanalu u Jagodnjaku u lipnju i rujnu 2016. godine.

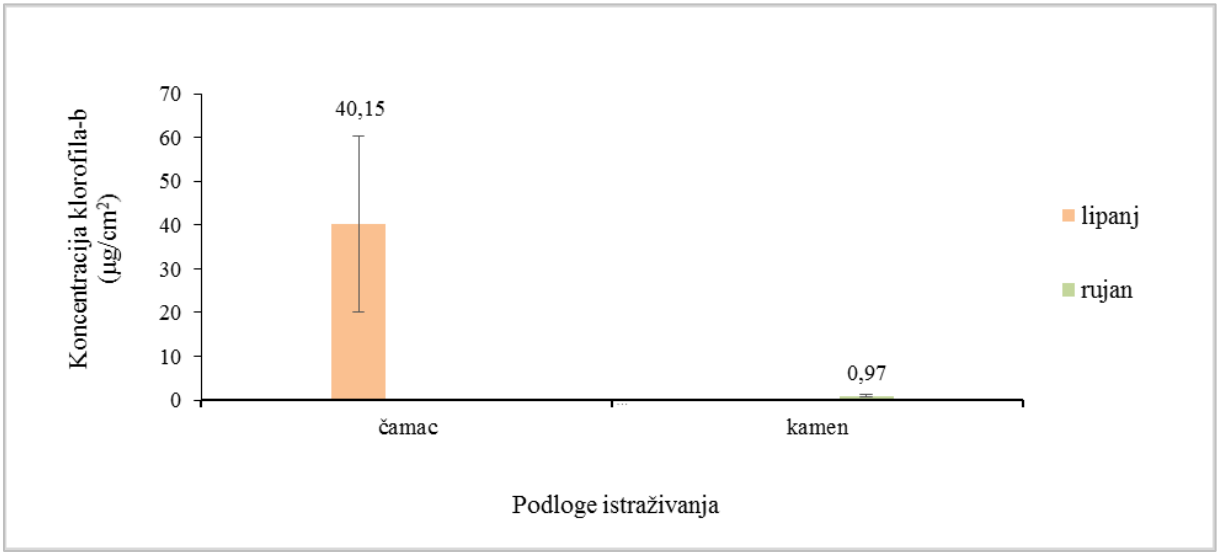
U kanalu u Dardi u oba razdoblja istraživanja bili su razvijeni voščika i vodena leća. Koncentracije Chl-a u obraštaju na oba tipa prirodnih podloga bile su više rujnu, a najviša koncentracija od 2 089,26 ± 579,57 µg/gDW zabilježena je na vodenoj leći (Slika 36).



Slika 36. Koncentracija klorofila-a u obraštaju na voščiki i vodenoj leći u kanalu Dardi u lipnju i rujnu 2016. godine.

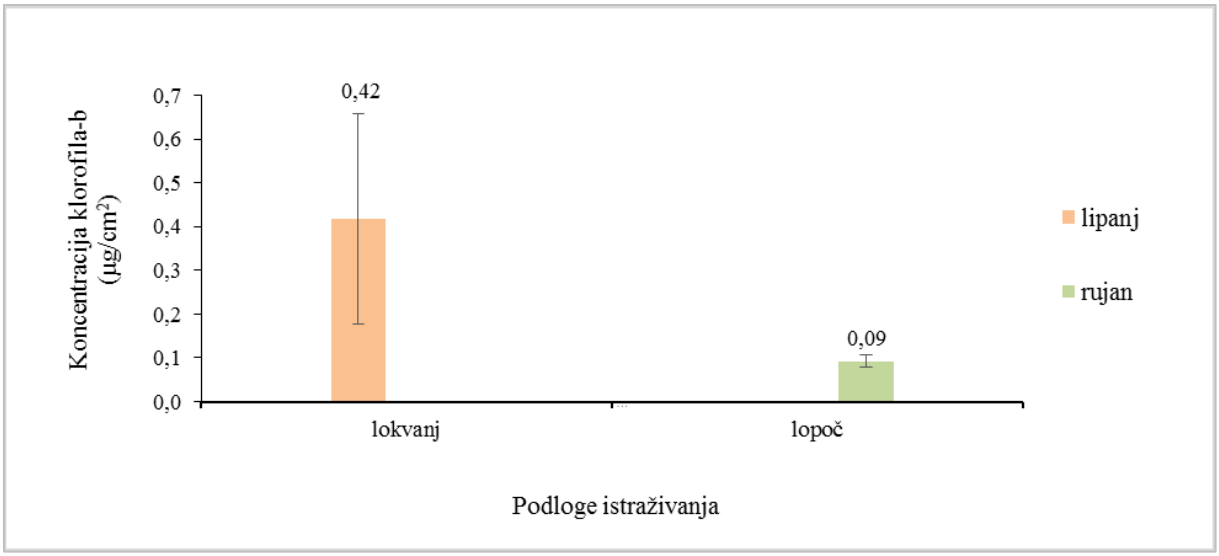
3.4.2. Koncentracije klorofila-b u obraštaju

Koncentracije Chl-b u obraštaju razlikovale su se s obzirom na tip podloge na kojoj je obraštaj razvijen, vrijeme i postaju istraživanja**.** U Dravi su koncentracije Chl-b bile značajno više na plastičnim podlogama (dno čamca) u lipnju, nego na kamenu u rujnu (Slika 37).



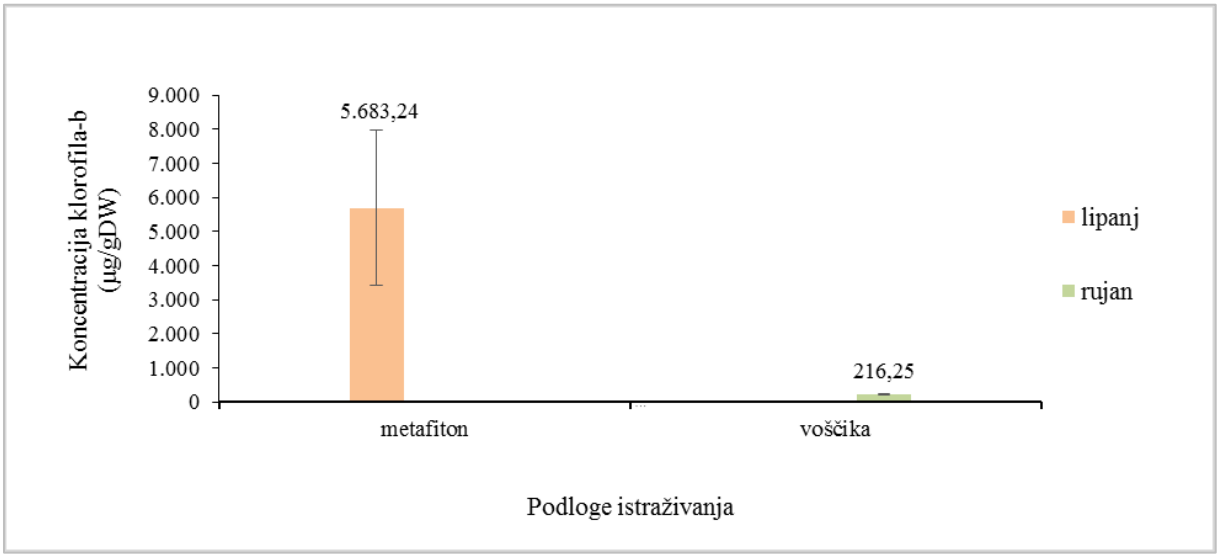
Slika 37. Koncentracija klorofila-b u obraštaju na čamcu i kamenu u Dravi u lipnju i rujnu 2016. godine.

U kanalu uz Eblin, u obraštaju na lokvanju su koncentracije Chl-b više značajno više u lipnju, nego na lopoču u rujnu (Slika 38).



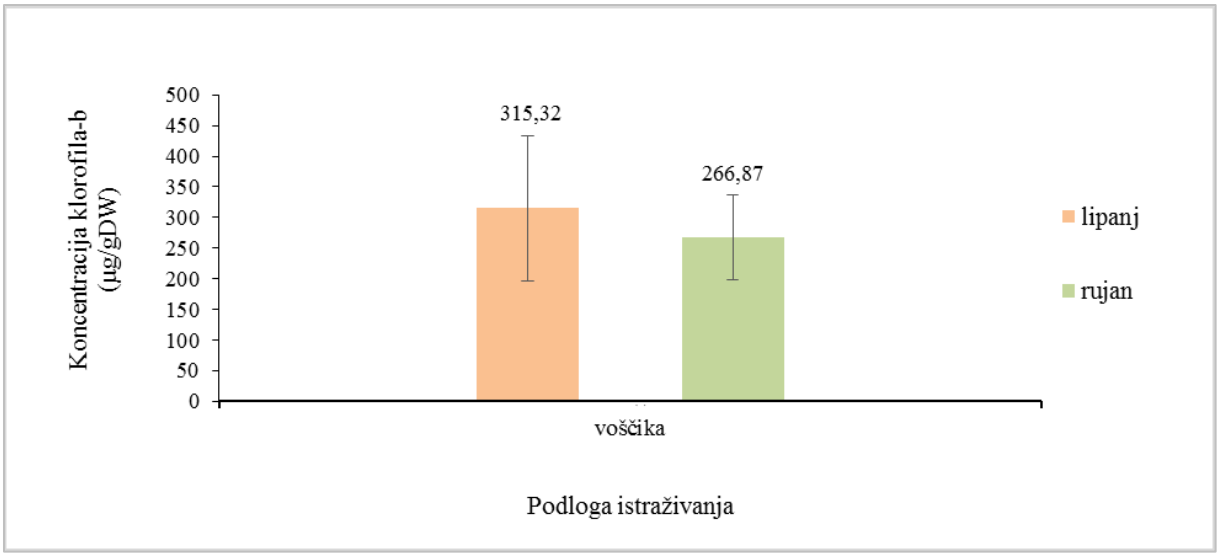
Slika 38. Koncentracija klorofila-b u obraštaju na lokvanju i lopoču u kanalu Eblin u lipnju i rujnu 2016. godine.

U Sakadaškom jezeru su koncentracije Chl-b također bile više u metafitonu u lipnju, nego u obraštaju na voščiki u rujnu (Slika 39).



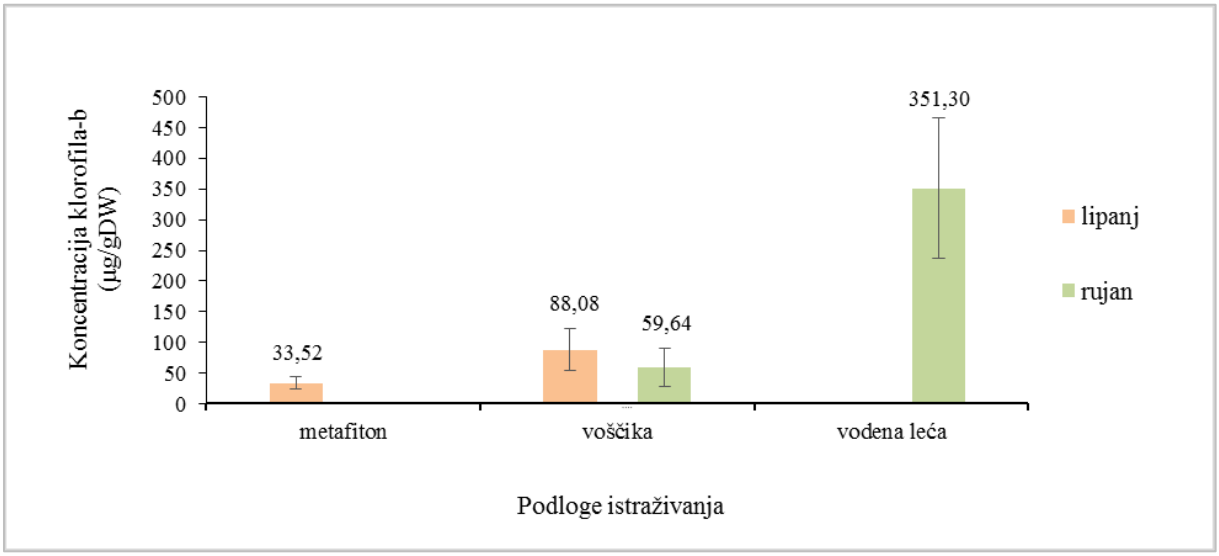
Slika 39. Koncentracija klorofila-b u obraštaju na metafitonu i voščiki u Sakadaškom jezeru u lipnju i rujnu 2016. godine.

U kanalu uz Eblin, u obraštaju na voščiki u oba istraživana razdoblja koncentracije Chl-b bile su slične (Slika 40).



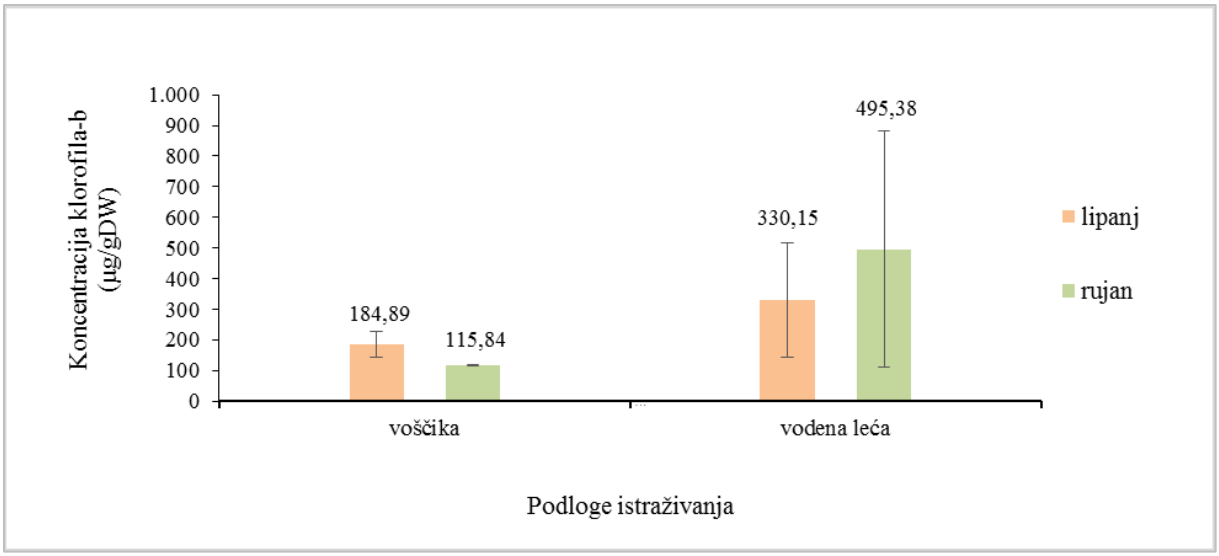
Slika 40. Koncentracija klorofila-b u obraštaju na voščiki u kanalu uz Eblin u lipnju i rujnu 2016. godine.

U kanalu u Jagodnjaku, najniže koncentracije Chl-b bile su metafitonu (33,52 ± 10,45 µg/gDW) u lipnju, a najviše u obraštaju na vodenoj leći (351,30 ± 115,27 µg/gDW) u rujnu (Slika 41).



Slika 41. Koncentracija klorofila-b u obraštaju na metafitonu, voščiki i vodenoj leći u kanalu u Jagodnjaku u lipnju i rujnu 2016. godine.

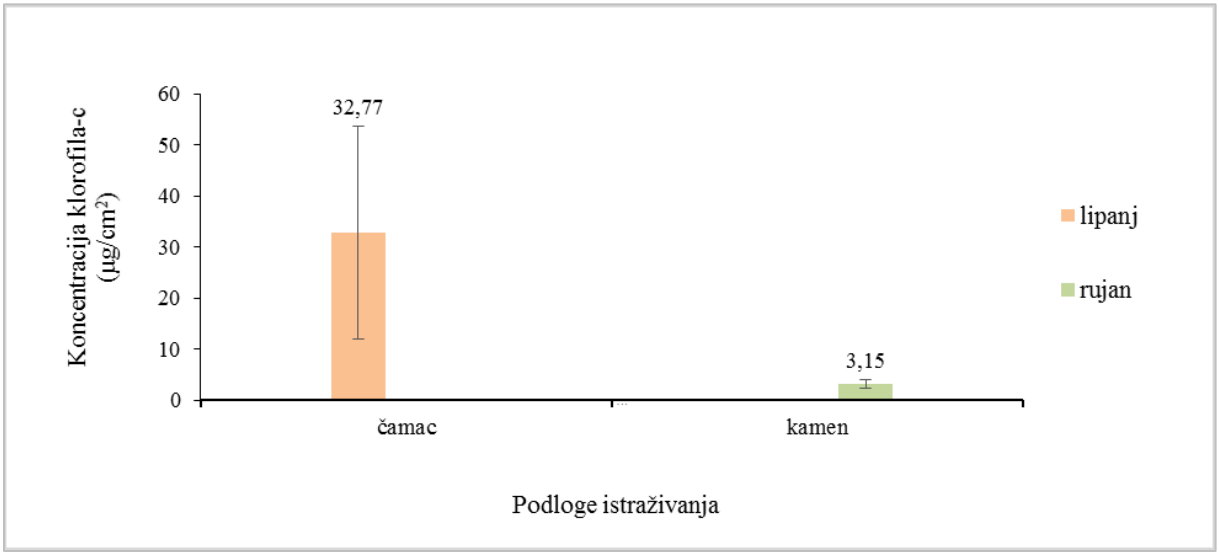
U kanalu u Dardi, koncentracije Chl-b u obraštaju na vodenoj leći su bile niže u lipnju nego u rujnu, a na voščiki obrnuto (Slika 42). Najviše koncentracije zabilježene su u obraštaju na vodenoj leći u rujnu (495,38 ± 385,67 µg/gDW), a najniže u obraštaju na voščiki (115,84 ± 2,42 µg/gDW) također u rujnu.



Slika 42. Koncentracija klorofila-b u obraštaju na voščiki i vodenoj leći u kanalu u Dardi u lipnju i rujnu 2016. godine.

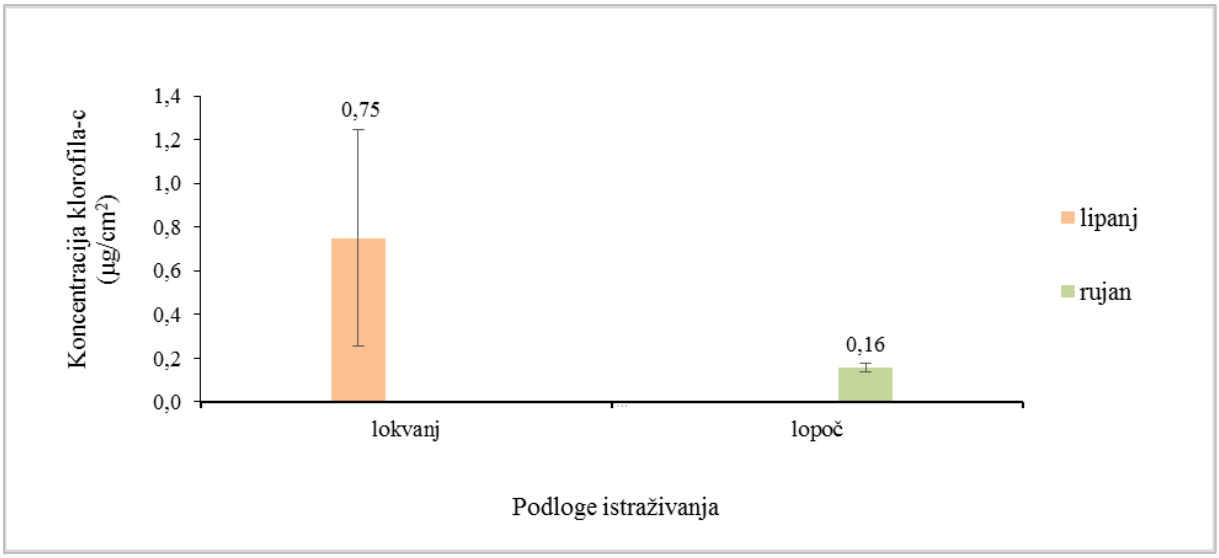
3.4.3. Koncentracije klorofila-c u obraštaju

Koncentracije Chl-c u obraštaju razlikovale su se s obzirom na tip podloge na kojoj je obraštaj razvijen, vrijeme i postaju istraživanja. U Dravi su koncentracije Chl-c bile više u obraštaju na plastičnim podlogama (dno čamca) u lipnju, nego na kamenu u rujnu (Slika 43).



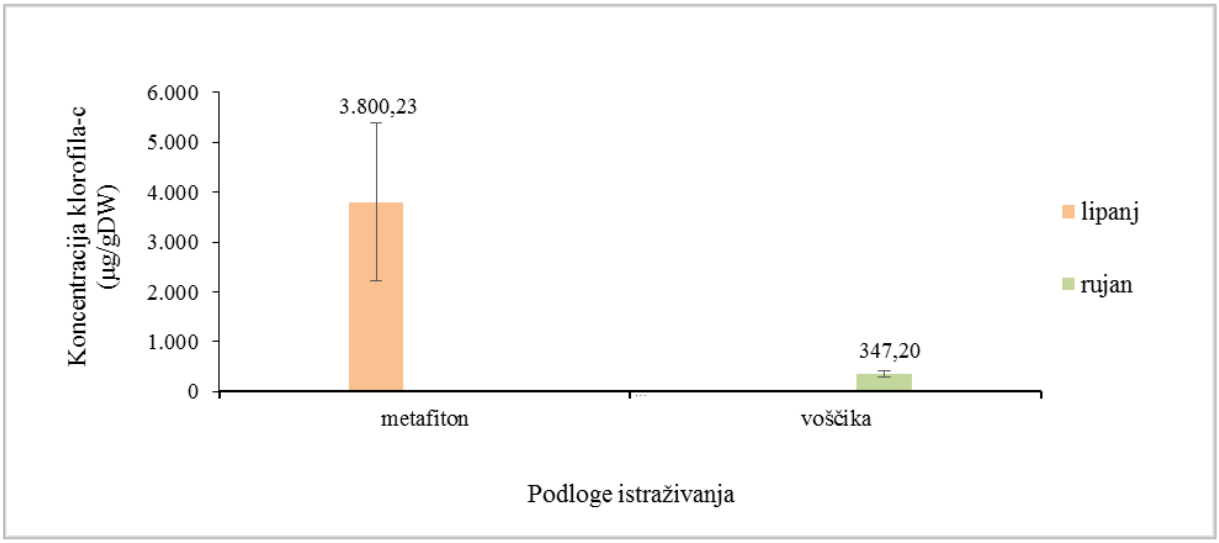
Slika 43. Koncentracija klorofila-c u obraštaju na čamcu i kamenu u Dravi u lipnju i rujnu 2016. godine.

U kanalu uz Eblin, koncentracije Chl-c su bile vrlo visoke u obraštaju na lokvanju u lipnju, dok su u rujnu zabilježene koncentracije bile niske, a iznosile su 0,16 ± 0,02 µg/cm^2 (Slika 44).



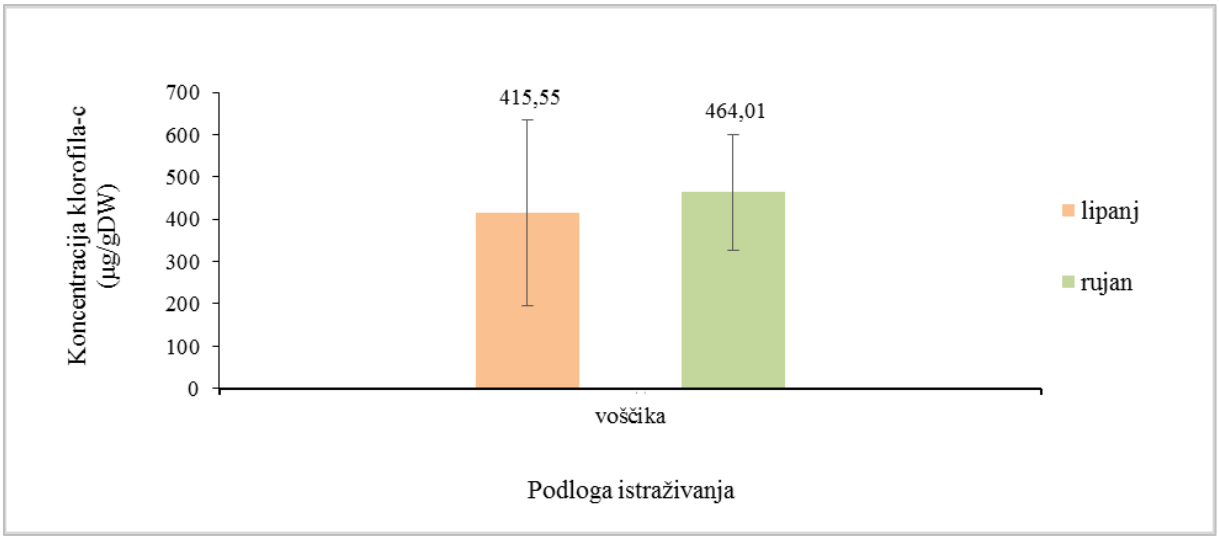
Slika 44. Koncentracija klorofila-c u obraštaju na lokvanju i lopoču u kanalu Eblin u lipnju i rujnu 2016. godine.

U Sakadaškom jezeru u lipnju, koncentracije Chl-c su bile vrlo visoke u metafitonu, dok su u rujnu u obraštaju na voščiki iznosile 347,20 ± 65,29 µg/cm^2 (Slika 45).



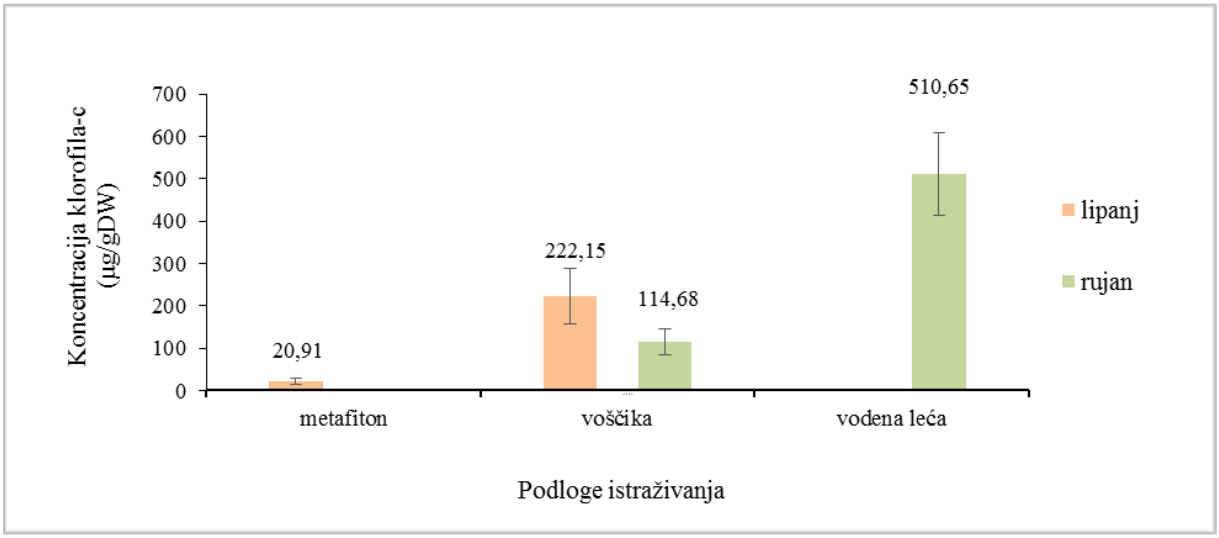
Slika 45. Koncentracija klorofila-c u obraštaju na metafitonu i voščiki u Sakadaškom jezeru u lipnju i rujnu 2016. godine.

U kanalu uz Eblin, u oba istraživana razdoblja koncentracije Chl-c u obraštaju na voščiki su bile slične (Slika 46).



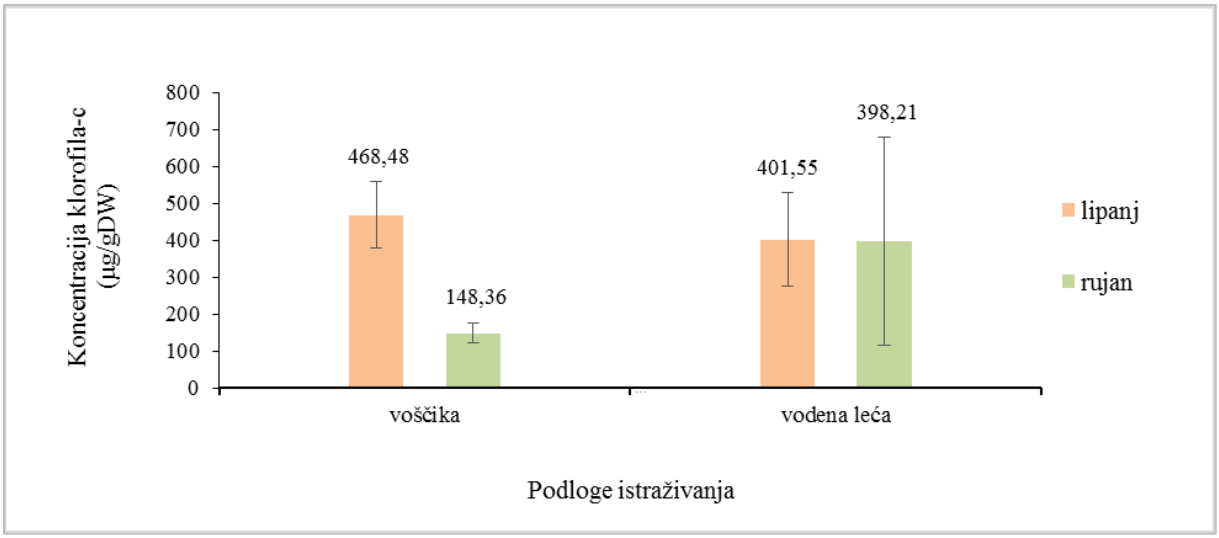
Slika 46. Koncentracija klorofila-c u obraštaju na voščiki u kanalu uz Eblin u lipnju i rujnu 2016. godine.

U kanalu u Jagodnjaku, najniže koncentracije Chl-c zabilježene su u metafitonu u lipnju, a najviše u obraštaju na vodenoj leći u rujnu (510,65 ± 97,57 µg/gDW) (Slika 47).



Slika 47. Koncentracija klorofila-c u obraštaju na metafitonu, voščiki i vodenoj leći u kanalu u Jagodnjaku u lipnju i rujnu 2016. godine.

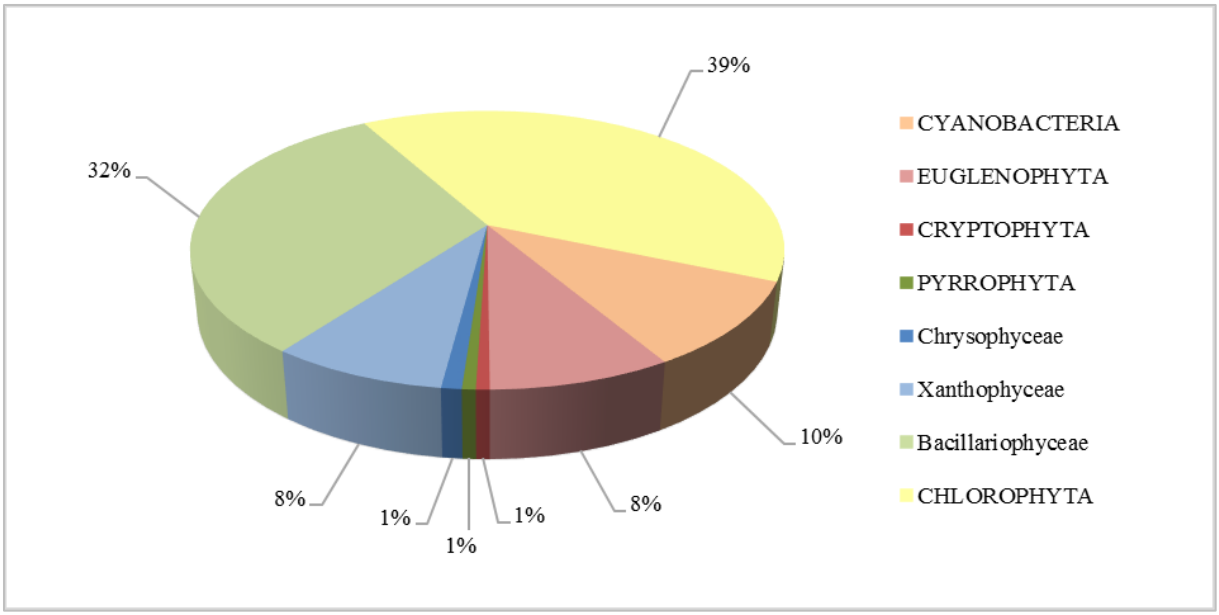
U kanalu u Dardi, koncentracije Chl-c u obraštaju na voščiki bile su niže u rujnu, dok su u obraštaju na vodenoj leći bile slične u oba istraživana razdoblja (Slika 48).



Slika 48. Koncentracija klorofila-c u obraštaju na voščiki i vodenoj leći u kanalu u Dardi u lipnju i rujnu 2016. godine.

3.5. Kvantitativni i kvantitativni sastav mikrofita u planktonu, obraštaju i sedimentu

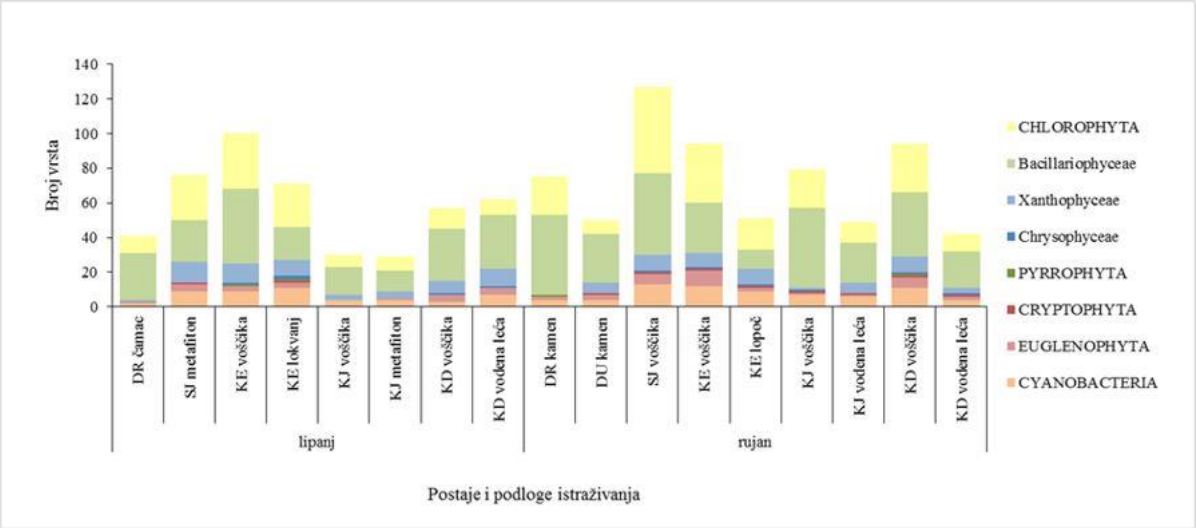
Tijekom istraživanja, u obraštaju i sedimentu ukupno je utvrđeno 319 svojti mikrofita (Prilog 1). Najzastupljenije su bile svojte iz skupine Chlorophyta (126 svojti) koje su činile 39 % ukupnog broja svojti i razreda Bacillariophyceae (101 svojta; 32 % ukupnog broja svojti; Slika 49). Iz skupine Cyanobacteria utvrđene su 32 svojte, iz skupine Euglenophyta 27 svojti te iz razreda Xanthophyceae 26 svojti. Najmanji broj svojti u obraštaju i sedimentu pripadao je skupinama Cryptophyta (2 svojte) i Pyrrophyta (2 svojte) te razredu Chrysophyceae (3 svojte).



Slika 49. Postotna zastupljenost sistematskih kategorija mikrofita u obraštaju i sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

3.5.1. Kvalitativni i kvantitativni sastav mikrofita u obraštaju

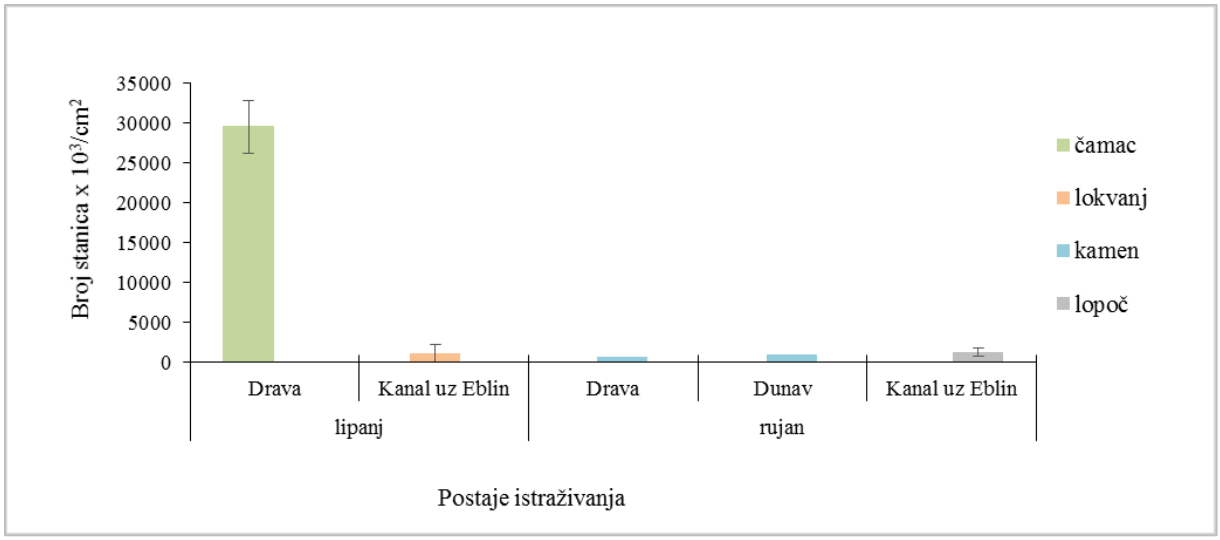
Broj svojti mikrofita u obraštaju razlikovao se s obzirom na tip podloge na kojoj se obraštaj razvijao, između postaja, kao i s obzirom na razdoblje istraživanja (Slika 50). U obraštaju je utvrđeno ukupno 249 svojti mikrofita. Najveći broj svojti utvrđen je u Sakadaškom jezeru na voščiki (127 svojti) u rujnu, a najmanji u metafitonu (29 svojti) u lipnju u kanalu u Jagodnjaku. Na svim su postajama najveću brojnost imale svojte iz razreda Bacillariophyceae i skupine Chlorophyta, a vrlo dobro su bile zastupljene svojte iz skupine Cyanobacteria te razreda Xanthophyceae.



Legenda:	DR-Drava	SJ-Sakadaško jezero	KJ-Kanal u Jagodnjaku
	DU-Dunav	KE-Kanal uz Eblin	KD-Kanal u Dardi

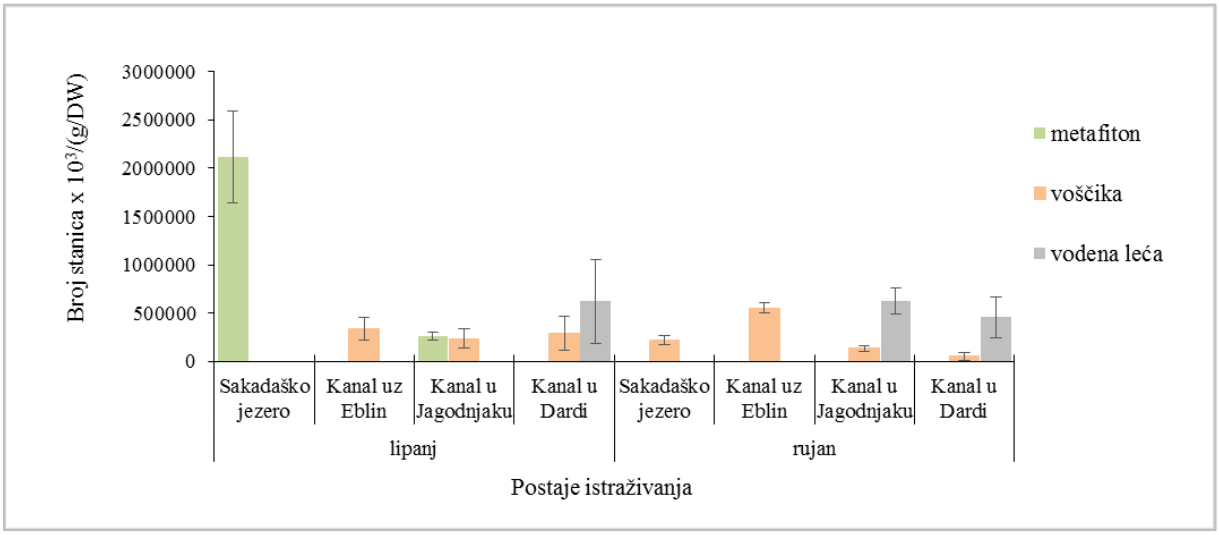
Slika 50. Ukupan broj mikrofita pojedinih sistematskih kategorija u obraštaju na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Broj stanica mikrofita u obraštaju mijenjao se tijekom istraživanja (Slika 51, Slika 52). U kanalima je ukupan broj stanica mikrofita na lokvanju, lopoču i kamenu bio vrlo sličan Dunavu. Najveći broj stanica mikrofita zabilježen je u obraštaju na plastičnoj podlozi (dno čamca) u Dravi, a iznosio je 29 507,56 ± 3 312,63 x 10^3 st./cm^2.



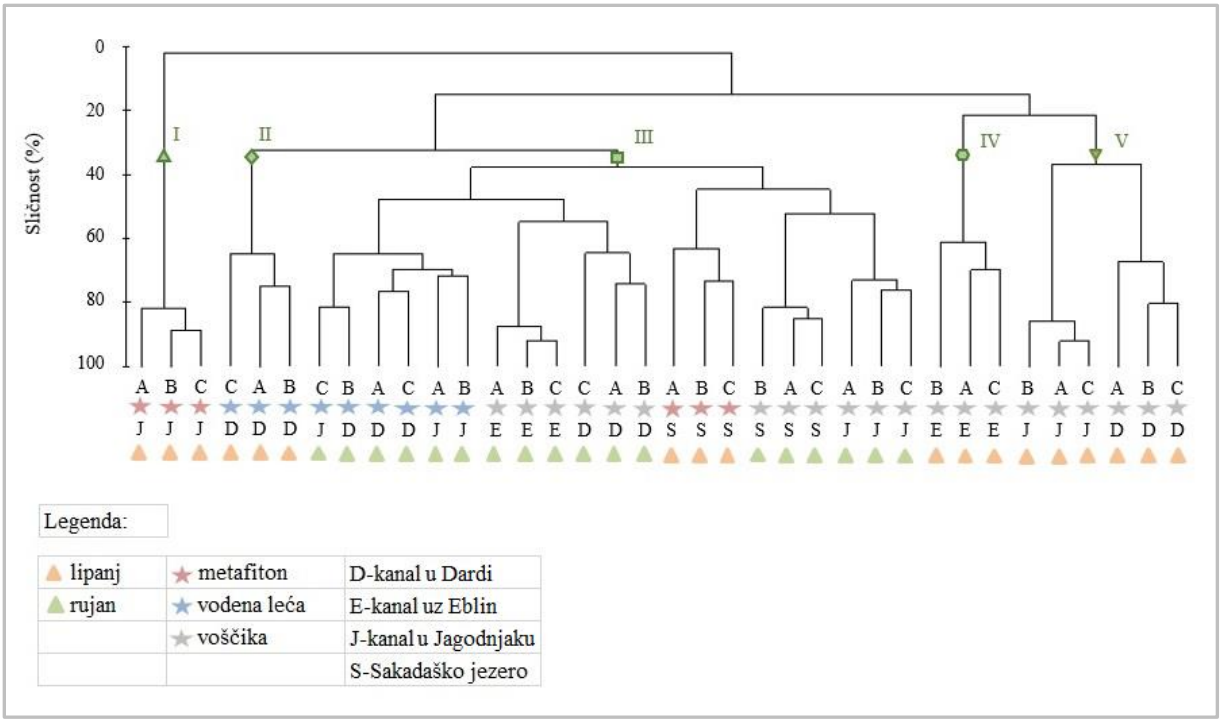
Slika 51. Broj stanica mikrofita u obraštaju na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Najveći broj stanica mikrofita u obraštaju na voščiki zabilježen je u kanalu uz Eblin (552 672,05 ± 49 261,11 x 10^3 st./(g/DW)), a najmanji u kanalu u Dardi. U obraštaju na vodenoj leći u kanalima broj stanica mikrofita bio je vrlo sličan.



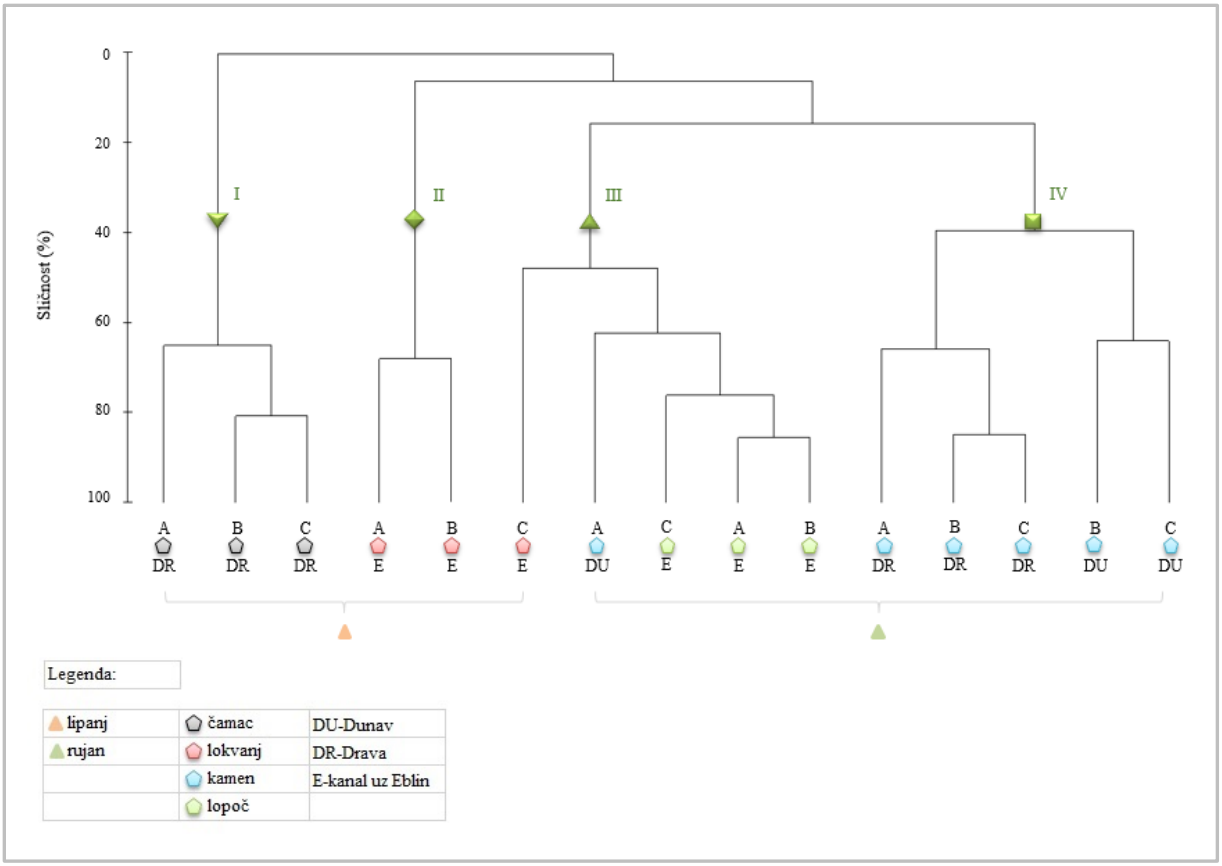
Slika 52. Broj stanica mikrofita u obraštaju na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Hijerarhijskom klaster analizom (Slika 53) na temelju ukupnog broja stanica mikrofita u obraštaju razvijenom na metafitonu, vodenoj leći i voščiki utvrđeno je grupiranje podataka u pet grupa (Bray Curtis sličnost ≈ 38 %). Prva, druga, četvrta i peta grupa obuhvaćaju obraštajne zajednice razvijene na različitim tipovima podloga u kanalima uz Eblin, kanalima u Jagodnjaku i Dardi u lipnju, a treća grupa obraštajne zajednice razvijene na podlogama na postajama istraživanja u rujnu kao i metafiton u Sakadaškom jezeru u lipnju.



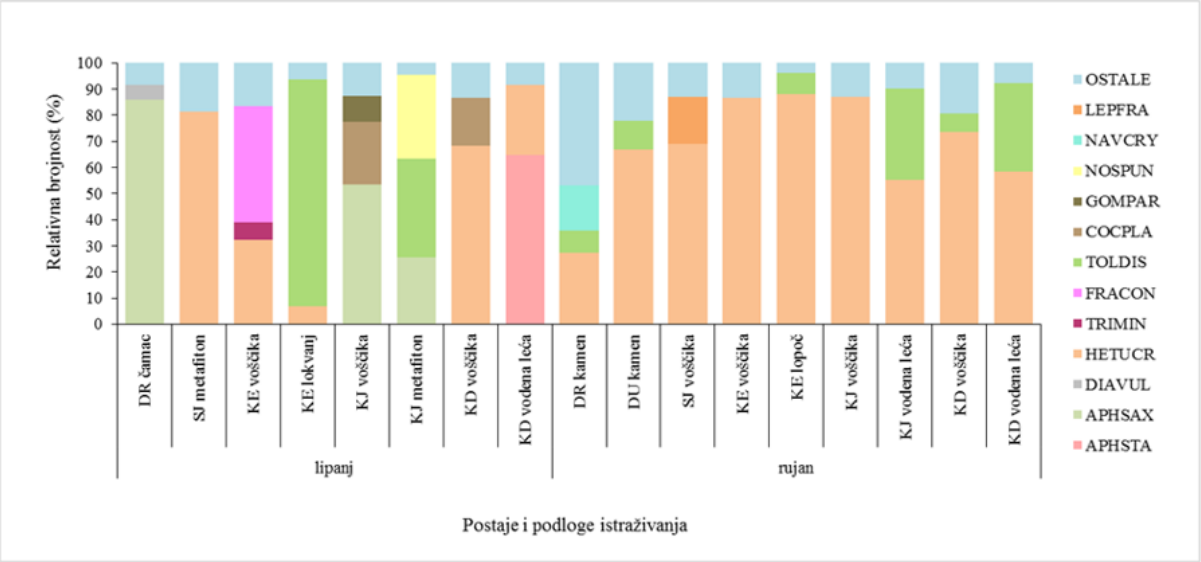
Slika 53. Hijerarhijski klaster dendrogram analize broja stanica mikrofita na određenim postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Hijerarhijskom klaster analizom (Slika 54) na temelju ukupnog broja stanica mikrofita u obraštaju razvijenom na plastičnoj podlozi, kamenju i različitim vrstama makrofitske vegetacije utvrđeno je grupiranje podataka u četiri grupe (Bray Curtis sličnost ≈ 40 %). Prva grupa obuhvaća obraštajne zajednice razvijene na umjetnoj plastičnoj podlozi odnosno dnu čamca u Dravi u ljetnom razdoblju, a druga grupa obraštaj razvijen na lokvanju u kanalu uz Eblin, također u ljetnom razdoblju. U trećoj grupi se izdvajaju mikrofitske zajednice razvijene u rujnu u kanalu uz Eblin i Dunavu, dok četvrta grupa obuhvaća mikrofitske zajednice razvijene na kamenju u rujnu na dva istraživana lokaliteta odnosno u Dravi i Dunavu.



Slika 54. Hijerarhijski klaster dendrogram analize broja stanica mikrofita na određenim postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Tijekom istraživanog razdoblja obraštajne zajednice razvijene na različitim postajama i različitim tipovima podloga razlikovale su se obzirom na dominantne vrste mikrofita (Slika 55). Ukupno je zabilježeno dvanaest dominantnih vrsta. U lipnju je na svim postajama i različitim podlogama zabilježeno deset dominantnih vrsta, i to pet vrsta iz skupine Cyanobacteria (*Aphanothece stagnina*, *Aphanothece saxicola*, *Heteroleibleinia ucrainica*, *Tolypothrix distorta*, *Nostoc punctiforme*), četiri vrste iz razreda Baccilariophyceae (*Diatoma vulgaris*, *Fragilaria construens*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema parvulum*) te jedna dominantna vrsta iz razreda Xanthophyceae (*Tribonema minus*). U rujnu je broj dominantnih vrsta bio manji, odnosno dominantne su bile samo četiri vrste. Na svim postajama i podlogama istraživanja dominirala je već spomenuta vrsta *Heteroleibleinia ucrainica*, a uz nju je na većini postaja i podloga u rujnu bila dominantna i vrsta *Tolypothrix distorta*. Dvije nove dominantne vrste zabilježene u rujnu bile su *Navicula cryptocephala* na kamenu u Dravi te *Leptolyngbya fragilis* zabilježena u Sakadaškom jezeru na voščiki.



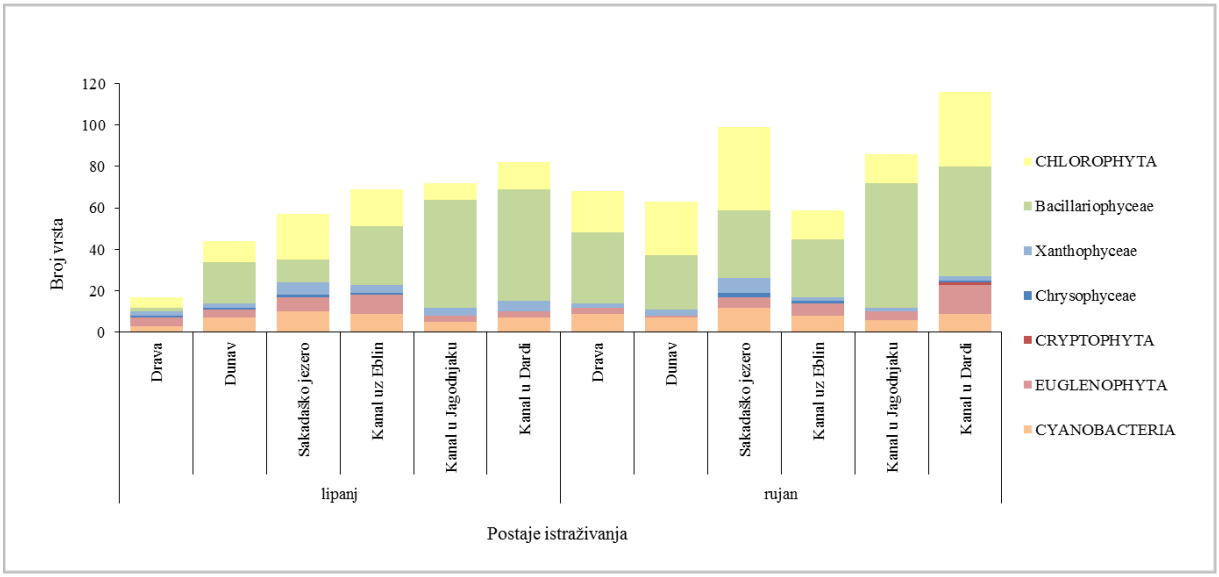
Legenda:	DR-Drava	SJ-Sakadaško jezero	KJ-Kanal u Jagodnjaku
	DU-Dunav	KE-Kanal uz Eblin	KD-Kanal u Dardi

Slika 55. Dominantne svojte alga u obraštaju na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine. Kodovi vrsta nalaze se u Prilogu 1.

3.5.2. Kvalitativni sastav mikrofita u sedimentu

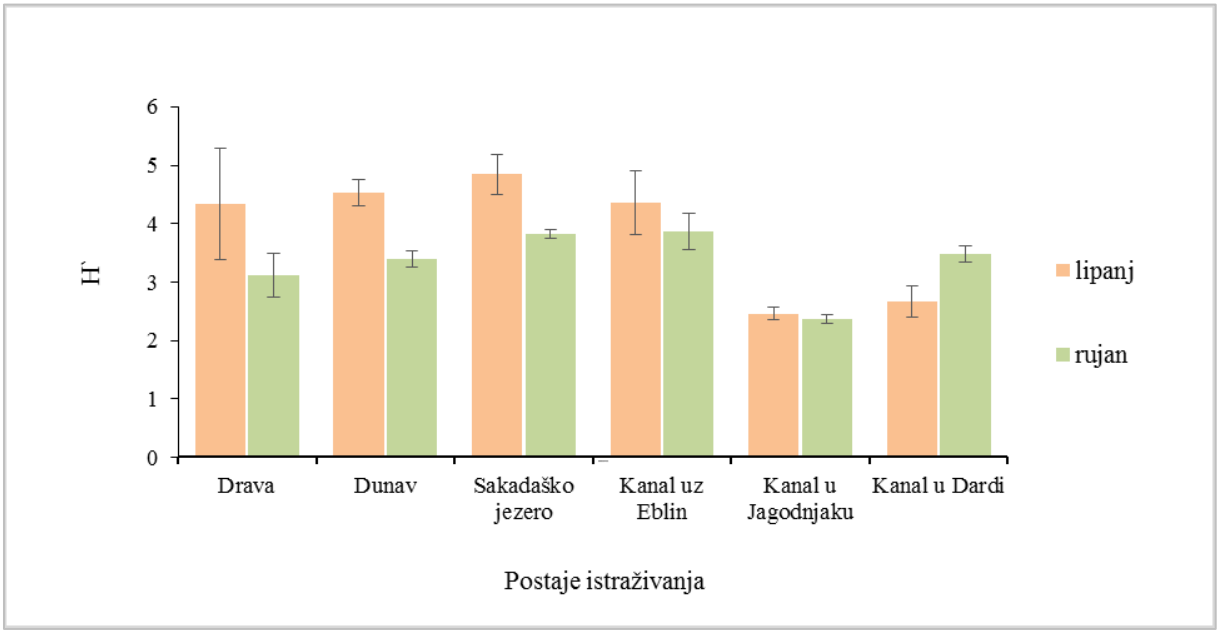
U sedimentu je utvrđeno ukupno 242 svojti mikrofita. Najveći broj svojti (Slika 56) bio je u kanalu Dardi u rujnu (116 svojti), a najmanji u rijeci Dravi u lipnju (17 svojti). Na svim postajama istraživanja najzastupljenije su bile svojte iz razreda Bacillariophyceae (88 svojti) te svojte iz skupine Chlorophyta (86 svojti). Uz njih su brojne bile i svojte iz skupina Cyanobacteria (25 svojti) te Euglenophyta (25 svojti). *Heteroleibleinia ucrainica* je vrsta koja je bila dominantna u sedimentu svih istraživanih postaja u lipnju i rujnu. U Dravi u rujnu su uz nju bile dominantne i vrste *Navicula cryptocephala* te *Monoraphidium contortum*. Dominantne vrste u sedimentu su bile vrlo slične u Dunavu i Sakadaškom jezeru. Zajedničke dominantne vrste u rujnu bile su: invazivna cijanobakterija *Cylindrospermopsis raciborskii*, zelena alga *Monoraphidium contortum* te dijatomeja *Navicula cryptocephala*. *Spirulina major* je vrsta koja je bila dominantna samo u kanalu uz Eblin (lipnj) uz vrstu *Leptolyngbya fragilis* koja je bila brojna na većini istraživanih postaja u lipnju. U rujnu su u kanalu uz Eblin bile najzastupljenije vrste *Trachelomonas oblonga* te zelena alga *Oedogonium* sp. U kanalu u Jagodnjaku u lipnju bile su dominantne dijatomeje *Cocconeis placentula* te *Ulnaria ulna* koja je bila dominantna i u rujnu uz vrstu *Navicula cryptocephala*. U Dardi su također u lipnju prevladavale dijatomeje i to vrste *Achnanthes* sp., *Amphora ovalis, Cocconeis placentula, Hippodonta capitata* dok je u

rujnu uz vrste *Nitzschia holsatica* i *Nitzschia palea* bila dominantna i cijanobakterija *Tolypothrix distorta*. U oba istraživana razdoblja u Dardi su bile dominantne vrste *Navicula cryptocephala* i *Ulnaria ulna*.



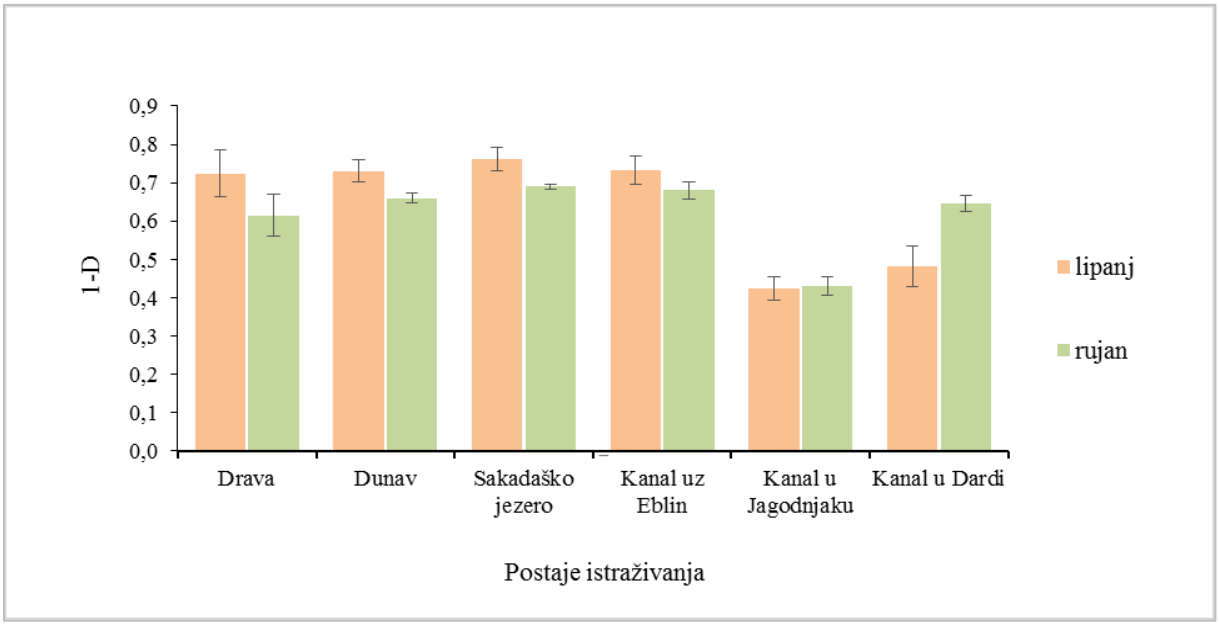
Slika 56. Ukupan broj mikrofita pojedinih sistematskih kategorija u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Vrijednosti Shannon-Weaverovog indeksa raznolikosti (Slika 57) bile su više u lipnju nego u rujnu, osim u kanalu u Dardi. Najviše vrijednosti H` zabilježene su u Sakadaškom jezeru u lipnju, a najniže u kanalu u Jagodnjaku u rujnu.



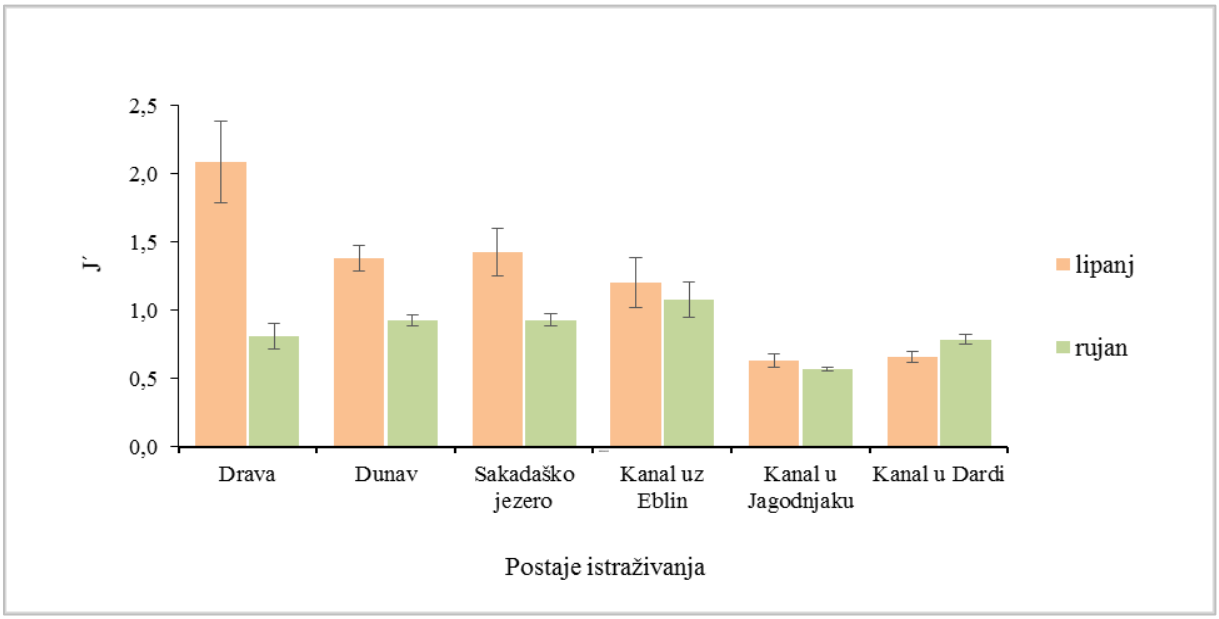
Slika 57. Vrijednosti Shannon-Weaverovog indeksa raznolikosti (H`) u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Vrijednosti Simpsonovog indeksa (1-D; Slika 58) raznolikosti mijenjale su se s obzirom na postaju i vrijeme istraživanja. Najviše vrijednosti zabilježene su u Sakadaškom jezeru (0,76 ± 0,03) u lipnju. U istom su razdoblju u kanalu u Jagodnjaku zabilježene i najniže vrijednosti od 0,42 ± 0,03.



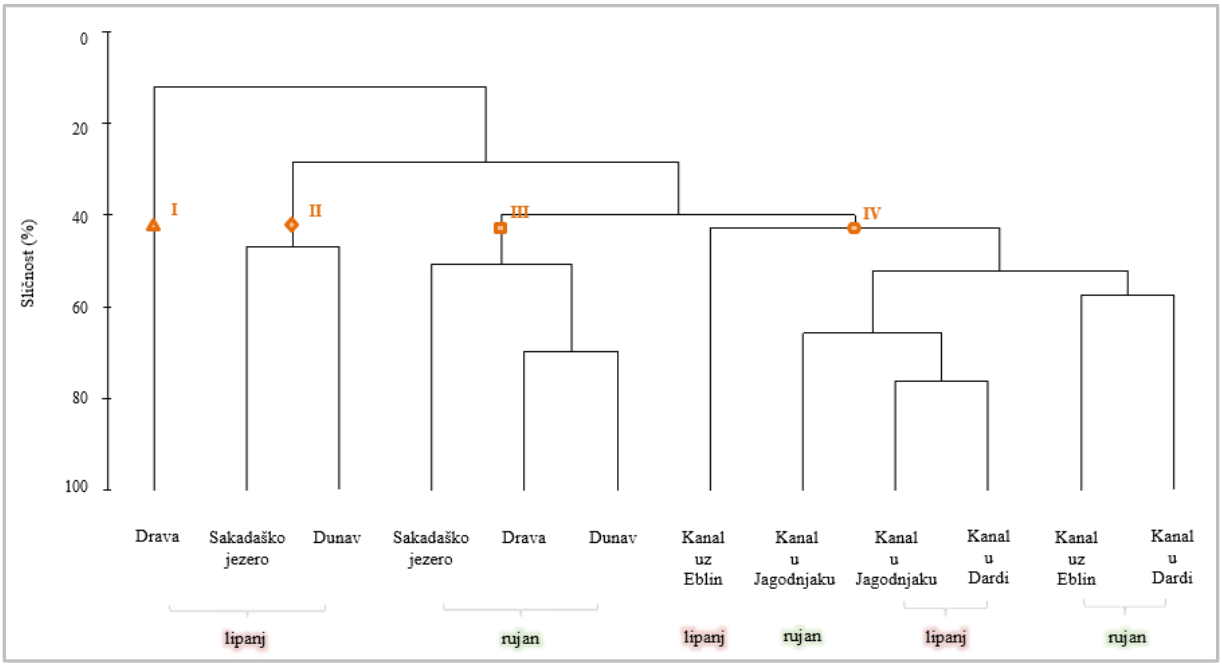
Slika 58. Vrijednosti Simpsonovog indeksa raznolikosti (1-D) u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

Pielouov indeks ujednačenosti (Slika 59) također se razlikovao s obzirom na postaje i razdoblje istraživanja. Najviša vrijednost zabilježena je u Dravi u lipnju (2,09 ± 0,30), a najniža u rujnu u kanalu u Jagodnjaku (0,57 ± 0,01).



Slika 59. Vrijednosti Pielouovog indeksa ujednačenosti (J´) u sedimentu na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

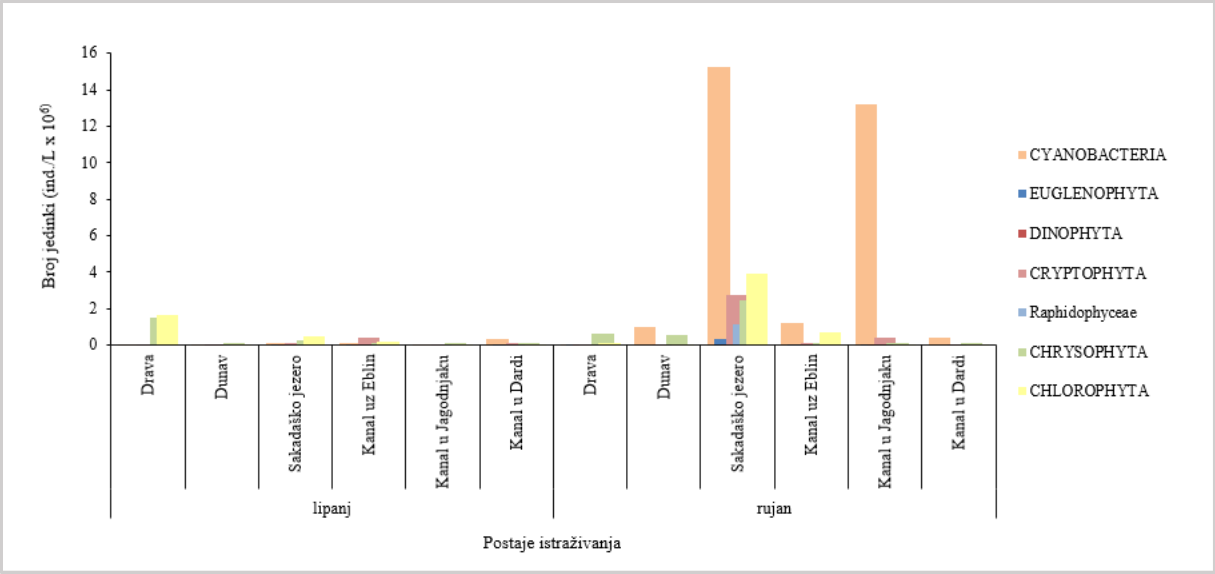
Hijerarhijskom klaster analizom (Slika 60) na temelju kvalitativnog sastava mikrofitskih zajednica u sedimentu utvrđeno je grupiranje podataka u četiri grupe (Bray Curtis sličnost ≈ 40%). Prva grupa obuhvaća mikrofite u sedimentu u Dravi u lipnju, a druga grupa u Sakadaškom jezeru i Dunavu u lipnju. Treća grupa podataka obuhvaća mikrofite u sedimentu u Sakadaškom jezeru, Dravi i Dunavu u rujnu, a četvrta grupa podataka mikrofite u sedimentu u kanalu uz Eblin, te kanalima u Jagodnjaku i Dardi u lipnju i rujnu.



Slika 60. Hijerarhijski klaster dendrogram analize kvalitativnog sastava mikrofitskih zajednica u sedimentu na određenim postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

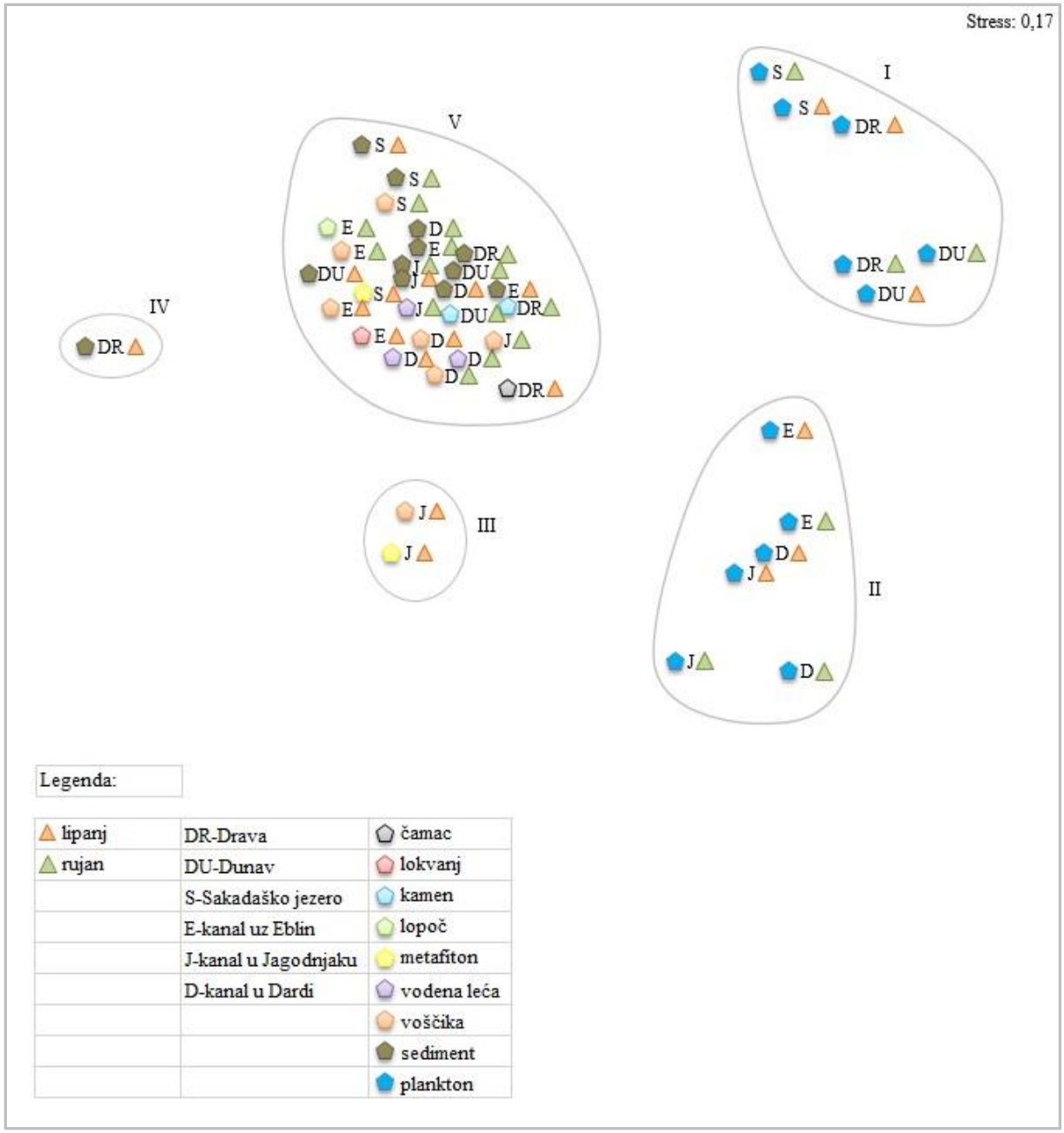
3.5.3. Kvantitativni sastav mikrofita u planktonu

Ukupan broj jedinki fitoplanktona bio je viši u rujnu nego u lipnju na svim istraživanim postajama, osim u rijeci Dravi (Slika 61). Najveći zabilježen broj jedinki bio je u Sakadaškom jezeru u rujnu gdje su dominirale cijanobakterije, posebno vrsta *Cylindrospermopsis raciborskii*, a uz nju i vrsta *Gonyostomum latum* (Raphidophyceae). Velikim brojem jedinki iz skupine cijanobakterija isticao se i kanal Jagodnjak. U kanalu uz Eblin te kanalima u Jagodnjaku i Dardi utvrđena je veća brojnost jedinki koje su tipične obraštajne vrste poput vrsta rodova *Cocconeis* te *Tolypothrix*.



Slika 61. Promjena ukupnog broja jedinki fitoplanktona na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

NMDS analizom na temelju prisutnosti pojedinih svojti mikrofita u planktonu, sedimentu i različitim dostupnim podlogama utvrđeno je grupiranje podataka u pet grupa (Slika 62). Prva grupa obuhvaća mikrofite u planktonu Sakadaškog jezera, Drave i Dunava u oba istraživana razdoblja, a druga grupa mikrofite u planktonu istraživanih kanala. Treća grupa obuhvaća mikrofite razvijene u Jagodnjaku na voščiki i u metafitonu u lipnju, dok se u četvrtoj grupi izdvajaju mikrofiti u sedimentu Drave u lipnju. Peta grupa obuhvaća mikrofitske zajednice razvijene u sedimentu te na svim tipovima podloga u ljetnom i jesenskom razdoblju na svim istraživanim lokalitetima.



Slika 62. NMDS ordinacijski dijagram na temelju prisutnosti pojedinih svojti mikrofita u planktonu, sedimentu i različitim dostupnim podlogama na postajama istraživanja u lipnju i rujnu 2016. godine.

4. RASPRAVA

Istraživanje razvoja mikrofita u planktonu, obraštajnim zajednicama i sedimentu provedeno je na šest lokaliteta: rijekama Dravi i Dunavu, Sakadaškom jezeru, kanalu kod Eblina te kanalima u Jagodnjaku i Dardi. Tijekom istraživanja na svim su se lokalitetima okolišni uvjeti značajno mijenjali što je bilo povezano s promjenama sezonskih hidroloških uvjeta. U oba razdoblja veća je sličnost utvrđena između rijeka i Sakadaškog jezera, dok su se kanali izdvajali.

Lipanj su karakterizirali visoki vodostaji Drave i Dunava. Poplavno područje Kopačkog rita u kojem je smješteno jedino istraživano jezero – Sakadaško jezero, te kanal Eblin, pod značajnim su utjecajem dunavskih poplavnih voda, dok Drava ima znatno manji utjecaj na dinamiku plavljenja. Poznato je da plavljenje Kopačkog rita započinje kada vodostaj Dunava na vodomjernoj stanici kod Apatina dosegne 3 m (Mihaljević i sur., 1999). Za razliku od istraživanih rijeka i Sakadaškog jezera, kanali su plići vodeni biotopi, a dubina vode u njima velikim dijelom ovisi o vodostaju Dunava odnosno razini podzemnih voda, te o utjecaju procijednih voda i oborina (Cvijanović, 2006). U uvjetima plavljenja kada je poplavno područje povezano s matičnom rijekom, ekološki uvjeti u ovim vodenim biotopima postaju slični (Thomaz i sur., 2007; Rodrigues i Bicudo, 2001). Tako su visoki vodostaji rijeka u ljetnom razdoblju pridonijeli povećanju dubine vode na svim istraživanim lokalitetima. Također je prozirnost vode bila velika što ukazuje na slabo razvijene fitoplanktonske zajednice i manji sadržaj suspendiranih tvari u vodi. Visoki vodostaji i unos poplavnih voda uzrokuju efekt "razrjeđenja" vode u vodenim biotopima (Mihaljević i sur., 2010; Casali i sur. 2011). Jesensko razdoblje (rujan) bilo je karakterizirano nižim vodostajima, posebno Dunava, što je pridonijelo smanjenju dubine vode na svim istraživanim lokalitetima. U ovom je razdoblju prozirnost vode bila manja vjerojatno zbog prisutnosti velike količine suspendiranih tvari u vodi (Kiss i sur., 2000). Općenito, velike rijeke poput Drave i Dunava nose velike količine sedimenta (Bonaccii, 2010; Savić i sur., 2013; Oaie i sur., 2015). Međutim, u plitkim biotopima poput istraživanih kanala, u uvjetima bez plavljenja, morfološke karakteristike biotopa također značajno utječu na prozirnost vode. Tako već i umjereni vjetrovi mogu uzrokovati podizanje sedimenta u stupac vode te smanjiti prozirnost (Józsa, 2006). U uvjetima bez plavljenja u svim su kanalima provodljivost te koncentracije amonijaka u vodi bile visoke što ukazuje na intenzivne procese razgradnje akumulirane organske tvari (Balaban i Constantinescu, 2007; McCarthy i sur., 2008).

Koncentracije hranjivih tvari značajno su se mijenjale tijekom istraživanja na svim lokalitetima, ali su bile dovoljno visoke da potaknu razvoj mikrofita (Paerl i sur. 2001). Brojna su istraživanja

pokazala da su poplave jedan od glavnih čimbenika koji utječe na koncentracije hranjivih tvari u poplavnim područjima (Hein i sur., 2004; Mihaljević i sur., 2013). Visok sadržaj ukupnog dušika, nitrita i nitrata u vodi u ljeto, najvjerojatnije je posljedica ispiranja organske tvari tijekom plavljenja (Reynolds, 2006). Međutim, koncentracije nitrita u vodi bile su u oba razdoblja istraživanja manje u kanalima vjerojatno zbog intenzivnih procesa koji se odvijaju u sedimentu plićih vodenih biotopa (sadržaj organske tvari, stupanj oksidacije sedimenta; Alexander i sur., 2000). Općenito se u poljoprivrednim područjima, sadržaj dušika u vodi povezuje s udjelom okolnih obradivih površina. U vodama na poljoprivrednim područjima, poput Baranje, niske koncentracije dušika su vjerojatno posljedica ispiranja, bioloških procesa koji se odvijaju tijekom sezone rasta te velikog broja i morfoloških karakteristika kanala (Arheimer i Liden, 2000; Alexander i sur., 2000; Johnson i sur., 2007; Kočić, 2013).

Sezonski i hidrološki uvjeti utjecali su i na razvoj biotičkih zajednica na istraživanim lokalitetima. Tako su u uvjetima plavljenja u ljeto mikrofiti u sedimentu, planktonu i obraštaju bili slabije razvijeni te su zajednice bile karakterizirane manjim brojem jedinki u odnosu na istraživano razdoblje u rujnu.

U ljeto, u sedimentu u kojem je prevladava anorganska tvar, koncentracije klorofila su bile niske, što ukazuje na prisutnost malog broja jedinki mikrofita. Iako su utvrđene razlike u sastavu dominantnih vrsta mikrofita u oba istraživana razdoblja, u sedimentu su dominirale dijatomeje i zelene alge. Zelene alge su obično dobro razvijene u sedimentu (Hašler i sur., 2004), iako anaerobni uvjeti mogu pogodovati i razvoju cijanobakterija (Padan i Cohen, 1982). Tako je na gotovo svim lokalitetima u sedimentu utvrđena prisutnost različitih razvojnih stadija cijanobakterije *Cylindrospermopsis raciborskii*. Cijanobakterije i alge mogu formirati različite razvojne stadije (primarne filamente, spore) tijekom vegetacijske sezone, posebice u jesen. Pojedini oblici se spuštaju na dno vodenog biotopa gdje u sedimentu preživljavaju nepovoljne uvjete u okolišu (Hašler i sur., 2004). Faze mirovanja mogu različito dugo trajati, od godinu dana pa i do više od 100 godina (Hariston i sur., 1995), tako da ovi stadiji predstavljaju tzv. „banke sjemena“ iz kojih će se razviti nove jedinke. Najznačajniji čimbenici koji potiču prijelaz iz razvojnog stadija u fazi mirovanja u novu jedinku su veći intenzitet svjetlosti, oslobađanje dušika/fosfora i sulfida/sulfata iz sedimenta te promjene temperature vode (Paerl, 1988). Podizanje sedimenta te miješanje stupca vode utječu na distribuciju ovakvih vrsta unutar cijelog vodenog biotopa. Stoga nije iznenađujuće što je *Cylindrospermopsis raciborskii* osim u sedimentu bio prisutan i fitoplanktonu te obraštajnim zajednicama na vošćiki u Sakadaškom jezeru. Vrsta *Cylindrospermopsis raciborskii* je invazivna vrsta koja se Europom proširila krajem dvadesetog stoljeća (Padisák, 1997). Razvija se u različitim klimatskim uvjetima

(Berger, 2006). Također je kozmopolitska vrsta prisutna u tropskim, suptropskim i umjerenim područjima u različitim tipovima vodenih biotopa - od rijeka, jezera, do plitkih voda i rezervoara (Antunes i sur., 2015). Masovno se razvija pri temperaturama vode od 20 do 35 °C (Briand i sur., 2004), ali podnosi i niže temperature (Dokulil i Mayer, 1996). Pogoduju joj lužnate vode (Padisák, 1997) te joj za „cvjetanje" nije potrebna velika količina svjetlosti zbog čega ima prednost pred ostalim vrstama mikrofita (Padisák i Reynolds, 1998). Također može otpuštati toksine kojima narušava stabilnost vodenih ekosustava (Kokociński i sur., 2009).

U uvjetima plavljenja u ljeto male koncentracije klorofila u vodi ukazuju na slabije razvijen fitoplankton na svim istraživanim lokalitetima. Prethodnim je istraživanjima na području Kopačkog rita utvrđeno da poplave mogu imati negativan utjecaj na razvoj fitoplanktona što se očituje u smanjenju njegove ukupne biomase (Mihaljević i sur., 2009; Mihaljević i sur., 2010). U Dravi su u ovom razdoblju dominirale zelena alga *Monoraphidium contortum* i dijatomeja *Cyclostephanos invisitatus*. Općenito se zelene alge najbolje razvijaju i postižu najveću brojnost u ljetnim mjesecima (Schmidt, 1994). Dijatomeje su dominantne i brojne u rijekama i jezerima od ranoga proljeća do kasne jeseni (Kiss i Genkal, 1993). Prethodnim je istraživanjima utvrđeno da su dobro zastupljene u fitoplanktonu u Dravi i u ranoproljetnom razdoblju (Peharda, 2016). Za razliku od Drave, u Dunavu su dominirale dijatomeje *Stephanodiscus hantzschii* i *Skeletonema potamos* koje su prevladale u zajednici i u rujnu u stabilnijim hidrološkim uvjetima. *S. hantzschii* je karakteristični predstavnik riječnog fitoplanktona i stalno je prisutan u dunavskim vodama (Schmidt, 1994). Njegovom razvoju pridonijele su visoke koncentracije hranjivih tvari u vodi kao i veća prozirnost (Kiss i Genkal, 1993). Isto tako, *S. potamos* je tipična dunavska vrsta koja dominira i u fitoplanktonu u glavnoj dionici Dunava u Mađarskoj (Szabó i sur., 2001). Njena se brojnost također povećava s povećavanjem eutrofikacije vodenog biotopa (Kiss i sur., 1994). Pogoduju joj visoke temperature vode i dostupnost većeg intenziteta svjetlosti, stoga postiže veliku brojnost u ljetnim i jesenskim mjesecima. Tako su i prethodna istraživanja u 2008. i 2009. godini pokazala da se *S. potamos* masovno razvija u Dunavu u uvjetima visokih temperatura vode te pri niskom vodostaju (Mihaljević i sur., 2013). Dunavske poplavne vode pridonijele su unosu ove vrste i u Sakadaško jezero. U poplavnim područjima dinamika plavljenja ne pridonosi samo izmjeni hranjivih tvari između poplavnog područja i matične rijeke već i izmjeni organizama (Thomaz i sur., 2007; Rodrigues i Bicudo, 2001).

Na razvoj obraštajnih zajednica uz dinamiku plavljenja, utjecale su specifičnosti pojedinog vodenog biotopa kao i karakteristike podloga. Poplavne vode su na pojedinim lokalitetima potaknule razvoj metafitona odnosno nakupina nitastih zelenih alga za čije su filamente pričvršćeni brojni drugi autotrofni i heterotrofni organizmi, a koje žive pričvršćene za podlogu.

Uslijed većeg strujanja vode, valova te podizanja sedimenta ove se alge odvajaju od podloge te slobodno plutaju na površini vode (Sigee, 2005). Dugotrajna prisutnost metafitona zabilježena je u Sakadaškom jezeru i tijekom 2010. godine u uvjetima velikih i dugotrajnih poplava (Žuna Pfeiffer i sur., 2013). Poplave značajno pridonose i širenju makrofitske vegetacije. Iako makrofite predstavljaju dobru podlogu za razvoj obraštaja, poznato je da na fitoplankton mogu negativno djelovati kroz kompeticiju za hranjive tvari (Van Donk i sur., 1993), oslobađanje alelopatskih tvari kojima inhibiraju rast fitoplanktona (Gross i sur., 2007) te smanjenje dostupne količine svjetlosti (Cattaneo i sur., 1998).

Dosadašnjim istraživanjima je utvrđeno da se razvoj makrofita povećava u proljeće, a u jesen uslijed snižavanja temperature i skraćivanja dana smanjuje, tako da je njihova najveća brojnost i raznolikost zabilježena tijekom ljetnih mjeseci (Hrivnak i sur., 2012; Horvatić i sur., 2013). Vrsta koja se posebno dobro razvija i ima veliku pokrovnost u velikom broju kanala na području Baranje je voščika (Grgić, 2014). Navedeno ukazuje da poplave nisu bile jedini čimbenik koji je utjecao na dinamiku fitoplanktona, posebno na lokalitetima u kojima su bile dobro razvijene različite vrste makrofita (uz Eblin, kanali u Jagodnjaku i Dardi). Zbog svih su ovih složenih utjecaja dominantne vrste mikrofita na pojedinim lokalitetima i podlogama bili različiti. Međutim, utvrđeno je da se pojedine vrste dobro prilagođavaju različitim uvjetima u okolišu te da veliku brojnost postižu na različitim tipovima podloga. Tako se *Aphanothece saxicola* dobro razvijala u Dravi na umjetnoj plastičnoj podlozi te na vošćiki i metafitonu u kanalu u Jagodnjaku. Ova cijanobakterija stvara velike kolonije okružene amorfnom masom i općenito se dobro razvija na prirodnim podlogama (Komárek i Anagnostidis, 1989; Krivograd Klemenčić i Vrhovček, 2003; Lemes-da-Silva i sur., 2010). Cijanobakterija *Heteroleibleinia ucrainica* dominirala je u metafitonu, na vošćiki, lokvanju i vodenoj leći, a u uvjetima bez plavljenja u jesen, bila je najdominantnija vrsta na svim tipovima podloga u svim istraživanim vodenim biotopima. *H. ucrainica* je filamentozna cijanobakterija koja se jednim krajem pričvršćuje za površinu različitih tipova podloga kao što su kamen ili makrofitska vegetacija (Vitonytė i Kasperovičienė, 2015) te je stoga otpornija na otkidanje.

Prethodnim je istraživanjima utvrđeno da je raznolikost fitoplanktona u melioracijskim kanalima relativno velika te da su najzastupljenije zelene alge i dijatomeje (Cvijanović, 2006). Međutim, tijekom ovog istraživanja u kanalima je primijećen i značajan utjecaj obraštajnih zajednica na sastav i strukturu fitoplanktona. U fitoplanktonu su dominantne bile različite vrste iz skupine Cryptophyta (npr. *Rhodomonas*, *Cryptomonas* spp.) koje se dobro prilagođavaju uvjetima na zasjenjenim staništima s dobro razvijenim makrofitama (Javornický, 2003), a također su mnoge vrste miksotrofi koji kao izvor hranjivih tvari mogu koristiti otopljeni

organski ugljik koji otpuštaju makrofite i obraštajne zajednice koje ih naseljavaju. Istraživanja Xia i suradnika (2014) pokazala su također da na povećanje biomase kriptofita pozitivno utječu pH te koncentracije otopljenog dušika i otopljenog organskog ugljika u vodi.

Uz njih su velikom brojnošću bile zastupljene i tipične obraštajne vrste – cijanobakterije *Tolypothrix* sp., *H. ucrainica* te *Aphanothece* sp. Vrste roda *Tolypothrix* razvijaju se u različitim ekološkim uvjetima na kamenju i različitim makrofitama iako uslijed turbulencija mogu postati sastavni dio planktona (Tilden, 1910; Gardner, 1927; Geitler, 1932; Desikachary, 1959).

5. ZAKLJUČAK

Rezultati ovog istraživanja pokazali su da se fizikalno-kemijski čimbenici vode te sastav i struktura mikrofita u različitim vodenim biotopima mijenjaju ovisno o sezonskim i hidrološkim uvjetima te da se i u prostorno udaljenim biotopima mogu razviti iste vrste. Međutim, specifičnosti pojedinog biotopa te vladajući ekološki uvjeti utječu na distribuciju mikrofita između sedimenta, fitoplanktona i obraštajnih zajednica.

6. LITERATURA

Abonyi A, Leitao M, Lançon AM, Padisák J. 2012. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). *Hydrobiologia* 698:233-249.

Albay M, Akcaalan R. 2003. Comparative study of periphyton colonisation on common reed (Phragmites australis) and artificial substrate in a shallow lake, Manyas, Turkey. *Hydrobiologia* 506:531–540.

Alexander RB, Smith RA, Schwarz GE. 2000. Effect of steam channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403:758-761.

Anagnostidis K, Komárek J. 1985. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 1. Introduction. *Arch Hydrobiol Suppl* 71 $^{1}/_{2}$:291-302.

Antunes JT, Leão PN, Vasconcelos VM. 2015. *Cylindrospermopsis raciborskii*: review of the distribution, phylogeography, and ecophysiology of a global invasive species. *Frontiers in Microbiology* 6: 473.

Arheimer B, Liden R. 2000. Nitrogen and phosphorus concentations from agricultural catchments influence of spatial and temporal variables. *J of Hydrol* 227:140-159.

Asaeda T, Hong Son D. 2000. Spatial structure and populations of a periphyton community: a model and verification. *Ecol Model* 133:195-207.

Azim ME, 2009. U: *Encyclopedia of Inland Waters* (ur. Likens, GE). Photosynthetic periphyton and surfaces. Academic Press, Oxford, 184-191 pp.

Azim ME, Asaeda T. 2005. U: *Periphyton: Ecology, exploitation and management* (ur. Azim ME, Verdegem MCJ, van Dam AA, Beveridge MCM). Periphyton structure, diversity and colonization. CABI Publishing, 15-33 pp.

Azim ME, Beveridge MCM, van Dam AA, Verdegem MCJ. 2005. U: *Periphyton: ecology, exploitation and management* (ur. Azim ME, Verdegem MCJ, van Dam AA, Beveridge MCM). Periphyton and aquatic production: an introduction. CABI Publishing, 1-13 pp.

Balaban A, Constantinescu E. 2007. Physico-chemical and biological analyses for Danube water. *Anal Univ Chim Anul XVI (serie nouã)* 1:75-82.

Battin TJ, Kaplan LA, Denis Newbold J, Hanses CME. 2003. Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature* 426:439-442.

Baulch HM, Schindler DW, Turner MA, Findlay DL, Paterson MJ, Vinebrooke RD. 2005 Effects of warming on bentic communities in a boreal lake: implications of climate change. *Limnology and Oceanography* 50:1377-1392.

Berger C, Ba N, Gugger M, Bouvy M, Rusconi F, Coute A, Troussellier M, and Bernard C 2006. Seasonal dynamics and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Lake Guiers (Senegal, West Africa). *FEMS Microbiology Ecology* 57:355-366.

Bergey EA. 2005. How protective are refuges? Quantifying algal protection in rock crevices. *Freshwater Biology* 50:1163-1177.

Bertrand C, Siauve V, Fayolle S, Cazaubon A. 2001. Effects of hydrological regime on the drift algae in a regulated Mediterranean river (River Verdon, Southeastern France). *Regulated Rivers: Research & Management* 17:407-416.

Biggs BJF. 1996. U: *Algal ecology. Freshwater benthic ecosystems* (ur. Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe, RL). Patterns in benthic algae of streams. Academic Press, United States of America, 31-56 pp.

Biggs BJF, Stevenson RJ, Lowe RL. 1998. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Arch Hydrobiol* 143:21-56.

Bonacci O, Oskoruš D. 2010. The changes in the lower Drava River water level, discharge and suspended sediment regime. *Environ Earth Sci* 59:1661–1670.

Briand JF, Leboulanger C, Humbert JF. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? *J Phycol* 40: 231–238.

Burkholder JM. 1996. U: *Algal Ecology* (ur. Lowe RL, Stevenson RJ, Bothwell ML) Interactions of benthic algae with their substrata. Academic Press, San Diego, 253-297 pp.

Burkholder JM, Wetzel RG. 1990. Epiphytic alkaline phosphatase on natural and artificial plants in an oligotrophic lake: re-evaluation of the role of macrophytes as a phosphorus source for epiphytes. *Limnol Oceanogr* 35:736-747.

Cantonati M, Lowe RL. 2014. Lake bentic algae: toward an understanding od their ecology. *Freshwater Science* 33:475-486.

Carignan R, Kalff J. 1982. Phosphorus release by submerged macrophytes: significante to epiphyton and phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 27:419-427.

Carrais JF, Serre JP, Ngando TS, Amblard C. 2002. Distribution, size and bacterial colonization of pico- and nano-detrital organic particles (DOP) in two lakes of different trophic status. *Limnology and Oceanography* 47:1202-1209.

Casali S, Calijuri MdC , Barbarisi B , Renó VF, AffonsoAG, Barbosa C, Silva TSF, Novo EMLM. 2011. Impact of the 2009 extreme water level variation on phytoplankton community structure in Lower Amazon floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23:260-270.

Cattaneo A, Kalff J. 1979. Primary production of algae growing on natural and artificial aquatic plants: a study of interactions between epiphytes and their substrate. *Limnology and Oceanography* 24:1031-1037.

Cattaneo A, Galanti G, Gentinetta S, Romo S. 1998. Epiphytic algae and macroinvertebrates on submerged and floating-leaved macrophytes in an Italian lake. *Freshwater Biol* 39:725- 740.

Christofoletti RA, Almeida TV, Ciotti AM. 2011. Environmental and grazing onfluence on spatial variability of intertadal biofilm on subtropical rocky shores. *Marine Ecology-Progress Series* 424:15.

Clark KR, Warwick RM. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.

Collins B, Wein G, Philippi T. 2001. Effects of disturbance intensity and frequency on early old-field succession. *Journal of Vegetation Science* 12:721-728.

Cowling MJ, Hodgkiess T, Parr ACS, Smith MJ, Marrs SJ. 2000. An alternative approach to antifouling based on analogues of natural processes. *Sci Total Environ* 258:129-137.

Cvijanović V. 2006. Fitoplankton melioracijskih kanala Kopačkog rita. Diplomski rad. Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Odjel za biologiju, Osijek.

Desikachary TV. 1959. U: *ICAR Monographs on* Algae. Cyanophyta. New Delhi, 686 pp.

Directive 2000/60/EC. 2000. *Officional Journal of the European Union* 327:1-72.

Dokulil MT, Mayer J. 1996. Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis-Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria. *Algol. Studies* 83:179-119.

Fermino FS, Bicudo DdC, Bicudo C. 2011. Seasonal influence of nitrogen and phosphorus enrichment on the floristic composition of the algal periphytic community in a shallow tropical, mesotrophic reservoir (Sao Paulo, Brazil). *Oecologia Australis* 15:476-493.

Fernandes UL, de Oliveira ECC, Lacerda SR. 2016. Role of Macrophyte Life Forms in Driving Periphytic Microalgal Assemblages in a Brazilian Reservoir. *J Limnol* 75:44-51.

Fitzgerald GP. 1969. Some factors in the competition or antagonism among bacteria, algae, and aquatic weeds. *Journal of Phycology* 5:351-359.

Flemming HC. 1995. Sorption site sin biofilms. *Water Science and Technology* 32:27-33.

Gaiser E. 2009. Periphyton as an indicator of restoration in the Florida Everglades. *Ecol Indic* 9:37-45.

Gardner NL. 1927. New Myxophyceae from Porto Rico. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 7:1–144.

Geitler L. 1932. U: *Rabenhorst's Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und Schweiz*. Vol. 14. Cyanophyceae. Akademisches Verlag, Leipzig, 1196 pp.

Goldsborough LG, McDougal RL, North AK. 2005. U: *Periphyton: ecology, exploitation and management* (ur. Azim ME, Verdegem MCJ, van Dam AA, Beveridge MCM) Periphyton in Freshwater Lakes and Wetlands. CABI Publishing, 71-90 pp.

Gołdyn R, Kowalczewska-Madura K. 2008. Interactions between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzędzkie Lake in western Poland. *J Plankton Res*. 30:33-42.

Grgić N. 2014. Sezonske promjene i utjecaj stanišnih uvjeta na sastav makrofita mreže kanala Baranje. Diplomski rad. Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Odjel za biologiju, Osijek.

Grime JP. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am Nat* 111:1169-1194.

Grlica I. 2007. Studija biološke raznolikosti rijeke Drave: Stanište-strme obale i sprudovi I dio. Prirodoslovno društvo „Drava", Virovitica.

Gross EM, Hilt S, Lombardo P, Mulderij G. 2007. Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton – state of art and open questions. *Hydrobiologia* 584:77-88.

Gucunski D. 1994. Komparativna istraživanja fitoplanktona u Specijalnom zoološkom rezervatu Kopački rit i Dunavu. Peti kongres biologa Hrvatske s međunarodnim sudjelovanjem. Zbornik sažetaka, Pula 267-268 pp.

Hansson LA. 1992. Factors regulating periphytic algal biomass. *Limnology and Oceanography* 37:322-328.

Hariston NG, Van Brunt RA, Kearns CM, Engstrom DR. 1995. Age and survivoship of diapausing eggs in a sediment egg bank. *Ecology* 76:1706-1711.

Hašler P, Poulíčková A, Lysáková M. 2004. The survival and vitality of cyanobacteria and algae in fishpond bottom sediments. *Czech Phycology* 4: 133-144.

Hein T, Baranyi C, Reckendorfer W, Schiemer F. 2004. The impact of surface water exchange on the nutrient and particle dynamics in side-arms along the River Danube, Austria. *Sci Tot Environ* 328:207-218.

Hill WR, Boston HL, Steinman AD. 1992. Grazers and nutrients stimultaneously limit lotic primary productivity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:504-512.

Hill WR, Knight AW. 1988. Concurent grazing effects of two stream insects on periphyton. *Limnology and Oceanography* 33:15-16.

Hindak F. 1977-1990. *Studies on the chlorococcales algae (Chlorophyceae)*. I-IV. VEDA. Publishing House of the Slovak Academy of Sciences, Bratislava.

Hindak F., Komarek J., Marvan P., Ružička J. 1975. *Kluč na určovanie vytrusnych rastlin.* Slovenske pedagogicke nakladelstvo, Bratislava.

Hindak F, Cyrus Z, Marvan P, Javornicky P, Komarek J, Ettl H, Rosa K, Sladečkova A, Popovsky J, Punčocharova M, Lhotsky O. 1978. *Slatkovodne riasy*. Slovenske pedagogicke nakladelstvo, Bratislava.

Hoagland KD, Roemer SC, Rosowski JR. 1982. Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the diatoms (Bacillariophyceae). *Am J Bot* 69:188-213.

Horner RR, Welch EB. 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38:449-457.

Horvatić J, Kočić A, Bučanac D, Peršić V, Varga M. 2013. Preliminarna istraživanja sezonskih promjena slobodno-plivajućih i submerznih makrofita u kanalu Barbara (Baranja). *Hrvatske vode* 21:109-118.

Hrivnak R, Otahelova H, Gomory D, Vlachovic M, Palove-Balang P. 2012. Environmental effects on species richness of macrophytes in Slovak streams. *Central European Jurnal of Biology* 7:1030-1036.

Hrvatske vode 2015. Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće. Zagreb.

Hrvatski centar za čistiju proizvodnju, 2012. Zahtjev za utvrđivanje objedinjenih uvjeta zaštite okoliša za postojeće postrojenje – farma Brod Pustara 2 tvrtke Belje d.d. sukladno Uredbi o postupku utvrđivanja objedinjenih uvjeta zaštite okoliša (NN 114/08). Zagreb.

Huber–Pestalozzi G. 1961-1990. *Das Phytoplankton des Susswassers.* Teil 1-7. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany.

Hustedt F. 1976. *Bacillariophyta*. Otto Koeltz Science Publishers, Koenigstein.

Javornický P. 2003 Taxonomic notes on some freshwater planktonic Cryptophyceae based on light microscopy. *Hydrobiologia* 502:271–283.

Johnson RK, Furse MT, Hering D, Sandin L. 2007. Ecological relationships between stream communities and spatial scale: imlications for designing catchment-level monitoring programmers. *Freshwater Biology* 52:939-958.

Jósza J. 2006. Shalloe lake Hydrodynamics–Theory., Measurement and Numerical Model Applications. Mundus-Euroaquae lecture notes; Budapest University of tehnology and Economics: Budapest, Hungary.

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river floodplain system. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 106:110-127.

Kiss KT, Genkal SI. 1993. Winter blooms of centric diatoms in the River Danube and in its side-arms near Budapest (Hungary). *Hydrobiologia* 269:317-325.

Kiss KT, Ács É, Kovács A. 1994. Ecological observations on *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle in the River Danube, near Budapest (1991-92, daily investigations). *Hydrobiologia* 289:163-170.

Kiss KT, Pápista ÉK, Ács É, Makk J. 2000. U: *Proceedings of 33 Conference of the International Association for Danube Research* (ur. Horvatić J. rd). Comparison of phytoplankton of 80s and late 90s in a large side arm of the Danube River (Soroksár-Danube - Hungary). J. J. Strossmayer University, Faculty of education, Croatian Ecological Society, Osijek, Croatia, 103-110 pp.

Kočić A. 2013. Utjecaj stanišnih uvjeta na dinamiku razvoja makrofita u vodotocima nizinskog dijela Hrvatske. Doktorski rad. Prirodoslovno-matematički fakultet, Zagreb.

Kočić A, Hengl T, Horvatić J. 2008. Water nutrient concentrations in channels in relation to occurrence of aquatic plants: a case study in eastern Croatia. *Hydrobiologia* 603:253-266.

Kokociński M, Dziga D, Spoof L, Stefaniak K, Jurczak T, Mankiewicz-Boczek J, Meriluoto J. 2009. First report of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in the shallow, eutrophic lakes of western Poland. *Chemosphere* 74:669-675.

Komárek J. 1973. U: *Ecosystem on Wetland Bime in Czechoslovakia* (ur. Heiny S.). The communities of algae of Opatovicky Fishpond (South Bohemia). IBT/PT-PP Report No 3, Trebon, Czechosl, 179-184 pp.

Komárek J, Anagnostidis K. 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4. Nostocales. *Algol Stud* 56:247-345.

Komárek J, Anagnostidis K. 1998. U: *Süsswasserfl ora von Mitteleuropa* 19⁄1 (ur. Ettl H, Gärtner G, Heynig H, Mollenhauer D.). Cyanoprokaryota - 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer, Heidelberg, 1-548 pp.

Komárková J. 1989. U: *Metody studia ecosystémů* (ur. Dykyová D.) Primárni produkce ř as ve slatkovodních ekosystemách. Academia Praha, Praha, 330-347 pp.

Krebs CJ. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd edition, Benjamin/Cummings, Menlo Park, 620 pp.

Krivograd Klemenčić A, Vrhovček D. 2003. Algae in the peat gogs Lovrenška Jezera and Šijec in Slovenia. *Nat. Croat*. 12:141–150.

Kruk C, Huszar VLM, Peeters ETHM, Bonilla S, Costa L, Lürling M, Reynolds CS, Scheffer M. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55:614–627.

Kruk C, Segura AM. 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698:191–202.

Lampert W, Sommer U. 2007. *Limnoecology*. Oxford University Press Inc., New York, 324 pp.

Larned ST, 2010. A prospectus for periphyton: recent and future ecological research. *Journal of the North American Benthological Society* 29:182-206.

Lemes-da-Silva NM, Branco LHZ, Necchi-Júnior O. 2010. New aerophytic morphospecies of Cyanobacteria from tropical forest fragments in northwestern São Paulo state, Brazil. *Acta bot. bras*. 24:916-923.

Liboriussen L, Jeppesen E, Bramm ME, Lassen MF. 2005. Periphyton-macroinvertebrate interactions in light and fish manipulated enclosures in a clear and a turbid shallow lake. *Aquat Ecol* 39:23-39.

Matoničkin I, Pavletić Z. 1972. *Život naših rijeka – biologija tekućih voda*. Školska knjiga, Zagreb, 189 pp.

McCarthy MJ, McNeal KS, Morse JW, Gardner WS. 2008. Bottom-water hypoxia effects on sediment-water interfac nitrogen transformations in a seasonally hypoxic, shallow bay (Corpus Christi Bay, TX, USA). *Estuar Coast* 31:521-531.

Mihaljević M, Getz D, Tadić Z, Živanović B, Gucunski D, Topić J, Kalinović I, Mikuška J. 1999. *Kopački rit-pregled istraživanja i bibliografija.* HAZU, Zavod za znanstveni rad Osijek, Zagreb-Osijek, 187 pp.

Mihaljević M, Stević F, Horvatić J, Hackenberger-Kutuzović B. 2009. Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (Kopački rit Nature Park, Croatia). *Hydrobiologia* 618:77-88.

Mihaljević M, Špoljarić D, Stević F, Cvijanović V. 2010. The influence of extreme floods from the River Danube in 2006 on phytoplankton communities in a floodplain lake: shift to a clear state. *Limnologica* 40:260-268.

Mihaljević M, Špoljarić D, Stević F, Cvijanović V, Hackenberger Kutuzović B. 2010. The influence of extreme floods from the River Danube in 2006 on phytoplankton communities in a floodplain lake: Shift to a clear state. *Limnologica* 40:260-268.

Mihaljević M, Stević F. 2011. Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystem: the importance of hydrological extremes. *Aquat Ecol* 45:335-349.

Mihaljević M, Špoljarić D, Stević F, Žuna Pfeiffer T. 2013. Assessment of flood-induced changes of phytoplankton along a river–floodplain system using the morpho-functional approach. *Environ Monit Assess* 185:8601-8619.

Mihaljević M, Stević F, Špoljarić D, Žuna Pfeiffer T. 2014. Spatial pattern of phytoplankton based on morphology-based functional approach a river-floodplanin gradient. *River Research and Applications* 31:228-238.

Mikuska J. 1979. Ekološke osobine i zaštita Specijalnog zoološkog rezervata „Kopački rit“ s posebnim osvrtom na ekologiju kralježnjaka. Doktorska disertacija, Prirodoslovno-matematički fakultet Sveučilišta u Zagrebu, Zagreb, 271 pp.

Munoz I, Real M, Guasch H, Navarro E, Sabater S. 2001. Effects of atrazine on periphyton under grazing pressure. *Aquatic Toxicology* 55:239-249.

Murdock JN, Dodds WK. 2007. Linging benthic algal biomass to stream substratum topography. *Journal of Phycology* 43:449-460.

Oaie G, Secrieru D, Bondar C, Szobotka Ş, Duţu L, Stănescu I,Opreanu G, Duţu F, Pojar I, Manta T. 2015. Lower Danube river: Characterization of sediments and pollutants. *Geo-Eco-Marina* 21/2015

Padan E, Cohen Y. 1982. U: *The Biology of Cyanobacteria* (ur. Carr NG, Whitton BA.). Anoxygenic Photosynthesis. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 215–236 pp.

Padisák J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch Hydrobiol Suppl* 107:563-93.

Padisák J, Reynolds CS. 1998. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 384:41–53.

Padisák J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621:1-19.

Paerl HW. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters. *Limnology and Oceanography* 33:823–847.

Paerl HW, Fulton RS, Moisandre PH, Dyble J. 2001. Harmful fresh water algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World* 1:76-117.

Pascher A. 1976. *Die Süsswasser-flora Mitteleuropas*. Heft 10. Bacillariophyta (Diatomeae). JENA.

Peharda K. 2016. Funkcionalne skupine fitoplanktona rijeke Drave. Diplomski rad. Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Odjel za biologiju, Osijek.

Peršić V, Horvatć J. 2011. Spatial Distribution of Nutrient Limitation in the Danube River Floodplain in Relation to Hydrological Connectivity. *Wetlands* 31:933-944.

Petrić H, Obadić I. 2007. Drava River flooding in Varaždin and Koprivnica parts of Podravina (Drava River Region – between Croatia and Hungary) in the period 17th-19th century. *Podravina* 6:136-147.

Phillips GL, Eminson D, Moss B. 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany* 4:103-126.

Pielou EC. 1969. *An introduction to Mathematical Ecology*. John Wiley and Sons, New York, 286 pp.

Pip E, Robinson GGC. 1984. A comparison of algal periphyton composition on eleven species of submerged macrophytes. *Hydrobiological Bulletin* 18:109-118.

Popić Z. 2011. Utjecaj svjetlosti na vertikalnu distribuciju fitoplanktona Sakadaškog jezera. Diplomski rad. Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Odjel za biologiju, Osijek.

Popović Ž. 1985. Fitoplankton rijeke Drave kraj Osijeka. Magistarski rad. Sveučilište u Zagrebu, Postdiplomski studij prirodnih znanosti-biologija. Zagreb, 143 pp.

Poulíčková A, Hašler P, Lysáková M, Spears B. 2008. The ecology of freshwater epipelic algae: an update. *Phycologia* 47: 437– 450.

Pringle CM, Bowers JA. 1984. An in situ substratum fertilization technique: diatom coloization on nutrient-enriched, sand substrata. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41:1247-1251.

Rao TS, 2010. Comparative effect of temperature on biofilm formation in natural and modified marine environment. *Aquatic Ecology* 44:463-478.

Reynolds CS. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton.* Cambridge University Press, Cambridge, London, New York, New Rochelle, Melburne, Sydney.

Reynolds CS. 2006. *The ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.

Reynolds CS, Descy J-P. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Arch Hydrobiol Suppl* 113:161-187.

Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J Plankton Res* 24:417-428.

Richard M, Trottier C, Verdegem MCJ, Hussenot JME. 2009. Submersion time, depth, substrate type and sampling method as variation sources of marine periphyton. *Aquacultura* 295:209-217.

Rodrigues L, de Bicudo DC. 2001. Similarity among periphyton algal communities in a lentic-lotic gradient of the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Revta brasil Bot São Paulo* 24:235-248.

Sabater S, Guasch H, Ricart M, Romaní A, Vidal G, Klünder C, Schmitt-Jansen M. 2007. Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 387:1425-1434.

Saikia SK, 2011. Review on periphyton as mediator of nutrient transfer in aquatic ecosystems. *Ecologia Balkanica* 3:65-78.

Salmaso N, Padisák J. 2007. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578:97–112.

Sand-Jensen K. 1977. Effect of epiphytes on eel grass photosynthesis. *Aquatic Botany* 3:55-63.

Savić R, Ondrašek G, Bezdan A, Letić Lj, Nikolić V. 2013. Fluvial deposition in groyne fields of the middle course of the Danube river. *Tehnički vjesnik* 20: 979-983.

Schmidt A. 1994. Main characteristics of phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube. *Hydrobiologia* 289:97-108.

Sekar R, Venugopalan VP, Nandakumar K, Nair KVK, Rao VNR. 2004. Early stages of biofilm succession in a lentic freshwater environment. *Hydrobiologia* 512:97-108.

Shannon CE. 1984. *A mathematical theory of communication*. Bell Syst Tech J 27:379-423.

Sigee DC. 2005. *Freshwater microbiology: biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the aquatic environment.* University of Manchester, John Wiley and soons, LTD, UK.

Squires L, Rushforth S, Brotherson J. 1979. Algal response to a thermal effluent: study of a power station on the provo river. *Hydrobiologia* 63:17-32.

Steinaman AD, McIntire CD. 1986. Effects of current velocity and light energy on the structure of periphyton assemblage in laboratory streams. *Journal of Phycology* 22:352-361.

Stević F. 2006. Sukcesije funkcionalnih skupina fitoplanktona u poplavnom području (Sakadaško jezero, PP Kopački rit). Magistarski rad. Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku i Institut Ruđer Bošković Zagreb. Poslijediplomski sveučilišni interdisciplinarni znanstveni studij Zaštita prirode i okoliša. Osijek.

Stević F, Mihaljević M, Špoljarić D. 2013. Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbations. *Hydrobiologia* 709:143-158.

Stilinović B, Plenković-Moraj A. 1995. Bacterial and phytoplanctonic research of Ponikve artificial lake on the island of Krk. *Period biol* 97:351-358.

Szabó K, Ács É, Pápista É, Kiss KT, Barreto S, Makk J. 2001. Periphyton and phytoplankton in the Soroksár-Danube in Hungary. I. Periphytic algae on reed stems. *Acta Botanica Hungarica* 43:13-35.

Szlauer-Łukaszewska A. 2007. Succession of Periphyton Developing on Artifcial Substrate Immersed in Polysaprobic Wastewater Reservoir. *Polish J. of Environ.* 5:753-762.

Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579:1-13.

Tilden, J. 1910. *Minnesota algae*. I. The Myxophyceae of North America and adjacent regions. Minneapolis, 328 pp.

Tolotti M, Thies H, Nickus U, Psenner R. 2012. Temperature modulated effects of nutrients on phytoplankton changes in a mountain lake. *Hydrobiologia* 698:61–75.

Tuchman M, Stevenson RJ. 1980. Comparison of clay tile, sterilized rock, and natural substrate diatom communities in a small stream in Southeastern Michigan, USA. *Hydrobiologia* 75:73-79.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 9:1-38.

Van Dam AA, Beveridge MCM, Azim ME, Verdegem MCJ. 2002. The potential of fish production based on periphyton. *Rev Fish Biol Fish* 12:1-31.

Van Donk E, Gulati RD, Iedema A, Meulemans JT. 1993. Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia* 251:19-26.

Vermaat JE. 2005. U: *Periphyton: ecology, exploitation and management* (ur. Azim ME, Verdegem MCJ, van Dam AA, Beveridge MCM) Periphyton dynamics and influencing factors. CABI Publishing, 35-49 pp.

Vidaković J, Bogut I. 2007. Periphyton nematode assemblages in association with *Myriophyllum spicatum* L. in Lake Sakadaš, Croatia. *Russ J Nematol* 15:79-88.

Viličić D. 2002. *Fitoplankton Jadranskog mora*. Biologija i taksonomija. Školska knjiga, Zagreb.

Viličić D. 2003. *Fitoplankton u ekološkom sustavu mora*. Školska knjiga, Zagreb.

Vitonytė I, Kasperovičienė J. 2015. Phytobenthos cyanobacteria species new to Lithuanian rivers. *Bot. Lith*. 21:99-118.

Wetzel RG. 2001. *Limnology*. Lake and River Ecosystems. Academic Press, San Diego, 1006 pp.

Wood PJ, Armitage PD. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21:203-217.

Wu Y. 2017. *Periphyton: Function and Application in Envitonmental Remediation*. Elsevier, 434 pp.

Xia S, Cheng Y, Zhu H, Liu G, Hu Z. 2015. Distribution and population dynamics of cryptomonas in a Chinese lake with three basins varying in their trophic state. *Phycol Res* 63:93–101.

Yang JR, Basu BK, Hamilton PB, Pick FR. 1997. The development of a true riverine phytoplankton assemblage along a lake-fed lowland river. *Arch Hydrobiol* 140:243-260.

Zanon JE, Simoes NR, Rodrigues L. 2013. Effects of recurrent distrubances on the periphyton community downstream of a dammed watercourse. *Brazilian Journal of Biology* 73:253-258.

Žuna Pfeiffer T. 2012. Naseljavanje i razvoj alga u obraštajnim zajednicama poplavnog područja Dunava. Doktorski rad. Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Institut Ruđer Bošković, Zagreb. Poslijediplomski sveučilišni interdisciplinarni (doktorski) studij Zaštita prirode i okoliša. Osijek.

Žuna Pfeiffer T, Mihaljević M, Stević F, Špoljarić D. 2013. Periphytic algae colonization driven by variable environmental components in a temperate floodplain lake. *Int. J. Lim.* 49:179-190.

Web izvor

1. http://www.algaebase.org/ 20.07.2017.
2. https://hr.wikipedia.org/wiki/Hrvatske_%C5%BEupanije 01.10.2017.
3. https://www.google.hr/maps 01.10.2017.
4. http://www.enciklopedija.hr/natuknica.aspx?id=16202 01.10.2017
5. http://www.see-river.net/about-river.html 01.10.2017.

7. PRILOG

Prilog 1. Raznolikost mikrofita na istraživanim postajama u lipnju i rujnu 2016. godine (L-lipanj; R-rujan)

Vrsta	Kod	Drava		Dunav		Sakadaško jezero		Kanal uz Eblin		Kanal u Jagodnjaku		Kanal u Dardi	
		L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R
CYANOBACTERIA													
Anabaena planctonica Brunnthaler	ANAPLA						*		*				
Aphanizomenon sp.	APHSP						*						
Aphanocapsa sp.	APHCSP								*				
Aphanothece saxicola Nägeli	APHSAX	*								*			
Aphanothece sp.	APHSP							*			*	*	
Aphanothece stagnina (Sprengel) A.Braun	APHSTA									*		*	
Chroococcus giganteus West	CHRGIG					*		*					
Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli	CHRMIN					*	*	*	*		*	*	*
Chroococcus turgidus (Kützing) Nägeli	CHRTUR		*			*	*	*				*	
Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	CYLRAC				*		*		*				*
Dolichospermum solitarium (Klebahn) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	DOLSOL							*					
Geitlerinema splendidum (Greville ex Gomont) Anagnostidis	GEISPL												*
Gloeocapsa punctata Nägeli	GLOPUN						*	*	*		*		*
Gloeocapsa sp.	GLOSP					*		*	*		*		*
Gomphosphaeria aponina Kützing	GOMAPO		*										
Gomphosphaeria sp.	GOMSP		*		*		*		*				
Heteroleibleinia sp.	HETSP	*											
Heteroleibleinia ucrainica (Schirschoff) Anagnostidis & Komárek	HETUCR	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Heteroleibleinia kuetzingii (Schmidle) Compère	HETKUE			*		*	*	*					

Kamptonema formosum (Bory ex Gomont) Strunecký, Komárek & J.Smarda	KAMFOR		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Leptolyngbya fragilis (Gomont) Anagnostidis & Komárek	LEPFRA	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Limnococcus limneticus (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová	LIMLIM		*										
Limnothrix redekei (Goor) Meffert	LIMRED					*							
Merismopedia elegans A.Braun ex Kützing	MERELE		*						*				
Merismopedia punctata Meyen	MERPUN						*						
Merismopedia tenuissima Lemmermann	MERTEN		*				*		*				*
Merismopedia glauca (Ehrenberg) Kützing	MERGLA								*				
Microcystis wesenbergii (Komárek) Komárek ex Komárek	MICWES					*							
Nostoc punctiforme Hariot	NOSPUN							*		*			
Nostoc sp.	NOSSP							*				*	
Pelodictyon sp.	PELSP							*					
Phormidesmis molle (Gomont) Turicchia, Ventura, Komárková & Komárek	PHOMOL			*		*	*	*		*		*	
Phormidium sp.	PHOSP												*
Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	PLALIM					*		*					
Planktothrix agardhii (Gomont) Anagnostidis & Komárek	PLAAGA					*	*		*				
Pseudanabaena limnetica (Lemmermann) Komárek	PSELIM				*	*	*		*		*		*
Pseudanabaena mucicola (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	PSEMUC				*	*			*				
Pseudanabaena catenata Lauterborn	PSECAT								*			*	
Rhabdoderma lineare Schmidle & Lauterborn	RHALIN			*					*		*	*	*
Rhabdoderma sp.	RHASP								*				
Romeria sp.	ROMSP	*	*			*	*						
Spirulina major Kützing ex Gomont	SPIMAJ						*	*	*				*
Tolypothrix distorta Kützing ex Bornet & Flahault	TOLDIS	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
EUGLENOPHYTA													
Colacium sideropus Skuja	COLSID					*		*	*	*		*	
Colacium vesiculosum Ehrenberg	COLVES	*				*	*		*			*	

Euglena gaumei Allorge & Lefèvre	EUGGAU												*
Euglena granulata (G.A.Klebs) F.Schmitz	EUGGRA											*	
Euglena limnophila Lemmermann	EUGLIM					*							
Euglena mutabilis F.Schmitz	EUGMUT						*		*		*		*
Euglena pisciformis Klebs	EUGPIS		*		*	*	*		*				
Euglena sp.	EUGSP												*
Euglena variabilis G.A.Klebs	EUGVAR					*	*	*	*				*
Euglena viridis (O.F.Müller) Ehrenberg	EUGVIR							*					*
Euglena ehrenbergii G.A.Klebs	EUGEHR							*					
Euglena rostrifera L.P.Johnson	EUGROS										*		
Euglenaformis proxima (Dangeard) M.S.Bennett & Triemer	EUGPRO							*		*			
Lepocinclis acus (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian	LEPACU					*		*					*
Lepocinclis ovum (Ehrenberg) Lemmermann	LEPOVU	*					*		*				*
Lepocinclis oxyuris (Schmarda) B.Marin & Melkonian	LEPOXY						*	*			*		
Lepocinclis spirogyroides B.Marin & Melkonian	LEPSPI												*
Lepocinclis tripteris (Dujardin) B.Marin & Melkonian	LEPTRI			*									
Monomorphina pyrum (Ehrenberg) Mereschkowsky	MONPYR					*	*						
Phacus acuminatus Stokes	PHAACU												*
Phacus caudatus Hübner	PHACAU						*		*			*	*
Phacus curvicauda Svirenko	PHACUR								*				*
Phacus longicauda (Ehrenberg) Dujardin	PHALON												*
Phacus pusillus Lemmermann	PHAPUS						*					*	
Phacus orbicularis K.Hübner	PHAORB								*				
Trachelomonas oblonga Lemmermann	TRAOBL	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Trachelomonas planctonica Svirenko	TRAPLA			*			*	*				*	
Trachelomonas sp.	TRASP					*							
Trachelomonas volvocina (Ehrenberg) Ehrenberg	TRAVOL	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Trachelomonas volvocinopsis Svirenko	TRAVOLO												*
Trachelomonas verrucosa A.C.Stokes	TRAVER								*				

CRYPTOPHYTA													
Chroomonas sp.	CHRSP								*				
Cryptomonas erosa Ehrenberg	CRYERO					*	*	*	*			*	*
Cryptomonas ovata Ehrenberg	CRYOVA	*	*		*	*	*		*	*	*		*
Cryptomonas sp.	CRYSP					*		*					
Cryptomonas marssonii Skuja	CRYMAR							*				*	
Rhodomonas sp.	RHOSP					*	*	*					
Raphidophyceae													
Gonyostomum latum Iwanoff	GONLAT						*						
PYRROPHYTA													
Apocalathium aciculiferum (Lemmermann) Craveiro, Daugbjerg, Moestrup & Calado	APOACI						*	*					
Gymnodinium sp.	GYMSP		*	*		*	*				*		*
Palatinus apiculatus (Ehrenberg) S.C.Craveiro, A.J.Calado, N.Daugbjerg & Ø.Moestrup	PLAAPI							*					
Parvodinium inconspicuum (Lemmermann) S.Carty	PARINC							*					
Peridinium cinctum (O.F.Müller) Ehrenberg	PERCIN							*					
Peridinium willei Huitfeldt-Kaas	PERWIL			*									
CHRYSOPHYTA													
Chrysophyceae													
Chrysococcus rufescens Klebs	CHRRUF	*		*		*	*	*	*			*	*
Chrysococcus sp.	CHRSP						*		*				
Dinobryon divergens O.E.Imhof	DINDIV	*			*	*	*	*		*	*		

Dinobryon bavaricum Imhof	DINBAV									*			
Kephyrion rubi-claustri Conrad	KEPRUB	*				*							
Kephyrion cupuliforme W.Conrad	KEPCUP							*					
Malomonas acaroides	MALACA								*				
Ochromonas sp.	OCHSP								*				
Xanthophyceae													
Bumilleriopsis sp.	BUMSP						*						
Centritractus belonophorus (Schmidle) Lemmermann	CENBEL						*						
Characidiopsis ellipsoidea Pasch	CHAELL							*					*
Characidiopsis elongata Pascher	CHAELO							*					
Characiopsis acuta (A.Braun) Borzì	CHAACU				*	*	*	*					
Characiopsis anabaenae Pascher	CHAANA				*	*	*	*	*			*	*
Characiopsis borziana Lemmermann	CHABOR	*		*		*	*	*	*	*	*	*	
Characiopsis gibba (A.Braun) Borzí	CHAGIB		*		*	*	*	*	*	*		*	*
Characiopsis longipes (Braun) Borzì	CHALON					*	*	*	*	*		*	
Characiopsis minima var. maior H.Pizarro	CHAMIN					*							
Characiopsis minuta (A.Braun) Borzì	CHAMINU		*	*		*	*	*	*			*	*
Characiopsis naegelii (A.Braun) Lemmermann	CHANAE							*		*		*	
Characiopsis obovoidea Pascher	CHAOBO					*		*			*	*	
Characiopsis pyriformis (A.Braun) Borzì	CHAPYR							*	*	*	*	*	
Characiopsis sp.	CHASP							*		*			
Characiopsis sp. 1	CHASP1							*					
Characiopsis sublinearis Pascher	CHASUB					*	*	*			*	*	*
Characiopsis subulata (A.Braun) Borzì	CHASUBU								*				*
Characiopsis tuba (Hermann) Lemmermann	CHATUB	*				*		*				*	*
Chlorothecium crassi-apex (Printz) Pascher	CHLCRA					*							
Goniochloris mutica (A.Braun) Fott	GONMUT				*		*						

Goniochloris smithii (Bourrelly) Fott	GONSMI					*							
Goniochloris spinosa Pascher	GONSPI						*						
Ophiocytium capitatum Wolle	OPHCAP				*		*						*
Ophiocytium parvulum (Perty) A.Braun	OPHPAR					*						*	
Ophiocytium capitatum var. longispinum (Möbius) Lemmermann	OPHCAPV					*			*				
Pseudochlorothecium spiniferum (Printz) Korshikov	PSESPI								*		*	*	
Pseudotetraëdron neglectum Pascher	PSENEG						*						
Tribonema minus (Wille) Hazen	TRIMIN				*	*	*	*	*	*	*	*	*
Bacillariophyceae													
Achnanthes sp.	ACHSP	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki	ACHMIN	*	*		*			*	*	*	*	*	*
Actinocyclus normanii (Gregory) Hustedt	ACTNOR		*	*									
Adlafia minuscula (Grunow) Lange-Bertalot	ADLMIN					*	*						
Amphora ovalis (Kützing) Kützing	AMPOVA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Asterionella formosa Hassall	ASTFOR	*	*				*					*	
Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen	AULGRA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Aulacoseira sp.	AULSP					*	*						
Brebissonia lanceolata (C.Agardh) R.K.Mahoney & Reimer	BRELAN					*	*	*	*		*	*	*
Caloneis silicula (Ehrenberg) Cleve	CALSIL												*
Caloneis amphisbaena (Bory) Cleve	CALAMP						*			*	*	*	*
Caloneis ventricosa F.Meister	CALVEN						*			*	*		
Ceratoneis arcus (Ehrenberg) Kützing	CERARC		*										
Cocconeis placentula Ehrenberg	COCPLA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cocconeis pediculus Ehrenberg	COCPED							*					
Cyclostephanos invisitatus (Hohn & Hellermann) Theriot, Stoermer & Håkasson	CYCINV	*		*	*	*							
Cyclotella meneghiniana Kützing	CYCMEN	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cymbella cistula (Ehrenberg) O.Kirchner	CYMCIS	*					*	*		*	*	*	

Cymbella tumida (Brébisson) Van Heurck	CYMTUM		*		*	*	*	*		*	*	*	*
Cymbella affinis Kützing	CYMAFF							*			*		*
Cymbella aspera (Ehrenberg) Cleve	CYMASP							*			*		
Diatoma vulgaris Bory	DIAVUL	*	*	*	*			*				*	
Didymosphenia geminata (Lyngbye) Mart.Schmidt	DIDGEM		*										
Discostella stelligera (Cleve & Grunow) Houk & Klee	DISSTE		*										
Encyonema leibleinii (C.Agardh) W.J.Silva, R.Jahn, T.A.Veiga Ludwig & M.Menezes	ENCLEI		*			*		*				*	
Encyonema ventricosum (C.Agardh) Grunow	ENCVEN	*	*	*		*	*	*	*	*		*	*
Epithemia adnata (Kützing) Brébisson	EPIADN		*				*	*	*	*	*	*	*
Epithemia turgida (Ehrenberg) Kützing	EPITUR		*					*	*	*	*	*	*
Epithemia argus (Ehrenberg) Kützing	EPIARG								*		*		*
Epithemia sorex Kützing	EPISOR						*	*	*		*	*	
Eunotia bilunaris (Ehrenberg) Schaarschmidt	EUNBIL			*				*	*	*	*	*	*
Fragilaria acus (Kützing) Lange-Bertalot	FRAACU	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*	*
Fragilaria capucina Desmazières	FRACAP		*	*	*		*	*	*	*	*	*	*
Fragilaria construens (Ehrenberg) Grunow	FRACON	*	*	*			*	*	*	*	*	*	*
Fragilaria crotonensis Kitton	FRACRO	*			*	*	*	*				*	*
Fragilaria radians (Kützing) D.M.Williams & Round	FRARAD					*	*	*			*		
Fragilaria sp.	FRASP											*	
Gomphonema acuminatum Ehrenberg	GOMACU		*			*	*	*		*	*	*	*
Gomphonema augur Ehrenberg	GOMAUG						*	*	*		*	*	*
Gomphonema constrictum Ehrenberg	GOMCON			*									*
Gomphonema lanceolatum Kützing	GOMLAN			*									
Gomphonema olivaceum (Hornemann) Brébisson	GOMOLI	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing	GOMPAR	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gomphonema sp.	GOMSP	*											
Gomphonema truncatum Ehrenberg	GOMTRU		*				*	*	*	*	*	*	*
Gomphonema ventricosum W.Gregory	GOMVEN									*	*		
Gomphonema clevei Fricke	GOMCLE									*			

Gomphonema gracile Ehrenberg	GOMGRA									*			
Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst	GYRACU		*		*					*	*	*	
Halamphora veneta (Kützing) Levkov	HALVEN							*					
Hantzschia amphioxys (Ehrenberg) Grunow	HANAMP	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*
Hippodonta capitata (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	HIPCAP		*		*	*	*	*		*	*	*	*
Lemnicola hungarica (Grunow) Round & Basson	LEMHUN		*	*			*	*	*		*	*	*
Melosira varians C.Agardh	MELVAR	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*
Navicula antonii Lange-Bertalot	NAVANT											*	
Navicula cincta (Ehrenberg) Ralfs	NAVCIN		*	*	*		*		*		*	*	*
Navicula cryptocephala Kützing	NAVCRY	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Navicula lanceolata Ehrenberg	NAVLAN		*	*	*	*	*				*	*	*
Navicula menisculus Schumann	NAVMEN		*					*			*	*	
Navicula radiosa Kützing	NAVRAD	*	*		*		*	*	*	*	*	*	*
Navicula rhynchocephala Kützing	NAVRHY	*	*		*		*	*	*	*	*	*	*
Navicula sp.	NAVSP	*											
Navicula sp. 1	NAVSP1											*	
Navicula sp. 2	NAVSP2	*											
Navicula sp. 3	NAVSP3				*								
Navicula sp. 4	NAVSP4										*		
Navicula subtilissima Cleve	NAVSUB									*			
Navicula viridula (Kützing) Ehrenberg	NAVVIR									*	*	*	
Navicula cuspidata (Kutzing) Kutzing	NAVCUS									*	*		*
Navicula elginensis (W.Gregory) Ralfs	NAVELG		*		*		*			*	*	*	
Navicula gastrum (Ehrenberg) Kützing	NAVGAS						*				*	*	*
Navicula oblonga (Kützing) Kützing	NAVOBL			*									
Navicula tripunctata (O.F.Müller) Bory	NAVTRI	*	*	*						*	*		
Navicula viridula var. avenacea (Brébisson) Van Heurck	NAVVIRV						*				*	*	
Neidiomorpha binodeformis (Krammer) M.Cantonati, Lange-Bertalot & N.Angeli	NEIBIN										*		
Nitzschia acicularis (Kützing) W.Smith	NITACI	*	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*

Nitzschia acicularis var. closterioides Grunow	NITACIV					*							
Nitzschia actinastroides (Lemmermann) Goor	NITACT					*							
Nitzschia amphibia Grunow	NITAMP	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*
Nitzschia dissipata (Kützing) Rabenhorst	NITDIS												
Nitzschia gracilis Hantzsch	NITGRA						*						
Nitzschia holsatica Hustedt	NITHOL		*				*					*	
Nitzschia hungarica Grunow	NITHUN										*		
Nitzschia palea (Kützing) W.Smith	NITPAL	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Nitzschia perminuta (Grunow) M.Peragallo	NITPER					*							
Nitzschia reversa W.Smith	NITREV												*
Nitzschia sigmoidea (Nitzsch) W.Smith	NITSIG		*		*						*		
Nitzschia sp.	NITSP											*	
Nitzschia sp. 1	NITSP1	*											
Nitzschia sp. 2	NITSP2										*		
Nitzschia capitellata Hustedt	NITCAP			*		*							
Nitzschia linearis W.Smith	NITLIN							*		*			
Nitzschia paleacea (Grunow) Grunow	NITPAL		*		*	*	*	*	*	*	*	*	*
Nitzschia recta Hantzsch ex Rabenhorst	NITREC		*		*		*		*	*	*	*	*
Nitzschia thermalis (Ehrenberg) Auerswald	NITTHE									*			
Nitzschia vermicularis (Kützing) Hantzsch	NITVER			*									
Pinnularia interrupta W.Smith	PININT												*
Pinnularia major (Kützing) Rabenhorst	PINMAJ									*	*	*	*
Pinnularia sp.	PINSP										*		
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg	PINVIR			*		*	*	*	*	*	*	*	*
Pinnularia gibba (Ehrenberg) Ehrenberg	PINGIB									*			
Placoneis placentula (Ehrenberg) Mereschkowsky	PLAPLA		*				*						
Placoneis gastrum (Ehrenberg) Mereschkowsky	PLAGAS												*
Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	PLALAN		*				*					*	
Pseudostaurosira parasitica (W.Smith) Morales	PSEPAR										*		

Rhoicosphenia abbreviata (C.Agardh) Lange-Bertalot	RHOABB	*	*			*		*	*	*	*	*	*
Rhopalodia gibba (Ehrenberg) Otto Müller	RHOGIB				*		*	*	*	*	*	*	*
Sellaphora capitata D.G.Mann & S.M.McDonald	SELCAP		*										*
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkovsky	SELPUP				*	*	*		*	*	*	*	*
Skeletonema potamos (C.I.Weber) Hasle	SKEPOT	*	*	*	*	*							
Stauroneis anceps Ehrenberg	STAANC		*										
Stauroneis smithii Grunow	STASMI										*	*	*
Stauroneis phoenicenteron (Nitzsch) Ehrenberg	STAPHO						*					*	
Stephanodiscus hantzschii Grunow	STEHAN	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Stephanodiscus sp.	STESP	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*
Stephanodiscus sp. 1	STESP1	*				*							
Surirella crumena Brébisson ex Kützing	SURCRU	*											
Surirella minuta Brébisson ex Kützing	SURMIN		*		*								
Surirella sp.	SURSP	*											
Surirella librile (Ehrenberg) Ehrenberg	SURLIB	*	*							*	*	*	*
Tabellaria fenestrata (Lyngbye) Kützing	TABFEN			*									
Tabellaria fenestrata var. asterionelloides Grunow	TABFENV	*											
Tryblionella levidensis W.Smith	TRYLEV		*								*		
Ulnaria capitata (Ehrenberg) Compère	ULNCAP						*	*	*	*	*	*	*
Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère	ULNULN	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CHLOROPHYTA													
Actinastrum hantzschii Lagerheim	ACTHAN		*			*	*						
Ankistrodesmus arcuatus Korshikov	ANKARC		*		*		*						*
Ankistrodesmus braunii (Nägeli) Lemmermann	ANKBRA										*		
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs	ANKFAL		*	*	*	*	*	*	*		*	*	*
Ankistrodesmus fusiformis Corda	ANKFUS							*					
Ankistrodesmus gracilis (Reinsch) Korshikov	ANKGRA						*					*	

Aphanochaete repens A.Braun	APHREP					*		*		*		*	
Apiocystis brauniana Nägeli	APIBRA					*	*	*	*	*	*		*
Asterococcus superbus (Cienkowski) Scherffel	ASTSUP					*	*	*	*	*		*	
Chaetophora sp.	CHASP					*				*		*	
Characiopodium oviforme (K.W.Lee & Bold) Ettl & Gärtner	CHAOVI												*
Characium acuminatum A.Braun	CHAACU												*
Characium ornithocephalum A.Braun	CHAORN								*				
Characium sp.	CHAUSP					*							
Characium fusiforme K.W.Lee & Bold	CHAFUS	*											
Chlamydomonas reinhardtii P.A.Dangeard	CHLREI		*		*		*		*	*			*
Chlamydomonas sp.	CHLSP										*		
Chlamydomonas sp. 1	CHLSP1							*					
Chlorella vulgaris Beyerinck	CHLVUL		*		*							*	
Cladophora sp.	CLASP	*				*		*	*				*
Closteriopsis acicularis (Chodat) J.H.Belcher & Swale	CLOACI												*
Closterium acutum Brébisson	CLOACU			*	*		*						
Closterium ehrenbergii Meneghini ex Ralfs	CLOEHR							*				*	*
Closterium kuetzingii/setaceum	CLOKUE					*							
Closterium limneticum Lemmermann	CLOLIM					*							
Closterium macilentum Brébisson	CLOMAC		*										
Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs	CLOMON										*		*
Closterium venus Kützing ex Ralfs	CLOVEN											*	*
Closterium dianae Ehrenberg ex Ralfs	CLODIA											*	
Coelastrum astroideum De Notaris	COEAST						*						
Coelastrum microporum Nägeli	COEMIC		*			*	*		*		*		
Cosmarium abbreviatum Raciborski	COSABB							*					
Cosmarium bioculatum Brébisson ex Ralfs	COSBIO							*					
Cosmarium botrytis Meneghini ex Ralfs	COSBOT						*						
Cosmarium contractum O.Kirchner	COSCON						*						

Cosmarium depressum (Nägeli) P.Lundell	COSDEP		*									
Cosmarium granatum Brébisson ex Ralfs	COSGRA					*	*					*
Cosmarium impresulum ELFW	COSIMP					*	*	*		*		*
Cosmarium laeve Rabenhorst	COSLAE					*	*	*		*	*	*
Cosmarium meneghinii Brébisson ex Ralfs	COSMEN					*	*	*			*	*
Cosmarium moniliforme Ralfs	COSMON					*						
Cosmarium obtusatum (Schmidle) Schmidle	COSOBT						*				*	
Cosmarium pachydermum P.Lundell	COSPAC											*
Cosmarium pygmaeum W.Archer	COSPYG				*	*	*					
Cosmarium regnellii Wille	COSREG					*		*				
Cosmarium reniforme (Ralfs) W.Archer	COSREN					*	*	*				
Cosmarium subprotumidum Nordstedt	COSSUB						*					
Crucigenia quadrata Morren	CRUQUA		*	*		*		*		*		
Crucigenia tetrapedia (Kirchner) Kuntze	CRUTET	*	*	*	*	*						*
Cylindrocapsa involuta Reinsch	CYLINV				*		*				*	*
Desmodesmus abundans (Kirchner) E.Hegewald	DESABU	*	*	*		*				*		*
Desmodesmus bicaudatus (Dedusenko) P.M.Tsarenko	DESBIC		*	*	*	*		*		*	*	*
Desmodesmus bicellularis (Chodat) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	DESBICE		*	*		*		*		*		*
Desmodesmus denticulatus (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	DESDEN					*						
Desmodesmus intermedius (Chodat) E.Hegewald	DESINT					*	*					
Desmodesmus brasiliensis (Bohlin) E.Hegewald	DESBRA				*					*		
Desmodesmus communis (E.Hegewald) E.Hegewald	DESCOM				*							
Desmodesmus opoliensis (P.G.Richter) E.Hegewald	DESOPO	*										
Didymocystis inermis (Fott) Fott	DIDINE		*									
Elakatothrix gelatinosa Wille	ELAGEL				*	*		*				
Elakatothrix viridis (J.W.Snow) Printz	ELAVIR				*							
Elakatothrix genevensis (Reverdin) Hindák	ELAGEN										*	
Golenkinia radiata Chodat	GOLRAD					*						
Haplotaenium minutum (Ralfs) Bando	HAPMIN						*					

Keratococcus bicaudatus (A.Braun ex Rabenhorst) J.B.Petersen	KERBIC					*			*				
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius	KIRLUN	*				*	*	*					
Kirchneriella obesa (West) West & G.S.West	KIROBE		*		*	*	*		*		*		*
Koliella longiseta (Vischer) Hindák	KOLLON	*		*	*	*	*	*				*	
Koliella spiculiformis (Vischer) Hindák	KOLSPI	*							*				
Koliella spirotaenia (G.S.West) Hindák	KOLSPIR	*											
Korshikoviella limnetica (Lemmermann) P.C.Silva	KORLIM										*		*
Lagerheimia ciliata (Lagerheim) Chodat	LAGCIL						*						
Lagerheimia genevensis (Chodat) Chodat	LAGGEN	*	*		*	*	*						
*Micratinium pusillum*FRES	MICPUS						*						
Monoraphidium braunii (Nägeli) Komárková-Legnerová	MONBRA			*					*	*		*	
Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková-Legnerová	MONCON	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*
Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová	MONGRI	*	*		*	*	*	*	*		*		*
Monoraphidium irregulare (G.M.Smith) Komárková-Legnerová	MONIRR						*						
Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárková-Legnerová	MONMIN	*				*	*		*	*			
Monoraphidium obtusum (Korshikov) Komárková-Legnerová	MONOBT							*					*
Monoraphidium sp.	MONSP			*		*	*	*	*	*		*	*
Monoraphidium convolutum (Corda) Komárková-Legnerová	MONCONV	*		*									
Mougeotia sp.	MOUSP					*	*	*		*	*	*	*
Mucidosphaerium pulchellum (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz	MUCPUL		*	*	*	*	*	*	*				
Nephrochlamys rostrata Nygaard, Komárek, J.Kristiansen & O.M.Skulberg	NEPROS	*						*					
Nephrochlamys willeana (Printz) Korshikov	NEPWIL	*	*				*		*				
Nephrocytium agardhianum Nägeli	NEPAGA				*		*						
Nephrocytium lunatum West	NEPLUN									*			
Oedogonium sp.	OEDSP	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Oocystis borgei J.W.Snow	OOCBOR							*					
Oocystis lacustris Chodat	OOCLAC	*				*	*	*	*	*			*
Oocystis marssonii Lemmermann	OOCMAR					*	*	*				*	
Oocystis parva West & G.S.West	OOCPAR					*							

Oocystis solitaria Wittrock	OOCSOL		*		*		*	*	*				*
Oocystis sp.	OOCSP												*
Pandorina morum (O.F.Müller) Bory	PANMOR						*						
Pediastrum duplex Meyen	PEDDUP		*			*	*	*					
Phacotus lenticularis (Ehrenberg) Deising	PHALEN		*		*	*	*	*	*	*			*
Planctonema lauterbornii Schmidle	PLALAU				*	*							
Platymonas cordiformis Korshikov	PLACOR		*			*	*	*					
Pleurotaenium sp.	PLESP			*									
Pseudocharacium obtusum (A.Braun) Petry-Hesse	PSEOBT	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*
Pseudodidymocystis planctonica (Korshikov) E.Hegewald & Deason	PSEPLA	*		*		*	*	*					*
Pseudodidymocystis inconspicua (Korshikov) Hindák	PSEINC	*					*		*				
Pseudopediastrum boryanum (Turpin) E.Hegewald	PSEBOR							*		*			
Pteromonas sp.	PTESP						*						
Raphidocelis danubiana (Hindák) Marvan, Komárek & Comas	RAPDAN				*	*	*		*	*	*	*	*
Scenedesmus acutiformis Schröder	SCEACU		*										*
Scenedesmus arcuatus (Lemmermann) Lemmermann	SCEARC												*
Scenedesmus dimorphus (Turpin) Kützing	SCEDIM						*		*		*	*	*
Scenedesmus ecornis (Ehrenberg) Chodat	SCEECO		*		*	*	*		*	*	*	*	*
Scenedesmus longispina var. assymetricus Chodat	SCELON					*							
Scenedesmus obtusus f. disciformis (Chodat) Compère	SCEOBT						*	*					
Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson	SCEQUA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Scenedesmus spinosus var. bicaudatus Hortobágyi	SCESPI					*							
Scenedesmus dispar Brébisson	SCEDIS							*					
Scenedesmus ellipticus Corda	SCEELL							*	*				
Schroederia setigera (Schröder) Lemmermann	SCHSET						*						
Selenastrum bibraianum Reinsch	SELBIB								*		*		*
Sphaerocystis schroeteri Chodat	SPHSCH							*					
Spirogyra sp.	SPISP					*	*	*	*				*
Staurastrum gracile Ralfs ex Ralfs	STAGRA								*				

Staurastrum inflexum Brébisson	STAINF								*				
Stauridium tetras (Ehrenberg) E.Hegewald	STATET					*	*	*	*		*	*	*
Stephanoon wallichii (W.B.Turner) Wille	STEWAL							*					
Stigeoclonium sp.	STISP							*					
Tetradesmus lagerheimii M.J.Wynne & Guiry	TETLAG	*	*		*	*	*				*		*
Tetradesmus obliquus (Turpin) M.J.Wynne	TETOBL	*				*		*	*				*
Tetraëdron caudatum (Corda) Hansgirg	TETCAU					*	*						
Tetraëdron longispinum (Perty) Hansgirg	TETLON			*									
Tetraëdron minimum (A.Braun) Hansgirg	TETMIN	*	*	*		*	*	*	*		*	*	
Tetraëdron triangulare Korshikov	TETTRI						*						
Tetraëdron trigonum (Nägeli) Hansgirg	TETTRIG					*							
Tetraëdron trilobulatum (Reinsch) Hansgirg	TETTRIL					*	*		*	*	*		
Tetraspora gelatinosa (Vaucher) Desvaux	TETGEL	*				*		*		*	*		*
Tetrastrum glabrum (Y.V.Roll) Ahlstrom & Tiffany	TETGLA			*		*	*		*				
Tetrastrum staurogeniiforme (Schröder) Lemmermann	TETSTA		*				*						
Ulothrix tenerrima (Kützing) Kützing	ULOTEN		*		*	*	*						*
Uronema confervicola Lagerheim	UROCON								*		*		*
Verrucodesmus verrucosus (Y.V.Roll) E.Hegewald	VERVER					*			*				
Willea apiculata (Lemmermann) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	WILAPI		*		*		*		*				
Willea rectangularis (A.Braun) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	WILREC	*		*		*							*
Willea neglecta (Fott & H.Ettl) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	WILNEG						*						