UTJECAJ MASOVNOG RAZVOJA PLIVAJUĆE NEPAČKE (Salvinia natans (L.) ALL.) NA SASTAV I BROJNOST FITOPLANKTONA U POPLAVNOM PODRUČJU KOPAČKOG RITA

Marić, Ivona

Master's thesis / Diplomski rad

2018

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:181:233603

Rights / Prava: In copyright / Zaštićeno autorskim pravom.

Download date / Datum preuzimanja: **2024-03-28**

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

Ivona Marić

UTJECAJ MASOVNOG RAZVOJA PLIVAJUĆE NEPAČKE (*Salvinia natans* (L.) ALL.) NA SASTAV I BROJNOST FITOPLANKTONA U POPLAVNOM PODRUČJU KOPAČKOG RITA

Diplomski rad

OSIJEK, 2018.

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

UTJECAJ MASOVNOG RAZVOJA PLIVAJUĆE NEPAČKE (*Salvinia natans* (L.) ALL.) NA SASTAV I BROJNOST FITOPLANKTONA U POPLAVNOM PODRUČJU KOPAČKOG RITA

Ivona Marić

Rad je izrađen: Odjel za biologiju, Osijek
Mentor: dr. sc. Dubravka Špoljarić Maronić, docent
Komentor: dr. sc. Tanja Žuna Pfeiffer, docent

Sažetak:

Istraživanje utjecaja masovnog razvoja slobodno plutajućih makrofita (paprati *Salvinia natans* (L.) All.) i vodenih leća) na sastav i brojnost fitoplanktona provedeno je u Kopačkom jezeru i kanalu Čonakut u poplavnom području Kopačkog rita u srpnju 2013. godine. Hidrološke prilike i gusti pokrov makrofita stvorili su specifične ekološke uvjete koji su ograničavali razvoj i raznolikost fitoplanktona. U uvjetima zasjenjenja dominirale su vrste morfološki i fiziološki prilagođene niskom intenzitetu svjetlosti. Dobro zastupljene bile su dijatomeje, kriptofiti i klorokokalne zelene alge, čija se brojnost povećala tek smanjenjem biomase makrofita pred kraj istraživanja.

Broj stranica: 58
Broj slika: 41
Broj tablica: 1
Broj literaturnih navoda: 83
Broj priloga: 1
Jezik izvornika: hrvatski
Ključne riječi: fitoplankton, makrofite, slobodno plutajuće biljke, Kopački rit

Datum obrane: 31. 1. 2018.

Stručno povjerenstvo:

1. dr. sc. Filip Stević, docent, predsjednik povjerenstva
2. dr. sc. Dubravka Špoljarić Maronić, docent, mentor
3. dr. sc. Tanja Žuna Pfeiffer, docent, komentor
4. dr. sc. Dubravka Čerba, docent, zamjena člana

Rad je pohranjen u : 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

Scientific Area: Natural sciences
Scientific Field: Biology

THE INFLUENCE OF THE MASSIVE DEVELOPMENT OF FLOATING FERN (*Salvinia natans* (L.) ALL.) ON PHYTOPLANKTON COMPOSITION AND ABUNDANCE IN THE KOPAČKI RIT FLOODPLAIN

Ivona Marić

Thesis performed at: Department of Biology, Subdepartment of Water Ecology
Supervisor: Dubravka Špoljarić Maronić, PhD, Assistant Professor
Co-supervisor: Tanja Žuna Pfeiffer, PhD, Assistant Professor

Short abstract:

The influence of the massive development of free-floating macrophytes (floating fern *Salvinia natans* (L.) All. and duckweed species) on phytoplankton composition and abundance was conducted in Lake Kopačko and Čonakut channel in the area of Kopački Rit floodplain in July 2013. Specific ecological conditions induced by hydrological events and dense macrophyte cover strongly limited phytoplankton diversity and abundance. Shading conditions favoured species which are morphologically and physiologically adapted to low light intensity. Diatoms, cryptophytes and chlorococcal green algae predominated and their abundance increased only after the reduction in macrophyte biomass at the end of the study period.

Number of pages: 58
Number of figures: 41
Number of tables: 1
Number of references: 83
Number of appendices: 1
Original in: Croatian
Key words: phytoplankton, macrophytes, free-floating plants, Kopački rit

Date of the thesis defence: 31. 1. 2018.

Reviewers:

1. Filip Stević, PhD, Assistant Professor, president
2. Dubravka Špoljarić Maronić, PhD, Assistant Professor, supervisor
3. Tanja Žuna Pfeiffer, PhD, Assistant Professor, co-supervisor
4. Dubravka Čerba, PhD, Assistant Professor, substitute reviewer

Thesis deposited in: in the Library of the Department of Biology, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek and in the National and University Library in Zagreb in electronic form. It is also available on the website of the Department of Biology, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek.

Od srca se zahvaljujem svojoj mentorici, doc.dr.sc. Dubravki Špoljarić Maronić, na pomoći, razumijevanju, motivaciji i podršci tijekom izrade ovog diplomskog rada. Hvala na svom prenesenom znanju.

Hvala komentorici, doc.dr.sc. Tanji Žuni Pffeifer, na pomoći i podršci tijekom izrade diplomskog rada.

Hvala svim članovima Zavoda za ekologiju voda, posebice mag. biol. Mateju Šagu, stručnom suradniku, za svu pomoć tijekom rada u laboratoriju.

Zahavljujem se članovima Laboratorija za vodene beskralježnjake, a posebno doc. dr. sc. Dubravki Čerbi, na pomoći pri analizi nutrijenata i suhe tvari makrofita.

Veliko hvala mojim prijateljicama i Mislavu na podršci od samog početka studiranja pa sve do sada.

Najveće hvala mojoj predivnoj obitelji bez čije bezuvjetne ljubavi i razumijevanja ništa od ovoga ne bi bilo moguće.

SADRŽAJ

1. UVOD 1

1.1. Važnost primarnih proizvođača u ekologiji vodenih ekosustava 1

1.1.1. Promjene ekološkog stanja jezera 2

1.1.2. Odnos slobodno plutajućih biljaka i fitoplanktona 4

1.2. Cilj istraživanja 8

2. MATERIJALI I METODE 9

2.1. Opis područja 9

2.2. Prikupljanje uzoraka 12

2.3. Analiza fizikalno-kemijskih parametara vode 13

2.4. Određivanje ukupne biomase makrofita 13

2.5. Analiza fitoplanktona 13

2.6. Statistička obrada podataka 14

3. REZULTATI 15

3.1. Fizikalno-kemijska svojstva vode 15

3.2. Koncentracije klorofila u vodi 26

3.3. Masa suhe tvari makrofita 28

3.4. Kvalitativni sastav fitoplanktona 29

3.5. Brojnost fitoplanktona 32

4. RASPRAVA 38

5. ZAKLJUČCI 42

6. LITERATURA 43

7. PRILOG 52

1. UVOD

U svijetu postoje različite vrste močvarnih ekosustava koji predstavljaju žarišta bioraznolikosti. Ti plitki, vodeni ekosustavi prirodno su izloženi promjenama dubine vode uzrokovanim sezonskim promjenama u količini padalina te otjecanjem i/ili isparavanjem (Naselli-Flores i Barone, 2005). Alge su ključne komponente u fizikalnim, kemijskim i biološkim procesima koji se odvijaju u slatkovodnim močvarnim područjima, a veliki utjecaj na njihov sastav i dinamiku razvoja imaju promjene u okolišu uzrokovane fluktuacijama u razini vode (Naselli-Flores i Barone, 2005; 2012). Također, poznato je da na sastav planktonskih alga (fitoplankton) u slatkovodnim ekosustavima utječe prisustvo vodene vegetacije, uglavnom plutajućih i submerznih biljaka (makrofita), zbog kompeticije za nutrijente, alelopatskog djelovanja, zasjenjenja te stvaranja anoksičnih uvjeta (Scheffer i sur., 2003; Izaguirre i sur., 2010; Naselli-Flores i Barone, 2012). Makrofitska vegetacija ima nekoliko uloga u vodenim ekosustavima, uključujući pružanje staništa za mnoge organizme, posebice za alge iz stupca vode, koje žive na makrofitima u različitim slatkovodnim biotopima kao što su rijeke, jezera, rezervoari i močvarna staništa (Cantonati i Lowe, 2014). Makrofite doprinose fizikalnoj strukturi vodenih staništa, smanjuju brzinu vode te povećavaju kompleksnost staništa pružajući mnogim organizmima zaklon, hranu i mjesto reprodukcije (Thomaz i Cunha, 2010). Svojom morfologijom također mogu utjecati i na raspodjelu, zastupljenost i sastav drugih vodenih organizama, kao što su organizmi u obraštaju (perifiton) i beskralježnjaci koji žive na njihovim podvodnim listovima, stabljici i korijenu (Hansen i sur., 2011).

1.1. Važnost primarnih proizvođača u ekologiji vodenih ekosustava

Fitoplankton je skup fotosintetskih organizama, jednostaničnih ili kolonijalnih alga i cijanobakterija, koje plutaju u stupcu vode. To su autotrofni i miksotrofni organizmi koji predstavljaju glavne primarne proizvođače u ekosustavima koje nastanjuju. Kozmopoliti su i pojavljuju se u gotovo svakom dovoljno osvijetljenom staništu: stijenama, špiljama, termalnim izvorima, tlu, kopnenim vodama i morima. U biogeografskom smislu, ovi se organizmi smatraju kozmopolitima koje karakterizira globalna rasprostranjenost ili obuhvaćaju više biogeografskih provincija (Dijoux i sur., 2014). Dinamika razvoja, struktura i taksonomski sastav fitoplanktona povezani su s promjenama klimatskih (npr. temperatura vode), hidroloških (npr. vrijeme zadržavanja vode) i limnoloških čimbenika (npr. stratifikacija i miješanje stupca

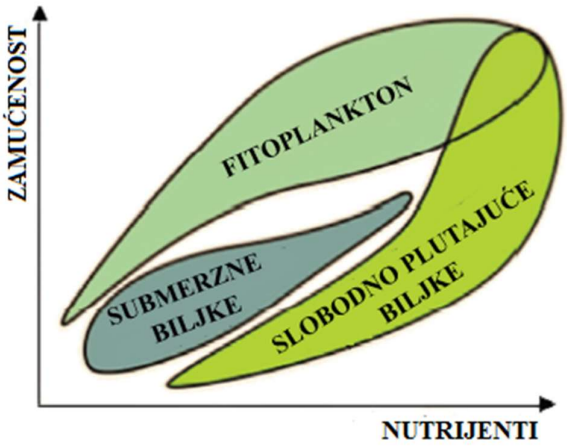
vode) te s raspoloživošću i potrošnjom resursa (Rangel i sur., 2012; Winder i Sommer, 2012; Nishimura i sur., 2014).

Fitoplankton čini manje od 1% fotosintetske biomase na Zemlji, ali je ipak odgovoran za gotovo 50% svjetske neto primarne proizvodnje te predstavlja primarni izvor energije u vodenim ekosustavima (Field i sur., 1998). Također, od globalnog je značaja za regulaciju klime i biogeokemijskih ciklusa. Ti procesi ovise o sastavu zajednice fitoplanktona na koji utječu fizikalni uvjeti, unos nutrijenata, hranidbeni pritisak te kompeticija s drugim primarnim proizvođačima, posebice zajednicama makrofita (Winder i Sommer, 2012). Mnogi aspekti funkcioniranja i strukture plitkih jezera ovise o prisutnosti makrofita, kako u jezerima umjerenih područja tako i u tropskim područjima (Jeppesen i sur., 1997; Talling i Lemoalle, 1998). Meerhoff (2006) je u svom istraživanju dokazala da utjecaj makrofita na ekosustav ovisi o tipu i gustoći pokrova makrofita, volumenu jezera koji obuhvaćaju te o njegovom trofičkom stupnju. Submerzne biljke stvaraju okoliš s malom količinom hranjivih tvari, s dobrom raspoloživošću svjetla i dovoljnom količinom kisika, dok slobodno plutajuće biljke određuje okoliš slabog osvjetljenja i anoksije (de Tezanos Pinto, 2008). Nedostatak svjetlosti i anoksija koju stvaraju negativno utječu na mnoge biotičke komponente u vodenom ekosustavu (Scheffer i sur., 2003). Zbog niskih koncentracija kisika, biomasa aerobnih organizama ispod biljnog pokrivača može se značajno smanjiti (Janse i Van Puijenbroek, 1998). Štoviše, on može spriječiti miješanje vodenih slojeva vjetrom te može stvoriti izolacijski sloj koji smanjuje toplinsku provodljivost na granici voda-zrak (Room i Kerr, 1983). Anoksija nastaje zbog velike biološke potrošnje kisika pri razgradnji organske tvari, koja se razgrađuje brzinom većom od difuzije plina iz površinskog sloja vode, jer se kisik troši brže od njegovog nastanka fotosintezom (Caraco i sur., 2006). Anaerobni ekosustavi su uglavnom neto proizvođači amonijaka zbog smanjene količine nitrata u sedimentu i vodenom stupcu (Beutel, 2006). Anoksija također pokreće oslobađanje imobiliziranih fosfata iz sedimenta stvaranjem topljivih taloga kalcijevog, aluminijevog ili željezovog fosfata. Osim toga, negativno utječe na procese razgradnje organskih tvari pa biljni polimeri ostaju nepotpuno razgrađeni te dio ugljika ostaje zarobljen kao metan.

1.1.1. Promjene ekološkog stanja jezera

U različitim tipovima plitkih jezera prepoznata su tri ekološka stanja, tzv. alternativna stabilna stanja, koja se razlikuju prema dominantnoj zajednici primarnih proizvođača: submerznih

biljaka, fitoplanktona i slobodno plutajućih biljaka. U jednom ekosustavu se takva stabilna stanja mogu izmjenjivati. Scheffer i sur. (1993) su opisali pomak ekološkog stanja jezera između stanja „bistre vode“ u kojem dominiraju submerzne biljke i turbidnog stanja „mutne vode“ u kojem dominira fitoplankton. Takva „bistabilnost“ pojavljuje se i između stanja u kojem dominiraju slobodno plutajuće biljke i alternativnog stanja u kojem dominiraju submerzne biljke, uglavnom u ovisnosti o zasjenjenju i količini nutrijenata (Sheffer i sur., 2003). Također je brojnim istraživanjima potvrđena i treća mogućnost pa tako i dominacija slobodno plutajućih biljaka može predstavljati alternativno stanje dominaciji fitoplanktona (de Tezanos Pinto i O'Farrell, 2014). Općenito se alternativno stanje razvija zbog kompeticije i različitih sposobnosti zajednica primarnih proizvođača za apsorpciju svjetlosti i hranjivih tvari. Primjerice, slobodno plutajuće biljke ograničavaju biomasu fitoplanktona smanjenjem količine svjetlosti (Meerhoff i sur., 2003), izlučivanjem alelopatskih kemijskih spojeva (Gross, 2003) te kompeticijom za nutrijente. Također, kao rezultat smanjene dostupnosti hranjivih tvari u vodenom stupcu, posebice dušika, fitoplankton može utjecati na rast slobodno plutajućih biljaka (Carignan i Neiff, 1992). Meerhoff i Mazzeo (2004) predložili su shemu koja obuhvaća tri moguća ekološka stanja jezera (dominaciju slobodno plutajućih biljaka, dominaciju submerznih biljaka te dominaciju fitoplanktona) u odnosu na gradijent zamućenosti vodenog stupca i koncentraciju hranjivih tvari (Slika 1). Svaka skupina primarnih proizvođača može modificirati ove varijable. Primjerice, povećanjem brojnosti i biomase fitoplanktona povećava se zamućenost vodenog stupca, dok razvoj vodenih biljaka stvara suprotan učinak.



Slika 1. Gradijenti zamućenosti i koncentracije hranjivih tvari u kojima se mogu razviti različite zajednice primarnih proizvođača u plitkom jezeru (Preuzeto i prilagođeno prema de Tezanos Pinto (2008))

Intenzitet svjetlosti u vodenom ekosustavu oslabljen je vodenim medijem, uglavnom otopljenim tvarima i česticama u suspenziji, uključujući i fitoplankton. Time se stvara vertikalni gradijent intenziteta i spektralne distribucije svjetlosti (Kirk, 1994). Periodičnost i dostupnost svjetlosti oblikuju odgovor fitoplanktona na fiziološkoj razini (fotosinteza, stopa rasta, koncentracija klorofila, koncentracija pomoćnih pigmenata i fiksacija dušika), što ima utjecaj na cijelu zajednicu (de Tezanos Pinto, 2008). Fitoplanktonske vrste koje žive u njima optimalnim svjetlosnim uvjetima, poput onih koje stvara pokrov makrofita, posjeduju mehanizme prilagodbe na varijacije u intenzitetu, spektralnoj distribuciji i periodičnosti fotosintetski aktivnog zračenja kako bi održale učinkovitost apsorpcije svjetlosti (Falkowski i La Roche, 1991). Skupine alga koje su fiziološki i morfološki najbolje prilagođene uvjetima slabijeg intenziteta svjetlosti su cijanobakterije i dijatomeje koje mogu vrlo učinkovito iskoristiti dostupnu svjetlost, dok predstavnicima Euglenophyta i Cryptophyta prednost čini miksotrofni način ishrane (de Tezanos Pinto i O'Farrell, 2014). Također, morfološke prilagodbe stanica, poput aerotopa za plutanje u stupcu vode kod cijanobakterija te bičevi kod euglena i kriptofita smanjuju sedimentaciju stanica, a poželjne karakteristike u takvim uvjetima još su i male dimenzije i volumen stanice, veliki omjer površine i volumena te izduživanje organizma (O'Farrell i sur., 2007).

1.1.2. Odnos slobodno plutajućih biljaka i fitoplanktona

Stanje dominacije makrofita češće se pojavljuje u malim jezerima, a rjeđe u jezerima veće površine (Van Geest i sur., 2003), u kojima je izraženija destruktivna snaga vjetra (Janse i sur., 2008) i koja imaju veću raznolikost ribljeg fonda (Scheffer i Van Nes, 2007). Dominantno stanje ne ovisi samo o trenutnim ekološkim uvjetima, već i o prevladavajućem stanju u prošlosti (Scheffer i Carpenter, 2003). Jedinstvena kombinacija veličine jezera, prostorne heterogenosti i unutarnje povezanosti određuje opseg stabilnih stanja u velikim, plitkim jezerima. U uvjetima gdje prevladava učinak veličine, makrofite su općenito odsutne te se vjerojatno neće pojaviti alternativna stabilna stanja (Janssen i sur., 2014).

Slobodno plutajuće biljke predstavljaju tipičnu zajednicu proizvođača u vodenim ekosustavima tropskih, suptropskih ili vlažnih umjerenih klimatskih područja, a posebna su karakteristika poplavnih područja (Bini i sur., 1999). To mogu biti vrste malih (*Wolffiella*, *Azolla*, *Ricciocarpus*, *Lemna*, *Salvinia*), srednjih (*Pistia*) i velikih (*Eichhornia*) dimenzija. Njihova

pojava uglavnom ovisi o površini i obliku jezera, dubini i temperaturi vode te o koncentraciji hranjivih tvari (Camargo i Esteves, 1995; van der Heide i sur., 2006). Stabilnost zajednica i otpornost tijekom toplijeg dijela sezone, među ostalim čimbenicima, ovisi i o intenzitetu i smjeru vjetra. Osjetljivost tih biljaka na niske temperature zraka i smrzavanje odražava se na njihovu široku tropsku i suptropsku rasprostranjenost (Sculthorpe, 1967).

Guste nakupine slobodno plutajućih biljaka, poput vodene leće i nepačke u malim vodenim tijelima umjerenih klimatskih područja, ukazuju na visoku koncentraciju nutrijenata (Scheffer i sur., 2003). Porodica nepački (*Salviniaceae*) sadrži samo dva roda; rod *Salvinia* i rod *Azolla*. Vrsta *Salvinia natans* (L.) All. ili plivajuća nepačka plutajuća je paprat koja nastanjuje slatke vode bogate hranjivim tvarima i ima gotovo kozmopolitsku rasprostranjenost. Na stabljici su joj nodiji raspoređeni u nizu te se na svakom nalaze po tri lista, od kojih su dva dorzalna plutajuća, a treći ventralni je podvodan i modificiran u nitaste rese te ima ulogu korijena (Slika 2). Ostali dijelovi biljke, pa i plutajući listovi, imaju obilan aerenhim i hidrofobni dlačni pokrov ispunjen zrakom, što biljci omogućuje plutanje (Nikolić, 2013).



Slika 2. *Salvinia natans* (Izvor: Zavod za ekologiju voda)

S. natans razmnožava se spolnim i nespolnim putem. Nespolno se razmnožava fragmentacijom, a pri spolnom razmnožavanju stvara kuglaste nosioce sporangija (sporokarpi) na bazi podvodnog lista u kojima su mega- i mikrosporangiji s dva tipa spora (mega- i mikrospore). Također, nepačke su jedne od rijetkih heterospornih paprati (Nikolić, 2013).

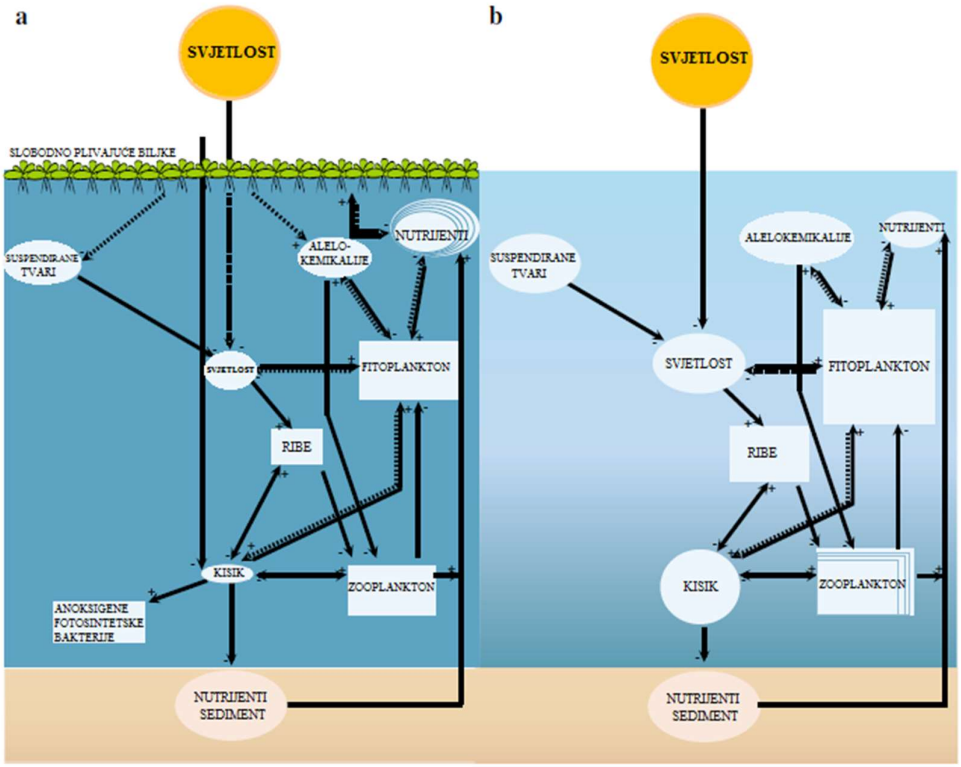
S. natans karakteristična je za vodenjarsku zajednicu velike vodene leće i plivajuće nepačke (As. *Spirodelo-Salvinietum natantis* Slavnić, 1956), koju čine *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleiden te *Lemna minor* L. i *Utricularia vulgaris* L., a rasprostranjena je u nizinskom subpanonskom i panonskom dijelu Hrvatske (Topić i Vukelić, 2009). Vrsta je zaštićena Zakonom o zaštiti prirode, a prema IUCN kriterijima okarakterizirana je kao gotovo ugrožena vrsta (Nikolić i sur., 2017).

Širenje slobodno plutajućih biljaka, posebice invazivnih vrsta, u nove ekosustave može imati negativan utjecaj na njihovu bioraznolikost, kakvoću vode i trofičku dinamiku, a njihov masovan razvoj također može imati negativni utjecaj na ribarstvo i plovidbu. Neke vodene paprati, poput vrste *Salvinia molesta* Mitchell, mogu imati snažan negativni utjecaj na vodene ekosustave. *S. molesta* nije zabilježena u hrvatskoj flori, ali je okarakterizirana kao strana invazivna vrsta na području Europske unije, s velikim potencijalom širenja na području Sredozemlja (Tanner i sur., 2017).

Općenito, najznačajniji utjecaji gustog pokrova vodenih paprati na jezerski ekosustav su smanjenje količine dostupne svjetlosti, koncentracije nutrijenata i suspendiranog sedimenta te izlučivanje alelopatskih spojeva, smanjenje koncentracije kisika, temperature vode i pH, kao i smanjenje biomase fitoplanktona, zooplanktona i riba (Slika 3) (de Tezanos Pinto i O'Farrell, 2014).

Suprotno od vodenih paprati, masovno razvijene zajednice vodenih leća mogu povećati koncentraciju nutrijenata u vodi, ali kod njih nije zabilježeno izlučivanje alelopatskih tvari ni utjecaj na povećanje temperature vode ili smanjenje biomase zooplanktona i riba. Ispod pokrova vodenih leća u slabo razvijenoj fitoplanktonskoj zajednici uglavnom dominiraju cijanobakterije.

Eutrofikacija vodenih ekosustava širom svijeta dovodi do sve češćih stanja dominacije fitoplanktona u odnosu na makrofite (Smith i sur., 1999). Najčešće pojave koje mogu narušiti dominaciju slobodno plivajućih makrofita u korist razvoja fitoplanktona uključuju utjecaj jakog vjetra, snažnih protoka i/ili kiša, smrzavanje, predaciju, smanjenje količine nutrijenata te vodostaja i/ili uklanjanje biomase biljaka (de Tezanos Pinto i O'Farrell, 2014). Prijelaz u stanje dominacije fitoplanktona često je nelinearan i u mnogim slučajevima može imati katastrofalne posljedice (Scheffer i sur., 2000). U slučaju takvog prijelaza, promjena od stanja dominacije makrofita u alternativno stanje dominacije fitoplanktona obično je brza, a oporavak može uzrokovati histerezu (pojavu više od jednog stabilnog stanja) kada su pozitivni povratni učinci između makrofita i fitoplanktona vrlo jaki (Scheffer i sur., 1993).



Slika 3. Glavni učinci slobodno plutajućih biljaka (a) i fitoplanktona (b) u plitkim jezerima (Preuzeto i prilagođeno prema de Tezanos Pinto i O'Farrell (2014)). Veličina odjeljka ukazuje na važnost varijable u ekosustavu (pravokutnik - biotičke; elipsa - abiotičke varijable). Isprekidane strelice prikazuju izravne učinke proizvođača na okoliš, dok ispunjene strelice prikazuju kaskadne učinke. Simboli plus i minus ukazuju na međusobne kvalitativne učinke sastavnica u ekosustavu. Vodeni stupac tamniji je kod dominacije slobodno plutajućih biljaka (a) jer je većina svjetlosti reducirana; dok se pri dominaciji fitoplanktona (b) količina svjetlosti smanjuje s dubinom. Odjeljci koji sadrže linije označavaju varijabilnost (npr. hranjive tvari i zooplankton + beskralješnjaci).

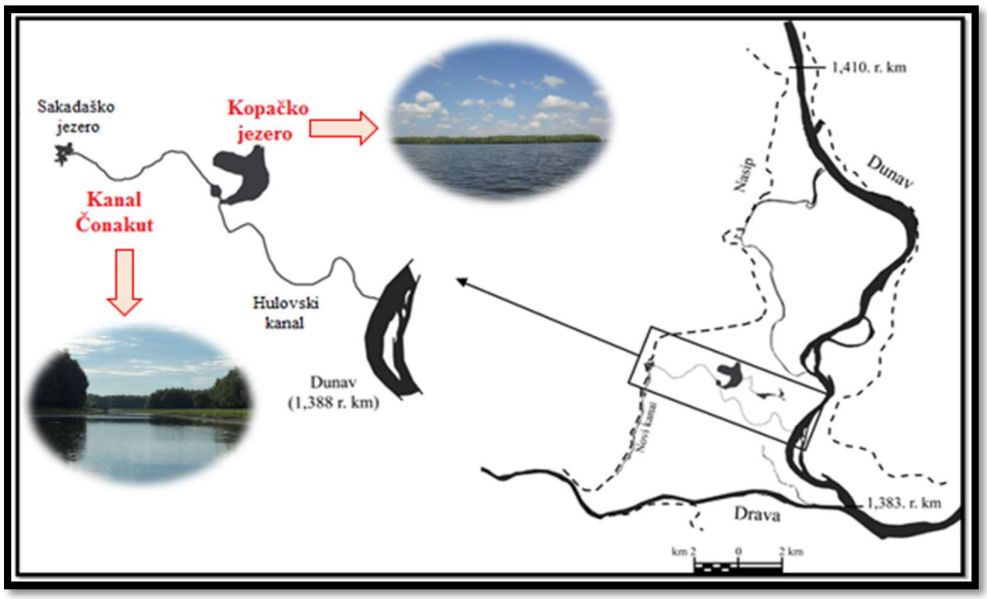
1.2. Cilj istraživanja

Cilj ovog diplomskog rada bio je odrediti utjecaj masovnog razvoja zajednice slobodno plutajućih makrofita na sastav i brojnost fitoplanktona u Kopačkom jezeru i kanalu Čonakut na području Kopačkog rita u srpnju 2013. godine.

2. MATERIJALI I METODE

2.1. Opis područja

Istraživanje je provedeno na dva lokaliteta u poplavnom području Parka prirode Kopački rit, u kanalu Čonakut te na rubnom dijelu Kopačkog jezera (Slika 4). Kopački rit nalazi se u Baranji, na sjeveroistoku Hrvatske između rijeke Dunav na istoku i Drave na jugu te predstavlja unutrašnju deltu i najveće fluvijalno močvarno područje srednjeg Podunavlja (Bognar, 1990).



Slika 4. Područje istraživanja u Kopačkom ritu (Preuzeto i prilagođeno prema Stević i sur. (2013))

Kopački rit najstariji je proglašeni Park prirode u Hrvatskoj. Zaštićen je zakonom statusom Upravljanog prirodnog rezervata kao nacionalno vrijedno područje 1967. godine, a današnja površina zaštićenog područja iznosi nešto više od 23 000 ha (web 1). Godine 1993. uvršten je na Popis Ramsarskih područja koji obuhvaća područja zaštićena Konvencijom o vlažnim staništima od međunarodnog značaja. Zbog važnosti Kopačkog rita kao močvarnog staništa i obitavališta velikog broja ptica, od 1989. godine uvršten je na listu europskih ornitološki značajnih područja (IBA - Important Bird Area) (web 2). Osim toga, Kopački rit dio je mreže Natura 2000 područja te je predložen za uvrštenje na UNESCO-ov popis svjetske prirodne baštine. Složena struktura poplavnog područja Parka se sastoji od trajnih močvarnih staništa,

plitkih jezera, bara, kanala i riječnih rukavaca. Hidrologija njegovih prirodnih mreža kanala i jezera izravno ovisi o fluktuacijama vodostaja rijeke Dunav, dok vodni režim rijeke Drave i podzemne vode imaju znatno manji utjecaj.

Kopačko jezero (Slika 5) plitko je jezero dubine 1,5-5 m te predstavlja najveće jezero u Kopačkom ritu, površine 2-2,5 km^2. Oblika je polumjeseca te se nalazi u samom središtu parka prirode. Hulovskim kanalom izravno je povezano s Dunavom, a kanalom Čonakut sa Sakadaškim jezerom. Kanal Čonakut (Slika 6) dug je oko 3 km s prosječnom širinom oko 30 m i dubinom 2-5 m. Tok vode u kanalu je dvosmjeran, a protoci i brzina vode manji su nego u Hulovskom kanalu zbog znatno veće širine (web 1).

Prema dosadašnjim hidrološkim podacima, razdoblja visokih vodostaja u Kopačkom ritu karakteristična su za rano proljeće i početak ljeta, dok su niže vrijednosti vodostaja karakteristične za jesensko i zimsko razdoblje (Mihaljević i sur., 1999). Upravo je redovito plavljenje jedan od najvažnijih uzroka velikog bogatstva flore i faune ovog područja, u kojem je zabilježeno više od dvije tisuće vrsta.

Dugogodišnja hidrobiološka istraživanja vodenih biotopa Kopačkog rita utvrdila su veliki utjecaj poplava na promjene u koncentraciji hranjivih tvari te razvoj fitoplanktona i zajednica submerznih i plutajućih biljaka (Mihaljević i sur., 2010; Peršić i Horvatić, 2011; Mihaljević i sur., 2014). Eutrofni do hipertrofni uvjeti pogoduju razvoju vrlo raznolikih populacija fitoplanktona te učestaloj pojavi masovnog razvoja cijanobakterija u ljetnim mjesecima (Stević i sur., 2013; Mihaljević i sur., 2014). Dominante vrste makrofita na području Kopačkog rita su *Potamogeton gramineus* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Trapa natans* L., *Nymphoides peltata*, Kuntze, *Lemna* sp. div., *Polygonum amphybium* L. i *Spirodella polyrhiza* (L.) Schleid, a obično se razvijaju u ljetnom razdoblju u rubnim dijelovima jezera i kanala. Tijekom srpnja 2013. godine na području Kopačkog rita zabilježen je masovni razvoj plutajuće nepačke *S. natans* u zajednici s vodenim lećama (*S. polyrhiza* i *Lemna* sp.) (Slika 7). Zabilježen je gusti pokrov makrofita na izlazu iz Sakadaškog jezera prema kanalu Čonakut, cijelom dužinom kanala (uz rubove na širim dijelovima) te na ulazu i uz rubne dijelove Kopačkog jezera. Pokrov plutajućih makrofita zadržao se tijekom dva tjedna, a njegova gustoća se smanjivala tijekom istraživanja.



Slika 5. Ulaz u Kopačko jezero u srpnju 2013. godine (Izvor: Zavod za ekologiju voda)



Slika 6. Kanal Čonakut u srpnju 2013. godine (Izvor: Zavod za ekologiju voda)



Slika 7. Masovni razvoj slobodno plutajućih makrofita u srpnju 2013. godine (Izvor: Zavod za ekologiju voda)

2.2. Prikupljanje uzoraka

Uzorci vode za hidrobiološke analize prikupljeni su u središnjem dijelu kanala Čonakut te uz rub Kopačkog jezera četiri puta tijekom mjeseca srpnja 2013. godine (2., 4., 8. i 12. srpnja 2013.) za vrijeme masovnog razvoja makrofita. Uzorci vode za analizu nutrijenata te mjerenje fizikalno-kemijskih parametara uzeti su u triplikatima ispod sloja makrofita (površinski sloj) te u pridnenom sloju kanala i jezera. Uzorci za analizu fitoplanktona i pigmenata uzeti su ispod sloja makrofita kroz cijeli vertikalni stupac vode. Uzorci vode za analizu pigmenata (triplikati) pohranjeni su u prijenosnom hladnjaku do analize u laboratoriju. Procjeđivanjem 10 L vode kroz fitoplanktonsku mrežicu veličine pora 22,5 μm dobiveni su uzorci (100 mL) za kvalitativnu analizu fitoplanktona, a za kvantitativnu analizu uzeto je 100 mL nefiltriranog uzorka. Uzorci su zatim fiksirani u 4%-tnoj otopini formaldehida.

Također, na svakoj su postaji nasumično prikupljena tri uzorka makrofita pomoću cilindra promjera 10 cm kojim su zahvaćene biljke od površine do dubine sloja u kojem su se razvile. Biljke su prenesene u plastičnu kadicu zbog uklanjanja većih komada kore drveta ili grančica, prebačene u označene staklene posude ispunjene vodovodnom vodom te pohranjene u prijenosni hladnjak do analize u laboratoriju.

2.3. Analiza fizikalno-kemijskih parametara vode

Na svakom lokalitetu izmjereni su sljedeći parametri: temperatura zraka (Tz) živinim termometrom, prozirnost vode (Pr) pomoću Secchi ploče promjera 30 cm, dubina baždarenim konopcem s utegom, a prijenosnim uređajem WTW Multi 340i (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten, Njemačka) mjerena je temperatura vode (Tv), električna provodljivost (EP), pH, koncentracija otopljenog kisika u vodi (mg/L) i zasićenje vode kisikom (%). Uzorci za analizu pigmenata (klorofila-a (Chl-a), -b (Chl-b) i -c (Chl-c)) filtrirani su pomoću vakuum sisaljke kroz Whatman GF/C (Ø 55 mm) filtere (Whatman International Ltd., Engleska). Filteri su homogenizirani u tarioniku s tučkom s 90%-tnim acetonom te je sadržaj prebačen u staklene kivete. Ekstrakcija se odvijala tijekom 24 h u mraku na 4°C. Nakon ekstrakcije, uzorci su centrifugirani 10 min na 3000 okr./min, a izdvojeni supernatant preliven je u menzuru te je očitan i zapisan volumen. Pomoću spektrofotometra (Hach Company, SAD) mjerena je apsorbancija ekstrakata pri valnim duljinama od 630 nm, 645 nm, 663 nm i 750 nm. Koncentracije Chl-a, Chl-b i Chl-c određene su prema SCOR-UNESCO (1966) te Strickland i Parsons (1972).

Analiza nutrijenata (koncentracija amonijevih-iona (NH_4^+), nitrata (NO_3^-), nitrita (NO_2^-), ukupnog dušika (TN), ortofosfata (PO_4^{-3}) i ukupnog fosfora (TP) provedena je standardnim metodama prema APHA (1992).

2.4. Određivanje ukupne biomase makrofita

Biljni materijal prebačen je u lađice od filter-papira i sušen u sušioniku na 105°C tijekom 24 sata. Nakon sušenja i hlađenja u eksikatoru, izvagana je masa suhe tvari makrofita (ms).

2.5. Analiza fitoplanktona

Fitoplanktonske vrste određene su svjetlosnim mikroskopom (Carl Zeiss Jena, Njemačka) pomoću priručnika za determinaciju (Hindak i sur., 1975; Hindak, 1977-1990; Hindak i sur., 1978; Hindak, 1988; Huber-Pestalozzi, 1961-1990; Komarek, 1973; Hustedt, 1976; Anagnostidis i Komárek, 1985; 1988; Komárek i Anagnostidis, 1989; Wacklin i sur., 2009). Nakon determinacije, nomenklatura je usklađena prema bazi podataka AlgaeBase (Guiry i Guiry, 2017). Kako bi se preciznije i detaljnije napravila taksonomska analiza dijatomeja korištena je metoda čišćenja silikatnih ljušturica vrućim vodikovim peroksidom i kloridnom

kiselinom te su napravljeni trajni preparati (Szabó i sur., 2005). 5 mL svakog uzorka isprano je od formaldehida s jednakim volumenom destilirane vode. Uzorci su centrifugirani 2 min pri 1500 okr./min. Nakon centrifugiranja supernatant je dekantiran te je postupak ponovljen četiri puta. Kako bi se odstranio organski materijal, nakon centrifugiranja i dekantiranja u suspenziju je dodano 10 mL 30%-tnog vodikovog peroksida te su uzorci zagrijavani u vodenoj kupelji na 90°C tijekom tri sata. Za uklanjanje karbonata, u uzorke je dodano nekoliko kapi 1 M klorovodične kiseline. Nakon hlađenja postupak centrifugiranja i ispiranja u destiliranoj vodi ponovljen je tri puta, a zatim su uzorci pohranjeni u plastične epruvetice. Na svako pokrovno stakalce nanesen je po 1 mL uzorka koji je ostavljen na sušenju preko noći. Na zagrijanu predmetnicu stavljena je kap sredstva za uklapanje (Naphrax, Brunel Microscopes, Chippenham, UK) kojim je učvršćeno svako stakalce s uzorkom. Nakon sušenja i hlađenja, trajni preparati dijatomeja analizirani su pomoću mikroskopa i imerzijskog objektiva pod povećanjem od 1000x uz upotrebu imerzijskog ulja. Korišteni su standardni priručnici za determinaciju diatomeja (Huber-Pestalozzi, 1942; Krammer i Lange-Bertalot, 1991; 1997).
Brojnost fitoplanktona (BrJ) određena je tehnikom prema Utermöhlu (1958), brojanjem jedinki u sedimentacijskim komoricama volumena 10 mL (Hydro-Bios, Njemačka) pomoću invertnog mikroskopa (Axiovert 25, Carl Zeiss Inc, Njemačka) pri povećanju od 600x. Brojnost fitoplanktona izražena je kao broj jedinki po litri (ind./L).

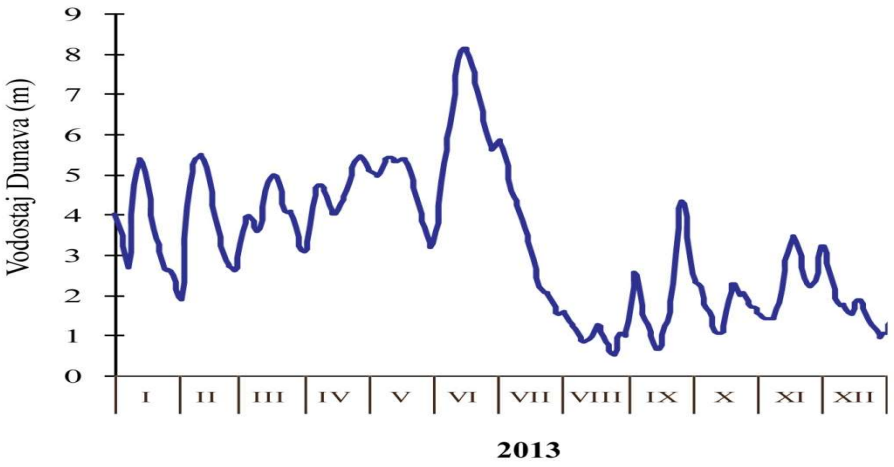
2.6. Statistička obrada podataka

Utvrđivanje sličnosti između uzoraka prikupljenih u kanalu Čonakut i Kopačkom jezeru tijekom istraživanog razdoblja na temelju kvalitativnog sastava i brojnosti fitoplanktona provedeno je pomoću hijerarhijske klaster analize i nemetričkog višedimenzijskog skaliranja (nMDS) u računalnom programu Primer 6 (Clarke i Warwick, 2001). Stupanj sličnosti između uzoraka izračunan je pomoću Bray-Curtisovog indeksa. Klaster analizom obuhvaćeni su podaci kvalitativnog sastava fitoplanktona koji nisu prethodno transformirani, a za dobivanje nMDS dijagrama, podaci o brojnosti fitoplanktona prethodno su logaritamski transformirani.
Izračunate su korelacije između fizikalno-kemijskih čimbenika, brojnosti fitoplanktona i suhe tvari makrofita na istraživanim lokalitetima primjenom Pearsonovog koeficijenta korelacije s razinom značajnosti $p<0,05$ (Petz, 1985) u računalnom programu Statistica 13.3 (TIBCO Inc., SAD).

3. REZULTATI

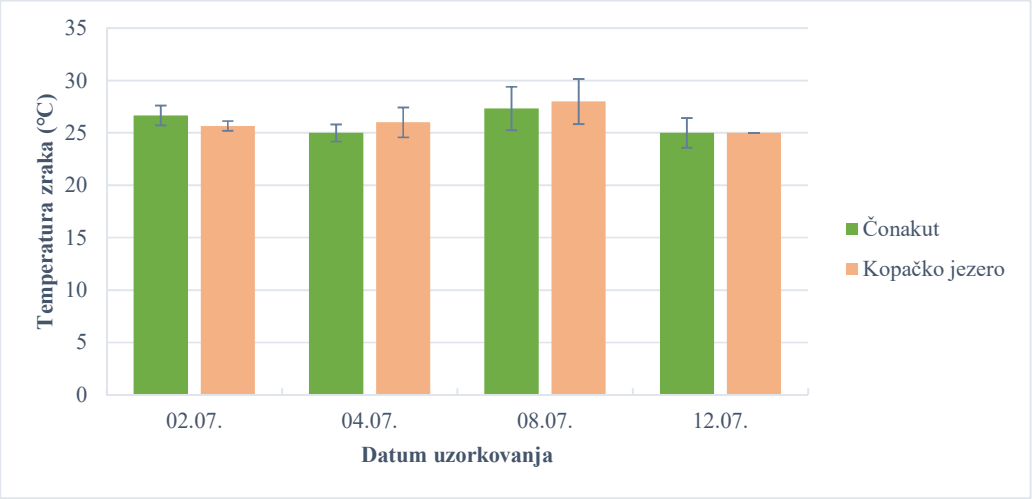
3.1. Fizikalno-kemijska svojstva vode

Vodostaj rijeke Dunav (Slika 8) praćen je tijekom 2013. godine na vodomjernoj stanici kod Apatina koja je smještena na 1401,4 r.km. Vodostaj se tijekom godine mijenjao, a najviši je bio u mjesecu lipnju. Istraživanje fitoplanktona provedeno je u srpnju kada je vodostaj Dunava opadao u rasponu od 581 cm prilikom prvog uzorkovanja (02.07.2013.) do 387 cm kod posljednjeg uzorkovanja (12.07.2013.).



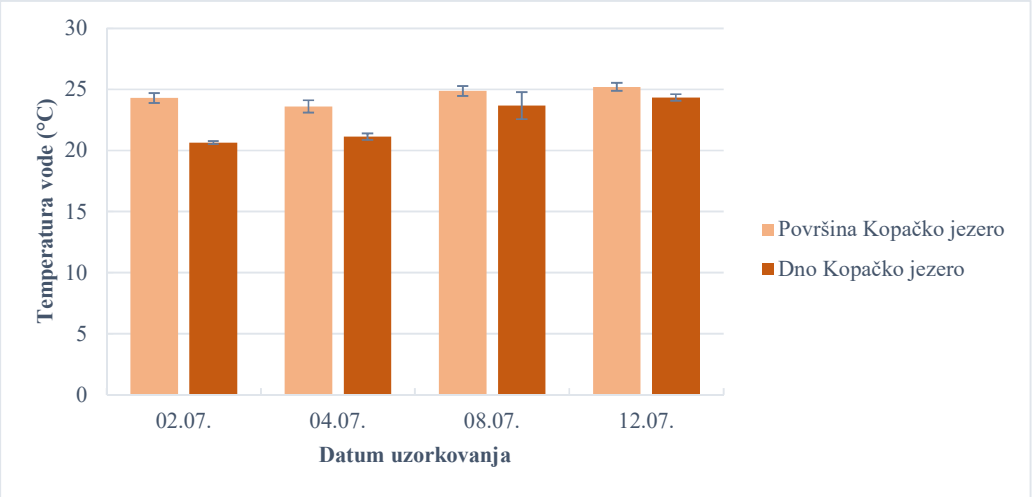
Slika 8. Dnevne vrijednosti vodostaja Dunava na mjernoj postaji Apatin tijekom 2013. godine

Temperatura zraka (Slika 9) mijenjala se tijekom istraživanja u rasponu od 25 do 28°C. Najviša temperatura zraka zabilježena je na obje postaje tijekom trećeg uzorkovanja (8. srpnja 2013.), s najvišom vrijednošću izmjerenom na postaji u Kopačkom jezeru (28°C). Utvrđena je pozitivna korelacija temperature zraka i prozirnosti vode te također pozitivna korelacija s koncentracijom ukupnog dušika (Tablica 1).

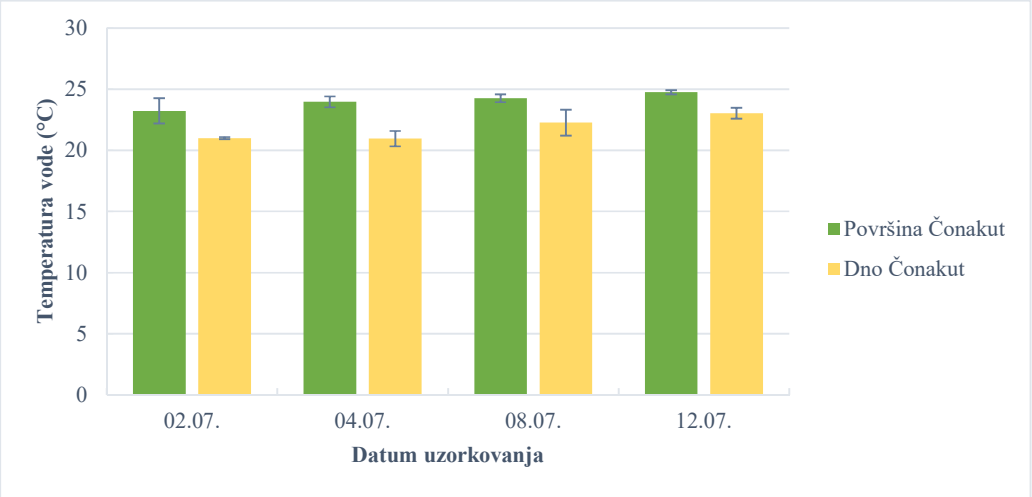


Slika 9. Promjene temperature zraka na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Temperatura vode mjerena je u površinskom i pridnenom sloju na oba istraživana lokaliteta (Slike 10 i 11). Općenito, više temperature vode zabilježene su u površinskom sloju vode. Najviše temperature vode izmjerene su u površinskom (25,20°C) i pridnenom sloju (24,33°C) Kopačkog jezera tijekom posljednjeg uzorkovanja. U kanalu Čonakut prilikom prvog uzorkovanja izmjerena je najniža temperatura (23,23°C) u površinskom sloju vode, dok je najniža temperatura u pridnenom sloju vode zabilježena istog dana u Kopačkom jezeru (20,63°C).

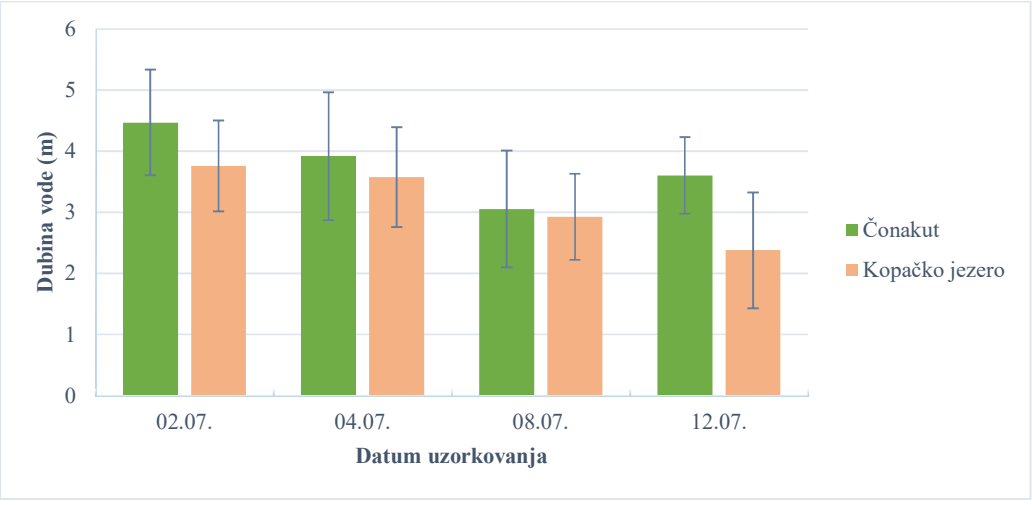


Slika 10. Promjene temperature vode Kopačkog jezera u srpnju 2013. godine



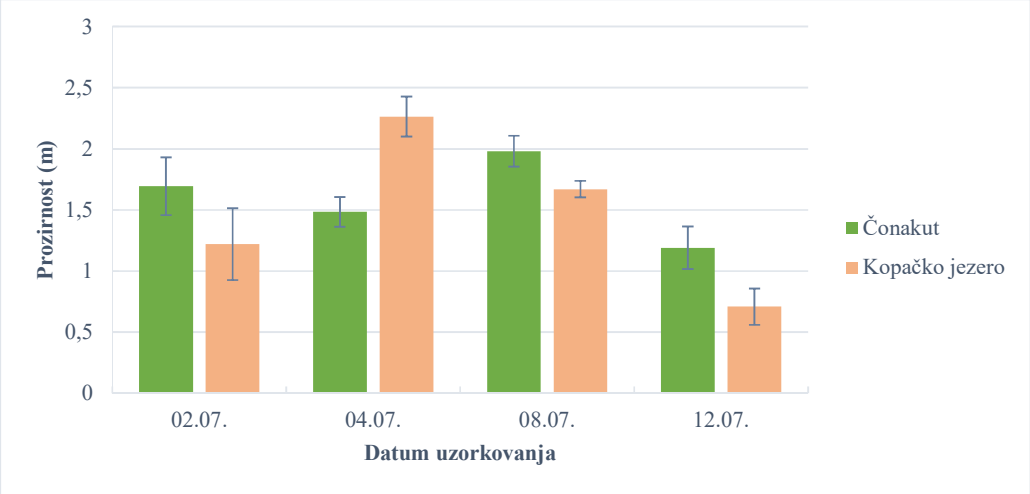
Slika 11. Promjene temperature vode kanala Čonakut u srpnju 2013. godine

Utvrđena je negativna korelacija između temperature vode i mase suhe tvari makrofita. Osim toga, temperatura vode bila je pozitivno korelirana s koncentracijom klorofila-b (Tablica 1). Dubina vode kontinuirano je opadala tijekom istraživanja na obje postaje, uz blago povećanje na postaji Čonakut pri posljednjem uzorkovanju (12. srpnja 2013.) (Slika 12). Općenito, veća dubina vode zabilježena je u kanalu Čonakut, u odnosu na Kopačko jezero. Najveća dubina vode (4,47 m) zabilježena je u kanalu Čonakut tijekom prvog uzorkovanja, a najmanja dubina (2,38 m) pri posljednjem uzorkovanju u Kopačkom jezeru. Utvrđena je negativna korelacija između temperature vode i dubine vode na istraživanim lokalitetima (Tablica 1).



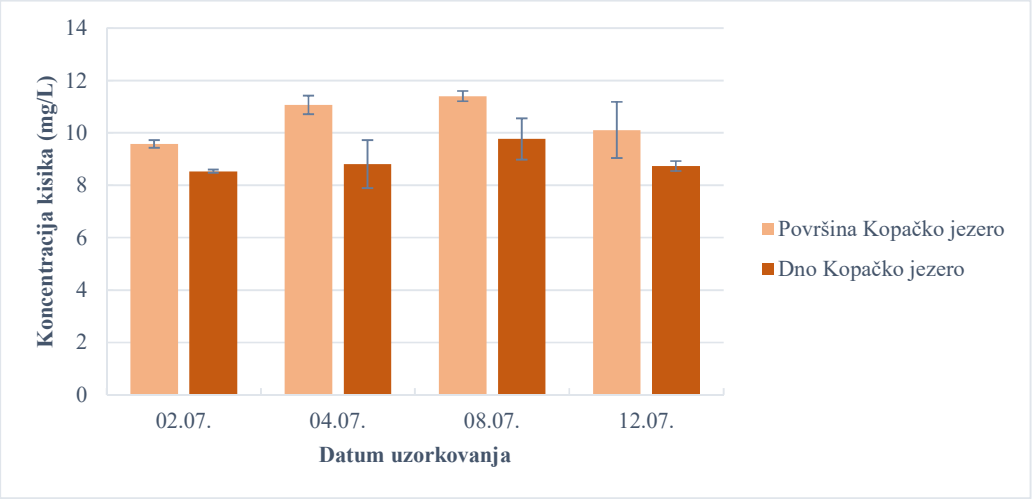
Slika 12. Promjene u dubini vode na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Najviša vrijednost prozirnosti vode u istraživanom razdoblju na obje postaje (Slika 13) iznosila je 2,26 m, a zabilježena je u Kopačkom jezeru tijekom drugog uzorkovanja (4. srpnja 2013.). U kanalu Čonakut najviša vrijednost (1,98 m) zabilježena je tijekom trećeg uzorkovanja. Na obje postaje najmanja prozirnost vode utvrđena je prilikom posljednjeg uzorkovanja (0,71 m u Kopačkom jezeru i 1,19 m u kanalu Čonakut).

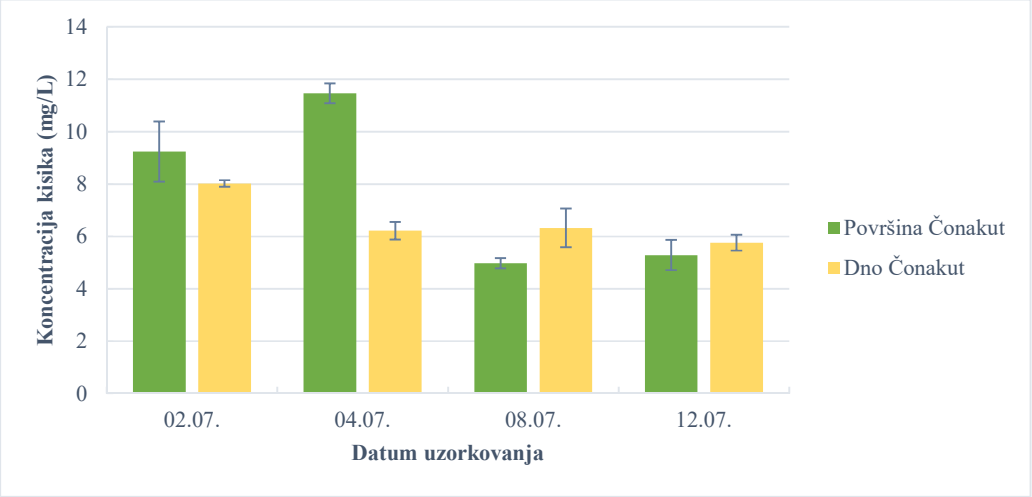


Slika 13. Promjene prozirnosti vode na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Promjene u koncentraciji kisika u vodi tijekom istraživanja bile su izraženije u kanalu Čonakut, u usporedbi s Kopačkim jezerom (Slike 14 i 15). U jezeru su tijekom cijelog istraživanja zabilježene više koncentracije kisika u površinskom u odnosu na pridneni sloj, s najvišom vrijednošću od 11,40 mg/L, zabilježenom tijekom trećeg uzorkovanja (8. srpnja 2013.). U kanalu Čonakut tijekom prva dva uzorkovanja zabilježene su više koncentracije kisika, s višim vrijednostima u površinskom, a nižim u pridnenom sloju, dok je kod sljedeća dva uzorkovanja utvrđeno suprotno. Tada su zabilježene i najniže koncentracije kisika u površinskom sloju vode (4,97 mg/L i 5,29 mg/L). Tijekom posljednjeg uzorkovanja zabilježena je također i najniža koncentracija kisika u pridnenom sloju vode, u kanalu Čonakut, a iznosila je 5,76 mg/L.



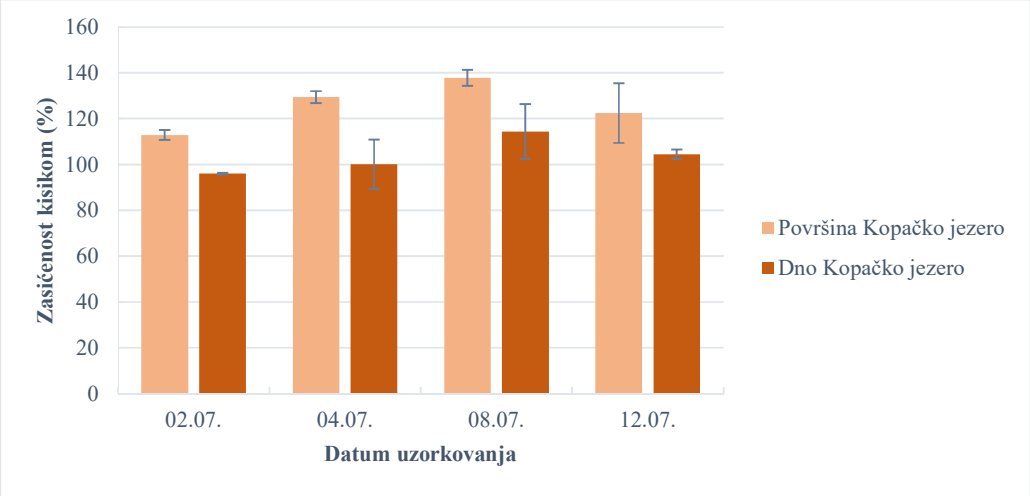
Slika 14. Promjene koncentracije otopljenog kisika u vodi Kopačkog jezera u srpnju 2013. godine



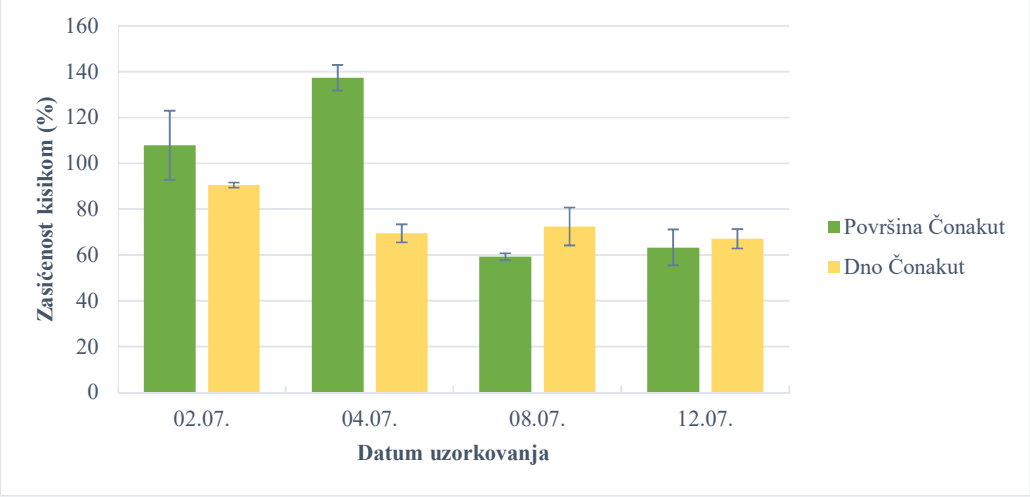
Slika 15. Promjene koncentracije otopljenog kisika u vodi kanala Čonakut u srpnju 2013. godine

Vrijednosti zasićenja vode kisikom tijekom istraživanog razdoblja (Slike 16 i 17) mijenjale su se sukladno promjenama u koncentraciji otopljenog kisika u vodi. Također su zabilježene više vrijednosti u Kopačkom jezeru (112,86-137,83% u površinskom sloju; 96,03-114,36% u pridnenom sloju), nego u kanalu Čonakut (59,3-137,36% u površinskom sloju; 67,06-90,53% u pridnenom sloju). Kako su se koncentracija otopljenog kisika u vodi i zasićenost kisikom

proporcionalno mijenjale, između ta dva parametra utvrđena je značajna pozitivna korelacija (Tablica 1).

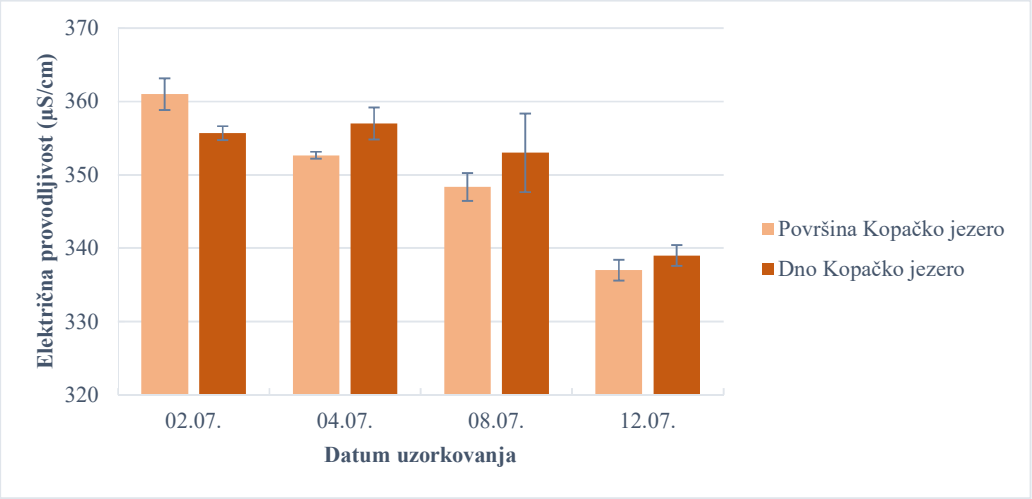


Slika 16. Promjene zasićenja vode kisikom u Kopačkom jezeru u srpnju 2013. godine

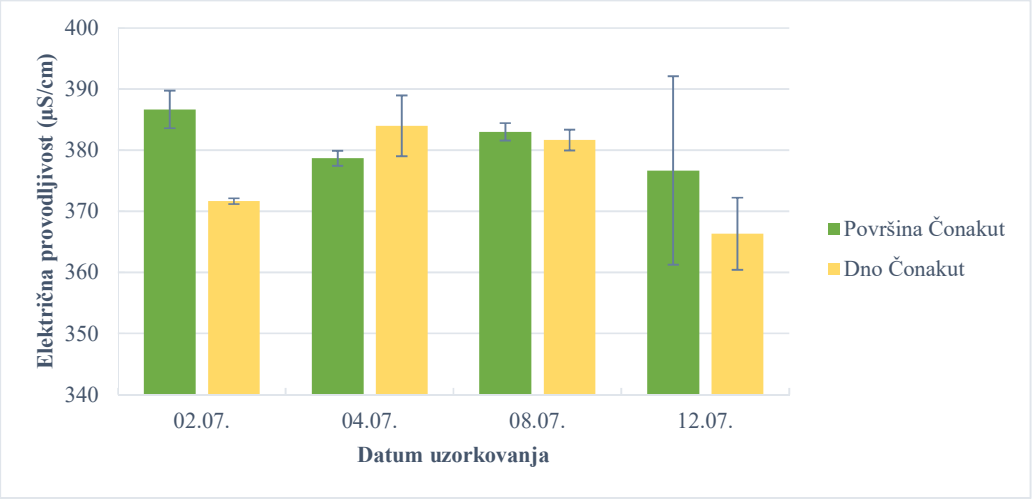


Slika 17. Promjene zasićenja vode kisikom u kanalu Čonakut u srpnju 2013. godine

Električna provodljivost mijenjala se u površinskom i pridnenom sloju vode na obje postaje istraživanja. Vrijednosti električne provodljivosti uglavnom su bile više od 350 µS/cm, osim u Kopačkom jezeru prilikom zadnjeg uzorkovanja gdje su se kretale između 337 µS/cm na površini i 339 µS/cm na dnu (Slika 18). Najviša vrijednost električne provodljivosti od 386,67 µS/cm zabilježena je u površinskom sloju vode kanala Čonakut 02.07.2013. (Slika 19).



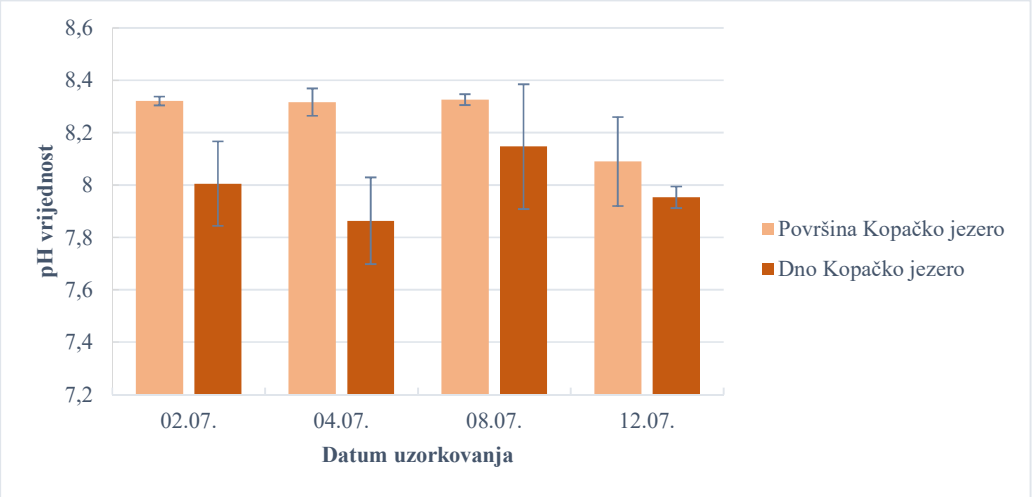
Slika 18. Promjene električne provodljivosti vode u Kopačkom jezeru u srpnju 2013. godine



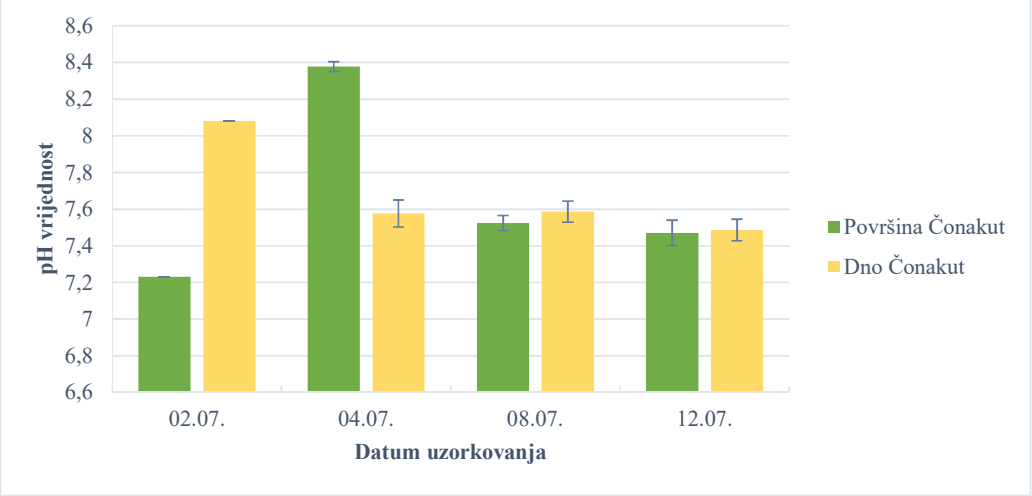
Slika 19. Promjene električne provodljivosti vode u kanalu Čonakut u srpnju 2013. godine

pH vrijednost tijekom istraživanja razlikovala se u površinskom i pridnenom sloju vode na obje postaje (Slike 20 i 21). U Kopačkom jezeru vrijednosti su uvijek bile više u površinskom sloju vode (8,09-8,32) u usporedbi s pridnenim slojem (7,86-8,14). Suprotno, u kanalu Čonakut jedino je prilikom drugog uzorkovanja (4. srpnja 2013.) na površini utvrđena viša pH vrijednost vode (8,37), nego pri dnu. To je ujedno bila i najviša utvrđena pH vrijednost vode tijekom istraživanja. Najniža pH vrijednost vode (7,23) utvrđena je također u kanalu Čonakut, prilikom

prvog uzorkovanja. Zabilježena je i značajna negativna korelacija između električne provodljivosti i pH vrijednosti vode (Tablica 1).



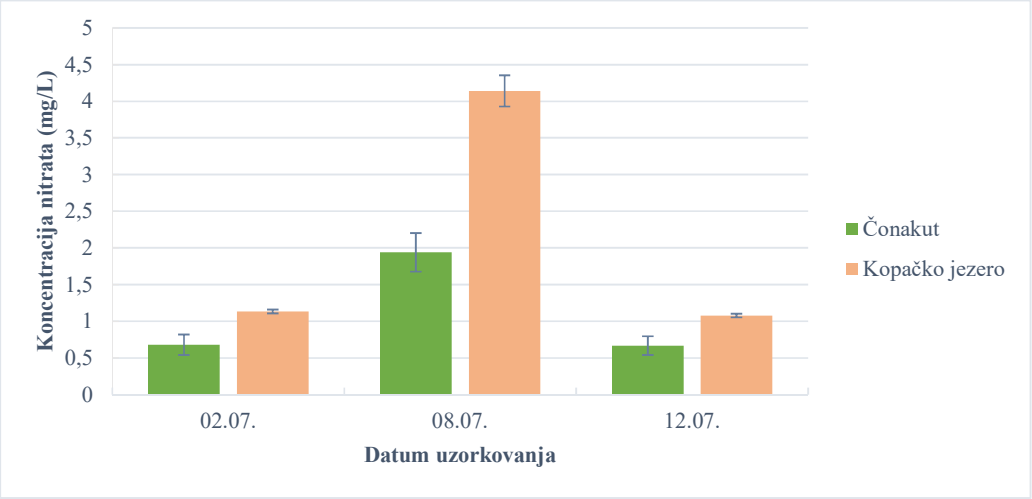
Slika 20. Promjene pH vrijednosti vode u Kopačkom jezeru u srpnju 2013. godine



Slika 21. Promjene pH vrijednosti vode u kanalu Čonakut u srpnju 2013. godine

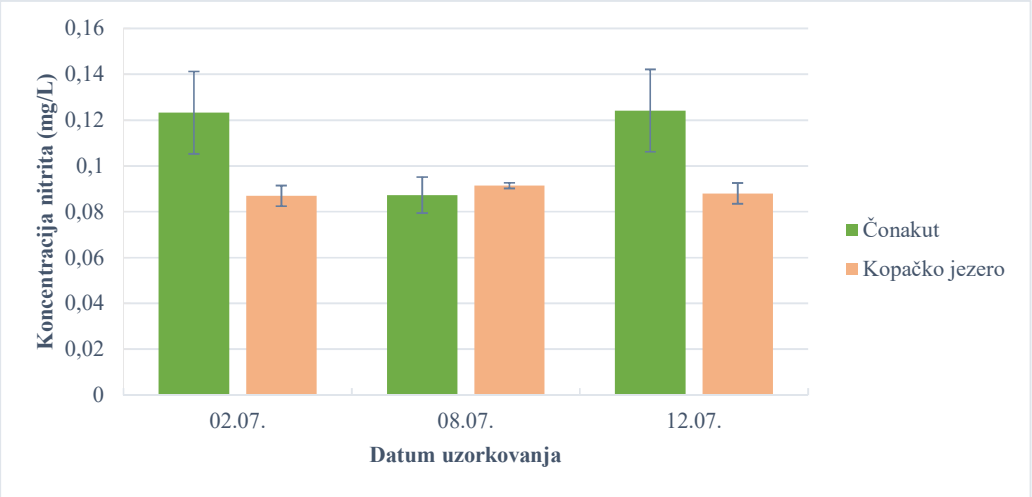
Koncentracije nitrata značajno su varirale tijekom istraživanja (Slika 22), a izrazito visoke vrijednosti zabilježene su 8. srpnja 2013. godine. Viša vrijednost utvrđena je u Kopačkom jezeru (4,14 mg/L), u odnosu na kanal Čonakut (1,93 mg/L). Najniže koncentracije nitrata

zabilježene su na obje postaje prilikom posljednjeg uzorkovanja (0,67 mg/L u kanalu Čonakut; 1,07 mg/L u Kopačkom jezeru).



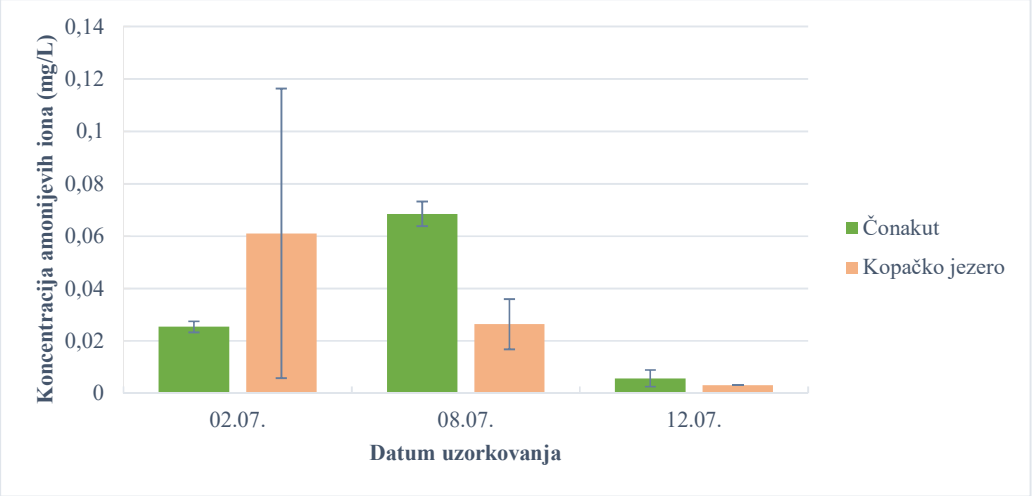
Slika 22. Promjene koncentracije nitrata na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Više vrijednosti koncentracije nitrita u vodi zabilježene su u kanalu Čonakut tijekom prvog uzorkovanja (0,123 mg/L) te na kraju istraživanja (0,124 mg/L), dok je niža vrijednost utvrđena 8. srpnja 2013. (0,087 mg/L) (Slika 23). U Kopačkom jezeru vrijednosti su bile vrlo ujednačene, a kretale su se u rasponu od 0,086 mg/L do 0,091 mg/L.



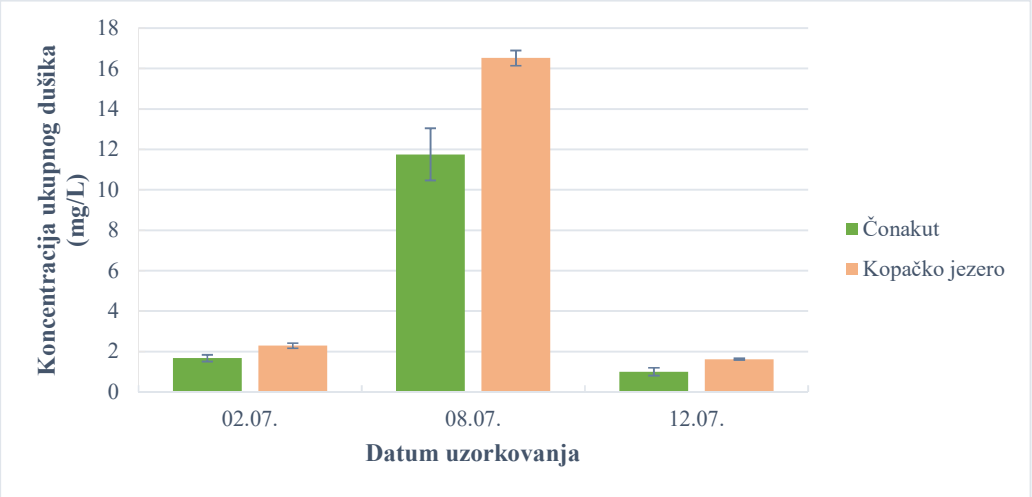
Slika 23. Promjene koncentracije nitrita na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Vrijednosti koncentracije amonijevih iona imale su drugačiji trend na postajama istraživanja (Slika 24). Najviša koncentracija amonijevih iona u vodi (0,068 mg/L) zabilježena je u kanalu Čonakut 8. srpnja 2013., a u Kopačkom jezeru tijekom prvog uzorkovanja (0,061 mg/L). Najniže koncentracije zabilježene su na oba lokaliteta tijekom posljednjeg uzorkovanja, a iznosile su 0,005 mg/L u kanalu Čonakut i 0,003 mg/L u Kopačkom jezeru.



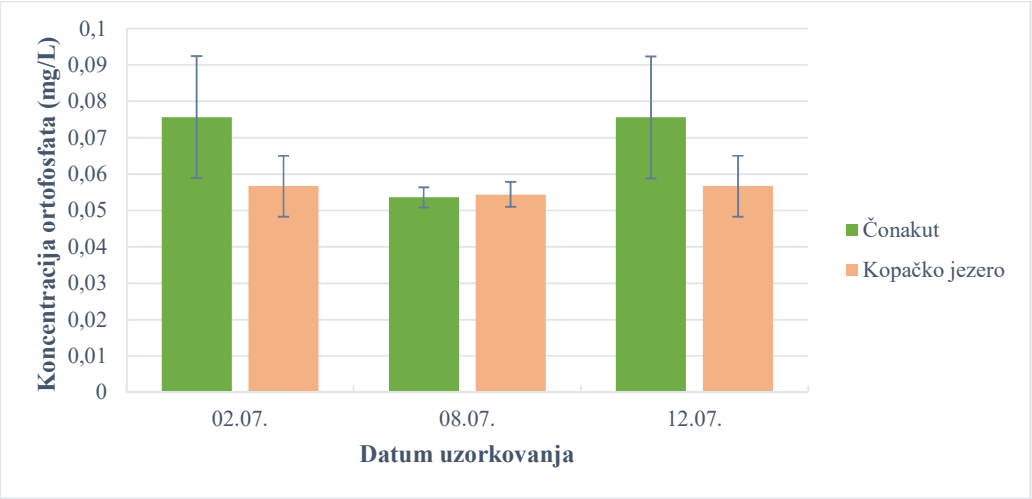
Slika 24. Promjene koncentracije amonijevih iona na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Izrazito visoke koncentracije ukupnog dušika na obje postaje utvrđene su 8. srpnja 2013. (Slika 25). Najviša koncentracija utvrđena je u Kopačkom jezeru te je iznosila 16,52 mg/L. Najniža koncentracija (1,00 mg/L) zabilježena je u kanalu Čonakut prilikom posljednjeg uzorkovanja. Između koncentracije nitrata i ukupnog dušika utvrđena je pozitivna korelacija, dok je koncentracija nitrita također bila pozitivno korelirana i s koncentracijom ortofosfata (Tablica 1).



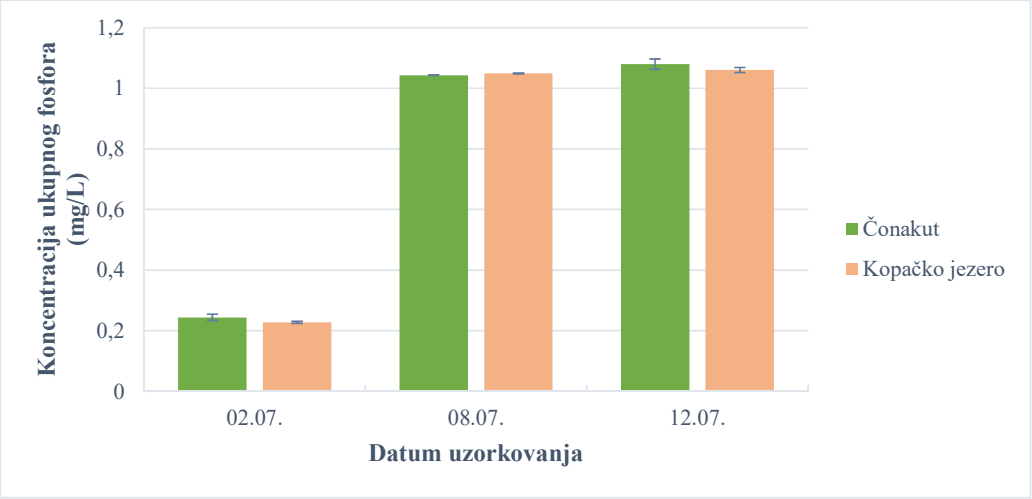
Slika 25. Promjene koncentracije ukupnog dušika na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Najviše vrijednosti koncentracije ortofosfata iznosile su 0,076 mg/L, a zabilježene su prilikom prvog i zadnjeg uzrokovanja u kanalu Čonakut (Slika 26). Ostale koncentracije kretale su se u rasponu od 0,053 mg/L do 0,057 mg/L na oba lokaliteta.



Slika 26. Promjene koncentracije ortofosfata na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Niže koncentracije ukupnog fosfora na obje postaje utvrđene su prilikom prvog uzorkovanja (2. srpnja 2013.) (Slika 27), a iznosile su 0,24 mg/L u kanalu Čonakut i 0,23 mg/L u Kopačkom jezeru. Pri ostalim uzorkovanjima utvrđene su mnogo više koncentracije s vrijednostima većim od 1,00 mg/L na oba lokaliteta.



Slika 27. Promjene koncentracije ukupnog fosfora na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

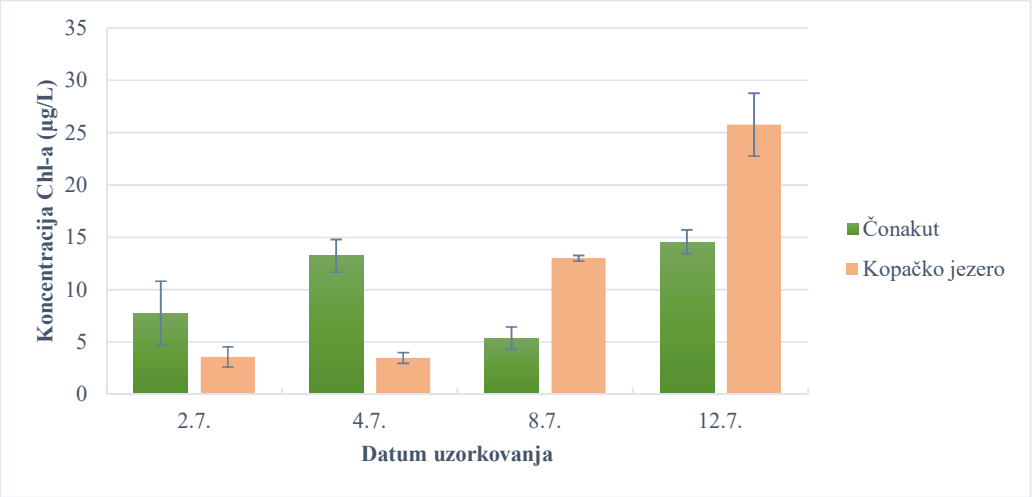
Za koncentraciju ukupnog fosfora utvrđena je pozitivna korelacija s brojem jedinki fitoplanktona, a negativna s masom suhe tvari makrofita (Tablica 1).

3.2. Koncentracije klorofila u vodi

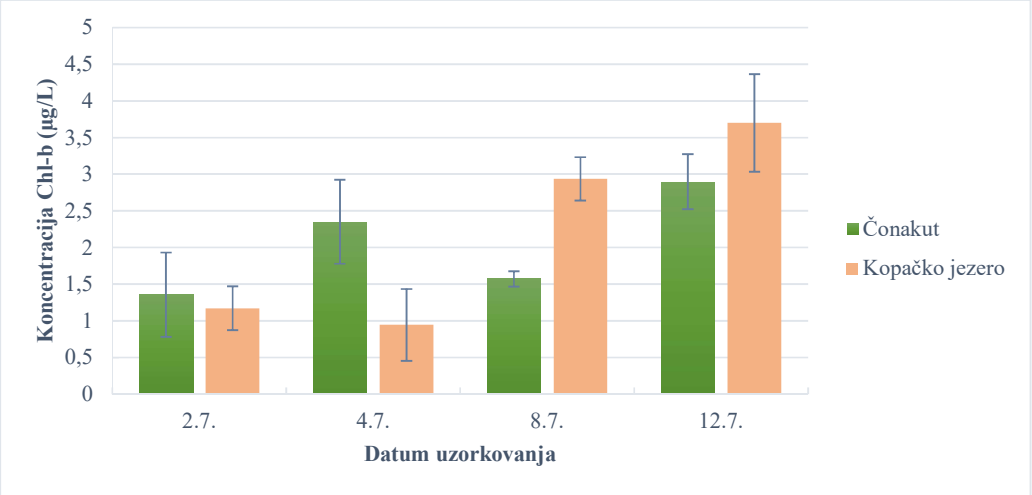
Koncentracije Chl-a (Slika 28), Chl-b (Slika 29) i Chl-c (Slika 30) mijenjale su se tijekom istraživanja na oba lokaliteta. Prilikom prva dva uzorkovanja veće vrijednosti koncentracija klorofila utvrđene su u kanalu Čonakut u odnosu na Kopačko jezero, što se promijenilo pri zadnja dva uzorkovanja gdje su više koncentracije utvrđene u jezeru.

U Kopačkom jezeru koncentracija Chl-a kontinuirano je rasla, a najviše koncentracije zabilježene su prilikom zadnjeg uzorkovanja na oba lokaliteta (25,76 µg/L Kopačko jezero; 14,57 µg/L kanal Čonakut). Sukladno tome, najviše koncentracije Chl-b (3,70 µg/L Kopačko jezero; 2,90 µg/L kanal Čonakut) i Chl-c utvrđene su također prilikom zadnjeg uzorkovanja na

oba lokaliteta. Najniže koncentracije Chl-a (3,48 µg/L), Chl-b (0,94 µg/L) i Chl-c (2,27 µg/L) zabilježene su prilikom drugog uzorkovanja u Kopačkom jezeru.

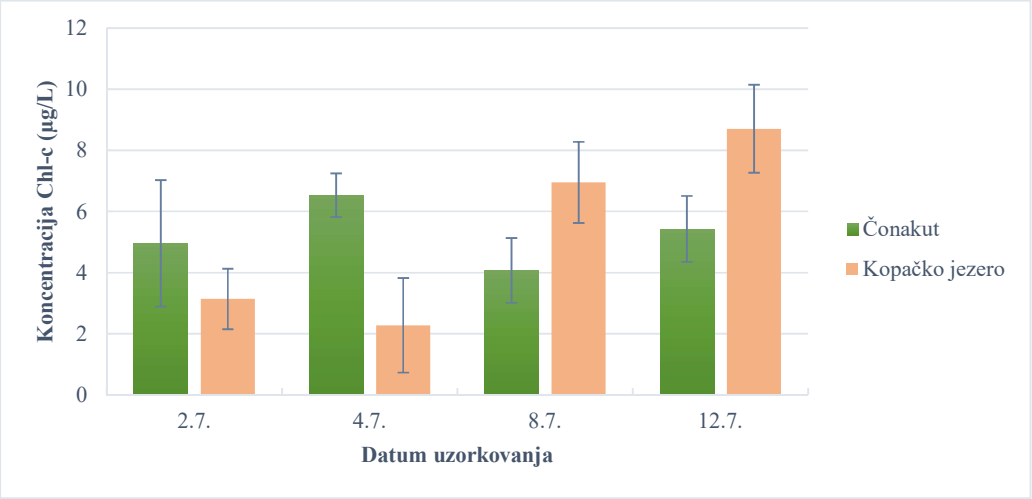


Slika 28. Promjene koncentracije klorofila-a na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine



Slika 29. Promjene koncentracije klorofila-b na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

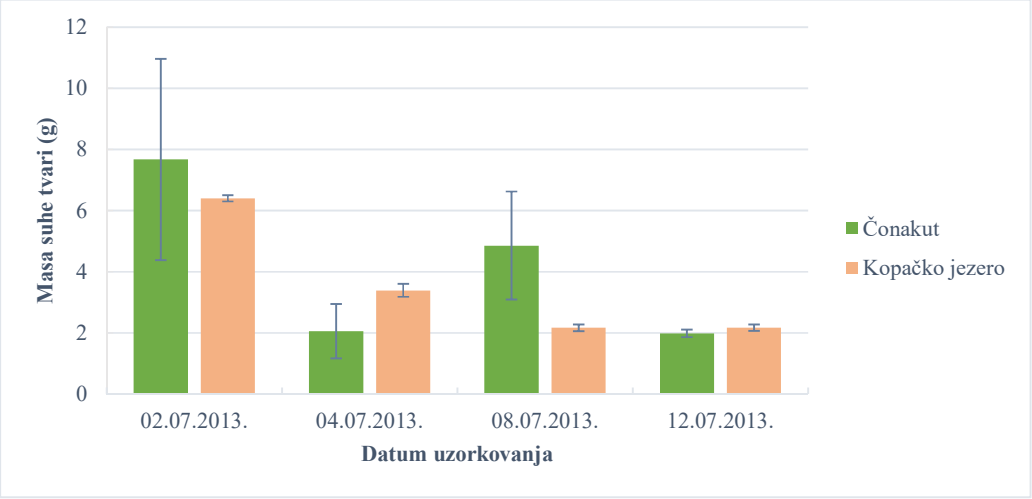
Utvrđena je negativna korelacija između koncentracije Chl-a i amonijevih iona, dok je koncentracija Chl-a bila u pozitivnoj vezi s koncentracijom Chl-b i Chl-c (Tablica 1).



Slika 30. Promjene koncentracije klorofila-c na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

3.3. Masa suhe tvari makrofita

Masa suhe tvari makrofita kontinuirano je opadala u Kopačkom jezeru od najviše vrijednosti prilikom prvog uzorkovanja (6,40 g) do najniže (2,16 g) pri posljednjem uzorkovanju (Slika 31). Iako je i u kanalu Čonakut izmjerena najveća masa (7,67 g) prilikom prvog i najniža (1,98 g) prilikom posljednjeg uzorkovanja, pad vrijednosti mase suhe tvari makrofita nije bio kontinuiran. Prilikom drugog uzorkovanja je u kanalu Čonakut zabilježena masa suhe tvari u iznosu od 2,05 g, dok je prilikom trećeg uzorkovanja zabilježena masa od 4,85 g.



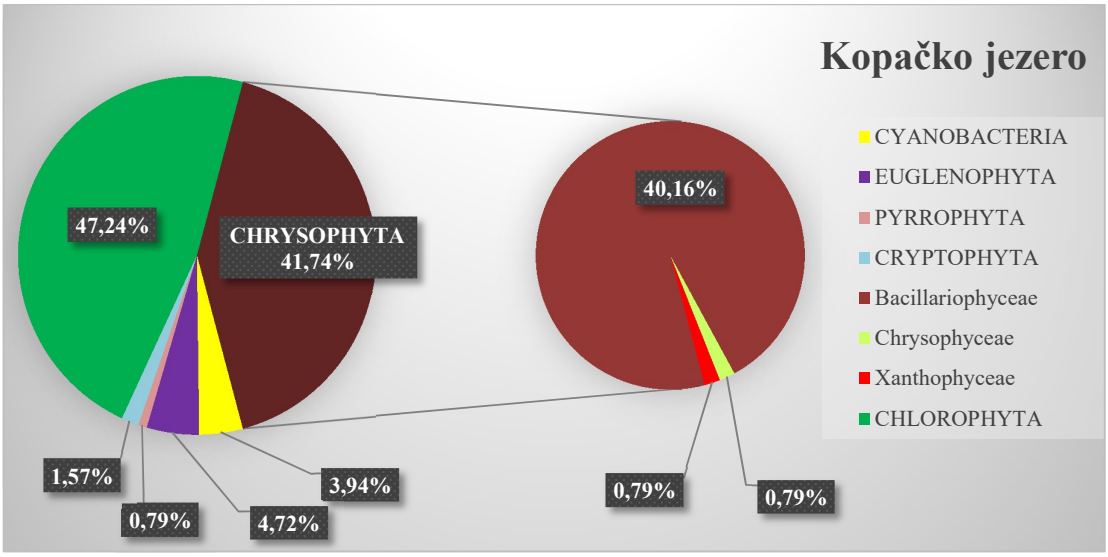
Slika 31. Promjene mase suhe tvari makrofita na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Također, istraživanjem je utvrđena negativna korelacija između mase suhe tvari makrofita i koncentracije Chl-b (Tablica 1).

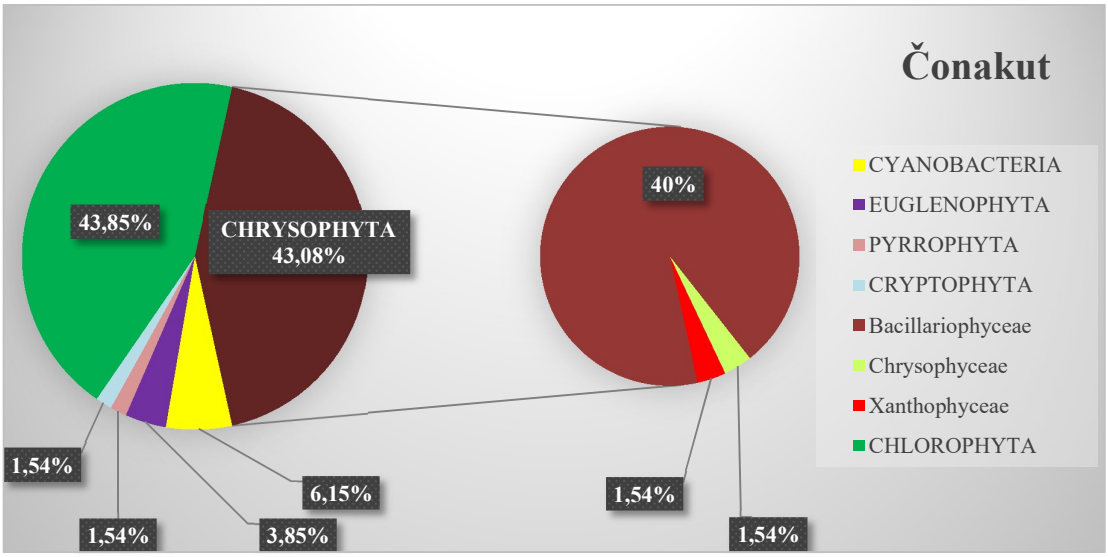
3.4. Kvalitativni sastav fitoplanktona

Istraživanjem su u kvalitativnom sastavu fitoplanktona na oba lokaliteta ukupno utvrđene 162 svojte (Prilog 1) koje su svrstane u skupine Cyanobacteria, Euglenophyta, Pyrrophyta, Cryptophyta, Chrysophyta i Chlorophyta. Utvrđena je najveća zastupljenost svojti iz skupine Chlorophyta (ukupno 73 svojte). U Kopačkom jezeru utvrđeno je 60 svojti iz skupine Chlorophyta, što čini 47,24% ukupnog broja svojti na tom lokalitetu (Slika 32). U kanalu Čonakut iz iste je skupine zabilježeno 57 svojti (43,85%) (Slika 33), pri čemu su na oba lokaliteta u najvećem broju uzoraka bile prisutne vrste *Ankistrodesmus gracilis*, *Coelastrum microporum*, *Desmodesmus opoliensis*, *Koliella longiseta*, *Messastrum gracile* te *Schroederia setigera* (Prilog 1). U Kopačkom su jezeru, osim navedenih, dobro zastupljene iz skupine zelenih alga bile i vrste *Pseudopediastrum boryanum* te *Desmodesmus communis*, a u kanalu Čonakut vrste *Eudorina elegans*, *Oedogonium* sp., *Pediastrum duplex*, *Tetradesmus lagerheimii* i *Sphaerellocystis ampla* (Prilog 1). Na drugom mjestu po zastupljenosti na oba lokaliteta bile su svojte iz razreda Bacillariophyceae (skupina Chrysophyta) s 40,12% od ukupnog broja svojti (Kopačko jezero 40,16%; Čonakut 40%). Vrste dijatomeja utvrđene na oba lokaliteta prilikom svakog uzorkovanja bile su: *Amphora ovalis*, *Asterionella formosa* var. *acaroides*, *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis placentula*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cymbella ventricosa*, *Fragilaria acus*, *Fragilaria capucina*, *Halamphora veneta*, *Melosira varians*, *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia holsatica*, *Ulnaria ulna* te *Staurosira construens* (Prilog 1). U Kopačkom su jezeru iz skupine dijatomeja bile također dobro zastupljene vrste: *Gomphonema acuminatum*, *Nitzschia acicularis* i *Placoneis elginensis*, a u kanalu Čonakut vrste: *Gomphonema olivaceum*, *Lemnicola hungarica* te *Stephanodiscus* sp. (Prilog 1). Treća po zastupljenosti u Kopačkom jezeru bila je skupina Euglenophyta sa šest zabilježenih svojti (4,72%), a u kanalu Čonakut skupina Cyanobacteria s osam utvrđenih svojti (6,15%). Slijedile su skupine s pet svojti, Cyanobacteria u Kopačkom jezeru (3,94%) te Euglenophyta u kanalu Čonakut (3,85%). Vrsta *Pseudanabaena mucicola* iz skupine Cyanobacteria utvrđena je na oba lokaliteta prilikom svakog uzorkovanja (Prilog 1). Najmanji broj svojti fitoplanktona (po jedna svojta) u Kopačkom jezeru pripadao je skupini Pyrrophyta te razredima Chrysophyceae i Xanthophyceae skupine Chrysophyta (0,79% za sve tri sistematske kategorije), dok su iz

skupine Cryptophyta zabilježene dvije svojte (1,57%). U fitoplanktonu kanala Čonakut najslabije zastupljeni (dvije svojte) bili su predstavnici razreda Chrysophyceae i Xanthophyceae te skupina Pyrrophyta i Cryptophyta (1,54% za sve kategorije).

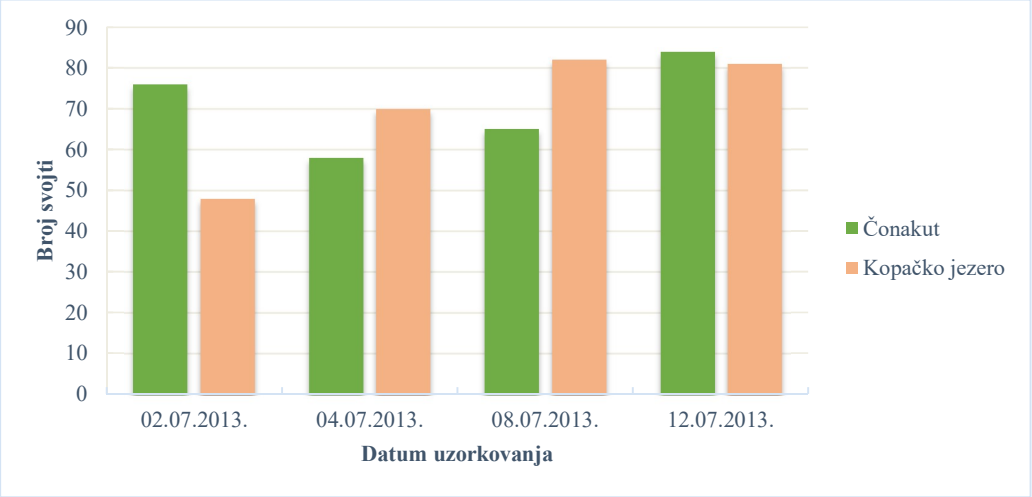


Slika 32. Postotna zastupljenost broja svojti pojedinih sistematskih kategorija u kvalitativnom sastavu fitoplanktona Kopačkog jezera u srpnju 2013. godine



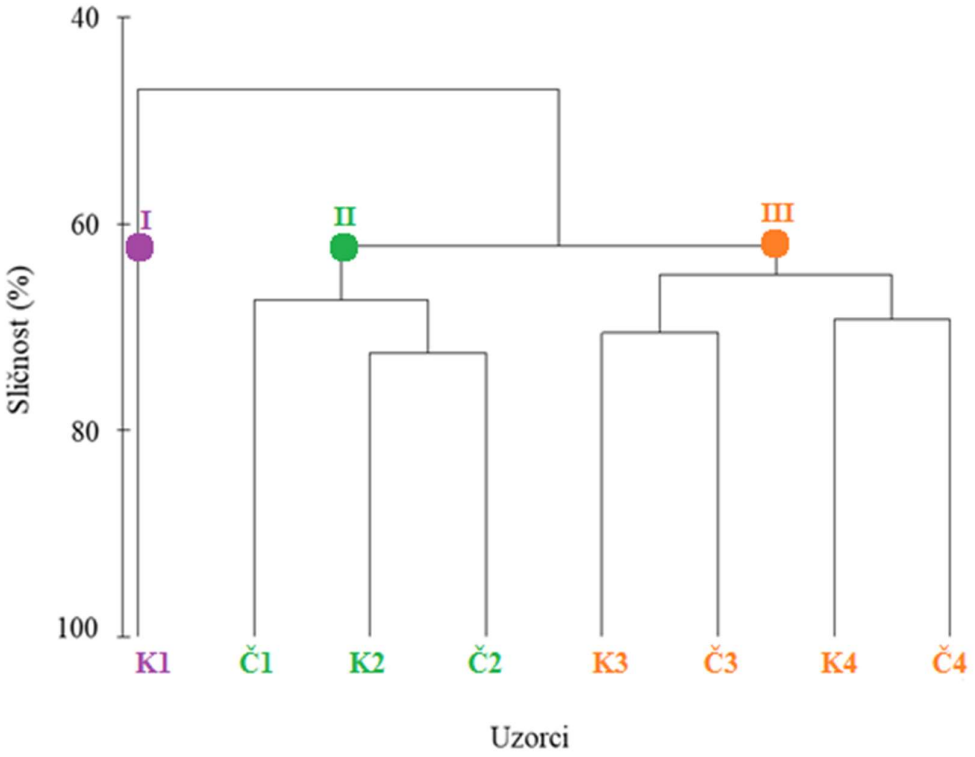
Slika 33. Postotna zastupljenost broja svojti pojedinih sistematskih kategorija u kvalitativnom sastavu fitoplanktona kanala Čonakut u srpnju 2013. godine

Također, tijekom svakog uzorkovanja mijenjao se broj svojti na oba lokaliteta (Slika 34). Najmanji broj svojti (48 svojti) zabilježen je u fitoplanktonu Kopačkog jezera prilikom prvog uzorkovanja, a najveći broj svojti (84 svojte) u kanalu Čonakut kod zadnjeg uzorkovanja. U Kopačkom jezeru broj utvrđenih svojti rastao je tijekom istraživanja te je prilikom zadnja dva uzorkovanja utvrđen sličan broj (82 i 81 vrsta). Za razliku od Kopačkog jezera, u fitoplanktonu kanala Čonakut pri prvom uzorkovanju zabilježeno je 76 svojti, zatim smanjenje tijekom drugog uzorkovanja (58 svojti), potom porast do kraja istraživanja (65 i 84 vrste).



Slika 34. Promjene u broju svojti fitoplanktona na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

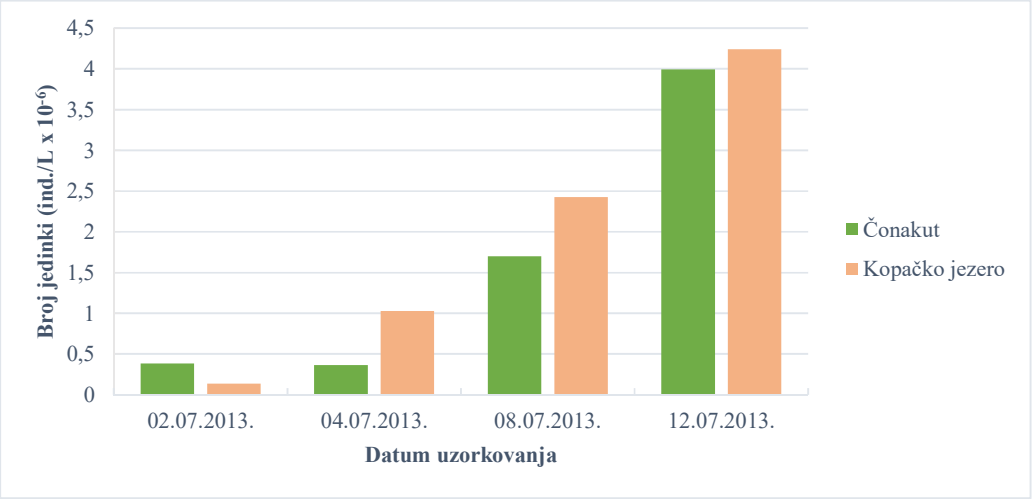
Hijerarhijskom klaster analizom obuhvaćeni su podaci analize kvalitativnog sastava fitoplanktona (Slika 35) u Kopačkom jezeru i kanalu Čonakut tijekom srpnja 2013. godine. Ovom analizom utvrđeno je grupiranje podataka u tri osnovne grupe (Bray-Curtis sličnost 50%). U prvoj se grupi (**I**) izdvojio uzorak fitoplanktona Kopačkog jezera pri prvom uzorkovanju (K1), dok druga grupa (**II**) sadrži uzorak fitoplanktona kanala Čonakut pri prvom uzorkovanju (Č1) i podgrupu s uzorcima drugog uzorkovanja na oba lokaliteta (K2 i Č2). Treća grupa (**III**) sadrži uzorke oba lokaliteta uzete prilikom preostala dva uzorkovanja pri čemu su se oni uzorkovani istog datuma odvojili u dodatne podgrupe (K3 i Č3; K4 i Č4).



Slika 35. Hijerarhijski klaster dendrogram analize kvalitativnog sastava fitoplanktona u srpnju 2013. godine - slovom je označen lokalitet uzorkovanja (K - Kopačko jezero, Č - kanal Čonakut); brojem je označen datum uzorkovanja (1 - 02.07.2013., 2 - 04.07.2013., 3 - 08.07.2013., 4 - 12.07.2013.)

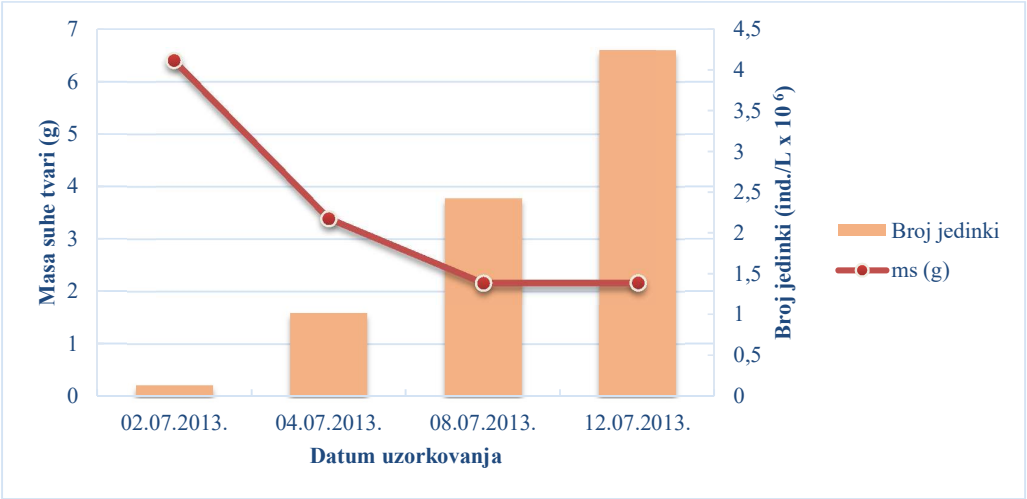
3.5. Brojnost fitoplanktona

Broj jedinki fitoplanktona kontinuirano je rastao od prvog prema zadnjem uzorkovanju na oba istraživana lokaliteta (Slika 36). Općenito je tijekom cijelog istraživanja utvrđen vrlo mali broj jedinki fitoplanktona, s maksimalnom vrijednošću od 4,24 x 10^6 ind./L u Kopačkom jezeru i nešto nižom vrijednošću (3,99 x 10^6 ind./L) u kanalu Čonakut. U Kopačkom jezeru razlike u brojnosti tijekom prva dva uzorkovanja bile su puno izraženije (0,13 x 10^6 ind./L i 1,02 x 10^6 ind./L), dok su u kanalu Čonakut utvrđene podjednake vrijednosti (0,38 x 10^6 ind./L i 0,36 x 10^6 ind./L).

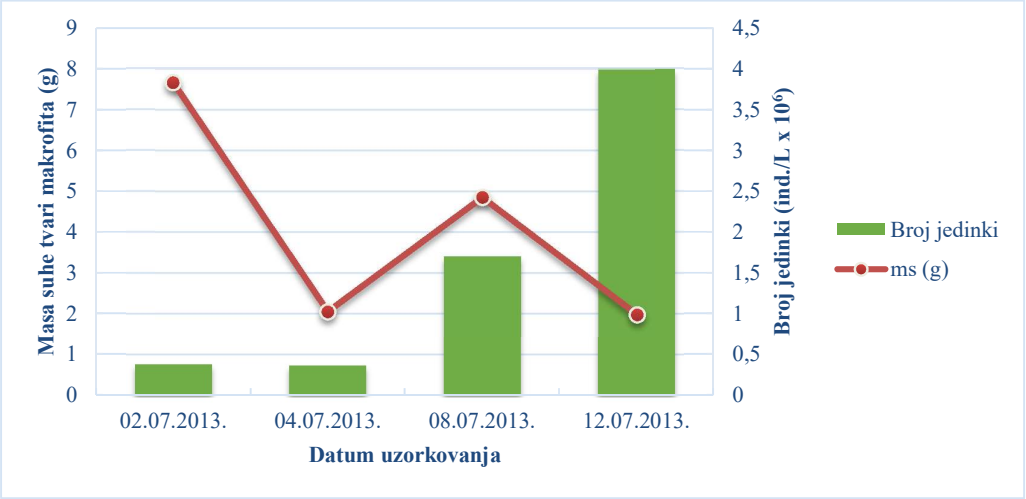


Slika 36. Promjena ukupnog broja jedinki fitoplanktona na postajama istraživanja u srpnju 2013. godine

Brojnost fitoplanktona mijenjala se obrnuto proporcionalno količini makrofita (Slike 37 i 38). Smanjenjem mase suhe tvari makrofita tijekom istraživanja, povećavao se broj jedinki fitoplanktona te je između ta dva parametra zabilježena značajna negativna korelacija (Tablica 1).

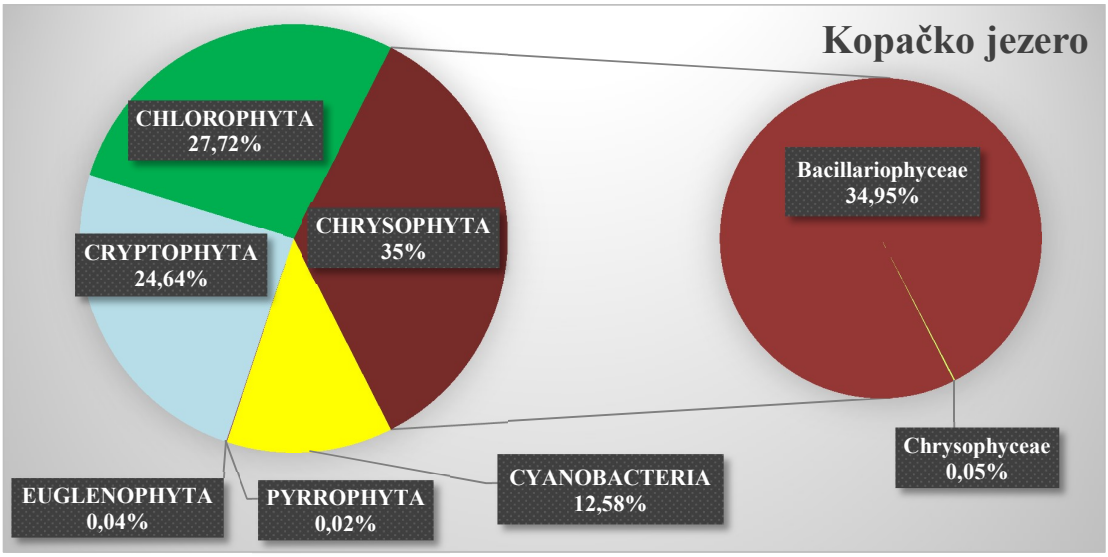


Slika 37. Promjene broja jedinki fitoplanktona i mase suhe tvari makrofita (ms) u Kopačkom jezeru tijekom srpnja 2013. godine

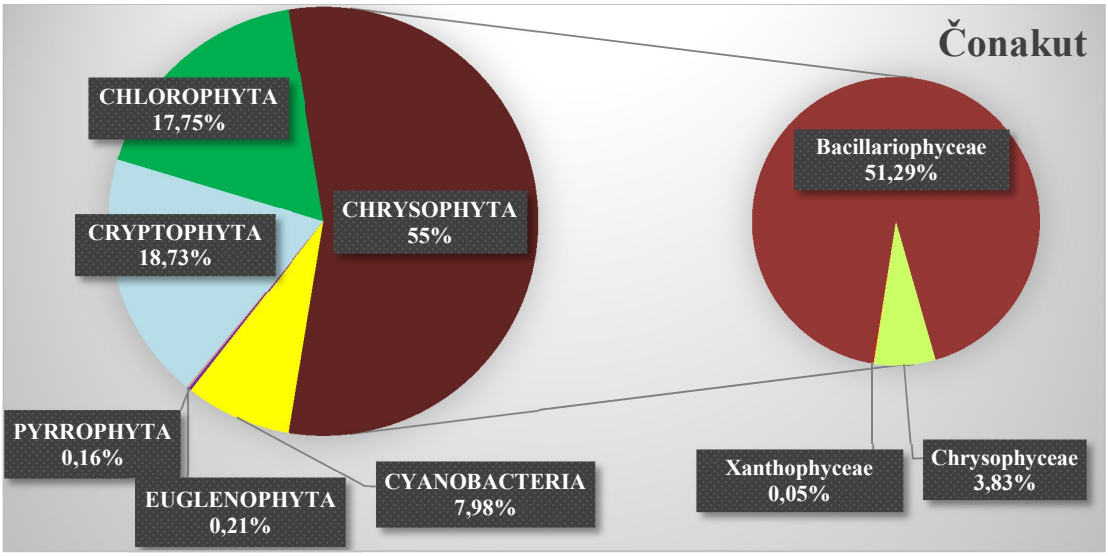


Slika 38. Promjene broja jedinki fitoplanktona i mase suhe tvari (ms) u kanalu Čonakut tijekom srpnja 2013. godine

Prema broju jedinki fitoplanktona, na oba istraživana lokaliteta najzastupljenije su bile dijatomeje (razred Bacillariophyceae, skupina Chrysophyta), s udjelom u ukupnoj brojnosti fitoplanktona od 34,95% (Kopačko jezero) (Slika 39) i 51,29% (kanal Čonakut) (Slika 40). Najbrojnija vrsta na oba istraživana lokaliteta bila je *Nitzschia palea*. U fitoplanktonu Kopačkog jezera iz iste su skupine također brojne bile vrste *Ulnaria ulna*, *Lemnicola hungarica*, *Fragilaria acus*, *Stephanodiscus* sp. te *Nitzschia holsatica*, dok su najbrojnije na lokalitetu Čonakut bile *Ulnaria ulna*, *Aulacoseira granulata*, *Melosira varians*, *Fragilaria acus*, *Achnanthidium minutissimum* i *Staurosira construens*. Druga najbrojnija skupina u Kopačkom jezeru, a treća po brojnosti u kanalu Čonakut bila je skupina Chlorophyta (Kopačko jezero 27,72%; Čonakut 17,75%). Najbrojnije zelene alge na oba lokaliteta bile su *Monoraphidium contortum*, *Raphidocelis danubiana* te *Schroederia setigera*. Skupina Cryptophyta bila je na drugom mjestu po brojnosti u fitoplanktonu kanala Čonakut (18,73%), a treća po brojnosti u Kopačkom jezeru (24,64%). Na oba lokaliteta se iz ove skupine brojnošću isticala vrsta *Rhodomonas* sp. Zatim su slijedile vrste iz skupine Cyanobacteria (Kopačko jezero 12,58%; Čonakut 7,98%), među kojima je najbrojnija bila *Pseudanabaena mucicola*, te predstavnici razreda Chrysophyceae (Kopačko jezero 0,05%; Čonakut 3,83%) i skupine Euglenophyta (Kopačko jezero 0,04%; Čonakut 0,21%). Najmanju postotnu zastupljenost u ukupnom broju jedinki fitoplanktona imale su vrste iz skupine Pyrrophyta (Kopačko jezero 0,02%; Čonakut 0,16%) te vrste iz razreda Xanthophyceae (skupina Chrysophyta) u kanalu Čonakut s udjelom od 0,05%.



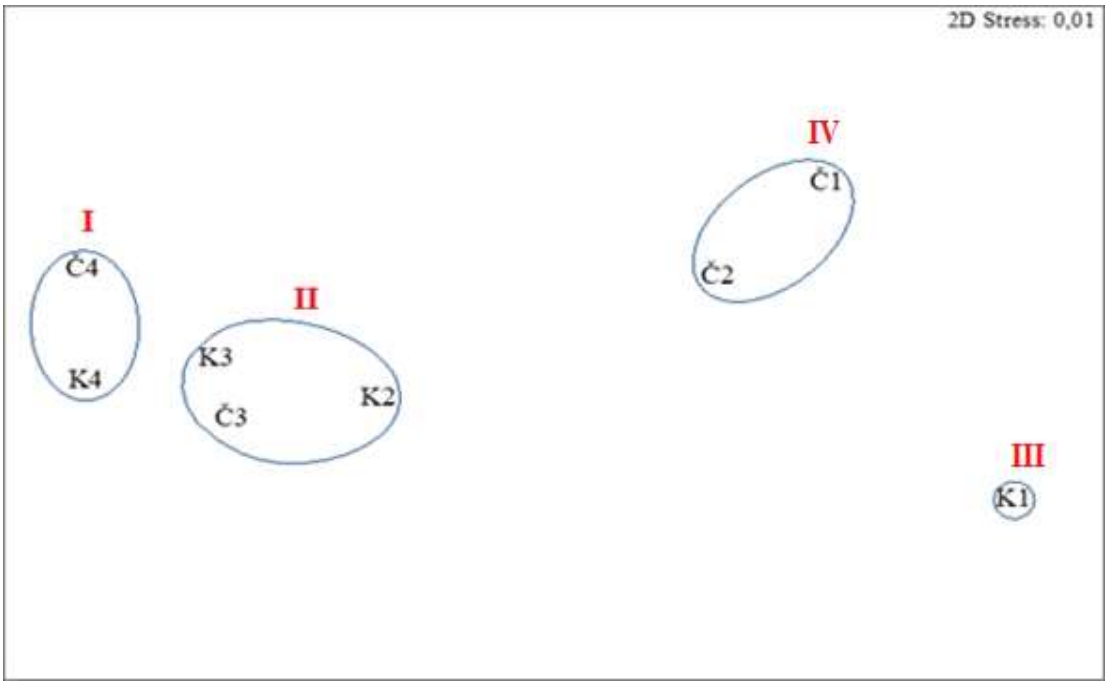
Slika 39. Postotna zastupljenost pojedinih sistematskih kategorija u ukupnoj brojnosti fitoplanktona Kopačkog jezera u srpnju 2013. godine



Slika 40. Postotna zastupljenost pojedinih sistematskih kategorija u ukupnoj brojnosti fitoplanktona kanala Čonakut u srpnju 2013. godine

nMDS analizom na temelju brojnosti pojedinih svojti fitoplanktona tijekom istraživanja u Kopačkom jezeru i kanalu Čonakut utvrđeno je grupiranje uzoraka u četiri grupe (Slika 41). Prva grupa (I) obuhvaća uzorke prikupljene tijekom posljednjeg uzorkovanja na oba lokaliteta (K4 i Č4). Druga grupa (II) obuhvaća uzorke prikupljene prilikom trećeg uzorkovanja na oba

lokaliteta (K3 i Č3) i podatke brojnosti fitoplanktona Kopačkog jezera tijekom drugog uzorkovanja (K2). Četvrta grupa (IV) obuhvaća podatke brojnosti fitoplanktona kanala Čonakut pri prvom i drugom uzorkovanju (Č1 i Č2), dok se u trećoj grupi (III) izdvojio uzorak fitoplanktona Kopačkog jezera na samom početku istraživanja (K1).



Slika 41. nMDS ordinacijski dijagram na temelju brojnosti fitoplanktona na istraživanim lokalitetima u srpnju 2013. godine - slovom je označen lokalitet uzorkovanja (K - Kopačko jezero, Č - kanal Čonakut); brojem je označen datum uzorkovanja (1- 02.07.2013., 2- 04.07.2013., 3- 08.07.2013., 4- 12.07.2013.)

Tablica 1. Korelacija fizikalno-kemijskih parametara oba lokaliteta tijekom istraživanog razdoblja (*statistički značajne vrijednosti označene crvenom bojom)

PARAMETAR	Dv (m)	Pr (m)	Tz	Tv	O_2 (mg/L)	O_2 (%)	EP	pH	NH_4	NO_3^-	NO_2^-	TN	PO_4^{-3}	TP	Chl-a	Chl-b	Chl-c	BrJ	ms
Dv (m)	1,0000	,3480	,0127	-,8674	-,1314	-,1778	,7403	-,5324	,1724	-,4375	,6825	-,3910	,7084	-,7796	-,6494	-,7272	-,6625	-,6446	,7575
	p= ---	p=,499	p=,981	p=,025	p=,804	p=,736	p=,092	p=,277	p=,744	p=,386	p=,135	p=,443	p=,115	p=,067	p=,163	p=,101	p=,152	p=,167	p=,081
Pr (m)	,3480	1,0000	,8536	-,5756	-,2746	-,2887	,6517	-,3770	,6036	,4128	,0641	,6360	-,0467	-,0922	-,7181	-,5940	-,5145	-,4875	,4104
	p=,499	p= ---	p=,031	p=,232	p=,598	p=,579	p=,161	p=,461	p=,205	p=,416	p=,904	p=,175	p=,930	p=,862	p=,108	p=,214	p=,296	p=,327	p=,419
Tz	,0127	,8536	1,0000	-,2824	,1765	,1765	,1754	,0420	,4588	,7845	-,2331	,8831	-,3618	,0485	-,4452	-,2913	-,1408	-,4766	,1691
	p=,981	p=,031	p= ---	p=,588	p=,738	p=,738	p=,740	p=,937	p=,360	p=,065	p=,657	p=,020	p=,481	p=,927	p=,376	p=,575	p=,790	p=,339	p=,749
Tv	-1	-,5756	-,2824	1,0000	,1074	,1532	-,7724	,6084	-,3730	,3284	-,4584	,1866	-,4712	,7549	,6868	,8239	,6145	,7525	-,9107
	p=,025	p=,232	p=,588	p= ---	p=,840	p=,772	p=,072	p=,200	p=,466	p=,525	p=,361	p=,723	p=,346	p=,083	p=,132	p=,044	p=,194	p=,084	p=,012
O_2 (mg/L)	-,1314	-,2746	,1765	,1074	1,0000	,9987	-,6847	,6586	-,2202	,4060	-,3036	,1355	-,2876	0	,2578	,2041	,4363	-,4054	,0173
	p=,804	p=,598	p=,738	p=,840	p= ---	p=,000	p=,133	p=,155	p=,675	p=,424	p=,559	p=,798	p=,580	p=,576	p=,622	p=,698	p=,387	p=,425	p=,974
O_2 (%)	-,1778	-,2887	,1765	,1532	,9987	1,0000	-,7152	,6768	-,2393	,4302	-,3230	,1571	-,3104	-,2427	,2930	,2474	,4719	-,3645	-,0306
	p=,736	p=,579	p=,738	p=,772	p=,000	p= ---	p=,110	p=,140	p=,648	p=,394	p=,532	p=,766	p=,549	p=,643	p=,573	p=,636	p=,345	p=,477	p=,954
EP	,7403	,6517	,1754	-,7724	-,6847	-,7152	1,0000	-,8415	,3605	-,3813	,5935	-,1290	,5684	-,3179	-,6757	-,6889	-,7080	-,2936	,5784
	p=,092	p=,161	p=,740	p=,072	p=,133	p=,110	p= ---	p=,036	p=,483	p=,456	p=,214	p=,808	p=,239	p=,539	p=,141	p=,130	p=,115	p=,572	p=,229
pH	-,5324	-,3770	,0420	,6084	,6586	,6768	-,8415	1,0000	,0955	,5314	-,7450	,3086	-,7263	,0673	,1858	,2810	,2456	-,0579	-,3293
	p=,277	p=,461	p=,937	p=,200	p=,155	p=,140	p=,036	p= ---	p=,857	p=,278	p=,089	p=,552	p=,102	p=,899	p=,725	p=,590	p=,639	p=,913	p=,524
NH_4^-	,1724	,6036	,4588	-,3730	-,2202	-,2393	,3605	,0955	1,0000	,1665	-,4926	,3619	-,4918	-,3488	-,8337	-,7896	-,7797	-,5573	,5690
	p=,744	p=,205	p=,360	p=,466	p=,675	p=,648	p=,483	p=,857	p= ---	p=,753	p=,321	p=,481	p=,322	p=,498	p=,039	p=,062	p=,067	p=,251	p=,239
NO_3^-	-,4375	,4128	,7845	,3284	,4060	,4302	-,3813	,5314	,1665	1,0000	-,4756	,9403	-,6023	,3899	-,0264	,2144	,2395	-,1115	-,3691
	p=,386	p=,416	p=,065	p=,525	p=,424	p=,394	p=,456	p=,278	p=,753	p= ---	p=,340	p=,005	p=,206	p=,445	p=,960	p=,683	p=,648	p=,833	p=,472
NO_2^-	,6825	,0641	-,2331	-,4584	-,3036	-,3230	,5935	-,7450	-,4926	-,4756	1,0000	-,4671	,9860	-,1809	-,0216	-,0599	-,0886	,0319	,1408
	p=,135	p=,904	p=,657	p=,361	p=,559	p=,532	p=,214	p=,089	p=,321	p=,340	p= ---	p=,350	p=,000	p=,732	p=,968	p=,910	p=,867	p=,952	p=,790
TN	-,3910	,6360	,8831	,1866	,1355	,1571	-,1290	,3086	,3619	,9403	-,4671	1,0000	-,6056	,4249	-,1914	,0468	,0674	-,1111	-,2540
	p=,443	p=,175	p=,020	p=,723	p=,798	p=,766	p=,808	p=,552	p=,481	p=,005	p=,350	p= ---	p=,203	p=,401	p=,716	p=,930	p=,899	p=,834	p=,627
PO_4^{-3}	,7084	-,0467	-,3618	-,4712	-,2876	-,3104	,5684	-,7263	-,4918	-,6023	,9860	-,6056	1,0000	-,2700	-,0081	-,0893	-,1126	,0180	,2017
	p=,115	p=,930	p=,481	p=,346	p=,580	p=,549	p=,239	p=,102	p=,322	p=,206	p=,000	p=,203	p= ---	p=,605	p=,988	p=,866	p=,832	p=,973	p=,702
TP	-,7796	-,0922	,0485	,7549	-,2911	-,2427	-,3179	,0673	-,3488	,3899	-,1809	,4249	-,2700	1,0000	,5855	,7607	,5813	,8497	-,8932
	p=,067	p=,862	p=,927	p=,083	p=,576	p=,643	p=,539	p=,899	p=,498	p=,445	p=,732	p=,401	p=,605	p= ---	p=,222	p=,079	p=,226	p=,032	p=,017
Chl-a	-,6494	-,7181	-,4452	,6868	,2578	,2930	-,6757	,1858	-,8337	-,0264	-,0216	-,1914	-,0081	,5855	1,0000	,9414	,9435	,7329	-,7318
	p=,163	p=,108	p=,376	p=,132	p=,622	p=,573	p=,141	p=,725	p=,039	p=,960	p=,968	p=,716	p=,988	p=,222	p= ---	p=,005	p=,005	p=,097	p=,098
Chl-b	-,7272	-,5940	-,2913	,8239	,2041	,2474	-,6889	,2810	-,7896	,2144	-,0599	,0468	-,0893	,7607	,9414	1,0000	,9156	,7971	-,9103
	p=,101	p=,214	p=,575	p=,044	p=,698	p=,636	p=,130	p=,590	p=,062	p=,683	p=,910	p=,930	p=,866	p=,079	p=,005	p= ---	p=,010	p=,058	p=,012
Chl-c	-,6625	-,5145	-,1408	,6145	,4363	,4719	-,7080	,2456	-,7797	,2395	-,0886	,0674	-,1126	,5813	,9435	,9156	1,0000	,5675	-,6962
	p=,152	p=,296	p=,790	p=,194	p=,387	p=,345	p=,115	p=,639	p=,067	p=,648	p=,867	p=,899	p=,832	p=,226	p=,005	p=,010	p= ---	p=,240	p=,124
BrJ	-,6446	-,4875	-,4766	,7525	-,4054	-,3645	-,2936	-,0579	-,5573	-,1115	,0319	-,1111	,0180	,8497	,7329	,7971	,5675	1,0000	-,8429
	p=,167	p=,327	p=,339	p=,084	p=,425	p=,477	p=,572	p=,913	p=,251	p=,833	p=,952	p=,834	p=,973	p=,032	p=,097	p=,058	p=,240	p= ---	p=,035
ms	,7575	,4104	,1691	-,9107	,0173	-,0306	,5784	-,3293	,5690	-,3691	,1408	-,2540	,2017	-,8932	-,7318	-,9103	-,6962	-,8429	1,0000
	p=,081	p=,419	p=,749	p=,012	p=,974	p=,954	p=,229	p=,524	p=,239	p=,472	p=,790	p=,627	p=,702	p=,017	p=,098	p=,012	p=,124	p=,035	p= ---

*LEGENDA: Dv- Dubina vode; Pr- Prozirnost vode; Tz- Temperatura zraka; Tv- Temperatura vode; O_2 (mg/L)- koncentracija otopljenog kisika u vodi; O_2 (%)- zasićenje vode kisikom; EP- električna provodljivost; NH_4^+- koncentracija amonijevih-iona; NO_3^-- koncentracija nitrata; NO_2^-- koncentracija nitrita, TN- koncentracija ukupnog dušika; PO_4^{-3}- koncentracija ortofosfata; TP- koncentracija ukupnog fosfora; Chl-a- klorofil a; Chl-b- klorofil b; Chl-c- klorofil c; BrJ- broj jedinki fitoplanktona; ms- masa suhe tvari makrofita.

4. RASPRAVA

Istraživanje utjecaja masovnog razvoja slobodno plivajućih makrofita na sastav i brojnost fitoplanktona provedeno je na dva lokaliteta, u Kopačkom jezeru i kanalu Čonakut na području Parka prirode Kopački rit, u srpnju 2013. godine. Ovakav masovan razvoj zajednice makrofita u kojoj je prevladavala vodena paprat *Salvinia natans* i vrste vodenih leća nije uobičajen u ovom poplavnom području i rezultat je specifičnih ekoloških uvjeta koji su vladali u istraživanim biotopima. Plavljenje Kopačkog rita uvelike ovisi o vodostaju rijeke Dunav. Iako poplave mogu nastupiti u bilo koje doba godine, općenito su najveći protoci karakteristični za prvu polovicu godine (uglavnom za sredinu proljeća), nakon čega obično slijedi smanjenje od lipnja do listopada (Buijse i sur., 2002). Pod utjecajem ekstremno visokih vodostaja (viših od 5 m na mjernoj postaji Apatin) poplavljeno je gotovo cijelo poplavno područje (Schwarz, 2005). Lipanj 2013. godine bio je okarakteriziran takvim ekstremno visokim vodostajima Dunava kada su vrijednosti iznosile preko 8 m. Visoki vodostaji (vrijednosti >5 m) koji su se zadržali početkom istraživanja u srpnju pogodovali su razvoju i zadržavanju gustog pokrova slobodno plutajućih makrofita u kanalu Čonakut i Kopačkom jezeru, ali je postupno opadanje vodostaja tijekom istraživanja i izlazak vode iz poplavnog područja doprinijelo njihovom povlačenju i nestanku. Već je prethodnim istraživanjima u Kopačkom ritu (Mihaljević i sur., 2010) utvrđeno da ekstremni hidrološki uvjeti, poput izrazito visokih vodostaja u 2006. godini, utječu na promjenu ekološkog stanja biotopa u poplavnom području iz turbidnog stanja dominacije fitoplanktona i pojave masovnog cvjetanja cijanobakterija u ljetnim mjesecima u stanje „bistre vode“ u kojem je dominirala uglavnom submerzna makrofitska vegetacija. Dugogodišnja istraživanja ekološkog stanja jezera u poplavnom području rijeke Parane u Južnoj Americi također su pokazala da cikličke promjene alternativnih stabilnih stanja jezera od dominacije slobodno plutajućih makrofita u stanje dominacije fitoplanktona mogu nastupiti pod utjecajem uobičajenog sezonskog poplavnog pulsa, ali su puno izraženije kada su potaknute ekstremnim hidrološkim pojavama, kao što su snažne poplave ili izrazito sušna razdoblja (O'Farrell i sur., 2011). Iste studije pokazale su da u toj tranziciji nutrijenti imaju tek sporednu ulogu. Hidrološke prilike u poplavnom području, kao i gusti pokrov makrofita utjecali su na fizikalno-kemijske uvjete vodenog okoliša. Opadanjem vodostaja rijeke Dunav dubina vode kontinuirano se smanjivala tijekom istraživanog razdoblja, pri čemu je rasla njezina temperatura. Zbog relativno male dubine kanala i jezera, nisu utvrđene izraženije razlike u temperaturi vode između površine i pridnenog sloja. Općenito, masovno razvijene plutajuće biljke stvaraju ekstremne

uvjete u vodenom stupcu kao što su manjak svjetlosti, nedostatak kisika, sniženje pH i temperature vode, koji posljedično kontroliraju razvoj fitoplanktona (O'Farrell i sur., 2011).

Iako ne tako ekstreman, ovakav scenarij fizikalno-kemijskih uvjeta bio je više izražen u kanalu Čonakut, nego u Kopačkom jezeru. Promjene u koncentraciji kisika u vodi tijekom istraživanja bile su izraženije u kanalu, u usporedbi s jezerom, u kojem su tijekom cijelog istraživanja zabilježene više koncentracije u površinskom, nego u pridnenom sloju, s vrijednostima do 11,40 mg/L. Povlačenjem makrofita i smanjenjem njihove biomase prema kraju istraživanja, u kanalu su zabilježene puno niže koncentracije kisika u površinskom sloju vode (<5 mg/L), vjerojatno uvjetovane razgradnjom organske tvari. Jednako tako, u kanalu Čonakut utvrđene su i niže vrijednosti pH vode (do 7,2). Sukladno činjenici da je električna provodljivost vode obrnuto proporcionalna vremenu trajanja hidrološke povezanosti rijeke i poplavnog područja te su niže vrijednosti obično karakteristične za poplavno razdoblje (Hein i sur., 2004; Townsend, 2006), vrijednosti tijekom istraživanja nisu prelazile 387 µS/cm, a izraženije su se smanjile u jezeru opadanjem vodostaja pred kraj istraživanja.

Potreba slobodno plutajućih biljaka za visokim koncentracijama hranjivih tvari u vodi posljedica je njihove morfologije i rasta. Takve biljke nemaju izravan pristup pričuvi nutrijenata u sedimentu te je veći dio površine njihovih listova izložen atmosferi, a ne vodi, čime se smanjuje mogućnost apsorpcije hranjivih tvari, osim ugljika, putem listova (Scheffer i sur., 2003). Nekada i uvjeti nedostatka kisika i manjka svjetlosti potiču oslobađanje hranjivih tvari iz sedimenata (de Tezanos Pinto, 2008). Unatoč kompeticiji za nutrijente, njihova količina u vodenom stupcu bila je dovoljna za rast fitoplanktona (P >3.5 µg/L i N >100 µg/L) (de Tezanos Pinto, 2008), što potvrđuju provedene kemijske analize. Pri masovnom razvoju, slobodno plutajuće makrofite često imaju veći kapacitet za unos fosfora nego dušika, dok u tim uvjetima fitoplankton koristi više dušikovih spojeva pa takva kompeticija može doprinijeti njihovoj koegzistenciji (de Tezanos Pinto i O'Farrell, 2014). Pretpostavka je da je slab intenzitet svjetlosti u vodenom stupcu kanala i jezera bio glavni ograničavajući čimbenik razvoja fitoplanktona tijekom našeg istraživanja.

Tako je utvrđena izrazito mala brojnost jedinki s maksimalnom vrijednošću od 4,24 x 10^6 ind./L u Kopačkom jezeru i čak nešto nižom vrijednošću u kanalu Čonakut (3,99 x 10^6 ind./L). Malu brojnost pratile su i niske koncentracije klorofila s neuobičajeno malim vrijednostima, koje se razlikuju od rezultata prijašnjih istraživanja u ovim biotopima u ljetnom razdoblju (Mihaljević i sur., 2014). Gusti pokrov makrofita na površini vodenog tijela stvara uvjete gotovo potpune tame u vodenom stupcu, što se odražava u malom broju, niskoj raznolikosti te u smanjenoj stopi

rasta fitoplanktona (de Tezanos Pinto, 2008). Malu količinu fitoplanktona potvrdile su i relativno velike vrijednosti prozirnosti vodenog stupca ispod pokrova makrofita (do 2,26 m u jezeru i do 1,98 m u kanalu). Velika prozirnost kao indirektni pokazatelj male količine fitoplanktona također potvrđuje snažan negativni učinak gustog pokrova makrofita na razvoj fitoplanktona (de Tezanos Pinto, 2008). Smanjenjem biomase makrofita prema kraju istraživanja te pojavom veće količine svjetlosti u vodenom stupcu, broj jedinki fitoplanktona se povećavao. To potvrđuje i značajna negativna korelacija brojnosti fitoplanktona i mase suhe tvari makrofita ($r=0,8429$; $p=0,035$). Abdel-Tawwab (2006) je također pokazao da utjecaj slobodno plutajućih makrofita na ekosustav ovisi i o postotku pokrovnosti vodene površine. Pokrov makrofita koji zauzima 25% površine ne uzrokuje promjene u vodenim zajednicama niti u fizikalno-kemijskim parametrima, dok pokrivenost od 75% površine vodenog tijela uzrokuje značajno smanjenje biomase fitoplanktona. Stoga je očekivana izrazito mala brojnost fitoplanktona na početku istraživanja kada su makrofite bile dominantne, dok je smanjenje njihove biomase, odnosno površine vodenog biotopa (jezera i kanala) koju prekrivaju, uzrokovalo porast brojnosti fitoplanktona.

nMDS analiza pokazala je da su se razlike u brojnosti fitoplanktona između dva lokaliteta prilikom uzorkovanja sve više smanjivale pred kraj istraživanja te su se uzorci odvojili u četiri grupe. Uzorak Kopačkog jezera na samom početku istraživanja čini zasebnu grupu zbog izrazito malog broja jedinki fitoplanktona ($0,13 \times 10^6$ ind./L) u kojem su bile zastupljene dijatomeje i cijanobakterije, a uzorci fitoplanktona kanala Čonakut tijekom prva dva uzorkovanja grupirali su se prema sličnoj brojnosti ($0,38$ i $0,36 \times 10^6$ ind./L) i dobroj zastupljenosti dijatomeja, zelenih alga i cijanobakterija. Pri zadnjem uzorkovanju brojnost fitoplanktona znatno se ujednačila na oba lokaliteta, a dominirale su dijatomeje i zelene alge, dok je preostale uzorke karakterizirala znatnija brojnost kriptofita i dijatomeja.

Ove analize pokazuju da su se u uvjetima zasjenjenja razvile fitoplanktonske zajednice relativno sličnog sastava i brojnosti na oba lokaliteta, karakterizirane vrstama koje su morfološki i fiziološki prilagođene niskom intenzitetu svjetlosti (de Tezanos Pinto, 2008). U ovim uvjetima najbrojnije su bile dijatomeje. Iako ove alge nastanjuju različite ekološke niše, svojom građom prilagođene su korištenju dostupnog svjetla u vodenom stupcu, što im daje kompetitivnu prednost u uvjetima slabijeg intenziteta svjetlosti (Reynolds, 2006). Kriptofitima u sličnim uvjetima prednost daje miksotrofni način ishrane i bičevi kojima se mogu održavati u vodenom stupcu te izbjeći sedimentaciju (de Tezanos Pinto i O'Farrell, 2014). Njihovom razvoju također može pogodovati i povećana količina organske tvari koja nastaje razgradnjom biomase

makrofita (Mentes i sur., 2017). Uz sezonski karakter razvoja zelenih alga, kojima pogoduju više temperature vode u ljetnim mjesecima i nutrijenti, dobroj zastupljenosti klorokokalnih vrsta doprinijele su male dimenzije stanica te veliki omjer površine i volumena (Happey-Wood, 1988; O'Farrell i sur., 2007). Već je opisano da u uvjetima dominacije slobodno plutajućih makrofita u fitoplanktonu prevladavaju male klorokokalne zelene alge, kriptofiti, predstavnici Euglenophyta i Pyrrophyta te jednostanične cijanobakterije malih dimenzija (O'Farrell i sur., 2011). Slično kao i brojnost fitoplanktona, pred kraj istraživanja porastao je i broj vrsta u fitoplanktonu, a same zajednice jezera i kanala bile su međusobno sličnije. Hijerarhijska klaster analiza kvalitativnog sastava fitoplanktona pokazala je grupiranje uzoraka većinom prema datumu uzorkovanja, uglavnom prema sličnosti u sastavu dijatomeja i zelenih alga u fitoplanktonu na oba lokaliteta. Zbog gustog pokrova makrofita u Kopačkom jezeru pri prvom uzorkovanju, kvalitativni sastav fitoplanktona jedino se na ovom lokalitetu znatnije razlikovao od ostalih uzoraka. Utvrđen je mali broj vrsta te mala sličnost u sastavu dijatomeja i zelenih alga u odnosu na ostale uzorke, kao i odsustvo vrsta iz skupina Pyrrophyta i Cryptophyta. Općenito je utvrđeno da dominacija submerznih makrofita pogoduje razvoju vrlo raznolikih fitoplanktonskih zajednica, dok se u sustavima u kojima dominiraju slobodno plutajuće biljke, kao na istraživanim lokalitetima u srpnju 2013. godine, raznolikost fitoplanktona smanjuje (de Tezanos Pinto, 2008).

5. ZAKLJUČCI

Ekstremne hidrološke prilike uvjetovane visokim vodostajem Dunava pogodovale su masovnom razvoju zajednice slobodno plutajućih makrofita (paprati *Salvinia natans* i vodenih leća) u kanalu Čonakut i Kopačkom jezeru na području Kopačkog rita u srpnju 2013. godine. Specifični ekološki uvjeti, a posebice zasjenjenje, ograničavali su razvoj i raznolikost fitoplanktona. Dominirale su vrste morfološki i fiziološki prilagođene niskom intenzitetu svjetlosti, među kojima su dobro zastupljene bile dijatomeje, kriptofiti i klorokokalne zelene alge, čija se brojnost povećala tek smanjenjem biomase makrofita pred kraj istraživanja.

Proučavanje promjena stanja jezera iz turbidnih uvjeta dominacije fitoplanktona u stanje dominacije makrofita posebno je važno u poplavnim područjima koja su sve više podložna eutrofikaciji, ali i sve učestalijim ekstremnim hidrološkim pojavama, poput snažnih poplava ili izrazito sušnih razdoblja, koja mogu trajno narušiti ekološke funkcije i stabilnost ovih vrijednih i vrlo ugroženih ekosustava.

6. LITERATURA

Abdel-Tawwab M. 2006. Effect of free-floating macrophyte, *Azolla pinnata* on water physico-chemistry, primary productivity, and the production of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.), and Common Carp, *Cyprinus carpio* L., in fertilized earthen ponds. *J Appl Aquaculture* 18:21-41.

Anagnostidis K, Komárek J. 1985. Modern approach to the classification of cyanophytes. 1. Introduction. *Arch Hydrobiol Suppl* 71:291-302.

Anagnostidis K, Komárek J. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3. Oscillatoriales. *Arch Hydrobiol Suppl* 80:327-472.

APHA. 1992. *Standard methods for examination of water and wastewater*. American Public Health Association, Washington DC.

Beutel MW. 2006. Inhibition of ammonia release from anoxic profundal sediments in lakes using hypolimnetic oxygenation. *Ecol Eng* 28:271-279.

Bini LM, Thomaz SM, Murphy KJ, Camargo AF. 1999. *Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil*. In: Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants. Springer, Netherlands, 147-154 pp.

Bognar A, 1990. *Geomorfologija Baranje.* Savez geografskih društava Hrvatske, Zagreb.

Buijse AD, Coops H, Staras M, Jans LH, Van Geest GJ, Grift RE, Ibelings BW, Oosterberg W, Roozen FCJM. 2002. Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. *Freshw Biol* 47:889-907.

Camargo AFM, Esteves FDA. 1995. *Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems*. In Tundisi, JGCEM Bicudo & T Matsumura- Tundisi (eds.). Lymnology in Brasil. Brazilian Academy of Sciences, Rio de Janeiro 137-149.

Cantonati M, Lowe RL. 2014. Lake benthic algae: toward an understanding of their ecology. *Freshw Sci* 33:475-486.

Caraco N, Cole J, Findlay S, Wigand C. 2006. Vascular plants as engineers of oxygen in aquatic systems. *Bioscience* 56:219-225.

Carignan R, Neiff JJ. 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry* 17:85-121.

Clarke KR, Warwick RM. 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation* (2nd ed.). PRIMER-E, Plymouth.

de Tezanos Pinto P, O'Farrell I. 2014. Regime shifts between free-floating plants and phytoplankton: a review. *Hydrobiologia* 740:13-24.

de Tezanos Pinto P. 2008. The influence of free floating plants on phytoplankton community in a wetland from the lower Parana (Otamendi natural reserve, Argentina). Doctoral thesis, University of Buenos Aires, Buenos Aires.

Dijoux L, Viard F, Payri C. 2014. The more we search, the more we find: discovery of a new lineage and a new species complex in the genus *Asparagopsis*. *PLoS One* 9:e103826.

Falkowski PG, LaRoche J. 1991. Acclimation to spectral irradiance in algae. *J Phycol* 27:8-14.

Field CB, Behrenfeld MJ, Randerson JT, Falkowski P. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281:237-240.

Gross EM. 2003. Allelopathy of aquatic autotrophs. *CRC Crit Rev Plant Sci* 22:313-339.

Guiry MD, Guiry GM. 2017. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org; pristupljeno 29. listopada, 2017.

Hansen JP, Wikström SA, Axemar H, Kautsky L. 2011. Distribution differences and active habitat choices of invertebrates between macrophytes of different morphological complexity. *Aquat Ecol* 45:11-22.

Happey-Wood CM. 1988. *Ecology of freshwater planktonic green algae*. In: Sandgren, C.D. (Ed.), Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton, Cambridge University Press, Cambridge, 103–133 pp.

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

Hindak F, Cyrus Z, Marvan P, Javornicky P, Komarek J, Ettl H, Rosa K, Sladečkova A, Popovski J, Punocharova J, Lhotsky O. 1978. *Slatkovodne riasy*. Slovenske pedagogicke nakladateljstvo, Bratislava.

Hindak F, Komarek J, Marvan P, Ružićka J. 1975. *Kluč na určovanie vytrunsnychrastlin*. Slovenske pedagogicke nakladelstvo, Bratislava.

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

Hindak F. 1988. *Studies on the Chlorococcal Algae (Chlorophyceae)* IV. VEDA. Biologické Práce, Bratislava, 34:264 pp.

Huber-Pestalozzi G. 1942. *Das Phytoplankton des Susswassers. Teil 2, Hälfte 2. Diatomeen, in Die Binnengewasser*. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgard.

Huber-Pestalozzi G. 1961-1990. *Das Phytoplankton des Susswassers*. Teil 1-7. E. Schweiterbartsche Verlagbuschandlung, Stuttgart.

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

Izaguirre I, Pizarro H, de Tezanos Pinto P, Rodriguez P, O'Farrel I, Unrein F, Gasol JM. 2010. Macrophyte influence on the structure and productivity of photosynthetic picoplankton in wetlands. *J Plankton Res* 32:221-238.

Janse JH, Van Puijenbroek PJ. 1998. Effects of eutrophication in drainage ditches. *Environ Pollut* 102:547-552.

Janse JH, Domis LNDS, Scheffer M, Lijklema L, Van Liere L, Klinge M, Mooij WM. 2008. Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologica* 38:203-219.

Janssen AB, Teurlincx S, An S, Janse JH, Paerl HW, Mooij WM. 2014. Alternative stable states in large shallow lakes? *J Great Lakes Res* 40:813-826.

Jeppesen E, Søndergaard M, Søndergaard M, Christoffersen K. 1997. *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer-Verlag, New York.

Kirk JT. 1994. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge university press, Cambridge.

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

Komárek J. 1973. The communities of algae of Opatovicky Fishpond (South Bohemia). In: Heiny S (ed): *Ecosystem on Wetland Biome in Czechoslovakia*. Czechoslovak National Committee for the Internatioanl Biological Programme, Report No. 3, Czechoslovak Academy of Sciences, Trebon, 179-184.

Krammer K, Lange-Bertalot H. 1991. *Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In Süsswasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae (H. Ettl, G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer, eds.)*. Vol. 2/1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Krammer K, Lange-Bertalot H. 1997. *Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. In Süsswasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae (H. Ettl, G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer, eds.)*. Vol. 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Meerhoff M, Mazzeo N, Moss B, Rodríguez-Gallego L. 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquat Ecol* 37:377-391.

Meerhoff M, Mazzeo N. 2004. Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. *Revista Ecosistemas* 13:2.

Meerhoff M. 2006. The structuring role of macrophytes on trophic dynamics in shallow lakes under a climate warming scenario. Doctoral thesis, University of Aarhus, Aarhus.

Mentes A, Szabo A, Somogyi B, Vajna B, Tugyi N, Csitári B, Vörös L, Felföldi T. 2017. Differences in planktonic microbial communities associated with three types of macrophyte stands in a shallow lake. *FEMS Microbiol Ecol*.

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, Špoljarić D, Žuna Pfeiffer T, 2014. Spatial pattern of phytoplankton based on morphology-based functional approach a river-floodplanin gradient. *River Res Appl* 31:228-238.

Mihaljević M, Špoljarić D, Stević F, Cvijanović V, Kutuzović BH. 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.

Naselli-Flores L, Barone R. 2005. Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia* 548:85-99.

Naselli-Flores L, Barone R. 2012. Phytoplankton dynamics in permanent and temporary Mediterranean waters: is the game hard to play because of hydrological disturbance? *Hydrobiologia* 701:219-233.

Nikolić T (ur.). 2017. Flora Croatica Database. http://hirc.botanic.hr/fcd; pristupljeno: 19. listopada, 2017.

Nikolić T. 2013. *Sistematska botanika - raznolikost i evolucija biljnog svijeta*. Alfa d.d., Zagreb.

Nishimura PY, Meirinho PA, Moschini-Carlos V, Pompeo MLM. 2014. Does the plankton community follow the horizontal water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil)? *Limnetica* 33:263-280.

O'Farrell I, de Tezanos Pinto P, Izaguirre I. 2007. Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. *Hydrobiologia* 578:65-77.

O'Farrell I, Izaguirre I, Chaparro G, Unrein F, Sinistro R, Pizarro H, Rodríguez P, de Tezanos Pinto P, Lombardo R, Tell G. 2011. Water level as the main driver of the alternation between a free-floating plant and a phytoplankton dominated state: a long-term study in a floodplain lake. *Aquat Sci* 73:275-287.

Peršić V, Horvatić J. 2011. Spatial distribution of nutrient limitation in the Danube River floodplain in relation to hydrological connectivity. *Wetlands* 31:933-944.

Petz B. 1985. *Osnove statističke metode za nematermatičare*. Sveučilišna naklada Liber, Zagreb.

Rangel LM, Silva LHS., Rosa P, Roland F, Huszar VL. 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia* 693:13-28.

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

Room PM, Kerr JD. 1983. Temperatures experienced by the floating weed *Salvinia molesta* Mitchell and their prediction from meteorological data. *Aquat Bot* 16:91-103.

Scheffer M, Brock W, Westley F. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems* 3:451-471.

Scheffer M, Carpenter SR. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol Evol* 18:648-656.

Scheffer M, Hosper SH, Meijer ML, Moss B, Jeppesen E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol Evol* 8:275-279.

Scheffer M, Szarbó S, Gragnani A, van Nes E, Rinaldi S, Kautsky N, Norberg J, Roijackers RM, Franken RJ. 2003. Floating plant dominance as stable state. *Proceedings of the national academy of sciences* 100:4040-4045.

Scheffer M, van Nes EH. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584:455-466.

Schwarz U. 2005. Landschaftsökologische Charakterisierung des Kopački Rit unter besonderer Berücksichtigung von Flusslandschaftsformen sowie deren Genese und Typologie. Dissertation, University of Wien.

Sculthorpe CD. 1967. *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Edward Arnold Publishers, London.

Smith VH, Tilman GD, Nekola JC. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ Pollut* 100:179-196.

Stević F, Mihaljević M, Špoljarić D. 2013. Chages of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbations. *Hydrobiologia* 711:43-60.

Strickland JDH, Parsons TR. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, Bulletin 167:1-310.

Szabó K, Kiss KT, Taba G, Ács E. 2005. Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kiskore Reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. *Acta Bot Croat* 64:1-46.

Talling JF, Lemoalle J. 1998. *Ecological dynamics of tropical inland waters*. Cambridge University Press.

Tanner R, Branquart E, Brundu G, Buholzer S, Chapman D, Ehret P, Fried G, Starfinger U, van Valkenburg J. 2017. The prioritisation of a short list of alien plants for risk analysis within the framework of the Regulation (EU) No. 1143/2014. *NeoBiota* 35:87-118.

Thomaz SM, Cunha ERD. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnol Bras* 22:218-236.

Topić J, Vukelić J. 2009. *Priručnik za određivanje kopnenih staništa u Hrvatskoj prema Direktivi o staništima u EU*. Državni zavod za zaštitu prirode, Zagreb.

Townsend SA. 2006. Hydraulic phases, persistent stratification, and phytoplankton in a tropical floodplain lake (Mary River, northern Australia). *Hydrobiologia* 556:163-179.

UNESCO. 1966. *Determination of phytoplankton pigments in sea water*. Report of SCOR-UNESCO Working Group 17. Monographs on Oceanographic Methodology 1:69.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt Int Ver Limnol* 9:1-38.

Van der Heide T, Roijackers RM, Van Nes EH, Peeters ET. 2006. A simple equation for describing the temperature dependent growth of free-floating macrophytes. *Aquat Bot* 84:171-175.

Van Geest GJ, Roozen FCJM, Coops H, Roijackers RMM, Buijse AD, Peeters ETHM, Scheffer M. 2003. Vegetation abundance in lowland flood plan lakes determined by surface area, age and connectivity. *Freshw Biol* 48:440-454.

Wacklin P, Hoffmann L, Komárek J. 2009. Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus Dolichospermum (Ralfs ex Bornet Flahault) comb. nova. *Fottea* 9:59-64.

Winder M, Sommer U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698:5-16.

Web izvor

1. https://pp-kopacki-rit.hr/docs/plan_upravljanja.pdf
2. http://www.birdlife.org/sites/default/files/attachments/ibas_ramsar_europe_0_0.pdf

7. PRILOG

Prilog 1. Vrste utvrđene kvalitativnom analizom fitoplanktona kanala Čonakut (Č) i Kopačkog jezera (KJ) srpnju 2013. godine

Vrsta	02.07.2013.		04.07.2013.		08.07.2013.		12.07.2013.	
	KJ	Č	KJ	Č	KJ	Č	KJ	Č
CYANOBACTERIA								
Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli				+				
Dolichospermum spiroides (Klebhan) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	+			+				
Kamptonema formosum (Bory ex Gomont) Strunecký, Komárek & J.Smarda	+	+	+					+
Merismopedia elegans A.Braun ex Kützing								+
Merismopedia sp.			+				+	
Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing		+						
Phormidium sp.				+				
Pseudanabaena mucicola (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	+	+	+	+	+	+	+	+
Snowella lacustris (Chodat) Komárek & Hindák	+	+	+	+			+	
EUGLENOPHYTA								
Lepocinclis fusiformis (H.J.Carter) Lemmermann		+	+		+			+
Phacus brevicaudata (G.A.Klebs) Lemmermann		+				+		
Phacus caudatus Hübner							+	+
Phacus longicauda (Ehrenberg) Dujardin							+	+
Phacus pleuronectes (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin		+					+	
Phacus sp.			+					
Trachelomonas sp.	+							

PYRROPHYTA								
Glenodinium sp.		+	+	+	+	+	+	+
Peridinium sp.				+				
CRYPTOPHYTA								
Cryptomonas sp.		+		+	+	+		
Rodomonas sp.			+	+	+	+	+	+
CHRYSOPHYTA								
Bacillariophyceae								
Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki		+	+	+	+	+		
Actinocyclus normanii (W.Gregory ex Greville) Hustedt		+			+			
Amphora ovalis (Kützing) Kützing	+	+	+	+	+	+	+	+
Asterionella formosa Hassall					+			
Asterionella formosa var. acaroides Lemmermann	+	+	+	+	+	+	+	+
Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen	+	+	+	+	+	+	+	+
Caloneis ventricosa F.Meister			+				+	
Cocconeis placentula Ehrenberg	+	+	+	+	+	+	+	+
Cyclotella meneghiniana Kützing	+	+	+	+	+	+	+	+
Cyclotella sp.							+	
Cylindrotheca gracilis (Brébisson ex Kützing) Grunow			+					
Cymbella cistula (Ehrenberg) O.Kirchner				+				
Cymbella lanceolata (C.Agardh) C.Agardh		+			+	+	+	+
Cymbella sp.							+	
Cymbella ventricosa Kützing	+	+	+	+	+	+	+	+
Diatoma vulgaris Bory		+						

Diploneis interrupta (Kützing) Cleve								+
Encyonema elginense (Krammer) D.G.Mann		+				+		+
Encyonema leibleinii (C.Agardh) W.J.Silva, R.Jahn, T.A.Veiga Ludwig & M.Menezes		+						+
Epithemia sp.		+						
Epithemia turgida (Ehrenberg) Kützing		+					+	
Eunotia bilunaris (Ehrenberg) Schaarschmidt			+				+	+
Fragilaria acus (Kützing) Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	+	+
Fragilaria capucina Desmazières	+	+	+	+	+	+	+	+
Fragilaria crotonensis Kitton		+					+	
Fragilaria sp.					+			
Gomphonema acuminatum Ehrenberg	+	+	+	+	+		+	+
Gomphonema grunowii R.M.Patrick & Reimer						+		+
Gomphonema olivaceum (Hornemann) Brébisson		+		+		+	+	+
Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing		+	+	+	+	+		
Gomphonema subclavatum (Grunow) Grunow	+				+	+		
Gomphonema truncatum Ehrenberg		+	+	+			+	+
Gomphonema sp.				+		+		
Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst							+	+
Halamphora veneta (Kützing) Levkov	+	+	+	+	+	+	+	+
Hantzschia amphioxys (Ehrenberg) Grunow	+		+	+	+			+
Iconella biseriata (Brébisson) Ruck & Nakov							+	
Lemnicola hungarica (Grunow) Round & Basson		+	+	+	+	+	+	+
Melosira varians C.Agardh	+	+	+	+	+	+	+	+
Navicula capitata Fritsch & Rich							+	+
Navicula cryptocephala Kützing	+	+	+	+	+	+	+	+
Navicula gracilis Lauby, nom. illeg.							+	
Navicula lanceolata Ehrenberg	+							
Navicula sp.		+			+			
Navicula sp.1								+
Navicula viridula (Kützing) Ehrenberg	+						+	
Nitzschia acicularis (Kützing) W.Smith	+		+		+		+	

Nitzschia amphibia Grunow		+			+	+	+	+
Nitzschia dissipata (Kützing) Rabenhorst	+	+			+			
Nitzschia holsatica Hustedt	+	+	+	+	+	+	+	+
Nitzschia palea (Kützing) W.Smith		+	+		+	+	+	+
Nitzschia sigmoidea (Nitzsch) W.Smith								+
Odontidium elongatum var. *actinastroides* (Krieger) R.M.Patrick					+			
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg		+					+	
Placoneis elginensis (W.Gregory) E.J.Cox	+	+	+		+		+	
Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	+		+			+	+	+
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkovsky								+
Staurosira construens Ehrenberg	+	+	+	+	+	+	+	+
Stephanodiscus sp.		+	+	+	+	+	+	+
Stephanodiscus sp.1						+		
Surirella librile (Ehrenberg) Ehrenberg		+					+	+
Surirella sp.								+
Tryblionella angustata W.Smith							+	
Ulnaria capitata (Ehrenberg) Compère								+
Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère	+	+	+	+	+	+	+	+
Chrysophyceae								
Dinobryon bavaricum Imhof						+		
Dinobryon divergens O.E.Imhof		+	+	+	+	+	+	+
Xanthophyceae								
Ophiocytium capitatum Wolle					+	+		+
Pseudotetraëdron neglectum Pascher				+				
CHLOROPHYTA								
Actinastrum hantzschii Lagerheim			+	+	+	+	+	+

Ankistrodesmus fusiformis Corda						+		
Apiocystis brauniana Nägeli								+
Asterothrix longispinum (Perty) Printz					+			
Bulbochaete sp.		+						
Chlamydmonas sp.					+			
Chlorotetraedron incus (Teiling) Komárek & Kovácik				+				
Cladophora sp.	+	+						
Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs		+	+	+	+		+	+
Coccomonas orbicularis Stein	+	+						
Coelastrum microporum Nägeli	+	+	+	+	+	+	+	+
Coenochloris pyrenoidosa Korshikov			+					
Coenococcus planctonicus Korshikov					+			
Cosmarium laeve Rabenhorst							+	
Cosmarium margaritiferum Meneghini ex Ralfs	+	+	+		+		+	+
Cosmarium sp.	+		+	+	+	+		+
Cosmarium sp.1					+			
Crucigenia tetrapedia (Kirchner) Kuntze			+		+		+	+
Desmodesmus abundans (Kirchner) E.Hegewald		+	+					
Desmodesmus communis (E.Hegewald) E.Hegewald	+	+	+	+	+		+	+
Desmodesmus denticulatus (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald			+		+			
Desmodesmus intermedius (Chodat) E.Hegewald			+					+
Desmodesmus opoliensis (P.G.Richter) E.Hegewald	+	+	+	+	+	+	+	+
Eudorina elegans Ehrenberg		+	+	+	+	+	+	+
Gonium pectorale O.F.Müller		+		+	+	+	+	+
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius					+			
Kirchneriella obesa (West) West & G.S.West							+	
Koliella longiseta (Vischer) Hindák	+	+	+	+	+	+	+	+
Korshikoviella limnetica (Lemmermann) P.C.Silva	+	+				+	+	
Lagerheimia genevensis (Chodat) Chodat	+					+		
Lagerheimia wratislawiensis Schröder			+					
Lobomonas ampla Pascher					+			+

Messastrum gracile (Reinsch) T.S.Garcia	+	+	+	+	+	+	+	+
Micractinium pusillum Fresenius		+		+	+	+	+	+
Monactinus simplex (Meyen) Corda	+	+	+	+			+	
Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková-Legnerová	+			+	+	+	+	+
Mucidosphaerium pulchellum (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz					+	+	+	+
Mougeotia sp.					+			+
Oedogonium sp.	+	+	+	+	+	+		+
Oocystis lacustris Chodat		+	+		+		+	
Pandorina morum (O.F.Müller) Bory			+		+	+	+	+
Paulschulzia tenera (Korshikov) J.W.G.Lund			+					+
Pediastrum duplex Meyen		+	+	+	+	+	+	+
Phacotus lenticularis (Ehrenberg) Deising						+		
Platymonas cordiformis Korshikov			+		+			
Pleodorina sp.					+			
Pseudopediastrum boryanum (Turpin) E.Hegewald	+	+	+	+	+		+	+
Pteromonas aculeata Lemmermann				+				
Raphidocelis danubiana (Hindák) Marvan, Komárek & Comas					+	+	+	+
Scenedesmus acutus Meyen	+	+	+				+	
Scenedesmus armatus var. boglariensis f. simplex Péterfi					+	+	+	
Scenedesmus ecornis (Ehrenberg) Chodat	+				+		+	+
Scenedesmus obtusus f. disciformis (Chodat) Compère					+	+	+	+
Scenedesmus obtusus Meyen	+	+						
Scenedesmus sp.						+		+
Scenedesmus sp.1								+
Schroederia setigera (Schröder) Lemmermann	+	+	+	+	+	+	+	+
Schroederia spiralis (Printz) Korshikov		+	+	+	+			
Sphaerellocystis ampla (Kützing) Nováková		+	+	+	+	+	+	+
Sphaerocystis schroeteri Chodat		+						
Staurastrum inflexum Brébisson							+	
Staurastrum punctulatum Brébisson					+			+
Staurastrum tetracerum Ralfs ex Ralfs			+		+	+	+	+

Stauridium tetras (Ehrenberg) E.Hegewald			+					
Stigeoclonium subsecundum (Kützing) Kützing		+						
Tetradesmus dimorphus (Turpin) M.J.Wynne		+	+					
Tetradesmus lagerheimii M.J.Wynne & Guiry		+	+	+	+	+	+	+
Tetradesmus obliquus (Turpin) M.J.Wynne	+				+			
Tetraëdron constrictum G.M.Smith					+			
Tetraëdron trigonum (Nägeli) Hansgirg		+	+		+	+	+	+
Treubaria planctonica (G.M.Smith) Korshikov				+		+		
Ulotrix sp.						+		+
Westella botryoides (West) De Wildeman								+