Utjecaj ekstremnih poplava na dinamiku fitoplanktona Sakadaškog jezera

Bjelovuk, Dragana

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:181:056234

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

SVEUČILIŠTE JOSIPA JURJA STROSSMAYERA U OSIJEKU

dabar
DIGITALNI AKADEMSKI ARHIVI I REPOZITORIJI

Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku

Odjel za biologiju

Diplomski sveučilišni studij Biologija; smjer: znanstveni

Dragana Bjelovuk

Utjecaj ekstremnih poplava na dinamiku fitoplanktona Sakadaškog jezera

Diplomski rad

Osijek, 2018.

TEMELJNA DOKUMENTACIJSKA KARTICA **Diplomski rad**

Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku
Odjel za biologiju
Diplomski sveučilišni studij Biologija; smjer: znanstveni
Znanstveno područje: Prirodne znanosti
Znanstveno polje: Biologija

Utjecaj ekstremnih poplava na dinamiku fitoplanktona Sakadaškog jezera

Dragana Bjelovuk

Rad je izrađen na: Zavod za ekologiju voda
Mentor: Dr.sc. Melita Mihaljević, izv. prof.
Komentor: Dr.sc. Filip Stević, doc.

Kratak sadržaj diplomskog rada:

Kao posljedica globalnih klimatskih promjena sve se češće javljaju ekstremne poplave Dunava uzrokovane velikom količinom padalina ili otapanjem snijega. Ekosustavi poplavnih područja kao što je Kopački rit vrlo su osjetljivi na ekstremne hidrološke događaje. Cilj ovog rada je utvrditi utjecaje ekstremno velike i dugotrajne poplave Dunava u proljeće i ljeto 2013. godine na dinamiku fitoplanktona Sakadaškog jezera, plitkog jezera Kopačkog rita. Istraživanje je provedeno u jednomjesečnim intervalima od travnja do prosinca 2013. godine na središnjem dijelu Sakadaškog jezera. Za vrijeme velike lipanjske poplave utvrđena je niska biomasa fitoplanktona, a prevladavale su funkcionalne skupine fitoplanktona u kojima su vrste tolerantne na stresne uvjete. Sušno razdoblje u kolovozu bilo je karakterizirano masovnim razvojem invazivne vrste *Cylindrospermopsis raciborskii*. Indeks funkcionalnih skupina fitoplanktona (Q indeks) korišten je u procjeni ekološkog stanja Sakadaškog jezera. Vrijednosti Q indeksa pokazale su da se Sakadaško jezero nalazi u statusu između *lošeg* stanja u uvjetima bez plavljenja i razvoja vodnog cvijeta cijanobakterija i *dobrog* stanja u uvjetima dugotrajnih poplava.

Broj stranica: 54
Broj slika: 29
Broj tablica: 3
Broj literaturnih navoda: 65
Jezik izvornika: hrvatski jezik
Ključne riječi: jezero, poplavno područje, funkcionalne skupine fitoplanktona, Q indeks
Datum obrane:
Stručno povjerenstvo za obranu:
1. Dr. sc. *Janja Horvatić*, izvanredni profesor, predsjednik povjerenstva
2. Dr. sc. *Melita Mihaljević*, izvanredni profesor, mentor
3. Dr. sc.
4. Dr. sc. *Dubravka Špoljarić Maronić*, docent, zamjena člana
Rad je pohranjen: na mrežnim stranicama Odjela za Biologiju te u Nacionalnom repozitoriju završnih i diplomskih radova Nacionalne i sveučilišne knjižnice u Zagrebu.

BASIC DOCUMENTATION CARD **Master thesis**

University Josip Juraj Strossmayer in Osijek
Department of Biology
Graduate university study programme in Biology
Scientific Area: Natural science
Scientific Field: Biology

The influence of extreme flooding on phytoplankton dynamics in Lake Sakadaš

Dragana Bjelovuk

Thesis performed at: Water Ecology Institute
Supervisor: Melita Mihaljević, PhD, Associate Professor
Co-supervisor: Filip Stević, PhD, Assistant Professor
Short abstract:

Extreme floods from the River Danube caused by heavy rainfalls and snow melting are occurring with greater frequency and intensity as a consequence of climate changes. Floodplain ecosystems such as Kopački rit are particularly vunerable to extreme hydrological events. The aim of this study was to assess the influence of extreme flood from the Danube river in spring and summer 2013 on the phytoplankton dynamics in a shallow floodplain lake, Lake Sakadaš (Kopački rit Nature Park). Phytoplankton research was conducted at monthly intervals during the period April-December 2013 in the central part of the Lake Sakadaš. Low phytoplankton biomass and dominance of species belonging to the functional groups tolerant to stress was found in the conditions of extremly high flooding in Jun 2013. The dry phase in late summer was characterised by mass development of invasive species *Cylindrospermopsis raciborskii.* Phytoplankton assemblage index (Q index) was applied in the evaluation of ecological status of Lake Sakadaš. Values of Q index showed that Lake Sakadaš was in ecological status between *bad*, in conditions without flooding, and *good* in conditions with high flooding.

Number of page: 54
Number of figures: 29
Number of tables: 3
Number of reference: 65
Original in: Croatian
Key words: lake, floodplain, phytoplankton functional groups, Q index
Date of the thesis defence:
Reviewers:
1. *Janja Horvatić*, PhD, Associate Professor, president
2. *Melita Mihaljević*, PhD, Associate Professor, supervisor
3. PhD, Assistant Professor, co-supervisor
4. *Dubravka Špoljarić Maronić*, PhD, Assistant Professor, substitute reviewer
Thesis deposited in: on the Department of Biology website and the Croatian Digital Theses Repository of the National and University Library in Zagreb.

Od srca se zahvaljujem mentorici izv. prof. dr. sc. Meliti Mihaljević na prenesenom znanju, stručnim savjetima, susretljivosti, razumijevanju i nesebično ukazanoj pomoći tijekom izrade ovog diplomskog rada.

Hvala doc. dr. sc. Filipu Steviću na stručnim savjetima i pomoći u statističkoj analizi.

Hvala doc. dr. sc Dubravki Špoljarić-Maronić i doc. dr. sc. Tanji Žuni-Pfeiffer na ljubaznosti i pomoći u determinaciji fitoplanktonskih vrsta.

Hvala mojim dragim kolegama biolozima na podršci i divnim trenutcima koji su obilježili ovaj diplomski studij.

Najviše se zahvaljujem mojoj porodici, majci Mari, ocu Aleksandru i sestri Jeleni što su uvijek bili uz mene, pružali mi podršku u svemu, ohrabrivali me i trudili se zajedno samnom da uspješno završim ovaj studij biologije

SADRŽAJ

1 UVOD 1

1.1 Fitoplankton poplavnog područja 1

1.2 Ekologija poplavnih područja 3

1.3 Indeks funkcionalnih skupina (Q indeks) 6

1.4 Cilj rada 8

2 MATERIJALI I METODE 9

2.1 Područje istraživanja 9

2.2 Prikupljanje uzoraka 13

2.3 Analiza fizikalno-kemijskih svojstava 13

2.4 Kvalitativna i kvantitativna analiza fitoplanktona 15

2.5 Statistička obrada podataka 17

3 REZULTATI 18

3.1 Fizikalno-kemijska svojstva vode 18

3.2 Kvalitativni i kvantitativni sastav fitoplanktona 27

3.3 Funkcionalne skupine fitoplanktona 30

3.4 Q indeks 36

3.5 Rezultati statističke obrade podataka 37

4 RASPRAVA 39

5 ZAKLJUČAK 43

6 LITERATURA 44

7 PRILOZI 50

1 UVOD

1.1 Fitoplankton poplavnog područja

Plankton predstavljaju organizmi koji lebde u stupcu vode, nemaju sposobnost aktivnog kretanja te su nošeni strujama. Razvijaju se u oceanima, morima, rijekama, jezerima i ostalim stajaćicama. Fitoplankton je fotoautotrofna komponenta planktona koja se sastoji od jednostaničnih i kolonijalnih algi te cijanobakterija (Reynolds 2006). Prema veličini fitoplankton se dijeli na: mikroplankton čije su stanice veće od 20 µm, nanoplankton veličine od 2 do 20 µm te pikoplankton sa veličinom stanica između 0,2 i 2 µm (Sieburth i sur. 1978). Riječ fitoplankton dolazi od grčkog *fiton* što znači biljka i *planktos* što znači lutalica (Ruttner 1953).

Fitoplankton zauzima važno mjesto u bioprodukciji vodenih ekosustava. Odgovoran je za glavninu proizvodnje organskog ugljika i najvažniji je izvor kisika. Limnoplankton čini 60% ukupne primarne produkcije jezera. Kao izvor hrane planktivornim potrošačima čini temelj trofičke piramide vodenih ekosustava.

Fitoplankton se razvija u površinskom sloju vode odnosno eufotičnom sloju gdje je dostupna dovoljna količina svjetlosti za obavljanje procesa fotosinteze. U afotičkom (neosvjetljenom) sloju zbog odsutnosti svjetla uglavnom je izrazito mala količina fitoplanktona. Osim svjetlosti, za uspješan razvoj fitoplanktona potrebna je dovoljna koncentracija glavnih nutrijenata i mikronutrijenata, stabilnost vodenog stupca, kritična gustoća populacije i mala količina herbivora. Od hranjivih tvari za razvoj fitoplanktona najznačajniji su dušik i fosfor. Glavni izvor dušika u vodi su nitrati, nitriti, amonijevi ioni i otopljeni organski spojevi. Fosfor se u vodi nalazi u obliku ortofosfata, kao suspendirani anorganski fosfor te kao dio organskih spojeva. Prirodni ciklus dušika i fosfora u slatkovodnim ekosustavima je uvelike izmjenjen antropogenim utjecajem. Povećan unos ovih nutrijenata putem otpadnih, komunalnih i industrijskih voda doveo je slatkovodne ekosustave do stanja eutrofikacije (Chislock i sur. 2013). Eutrofikaciju karakterizira cvjetanje algi (engl. „algal bloom“), koje uzrokuje zamućenost vode i anoksično stanje u dubljim djelovima jezera (Schindler 2008). U kontroli eutrofikacije potrebno je poznavati utjecaj limitacije dušika i fosfora na razvoj algi pa je u tu svrhu proveden dugogodišnji eksperiment na cijelom ekosustavu malog umjetnog jezera (Schindler 2008). Smanjen unos dušika je potaknuo razvoj cijanobakterija

koje imaju sposobnost fiksacije atmosferskog dušika heterocitama. Fiksacija dušika je podržala razvoj fitoplanktona do granica raspoloživog fosfora te je jezero ostalo u eutrofnom stanju. Zaključeno je da je fosfor ključni nutrijent koji potiče razvoj fitoplanktona te da smanjenje unosa fosfora može pomoći u smanjenju eutrofikacije jezera (Schindler 2008). Tijekom sezone mijenja se dostupnost nutrijenata pa tako dušik postaje najvažniji i limitirajući nutrijent u ljetnom razdoblju u plitkim jezerima. Međutim, još uvijek je nedovoljno istražen kombinirani utjecaj dušika i fosfora na stanje ekosustava (Søndergaard i sur. 2016).

U nekim jezerima, najčešće u jezerima umjerenog područja, dolazi do vertikalne zonacije zbog razlike u temperaturi i gustoći vode. Ta pojava je poznata kao termalna stratifikacija i događa se u ljetnom razdoblju. Jezero je tada podjeljeno na tri zone: epilimnion, metalimnion (termoklina) i hipolimnion. Površinski, najtopliji sloj vode, koji prati kolebanje temperature zraka naziva se epilimnion. Ispod njega se nalazi metalimnion (termoklina), sloj u kojem dolazi do naglog pada temperature vode. Hipolimnion je najdublji, najhladniji i najgušći sloj stratificiranog jezera. U zimskom razdoblju dolazi do obrnute stratifikacije, a u proljeće i jesen do pojave izotermije, tj. do izjednačavanja temperature vode u cijelom vertikalnom stupcu (Wetzel 2001). Nedavna istraživanja su dokazala da dubina termokline ima veliki utjecaj na dostupnost nutrijenata i strukturu zajednice fitoplanktona. Nagla promjena gustoće i temperature vode smanjuje brzinu padanja čestica i nutrijenata na dno zbog čega se oni zadržavaju u metalimnionu i predstavljaju bogat izvor hrane za fitoplankton. U skladu s tim neposredno ispod termokline zabiježena je maksimalna koncentracija fitoplanktona (Karpowicz i Ejsmont-Karabin 2016).

Jačanjem populacije fitoplanktona dolazi do razvoja herbivora, zooplaktona. Biotičke interakcije fitoplanktona i zooplanktona unutar hranidbenog lanca opisane su PEG-modelom sezonskih sukcesija planktonskih zajednica (Sommer i sur. 1989). U 24 točke modela opisne su sezonske promjene fitoplanktona i zooplanktona u idealiziranim uvjetima „standardnog“ jezera. Prema tom modelu završetkom zimskog razdoblja nesmetano se razvija mali brzorastući fitoplankton zbog povećanog dotoka hranjivih tvari i količine svjetla. Herbivorni zooplankton se hrani (engl. „grazing“) malim algama, a kada populacija herbivornog zooplanktona prekorači reprodukciju i brojnost fitoplanktona dolazi do naglog smanjenja biomase fitoplanktona. Takav nagli pad količine fitoplanktona se uglavnom događa u proljetnom razdoblju i naziva se „faza čiste vode“. Populacija herbivornog zooplanktona se zbog nedostatka hrane također smanjuje, a predatorski pritisak riba na zooplankton ubrzava

taj pad populacije. U uvjetima smanjenog engl. „grazing-a“ u ljetnom razdoblju populacija fitoplanktona raste. Struktura fitoplanktonske zajednice postaje kompleksnija, sa većim brojem vrsta i funkcionalnih podjela. Dominantne postaju vrste iz razreda Cryptophyceae i nejestive kolonijalne zelene alge koje iscrpljuju ortofosfate. Od tog razdoblja pa nadalje rast fitoplanktona ovisi o dostupnosti nutrijenata. U jesenskom razdoblju uslijed manje količine svjetla i niže temperature vode dolazi do smanjenja biomase fitoplanktona i do zimskog minimuma, a za vrijeme tog procesa dolazi do recikliranja nutrijenata i njihove akumulacije.

1.2 Ekologija poplavnih područja

Poplavna područja su jedni od biološki najproduktivnijih i najraznolikijih ekosustava na svijetu. Poplavna područja imaju veliki kulturalni i ekonomski značaj, centri su urbanog razvoja i eksploatacije prirodnih dobara (Slika 1) (Tockner i Stanford 2002). Razvijaju se na svim geografskim širinama uz koridore rijeka i globalno prekrivaju od $0.8x10^6$ km^2 do $2x10^6$ km^2 površine Zemlje (Web 1). Kao centri biodiverziteta (engl. „hot spot“) stanište su velikog broja biljnih i životinjskih vrsta. Na području Europe 30% ugroženih vrsta ptica je vezano za močvare, a 69% važnih mjesta za gnježđenje se nalazi u poplavnim područjima (Tiker i Evans 1997). Ukupno 80% faune Europe ima stanište u poplavnim područjima rijeka.

Međutim, poplavna područja su jedni od najugroženijih ekosustava koji se suočavaju sa ubrzanim padom biodiverziteta i promjenama ekoloških procesa. Ljudska aktivnost u kombinaciji sa klimatskim promjenama dovela je do izumiranja 90% europskih i sjevernoameričkih poplavnih područja (Tockner i sur. 2002). Poplavna područja nestaju u najvećoj mjeri zbog modificiranja toka rijeka, izgradnje brana i nasipa, zagađenja vode, prekomjernog iskorištavanja prirodnih resursa te unosa egzotičnih vrsta (Dudgeon i sur. 2006). Zaštita i očuvanje biodiverziteta netaknutih poplavnih područja, obnova hidrološke dinamike, sedimenta i vegetacije ugroženih ekosustava je primarni cilj akvatičnih i terestričnih ekologa diljem svijeta.



Slika 1. Velika poplavna područja rijeka Ganges, Mississippi, Nila i Dunava (Izvor:Web2)

Ekosustav izložen dugotrajnom stresu je obilježen malom biološkom raznolikošću, promjenom u primarnoj i sekundarnoj produkciji, čestom pojavom bolesti, poremećenim ciklusom hranjivih tvari, dominacijom invazivnih i malih oportunističkih vrsta (Rapport i sur. 1985). Poplavna područja su idealna za proučavanje utjecaja stresa na razvoj organizama i ekološke procese. Provedena su brojna istraživanja na temu razvoja tolerancije organizama na stresore. Na primjer, Navarro i sur. (2008) su dokazali razvoj tolerancije algalne zajednice na dugotrajno UVR zračenje, ali također istovremeni razvoj kotolerancije na kadmij.

Prema „konceptu poplavnog područja“ (engl. „flood pulse concept“, FPC) rijeke i njihova poplavna područja su integrirane komponente jednog dinamičnog sustava, povezane snažnim interakcijama između hidroloških i ekoloških procesa (Junk i sur. 1989). Poplavna područja su periodično plavljena riječnom ili jezerskom vodom, odnosno vodom stalnih lentičkih ili lotičkih sustava, prilikom čega dolazi do izmjene nutrijenata i organizama. S vremenom poplavna područja uspostavljaju stabilno stanje sa vlastitim nezavisnim zajednicama organizama i ciklusom hranjivih tvari. Do objave FPC, jezera i druga vodena tijela poplavnih područja su smatrana stalnim lentičkim sustavima što je otežavalo razjašnjavanje složenih ekoloških procesa. Zbog stalne izmjene akvatičnog i terestričnog okoliša poplavna područja su prema FPC nazvana „akvatično/terestričnim tranzitnim zonama“ i time su rasvjetljeni mnogi ekološki procesi unutar njih. Zaključeno je da je dinamika plavljenja (engl. „flood pulse“) glavna pokretačka sila koja osigurava egzistenciju ekosustava, produktivnost i interakcije između biota (Junk i sur. 1989).

Veza rijeka i njihovih poplavnih područja je jaka, ali modifikacije toka, izgradnje brana i nasipa, zagađenje vode i mnoge druge ljudske aktivnosti, kidaju ovu vezu i dovode poplavna područja do izumiranja, a živi svijet u njima do stanja stresa i borbe za opstanak. Nije samo čovjek taj koji ugrožava ekosustav poplavnog područja, klimatske promjene su velikim djelom zaslužne za dugoročna stanja stresa. Modeli klimatskih promjena predviđaju dugotrajnija sušna razdoblja i učestalije pojave ekstremnih hidrometeoroloških događaja (IPCC 2012). U dunavskom slivnom području velike poplave su se dogodile 2002., 2005. i 2006. godine, a ekstremno sušno razdoblje je obilježilo gotovo cijelu 2003. godinu. U ljeto 2013. godine vodostaj Dunava je usljed velike količine otopljenog snijega i velike količine padalina na većini mjernih postaja u srednjem i donjem toku dostigao maksimalne vrijednosti zabilježene u 100-130 godina. U proteklih nekoliko godina povećava se broj istraživanja na temu utjecaja ekstremnih hidroloških pojava, velikih poplava i dugotrajnih suša, na zajednice poplavnih područja (Granado i Henry 2014; Lake 2011).

Promjene u hidrologiji poplavnog područja utječu na dinamiku i strukturu zajednice fitoplanktona, ključnog faktora u ekološkim procesima. Prema engl. „flood pulse concept-u“ plavljenje se ne smatra faktorom disturbancije, dok su istraživanja jezera podunavskog poplavnog područja pokazala da poplave mogu biti čimbenici koji ometaju sezonski razvoj fitoplanktona (Oosterberg i sur. 2000). Prema Mihaljević i sur. (2008) poplave mogu imati dvojni utjecaj na razvoj fitoplanktona. Rano proljetne poplave poticajno djeluju na razvoj fitoplanktona dok poplave u kasno proljeće i ljeto imaju negativan učinak (Mihaljević i sur.

2008). Slično istraživanje je provedeno na plitkom „oxbow“ jezeru poplavnog područja rijeke Vistule u Poljskoj gdje je praćen utjecaj ekstremne poplave na biomasu, sastav zajednice i funkcionalne grupe fitoplanktona (Dembowska 2016). Rezultati su pokazali dramatično povećanje abundancije i biomase fitoplanktona te smanjen broj vrsta nakon vodenog vala. Nagle promjene razine vode i ponovno plavljenje (engl. „re-flooding“) u bazenima poplavnih područja pogoduju razvoju malih brzo-rastućih algi sa prilagodbama na smanjen intenzitet svjetla zbog prisustva makrofitske vegetacije (Vinocur i sur. 2014). Istraživanja Scheffer i sur. (2001) pokazuju da ekstremno sušni uvjeti mogu uzrokovati usmjerene pomake između stanja „mutne vode“ (engl. „turbid state“) u kojem dominira fitoplankton i stanja „bistre vode“ (engl. „clear state“) u kojem dominira makrofitska vegetacija (Scheffer i van Nes 2007; Scheffer i sur. 2001). Međutim, utjecaj ekstremnih poplava i drugih faktora poremećaja još uvijek je slabo istražen.

1.3 Indeks funkcionalnih skupina (Q indeks)

Prema Okvirnoj direktivi o vodama (engl. „*Water Framework Directive*“) (WFD 2000) fitoplankton je jedan od četiri biološka elementa koji se koristi u procjeni stanja kopnenih voda. Brzo reagira na promjene u ekosustavu te je stoga dobar indikator kvalitete vode.

Ideja o razvoju ekoloških kategorija fitoplanktona koje bi opisale promjene u strukturi zajednica prirodnih jezera pojavila se u Hutchinsonovoj limnološkoj monografiji (Hutchinson 1967). Tradicionalna taksonomska klasifikacija nije pružala informacije o ekološkim zahtjevima fitoplanktonskih vrsta te se kao takva pokazala nedovoljno uspješnom u procjeni stanja ekosustava. Stoga je razvijeno nekoliko koncepta klasifikacije fitoplanktona: model morfo-funkcionalnih grupa (engl. „morpho-functional group“) (Salmaso i Padisák 2007), model grupa temeljenih na morfologiji (engl. „morphology-based functional group“) (Kruk i Segura 2012) te model funkcionanih grupa (engl. „functional group“) (Reynolds i sur. 2002).

Reynolds i sur. (2002) su razvili klasifikaciju po funkcionalnim grupama kako bi objasnili osjetljivost fitoplanktona na disturbancije, stresne uvjete i ograničene resurse. Fitoplanktonske vrste su svrstane prema fiziološkim, morfološkim i ekološkim značajkama u funkcionalne grupe ili kodone. Kodoni su definirani specifičnim staništem, tolerancijom i osjetljivošću na različite kombinacije fizikalnih, kemijskih i bioloških faktora (npr. na dubinu vode, režim mješanja vodenog stupca, količinu nutrijenata, promjenu pH, hranidbeni

pritisak i dr.) te specifičnim potrebama određenih vrsta (npr. veliki afinitet za fosfor, silicij). U originalnoj se studiji ovaj pristup prvobitno sastojao od 14 grupa (Reynolds 1980), da bi ga do danas Reynolds i sur. (2002) te Padisák i sur. (2009) unaprijedili i proširili na 41 funkcionalnu skupinu. Prema teoriji funkcionalnih skupina, funkcionalno dobro prilagođene vrste bit će uspješnije od slabije prilagođenih vrsta u prevladavanju uvjeta nedostatka određenog čimbenika. Sukladno s tim, stanište ograničeno svjetlošću, koncentracijom nutrijenata (P, C ili N) ili bilo kojim drugim čimbenikom, biti će nastanjeno vrstama sa odgovarajućim prilagodbama na navedene uvjete (Padisák i sur. 2009). Klasifikacija prema funkcionalnim skupinama do sada je primijenjena diljem svijeta na različitim ekološkim sustavima od umjerenih do tropskih područja, a osobito na plitkim jezerima (Devercelli 2006).

Na osnovu dosadašnjih saznanja na području ekologije fitoplanktona i usavršavanja funkcionalne klasifikacije fitoplanktona, Padisák i sur. (2006) su pod okriljem Okvirne direktive o vodama razvili indeks funkcionalnih skupina (Q indeks). Q indeks se koristi u procjeni ekološkog stanja različitih tipova jezera te može poprimiti vrijednosti $5 \geq Q \geq 0$. Na osnovu relativnog udjela funkcionalnih grupa u ukupnoj biomasi fitoplanktona pomnoženog sa vrijednosti faktora F dobiva se jedan od pet stupnjeva kvalitete vode. U skladu sa Okvirnom direktivom o vodama, vrijednosti Q indeksa od 0 do 1 ukazuju na loše stanje ekosustava, od 1 do 2 na umjereno loše stanje, od 2 do 3 na umjereno stanje, od 3 do 4 na dobro stanje te između 4 i 5 na izvrsno stanje ekosustava. Faktor F direktno utječe na vrijednost Q indeksa te je njegovo određivanje od velike važnosti za točnu procjenu stanja ekosustava. Vrijednost faktora F se određuje za svaku funkcionalnu skupinu zastupljenu u jezeru na osnovu znanja i iskustva stručnjaka i znanstvenih istraživanja.

Indeks funkcionalnih skupina je prvenstveno razvijen u svrhu procjene ekološkog stanja mađarskih jezera različitog tipa. Velika, alkalna i engl. „oxbow“ jezera su na osnovu hidrogeografskih osobina, dubine, površine i dužine zadržavanja vode činila 8 tipova jezera. Za svaki tip jezera su određeni faktori (F) za sve funkcionalne grupe te su opisani engl. „case studies“ kao pomoć u određivanju faktora (F). Do danas je Q indeks primjenjen u procjeni ekološkog stanja različitih tipova jezera, bazena i drugih vodenih tijela u svim geografskim regijama.

Primjena Q indeksa je višestruka pa se tako može koristiti u povijesnoj rekonstrukciji ekološkog stanja jezera i dati uvid u promjene trofičkog stanja jezera kroz više desetljeća.

Prvi takav eksperiment je proveden na jezeru Balaton u Mađarskoj gdje je praćena i kvantificirana promjena kvalitete vode tijekom stanja eutrofikacije i faze restauracije (Hajnal i Padisák 2008). Na području Hrvatske, ovakav eksperiment je proveden na jezeru Sakadaš, plitkom jezeru Kopačkog rita, te je utvrđeno poboljšanje u kvaliteti vode od lošeg do umjerenog i dobrog stanja (Kajan 2017).

Vrijednost Q indeksa je u tome što se pomoću njega mogu vrlo precizno odrediti promjene ekološkog statusa jezera.

1.4 Cilj rada

Cilj ovog rada je utvrditi kako zajednice fitoplanktona Sakadaškog jezera reagiraju na ekstremne poplave te primjenom klasifikacije fitoplanktona po funkcionalnim skupinama i indeksa funkcionalnih skupina (Q) ocijeniti ekološko stanje jezera u razdoblju od travnja do prosinca 2013. godine.

2 MATERIJALI I METODE

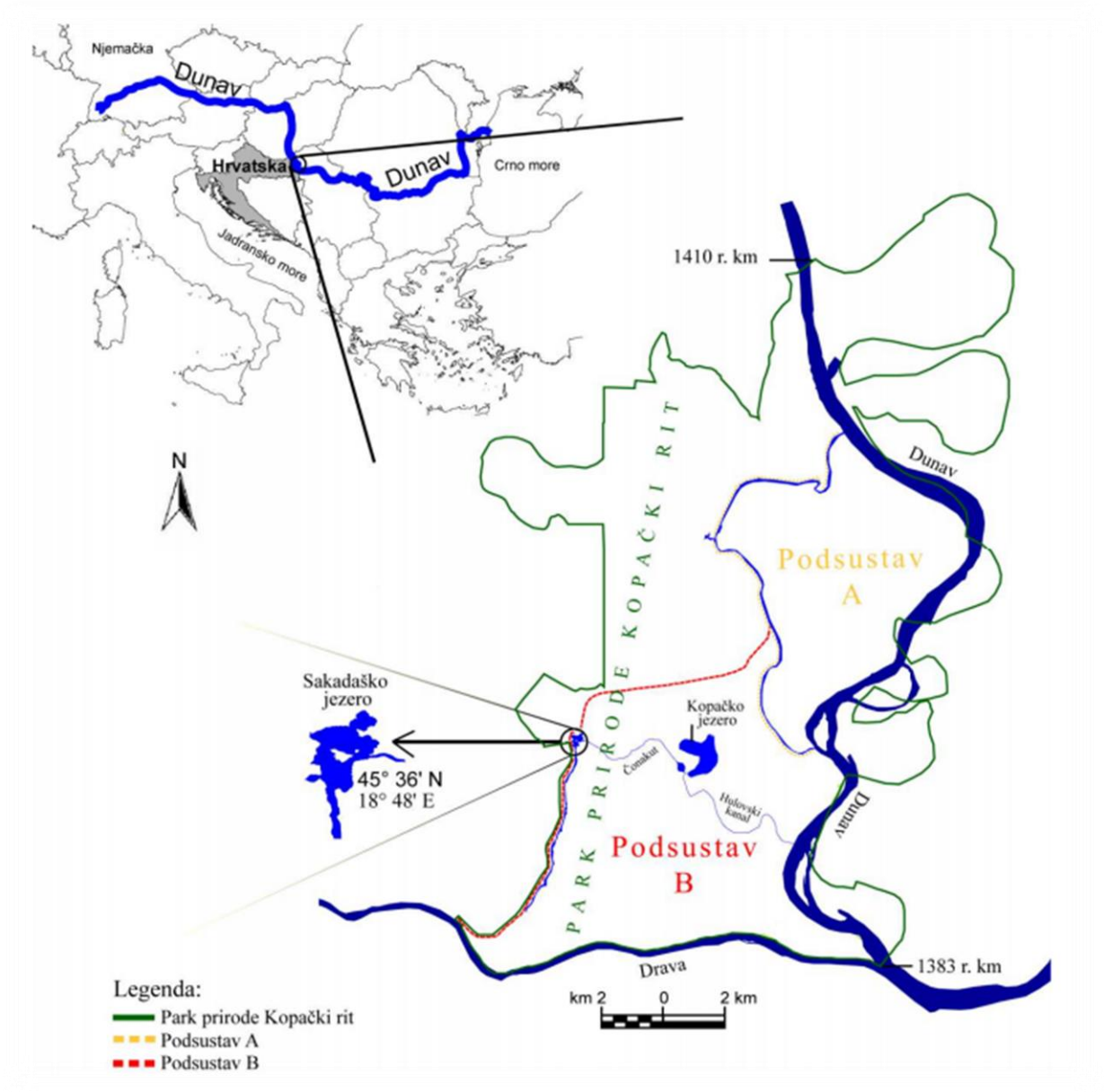
2.1 Područje istraživanja

Park prirode Kopački rit nalazi se na krajnjem sjeveroistočnom dijelu Republike Hrvatske, između rijeka Drave i Dunava te državne granice s Republikom Mađarskom. Kopački rit je jedna od najvećih fluvijalno-močvarnih nizina u Europi, ovalnog oblika i površine 23 000 ha (Slika 2). Valoviti izgled reljefa Kopačkog rita je rezultat djelovanja rijeka Dunava i Drave te poplavnih voda koje na jednom mjestu talože, a na drugom odnose sediment. Nastale depresije i povišena područja raspoređena su tako da čitavo područje poprima izgled delte (Web 4). O dinamici plavljenja Kopačkog rita ovisi izgled pojedinih biotopa. Mozaično raspoređeni dijelovi ritskog kopna i ritskih voda mijenjaju svoju veličinu, oblik i funkciju u ovisnosti o količini nadošle vode (Mihaljević i sur. 1999). Mikroreljefna struktura Kopačkog rita je vrlo kompleksna pa se izdvojiti mogu plitka, ovalna ili polumjesečasta jezera, te linearni, uski i relativno duboki kanali (fokovi) povezani s Dunavom i Dravom. Na kanale se nadovezuju žile koje vodom opskrbljuju najniže dijelove Kopačkog rita (Mihaljević i sur. 1999). Kopački rit se najvećim dijelom opskrbljuje dunavskom vodom, a kanal Hulovo je najveći i najznačajniji dovodnik i odvodnik voda Kopačkog jezera. Nakon što vodostaj Dunava na vodomjernoj stanici kraj Apatina, smještenoj na 1401,4 r. km, prijeđe 3.0 m počinje plavljenje Kopačkog rita.



Slika 2. Park prirode Kopački rit (Izvor: Web 3)

Kopački rit se može podijeliti na dva dijela: podsustav A, koji dobiva vodu iz rukavca rijeke i podsustav B koji čini mrežu postojećih višegodišnjih kanala (Slika 3). U podsustavu B se nalaze Sakadaško i Kopačko jezero, trajni vodeni mikrolokaliteti u reljefu Kopačkog rita. Kopačko jezero je površinom najveće, nalazi se u središnjem dijelu rita i polumjesečastog je oblika. Sakadaško jezero je najdublja vodena depresija u ritu, a nastalo je nakon katastrofalne poplave 1926. godine kada su visoke dunavske vode probile nasip Zmajevac – Kopačevo i tu se trajno zadržale (Mihaljević i sur. 1999).



Slika 3. Karta Parka prirode Kopački rit (Izradio: Filip Stević)

Kopački rit je 1993. godine uvršten na popis močvarnih područja od međunarodnog značaja ("List of Wetlands of International Importance"), tzv. Ramsarsku listu. Kao najvažniji ornitološki rezervat u Hrvatskoj uvršten je i u listu ornitološki značajnih područja - IBA (eng. Important Bird Area), a nominiran je i za uvrštavanje u UNESCO.

U ovom radu istraživano područje je Sakadaško jezero, jedan od standardnih lokaliteta Kopačkog rita na kojem se obavljaju hidrobiološka istraživanja (Slika 4). Smješteno je na zapadnom dijelu poplavnog područja i dvama kanalima je hidrološki povezano sa glavnim tokom rijeke Dunav. Prema postanku je najmlađe trajno poplavljeno plitko jezero, ovalnog

oblika, prosječne dubine oko 7 metara i površine oko 0,15 km^2. Zbog rekonstrukcije nasipa i izgradnje turističke kuće, 1969. i 1984. godine jezero je produbljeno i prošireno pa je njegovo dno neravno. Preko kanala Čonakut je povezano sa Kopačkim jezerom (Mihaljević i sur. 1999). U proljeće i rano ljeto jezero je obično plavljeno i hidrološki povezano sa rijekom Dunav te se nalazi u potamofazi. Za vrijeme niskih vodostaja Dunava jezero je izolirani vodeni podsustav poplavnog područja i nalazi se u limnofazi (Mihaljević i sur. 2010). Režim miješanja vodenog stupca ovisi o pojavi plavljenja, a termalna stratifikacija jezera je izražena tijekom ljeta od lipnja do rujna.

U proteklih nekoliko desetljeća obavljana su istraživanja kvalitete vode i fitoplanktona koja su pokazala da se Sakadaško jezero nalazi u eutrofnom-hipertrofnom stanju s dobro razvijenim fitoplanktonskim zajednicama i čestom pojavom cvjetanja cijanobakterija u ljetnom razdoblju (Vidaković i sur. 2008). Dominantne vrste makrofitske vegetacije u trajnim vodenim biotopima poplavnog područja su *Potamogeton gramineus* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Trapa natans* L., *Nymphoides peltata* Kuntze, Lemna sp., *Polygonum amphybium* L. i *Spirodella polyrhiza* (L.) Schleid.



Slika 4. Sakadaško jezero u Kopačkom ritu (Izvor: Web 5)

2.2 Prikupljanje uzoraka

Uzorci vode za hidrobiološke analize uzeti su na središnjem dijelu Sakadaškog jezera u jednomjesečnim intervalima od travnja do prosinca 2013. godine. Uzorci za fizikalno-kemijsku analizu te analizu fitoplanktona uzeti su u vertikalnom stupcu vode.

Uzorci za kvalitativnu analizu fitoplanktona dobiveni su procjeđivanjem vode cijelog vertikalnog stupca pomoću fitoplanktonske mrežice promjera pora 20 µm (Slika 5). Dobiveni mrežni uzorak fiksiran je u 4%-tnoj otopini formaldehida. Za kvantitativnu analizu fitoplanktona uzeto je 100 mL nefiltrirane vode koja je fiksirana Lugolovom otopinom.



Slika 5. Uzorkovanje fitoplanktona pomoću fitoplanktonske mrežice promjera pora 20 µm (Fotografija: Marija Kovačević)

2.3 Analiza fizikalno-kemijskih svojstava

Prilikom uzorkovanja *in situ* je izmjerena temperatura vode i zraka, dubina i prozirnost vode, električna provodljivost, pH vode, otopljeni kisik u vodi i zasićenje vode kisikom. Temperatura vode i zraka mjerena je živinim termometrom s podjelom ljestvice 10/1°C. Prozirnost vode određena je pomoću Secchi ploče s crno-bijelim poljima, a dubina baždarenim konopcem s utegom. Koncentracija otopljenog kisika, zasićenost vode kisikom, električna provodljivost i pH vode mjereni su pomoću prijenosnog minilaboratorija WTW Multi 340i (WissenshaftlichTechnische Werkstätten, Weilheim, Njemačka).

Za određivanje koncentracije klorofila uzorci vode (1L) su profiltrirani u laboratoriju kroz filter-papir od staklenih vlakana oznake GF/C, promjera 55 mm s otvorom pora od 1,2 µm

(Whatman International Ltd, Maidstone, Engleska). Filteri su nakon toga homogenizirani u tarioniku s tučkom uz upotrebu 90%-tnog acetona (15 mL). Sadržaj je prebačen u staklene kivete i pohranjen na 24 sata u hladnjak na ekstrakciju pri 4 °C u mraku. Ekstrakti su centrifugirani 10 min na 3000 rpm-a, a zatim je spektrofotometrom DR/2010 (Hach Company, SAD) izmjerena apsorbancija pri valnim duljinama od 630, 645, 663 i 750 nm. Koncentracija klorofila-a, klorofila-b i klorofila-c izračunata je prema SCOR-UNESCO (1966) te Strickland i Parsons (1972) korištenjem sljedećih jednadžbi:

Chl-a (µg/L) = (11,64 x A663 – 2,16 x A645 + 0,10 x A630) x v/(V x d)

Chl-b (µg/L) = (20,97 x A645 – 3,94 x A663 - 3,66 x A630) x v/(V x d)

Chl-c (µg/L) = (54,22 x A630 – 5,53 x A663 - 14,81 x A645) x v/(V x d)

Gdje je:

A630 - apsorbancija ekstrakta izmjerena na 630 nm i umanjena za vrijednost apsorbancije na 750 nm

A645 - apsorbancija ekstrakta izmjerena na 645 nm i umanjena za vrijednost apsorbancije na 750 nm

A663 - apsorbancija ekstrakta izmjerena na 663 nm i umanjena za vrijednost apsorbancije na 750 nm

v = volumen ekstrakta (mL)

V = volumen filtriranog uzorka vode (L)

d = duljina kivete (cm)

Analize koncentracija amonijevih-iona (NH_4), nitrata (NO_3), nitrita (NO_2), organskog dušika po Kjeldahlu (orgN), ukupnog dušika (TN) i ukupnog fosfora (TP) obavljene su u Eko-laboratoriju Vodovoda d.d. Osijek standardnim metodama (APHA 1985).

Vrijednosti vodostaja rijeke Dunav su preuzete s hidrološke mjerne postaje Apatin smještene na 1401,4 r.km.

2.4 Kvalitativna i kvantitativna analiza fitoplanktona

Kvalitativna analiza fitoplanktona obavljena je s pomoću svjetlosnog mikroskopa (Carl Zeiss, Njemačka) s objektivima povećanja 12,5x, 25x i 40x te digitalnom kamera Moticam 2300 i računalnim programom Motic Images Plus. Za determinaciju vrsta korišteni su standardni ključevi za determinaciju algi (Hindak i sur. 1975; Hindak 1977-1990; Hindak i sur. 1978; Komárek 1973). Nakon determinacije, nomenklatura vrsta je usklađena prema bazi podataka AlgaeBase (Guiry i Guiry 2014).

Kvantitativna analiza je uključivala brojanje jedinki fitoplanktona nakon sedimentacije u Utermöhl-ovim komoricama (Utermöhl 1958) od pleksiglasa volumena 1 mL i 5 mL. Sedimentirane fitoplanktonske jedinke brojane su inverznim mikroskopom (Axiovert 25, Carl Zeiss® , Inc, Göttingen, Njemačka) pod povećanjem od 600x. Brojanje je izvršeno u dvije okomite pruge, tako da je za svaki uzorak izbrojano najmanje 30 mikroskopskih polja i/ili 200 jedinki. Brojnost svake vrste je prikazana kao broj jedinki po litri (ind./L), a izračunata prema sljedećoj formuli :

$$N = x * \eta$$

Gdje je:

N – broj jedinki po litri (br. jed./L)

x – ukupan broj svih prebrojanih jedinki, kolonija ili filamenata u transektima, probnim poljima ili komorici

η – koeficijent za preračunavanje

Koeficijent za preračunavanje (η) se računa prema sljedećoj formuli:

$$\eta = Pk \times 1000 / Px\ Vs$$

Gdje je:

η – koeficijent za preračunavanje

Pk – površina komorice izražena u mm^2 ili u postotku (100 %)

Px – površina transekta ili svih probnih polja izražena u mm^2 ili u postotku (x %)

Vs – volumen poduzorka koji se sedimentirao (mL)

Volumeni algi i cijanobakterija aproksimirani su prema volumenima odgovarajućih geometrijskih tijela (Hillebrand i sur. 1999; Rott 1981). Biomasa fitoplanktona izračunata je iz biovolumena fitoplanktonskih jedinki tako da je za volumen od 1 cm^3 uzet ekvivalent biomase od 1 mg (Sournia 1978; Javornický i Komárková 1973) i izražen u mg/L svježe tvari (FM).

Vrste su grupirane u funkcionalne skupine koje su predložili Reynolds i sur. (2002) te revidirali Padisák i sur. (2009). Za procijenu ekološkog stanja jezera izračunat je indeks funkcionalnih skupina (Q indeks) prema sljedećoj formuli (Padisák 2006):

$$Q = \sum_{i=1}^{n} piF$$

Gdje je:

pi – relativan udio funkcionalne grupe u ukupnoj biomasi

F – faktor određen za svaku funkcionalnu grupu (Tablica 1)

Tablica 1. Faktor F funkcionalnih skupina fitoplanktona Sakadaškog jezera (preuzeto i prilagođeno prema Kajan 2017)

FUNKCIONALNA GRUPA	FAKTOR F
A	5
B	2
C	5
D	2
E	5
F	3
G	0
H1	1
H2	3
J	5
K	2
L_0	5
M	0
MP	3
N	5
P	5
S1	0
S2	0
S_N	0
T	5
TB	5
W1	2
W2	0
W_S	3
X1	3
X2	3.5
X3	4
Y	3

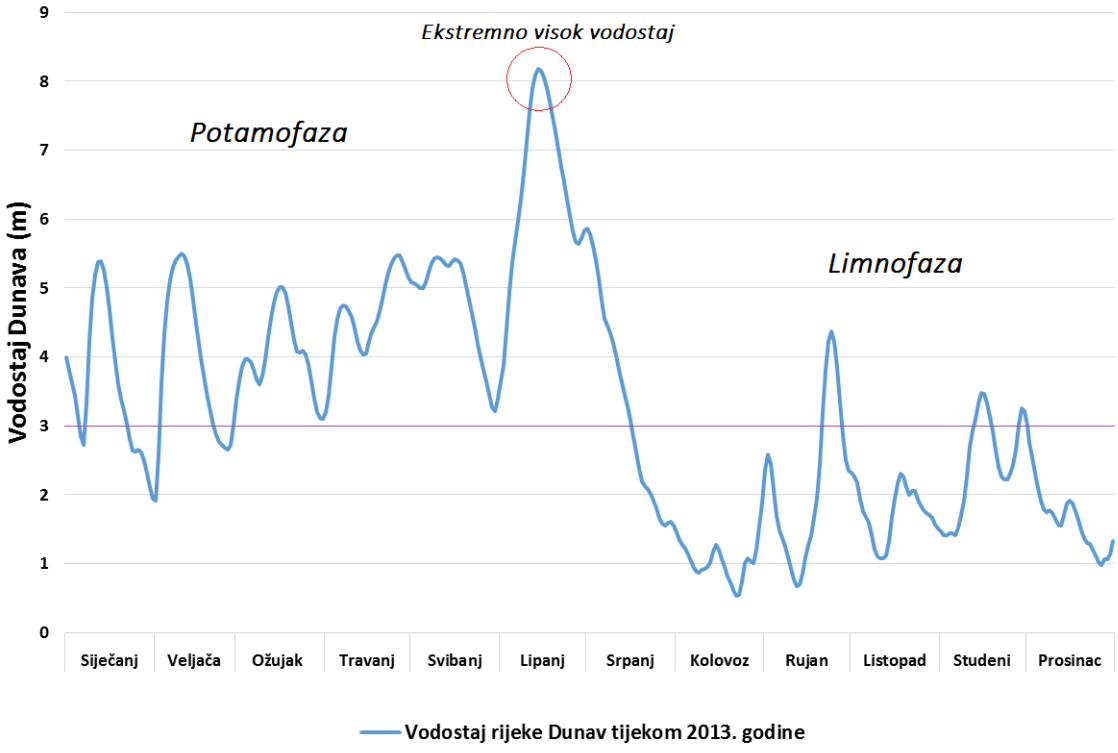
2.5 Statistička obrada podataka

U svrhu objašnjavanja međusobnih odnosa fitoplanktonske zajednice i fizikalno-kemijskih čimbenika tijekom razdoblja istraživanja primijenjena je redundacijska analiza (engl. „Redundancy Analysis“, RDA). Zavisnu varijablu činila je biomasa fitoplanktona, a nezavisnu okolišni čimbenici. Podaci biomase fitoplanktona logaritamski su transformirani, a rezultati su testirani Monte Carlo simulacijom. Rezultati analize prikazani su korelacijskim triplotom. Varijable fizikalno-kemijskih čimbenika označene su strelicama s maksimalnim vrijednostima na vrhu. Analiza podataka urađena je u statističkom programu Canoco 4.5.

3 REZULTATI

3.1 Fizikalno-kemijska svojstva vode

Na dinamiku plavljenja Kopačkog rita najvećim dijelom je utjecao vodostaj Dunava (Slika 6). Proljetno i rano ljetno razdoblje obilježili su visoki vodostaji Dunava (od 3,1 m u ožujku do 8,18 m u lipnju) prilikom kojih se područje Kopačkog rita konstantno nalazilo u potamofazi. Vrijednosti vodostaja tijekom istraživanja su se kretale od najniže (0,54 m) u kolovozu do najviše (8,18 m) u lipnju. Maksimalna vrijednost (8,18 m) se može okarakterizirati kao ekstremno visoko plavljenje (Tablica 2). U srpnju vodostaj Dunava se spušta ispod 3 m i voda se naglo povlači iz Kopačkog rita u korito rijeke. Niski vodostaji su se zadržali u jesenskom i zimskom periodu sa jednim kratkotrajnim, umjerenim plavljenjem u rujnu (4,37 m).

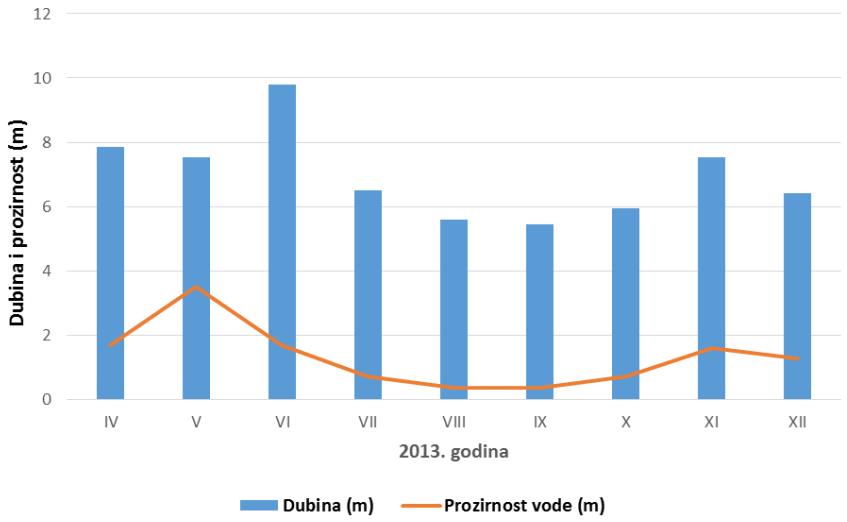


Slika 6. Vodostaj Dunava za 2013. godinu na mjernoj postaji Apatin (1404,4 r. km)

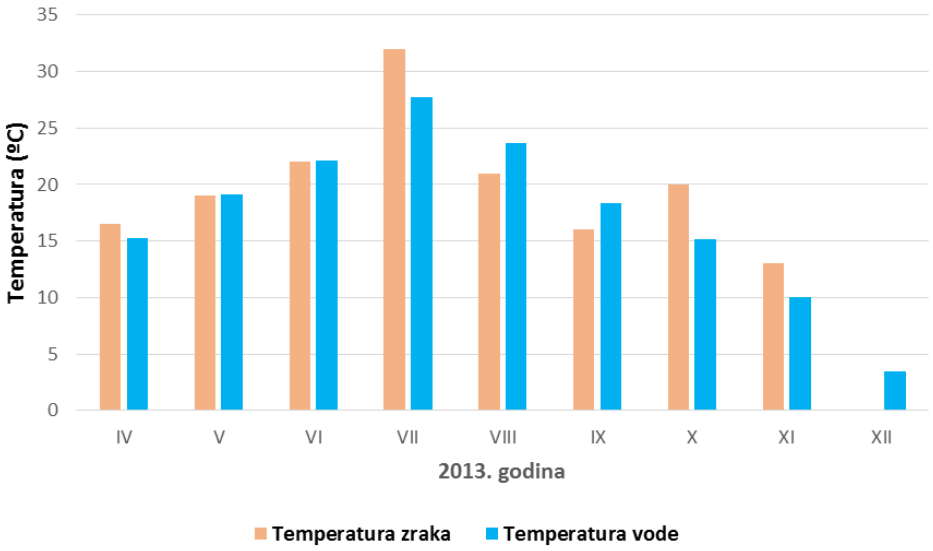
Tablica 2. Detalji dinamike plavljenja Dunava na područje Kopačkog rita u 2013. godini u usporedbi s razdobljem 2003-2008 (preuzeto i prilagođeno prema Stević 2011)

Vodostaj Dunava			**2003**	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2013**
Maksimum			5.60	4.94	6.43	8.08	6.18	4.68	8.18
Minimum			-0.46	0.10	0.40	0.18	0.10	0.41	0.54
	Kategorizacija plavljenja	**Poplavljeno područje (%)**	**Trajanje plavljenja (dani/godina)**						
3.0-3.5	Slabo	20	18	36	19	20	32	38	36
3.5-4.0	Umjereno	40	10	28	17	8	22	43	30
4.0-5.0	Visoko	75	10	42	55	40	11	14	56
>5.0	Ekstremno visoko	>90	8	0	46	72	10	0	75
Ukupno > 3 m			46	106	137	140	75	94	195
>3 u kontinuitetu			42	45	84	112	18	32	139

Dubina vode Sakadaškog jezera kretala se od 5,43 m u rujnu do 9,78 m u lipnju. Najveća prozirnost vode je zabilježena u svibnju i iznosila je 3, 49 m, a najmanja u rujnu kada je iznosila 0,35 m. U vrijeme velike poplave u lipnju prozirnost je iznosila 1,69 m (Slika 7). Temperature zraka i vode mijenjale su se ovisno o sezoni istraživanja. Tako je najviša temperatura zraka zabilježena u srpnju (32 ºC), a najniža u prosincu (0 ºC). Vidljivo je da su promjene temperature vode pratile promjene temperature zraka. Prema tome, najviša temperatura vode je također izmjerena u srpnju i iznosila je 27,7 ºC , a najniža u prosincu te je bila viša od temperature zraka i iznosila 3,5 ºC (Slika 8).

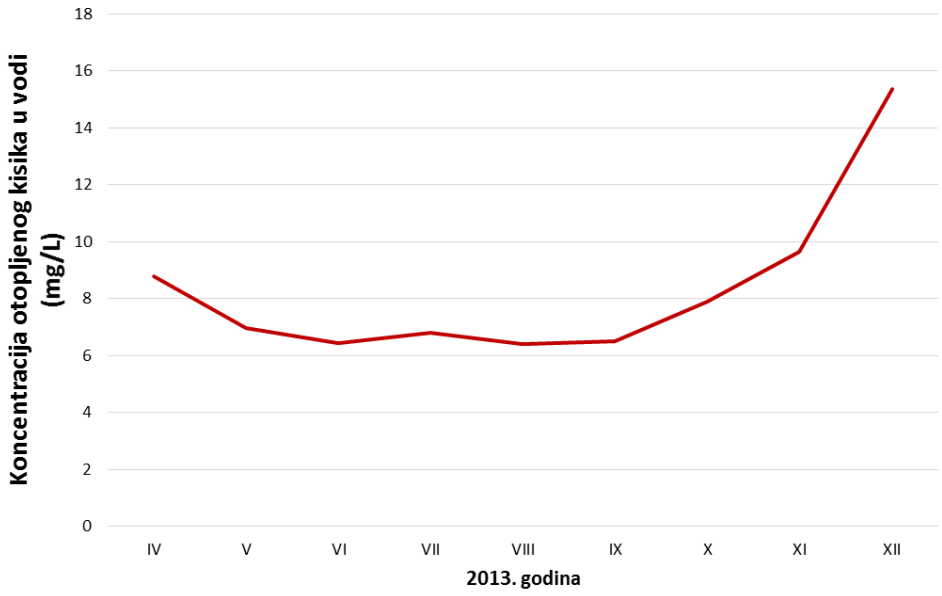


Slika 7. Promjene dubine i prozirnosti vode Sakadaškog jezera tijekom istraživanog razdoblja

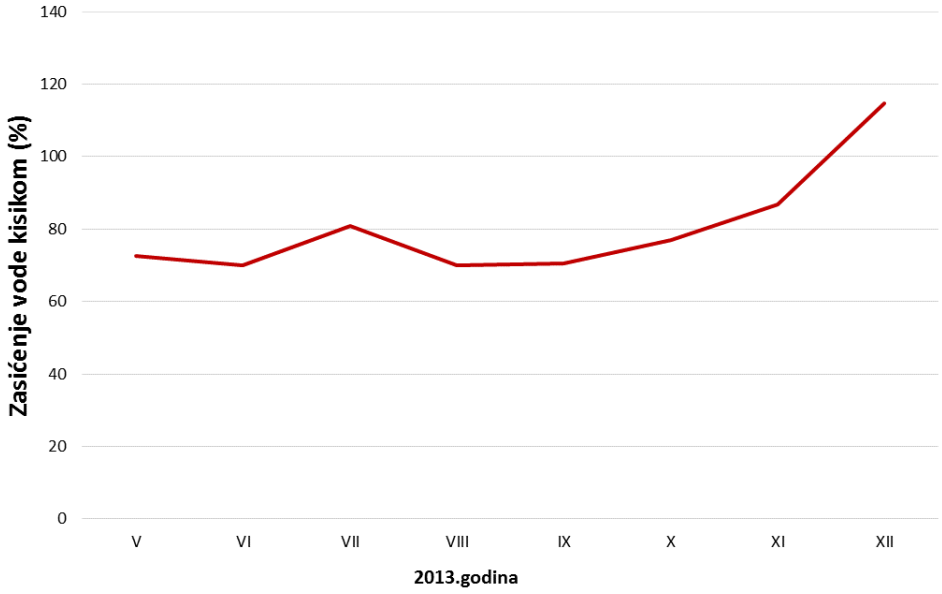


Slika 8. Promjene temperature vode i zraka tijekom istraživanog razdoblja

Koncentracija otopljenog kisika u vodi bila je najviša u zimskom periodu i iznosila je 15,37 mg/L. Ljetno razdoblje su obilježile niske koncentracije otopljenog kisika sa najnižom vrijednosti u kolovozu koja je iznosila 6,39 mg/L (Slika 9). Zasićenje vode kisikom prati koncentraciju otopljenog kisika u vodi. Najveća zasićenost vode kisikom je bila u prosincu sa 114,7%, a najniža u kolovozu kada je izmjereno 69,9%. U srpnju je zabilježen blagi porast zasićenja vode kisikom te je iznosio 80,9% (Slika 10).



Slika 9. Promjene koncentracija otopljenog kisika u vodi tijekom istraživanja 2013. godine u Sakadaškom jezeru



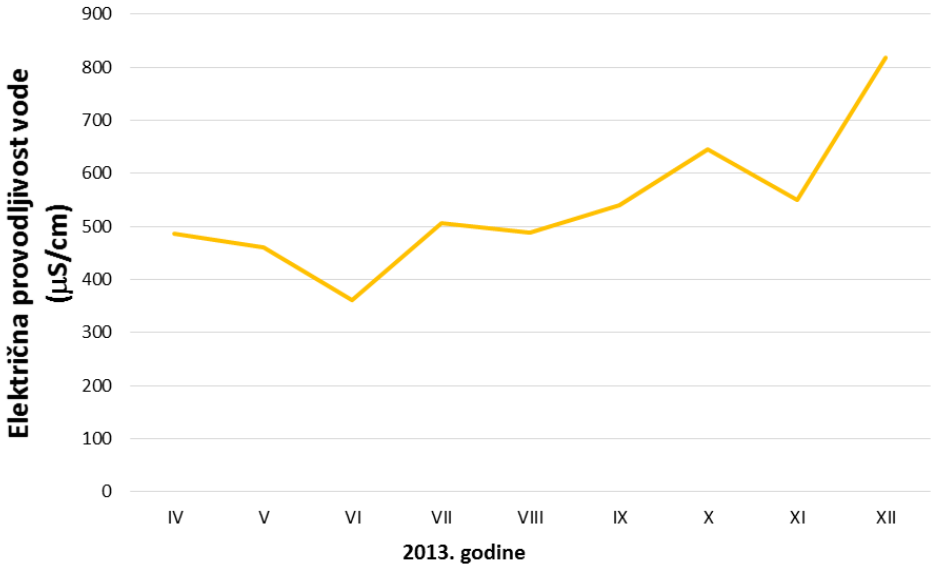
Slika 10. Promjene zasićenja vode kisikom tijekom istraživanja 2013. godine u Sakadaškom jezeru

Voda Sakadaškog jezera je bila neutrana do blago lužnata sa pH vrijednostima koje su se kretale od 7,5 u lipnju do 8,09 u prosincu. U travnju je zabilježena pH vrijednost 8,06 nakon koje je uslijedio blagi pad do 7,5 u lipnju. Od lipnja voda postaje ponovno blago lužnata (Slika 11). Najveća električna provodljivost vode izmjerena je u zimskom periodu i iznosila

je 819 µS/cm, a najmanja vrijednost je zabilježena u lipnju kada je iznosila 362 µS/cm (Slika 12).

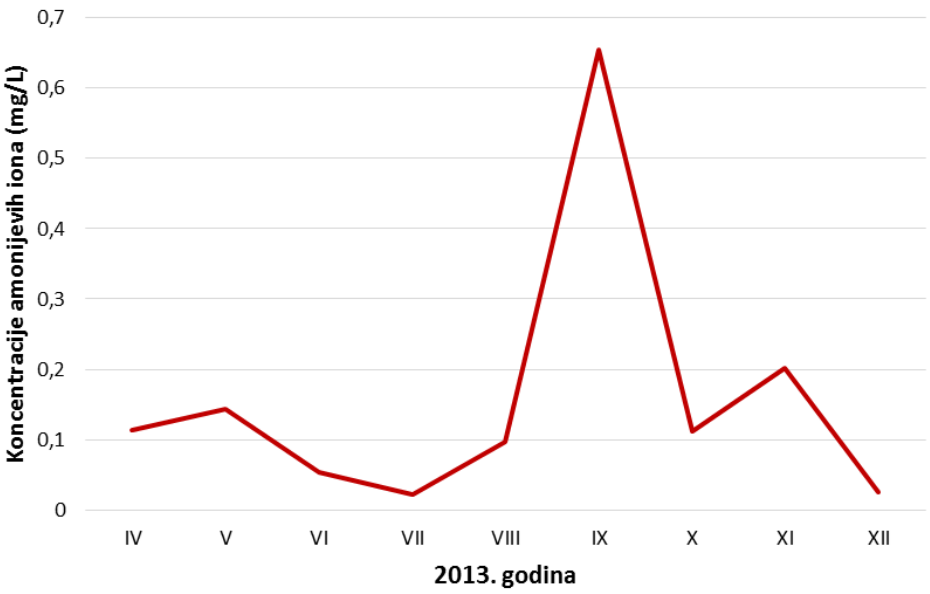


Slika 11. Promjene pH vrijednosti vode Sakadaškog jezera u istraživanom razdoblju 2013. godine



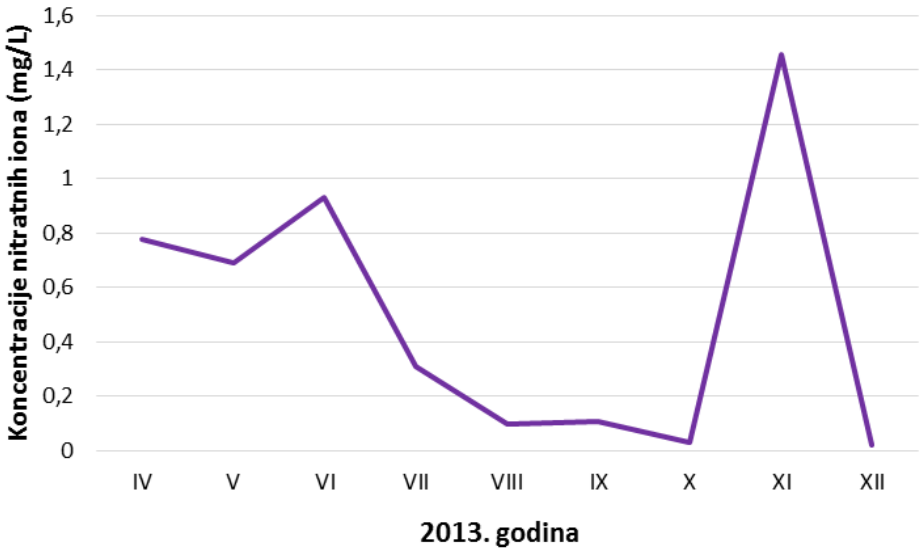
Slika 12. Promjene električne provodljivosti vode Sakadaškog jezera tijekom istraživanja 2013. godine u Sakadaškom jezeru

Koncentracije amonijevih iona u vertikalnom stupcu vode tijekom istraživanog razdoblja naglo su porasle od najnižih vrijednosti u ljetnom periodu (0,0225 mg/L) do maksimalne vrijednosti u rujnu kada je izmjereno 0,654 mg/L (Slika 13).



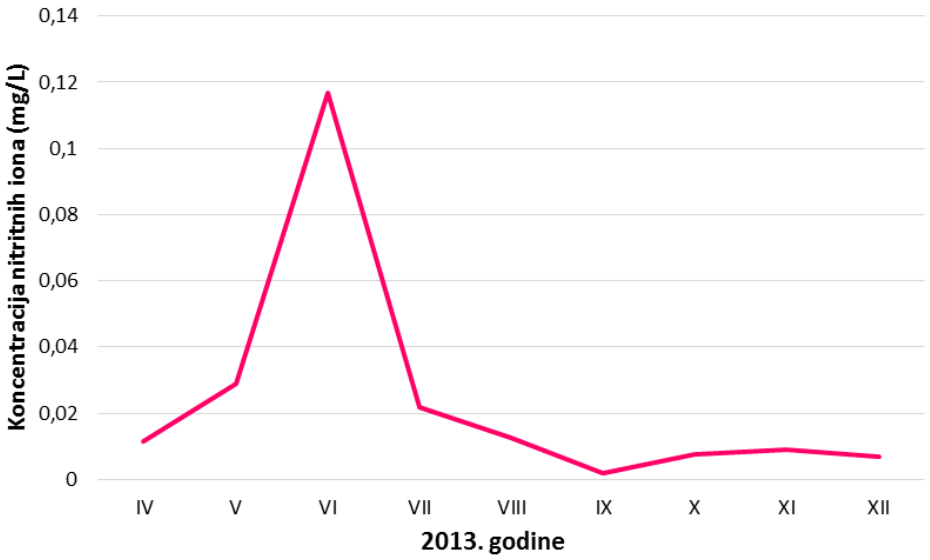
Slika 13. Promjene koncentracije amonijevih iona tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine u Sakadaškom jezeru

Koncentracija nitrata u proljetnom razdoblju dostigla je vrijednost 0,9325 mg/L nakon čega opada do najniže vrijednosti u listopadu (0,0303 mg/L), a u studenom dostiže najveću vrijednost od 1,4589 mg/L (Slika 14).



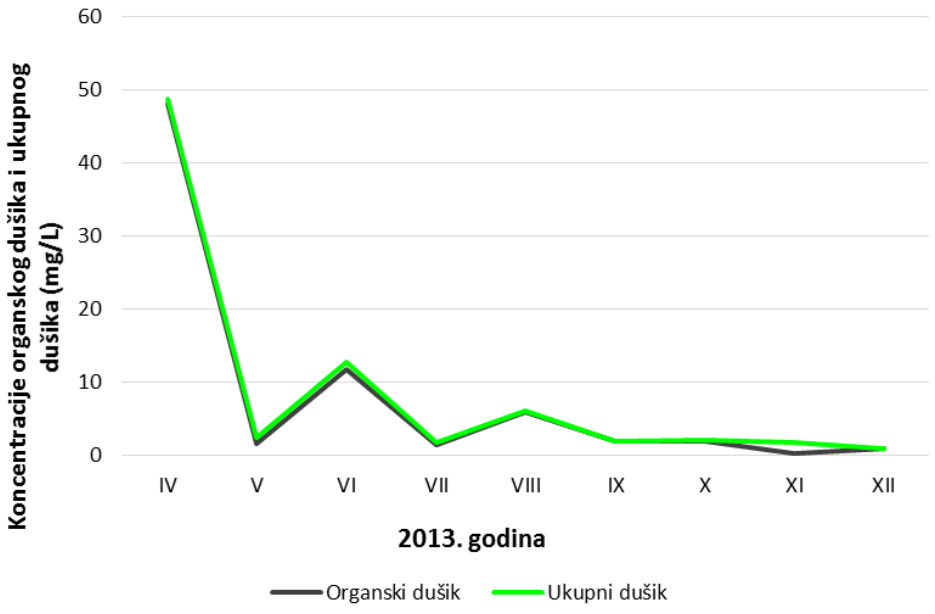
Slika 14. Promjene koncentracije nitrata tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine u Sakadaškom jezeru

Koncentracija nitritnih iona najviša je bila u lipnju i iznosila je 0,1169 mg/L , a najniža u rujnu kada je izmjereno 0,002 mg/L (Slika 15).



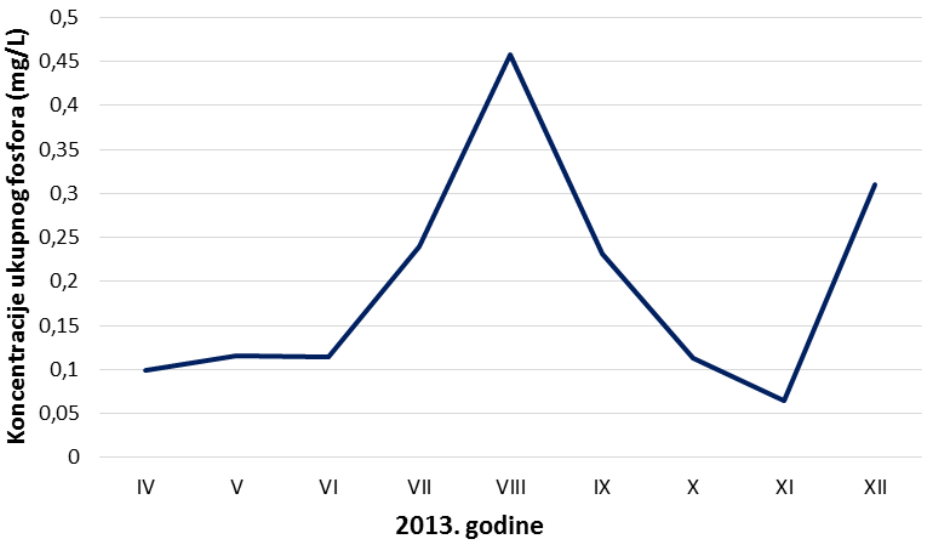
Slika 15. Promjene koncentracije nitrita tijekom razdoblja istraživanja 2013. godine u Sakadaškom jezeru

Promjene koncentracija organskog dušika (0,3 – 48 mg/L) i ukupnog dušika (1,01 - 48,7931 mg/L) bile su vrlo slične pa su u travnju 2013. godine zabilježene najviše vrijednosti, a u svibnju i zimskom razdoblju niske vrijednosti (Slika 16).

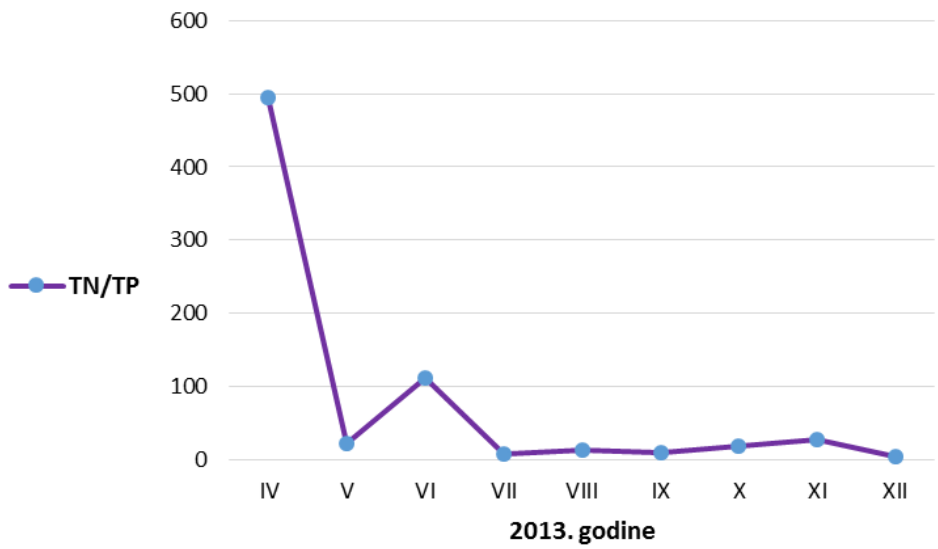


Slika 16. Promjene koncentracija organskog i ukupnog dušika tijekom razdoblja istraživanja 2013. godine u Sakadaškom jezeru

Koncentracija ukupnog fosfora je do ekstremne poplave bila u granici od 0,0985 mg/L do 0,116 mg/L nakon čega raste do najviše vrijednosti u kolovozu koja je iznosila 0,4577 mg/L. U studenom je izmjerena najniža koncentracija ukupnog fosfora (0,0642 mg/L) (Slika 17). Promjene omjera ukupnog dušika i ukupnog fosfora kretale su od 495 u travnju do 20 u svibnju. U lipnju je zabilježena vrijednost 111 koja se u srpnju spušta do 7. Do kraja godine omjer ukupnog dušika i ukupnog fosfora je u granicama od 27 do 3 (Slika 18).

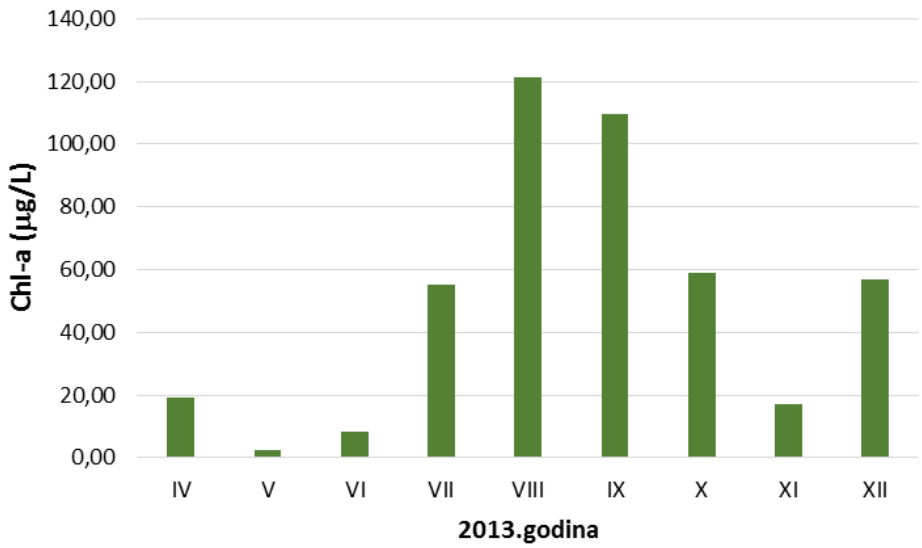


Slika 17. Promjena koncentracije ukupnog fosfora tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine u Sakadaškom jezeru



Slika 18. Promjene omjera ukupnog dušika i ukupnog fosfora tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine u Sakadaškom jezeru

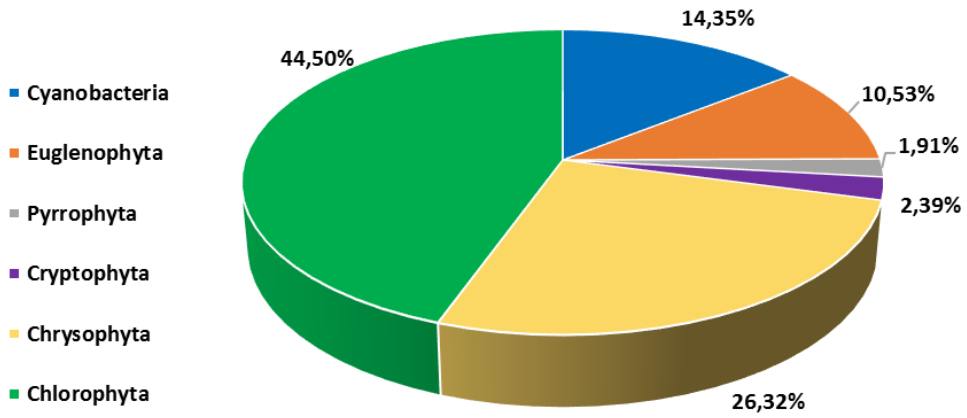
U vertikalnom stupcu vode najmanja koncentracija klorofila-a zabilježena je u svibnju (2,62 µg/L). Za vrijeme velike poplave u lipnju koncentracija klorofila-a iznosila je 8,35 µg/L, u srpnju 55,27 µg/L, a u kolovozu je dostigla najvišu vrijednost od 121,18 µg/L. U rujnu koncentacija klorofila-a opada na 109,66 µg/L, u studenom na 17,16 µg/L, dok u prosincu ponovno raste i iznosi 57,00 µg/L (Slika 19).



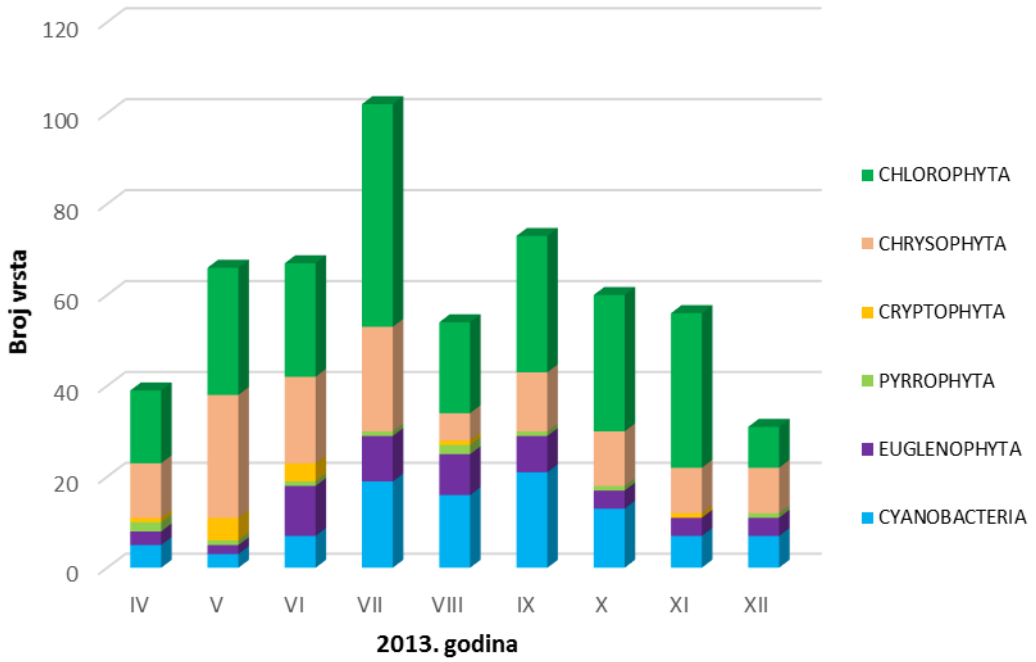
Slika 19. Koncentracije klorofila-a (µg/L) u vertikalnom stupcu vode u Sakadaškom jezeru tijekom razdoblja istraživanja 2013. godine

3.2 Kvalitativni i kvantitativni sastav fitoplanktona

Kvalitativnom analizom fitoplanktona Sakadaškog jezera utvrđeno je ukupno 209 vrsta. Najviše vrsta pripadalo je skupinama Chlorophyta (44,50 %) i Chrysophyta (26,32%), a najmanje skupini Pyrrophyta (1,91%). Skupina Cyanobacteria bila je zastupljena sa 14,35%. (Slika 20). Najveći broj vrsta utvrđen je u srpnju (102 vrste) sa najvećom zastupnjenošću skupine Chlorophyta (49 vrsta). Najmanje vrsta je zabilježeno u prosincu (31 vrsta) sa gotovo jednakom zastupljenošću Chrysophyta (10 vrsta) i Chlorophyta (9 vrsta) (Slika 21).

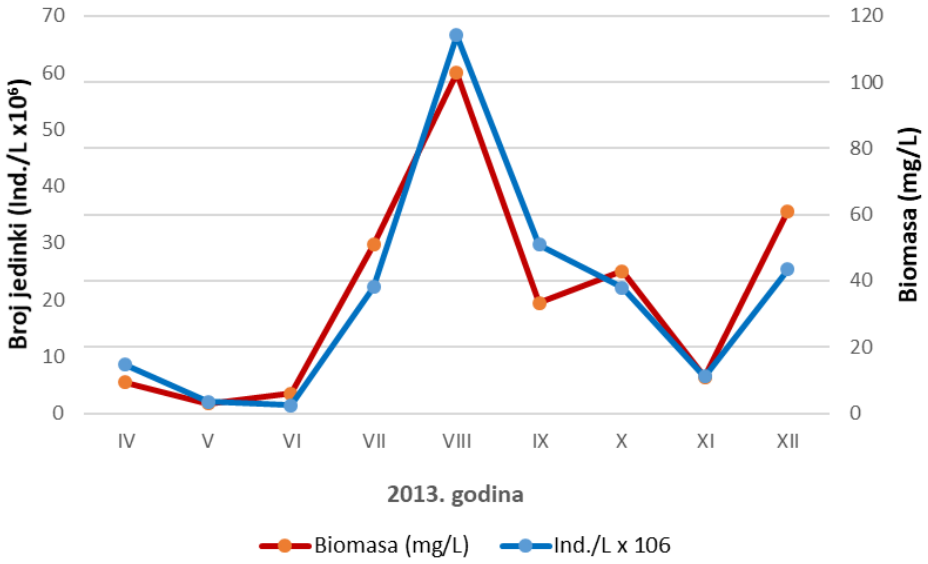


Slika 20. Postotna zastupljenost pojedinih sistematskih kategorija fitoplanktona utvrđenih kvalitativnom analizom u Sakadaškom jezeru tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine



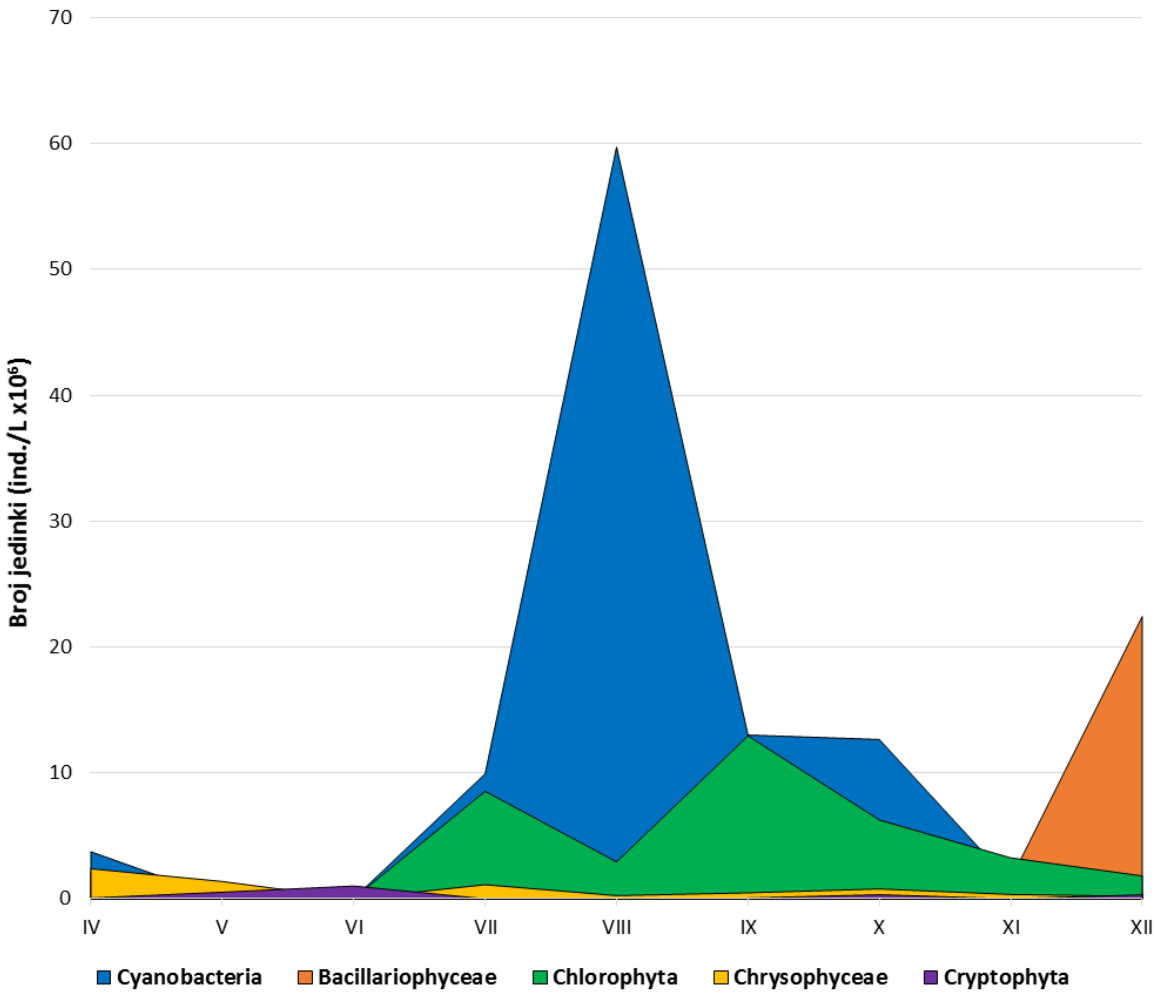
Slika 21. Broj vrsta fitoplanktona Sakadaškog jezera utvrđenih kvalitativnom analizom tijekom razdoblja istraživanja 2013. godine

Brojnost fitoplanktona kretala se od 1,36x10^6 ind./L (lipanj) do 66,54x10^6 ind./L (kolovoz). Biomasa fitoplanktona mijenjala se sukladno s promjenom brojnosti pa je tako najveća biomasa (102,7 mg/L) zabilježena u kolovozu, a najmanja (3,00 mg/L) u svibnju. Proljetno razdoblje je općenito bilo obilježeno malom biomasom i brojnošću fitoplanktona dok je ljetno razdoblje karakterizirano velikom biomasom i brojnošću (Slika 22).



Slika 22. Broj jedinki i biomasa fitoplanktona tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine u Sakadaškom jezeru

Taksonomske skupine koje su najviše doprinijele ukupnom količinskom sastavu u proljetnom razdoblju bile su Cyanobacteria (3,74x10^6 ind./L u travnju) te razred Chrysophyceae (2,39x10^6 ind./L u travnju i 1,37x106 ind./L u svibnju). Vrste koje su tada bile zastupljene sa najvećim brojem jedinki bile su: *Limnothrix redekei* (36,36% ukupnog broja jedinki u travnju) i *Dynobrion divergens* (65,70% ukupnog broja jedinki u svibnju). U vrijeme lipanjske poplave najveću brojnost imale su vrste iz skupine Cryptophyta (1,01x10^6 ind./L). U kolovozu je skupina Cyanobacteria bila najbrojnija (59,72x10^6 ind./L), a pripadajuća vrsta *Cylindrospermopsis raciborskii* bila je zastupljena sa 75,76% ukupnog broja jedinki. Brojnost vrsta iz skupine Chlorophyta u ljetnom razdoblju kretala se od 8,54x10^6 ind./L u srpnju do 2,93x10^6 ind./L u kolovozu. Najveća brojnost skupine Chlorophyta zabilježena je u rujnu (12,94x10^6 ind./L), a vrsta *Monoraphidium contortum* doprinijela je ukupnom količinskom sastavu sa 33,86%. U zimskom razdoblju najbrojnija je bila vrsta *Stephanodiscus hantzschii* iz razreda Bacillariophyceae (22,27x10^6 ind./L) (Slika 23).



Slika 23. Broj jedinki fitoplanktona pojedinih sistematskih skupina u Sakadaškom jezeru tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine

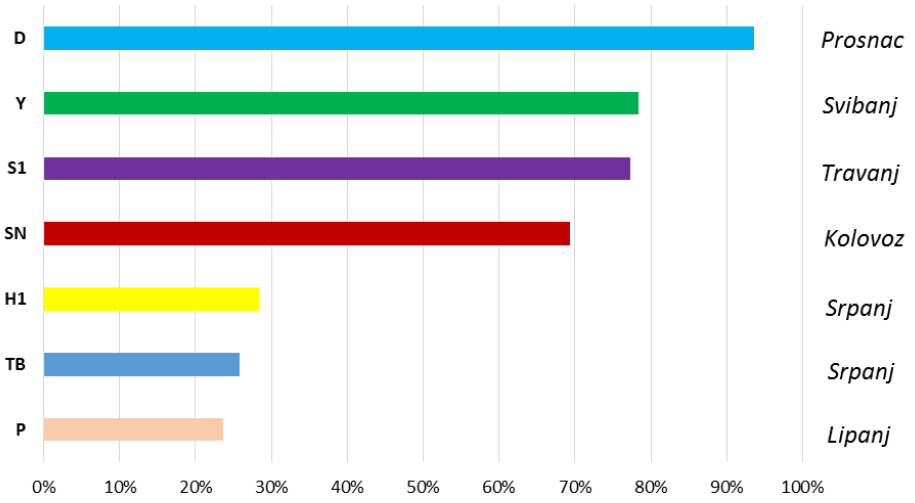
3.3 Funkcionalne skupine fitoplanktona

Vrste fitoplanktona određene kvantitativnom analizom svrstane su u sljedeće 24 funkcionalne grupe: **C ,D, E, F, G, H1, J, K, L_0, M, MP, N, P, S1, S_N, T, T_B, W1, W2, W_S, X1, X2, X3** i **Y** (Slika 26). Funkcionalne skupine **D, E, G, H1, J, K, L0, P, S1, SN, T, TB i Y** bile su zastupljene s više od 5% ukupne biomase u barem jednom mjesecu tijekom istraživanja (Slika 27). U Tablici 3 prikazane su funkcionalne grupe sa najvećom zastupljenošću u ukupnoj biomasi i najrazvijenijom vrstom unutar skupine. Najzastupljenije funkcionalne skupine sa više od 20% ukupne biomase bile su: **D, Y, S1**, **S_N, H_1, T_B** i **P** (Slika 24).

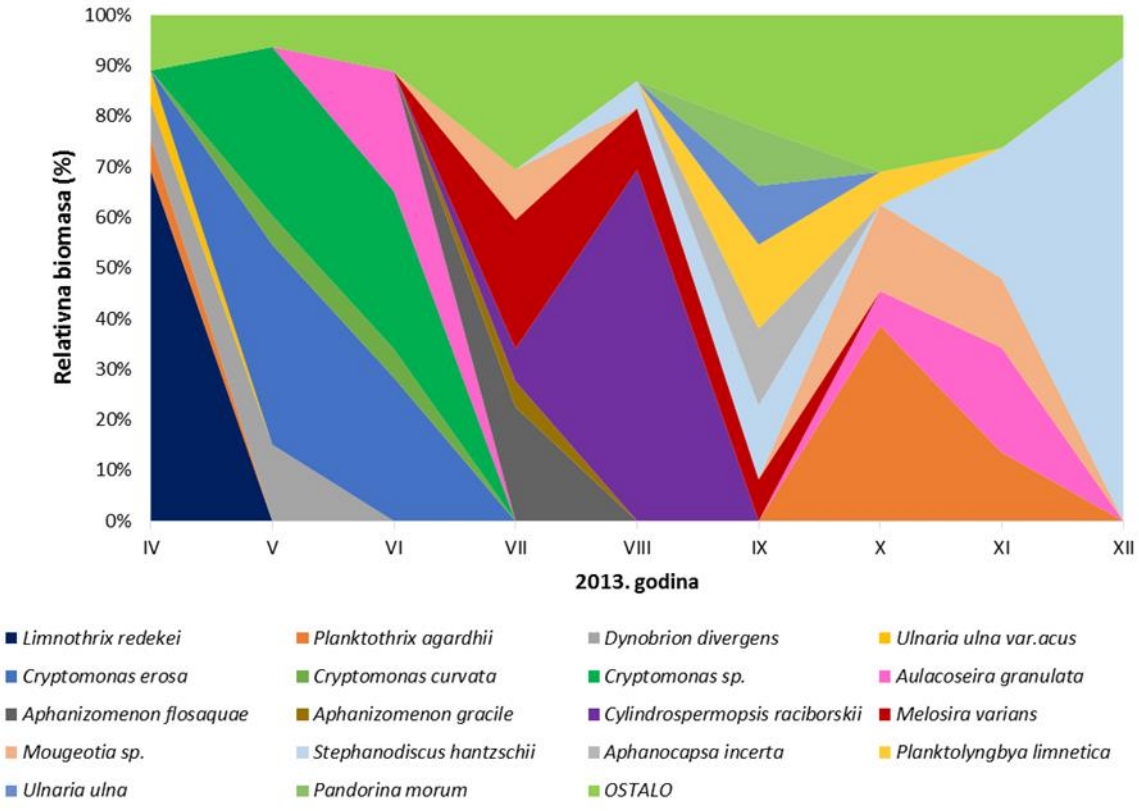
U travnju je utvrđeno ukupno 9 funkcionalnih grupa od kojih je **S1** najviše doprinijela ukupnoj biomasi (77,28%) (Slika 27). Dominantna vrste iz **S1** skupine bila je vrsta *Limnothrix redekei* (69,27% ukupne biomase) (Slika 25). U svibnju je prevladavala skupina **Y** sa 78,39% udjela u ukupnoj biomasi u kojoj su dominantne bile vrste roda *Cryptomonas*. Subdominantna vrsta je bila *Dynobrion divergens* iz skupine **E** (15,05% ukupne biomase). U lipnju se nastavlja dominacija roda *Cryptomonas*, ali sa dopunom *Aulacoseira granulata* iz skupine **P** koja je imala 23,63% udjela u ukupnoj biomasi. U srpnju se pojavljuju skupine **H1** (28,39%) i $\mathbf{T_B}$ (25,85%) zajedno sa još četiri skupine (**D**, **J**, $\mathbf{S_N}$ i **T**) koje su zastupljene sa više od 5% ukupne biomase. Unutar skupine **H1** najrazvijenija je bila vrsta *Aphanizomenon flosaquae* (22,54% ukupne biomase), a iz skupine $\mathbf{T_B}$ *Melosira varians* (25,47% ukupne biomase). U kolovozu skupina $\mathbf{S_N}$, odnosno njoj pripadajuća vrsta *Cylindrospermopsis raciborskii*, dominira sa 69,36% ukupne biomase. Subdominantna skupina bila je $\mathbf{T_B}$ sa zastupljenošću od 12,24% u ukupnoj biomasi. U rujnu je zabilježena najveća raznolikost funkcionalnih skupina. Šest funkcionalnih skupina bilo je zastupljeno s više od 5% ukupne biomase, a najbolje razvijene bile su skupine **D** (27,06% ukupne biomase) i **S1** (20,13% ukupne biomase). *Planktolyngbya limnetica* iz skupine **S1** bila je dominantna vrsta sa 16,60% ukupne biomase, a *Stephanodiscus hantzschii* iz skupine **D** subdominantna sa 14,63% ukupne biomase. Udio skupine **S1** u ukupnoj biomasi se povećao u listopadu na 48,12%, a dominantna vrsta bila je *Planktothrix agardhii* (38,56% ukupne biomase). Skupina **T** sa rodom Mougeotia bila je subdominantna (17,08% ukupne biomase). U studenom i prosincu dominantna skupina bila je **D** sa vrstom *Stephaodiscus hantzschii*. U studenom njegov udio u ukupnoj biomasi iznosio je 25,79% . *Aulacoseira granulata* iz skupine **P** bila je subdominantna sa zastupljenošću 20,71% u ukupnoj biomasi. U prosincu *Stephaodiscus hantzschii* se masovno razvija i čini 91,72% ukupne biomase (Slika 25). Skupina J nije značajno doprinosila ukupnoj biomasi, ali je brojala najviše vrsta (24 vrste).

Tablica 3. Maksimalna zastupljenost funkcionalnih grupa i vrsta fitoplanktona u ukupnoj biomasi u Sakadaškom jezeru tijekom razdoblja istraživanja

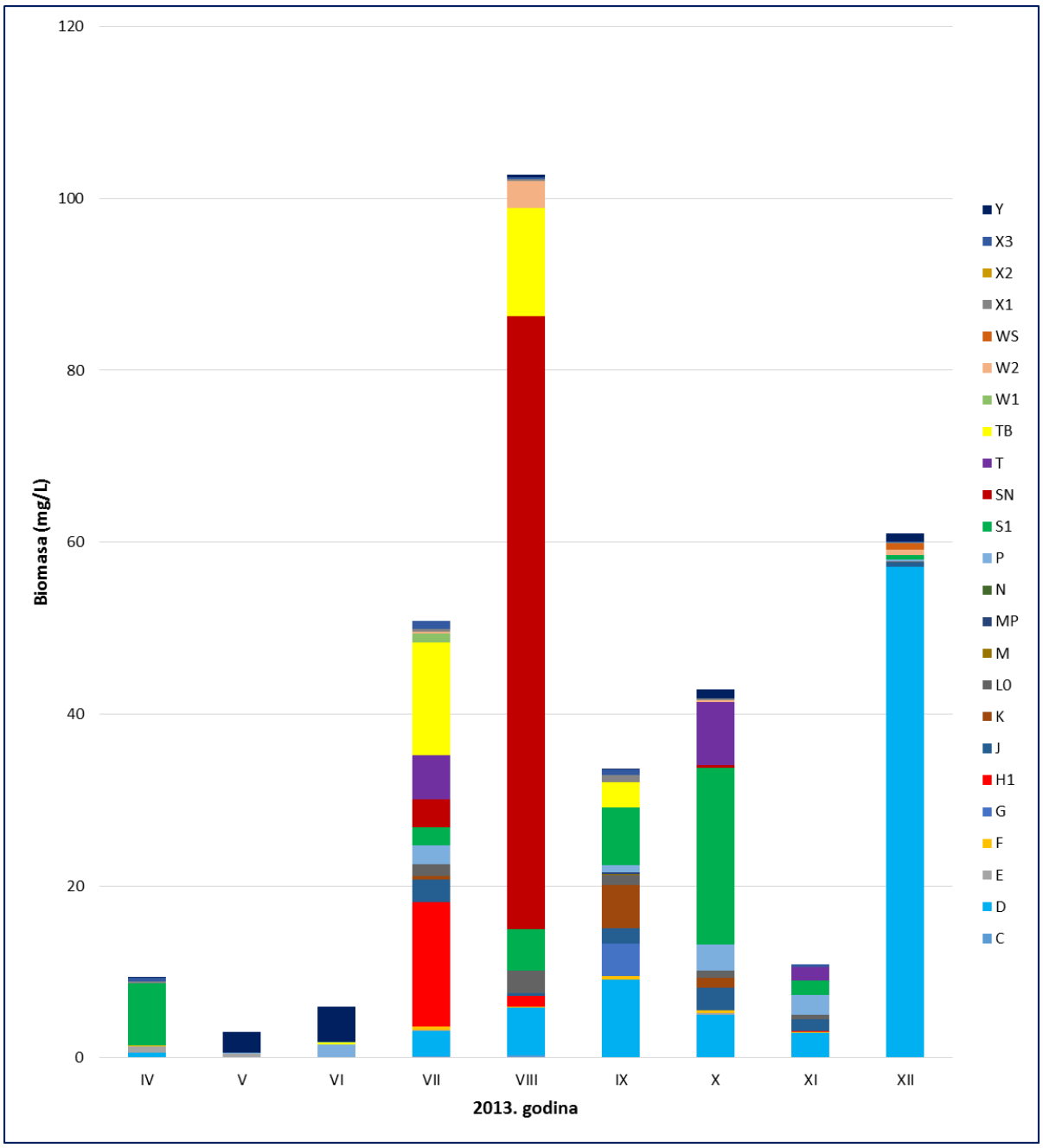
Funkcionalna grupa	Maksimalna zastupljenost funkcionalne grupe u ukupnoj biomasi (%)	Maksimalna zastupljenost vrste u ukupnoj biomasi (%)
C	0,57% (studeni)	*Asterionella formosa* Hassall (0,57%)
D	93,54% (prosinac)	*Stephanodiscus hantzschii* Grunow in Cleve & Grunow (91,72%)
E	15,05% (svibanj)	*Dynobrion divergens* O.E.Imhof (15,05%)
F	1,53% (studeni)	*Micractinium pusillum* Fresenius (1,04%)
G	11,35% (rujan)	*Pandorina morum* (O.F.Müller) Bory in J.V.Lamouroux, Bory & Deslongschamps 1827 (11,35%)
H1	28,39% (srpanj)	*Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault (22,54%)
J	12,01% (studeni)	*Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brébisson in Brébisson & Godey (4,80%) *Coelastrum microporum* Nägeli in A.Braun (2,59%)
K	15,13% (rujan)	*Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek (15,13%)
L_0	5,29% (studeni)	Peridinium aciculiferum Lemmermann (4,19%)
M	0,08% (rujan)	*Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing (0,08%)
MP	0,68% (rujan)	*Amphora ovalis* (Kützing) Kützing (0,68%)
N	0,09% (srpanj)	*Cosmarium humile* Nordstedt ex De Toni (0,09%)
P	23,63% (lipanj)	*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen 1979 (23,63%)
S1	77,28% (travanj)	*Limnothrix redekei* (Goor) Meffert 1988 (69,27%)
S_N	69,36% (kolovoz)	*Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju in Desikachary (69,36%)
T	17,08% (listopad)	Mougeotia sp. (17,08%)
T_B	25,85% (srpanj)	*Melosira varians* C.Agardh (25,47%)
W1	2,09% (srpanj)	*Phacus pleuronectes* (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin (1,17%)
W2	3,12% (kolovoz)	*Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg (3,12%)
W_S	1,31% (prosinac)	*Synura uvella* Ehrenberg 1834 (1,31%)
X1	2,53% (rujan)	*Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová in Fott (2,15%)
X2	0,07% (studeni)	*Bitrichia chodatii* (Reverdin) Chodat (0,07%)
X3	4,24 %(travanj)	*Chrysococcus rufescens* Klebs (4,11%)
Y	78,39% (svibanj)	*Cryptomonas erosa* Ehrenberg (39,42%)



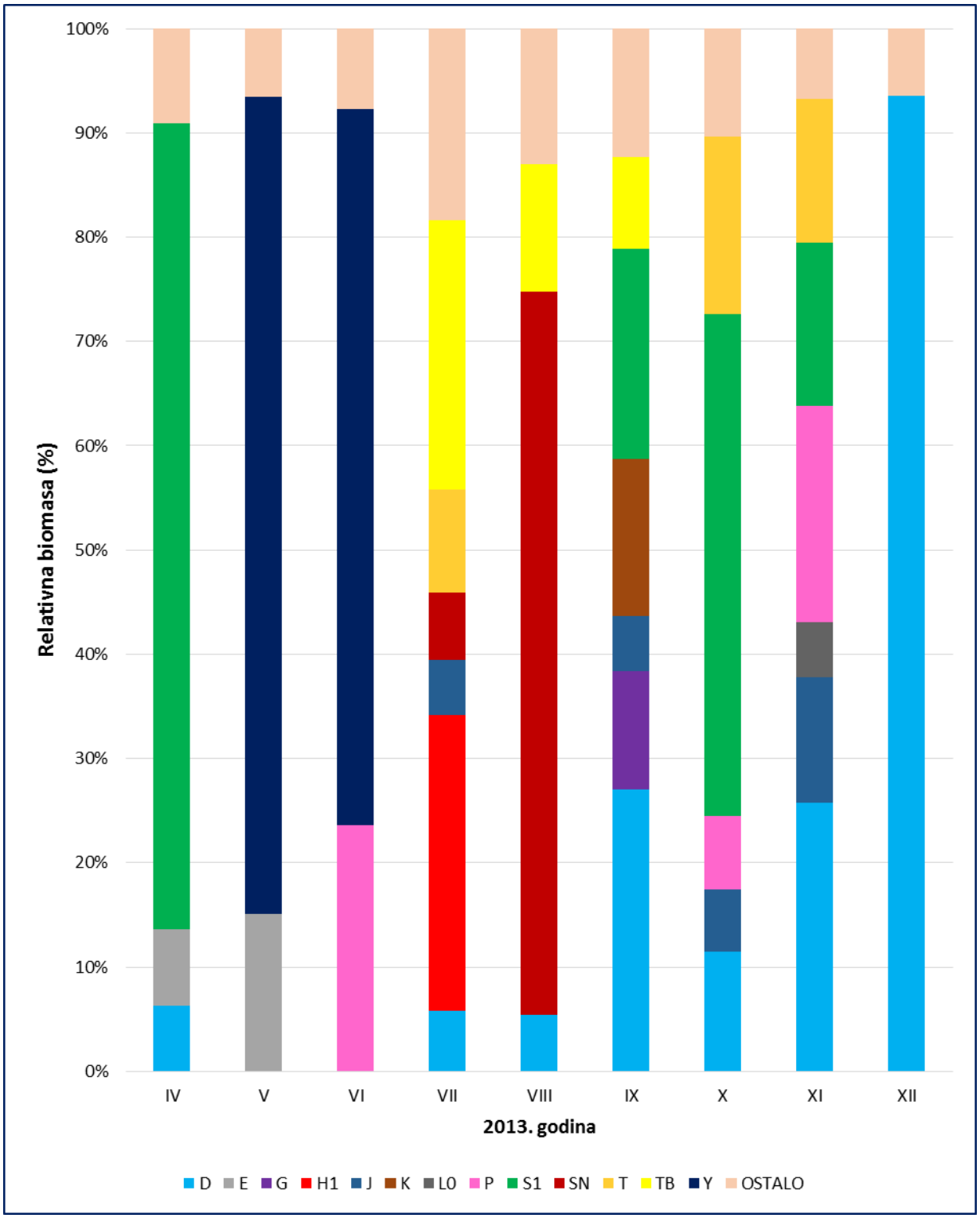
Slika 24. Maksimalna zastupljenost u ukupnoj biomasi najbolje razvijenih funkcionalnih skupina fitoplanktona u Sakadaškom jezeru tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine



Slika 25. Postotna zastupljenost dominantnih vrsta u ukupnoj biomasi fitoplanktona Sakadaškog jezera tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine



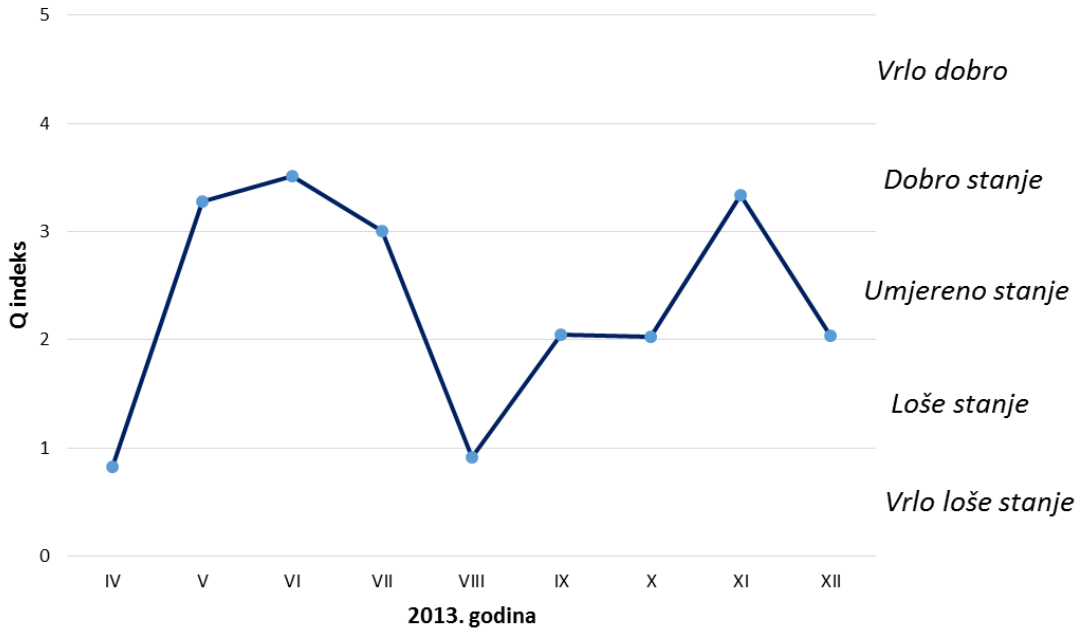
Slika 26. Promjene ukupne biomase fitoplanktona Sakadaškog jezera prema funkcionalnim skupinama tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine



Slika 27. Relativna biomasa dominantnih funkcionalnih grupa fitoplanktona tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine u Sakadaškom jezeru

3.4 Q indeks

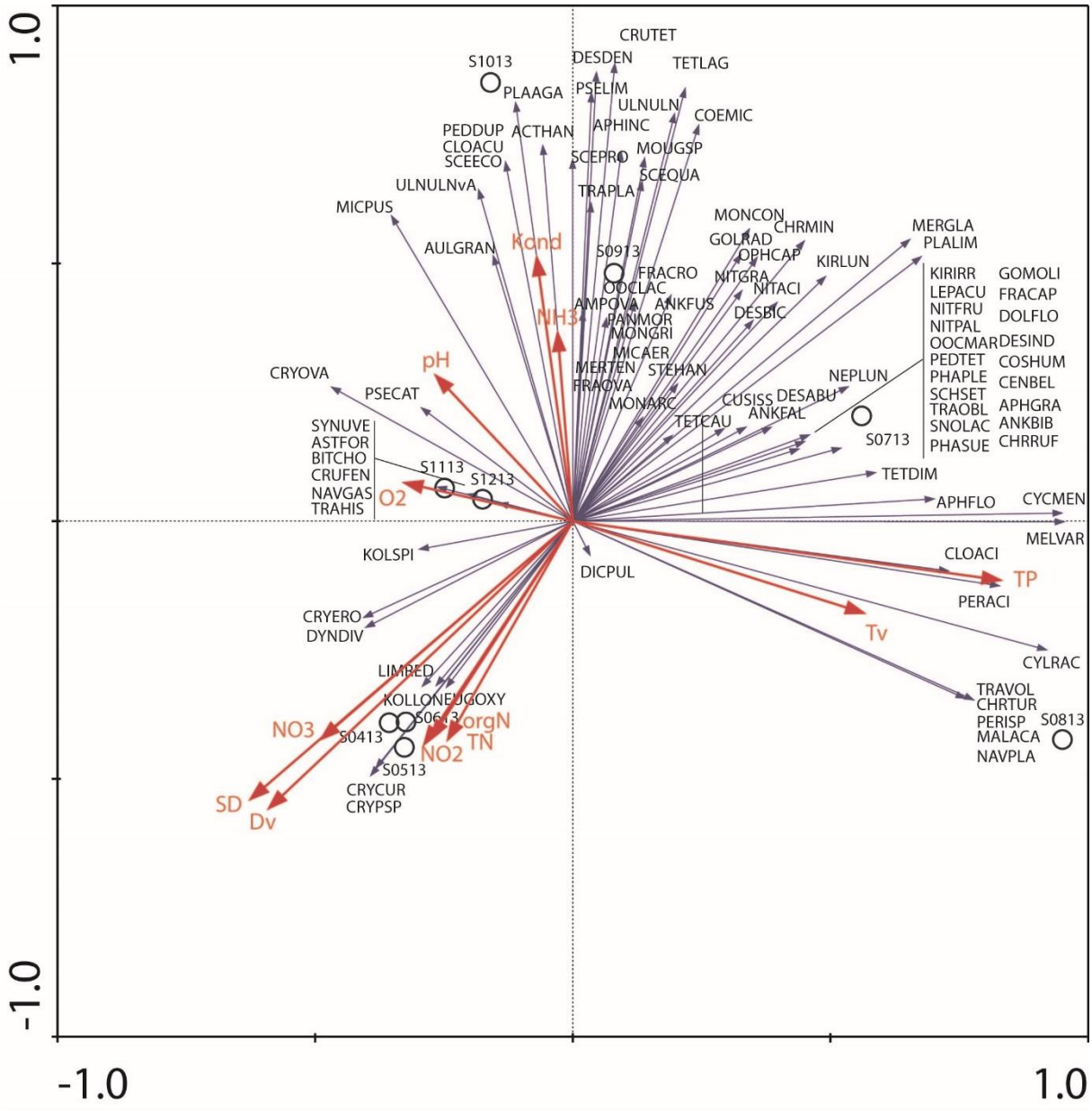
Vrijednosti Q indeksa su se kretale od 0,82 u travnju do 3,51 u lipnju, odnosno ekološko stanje Sakadaškog jezera je variralo od *vrlo lošeg* do *dobrog*. Ranoljetno i zimsko razdoblje su obilježile vrijednosti Q indeksa više od 3 i *dobro* ekološko stanje, dok je sredina ljeta karakterizirana *lošim* ekološkim stanjem i vrijednostima Q indeksa ispod 1. Srednja vrijednost Q indeksa Sakadaškog jezera u istraživanom razdoblju 2013. godine je 2,33 što generalno govori o *umjerenom* stanju jezera (Slika 28).



Slika 28. Promjene Q indeksa i procjena ekološkog stanja Sakadaškog jezera tijekom razdoblja istraživanja 2013. godine

3.5 Rezultati statističke obrade podataka

Redundacijska analiza (RDA) primijenjena je kako bi se objasnio međusobni odnos između fitoplanktonskih vrsta i fizikalno-kemijskih čimbenika tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine (Slika 29). Vektori zavisnih i nezavisnih varijabli podijeljeni su u četiri kvadranta, a njihov smjer i dužina govori o njihovoj međusobnoj ovisnosti. U prvom kvadrantu su se izdvojili listopad, studeni i prosinac kada je utvrđen jak utjecaj konduktiviteta, amonijevih iona, pH i O_2 na razvoj fitoplanktona. Konduktivitet i amonijevi ioni pogodovali su razvoju vrste *Planktothrix agardhii* i malih krokokalnih alga u listopadu, a O_2 i pH su u studenom i prosincu imali najveći utjecaj na razvoj vrsta *Synura uvella, Asterionela formosa, Bitrichia chodatii, Crucigenia fenestrata*, *Navicula gastrum* i *Trachelomonas hispida*. Vrste u prvom kvadrantu su u negativnoj korelaciji sa temperaturom vode i ukupnim fosforom. Drugi kvadrant karakterizira velika raznolikost vrsta koje su se razvile u srpnju i rujnu. Treći kvadrant obilježavaju visoke koncentracije dušičnih spojeva (nitrata, nitrita, organskog dušika i ukupnog dušika) te dubina vode i prozirnost. U pozitivnoj korelaciji s ovim parametrima su vrste roda *Cryptomonas, Euglena oxyuris, Koliela longiseta* u svibnju i lipnju te *Limnothrix redekeii* u travnju. U četvrtom kvadrantu izdvojio se kolovoz kada je najveći utjecaj na razvoj alga imala temperatura vode i koncentracija ukupnog fosfora. Ovi okolišni uvjeti bili su idealni za razvoj invazivne vrste *Cylindrospermopsis raciborskii.*



Slika 29. Ordinacijski dijagram redundacijske analize (RDA) na temelju biomase fitoplanktonskih vrsta (kodovi vrsta nalaze se u tablici u prilogu I) i fizikalno-kemijskih čimbenika (Tv - temperatura vode, Dv – dubina vode, SD – Sechi dubina, O_2 - koncentracija kisika, Kond - konduktivitet, pH - pH vrijednost vode, NO_2 - koncentracija nitrita, NO_3 - koncentracija nitrata, TN - koncentracija ukupnog dušika, TP - koncentracija ukupnog fosfora, orgN – koncentracija organskog dušika, NH_3 – koncentracija amonijevih iona) u istraživanom razdoblju (S0413 – travanj 2013 do S1213 – prosinac 2013)

4 RASPRAVA

Dugotrajne i velikog intenziteta proljetne poplave obilježile su 2013. godinu, te je gotovo cijela poplavna dolina Kopačkog rita bila u potamofazi u razdoblju od travnja do kraja lipnja. Na mjernoj stanici Batina, gdje rijeka Dunav ulazi u Hrvatsku, u lipnju 2013. godine izmjerena je vršna vrijednost dunavskog vodenog vala s najvećim ikada zabilježenim protokom vode (8.374 m^3 /s). Vodostaj Dunava kod mjerne stanice Apatin tada je dostigao maksimalnu vrijednost od 8,18 m. Ovaj hidrološki događaj smatra se ekstremnim zbog intervala pojavljivanja koji iznosi 90 godina (ICPDR 2014) i značajnog odstupanja od srednjih vrijednosti protoka rijeka karakterističnih za umjerenu klimatsku zonu (Jones 2013).

Porast broja ekstremnih hidroloških događaja u proteklom desetljeću posljedica je globalnih klimatskih promjena. Slatkovodni ekosustavi posebno su osjetljivi na promjene u dostupnosti vode (Jones 2013). U umjerenim klimatskim područjima zabilježen je porast broja ekstremnih poplava uzrokovanih povećanom količinom padalina i otopljenog snijega. Šestodnevne oborine, koje su zahvatile sjever Alpi od Bavarije do Češke početkom lipnja 2013. godine, dovele su do brzog otjecanja velike količine vode i poplava duž cijelog toka rijeke Dunav (ICPDR 2014). Poznato je da očuvane poplavne doline imaju važnu ulogu u odbrani od poplava jer poput spužve upijaju višak vode i usporavaju daljnji tok rijeke smanjujući njegovo razarajuće djelovanje. Tako je poplavna dolina Kopačkog rita kao veliko retencijsko područje za prihvat dunavske vode imala pozitivan utjecaj na slabljenje vodenog vala i smanjenje rizika od poplava u donjem toku Dunava u vrijeme velike lipanjske poplave (ICPDR 2014).

Trajanje potamofaze i dotok dunavskih voda značajno su utjecali na okolišne varijable Sakadaškog jezera. U vrijeme ekstremnih vodostaja Dunava zabilježena je i najveća (9,78 m) dubina jezera. Nakon velikog vodenog vala dunavska voda se postepeno povlačila iz poplavnog područja u korito rijeke te se u razdoblju od kolovoza do rujna jezero nalazilo u limnofazi, izolirano od dotoka poplavnih voda. Dubina jezera tada je ovisila o stupnju evaporacije i klimatskim prilikama te se gotovo dvostruko smanjila (5,43 m u rujnu).

U razdoblju istraživanja tvrđene su i značajne oscilacije u količini nutrijenata. Posebno se ističu izuzetno visoke koncentracije dušika i njegovih spojeva u travnju. S obzirom da su i u dunavskoj vodi u to vrijeme zabilježene ekstremne vrijednosti dušika (neobjavljeni podaci,

Zavod za ekologiju voda, Sveučilište u Osijeku) može se pretpostaviti da je dotok dunavske vode uzrokovao povećanje dušikovih spojeva u jezeru. Nakon vršnih vrijednosti u travnju koncentracije dušikovih spojeva naglo su opale što upućuje na uzvodno opterećenje voda Dunava u to vrijeme. Za razliku od opterećenja voda dušikovim spojevima, tijekom limnofaze, a posebno u kolovozu, zabilježene su povišene koncentracije fosfora što se može dovesti u vezu s ekološkim uvjetima u jezeru kada je ono izolirano od dotoka poplavnih voda, te su dominantni procesi razgradnje organske tvari akumulirane u jezeru.

Promjene fizikalno-kemijskih čimbenika vode jezera pratile su promjene količine i biomase fitoplanktona. Proljetnom razvoju fitoplanktona u travnju pogodovale su velike količine dušikovih spojeva te je ukupna biomasa dosegla vrijednost od 9,40 mg/L. Nakon toga, u sezonskim sukcesijama fitoplanktona može se prepoznati tzv. faza čiste vode (Sommer i sur. 1986) u svibnju kada je biomasa fitoplankton pala na samo 3,01 mg/L, a prozirnost vode dosegla čak 3,49 m. Ekstremno visoke i dugotrajne proljetne i ljetne poplave suspregnule su očekivani proljetni razvoj fitoplanktona te je brojnost fitoplanktona za vrijeme najvišeg vodostaja u lipnju iznosila tek $1{,}36 \times 10^6$ ind./L , a ukupna biomasa 5,93 mg/L. Prestankom plavljenja, u uvjetima visokih temperatura vode i visokih koncentracija fosfora fitoplankton se masovno razvio te je u kolovozu ukupna biomasa porasla na 102,71 mg/L.

Promjene sastava fitoplanktonskih zajednica praćene su preko sukcesija funkcionalnih skupina fitoplanktona. Razdoblje najvećeg plavljenja (lipanj) bilo je obilježeno vrstama iz funkcionalne skupine Y (*Cryptomonas sp*.) za koju je karakteristično da se pojavljuje u uvjetima dugotrajnog plavljenja (Mihaljević i sur. 2015). U toj su skupini velike kriptomonadine i male dinoflagelate koje naseljavaju gotovo sve lentičke ekosustave ukoliko je slab predatorski pritisak zooplanktona (Padisák i sur. 2009). Vrste roda *Cryptomonas* imaju sposobnost brzog iskorištavanja nutrijenata i prilagođavanja miješanju stupca vode (Oliveira i Calheiros 2000). U tom su razdoblju kodominantne bile dijatomeje iz funkcionalnih skupina D, P i T_B koje su tolerantne na mješanje stupca vode. Zbog efekta razrijeđenja njihova biomasa bila je mala za vrijeme dugotrajnog plavljenja unatoč dotoku dunavske poplavne vode.

Skupinu D čine vrste tolerantne na disturbancije uzrokovane plavljenjem, a osjetljive su na nedostatak hranjivih tvari te naseljavaju plitka jezera s velikom količinom hranjivih tvari (Padisák i sur. 2009). Iako se D skupina tipično pojavljuje u proljetnom razdoblju (Padisák i sur. 2003), zabilježen je masovni razvoj vrste *Stephanodicus hantzschii* (91,72% ukupne

biomase) u prosincu u uvjetima plavljenja. Kao C-strateg, ova mala brzorastuća vrsta je tolerantna na miješanje stupca vode i malu količina svjetlosti (Reynolds 2006).

Skupina T_B tipična je za lotičke sustave, a pripadajuća bentička dijatomeja *Melosira varians* bila je prisutna u vodi Sakadaškog jezera tijekom razdoblja plavljenja u srpnju sa 25,47% ukupne biomase. Stoga se može zaključiti da su skupine D i T_B karakteristične za razdoblja plavljenja jezera.

Vrste iz skupine P naseljavaju trajno ili djelomično izmješane slojeve u epilimnionu te su tolerantne na smanjenu količinu svjetlosti i nedostatak ugljika (Reynolds 2002). Najbolje razvijena u toj skupini bila je *Aulacoseira granulata* koja se kao R-strateg dobro prilagođava turbulentnim uvjetima (Wang i sur. 2011), a u lipnju je bila prisutna sa 23,63% ukupne biomase.

Pojava brzorastućih klorokokalnih algi iz skupina X1, J i F je prema RDA analizi povezana s visokom koncentracijom nutrijenata i velikom prozirnošću vode u razdoblju povlačenja poplavne vode u korito rijeke (srpanj). Vrste iz ovih skupina pojavljivale su se u velikom broju, ali sa relativno slabom zastupljenošću u ukupnoj biomasi. Iz skupine J mogu se izdvojiti vrste roda *Scenedesmus, Crucigenia, Pediastrum* i *Actinastrum.* Prema Borics i sur. (2012) klorokokalne alge iz skupine J karakteristične su za uvjete dobro izmješanog stupca vode. Iz skupine X1, koja je tolerantna na „ispiranje" („flushing") (Reynolds 2006), brojnošću se značajno istaknula vrsta *Monoraphidium contortum* (33,86% ukupnog broja jedinki). Vrste iz skupine F (*Kirchneriella sp, Oocystis sp. Micractinium pusillum*) također su tolerantne na miješanje vodenog stupca, ali i na malu količinu hranjivih tvari (Reynolds 2006). Za skupinu E (*Dinobryon divergens*) koja je dominirala u svibnju karakteristično je da naseljava plitka jezera s malom količinom hranjivih tvari, da je tolerantna na malu količinu svjetlosti, ali osjetljiva na malu količinu ugljika (Reynolds 2006).

Visoka koncentracija nutrijenata i stabilnost stupca vode tijekom sušnog perioda (limnofaza) doveli su do dominacije cijanobakterija, koje su pripadale skupinama S1, H1 i S_N. H1 skupinu predstavljaju vrste osjetljive na mješanje vode, malu količinu svjetlosti i nisku koncentraciju fosfora, a tolerantne na malu koncentraciju dušika i ugljika (Padisàk i sur. 2009). Vrsta *Aphanizomenon flos-aquae* iz skupine H1 razvila se početkom sušnog razdoblja u srpnju (22,54% ukupne biomase) u uvjetima niske koncentracije dušika i visoke koncentracije fosfora nakon čega je uslijedila dominacija vrste *Cylindrospermopsis raciborskii* (69,36% u ukupnoj biomasi) iz skupine S_N u kolovozu. Rezultati RDA analize

pokazali su da su temperatura vode i koncentracija ukupnog fosfora glavni ekološki čimbenici koji su utjecali na razvoj ove alohtone vrste. Tako je najviša biomasa *C. raciborskii* zabilježena pri temperaturi 23,7ºC što je sukladno sa zahtjevima u subtropskim i tropskim područjima (Padisak 1997). Poznato je da u uvjetima limnofaze u Sakadaškom jezeru dolazi do pojave masovnog razvoja cijanobakterija među kojima je posebno zabrinjavajuća pojava invazivne vrste *Cylindrospermopsis raciborskii* (Stević 2011) koja je potencijalno toksična vrsta.

Uvjeti izmješanog stupca vode i slabog prodora svjetlosti pogodovali su razvoju vrsta iz S1 skupine, filamentoznih cijanobakterija koje ne fiksiraju dušik. Tako je *Limnothrix redekeii* bio dominantan (69,31% ukupne biomase) u travnju, a *Planktothrix agardhii* dominirao je (38,56% ukupne biomase) u listopadu. Vrste iz skupine S1 naseljavaju vode s izmješanim slojevima, osjetljive su na „ispiranje“ („flushing“), a tolerantne su na manju količinu svjetlosti. Prema RDA analizi na razvoj vrste *P. agardhii* najveći utjecaj su imali konduktivitet i koncentracija amonijevih iona dok su dušični spojevi, dubina vode i prozirnost najviše utjecali na razvoj vrste *L. redekei.*

Sveukupno, iz dinamike razvoja fitoplanktona može se zaključiti da je tijekom istraživanog razdoblja jezero za vrijeme trajanja potamofaze bilo u stanju „bistre vode“ sa malom biomasom fitoplanktona i odsutnošću cijanobakterija, dok je u vrijeme limnofaze jezero bilo u stanju „mutne vode“ kojeg karakterizira velika biomasa fitoplanktona i pojava cvijetanja cijanobakterija. Poznato je da su velike i dugotrajne poplave glavna pokretačka sila koja može dovesti do dugotrajnog stanja „čiste vode“ u Sakadaškom jezeru (Stević 2011).

Na temelju analize fitoplanktona prema funkcionalnim skupinama utvrđeno je ekološko stanje jezera (Q indeks). Najlošije ekološko stanje jezera (Q indeks 0,82) utvrđeno je u travnju kada je u ukupnoj biomasi dominirala (77,28%) skupina S1 čiji faktor F iznosi 0. U to vrijeme zabilježena su i izuzetno visoke koncentracije organskog i ukupnog dušika, u vrijednostima do nekoliko puta većim od uobičajenih. Najbolje ekološko stanje (Q indeks 3,51) utvrđeno je za vrijeme velike lipanjske poplave kada je razrijeđenje utjecalo na smanjenje koncentracija dušika i fosfora te razvoj criptomonadina iz skupine Y čiji faktor F iznosi 3. Srednja vrijednost Q indeksa (2,33) tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine upućuje da je jezero u umjerenom ekološkom stanju.

5 ZAKLJUČAK

Ekstremno visok vodostaj Dunava i dugotrajno plavljenje Kopačkog rita utjecali su na strukturu i dinamiku fitoplanktona Sakadaškog jezera stvarajući stresne uvjete u kojima su opstale samo male, brzorastuće vrste koje su otporne na disturbancije. Prestankom plavljenja ekološki uvjeti u jezeru pogodovali su razvoju fitoplanktona i stvaranju vodnog cvijeta cijanobakterija. Vrijednosti indeksa funkcionalnih skupina pokazale su da se stanje jezera mijenjalo od statusa *lošeg* do statusa *dobrog* ekološkog stanja. Ekstremne hidrološke pojave, koje su posljedica globalnih klimatskih promjena mogu imati značajne posljedice na ekološko stanje osjetljivih ekosustava kao što su poplavna područja. Rezultati ovog rada mogu biti od pomoći u rasvjetljavanju utjecaja sve češćih pojava ekstremnih hidroloških zbivanja na vodene ekosustave.

6 LITERATURA

APHA (American Public Health Association) (1985) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, DC. American Public Health Association.

Borics, G., Tóthmérész, B., Lukács, A.B., Várbíró, G. (2012) Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. Hydrobiologia 698: 251-262.

Chislock, M.F., Doster, E., Zitomer, R.A., Wilson, A.E. (2013) Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. Nature Education Knowledge 4:4-10.

Dembowska, E. (2016) The impact of an extreme flood in spring/summer 2010 on phytoplankton communities in oxbow lakes of the lower Vistula River, central Poland. International Journal of Limnology 53: 19-26.

Devercelli, M. (2006) Phytoplankton of the Middle Paraná River during an anomalous hydrological period: a morphological and functional approach. Hydrobiologia 563:465-478.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z., Knowler, D., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biol Rev 81: 163-182.

Granado, D.C., Henry, R. (2014) Phytoplankton community response to hydrological variations in oxbow lakes with different levels of connection to a tropical river. Hydrobiologia 721:223-238.

Guiry, M.D., Guiry, G.M. (2017) AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway.

Hajnal, E., Padisák, J. (2008) Analysis of long-term ecological status of Lake Balaton based on the ALMOBAL phytoplankton database. Hydrobiologia 599:227-237.

Hillebrand, H., Dörselen, C.D., Kirchtel, D., Pollingher, U., Zohary, T., (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. Journal of Phycology 35:403-424.

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

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

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

Hutchinson, G.E. (1967) A Treatise on Limnology. Volume II: Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. Wiley, New York.

ICPDR (2014) Floods in June 2013 in the Danube River Basin. Brief overview of key events and lessons learned. Viena. Austria.

IPCC, 2012: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

Javornický, P., Komárková, J. (1973) The changes in several parameters of plankton primary productivity in Slapy Reservoir 1960-1967, their mutual correlations and correlations with the mai ecological factors. Hydrobiological Studies. Vol.2., Prag. 155-211.

Jones, I. (2013) *Ecological issues 2013. The impact of extreme events on freshwater ecosystems*. London, British ecological society.

Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E. (1989) The flood pulse concept in river floodplain system. Can Spec Publ Fish Aquat Sci 106: 110-127.

Kajan, K. (2017) Phytoplankton assemblage index in evaluation of environmental changes of the Danubian floodplain lake. Diplomski rad.

Karpowicz, M., Ejsmont-Karabin, J. (2016) Effect of metalimnetic gradient on phytoplankton and zooplankton (Rotifera, Crustacea) communities in different trophic conditions. Environ. Monit. Assess. 189 (8):367.

Komárek, J. (1973) The communities of algae of Opatovicky Fishpound (South Bohemia). In: Heiny S (ed): Ecosystem on Wetland Biome in Czechoslovakia. Czechoslovak National Committee for the International Biological Programme. Czechoslovak Academy of Sciences. Trebon 179-184. pp.

Kruk, C., Segura, A.M. (2012) The habitat template of phytoplankton morpology-based functional groups. Hydrobiologia 698:191-202

Lake, P.S. (2011) Drought and aquatic ecosystems: effects and responses. Oxford,Wiley-Blackwell.

Mihaljević, M., Getz, D., Živanović, B., Gucunski, D., Topić, J., Kalinović, I., Mikuška, J., Hackenberger, D. (1999) Kopački rit: pregled istraživanja i bibliografija. Hrvatska akademija znanosti i umjetnosti, Zavod za znanstveni rad, 188 pp.

Mihaljević, M., Stević, F., Horvatić, J., Hackenberger, K. B. (2008) Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (Kopački rit Nature Park, Croatia). Hydrobiologia 617:77-88.

Mihaljević, M., Stević, F., Špoljarić, D., Žuna Pfeiffer, T. (2015) Spatial pattern of phtoplankton based od the morphology-based functional approach along a river-floodplain gradient. River Res. Applic. 31: 228–238

Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Cvijanović, V., Hackenberger, K.B. (2010) The influence of extreme flods from the river Danube in 2006 on phytoplankton in a floodplain lake: Shift to a clear state. Limnologica 40: 260 – 268.

Navarro, E., Robinson, C.T., Behra, R. (2008) Increased tolerance to ultraviolet radiation (UVR) and cotolerance to cadmium in UVR-acclimatized freshwater periphyton. Limnology and Oceanography 53:1149-1158.

Oliveira, M.D., Calheiros, D.F. (2000) Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. Hydrobiologia 427: 101-112.

Oosterberg, W., Staras, M., Bogdan, L., Buijse, A.D., Constantinescu, A., Coops, H., Hanganu, J., Ibelings, B.W., Menting, G.A.M., Năvodaru, I., Török, L. (2000) Ecological Gradients in the Danube Delta Lakes – Present State and Man-Induced Changes. RIZA, Danube Delta National Institute Romania and Danube Delta Biosphere Reserve Authority Romania.

Padisák, J. (1997) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. Arch. Hydrobiol. Suppl. Monogr. Stud. 107, 563–593

Padisák, J., Borics, G., Fehér, G., Grigorszky, I., Oldal, I., Schmidt, A., Zámbóné-Doma, Z. (2003) Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. Hydrobiologia 502:157-168.

Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I., Soroczki-Pinter, E. (2006) Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. Hydrobiologia 553:1-14.

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

Rapport, D.J., Regier, H.A., Hutchinson, T.C. (1985) Ecosystem behavior under stress. American Naturalist 125:617–640.

Reynolds, C.S. (1980) Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. Holarctic Ecology 3:141-159.

Reynolds, C.S. (2006) The Ecology of Phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press.

Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research 24:417-428.

Rott, E. (1981) Some results from phytoplankton counting intercalibration. Schweiz Z Hydrol. 43:34-62.

Ruttner, F. (1953) Fundamentals of Limnology. Toronto, Universitiy of Toronto Press.

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

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, A.F., Folke, C., Walker, B. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413: 591-596

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

Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M., Kasian, S.E.M. (2008) Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS*. 105:12-32.

Sieburth, J.M., Smetacek, V., Lenz, J. (1978) Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. Limnology and Oceanography. 23 (6): 1256-163.

Sommer, U., Gliwicz, M.Z., Lampert, I.V., Duncan, A. (1986) The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Hydrobiologia 106(4):433-471.

Søndergaard, M., Lauridsen, L.T., Johansson, L., Jeppesen, E. (2017) Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover. Hydrobiologia. 795:35-48.

Sournia, A. (1978) Phytoplankton Manual. Monographs on Oceanographic Methodology. No. 6, Unesco, Paris, 337 pp

Stević, F., Mihaljević, M. (2011) Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystem: the importance of hydrological extremes. Aquatic ecology 45: 335-349.

Strickland, J.D.H., Parson, T.R. (1972) A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada Bulletin. 167:1-310.

Tiker, G.M., Evans, M.I. (1997) Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Birdlife Conservation Series 6. Cambridge, UK: Birdlife International.

Tockner, K., Stanford, J.A. (2002) Riverine flood plains: present state and future trends. Environmental Conservation 29 (3): 308–330.

UNESCO (1966) Determination of phytoplankton pigments in sea water. Report of SCORUNESCO Working Group 17. Monographs on Oceanographic Methodology 1, 69.

Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der international Vereinigung für theoretische und angewandte. Limnologie 9:1- 38.

Vidaković, J., Bogut, I., Mihaljević, M., Palijan, G., Čerba, D., Čačić, Lj., Vuksan, B., Galir, A., Stević, F., Zahirović, Ž. (2008) Pregled sustavnih hidrobioloških istraživanja u parku prirode Kopački rit u razdoblju 1997. – 2007. Hrvat. Vode 65: 259 – 270.

Vinocur, A., Avigliano, L., Allende, L., Chaparro, G. (2014) Influence of re-flooding on phytoplankton assemblages in a temperate wetland following prolonged drought. Journal of limnology. 73:45-60.

Wang, L., Cai, Q., Xu, Y., Kong, L., Tan, L., Zhang, M. (2011) Weekly dynamics of phytoplankton functional groups under high water level fluctuations in a subtropical reservoir-bay. Aquat.Ecol. 45: 197-212.

Wetzel, R.G. (2001) Limnology: Lake and River Ecosystems. San Diego, California, Academic Press.

WFD, 2000. Directive of the European Parlament and of the Council 2000/60/EC. Establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of the European Union.327:1-72.

Web izvori:

Web 1. Homepage Ramsar Site

https://www.ramsar.org/ (20.5.2018.)

Web 2. Pinterest

https://www.pinterest.com/pin/483222234989671515/ (20.5.2018.)

Web 3. Wild Croatia: Deers & Kopački Rit

https://www.croatiaweek.com/wild-croatia-deers-kopacki-rit/ (20.5.2018.)

Web 4. Park Prirode Kopački rit: O parku

https://pp-kopacki-rit.hr/oparku.html (23.5.2018.)

Web 5. Jezero Sakadaš, Kopački rit, Baranja, Croatia

http://mapio.net/pic/p-100171459/ (23.5.2018.)

7 PRILOZI

Prilog 1. Kvantitativni sastav fitoplanktona Sakadaškog jezera tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine

			2013. godina Biomasa fitoplanktona (mg/L)								
	KODON	**FG**	**IV**	**V**	**VI**	**VII**	**VIII**	**IX**	**X**	**XI**	**XII**
CYANOBACTERIA											
Aphanizomenon flosaquae Ralfs ex Bornet & Flahault	APHFLO	**H1**		0,07		11,46	1,29				
Aphanizomenon gracile Lemmermann	APHGRA	**H1**				2,57					
Cuspidothrix issatschenkoi (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P. Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen	CUSISS	**H1**				0,16				0,10	
Dolichospermum flosaquae (Brébisson ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek	DOLFLO	**H1**				0,24					
Aphanocapsa incerta (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	APHINC	**K**				0,42		5,08	1,23		
Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli	CHRMIN	**L_0**			0,005	0,14	0,16	0,45	0,11	0,12	0,01
Chroococcus turgidus (Kützing) Nägeli	CHRTUR	**L_0**					0,03				
Merismopedia glauca (Ehrenberg) Kützing	MERGLA	**L_0**	0,04			0,28	0,74	0,70	0,68		0,07
Merismopedia tenuissima Lemmermann	MERTEN	**L_0**				0,001		0,03		0,001	
Snowella lacustris (Chodat) Komárek & Hindák	SNOLAC	**L_0**				0,14					
Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing	MICAER	**M**						0,03			
Limnothrix redekei (Goor) Meffert 1988	LIMRED	**S1**	6,51								
Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	PLALIM	**S1**				1,20	4,52	5,58	2,78	0,15	0,06

			2013. godina Biomasa fitoplanktona (mg/L)								
	KODON	**FG**	**IV**	**V**	**VI**	**VII**	**VIII**	**IX**	**X**	**XI**	**XII**
Planktothrix agardhii (Gomont) Anagnostidis & Komárek	PLAAGA	**S1**	0,58			0,47	0,35	0,94	16,51	1,48	0,44
Pseudanabaena catenata Lauterborn	PSECAT	**S1**	0,01					0,02		0,02	0,02
Pseudanabaena limnetica (Lemmermann) Komárek	PSELIM	**S1**	0,15		0,01	0,46	0,02	0,23	1,32	0,07	0,04
Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju in Desikachary	CYLRAC	**S_N**		0,02		3,30	71,24		0,28		
CRYPTOPHYTA											
Cryptomonas curvata Ehrenberg	CRYCUR	**Y**		0,17	0,33						
Cryptomonas erosa Ehrenberg	CRYERO	**Y**		1,19	1,68		0,22		0,85		0,70
Cryptomonas ovata Ehrenberg	CRYOVA	**Y**	0,09		0,20			0,09	0,17		0,21
Cryptomonas sp.	CRYPSP	**Y**		1,00	1,85						
EUGLENOPHYTA											
Euglena oxyuris Schmarda	EUGOXY	**W1**			0,05						
Lepocinclis acus (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian in Marin et al.	LEPACU	**W1**				0,23					
Phacus pleuronectes (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin	PHAPLE	**W1**			0,02	0,59					
Phacus suecicus Lemmermann in Pascher & Lemmermann	PHASUE	**W1**				0,24					
Trachelomonas hispida (Perty) F.Stein	TRAHIS	**W2**									0,08
Trachelomonas planctonica Svirenko	TRAPLA	**W2**				0,17			0,25		0,25
Trachelomonas oblonga Lemmermann	TRAOBL	**W2**				0,08					
Trachelomonas volvocina (Ehrenberg) Ehrenberg	TRAVOL	**W2**					3,20				0,25
PYRROPHYTA											
Peridinium sp.	PERISP	**L_0**					0,86				
Peridinium aciculiferum Lemmermann	PERACI	**L_0**				0,77	0,87			0,46	
CHRYSOPHYTA											
Chrysophyceae											

			2013. godina Biomasa fitoplanktona (mg/L)								
	KODON	**FG**	**IV**	**V**	**VI**	**VII**	**VIII**	**IX**	**X**	**XI**	**XII**
Dynobrion divergens O.E.Imhof	DYNDIV	**E**	0,69	0,45		0,12			0,26	0,02	
Synura uvella Ehrenberg 1834	SYNUVE	**W_S**									0,80
Bitrichia chodatii (Reverdin) Chodat	BITCHO	**X2**								0,01	
Chrysococcus rufescens Klebs	CHRRUF	**X3**	0,39	0,03		0,87	0,29	0,54		0,31	0,18
Bacillariophyceae											
Cyclotela meneghiniana Kützing	CYCMEN	**C**	0,04	0,01		0,20	0,26	0,04	0,08		0,02
Nitzschia acicularis (Kützing) W.Smith	NITACI	**D**				0,03		0,03			
Nitzschia fruticosa Hustedt	NITFRU	**D**				0,10					
Stephanodiscus hantzschii Grunow in Cleve & Grunow	STEHAN	**D**				0,56	5,59	4,91	1,80	2,81	55,97
Ulnaria ulna var.acus (Kützing) Lange-Bertalot	ULNULNvACU	**D**	0,59			0,16		0,24	1,59		
Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère in Jahn et al.	ULNULN	**D**			0,13	2,08		3,91	1,51		1,11
Amphora ovalis (Kützing) Kützing	AMPOVA	**MP**						0,23			
Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen	AULGRA	**P**		0,05	1,40	1,52			2,95	2,26	0,18
Fragilaria capucina Desmazières	FRACAP	**P**				0,27					
Fragilaria crotonensis Kitton	FRACRO	**P**				0,18		0,83			
Gomphonema olivaceum (Hornemann) Brébisson	GOMOLI	**T_B**				0,07					
Melosira varians C.Agardh	MELVAR	**T_B**			0,23	12,95	12,49	2,78			
Navicula capitata Ehrenberg	NAVCAP	**T_B**		0,004							
Navicula placentula (Ehrenberg) Kützing	NAVPLA	**T_B**					0,08				
Nitzschia gracilis Hantzsch	NITGRA	**T_B**				0,11		0,17			
Nitzschia palea (Kützing) W.Smith	NITPAL	**T_B**				0,01					
Asterionella formosa Hassall	ASTFOR	**C**								0,06	
Navicula gastrum (Ehrenberg) Kützing	NAVGAS	**T_B**								0,01	
Xanthophyceae											
Centritractus belonophorus (Schmidle) Lemmermann	CENBEL	**J**				0,19					

			2013. godina Biomasa fitoplanktona (mg/L)								
	KODON	**FG**	**IV**	**V**	**VI**	**VII**	**VIII**	**IX**	**X**	**XI**	**XII**
Ophiocytium capitatum Wolle	OPHCAP	**J**				0,13			0,07		
Synurophyceae											
Mallomonas acaroides Perty	MALACA	**E**					0,03				
CHLOROPHYTA											
Dictyosphaerium pulchellum H.C.Wood	DICPUL	**F**					0,01			0,02	0,02
Kirchneriella irregularis (G.M.Smith) Korshikov	KIRIRR	**F**	0,005	0,001		0,01	0,001		0,001	0,001	
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius	KIRLUN	**F**				0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	
Micractinium pusillum Fresenius	MICPUS	**F**	0,10						0,28	0,11	0,05
Nephrocytium lunatum West	NEPLUN	**F**				0,03	0,06	0,12		0,02	
Oocystis lacustris Chodat	OOCLAC	**F**				0,01	0,01	0,23	0,01		
Oocystis marssonii Lemmermann	OOCMAR	**F**				0,33					
Pandorina morum (O.F.Müller) Bory in J.V.Lamouroux, Bory & Deslongschamps 1827	PANMOR	**G**						3,81			
Actinastrum hantzschii Lagerheim	ACTHAN	**J**				0,04			0,28		
Closteriopsis acicularis (Chodat) J.H.Belcher & Swale	CLOACI	**J**				0,01	0,01				0,01
Coelastrum microporum Nägeli in A.Braun	COEMIC	**J**				0,64		0,24	0,46	0,28	
Crucigenia fenestrata (Schmidle) Schmidle	CRUFEN	**J**								0,01	0,01
Crucigenia tetrapedia (Kirchner) Kuntze	CRUTET	**J**				0,06		0,07	0,06	0,06	0,03
Desmatractum indutum (Geitler) Pascher	DESIND	**J**				0,01					
Desmodesmus abundans (Kirchner) E.Hegewald	DESABU	**J**			0,0004	0,03				0,01	
Desmodesmus bicaudatus (Dedusenko) P.M.Tsarenko	DESBIC	**J**				0,10	0,04		0,06	0,04	0,11
Desmodesmus denticulatus (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	DESDEN	**J**				0,08		0,34	0,33		
Franceia ovalis (Francé) Lemmermann 1898	FRAOVA	**J**						0,19		0,04	
Golenkinia radiata Chodat 1894	GOLRAD	**J**				0,46			0,22	0,09	
Pediastrum duplex Meyen	PEDDUP	**J**							0,17		
Pediastrum tetras (Ehrenberg) Ralfs	PEDTET	**J**				0,10					

			2013. godina Biomasa fitoplanktona (mg/L)								
	KODON	**FG**	**IV**	**V**	**VI**	**VII**	**VIII**	**IX**	**X**	**XI**	**XII**
Scenedesmus ecornis (Ehrenberg) Chodat	SCEECO	**J**							0,14		
Scenedesmus producto-capitatus Schmula	SCEPRO	**J**						0,23	0,11		
Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson in Brébisson & Godey	SCEQUA	**J**				0,22	0,15	0,40	0,26	0,52	0,35
Tetradesmus dimorphus (Turpin) M.J.Wynne	TETDIM	**J**				0,12	0,03			0,04	
Tetradesmus lagerheimii M.J.Wynne & Guiry	TETLAG	**J**				0,46		0,28	0,40	0,22	
Tetraëdron caudatum (Corda) Hansgirg	TETCAU	**J**				0,01				0,01	
Tetraëdron trigonum (Nägeli) Hansgirg	TETTRI	**J**				0,002					
Tetrastrum glabrum (Y.V.Roll) Ahlstrom & Tiffany	TETGLA	**J**				0,004				0,004	
Cosmarium humile Nordstedt ex De Toni	COSHUM	**N**				0,05					
Closterium acutum Brébisson in Ralfs	CLOACU	**P**							0,06		
Ankistrodesmus bibraianus (Reinsch) Korshikov	ANKBIB	**P**				0,14					
Mougeotia sp.	MOUGSP	**T**				5,04			7,32	1,50	
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs	ANKFAL	**X1**		0,002		0,02				0,01	
Ankistrodesmus fusiformis Corda	ANKFUS	**X1**						0,03			
Monoraphidium arcuatum (Korshikov) Hindák	MONARC	**X1**	0,02	0,001		0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková-Legnerová in Fott	MONCON	**X1**	0,07	0,002	0,0004	0,19	0,15	0,72	0,19	0,01	0,01
Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová	MONGRI	**X1**						0,09			
Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárková-Legnerová	MONMIN	**X1**								0,003	
Koliella longiseta (Vischer) Hindák	KOLLON	**X1**	0,10	0,003		0,01	0,01			0,01	0,04
Koliella spiculiformis (Vischer) Hindák 1963	KOLSPI	**X3**	0,01							0,03	
Schroederia setigera (Schröder) Lemmermann	SCHSET	**X3**			0,014	0,12					
Lagerheimia genevensis (Chodat) Chodat	LAGGEN	**X3**				0,004					
UKUPNA BIOMASA (mg/L)			**9,40**	**3,01**	**5,93**	**50,86**	**102,71**	**33,58**	**42,83**	**10,91**	**61,03**