Utjecaj fizikalno-kemijskih čimbenika na zajednice makrozoobentosa u Vranskom jezeru kod Biograda n/m

Knežević, Nikolina

Master's thesis / Diplomski rad

2020

Degree Grantor / Ustanova koja je dodijelila akademski / stručni stupanj: **University of Zadar / Sveučilište u Zadru**

Permanent link / Trajna poveznica: https://urn.nsk.hr/urn:nbn:hr:162:073545

Rights / Prava: In copyright / Zaštićeno autorskim pravom.

Download date / Datum preuzimanja: **2024-03-29**

Image not found or type unknown *Repository / Repozitorij:*

University of Zadar Institutional Repository

zir.nsk.hr Image not found or type unknown

Sveučilište u Zadru

Odjel za ekologiju, agronomiju i akvakulturu
Održivo upravljanje vodenim ekosustavima

Nikolina Knežević

Utjecaj fizikalno-kemijskih čimbenika na zajednice makrozoobentosa u Vranskom jezeru kod Biograda n/m

Diplomski rad

Zadar, 2020.

Sveučilište u Zadru

Odjel za ekologiju, agronomiju i akvakulturu
Održivo upravljanje vodenim ekosustavima

Utjecaj fizikalno-kemijskih čimbenika na zajednice makrozoobentosa u Vranskom jezeru kod Biograda n/m

Diplomski rad

Student/ica:
Nikolina Knežević

Mentor/ica:
Doc.dr.sc. Krešimir Žganec

Zadar, 2020.

Izjava o akademskoj čestitosti

Ja, **Nikolina Knežević,** ovime izjavljujem da je moj **diplomski** rad pod naslovom **Utjecaj fizikalno-kemijskih čimbenika na zajednice makrozoobentosa u Vranskom jezeru kod Biograda n/m** rezultat mojega vlastitog rada, da se temelji na mojim istraživanjima te da se oslanja na izvore i radove navedene u bilješkama i popisu literature. Ni jedan dio mojega rada nije napisan na nedopušten način, odnosno nije prepisan iz necitiranih radova i ne krši bilo čija autorska prava.

Izjavljujem da ni jedan dio ovoga rada nije iskorišten u kojem drugom radu pri bilo kojoj drugoj visokoškolskoj, znanstvenoj, obrazovnoj ili inoj ustanovi.

Sadržaj mojega rada u potpunosti odgovara sadržaju obranjenoga i nakon obrane uređenoga rada.

Zadar, 4. lipanj 2020.

SAŽETAK

Utjecaj fizikalno-kemijskih čimbenika na zajednice makrozoobentosa u Vranskom jezeru kod Biograda n/m

Vransko jezero kod Biograda n/m je površinom najveće prirodno plitko jezero u Hrvatskoj s promjenjivim uvjetima saliniteta jer tijekom sušnih godina i niskih vodostaja dolazi do prodora morske vode u jezero. Salinitet jezera je uglavnom nizak (< 2 ‰), a dva značajna povećanja saliniteta su zabilježena tijekom 2008. (11,3 ‰) i 2012. g. (18,2 ‰). Glavni cilj ovog rada bio je odrediti sastav i strukturu zajednica makroskopskih beskralježnjaka dna (makrozoobentosa) na četiri postaje u litoralnoj zoni jezera (Crkvine-1, Drage, Prosika-1 i Jugovir) te na dvije postaje u dubljem dijelu jezera (Crkvine-2 i Prosika-2) u ožujku 2019. g., te utvrditi povezanost fizikalno-kemijskih čimbenika vode s prostornim i vremenskim promjenama sastava i strukture zajednica makrozoobentosa. Na istraživanim postajama prikupljeni su kvantitativni i kvalitativni uzorci makrozoobentosa pomoću ručne bentos mrežice (litoralna zona) ili Ekman-ovog grabila (dublja zona), a osnovni fizikalno-kemijski čimbenici vode izmjereni su korištenjem WTW sondi.

Tijekom prethodnih pet godina (2014.-2018.) u Vranskom jezeru su prevladavali oligohalini uvjeti saliniteta (< 2 ‰), a takvi uvjeti zabilježeni su i tijekom ovog istraživanja. U zajednici su na svim litoralnim postajama dominirali trzalaci (Chironomidae, Diptera) što je karakteristično za oligohalino stanje, dok je tijekom razdoblja povišenog saliniteta u 2011. g. zabilježen veći udio rakova redova Amphipoda i Isopoda. Zabilježen je slab prostorni gradijent sastava i strukture zajednica od postaje Crkvine-1 (najniži salinitet) do postaje Jugovir (najviši salinitet). Detaljna analiza prikupljenih uzoraka (do nižih sistematskih kategorija) koja slijedi za cijelo razdoblje od 2011.g. do 2019. g. omogućiti će određivanje pogodnosti korištenja makrozoobentosa kao indikatora promjene saliniteta tijekom monitoringa ekološkog stanja jezera.

Ključne riječi: plitko jezero, Vransko jezero, zajednice makrozoobentosa, salinitet, abiotički čimbenici

SUMMARY

Effects of physical-chemical factors on the macrozoobenthos assembleges in the Vrana Lake near Biograd n/m

Lake Vrana near Biograd n/m is by size the largest natural shallow lake in Croatia with variable salinity conditions, because during dry years and low water levels seawater penetrates the lake. Lake salinity is usually low (<2 ‰), but two significant increased salinity values were recorded in 2008 (11,3 ‰) and 2012 (18,2 ‰). The aim of this study was to determine the composition and structure of macrozoobenthos assemblages at four stations in the littoral zone of the lake (Crkvine-1, Drage, Prosika-1 and Jugovir) and at two stations in the deeper part of the lake (Crkvine-2 and Prosika -2) in March 2019 and to determine the correlation of physicochemical factors of water with spatial and temporal changes in the composition and structure of macrozoobenthos communities. Quantitative and qualitative samples of macrozoobenthos were collected using benthos hand net (littoral zone) or Ekman grab (deeper zone) and basic physical-chemical parameters were measured using WTW probes.

During the last five years (2014-2018), Lake Vrana was in oligohaline state (salinity <2 ‰), which continued during this research. The community at all littoral stations was dominated by chironomid larvae (Chironomidae, Diptera), characteristic of the oligohaline state, while during higher salinity in 2011 macroinvertebrate assemblages had higher abundance of crustaceans (Amphipoda and Isopoda). A weak spatial gradient of the macrozoobenthos composition was established from the Crkvine-1 station (the lowest salinity) to the Jugovir station (the highest salinty). Detailed analysis of macrozoobenthos assemblages (to lower taxonomic levels) that follows for the entire period from 2011 to 2019 will enable testing of the use of macrozoobenthos in the littoral as indicators of salinity changes in monitoring of lake ecological status.

Keywords: shallow lake, Vrana Lake, macrozoobenthos assemblages, salinity, abiotic conditions

SADRŽAJ

1. UVOD 1

1.1. Stanje slatkovodnih ekosustava na globalnoj razini 1

1.2.Ugroženost slatkovodne bioraznolikosti 2

1.3. Specifičnosti plitkih jezera 6

1.3.1. Alternativna stanja u plitkim jezerima 6

1.3.2. Mediteranska plitka jezera 9

1.4. Plitka jezera u Hrvatskoj 11

1.5. Zajednice makrozoobentosa u plitkim jezerima 12

2. PREGLED LITERATURE 14

2.1. Istraživanja zajednice makrozoobentosa u Vranskom jezeru kod Biograda n/m 14

2. CILJEVI I SVRHA ISTRAŽIVANJA 17

3. MATERIJALI I METODE 18

3.1. Opis lokacije istraživanja 18

3.2. Metode mjerenja fizikalno-kemijskih parametara vode 23

3.3. Metode uzorkovanja makrozoobentosa 23

3.4. Obrada uzorka makrozoobentosa 25

3.5. Obrada podataka 26

5. REZULTATI 27

5.1. Fizikalno-kemijski čimbenici vode na istraživanim postajama tijekom 2018. i 2019.g. 27

5.1.1. Temperatura vode 27

5.1.2. Električna provodljivost i salinitet 28

5.1.3. Koncentracija otopljenog kisika i zasićenje kisikom 31

5.1.4. pH 34

5.1.5. Zajednica makrozoobentosa na istraživanim postajama u ožujku 2019. godine 35

5.1.6. Sastav i gustoća zajednice na postaji Crkvine-1 na različitim dubinama 36

5.1.7 Sastav i struktura zajednica makrozoobentosa u litoralnom i dubljem dijelu Vranskog jezera 38
6. RASPRAVA 40
7. ZAKLJUČAK 45
8. LITERATURA 46

1. UVOD

1.1. Stanje slatkovodnih ekosustava na globalnoj razini

Od ukupnih svjetskih zaliha vode, gotovo je 97,5% slana voda i odnosi se na oceane i mora, dok je najveća količina slatke vode "zarobljena" u polarnom ledu i ledenjacima, zbog čega je dostupnost vode za ljudske potrebe ograničena (Uitto, 2001.). Na Antarktici se nalazi gotovo 70 % ukupne slatke vode, dok je ostatak rasprostranjen u podzemnim vodama, jezerima, rijekama, umjetno izgrađenim akumulacijama, močvarnim područjima te potocima (Likens, 2009.). Od ukupnog volumena vode na Zemlji, koji iznosi gotovo 1.4 milijarde km^3, dostupnost vode za čovjeka ograničena je na manje od 0,5 % ukupnih zaliha (Uitto, 2001.). Jedna od deset osoba na svijetu nema pristup pitkoj vodi, a gotovo polovica stanovništa sjevernog dijela Afrike pije vodu iz nezaštićenih izvora (UNESCO, 2019.). Nejednaka raspodjela vode diljem svijeta dodatan je razlog njene ograničenosti (Uitto, 2001.). Prekrivenost kopna slatkim vodama dosada je procijenjena na gotovo 3 % ukupne Zemljine površine, a sve razvijenijim tehnologijama kao što su primjerice sateliti, lakše se utvrđuju novi i nadopunjuju dosadašnji podaci o obujmu kopnenih voda (Likens, 2009.).

Većina jezera i rijeka je plitko, dok se od najdubljih ističu Bajkalsko jezero u Rusiji i jezero Tanganyika u Africi s dubinama preko 1000 m. Bajkalsko jezero je najstarije jezero i ujedno sadrži oko 18% kopnene slatke vode, dok Velika jezera (eng. Great Lakes) u sjevernoj Americi (Superior, Michigan, Huron, Erie i Ontario) sadrže oko 20 % slatke vode na Zemljinoj površini (Likens, 2009.). Jedno od najvećih subglacijalnih jezera sa površinom od 14000 km^2 je manje poznato jezero Vostok, smješteno ispod leda na Antarktici (Christner i sur., 2006.). Mnoga kopnena jezera su slana, kao što je primjerice, Mrtvo more, Veliko Slano jezero u SAD-u, ili pak jezero Corangamite u Australiji (Likens, 2009.).

S obzirom na rast ljudske populacije, pa tako i čovjekovih potreba za vodom, predviđa se da će voda, iako je obnovljiv, postati iznimno rijedak resurs (Uitto, 2001.). Potrošnja vode na globalnoj razini rasla je oko 1 % godišnje u razdoblju od 1980-ih do danas. Najveće zalihe vode se troše u poljoprivredi, za uzgoj stoke te za potrebe akvakulture čineći ukupno 69 % ukupnog iskorištavanja vode na globalnoj razini, dok potrošnja vode za potrebe domaćinstva iznosi 12 %. Očekuje se da će se potrebe za vodom povećavati jednakom brzinom i u narednim godinama s pretpostavkom da će poljoprivreda i dalje biti najveći potrošač vode (UNESCO, 2019.). Trenutno stanje pokazuje da su slatkovodni ekosustavi značajno

degradirani uslijed zagađenja, ljudskih intervencija u prirodne procese, ponajviše kroz poljoprivredu, urbanizaciju ili pak industriju (Likens, 2009.). Većina ljudske populacije nastanjuje oko 400 velikih gradova sa preko milijun stanovnika, od čega je 28 gradova sa populacijom preko osam milijuna stanovnika, u kojima gradske otpadne vode vrše visok pritisak na slatkovodne ekosustave. Samo 10 % otpadnih gradskih voda je kvalitetno procesuirano u razvijenim zemljama u odnosu na zemlje u kojima nedostaju kanalizacijski sustavi (Uitto, 2001.). Kvaliteta vode ozbiljno je ugrožena dotokom nutrijenata s poljoprivrednih površina, ponajprije dušikom i fosforom, teškim metalima, živom i sl., što je prouzrokovalo procese eutrofikacije. Kemizam takvih voda će ovisiti o hidrološkim faktorima (otapanje u vodi ili koncentriranje uslijed evaporacije), o biotičkim faktorima (biljni unos, pohrana i otpuštanje) te o geološkim faktorima odnosno o geokemijskim reakcijama (Likens, 2009.).

Preveliko iskorištavanje vode za navodnjavanje poljoprivrednih površina direktno će utjecati na procese promjene razina vode pa samim time dovesti i do oscilacija saliniteta u Mediteranskoj klimatskoj zoni, a ekstremne vremenske promjene kao što su poplave ili pak izražene suše samo će dodatno nepovoljno utjecati na ove procese (Jeppesen i sur., 2015.). S obzirom da je čovjeku dostupno manje od 0,5 % slatke vode, nedvojbeno je da će se rastom broja stanovništva te ekonomskim razvitkom dodatno povećati pritisci na dostupne resurse slatke vode, a dostupnost slatke vode čovjeku u skoroj budućnosti bit će jedno od esencijalnih pitanja (Bronmark i Hanson, 2005.).

1.2. Ugroženost slatkovodne bioraznolikosti

Bioraznolikost se definira kao varijabilnost i različitost među živim organizmima i ekosustava u kojima se nalaze, no može se promatrati i kao različitost gena unutar iste vrste ili pak različitost ekosustava. Genetska raznolikost vrlo je važna kod vrsta u istim populacijama, koje pokazuju značajne morfološke varijacije na različitim staništima kao proces prilagodbe na različite stanišne uvjete. Iako, kada se govori o bioraznolikosti, najčešće je fokus raznolikost na razini vrste, činjenica je da kada dolazi do promjene bioraznolikosti, najčešće se mijenja cjelokupni ekosustav (Bronmark i Hanson, 2005.).

Prema najnovijim podacima dosad je otkriveno i opisano približno 126000 slatkovodnih vrsta životinja što čini udio od 9,5% ukupnog udjela životinjskih vrsta na svijetu. Od ukupnog broja slatkovodnih vrsta životinja, većinu čine kukci (60,4 %),

kralježnjaci (14.5 %) te rakovi (10 %), dok paučnjaci čine 5 %, a mekušci 4 % ukupnog udjela. Nadalje, dosad je zabilježeno 2614 vrsta slatkovodnih makrofita sa ukupno 412 rodova čineći značaj udio u odnosu na ukupan broj vaskularnih vrsta. Većina skupina životinja je dobro opisana i proučena dok je npr. za neke vrste primitivnih kralježaka kao što su primjerice, Nematoda, Turbellaria ili pak Gastrotricha dostupnost podataka ograničena (Balian, 2008.).

Ukupan broj vrsta kralježnjaka, uključujući i vodene ptice, a isključujući vrste riba u bočatim vodama procijenjen je na 18235 vrsta što čini 35 % ukupnog broja opisanih kralježnjaka. Većina se odnosi na ribe i vodozemce, a od ukupnog broja ribljih vrsta, oko 50 % se odnosi na slatkovodne i bočate vrste. Najveća raznolikost slatkovodnih kralježnjaka i njihovih endemskih vrsta nalazi se u Neotropskoj regiji, dok je najmanja raznolikost zabilježena u Australskoj regiji, što se posebice odnosi na riblje vrste. Područje Amazonije je žarište (eng. hotspot) endemskih vrsta: od ukupno 2416 vrsta, 2072 su endemske. Redovi Diptera, Coleoptera i Trichoptera najbrojniji su predstavnici kukaca sa udjelima od 43 %, 18 % i 15 % ukupnog udjela, a ostale važne skupine su Heteroptera (6 %), Plecoptera (5 %), Odonata (7 %) i Ephemeroptera (4 %). U slatkovodnim sustavima nalazimo oko 30 % ukupnog broja rakova sa 11990 opisanih vrsta raspodijeljenih u 1533 roda. Izuzetna endemska fauna rakova zabilježena je u Ponto-kaspijskoj regiji i u Bajkalskom jezeru koja predstavljaju žarišta za nekoliko skupina rakova uključujući skupine Amphipoda, Ostracoda, Copepoda i Branchipoda. Slatkovodni ekosustavi sadrže oko 5000 vrsta mekušaca, a puževi (Gastropoda) čine 80 % ovog udjela, dok se ostatak odnosi na školjkaše (Bivalvia). Slatkovodne faune mekušaca izuzetno su bogate, kako raznolikošću vrsta tako i endemizmom naročito u Bajkalskom i Ohridskom jezeru te jezeru Tanganyika u kojima prevladavaju oligotrofni uvjeti (Balian i sur., 2008.).

Dudgeon i sur. (2006.) u svom radu prijetnje slatkovodnim ekosustavima dijele u nekoliko kategorija: a) prekomjerna eksploatacija; b) zagađenje vode; c) promjene režima protoka riječnih tokova; d) uništavanje i degradacija staništa; e) invazivne strane vrste. Na Crvenom popisu ugroženih vrsta nalazi se ukupno 7083 slatkovodnih vrsta od čega najveći udio čine vodozemci (4147 vrsta), rakovi (1191 vrsta), ribe (630 vrsta), riječni rakovi (568 vrsta), sisavci (490 vrsta) i gmazovi (57 vrsta) (Collen i sur., 2014.). Okolišne promjene koje se događaju na globalnoj razini poput zagrijavanja, emisije plinova, promjena vremenskih prilika dodatno se naslanjaju na sve gore navedene kategorije prijetnji. Prekomjerna eksploatacija najviše pogađa kralježnjake (uglavnom ribe), gmazove i vodozemce, a preostale četiri vrste prijetnji utječu na cjelokupnu bioraznolikost (Dudgeon i sur., 2006.). Svim

skupinama slatkovodnih vrsta sa Crvenog popisa ugroženih vrsta prijeti veći rizik od izumiranja nego njihovim kopnenim srodnicima pri čemu su gmazovi potencijalno najugroženija skupina sa oko 50% ugroženih vrsta, a slatkovodni kralježnjaci dijele slični rizik od izumiranja kao i slatkovodni deseteronožni rakovi (Decapoda) (Collen i sur.,2014.). Stope izumiranja slatkovodnih vrsta u Sjevernoj Americi su prema nekim procjenama oko 4 % po desetljeću, a 32 % ukupnog svjetskog broja vodozemaca je trenutno pod rizikom od izumiranja (Ricciardi i Rasmussen, 1999.). U tropskim krajevima, ove stope su još izraženije s obzirom da se na tim područjima nalazi najveći udio svjetskog broja vrsta (Dudgeon i sur., 2006.). Populacije slatkovodne megafaune prema trenutnim podacima su se smanjile za 88 % u razdoblju od 1970. do 2012.godine, a najveći pad populacija zabilježen je u Indomalaziji (99%) te u Palearktiku (97%) (Fengzhi i sur., 2019.). Veliki utjecaj na stopu rizika od izumiranja ima i vrsta staništa gdje se 34 % vrsta koje nastanjuju rijeke nalaze pod prijetnjom u usporedbi sa ugroženih 20 % vrsta koje se nalaze u močvarama i jezerima (Collen i sur., 2014.). Jedan od glavnih razloga tome je gradnja brana na rijekama koje značajno mijenjaju režime protoka, nerijetko uzrokujući presušivanje takvih rijeka. Značajan je podatak da je na sjevernoj hemisferi izgrađen toliki broj brana što je uzrokovalo mjerljive geodinamičke promjene u Zemljinoj rotaciji i gravitaciji (Chao, 1995.). Kako bi rijeka ostala povezana mora zadovoljiti tri dimenzije: longitudinalnu (povezanost uzvodnog i nizvodnog područja toka), lateralnu (povezanost između glavnog kanala i okolnog kopnenog područja, odnosno poplavnog područja) te vertikalnu (povezanost između podzemnih voda, rijeke i atmosfere), pri čemu povezanost ovisi i o privremenosti toka. Osiguravanjem povezanosti rijeka omogućuje se normalno funkcioniranje i pružanje usluga ekosustava kao što su pohrana naplavne vode, zadržavanje nutrijenata i sl. Gotovo polovica svih rijeka na svijetu ima smanjenu povezanost, a dugačke kontinuirane riječne mreže sa netaknutom prirodnom povezanošću nalaze se jedino u udaljenim regijama kao što je Arktik, Amazonska prašuma i porječje rijeke Kongo. Od ukupnog svjetskog broja jako dugačkih rijeka (>1000 km), ukupno 63 % više nema nepregrađeni tok, a to predstavlja 41 % ukupnog svjetskog volumena rijeka (Grill i sur., 2019.).

Zaštita slatkovodne bioraznolikosti potencijalno je jedan od najvećih izazova današnjice. Kako bi se postigla efektivna zaštita, potrebno je postići kontrolu nad uzvodnim slijevom, okružujućim područjem, područjem između slatkovodnih ekosustava i kopna, a u slučaju da postoji akvatična migratorna fauna, i nad nizvodnim područjem (Dudgeon i sur., 2006.). Prirodne fluktuacije razine vode su prirodni obrasci očuvanja produktivnosti i bioraznolikosti, no dakako izražene suše i poplave su ekstremni uvjeti koji pak dovode do

ugroženosti biote (Wantzen i sur., 2008.). Promjene u vodnim režimima utječu na akvatičnu bioraznolikost pa bi se znanstvenici trebali fokusirati na održavanje prirodnih varijabilnosti protoka i vodostaja umjesto na minimalne razine vode (Dudgeon i sur., 2006.). Očuvanje vodene bioraznolikosti i usluga ekosustava postaje sve veći problem s obzirom da su kontinuirane stope pada povezanosti rijeka sve veće. Zadnje dvije slobodno tekuće rijeke (>1000km) dugačke, Irrawaddy i Salween, ključni su izvori ribe za lokalno ribarstvo, a njihovi režimi protoka osiguravaju ekstenzivnu poljoprivredu u regiji sa preko 30 milijuna ljudi. Poznajući važnost slobodno tekućih rijeka, prilikom gradnji riječnih struktura potrebno je napraviti procjene utjecaja gradnje na biotu te osigurati dodatne načine gradnje kako bi se štetni učinci smanjili (Grill i sur., 2019.) Hidrološka intenzifikacija dovesti će do razlika u prostornoj i trenutnoj distribuciji vode, te učestalosti i intenziteta ekstremnih događaja poput tropskih oluja, poplava i suša. Primjerice, od ukupne površine Australije, oko 60% se koristi za primarnu proizvodnju koja uključuje i iskorištavanje vodnih resursa za navodnjavanje poljoprivrednih površina. Pretvaranjem površina u poljoprivredna područja prouzrokovalo je nestanak vegetacije sa dubokim korijenjem. Posljedično došlo je do podizanja saliniteta u rijekama i močvarama, a regulacije vodnog režima prepoznate su kao glavni uzrok degradacije mnogih tamošnjih rijeka i poplavnih područja (Davis i sur.,2015.).

Klimatske promjene koje postaju sve jače izražene zasigurno će izravno ili neizravno negativno utjecati na strukture zajednica ali i na funkcioniranje slatkovodnih sustava diljem svijeta. Pojava ekstremnih uvjeta poput suše uzrokovanih klimatskim promjenama nedvojbeno će stvoriti velike oscilacije saliniteta, a u najgorim slučajevima, doći će do velikih posljedica kako za biotu tako i za cjelokupni slatkovodni ekosustav (Jeppesen i sur., 2014.). U proces očuvanja slatkovodnih ekosustava potrebno je uključiti vladajuće osobe koji će donijeti određene regulative kao što je dosad donesena npr. Okvirna direktiva o vodama, zatim članove lokalne zajednice, a posebice nevladine organizacije. Svakako, najveći učinak zaštite će se ostvariti ukoliko se različiti sektori ujedine u istom cilju (Reid i sur., 2019.).

1.3. Specifičnosti plitkih jezera

Veće depresije na kopnenoj površini koja su ispunjena vodom nazivamo jezera. Jezera možemo podijeliti prema postanku, prema dubini i postojanju stratifikacije, prema termici i miješanju vode te prema stupnju organske produkcije odnosno trofiji. Prema postojanju stratifikacije jezera se dijele na dublja stratificirana i plitka nestratificirana jezera (Bronmark i Hansson, 2005). U dubokim jezerima, utjecaj makrofita na funkcioniranje jezera je gotovo zanemariv, dok intenzivna interakcija vode i sedimenta te utjecaj makrofita uvelike određuju funkcioniranje plitkih jezera. Plitka jezera (eng. shallow lakes) su većinu vremena nestratificirana jezera srednje dubine 5-7 m (maks. 9 m) u kojima vjetrovi zbog male razlike u temperaturi i gustoći površinskih i dubljih slojeva uglavnom stalo miješaju cijeli stupac vode (Scheffer, 1998.). Nasuprot tome, kod dubokih jezera povremeno postoji stratifikacija, tj. gornji sloj (epilimnij) je tada odvojen od dubljeg hladnijeg donjeg sloja (hipolimnija), srednjim slojem (metalimnij ili termoklina) u kojem dolazi do nagle promjene temperature i gustoće vode, a miješanje vodenog stupca se odvija jedanput (monomiktička jezera) ili dvaput godišnje (dimiktička jezera) uslijed nestajanja temperaturnog gradijenta (nastupanja izotermije) i to tijekom proljeća i jeseni kod dimiktičkih jezera, ili tijekom zime kod toplih monomiktičkih jezera. Plitka jezera zbog male dubine nemaju izraženu stratifikaciju te se miješanje cijelog vodenog stupca odvija mnogo puta pomoću vjetrova, a učestalost može biti i svakodnevna zbog čega ih još nazivamo i polimiktičkim jezerima (Bronmark i Hansson, 2005). Plitka jezera sa okolnim vegetacijskim kopnenim područjem tvore močvare koja su izuzetno bogata florom i faunom (Scheffer, 1998.).

1.3.1. Alternativna stanja u plitkim jezerima

Postojanje više od jednog ravnotežnog stanja u ekosustavima, teoretska je mogućnost koja je prepoznata odavno među znanstvenicima. (Scheffer i sur., 1993.). Istraživanjem brojnih plitkih jezera u Europi i svijetu uočeno je da ona mogu biti u dva alternativna stanja i to u stanju čiste vode (eng. clear water state) u kojem postoji dominacija vodene vegetacije na dnu jezera te u stanju mutne vode (eng. turbid water state) u kojem se obilno razvija fitoplankton, a smanjena količina svijetlosti i utjecaj riba onemogućuje razvoj vodene vegetacije na dnu jezera (Scheffer, 1998.). Iako je u ove procese uključeno jako puno mehanizama, središnji dio zbivanja odnosi se na interakcije potopljenih makrofita i

zamućenosti vode. Pružanjem utočišta i zaštite od planktivornih riba zooplanktonu koji se hrani fitoplanktonom, sprječavanjem resuspenzije sedimenta i razvoja algi redukcijom nutrijenata glavni su pozitivni utjecaji makrofita na stanje čiste vode sustava (Scheffer i sur., 1993.). Uslijed nestanka vodene vegetacije, strukture zajednica se drastično mijenjaju, i to prvenstveno beskralježnjaka vezanih za vegetaciju te vrsta kojima su oni izvor hrane. Povećanim unosom nutrijenata u plitka jezera s dominacijom makrofita, naglo se povećava biomasa fitoplanktona u vodenom stupcu ili biljaka na površini uslijed čega dolazi do zamućenja vode bujanjem algi. Nastavkom eutrofikacije dolazi do smanjivanja količine svjetlosti uslijed porasta biomase fitoplanktona i sloja perifitona, te opadanja biomase makrofita (Scheffer, 1998.). Veliku ulogu u izmjenama alternativnih stanja u plitkim jezerima ima i prostorna heterogenost, odnosno, dijelovi jezera koji su plići bit će manje pogođeni zamućenošću negoli dublji dijelovi gdje će vegetacija zbog nedostatka svjetlosti najprije nestajati. Ukoliko voda dovoljno brzo cirkulira kroz jezero, pročišćavajući učinci makrofita odrazit će se na ukupnu promjenu zamućenosti, ali neće rezultirati većom lokalnom prozirnošću (Scheffer i Nes, 2007.).

Postojanje ravnoteže između ova dva stanja može se predočiti pomoću dijagrama tzv. lopta i šalica (eng. ball and cup). Dno šalice predstavlja stabilno alternativno stanje čiste vode ili stanje mutne vode, a vrhovi predstavljaju prijelomne točke između ovih stanja. U situaciji manjih koncentracija nutrijenata jezero (lopta) će biti u stabilnom stanju čiste vode, a u slučaju većih koncentracija će biti u stanju mutne vode (Williams, 2005.) Unutar ova dva ekstrema postoji raspon nutrijenata u kojem je moguće postojanje ravnoteže između dva alternativna stanja (Scheffer i sur., 1993). Kritične granice nutrijenata koje određuju prelazak jezera u stanje mutne vode teško je utvrditi s obzirom da različita jezera imaju varijabilnu toleranciju na viškove nutrijenata (Scheffer i Ness., 2007.). Jednom kad jezerski ekosustav prijeđe u stanje mutne vode, unatoč velikim naporima i snažnoj redukciji nutrijenata, teško ga je vratiti u stanje čiste vode. Važna prepreka u tom procesu je pohranjeni fosfor u sedimentu koji se oslobađa u vodeni stupac čim njegova koncentracija u vodi padne (Scheffer, 1998.). Gligora i sur. (2007.) zaključuju da je u Vranskom jezeru biomasa fitoplanktona u snažnoj korelaciji sa anorganskim fosfatom i dušikom te da je velika pokrovnost makrofitima u proljeće i ljeto rezultirala padom koncentracije dušika, ograničavajući rast fitoplanktona. Isti autori zaključuju kako je veća koncentracija karbonata i kalcija u jezerskoj vodi utjecala na pH čime je dovela do smanjenja otpuštanja fosfora iz sedimenta u vodeni stupac što se je odrazilo i na biomasu fitoplanktona. U nekim plitkim Mediteranskim jezerima koja su osjetljivija na promjene, pri visokim koncentracijama nutrijenata, makrofiti ipak nisu uspjeli

spriječiti pogoršanje prozirnosti vode. Razine vode uvelike utječu na koncentracije nutrijenata, što je posebice izraženo za razdoblje sušnog dijela godine, gdje niska razina vode omogućuje otpuštanje nutrijenata, posebice fosfora, iz sedimenta (Beklioglu i sur., 2007.).

Iako je puno mehanizama koji reguliraju ove procese koji dovode do promjene jezera iz jednog u drugo alternativno stanje, ključni element koji povezuje ova dva stanja je količina svjetlosti koja prodire kroz vodeni stupac do dna. Jezera koja imaju veliku pokrivenost makrofitima ostvaruju veću prozirnost vodenog stupca nego jezera s istim količinama nutrijenata, koja imaju manju pokrivenost makrofitima dna (Scheffer i sur.,1993).

Mnogi mehanizmi kontroliraju i stabilnost dva alternativna stanja plitkih jezera jednom kada jezero prijeđe u jedno od njih. Primjerice utjecaj riba čija aktivnost, hranjenje i plivanje, uzdiže sediment u jezerima s jako malo ili nimalo makrofitske vegetacije na dnu te na taj način uz smanjenje količine svjetlosti i uzburkanost sedimenta onemogućuje rast makrofitima na dnu jezera. Ribe koje smanjuju brojnost i biomasu većih vrsta zooplanktona, mogu potaknuti rast fitoplanktona jer reduciraju vrste zooplanktona koje ih mogu učinkovito kontrolirati. S druge strane, jednom kada makrofiti uspiju postići veću pokrovnost to dovodi do taloženja suspendiranih čestica sedimenta iz stupca vode, a stanje mutne vode se dodatno destabilizira zbog smanjenja rasta fitoplanktona kojem makrofiti reduciraju ograničavajuće mineralne tvari (Scheffer, 1998, Scheffer i Nes, 2007.).

Neki od pristupa rješavanju problema viška nutrijenata u jezerskim sustavima su: reduciranje koncentracije nutrijenata u dotocima vode u jezerski sustav, "ispiranje" jezera relativno čistom vodom, primjerice spajanjem na okolnu rijeku, te stvaranjem uvjeta koji doprinose da fosfor ostane vezan u sedimentu i tako nedostupan za korištenje algama. Dosad najučinkovitija mjera povratka jezera u stanje čiste vode je biomanipulacija, odnosno uklanjanje određene skupine riba iz jezera. Uklanjanjem bentivornih vrsta riba iz jezera dolazi do ponovnog taloženja sedimenta te nastaju povoljni uvjeti za rekolonizaciju makrofita, a uklanjanjem predatorskih vrsta omogućava se razvoj zooplanktona koji se hrani fitoplanktonom te se na taj način osigurava stanje čiste vode (Scheffer, 1998.).

Istraživanjem koje su proveli Meijer i sur. (1990.) u Nizozemskoj u dva plitka jezera, jezeru Bleiswijkske Zoom i jezeru Noorddiep, utvrđeno je da je biomanipulacijom, odnosno uklanjanjem bentivorne vrste ribe iz jezerskih sustava, došlo do veće prozirnosti vode koja je bila za 50 % manja prije uklanjanja ribe. Boljim razumijevanjem kompleksnosti hranidbene mreže u jezeru, odnosa predator-plijen, utjecaja nutrijenata, ali i poznavanje ostalih faktora jezera poput dubine jezera, temperaturnih uvjeta i sl., utjecati će na ishod procesa biomanipulacije odnosno procesa povratka jezera u stanje čiste vode. (Mehner i sur., 2002.).

1.3.2. Mediteranska plitka jezera

Mediteransko područje proteže se od 32° sjeverno i 40° južno od ekvatora. Klimatske prilike mediteranskih područja jasno karakteriziraju dva razdoblja, vlažnu zimu, kada su izražene padaline te suha ljeta gotovo bez oborina (Beklioglu i sur., 2007.). U Mediteranskoj regiji oko 70 % površine stajaćih sustava čine močvarna područja i manja jezera (Trigal i sur., 2009.). Danas se ovo područje suočava se s vrlo kritičnim problemima vodnih resursa. Višak nutrijenta te otjecanje pesticida ugrožavaju vodne resurse, uzrokujući procese eutrofikacije u slatkovodnim ekosustavima (Alexakis i sur., 2012.).

Polimiktičko jezero Pamvotis na sjeverozapadu Grčke ima dugačku povijest eutrofikacije uslijed unošenja nutrijenta koji su prouzročili cvjetanje modrozelenih algi. Iako su se poduzimale mjere redukcije vanjskog fosfora, koje su rezultirale padom koncentracije fosfora u jezeru, preostale koncentracije u jezeru i dalje su bile previsoke osiguravajući povoljne uvjete za eutrofikaciju (Alexakis i sur., 2012.). No, Mediteranska jezera su puno sposobnija oduprijeti se ugrožavajućim faktorima, ali i oporaviti se od njih za razliku od ostalih jezera u drugim regijama, zahvaljujući višem stupnju genetskog polimorfizma poput bržeg ulaženja u reproduktivnu fazu, skraćivanja životnog ciklusa i slično (Bonada i sur., 2005.).

Močvarna staništa bogata su jedinstvenom florom i faunom i kao takva imaju važnu ulogu u ekosustavu, no često su van interesa znanstvenih proučavanja. Njihova uloga je mnogostruka poput recikliranja nutrijenata, odstranjivanja toksičnih tvari, a za mnoge vrste ptica pružaju stanište tijekom reprodukcije i hranjenja mladih. Duži hidroperiod omogućit će vodenim vrstama dovoljno vremena da završe svoj životni ciklus i rekoloniziraju stanište, dok nepovoljni salinitet s druge strane, može dovesti do nestanka slabije otpornijih vrsta i dominaciju onih koji su se uspjeli prilagoditi takvim uvjetima (Waterkeyn i sur., 2008.). Toplije temperature u ovom području mogu dovesti do pojačane evaporacije i evapotranspiracije, uzrokujući porast saliniteta. Negativni utjecaj povišenog saliniteta ima negativne posljedice posebice za fitoplankton, zooplankton, ribe te beskralježnjake. Redukcija veličine i brojnosti, primjerice, zooplanktona, utječe na sposobnost jezera da se oporavi od posljedica utjecanja viška nutrijenata (Jeppesen i sur., 2014.).

Iako se makroskopski beskralježnjaci dna (makrozoobentos) naširoko koriste kao bioindikatori stanja slatkovodnih ekosustava, u Mediteranskoj regiji o njima se dosad jako malo zna (Bella Della i Mancini, 2009.). Beskralježnjaci čine udio oko 60-70 % ukupnog broja vrsta prisutnih u privremenim močvarnim staništima tijekom cijelog hidrološkog

ciklusa predstavljajući veliki dio njihove bioraznolikosti (Waterkeyn i sur., 2008.). Istraživanjem, koje se provelo, u sjeverozapadnoj Španjolskoj (Trigal i sur., 2009.), pokušao se utvrditi utjecaj eutrofikacije i stanišnih promjena na zajednice makrozoobentosa. Od ukupno 41 proučavanog jezera, 8 jezera su bila bez riba. Takve razlike u hranidbenoj mreži također mogu utjecati na zajednice makrobeskralježnjaka, no ipak puno slabije od ljudskih utjecaja na ove sustave. Dok su bogatstvo vrsta i njihova brojnost za većinu proučavanih vrsta, pa i za skupinu Diptera koja inače dobro podnosi okolišne promjene, bile u padu uzrokovane eutrofikacijom i degradacijom staništa, skupina Heteroptera pokazala je značajan pad populacije u dobro očuvanim sustavima gdje su makrofiti zauzimali oko 50 % sustava. Razlog tome su, smatra se, visoka mobilnost ovih svojti te njihovo veće preferiranje otvorenih vodenih površina, sugerirajući da odgovor vrste na promjene u okolišu ovisi i o tome što te vrste percipiraju kao svoj okoliš (Trigal i sur., 2009.).

Važnost mediteranskih vodenih sustava, kao što su Mediteranske povremene lokve i povremena krška jezera, prepoznata je i u Europskoj direktivi koja ih kategorizira kao prioritetna staništa (92/43/EEZ). Mediteranska područje je jedno od najosjetljivijih područja glede globalnih klimatskih promjena, a pretpostavke da će oborina u ovom području biti sve manje u budućnosti, indiciraju da će doći do poremećaja u prirodnim fluktuacijama vode. Hidrološki utjecaji na ione, dinamiku nutrijenata te ekologiju potopljenih makrofita imaju krucijalnu ulogu u hranidbenim mrežama plitkih Mediteranskih jezera. Porast temperatura i duža razdoblja suša dovesti će do porasta saliniteta što će izravno utjecati na promjene sastava i strukture zajednica makrozoobentosa (Beklioglu i sur., 2007.). Utjecaji porasta saliniteta i hidrološke promjene u Mediteranskim privremenim močvarama mogu rezultirati značajnim padom raznolikosti beskralježnjaka u mnogim Mediteranskim močvarama, zbog čega može doći i do pada regionalne raznolikosti vodenih beskralježnjaka. Buduća istraživanja su nužna kako bi se predvidio mogući scenarij ovih utjecaja na zajednice makrozoobentosa u slatkovodnim ekosustavima (Waterkeyn i sur., 2008.).

1.4. Plitka jezera u Hrvatskoj

Prema odluci Vlade Republike Hrvatske donesene na sjednici 17.lipnja 2010.godine, u prirodna jezera se ubrajaju sva jezera zapremnine veće od 100.000 m^3 (NN 79/2010). Hrvatska ne obiluje jezerima te ima svega 35 prirodnih jezera koja se gotovo sva nalaze na krškim područjima. Znatno su brojnija umjetna jezera kao što su retencije, šljunčare ili ribnjaci. U akumulacije i retencije ubrajaju se one koje imaju veći značaj za obranu od poplava i za navodnjavanje ili sve one kojima je volumen veći od 500.000 m^3.

Najpoznatija prirodna jezera kako u svijetu tako i u Hrvatskoj su Plitvička jezera koja se nalaze u srcu Like, a proglašena su i Nacionalnim parkom u svibnju 1949. godine te su uvrštena na UNESCO-ovu listu (Kovačević i sur., 2019.). Najveće prirodno jezero s obzirom na površinu, a ujedno i plitko jezero, je Vransko jezero kod Biograda na moru (Suske i sur., 2010.), dok je najveće prirodno jezero s obzirom na volumen Vransko jezero na otoku Cresu (Katalinić i sur., 2008.). Najdublje prirodno jezero je Crveno jezero kod Imotskog, koje zbog svojih geomorfoloških i hidroloških specifičnosti predstavlja svjetski krški fenomen (Andrić, 2017.).

Od najvažnijih prirodnih plitkih jezera mogu se još izdvojiti Jezerce na sjeveru i Ponikve na južnom dijelu otoka Krka koja su zbog potrebe snabdijevanja otočnog stanovništva pitkom vodom pretvorene u stalne akumulacije. Akumulacija Jezero je kriptodepresija s dnom na razini od -7 metara ispod razine mora. Dubina mu varira od 3 m u najplićem zapadnom dijelu do maksimalnih 10 m na istočnom dijelu jezera no, u prosjeku, dubina jezera je nešto više od 4 m, dok je površina jezera 37 ha. Akumulacija Ponikve je duplo veća površinom od Jezerca, sa ukupnom površinom od 87 ha, prosječne dubine oko 3 metra. Ova akumulacija je zapravo stvorena nakon što je izgrađena brana 1986. g. prilikom čega je odvojena ponorna zona od nepropusne zone te je povremeno jezero pretvoreno u stalno (Popijač, 2003.).

Od ostalih plitkih jezera u Hrvatskoj treba spomenuti jezero Fiandara koje je manje plitko jezero kraj Umaga, zatim umjetno jezero tj. šljunčara Šoderica uz rijeku Dravu kod Koprivnice koje je nastalo ljudskim iskorištavanjem šljunka i pijeska, a prosječne je dubine oko 2 metra. Jezero Lapovac smješteno je kraj Našica, a nastalo je izgradnjom brane kako bi se spriječilo plavljenje naselja koja se nalaze nizvodno. Površina mu je oko 80 ha, a prosječna dubina je 4 m. Osim turističke namjene, ima i športsku namjenu. Značajan je i sportski ribolov s obzirom da je jezero bogato ribom. Tribaljsko jezero se nalazi u Vinodolu pokraj Crikvenice, a prvenstveno je sagrađeno za potrebe tamošnje hidroelektrane. Ovo jezero je

bogatom raznim vrstama ribe s najvećim udjelom šarana, a pronalaze se još i amuri, somovi, smuđovi i ostali (Tanocki, 2011.). Još jedno jezero koje se nalazi blizu Crikvenice je Kavransko jezero sa prosječnom dubinom do 0,7 metara. Jezero Čambina se nalazi uz rijeku Dravu i ima oblik potkove. Površina mu je oko 50 hektara, a prosječna dubina varira od 0,5 m do 3 m s izraženim debljim slojem mulja.
Gore navedena sažeto opisana jezera samo su dio od ukupnog broja plitkih jezera te predstavljaju uglavnom umjetna jezera na području Hrvatske, dok je i dalje najvažnije prirodno plitko, površinom najveće jezero, Vransko jezero kod Biograda n/m.

1.5. Zajednice makrozoobentosa u plitkim jezerima

Osim taksonomske kategorizacije, životinje slatkovodnih ekosustava podijeljene su u grupe prema njihovoj ekologiji (npr. u stupcu vode plankton i nekton te na dnu bentos). Bentički beskralježnjaci su podijeljeni u makro-, meio- i mikrozoobentos. Makroskopski beskralježnjaci dna (makrozoobentos) predstavljaju veličinsku kategoriju faune dna > 500 µm, a meiozoobentos (4-100 µm) i mikrozoobentos (<4 µm) (Bronmark i Hansson, 2005.). Makrozoobentos predstavlja različite populacije makroskopskih beskralješnjaka koji obitavaju pri dnu po kojem se mogu kretati, pričvrstiti se ili se pak ukopati u njega. Hrane se biljkama, životinjama i detritusom, a nerijetko su izvor hrane drugim životinjama. Nemaju stalnu tjelesnu temperaturu (poikilotermne vrste), za život im je potreban slobodan kisik (aerobionti), a ovisno o uvjetima okoliša mogu biti i fakultativni aerobionti. Makroskopski beskralježnjaci dna imaju važnu ulogu u brojnim jezerskim procesima. Sudjeluju u kruženju tvari kako na višim trofičkim razinama u vodenim ekosustavima tako i u kopnenoj hranidbenoj mreži (Bronmark i Hanson, 2005.). Fauna dna djeluje kao važna poveznica između vodene vegetacije, algi, detritusa i riba. Pretvaraju organsku tvar u vlastitu biomasu, tj. hranu i za druge više predatore poput riba. Primjerice, biomasa riba u snažnoj je korelaciji s biomasom bentoskih beskralježnjaka, što ukazuje da im je značajan izvor hrane upravo zoobentos. Zbog toga predstavljaju ključnu kariku u dinamici procesa ekosustava kao što su produktivnost, razgradnja ili pak kruženje hranjivih tvari (Solimini i sur., 2006.). Suživot plijena i predatora omogućen je visokom kompleksnošću staništa, odnosno postojanjem makrofitske vegetacije omogućava se veća brojnost i raznolikost makroskopskih beskralježnjaka. Razlog tome je smanjena vidljivost plijena, kao i brzina plivanja predatora pa se vrijeme potrage produžuje (Bronmark i Hansson, 2005.).

Bentoski beskralježnjaci reagiraju, ne samo na onečišćenja, već i na druge direktne i indirektne ljudske utjecaje kao što su npr. klimatske promjene, pa je njihovom analizom moguće utvrditi zdravlje ekosustava (Solimini i sur., 2006.) S obzirom na njihovu dosad navedenu važnost u vodenim ekosustavima, prema trenutnoj Okvirnoj direktivi o vodama u Europi uključeni su u proces monitoringa, uz praćenje i ostalih bioloških elemenata (Free i sur., 2009.). Većinu godine su prisutni u većini jezera za razliku od primjerice fitoplanktona što daje dodatnu prednost uključivanju bentoskih makrobeskralješnjaka u proces kontinuiranog monitoringa u svrhu utvrđivanja zdravlja ekosustava (Solimini i sur., 2006.).

2. PREGLED LITERATURE

2.1. Istraživanja zajednice makrozoobentosa u Vranskom jezeru kod Biograda n/m

Prvo detaljnije istraživanje sastava zajednica makrozoobentosa provedeno je na sedam postaja u dubljem (ne-litoralnom) dijelu jezera tijekom 2002. i 2003. g. (Mrakovčić i sur., 2004.). Nakon toga provedeno je istraživanje zajednice makrozoobentosa litoralne zone na četiri jezerske postaje, dvije postaje na pritocima i jednoj postaji na lokvi Benča tijekom 2009. i 2010. g. (Slavikovski i Temunović, 2012.). Istraživanja u litoralnoj zoni jezera nakon toga bila su fokusirana na određene skupine makrozoobentosa: mekušci su istraživani tijekom 2011. g. (Lajtner, 2012., Beran, 2013.), a rakovi tijekom 2014. i 2016. g. uz korištenje uzoraka rakova prikupljenih tijekom istraživanja mekušaca tijekom 2011. i 2012. g. (Žganec, 2017.). Istraživanja cjelokupnog makrozoobentosa litoralne zone Vranskog jezera na pet postaja (četiri postaje kao i u ovom radu) provedena su tijekom 2017. i 2018. g., a analizirani su i uzorci prikupljeni u prethodnim istraživanjima 2011., 2012., 2014. i 2016. g. (Žganec, 2019). U prethodnom istraživanju podaci o sastavu i strukturi makrozoobentosa svih dosadašnjih istraživanja su objedinjeni za 10 mjeseci u razdoblju od šest godina (2011., 2012., 2014., 2016., 2017., 2018.) na ukupno 5 postaja duž litoralne zone Vranskog jezera, a analiza zajednica provedena je samo do viših taksonomskih kategorija (razred ili red). Istraživanjem zajednice rakova (Malacostraca) u litoralnoj zoni jezera (Žganec, 2017) nastojalo se utvrditi da li zajednice rakova mogu biti bioindikatori zaslanjivanja jezera. Usporedbom sastava zajednica rakova tijekom 2011. g. kada je salinitet bio povećan te zajednica rakova tijekom 2014. i 2016. g. kada su zabilježene povišene razine vode u jezeru i niski salinitet, nastojao se utvrditi utjecaj saliniteta na sastav zajednica rakova. U navedenom razdoblju (2011.-2018. g.) najniži vodostaji s najvišim salinitetom zabilježeni su u 2012. g., a najviši vodostaji sa niskim salinitetom zabilježeni su tijekom nekoliko mjeseci u 2014. i 2018. g.

Prvo istraživanje makroskopskih beskralježnjaka u sklopu kategorizacije i inventarizacije floristićkih i faunističkih vrijednosti Parka prirode Vransko jezero (Mrakovčić i sur., 2004.) provedeno je u prosincu 2002., te u veljači, travnju, lipnju i kolovozu 2003. godine na sedam postaja u dubljem ne-litoralnom dijelu jezera. Pronađene skupine makrozoobentosa su Oligochaeta, Diptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata te Ostracoda. Tijekom svih istraživanih mjeseci u makrozoobentosu na svim postajama dominantne su bile ličinke trzalaca (Diptera, Chironomidae), a gustoće su varirale od minimalnih 50 jed./m^2 do maksimalnih 2000 jed./m^2. Najveće brojnosti zabilježene su tijekom zimskog uzorkovanja, a

najniže vrijednosti tijekom travnja i kolovoza. Osim ličinki trzalaca u većim gustoćama zabilježene su skupina Oligochaeta sa maksimalnom gustoćom od 1900 jed/ m^2 i minimalnom gustoćom od svega 50 jed./m^2 , te skupina Ostracoda čija je maksimalna gustoća iznosila 400 jed./m^2, a minimalna gustoća 50 jed./m^2 (Mrakovčić i sur., 2004.).

Istraživanje, koje je provela udruga "BIOM" tijekom svibnja, srpnja i rujna 2009. te travnja 2010. godine na Vranskom jezeru, obuhvatilo je 7 postaja koje su predstavljale 4 tipa raznolikih vodenih staništa u parku (jezero, kanali, lokve, izvori). Sedam istraživanih postaja su redom: Benča lokva, Drage-plaža, Jasen kanal, Ornitološka postaja, Jugovir, Velike njive i Autokamp – lučica. Ovim istraživanjem nastojalo se utvrditi kvantitativni i kvalitativni sastav i raspored zajednica makrozoobentosa s naglaskom na određene skupine vrsta kao što su puževi, vodeni kornjaši, vretenca, vodene stjenicei vodencvjetovi. Tijekom istraživanja ukupno je pronađeno 1579 jedinki s ukupno 82 različite svojte makrozoobentosa. Iako se je nastojala provesti identifikacija svojti do najniže taksonomske razine zbog kompleksnosti procesa ta identifikacija se nije mogla provesti za više skupina, pa je stoga očekivani ukupni broj svojti bio zasigurno veći. Faunistički sastav istraživanih postaja bio je vrlo različit. Na postajama u jezeru zabilježena je dominacija Diptera i Crustacea, dok je na kanalima i lokvama zabilježena dominacija Coleoptera, uz veću brojnost kako jedinki tako i vrsta. Na gotovo svakoj postaji su zabilježeni rakušci (Amphipoda), dvokrilici (Chironomidae) te vretenca (Zygoptera i Anisoptera) (Slavikovski i Temunović, 2012.).

U 2011. godini provedeno je istraživanje slatkovodne malakofaune PP Vransko jezero pod voditeljstvom doc.dr.sc. Jasne Lajtner sa Sveučilišta u Zagrebu (Lajtner i sur., 2012., Beran i sur., 2013). Istraživanje je provedeno na ukupno 11 lokaliteta od kojih su lokaliteti Jasen te izvor i špilja Pećina van granica Parka. Uzorkovanje se provodilo u ožujku, svibnju, srpnju, listopadu te prosincu 2011. godine. Ukupno je pronađeno 17 svojti mekušaca, od čega 2 svojte školjkaša, a 15 svojti puževa, dok su četiri svojte zabilježene samo kao prazne kućice tri vrste puževa ili samo prazne ljušture invazivne vrste školjkaša *Dreissena polymorpha*. Od ukupnih 17 svojti, najviše, 12 svojti, je pronađeno na lokalitetu Glavni kanal te 9 svojti na lokalitetu Lateralni kanal, dok je na šest postaja u litoralnoj zoni jezera zabilježeno od četiri do najviše osam svojti. Vrsta koja je zabilježena na svim lokalitetima je *Stagnicola fuscus* koja je europski endem, a skupa s njom u jezeru dominiraju *Theodoxus fluviatilis* i *Acroloxus lacustris*. Od važnih nalaza potrebno je istaknuti pronalazak rijetke i ugrožene vrste *Aniusus vorticulus* u lokvi Benča. U Hrvatskoj je zakonom strogo zaštićena zavičajna divlja svojta, a nalazi se i na Dodatku II i IV Direktive o zaštiti prirodnih staništa i divlje faune i flore. (Lajtner i sur., 2012.).

Istraživanjem zajednica rakova (Žganec, 2017.) u 2014. i 2016. g., uz korištenje uzoraka rakova prikupljenih tijekom istraživanja mekušaca (Lajtner i sur., 2012.) obuhvaćeno je ukupno 25 postaja na Vranskoj jezeru i na pritocima (Glavni i Lateralni kanal, Jasen i potok Pećina). Utvrđeno je ukupno 16 svojti viših rakova iz redova Amphipoda (9 svojti, 8 vrsta), Isopoda (3 vrste), Mysida (2 roda) i Decapoda (2 vrste). Utvrđena je jaka pozitivna korelacija gustoća rakušca *Melita palmata* sa električnom provodljivošću i salinitetom pa se ova vrsta može koristiti kao indikator zaslanjivanja Vranskog jezera. Vrsta *Echinogammarus stocki* također je bila u pozitivnoj korelaciji sa električnom provodljivošću i salinitetom te se i za ovu vrstu može očekivati porast gustoće s porastom saliniteta (Žganec, 2017.).

Svi uzorci makrozoobentosa prikupljeni na pet jezerskih postaja u litoralnoj zoni tijekom istraživanja zajednica mekušaca (Lajtner i sur., 2012) i rakova (Žganec, 2017), kao i uzorci prikupljeni u listopadu 2017. i srpnju 2018.g. korišteni su kako bi se odredio utjecaj oscilacija vode i saliniteta na sastav i strukturu zajednica makrozoobentosa u litoralnoj zoni Vranskog jezera (Žganec, 2019). U ožujku 2011. kada je u jezeru zabilježen niski salinitet, tj. oligohalino stanje, dominirale su ličinke trzalaca (Diptera-Chironomidae), na prijelazu iz oligohalinog stanja u mezohalino stanje (5.-12. mjeseca 2011. g,.) raste udio rakova redova Amphipoda i Isopoda, koji su nastavili dominirati i u fazi prelaska iz mezohalinog u oligohalino (5.-10. mjeseca 2014. g.). Povratkom jezera u oligohalino stanje (2016. -2018.) ponovno dominiraju ličinke trzalaca a veću brojnost imali su i drugi redovi kukaca. Ovim rezultati ukazuju da se zajednice makrozobentosa u litoralnoj zoni jezera mogu koristiti kao bioindikatori zaslanjenja jezera (Žganec, 2019.).

2. CILJEVI I SVRHA ISTRAŽIVANJA

Cilj ovog istraživanja bio je odrediti sastav i strukturu zajednica makroskopskih beskralježaka u obalnoj (litoralnoj) zoni i u dubljem dijelu Vranskog jezera kod Biograda n/m. Specifični ciljevi bili su:

1) Utvrđivanje sastava i strukture zajednica makroskopskih beskralježnjaka na južnoj obali Vranskog jezera u ožujku 2019. godine; i to u litoralnoj zoni na postajama Crkvine-1, Drage, Jugovir i Prosika-1, te u dubljem dijelu jezera na postajama Crkvine-2 i Prosika-2.
2) Analizirati promjene fizikalno-kemijskih čimbenika vode i zajednica makrozoobentosa u Vranskom jezeru tijekom 2018. i 2019. godine, i usporediti ih sa prethodnim godinama analiziranim u prethodnom istraživanju
3) Odrediti povezanost sastava i strukture makrozoobentosa s prostornim promjenama fizikalno-kemijskih čimbenika tijekom 2019. godine, posebice promjene zajednica s dubinom na postaji Crkvine-1
4) Usporediti sastav i strukturu zajednica makrozoobentosa u litoralnoj zoni i dubljem dijelu jezera, tj. usporediti zajednice na postajama Crkvine-1 i Crkvine-2, te na postajama Prosika-1 i Prosika-2.

Svrha ovog rada je sa prikupljenim podacima obogatiti postojeće podatke o sastavu i strukturi makroskopskih beskralježnjaka u Vranskom jezeru kako bi te zajednice još bolje upoznali i razumjeli te istražiti kako određeni fizikalno-kemijski čimbenici utječu na promjene tih zajednica.

3. MATERIJALI I METODE

3.1. Opis lokacije istraživanja

Vransko jezero kod Biograda n/m najveće je plitko jezero u Hrvatskoj koje je 8. srpnja 1999. godine zbog svojih raznolikih prirodnih i krajobraznih vrijednosti zajedno s okolnim područjem proglašeno parkom prirode. Nalazi se na istočnoj strani Jadranskog mora u sjevernoj dalmatinskoj regiji (Slika 1). Park prirode Vransko jezero obuhvaća 5 747 ha, od čega se 3 002 ha odnosi na samo jezero (Suske, 2010.). Jezero je potopljena aluvijalna udolina i predstavlja najnižu točku Ravnih kotara. Dugačko je 13,6 km sa širinom od 1,4 do 3,4 km. Najdublja točka jezera nalazi se na 5 metara dubine. Jezero je od mora odvojeno grebenom širine do 2,5 km, a glavni prodor morske vode u jezero se događa preko kanala Prosika. Područje Parka nalazi se većim dijelom u Zadarskoj županiji, a manjim u Šibensko-kninskoj županiji dok cjelokupna vodena površina administrativno pripada Zadarskoj županiji (Suske, 2010.).

Cjelokupno jezero, izuzev najsjevernijeg dijela, je oligotrofno, sa niskim stupnjem produktivnosti. Sjeverni dio jezera ima veće razine hranjivih tvari koje su izravna posljedica korištenja gnojiva na okolnim poljoprivrednim zemljištima, pa shodno tome pripada mezotrofnom tipu jezera (Suske, 2010.).

Prosječna slanost Vranskog jezera je niža od 1 ‰ što ga svrstava u slatkovodni mediteranski ekosustav, a zbog plitkoće jezera i učestalih vjetrova nema razlike u slanosti vertikalnog stupca vode. Uslijed nepovoljnih uvjeta kao što su dugotrajna suša i niski vodostaji salinitet se penje i do 11 ‰ . Kako bi se smanjilo zamočvarenje Vranskog polja, suzbilo malariju i osiguralo više poljoprivrednih površina, izveden je prvi hidromelioracijski zahvat još u 18.st. prokopom kanala Prosika te je jezero spojeno sa morem (Slika 2). Na taj način ostvarena je dvosmjerna veza jezera i mora. Kroz kanal Prosika, najčešće, jezerska voda isječe prema moru, no uslijed dužih suša, kada razina vode u jezeru padne ispod razine mora, dolazi do utjecanja zaslanjene morske vode u jezero. Zbog takve komunikacije jezera s morem dolazi do značajnog zaslanjenja jezerske vode ugrožavajući jezersku biotu odnosno cijeli jezerski ekosustav. Značajna povećanja saliniteta potencijalno mogu imati velike posljedice za jezerski ekosustav. Dva značajna povećanja saliniteta u jezeru zabilježena su na postaji Prosika u listopadu 2008. (11,3 ‰) i rujnu 2012. (18,2 ‰) godine (Suske., 2010.). Dotoci slatke vode u jezero odvijaju se preko nekoliko vodotoka od kojih su najvažniji Glavni i Lateralni kanal. Promjene saliniteta narušavaju osnovne uvjete života pa postoji opasnost da

će dio određenih jedinki uginuti uslijed nemogućnosti prilagodbe na novonastale uvjete. Za posljedicu to donosi stvaranje viška organske tvari, uzrokujući veći stupanj trofije jezera, a samim time dolazi do ubrzanja ekoloških sukcesija i daljnje degradacije jezerskog sustava. Stoga, kako bi se očuvala vrijednost ovog ekosustava, potrebno je, uz praćenje hidrološkog režima, stalno pratiti i promjene saliniteta u jezeru (Rubinić, 2014.).



Slika 1. Položaj Parka prirode Vransko jezero kod Biograda n/m (Izvor: Plan upravljanja Parkom prirode Vransko jezero kod Biograda n/m)



Slika 2. Kartografski prikaz Parka prirode Vransko jezero i Ornitološkog rezervata Vransko jezero kod Biograda n/m (Izvor: Plan upravljanja Parkom prirode Vransko jezero kod Biograda n/m)

Istraživanje je obuhvatilo šest postaja na jugozapadnoj obali Vranskog jezera koja je većinom kamenita i stjenovita zbog utjecaja vjetra za razliku od sjevernoistočne obale jezera gdje se razvila znatno bujnija makrofitska vegetacija. Četiri istraživane postaje bile su u litoralnoj zoni jezera, Crkvine-1, Drage, Prosika-1 i Jugovir, a dvije postaje Crkvine-2 i Prosika-2 u dubljem dijelu jezera (Slika 3). Odabrane postaje predstavljaju pogodan izbor za ovo istraživanje s obzirom da predstavljaju gradijent saliniteta od najnižeg na postaji Crkvine zbog dotoka slatke vode u jezero kroz Glavni i Lateralni kanal pa do Prosike i Jugovira s najvećim vrijednostima saliniteta zbog utjecaja prodora morske vode u jezero (Žganec, 2017.). Sve istraživane postaje pojedinačno su prikazane na slici 4.



Slika 3. Istraživane postaje u Vranskom jezeru kod Biograda n/m: četiri postaje u obalnoj (litoralnoj) zoni jezera, Crkvine-1, Drage, Prosika-1 i Jugovir, i dvije postaje u dubljem dijelu jezera, Crkvine-2 i Prosika-2. (Satelitska snimka jezera, Landsat/Copernicus, od 19. veljače 2020. g. dobivena korištenjem programa Google Earth Pro)

Istraživana postaja Crkvine-1 nalazi se u obalnoj zoni sjeverozapadnom dijelu Vranskog jezera. Obala je ovdje uglavnom kamenita, srednje velikog kamenja (6-25 cm - mezolital), šljunka (akal) i mulja, a mjestimice od većeg kamenja (mezo i makrolital). Dubina prikupljanja uzoraka makrozoobentosa na ovoj postaji bila je od 10 cm do 1,5m. Oko 60 % obale je obraslo sa običnom trskom (*Phragmites australis*) i vrstama sita (*Juncus sp*.), prisutne su i submerzne vrste makrofita roda *Ceratophyllum*. Na ovoj postaji je prikupljeno je pet kvantitativnih uzoraka na pet različitih dubina od 0,20 m do 1,20 m, te dva kvalitativna uzorka.

Postaja Crkvine-2 udaljena je oko 1 km od postaje Crkvine-1 u dubljem dijelu jezera, a sediment je ovdje muljevit i prekriven submerznim makrofitima (Chara sp. i Ceratophyllum sp.). Ukupno je na ovoj postaji prikupljeno pet kvantitativnih i dva kvalitativna uzorka.

Postaja Drage smještena je nešto manje od 5 km zračne udaljenosti od postaje Crkvine u jednoj uvali kod mjesta Drage. Obala je ovdje kamenita i na mjestima obrasla vegetacijom, dok je supstrat je sastavljen od srednje velikog kamenja (mezolitala) i šljunka (akala). Na ovoj postaji je prikupljena su ukupna dva uzorka na dubini od oko 0,50 metara, jedan kvalitativni te jedan kvantitativni uzorak.

Postaja Prosika nalazi se u neposrednoj blizini ornitološke osmatračnice kod male lučice i info centra na početku jezerske strane kanala Prosika. Makrofitska vegetacija na ovoj postaji je gušće razvijena i s dominacijom trske većinom do obalne crte. Supstrat se sastoji od krupnijeg kamenja (25 - 40 cm – makrolital). Umjetni kanal Prosika predstavlja jedno od glavnih mjesta dotoka slane vode u jezero. Na ovoj postaji prikupljena su dva uzorka, jedan kvalitativni i jedan kvantitativni uzorak.

Postaja Prosika-2 udaljena je oko 100 m od postaje Prosika-1 u dubljem dijelu jezera, a sediment je ovdje muljevit i prekriven submerznim makrofitima (Chara sp. i Ceratophyllum sp.). Na ovoj postaji prikupljen je jedan kvantitativni uzorak.

Postaja Jugovir je smještena je na najjužnijem dijelu Vranskog jezera sa zračnom udaljenošću manjom od 1 km od postaje Prosika-1. Ova postaja predstavlja najvažniji prirodni prodor morske vode u jezero pa za vrijeme niskih razina vode u jezeru dolazi do značajnog povećanja saliniteta. Na mjestu prodora morske vode sazidan je most te je prodiranje mora povezana sa jezerom lukom mosta iz kojeg se nastavlja prirodna obala obrasla trskom. S obzirom da se na ovom mjestu nakuplja detritus biljnog porijekla i mulj, supstrat je znatno drugačiji od ostalih postaja. Miješanjem slane morske i slatke jezerske vode stvaraju se bočati uvjeti koji su idealni za migracije vrsta poput jegulja o čemu svjedoči i ribarska kućica

izgrađena još u 18.stoljeću. Na ovoj postaji su prikupljena ukupno dva uzorka, jedan kvalitativni i jedan kvantitativni.



Slika 4. Istraživane postaje na Vranskom jezeru (Izvor: Nikolina Knežević)

3.2. Metode mjerenja fizikalno-kemijskih parametara vode

Fizikalno-kemijski čimbenici vode izmjereni su na svim postajama pomoću WTW sondi. Mjerenje je provedeno u ožujku 2019. godine, a obuhvatilo je sljedeće parametre: temperatura vode (°C), električna provodljivost (mS/cm), salinitet (‰), pH, koncentracije otopljenog kisika (mg/l) i zasićenje kisikom (%). Uz provedena vlastita mjerenja u obzir su uzeti podaci mjerenja fizikalno-kemijskih čimbenika, posebice podaci mjerenja za električnu vodljivost i salinitet, koja su provodili djelatnici stručne službe Parka tijekom 2019.g. pomoću WTW sondi.

3.3. Metode uzorkovanja makrozoobentosa

Uzorkovanje makrozoobentosa je provedeno 29.03. i 30.03.2019. godine na četiri litoralne postaje i dvije postaje u dubljoj zoni korištenjem različitih metoda. Za sve uzorke skupljene u litoralnom dijelu jezera korištena je ručna bentos mreža kvadratnog otvora veličine 25 cm, s veličinom oka mrežice od 500 μm. Za sve uzorke u dubljem dijelu jezera korišteno je Ekmanovo grabilo (dimenzija 15 x 15 cm) nakon čega se zahvaćeni materijal prebacivao u istu mrežu koja se koristila u litoralu (Slika 5). Iz uzorka se je očistilo veće kamenje i krupniji biljni materijal nakon čega su zagrabljene životinje s manjom količinom supstrata prebačene u plastične bočice. Uzorci su konzervirani s 96%-tnim etanolom.



Slika 5. Oprema za uzorkovanje (Izvor: Nikolina Knežević)

Na postaji Crkvine-1 sakupljeno je ukupno pet kvantitativnih uzoraka jer se nastojalo doći do podataka o vertikalnom sastavu i strukturi zajednica u litoralnom dijelu, pa su prikupljeni kvantitativni uzorci na dubinama od 0,20 m, 0,50 m, 0,80 m, 1 m i 1,20 m. Zahvaćeni supstrat zajedno sa svim životinjama s površine 25x25 cm^2 prebačen je u plastičnu kadicu s vodom, veće kamenje i biljni dijelovi su isprani, a uzorak nakon toga konzerviran s 96 % etanolom kako bi ukupna koncentracija etanola u uzorku bila 70 %, te je pohranjen u označene plastične bočice (Slika 6). Na istoj lokaciji sakupljena još 2 kvalitativna uzorka kojima nije poznata točno zahvaćena površina sedimenta, ali obuhvaćaju sva važna mikrostaništa kako bi se bolje utvrdio sastav i struktura zajednica makroskopskih beskralježaka. Na postaji Crkvine-2 iz dubljeg dijela jezera sakupljeno je po pet replikativnih kvantitativnih uzoraka pomoću Ekmanovog grabila na površini 15×15 cm, te po 2 kvalitativna uzorka. Na postajama Drage i Jugovir na području litorala sakupljeno je za svaku postaju po 1 kvantitativni (5×25×25 cm) i 1 kvalitativni uzorak makrozoobentosa, a na postaji Prosika-2

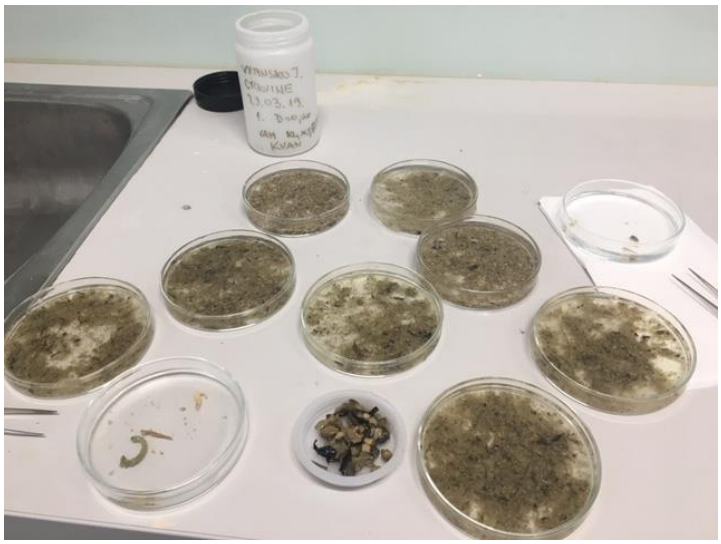
prikupljeni su 1 kvalitativni uzorak makrozoobentosa pomoću ručne bentos mrežice i 1 kvantitativni uzorak pomoću Ekmanovog grabila.



Slika 6. Pohranjeni uzorci u plastičnim bočicama (Izvor: Nikolina Knežević)

3.4. Obrada uzorka makrozoobentosa

Uzorci su u laboratoriju prebačeni u petrijeve zdjelice (Slika 7) te su se analizirali uz pomoć binokularne lupe s povećavanjem 7-45x (Slika 8) kako bi se lakše uočile životinje. Izolirani beskralježnjaci su iz uzorka prebačen u zasebnu epruvetu napunjenu 70%-tnim alkoholom, sortirani prema pojedinim taksonomskim skupinama. Za svaki uzorak se vodio dnevnik rada u koji se je upisivala brojnost pojedine skupine, a zatim su ti podaci uneseni u Microsoft Excel tablicu.



Slika 7. Priprema uzoraka za analizu (Izvor: Nikolina Knežević)



Slika 8. Analiza uzoraka makrozoobentosa pod lupom (Izvor: Nikolina Knežević)

3.5. Obrada podataka

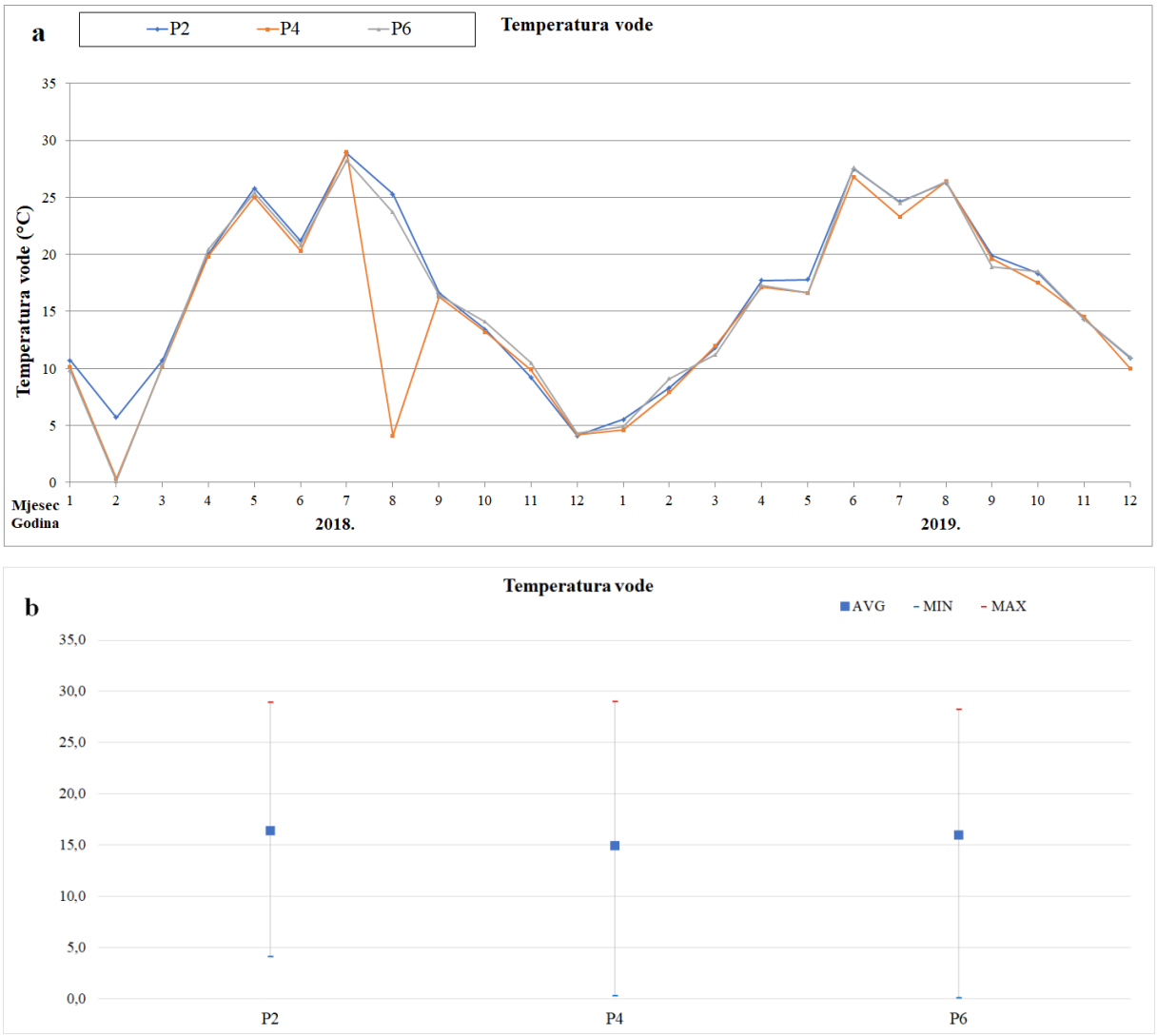
Nakon izoliranja jedinki makrozoobentosa iz uzoraka i utvrđivanja njihove brojnosti, dobiveni podaci su uneseni u tablice i analizirani u programu Microsoft Office Excel.

5. REZULTATI

5.1. Fizikalno-kemijski čimbenici vode na istraživanim postajama tijekom 2018. i 2019.g.

5.1.1. Temperatura vode

Temperature vode na svim postajama tijekom 2018. i 2019. bile su između 0,1 °C i 29 °C. Za isto razdoblje najniže temperature vode izmjerene su u veljači 2018. g. za postaje P4 (0,1 °C) i P6 (0,3°C) te u prosincu 2018. g. za sve postaje (4,1 do 4,3 °C). Najviša temperatura vode izmjerena je na postaji P4 u srpnju 2018. g. (Slika 9a). Aritmetička sredina temperature vode na svim postajama bila je 16,1 °C. Najniža aritmetička sredina temperature vode tijekom 2018. i 2019. g. bila je 15,8 °C na postaji P4 , a najviša 16,4 °C na postaji P2, dok je na postaji P6 aritmetička sredina temperature vode iznosila 16,0 °C (Slika 9b). Najveći raspon temperature vode (0,3 °C do 29,0 °C) zabilježen je na postaji P4, a najmanji raspon temperature zabilježen je na postaji P2 (4,1 °C do 28,9 °C). U ožujku 2019. temperature vode bile su slične na sve tri postaje u rasponu od 11,2 °C na postaji P6 do 12,0 °C na postaji P4.

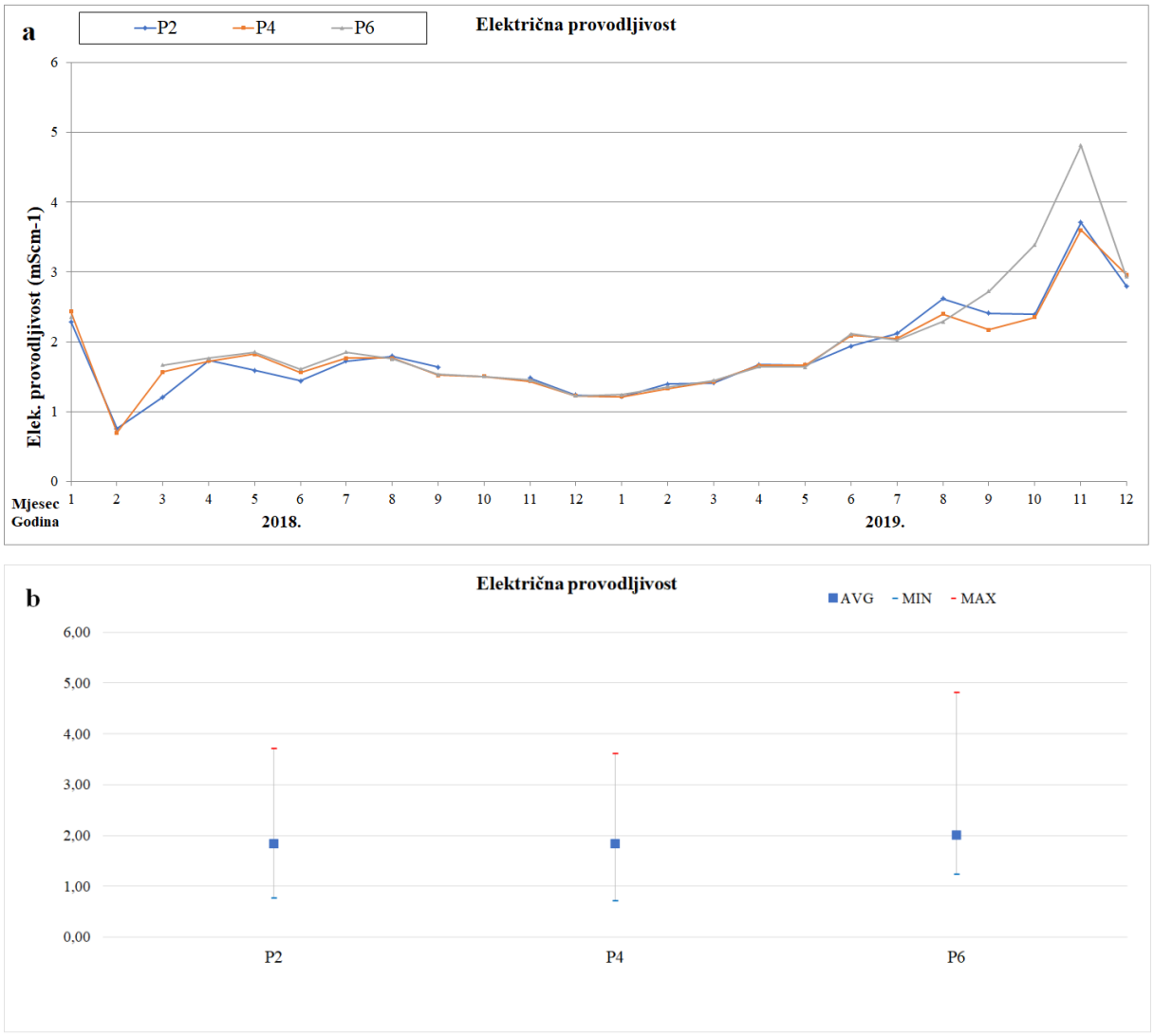


Slika 9. a) Temperature vode mjerene jedanput mjesečno na tri monitoring postaje Parka prirode Vransko jezero od siječnja 2018. do prosinca 2019. g., b) aritmetičke sredine, minimalne i maksimalne temperature vode za sve tri postaje za isto razdoblje.

5.1.2. Električna provodljivost i salinitet

Električna provodljivost vode (konduktivitet) (Slika 10a) na svim postajama tijekom 2018. i 2019.g. bila je između 0,70 mS cm^{-1} i 4,80 mS cm^{-1}. Najmanje vrijednosti konduktiviteta zabilježene su na svim postajama u veljači 2018. g., a najviše u studenom 2019. g. Aritmetička sredina konduktiviteta na svim postajama bila je 1,89 mS cm^{-1}. Najniža aritmetička sredina (Slika10b) konduktiviteta zabilježena je na postaji P4 (1,83 mS cm^{-1}), a najviša na postaji P6 (2,01 mS cm^{-1}), dok je najveći raspon zabilježen je na postaji P6 (1,20 mS cm^{-1} do 4,80 mS cm^{-1}), a najmanji na postaji P4 (0,70 mS cm^{-1} do 3,60 mS cm^{-1}). U

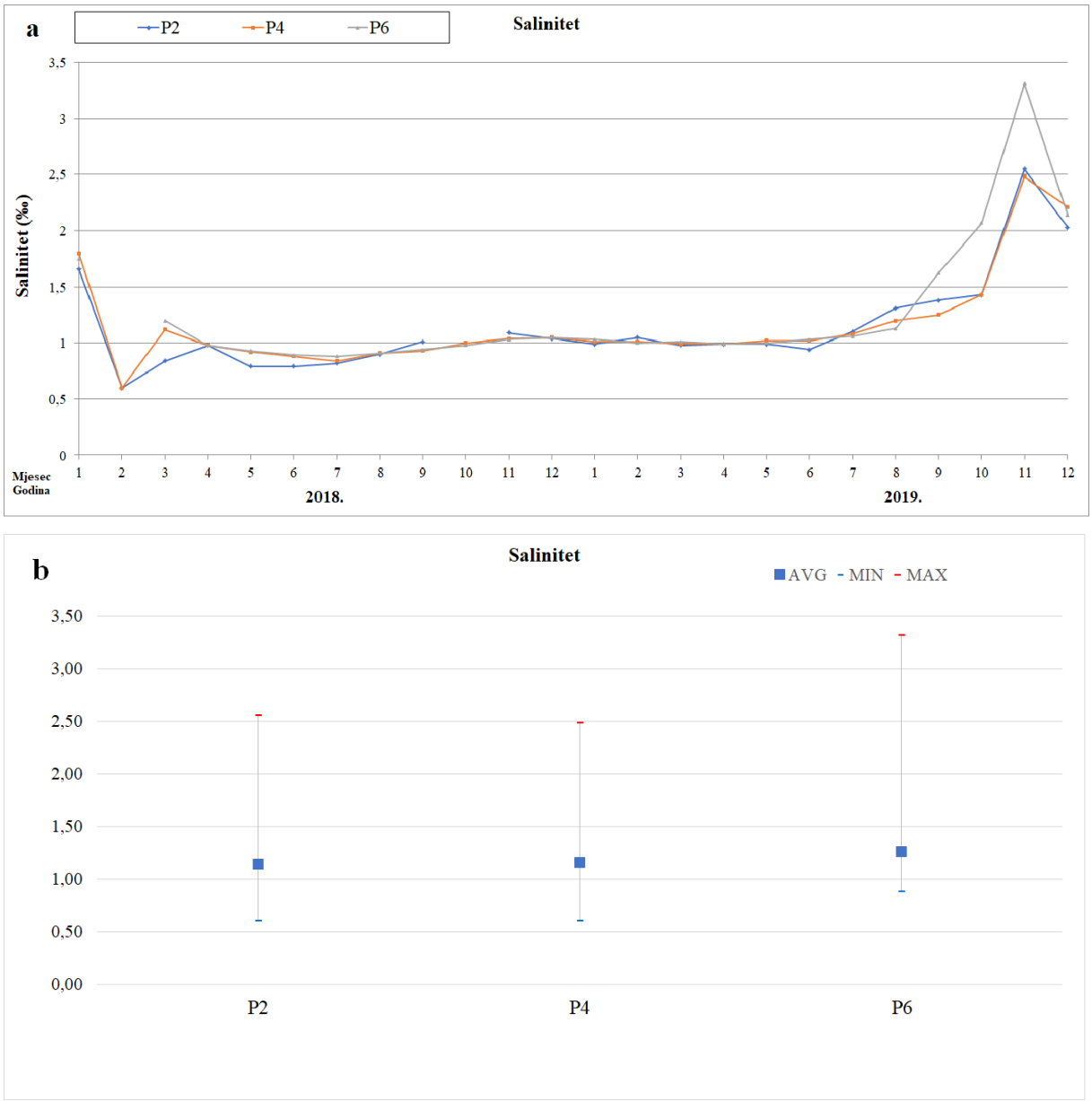
ožujku 2019.g. električna provodljivost bila je vrlo slična i iznosila je između 1,41 mS cm^{-1} i 1,44 mS cm^{-1}.



Slika 10. a) Električna provodljivost mjerene jedanput mjesečno na tri monitoring postaje Parka prirode Vransko jezero od siječnja 2018. do prosinca 2019. g., b) i aritmetičke sredine, minimalne i maksimalne vrijednosti električne provodljivosti za sve tri postaje za isto razdoblje.

Salinitet (Slika 11a) je na svim postajama tijekom 2018. i 2019. g. bio između 0,60 ‰ i 3,30 ‰. Najniži saliniteti izmjereni su na postajama P2 i P4 u veljači 2018. g., dok je za postaju P6 najniži salinitet (0,88 ‰) izmjeren u srpnju 2018. g. Najviši saliniteti izmjereni su u studenom 2019. g. na svim postajama u rasponu od 2,55 ‰ na postaji P2 do 3,31 ‰ na postaji P6. Aritmetička sredina saliniteta za sve postaje u navedenom razdoblju iznosi 1,19

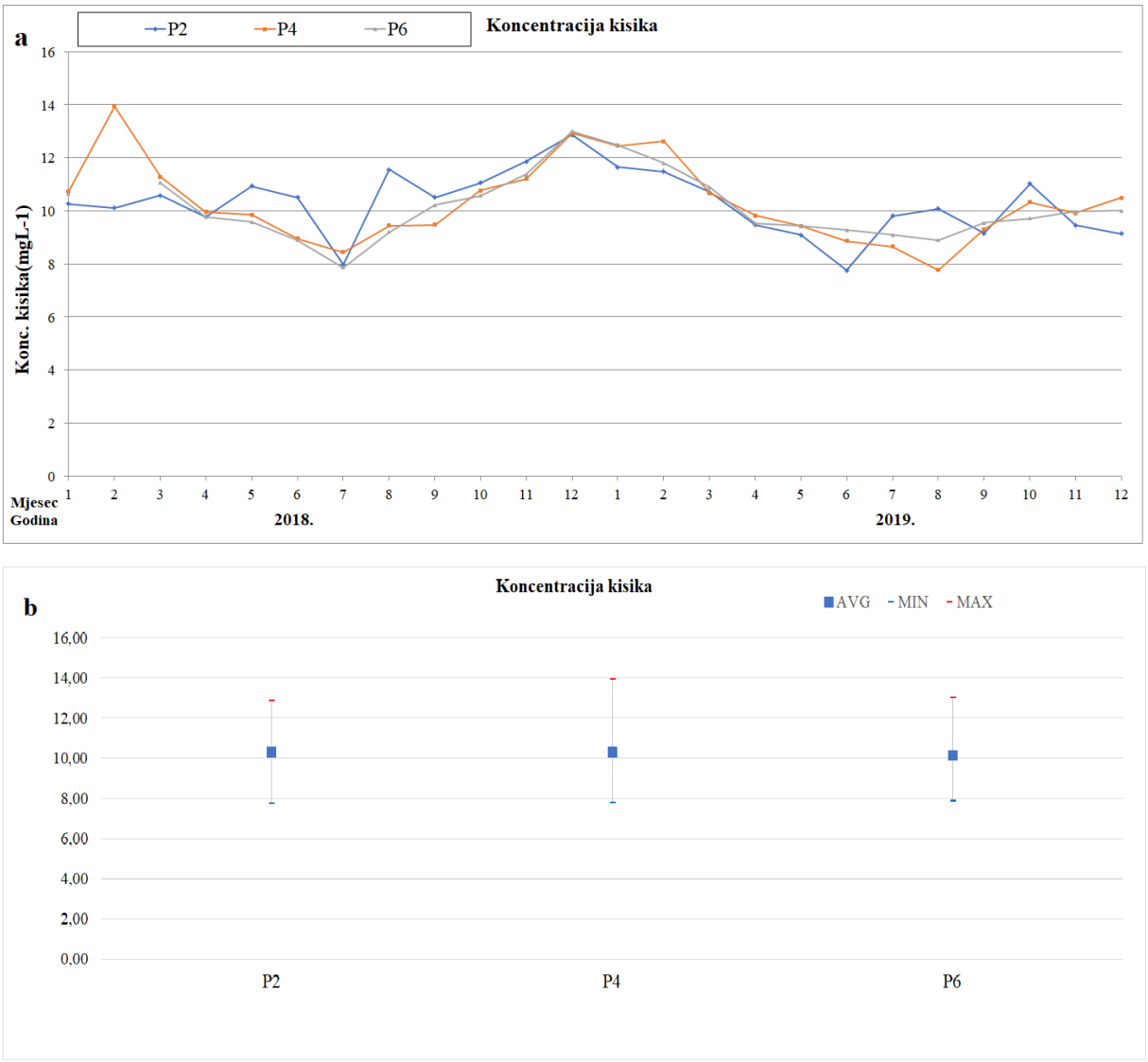
‰. Minimalna aritmetička sredina saliniteta zabilježena je na postaji P2 (1,14 ‰), a maksimalna na postaji P6 (1,26 ‰) (Slika 11b). Najveći raspon saliniteta zabilježen je na postaji P6 (0,90-3,30 ‰) a najmanji na postaji P4 (0,60-2,50 ‰). U ožujku 2019. g. salinitet na svim postajama bio je u rasponu od 0,98 ‰ na postaji P2 do 1,01 ‰ na postaji P6.



Slika 11. a) Salinitet vode mjeren jedanput mjesečno na tri monitoring postaje Parka prirode Vransko jezero od siječnja 2018. do prosinca 2019. g., b) aritmetičke sredine, minimalni i maksimalni saliniteti vode za sve tri postaje za isto razdoblje.

5.1.3. Koncentracija otopljenog kisika i zasićenje kisikom

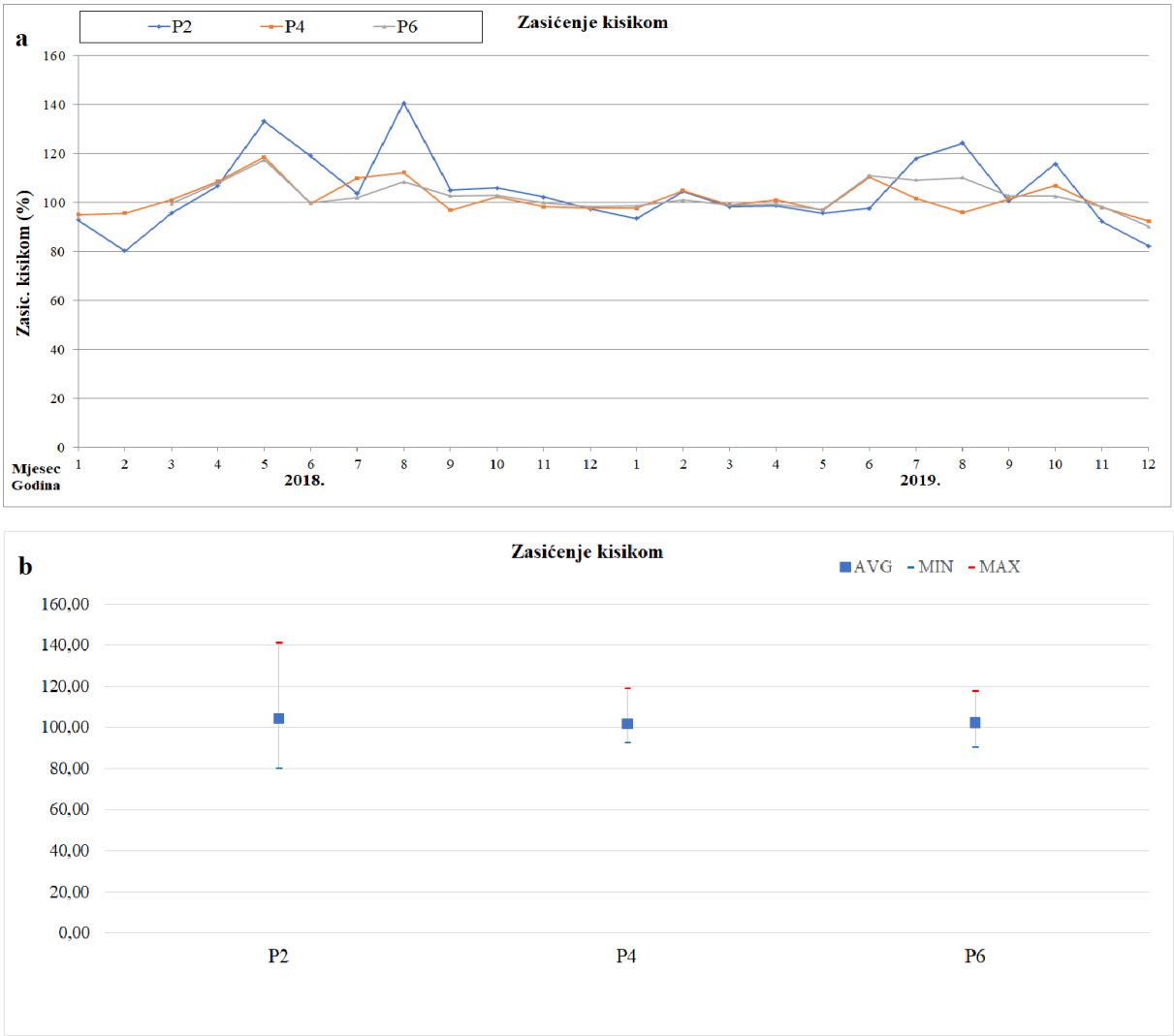
Koncentracija otopljenog kisika (Slika 12a) tijekom 2018. i 2019. g. na svim postajama bila je između 7,80 i 14,00 mgL^{-1}. Na postaji P2 minimalna koncentracija otopljenog kisika izmjerena je u lipnju 2019. g., a maksimalna koncentracija otopljenog kisika na postaji P4 zabilježena je u veljači 2018. g. Aritmetička sredina koncentracije otopljenog kisika na svim postajama bila je 10,20 mgL^{-1}. Minimalna aritmetička sredina koncentracije otopljenog kisika izmjerena je na postaji P6 i iznosi 10,12 mgL^{-1}, a maksimalna na postaji P4 (10,30 mgL^{-1}) (Slika 12b). Najveći raspon koncentracije otopljenog kisika zabilježen je na postaji P4 (7,80-14,00 mgL^{-1}), dok su manji rasponi bili na postaji P2 (7,80-12,90 mgL^{-1}) te na postaji P6 (7,90-13,00 mgL^{-1}). U ožujku 2019. g. najveća koncentracija otopljenog kisika zabilježena je na postaji P6 (10,88 mgL^{-1}), dok je najmanja koncentracija otopljenog kisika zabilježena na postaji P4 (10,67 mgL^{-1}). Na postaji P2 zabilježena koncentracija otopljenog kisika u ožujku 2019. iznosila je 10,70 mgL^{-1}.



Slika 12. a) Koncentracije kisika u vodi mjerene jedanput mjesečno na tri monitoring postaje Parka prirode Vransko jezero od siječnja 2018. do prosinca 2019. g., b) aritmetičke sredine, minimalne i maksimalne koncentracije kisika u vodi za sve tri postaje za isto razdoblje.

Zasićenje kisikom (Slika 13a) na svim postajama tijekom 2018. i 2019. g bilo je između 80,20 % i 140,80 %. Najmanje zasićenje kisikom izmjereno je na postaji P2 u veljači 2018. g., gdje je također zabilježeno i najveće zasićenje kisikom u kolovozu 2018. g. Aritmetička sredina zasićenja kisikom na svim postajama iznosila je 114,78 %. Minimalna aritmetička sredina zasićenja kisikom zabilježena je na postaji P4 te iznosi 101,75 %, dok je maksimalna aritmetička sredina zabilježena na postaji P2 te iznosi 104,33 % (Slika 13b). Najveći raspon zasićenja kisikom zabilježen je na postaji P2 (80,20-140,80 %), a najmanji na postaji P4 (92,40-118,60 %). U ožujku 2019. na postajama P4 i P6 zabilježene su iste

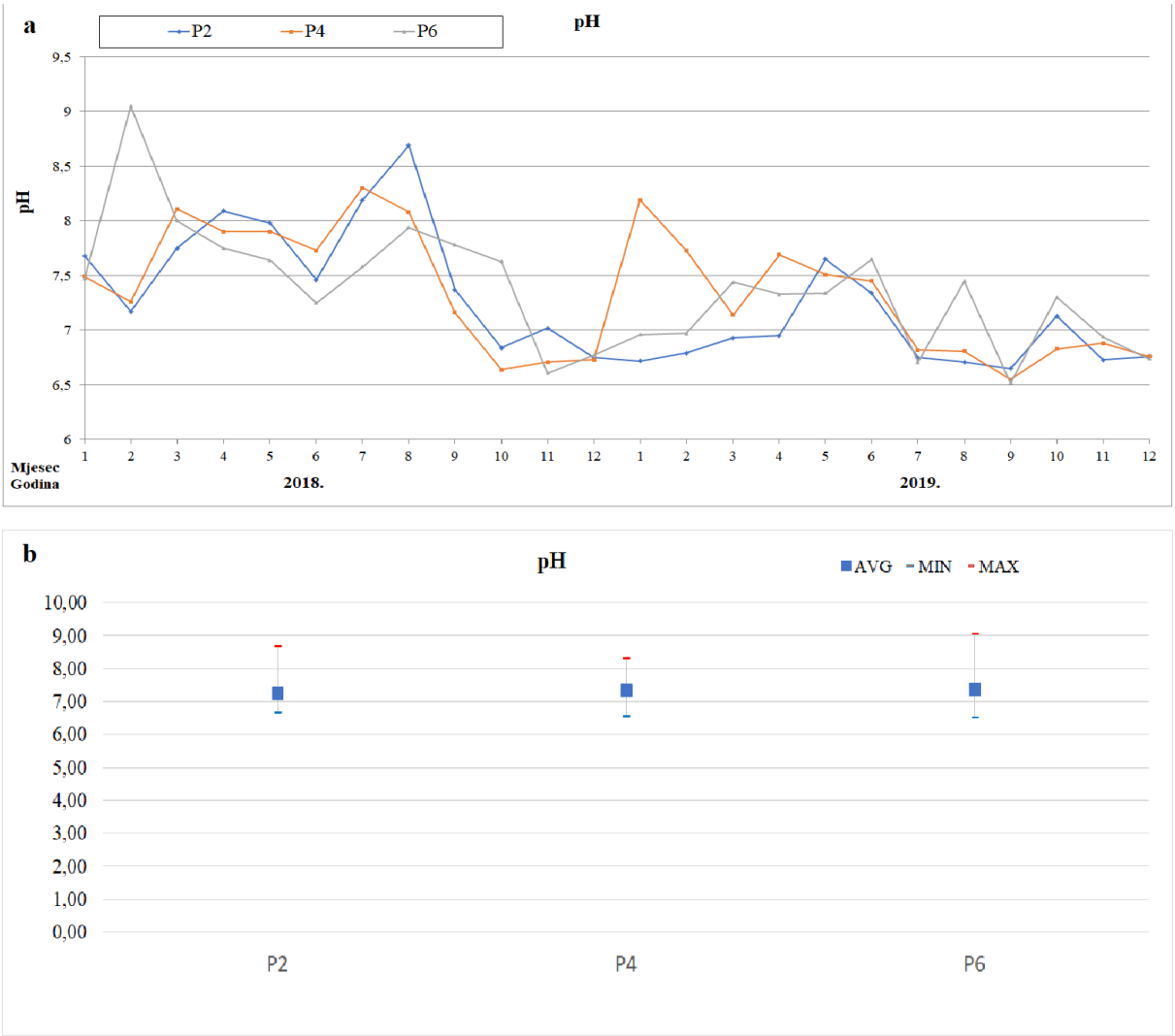
vrijednosti zasićenja kisikom (99,00 %) dok je na postaji P2 zasićenje kisikom bilo nešto manje (98,30 %).



Slika 13. a) Zasićenje vode kisikom mjereno jedanput mjesečno na tri monitoring postaje Parka prirode Vransko jezero od siječnja 2018. do prosinca 2019. g., b) aritmetičke sredine, minimalne i maksimalne vrijednosti zasićenja vode kisikom za sve tri postaje za isto razdoblje.

5.1.4. pH

pH vrijednost vode (Slika 14a) za sve postaje tijekom 2018. i 2019. g. bila je između 6,50 i 9,10. Najniži pH izmjeren je na postaji P6 u rujnu 2019. g., gdje je ujedno izmjeren i najviši pH u veljači 2018. g. Aritmetička sredina pH vrijednosti za sve postaje iznosi 7,32 (Slika 14b). Najveći raspon pH vrijednosti zabilježen je na postaji P6 (6,50 – 9,10), a najmanji na postaji P4 (6,60 – 8,30). U ožujku 2019. g. pH vrijednosti na postajama bile su u rasponu od 6,90-7,40.



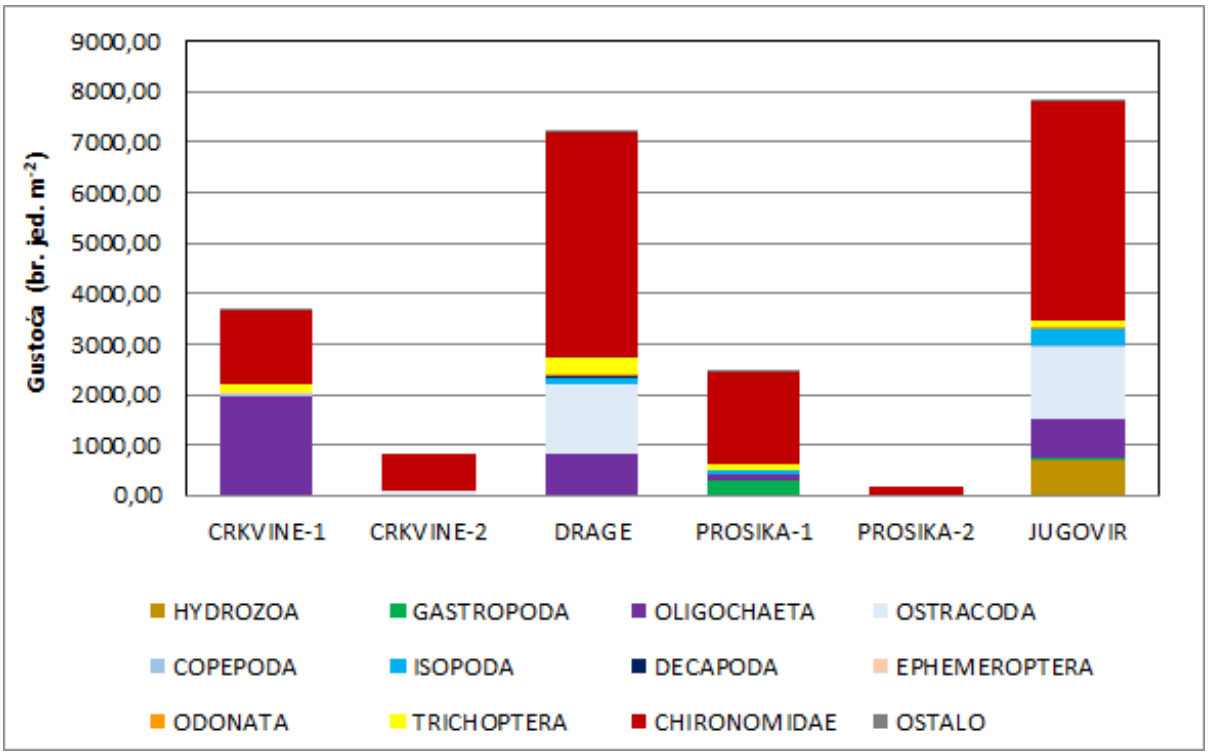
Slika 14. a) pH vode mjeren jedanput mjesečno na tri monitoring postaje Parka prirode Vransko jezero od siječnja 2018. do prosinca 2019. g., b) aritmetičke sredine, minimalni i maksimalni pH vode za sve tri postaje za isto razdoblje.

5.1.5. Zajednica makrozoobentosa na istraživanim postajama u ožujku 2019. godine

Na šest istraživanih postaja, četiri litoralne postaje duž južne strane Vranskog jezera (Crkvine-1, Drage, Prosika-1 i Jugovir) i dvije postaje u dubljoj zoni jezera (Crkvine-2 i Prosika-2), znatno veće ukupne gustoće makrozoobentosa u ožujku 2019. g. zabilježene su u litoralnoj zoni (Slika 15) (min.-Prosika-1: 2509 jed. m^{-2}, maks.-Jugovir:7840 jed.m^{-2}), nego na dvije postaje u dubljoj zoni jezera (Prosika-2: 196 jed.m^{-2}, Crkvine-2: 818 jed.m^{-2}). Na svim postajama dominirale su ličinke dvokrilaca (Diptera, porodica Chironomidae), izuzev postaje Crkvine-1 gdje su dominirali maločetinaši (Oligochaeta) s gustoćom od 1973 jed. m^{-2}. Gustoća ličinki trzalaca iz porodice Chironomidae u litoralnoj zoni bila je u rasponu od 1457 jed. m^{-2} na postaji Crkvine-1 do 4493 jed. m^{-2} na postaji Drage. Od ostalih skupina nešto veće gustoće u litoralnoj zoni imali su rakovi ljuskari (Ostracoda) čije su maksimalne gustoće zabilježene na postajama Drage (1382 jed.m^{-2}) i Jugovir (2424 jed. m^{-2}). Ličinke tulara (Trichoptera, min.-Prosika-1: 99 jed. m^{-2}, maks.-Crkvine-1: 147 jed. m^{-2}), puževi (Gastropoda, min.-Drage: 3 jed. m^{-2} , maks.- Prosika-1: 307 jed. m^{-2}) i jednakonožni rakovi (min.-Crkvine-1: 17 jed. m^{-2} , maks.-Jugovir: 336 jed. m^{-2}) su također imali nešto veće gustoće na pojedinim postajama. Gustoće svih ostalih skupina, Hydrozoa, Copepoda, Decapoda, Ephemeroptera, Odonata, Polychaeta, Hydrachnidia i Diptera-ostalo) bile su manje od 50 jed. m^{-2}. Zanimljivo, rakušci (Amphipoda) nisu zabilježeni niti na jednoj postaji u ožujku 2019. g.

U dubljoj zoni jezera na obje postaje zabilježen je znatno manji broj skupina, a dominirale su ličinke Chironomidae s rasponom gustoće od 196 jed. m^{-2} na postaji Prosika-2 (ujedno i jedina skupina zabilježena na toj postaji), do 729 jed. m^{-2} na postaji Crkvine-2. Na postaji Crkvine-2 uz skupinu Diptera zabilježeni su i puževi (Gastropoda) s gustoćom od 9 jed. m^{-2} te rakovi ljuskari (Ostracoda) s gustoćom od 80 jed. m^{-2}.

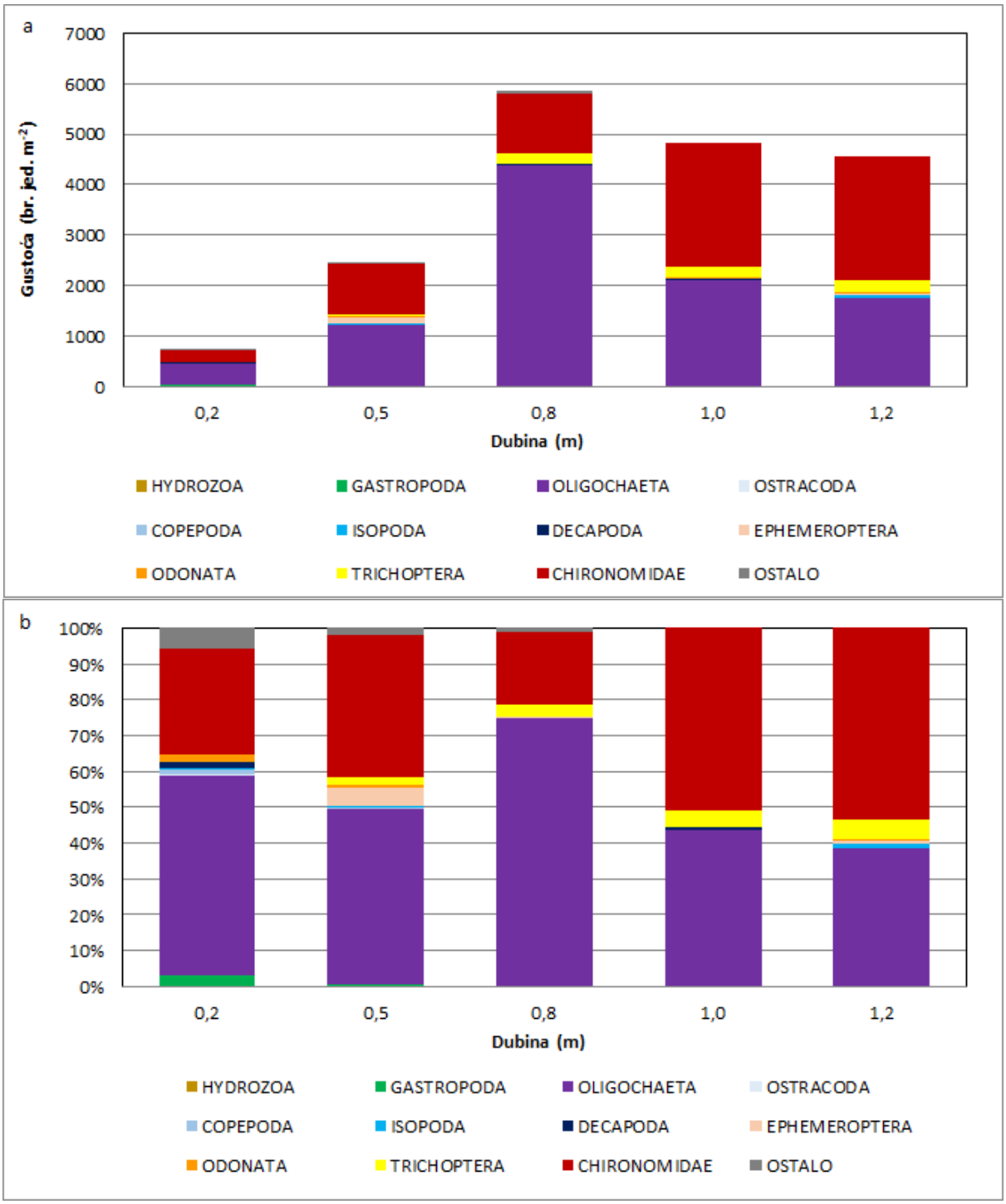
Skupine s manjim gustoćama (Crkvine-1: Polychaeta, Diptera-Ceratopoginidae, Hydranchnidia; <55 jed.m^{-2}, Drage: Hydranchnidia, Heteroptera, Turbellaria i Diptera-Ceratopogonidae; <11 jed.m^{-2}, Prosika-1: Turbellaria, Hydranchnidia, Diptera-Ceratopogonidae, Polychaeta; <14 jed.m^{-2}, Jugovir: Hydrachnidia, Diptera-Ceratopogonidae; < 3 jed.m^{-2}) grupirane su pod ostalo.



Slika 15. Ukupna gustoća svih skupina makrozobentosa na četiri litoralne i dvije postaje (Crkvine-2 i Prosika-2) u dubljem dijelu Vranskog jezera u ožujku 2019.g.

5.1.6. Sastav i gustoća zajednice na postaji Crkvine-1 na različitim dubinama

Od pet uzorkovanih dubina na postaji Crkvine-1, minimalna ukupna gustoća makrozoobentosa u ožujku 2019. g. bila je na dubini od 0,2 m (748 jed. m^{-2}), a maksimalna na dubini od 0,8 m (5860 jed. m^{-2}) (Slika 16). Na dubini do 0,8 m dominirali su maločetinaši (Oligochaeta) s gustoćom od 4380 jed. m^{-2}, dok su ličinke trzalaca (Diptera, Chironomidae) dominirale na dubini od 1 m (2452 jed. m^{-2}) i 1,2 m (2444 jed. m^{-2}). Ukupna gustoća tulara (Trichoptera) pravilno je rasla s dubinom od minimalnih 0 jed. m^{-2} na dubini od 0,2 m do maksimalnih 256 jed. m^{-2} na dubini od 1,2 m. Rakovi ljuskari (Ostracoda) zabilježeni su samo na dubini od 0,2 m s gustoćom od 4,0 jed. m^{-2}, vodencvjetovi (Ephemeroptera) su imali maksimalnu ukupnu gustoću na dubini 0,5 m (124 jed.m^{-2}), a puževi (Gastropoda) su imali maksimalnu gustoću na dubini 0,2 m (24 jed. m^{-2}). Jednakonožni rakovi (Isopoda) imali su veće ukupne gustoće na većim dubinama pri čemu je na dubini 0,2 m zabilježena minimalna ukupna gustoća (4 jed. m^{-2}), a maksimalna na dubini od 1,2 m (52 jed. m^{-2}). Rakušci (Amphipoda) nisu zabilježeni niti na jednoj dubini.



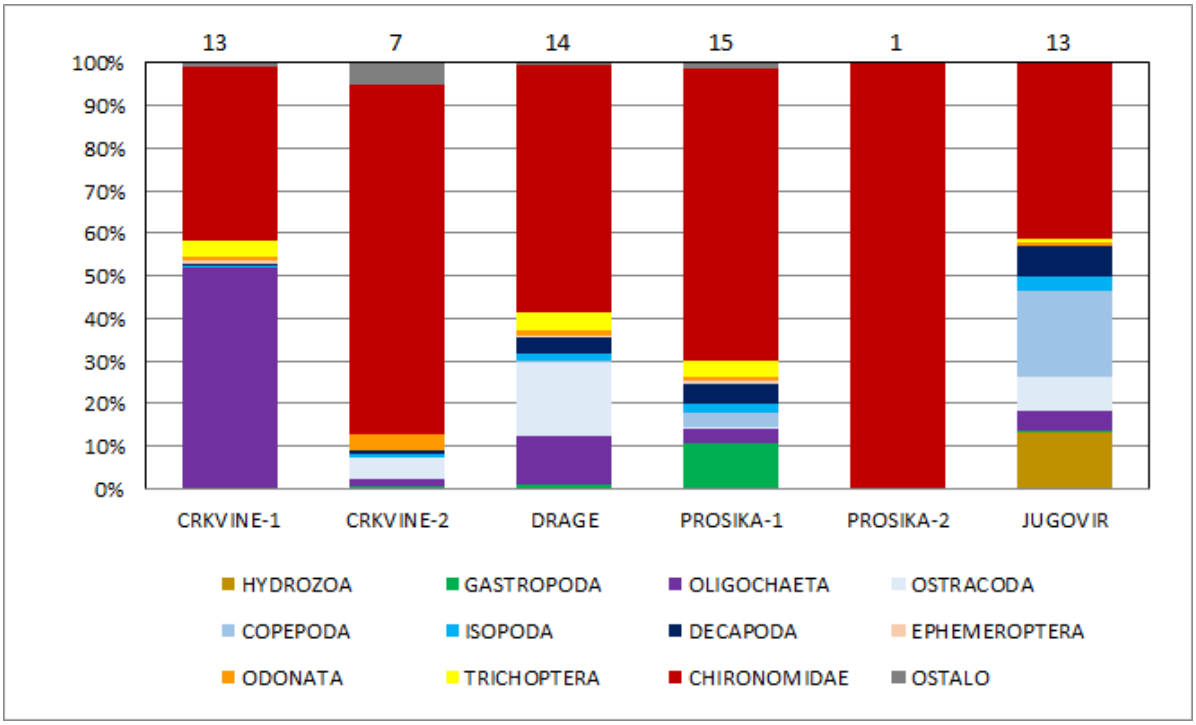
Slika 16. a) Ukupna gustoća svih skupina makrozoobentosa na postaji Crkvine-1 na različitim dubinama u litoralnoj zoni Vranskog jezera u ožujku 2019.g., b) udio pojedinih skupina makrozoobentosa na postaji Crkvine-1 na različitim dubinama.

5.1.7. Sastav i struktura zajednica makrozoobentosa u litoralnom i dubljem dijelu Vranskog jezera

S obzirom da su se kvalitativni i kvantitativni uzorci znatno razlikovali na određenim postajama, pri utvrđivanju sastava i strukture zajednica makrozoobentosa na četiri litoralne i 2 postaje u dubljem dijelu jezera korišteni su sveukupni podaci brojnosti jedinki pojedinih skupina makrozoobentosa (kvantitativni+kvalitativni uzorci) na svim postajama. Grafički su prikazane skupine koje su imale veću brojnost (12 skupina) (Slika 17), dok su skupine s manjim gustoćama na postajama Crkvine-1 (Polychaeta, Diptera-Ceratopoginidae i Hydranchnidia; <55 jed. m^{-2}), Crkvine-2 (Ostracoda; <9 jed. m^{-2}), Drage (Hydranchnidia, Heteroptera, Turbellaria i Diptera-Ceratopogonidae; <11 jed. m^{-2}), Prosika-1 (Turbellaria, Hydranchnidia, Diptera-Ceratopogonidae i Polychaeta; <14 jed. m^{-2}) te Jugovir (Hydrachnidia i Diptera-Ceratopogonidae; < 3 jed. m^{-2}) grupirane pod ostalo.

Najveći broj skupina makrozoobentosa u ožujku 2019. g. zabilježen je na postaji Prosika-1 (15), dok je na postaji Prosika-2 zabilježena samo jedna skupina (Diptera-Chironomidae). Postaje koje su imale jednak broj skupina bile su Crkvine-1 i Jugovir s po 13 skupina, postaja Drage imala je 14 skupina, dok je na postaji Crkvine-2 zabilježeno 7 skupina. Ukupno je u litoralnoj zoni na četiri postaje zabilježeno 17 skupina, dok je na dvije postaje u dubljem dijelu jezera zabilježeno ukupno 7 skupina makrozoobentosa

Na postaji Crkvine-1 najveći udio u sastavu zajednice imali su maločetinaši (Oligochaeta) za razliku od postaje Crkvine-2 na kojoj je zabilježeno upola manje taksonomskih skupina s dominacijom ličinki trzalaca (Diptera, Chironomidae). Postaja Drage je također imala dominaciju trzalaca, ali za razliku od ostalih postaja ovdje je zabilježen veći udio rakova ljuskara (Ostracoda). Postaja Prosika-1 i Prosika-2 imale su dominaciju trzalaca, a na postaji Prosika-1 zabilježen je značajan udio puževa (Gastropoda) u ukupnom sastavu zajednice makrozoobentosa. Postaja Jugovir je također imala najveći udio trzalaca, ali se jasno razlikovala od ostalih postaja po značajnom udjelu hidri (Hydrozoa) te jedinki skupine veslonožaca (Copepoda).



Slika 17. Sastav i struktura zajednice makrozoobentosa na četiri litoralne postaje i dvije postaje u dubljem dijelu Vranskog jezera (Crkvine-2 i Prosika-2) na temelju svih prikupljenih (kvantitativnih i kvalitativnih) uzoraka. Brojevi označavaju ukupan broj skupina zabilježen na svakoj postaji.

6. RASPRAVA

U Mediteranskoj krškoj obalnoj zoni zastupljenost slatkih vodenih tijela poput vodotoka ili jezera je vrlo mala s obzirom na propusnost vapnenačke podloge i dominaciju podzemnih vodotoka u takvim područjima. Takvi uvjeti doprinose povećanoj osjetljivosti površinskih slatkovodnih ekosustava na klimatske promjene te antropogeni utjecaj, prvenstveno zbog smanjenja količine vode te promjena u salinitetu, a posebice ukoliko je slatkovodni sustav povezan direktno s morem kao što je primjer s Vranskim jezerom kod Biograda n/m (Rubinić, 2014). Okolno Vransko polje jedno je od najplodnijih poljoprivrednih površina u srednjoj Dalmaciji, a kako bi se zaštitilo od poplavljivanja, još u 18. st. prokopan je kanal Prosika koji povezuje jezero s morem. Taj kanal dužine 850 m utjecao je na prirodne jezerske fluktuacije (Rubinić i Katalinić, 2014.). Vransko jezero dinamičan je hidrološki sustav koje zbog svoje geomorfologije te ograničene količine vode u jezeru ima pojačan rizik od prodora slane morske vode u jezero (Rubinić i Katalinić, 2014.). Hidrološka mjerenja vodostaja Vranskog jezera prvi put su se počela provoditi 1948. g. te je u razdoblju od 1948. do 2018.g. minimalni vodostaj na hidrološkoj postaji Prosika (početak kanala Prosika na jezerskoj strani) zabilježen 6.8.2012. (SUHO), a maksimum 4.3.2014. g. (235 cm) (http://hidro.dhz.hr/). Godišnji gubitak vode evaporacijom je oko 1660 mm (Katalinić i sur., 2008.). Uslijed niskih vodostaja u jezeru, dolazi do prodora morske vode u jezero kroz prokopani kanal Prosika. Zbog smanjenog dotoka slatke vode u jezero te pojačane evaporacije, u 2008. g. razina vode u jezeru bila je izrazito niska što je rezultiralo prodorom morske vode u jezero te porastom saliniteta jezerske vode (Rubinić i Katalinić, 2014.) Osim 2008. g. veće zaslanjenje uslijed niskih razina vode zabilježeno je i u 2012. g. kada je salinitet na postaji Prosika (P6) iznosio 18,2 ‰ (Žganec, 2017.). Na tri jezerske postaje tijekom najviših vodostaja zabilježenih u 2014. g. salinitet se smanjuje na oko 1 ‰, te jezero ostaje u oligohalinom stanju sve do 2017. g. prilikom čega su vrijednosti saliniteta bile malo iznad 2 ‰. Tijekom 2018. g. salinitet se opet smanjuje na iste vrijednosti (oko 1 ‰) kao i tijekom 2014. g. Postaja Jugovir kroz koji morska voda prodire u jezero je tijekom razdoblja 2011.-2018. g. bilježila minimum od 0,8 ‰ u 2018. g. te maksimum od 37,9 ‰ tijekom 2011. g. (Žganec, 2019.). Zaslanjenje Vranskog jezera odvija se i preko krškog vodonosika kojim je jezero povezano s morem. Zbog ove veze dolazi do promjena u koncentraciji klorida, odnosno elektrovodljivosti. Duži periodi smanjenog dotoka slatke vode u jezero, te istovremeno porasta razine mora, stvaraju opasnost dugotrajnijeg zaslanjivanja jezera koje bi moglo imati

izrazito negativne posljedice na ekosustav jezera, prvenstveno na bioraznolikost (Rubinić, 2014.). Dotoci slatke vode i prodori morske vode kroz podzemlje te kroz kanal Prosika u stalnom su međudjelovanju (Žganec, 2017.). Procjenjuje se da će do kraja stoljeća gubici jezerske vode biti i do 48% što će nedvojbeno uzrokovati niz promjena unutar ekosustava, poput nestanka određenih vrsta koje se ne mogu prilagoditi (Rubinić i Katalinić, 2014.).

Rezultati ovog istraživanja pokazali su određene sličnosti i razlike s prethodnim istraživanjem (Žganec, 2019.) na koje se ovo istraživanje nastavlja. Dobiveni rezultati doprinose utvrđivanju dugotrajnih promjena makrozoobentosa u ovisnosti o fizikalno-kemijskim čimbenicima vode. Postaje na kojima se provodilo istraživanje nalaze se u blizini mjernih postaja P2, P4 i P6 gdje monitoring fizikalno-kemijskih čimbenika vode provode djelatnici Parka prirode, stoga izmjerene vrijednosti saliniteta na ove tri postaje odgovaraju vrijednostima na postajama istraživanim u ovom radu. Prethodnim istraživanjem u razdoblju od 2011.-2018. g. utvrđeno je da je sastav zajednica makrozoobentosa bio znatno drugačiji tijekom 2011. i 2014. g. kada je salinitet bio povišen te su na postajama bili znatno brojniji rakovi redova Amphipoda i Isopoda, dok je u razdoblju od 2016.-2018.g. jezero u oligohalinoj fazi te su tada u zajednici dominirali trzalci (Diptera-Chironomidae), dok su Amphipoda i Isopoda imali vrlo male gustoće. Tijekom ožujka 2019. g. jezero je i dalje u oligohalinoj fazi koje se nastavlja dominacijom trzalaca (Diptera-Chironomidae), dok je brojnost jednakonožnih rakova (Isopoda) mala, a rakušci (Amphipoda) nisu uopće zabilježeni. Nadalje, oligohalini uvjeti utjecali su i na skupine puževa (Gastropoda) koji su u većem broju zabilježeni samo na postaji Prosika-1 (307,2 jed.m^{-2}) dok su na ostalim postajama njihove gustoće bile vrlo niske. Na postajama Prosika-1 i Jugovir postoji najjači utjecaj mora zbog čega su nešto veće vrijednosti saliniteta na ovim postajama vjerojatno glavni razlog drugačijeg sastava zajednica makrozoobentosa. Postaja Jugovir, koja je inače, čak i u oligohalinim uvjetima, povremeno izložena prodoru mora, imala je ukupno 13 pronađenih skupina. S obzirom da niti na ovoj postaji nisu pronađeni rakušci (Amphipoda) izgledno je da su dugotrajni oligohalini uvjeti omogućili pojavu veće gustoće Diptera, a minimalne vrijednosti saliniteta su utjecale na smanjivanje brojnosti rakova (Isopoda i Amphipoda). U ožujku 2019. g. maksimalna ukupna gustoća makrozoobentos zabilježena je na postaji Jugovir a (7840 jed. m^{-2}), a slična gustoća zabilježena je ovdje u ožujku 2011.g. kada je maksimalna ukupna gustoća makrozoobentosa također bila na ovoj postaji (Žganec, 2019). Minimalne ukupne gustoće, kako u ožujku 2019.g. tako i u ožujku 2011. g., zabilježene su na postaji Prosika, no ukupna gustoća makrozoobentosa bila je ipak veća u ožujku 2019.g. (2509 jed.m^{-2}) dok je u ožujku 2011.g. ukupna gustoća makrozoobentosa na toj postaji bila svega 133

jed.m^{-2}. U usporedbi s istim mjesecom iz 2011.g., sve litoralne postaje imale su veće ukupne gustoće makrozoobentosa u ožujku 2019. g. Dok je na svim ostalim postajama u ožujku 2019. g. dominantna skupina bila Diptera, na postaji Crkvine-1 dominirali su maločetinaši (Oligochaeta) sa ukupnom gustoćom od 1973 jed. m^{-2}, a njihova dominacija zabilježena je i u ožujku 2011.g.

Tijekom 2011. g. u jezeru je zabilježeno pet vrsta rakušaca (Amphipoda) te dvije vrste jednakonožnih rakova (Isopoda) na području pritoka te na jezerskim postajama (Žganec, 2017.). U pritocima su dominirali jednakonožni rakovi *Proasellus coxalis* i rakušci *Niphargus dalmatinus/Niphargus sp.*, dok su u jezeru dominirale vrste rakušaca *Echinogammarus stocki* i *Gammarus aequicauda*, te jednakonožni rak *Lekanesphaera hookeri*, a najveći broj od ukupno šest vrsta zabilježen je na postaji Prosika. Tijekom 2014. g. na svim litoralnim jezerskim postajama dominirali su jednakonožni rakovi *L. hookeri* (Isopoda) te rakušac *E. stocki*, dok tijekom 2016. g. na postaji Crkvine nisu uopće zabilježeni rakovi, a na postajama Drage, Prosika i Jugovir su imali malu brojnost. Deseteronožni rakovi (Decapoda) zabilježeni su u rujnu 2016. g. na postaji Lateralni kanal te na postaji Glavni kanal dok u jezeru nisu bili pronađeni (Žganec, 2017.). U ožujku 2019. g. rakovi iz reda Isopoda zabilježeni su na svim istraživanim postajama osim na postaji Prosika-2, dok rakušci (Amphipoda) nisu zabilježena niti na jednoj postaji. Skupina Decapoda (kozica *Palaemon antennarius*) pojavila se na svim litoralnim postajama u ožujku 2019. g., a najveću brojnost je imala na postaji Drage i Jugovir. Pojava ovih rakova u većem broju u jezeru tek 2019. g. (Žganec, 2017., 2019.) ukazuje da oni mogu biti izvrsni indikatori da je jezero u dugotrajnoj oligohalinoj fazi koja je potrebna da bi bila uspješna kolonizacija ove skupine u jezeru.

Znatno više skupina pronađeno je u obalnoj (litoralnoj) zoni jezera nego u dubljem dijelu jezera, što je i očekivano, s obzirom da u dubljem dijelu jezera prevladava mulj te je koncentracija kisika smanjena, uvjetujući opstanak vrsta koje se mogu prilagoditi na nepovoljne okolišne uvjete. Dominacija Diptera u dubljem dijelu jezera na obje postaje opravdava se pretpostavkom da su jedinke ove skupine otpornije na okolišne uvjete, odnosno lakše se prilagođavaju na uvjete sa niskim koncentracijama kisika u vodi (Yildiz i sur., 2015.). Markogianni i sur. (2014.) proveli su istraživanje na jezeru Koumoundourou u Grčkoj na litoralnim postajama i u sredini jezera te su zaključili kako je cjelokupna zajednica u jezeru jako siromašna sa samo tri pronađene skupine, a značajan udio u sastavu činila je skupina Diptera tako ukazujući na anoksične uvjete jezera. Još jedan važan razlog koji uvjetuje brojnost vrsta je pokrivenost dna makrofitima. Solimini i sur. (2003.) proučavali su zajednice makrozoobentosa na različitim staništima: stanište bez vegetacije, stanište na kojem su biljke

ukorijenjene u dno jezera, a stabljike se nalaze na površini vode predstavljajući litoralni dio jezera i dublji dio jezera. Zaključili su kako su litoralni i dublji dio jezera, na kojima je postojala vegetacija, imali ne samo veću bioraznolikost nego i ukupnu produkciju zajednica makrozoobentosa. Ovaj rezultat opravdan je činjenicom da je u staništima bez makrofita, povećana zamućenost vodenog stupca te je smanjena dostupnost svjetlosti u dublje dijelove jezera pa je makrozoobentosn jače izložen utjecaju predatora, odnosno riba. U istraživanju koje su proveli Mrakovčić i sur. (2004.), pronađeno je ukupno šest skupina makroskopskih beskralježnjaka na sedam istraživanih postaja u dubljoj (ne-litoralnoj) zoni jezera s dominacijom ličinki trzalaca (Chironomidae, Diptera) na većini postaja, izuzev jedne postaje na kojoj su dominirali maločetinaši (Oligochaeta). Nasuprot tome, tijekom ovog istraživanja zabilježeno je ukupno 17 skupina makrozoobentosa u Vranskom jezeru, od čega ukupno 7 skupina u dubljem dijelu jezera. Uz znatno više pronađenih skupina u litoralnoj zoni, također su zabilježene i veće ukupne gustoće makrozoobentosa negoli u dubljem dijelu jezera. Tijekom 2003. g. u dubljem dijelu jezera raspon ukupne gustoće trzalaca (Diptera) je bio između minimalnih 50 jed.m^{-2} i maksimalnih 2000 jed.m^{-2}, a skupina maločetinaša (Oligocaheta) je imala raspon gustoće od minimalnih 25 jed.m^{-2} do maksimalnih 1900 jed.m^{-2}. Skupina Ostracoda je tijekom 2003. g. imala raspon gustoće od minimalnih 50 jed.m^{-2} do maksimalnih 400 jed.m^{-2}, dok su skupine Trichoptera, Coleoptera i Odonata bilježile male ukupne gustoće (25 jed.m^{-2}). Tijekom ožujka 2019. g. skupine Trichoptera, Coleoptera i Odonata nisu zabilježene u dubljem dijelu jezera. Moguće je da su promjene koje su se desile u međuvremenu, odnosno kada su nastupila razdoblja povišenog saliniteta u jezeru tijekom 2008., 2011. i 2012. g., utjecale na promjenu sastava zajednica u dubljem dijelu jezera, no s obzirom da su tijekom ovog istraživanja uzroci prikupljeni samo na dvije postaje i samo u jednom mjesecu, to nije dovoljno kako bi se ova mogućnost mogla sa sigurnošću potvrditi. Svakako su potrebna daljnja istraživanja na postajama koje su istraživali Mrakovčić i sur. kako bi se moglo odgovoriti na pitanja zašto je došlo do razlike u sastavu i gustoćama zajednica.

Sastav zajednica je u litoralnom dijelu jezera na postaji Crkvine-1 bio različit na različitim dubinama. Na dubini od 0,8 m zabilježena je najveća ukupna gustoća makrozoobentosa, a minimalna ukupna gustoća je bila na dubini od 0,2 m. Ličinke trzalaca (Diptera) su dominirale na većim dubinama (1m i 1,2 m), dok su maločetinaši (Oligochaeta) dominirali na dubini od 0,8 m. Skupina tulara (Trichoptera) imala je pravilan rast s dubinom, pa je njihova najveća ukupna gustoća bila na dubini od 1,2 m, a minimalna na dubini od 0,2 m. Babler i sur. (2008.) zaključuju da je skupina Diptera (Chironomidae) važna komponenta

litorala, ali i dubljeg dijela jezera, te da ukupne gustoće trzalaca rastu s dubinom što je i ovo istraživanje potvrdilo. Isti autori zaključuju kako gustoća makrozoobentosa opada s dubinom, najvjerojatnije zbog ograničenosti povoljnog staništa, nejednake distribucije resursa te stresa zbog nepovoljnih abiotičkih čimbenika koji se javlja s promjenom dubine. Također, navode da je ukupna produkcija te gustoća makrozoobentosa veća u litoralu vjerojatno i zbog viših koncentracija otopljenog kisika. S obzirom da u litoralu postoje različita mikrostaništa s različitim vrstama beskralježnjaka koji obitavaju na tim staništima, promjene razine vode u jezeru može izravno utjecati na određene vrste plićeg dijela koje se ne mogu prilagoditi drukčijem staništu pri većim dubinama. Primjerice, Brauns i sur. (2008.) su naveli da skupina Odonata ima najveće ukupne gustoće u eulitoralu odnosno na dubini do 0,2 m, čime se nalazi u opasnosti uslijed porasta razine vode, a vrlo vjerojatno može doći i do nestanka vrste iz takvog jezerskog sustava zbog nemogućnosti prilagodbe na dublja staništa. Czachorowski (1989.) za skupinu Trichopera navodi da je najveći broj vrsta zabilježen na dubini od 0,5 m, dok je najveća ukupna gustoća jedinki zabilježena na dubini do 0,2 m, a na dubinama preko 1 m njihova brojnost opada. Jedan od glavnih razloga koji uvjetuju distribuciju tulara (Trichoptera) u litoralnom pojasu je dostupnost hrane, pa je njihova gustoća veća na staništima sa bujno razvijenom vegetacijom. Još jedan od razloga takve distribucije su sezonske migracije juvenilnih i odraslih jedinki tulara (Trichoptera). Juvenilne jedinke u zimskom periodu migriraju u dublje dijelova, dok tijekom proljeća sukladno njihovom stadiju razvijenosti migriraju prema litoralu. Neke vrste koje obitavaju u manjim vodenim sustavima, prezimljuju u litoralu jer su razvile biološke prilagodbe na uvjete poput niskih temperatura ili pak smrzavanja. S obzirom da je ovo istraživanje provedeno krajem ožujka, što je ujedno i kraj zimskog perioda, ovakva distribucija tulara (Trichoptera) može biti objašnjena sezonskim migracijama te većom dostupnošću hrane u litoralu u proljeće.

Vransko jezero predstavlja slatkovodni mediteranski ekosustav koje zbog svoje male dubine i česte pojave vjetrova nema razlike u slanosti vertikalnog stupca. Unatoč tome, nepovoljni uvjeti poput dužih razdoblja suša te niskih vodostaja dovode do prodora morske vode u jezero prirodno kroz vapnenački greben između mora i jezera i umjetno prokopanog kanal Prosika uzrokujući zaslanjivanje jezera. Zaslanjivanje jezera predstavlja veliku prepreku za jezersku biotu koja je prilagođena na uvjete niskog saliniteta (<1-2 ‰) pa određenim vrstama koje se ne mogu prilagoditi oscilacijama slanosti, prijeti opasnost od nestajanja. Takav potencijalni ishod uzrokuje stvaranje viška organske tvari u jezeru, pospješujući stupanj trofije jezera, što na samom kraju dovodi do degradacije cjelokupnog jezerskog ekosustava.

7. ZAKLJUČAK

Provedenim istraživanjem u ožujku 2019. g. utvrđen je sastav i struktura zajednica makrozoobentosa na ukupno šest postaja u Vranskom jezeru. Od ukupno šest istraživanih postaja, četiri postaje smještene su u obalnoj (litoralnoj) zoni, a preostale dvije nalaze se u dubljem dijelu Vranskog jezera. Kvantitativni i kvalitativni uzorci makrozoobentosa na postajama u litoralu su prikupljani pomoću ručne bentos mreže, dok su na dvije postaje u dubljem dijelu jezera uzorci prikupljeni pomoću Ekmanovog grabila, a osnovni fizikalno-kemijski čimbenici vode mjereni su WTW sondom.

Ovim istraživanjem zaključili smo da je zajednica makrozoobentosa Vranskog jezera kod Biograda n/m u oligohalinoj fazi s dominacijom ličinki trzalaca (Chironomidae, Diptera) te niskim gustoćama rakova (Isopoda i Decapoda). Samo je na najsjevernijoj postaji Crkvine-1 zabilježena dominacija maločetinaša (Oligochaetae).

Također smo zaključili kako su južnije postaje Prosika-1 i Jugovir imale različiti udio pojedinih skupina u sastavu zajednica od sjevernijih postaja jezera koje nisu pod utjecajem mora. Dugoročne promjene zajednica čini se da najviše ovise o promjenama saliniteta u jezeru, ali prisutno je određeno vremensko zaostajanje promjene zajednica u odnosu na promjene saliniteta u jezeru.

Nadalje, male gustoće određenih skupina poput rakova Isopoda i nestanak jedinki Amphipoda te izrazita dominacija ličinki trzalaca u cijelom jezeru navode na zaključak da je jezero u dugotrajnijem razdoblju smanjenog saliniteta u jezeru koje traje još od 2014.g.

Usporedbom sastava i strukture zajednica makrozoobentosa u litoralu i u dubljem dijelu Vranskog jezera zaključili smo da je u litoralu znatno veća raznolikost makrozoobentosa nego u dubljem dijelu jezera, pri čemu su u litoralu opažene određene promjene zajednica s dubinom.

Pogodnost upotrebe zajednica makrozoobentosa za monitoring promjene saliniteta i ekološkog stanja jezera potrebno je odrediti kroz naknadna istraživanja u kojima će se provesti detaljnija analiza zajednica (do nižih taksonomskih nivoa) posebice u uvjetima ponovnog povećanja saliniteta jezera tijekom sušnih godina.

8. LITERATURA

1. Alexakis, D., Kagalou, I., Tsakiris G. (2012.) Assessment of pressures and impacts on surface water bodies of the Mediterranean. Case study: Pamvotis Lake, Greece. Envir Earth Sci DOI 10.1007/s12665-012-2152-7
2. Andrić, I., Bonacci, O., Jukić, B. (2017.) Hidrološka mjerenja na Crvenom jezeru u razdoblju od 28. rujna do 10. rujna 2015., Hrvatske vode, 25(2017) 102, 253 - 258.
3. Babler, A. L., Solomon C. T., Schilke P. R. (2008.) Depth-specific patterns of benthic secondary production in an oligotrophic lake. Journal of the North American Benthological Society. 27(1): 108-119.
4. Balian, E.V., Segers, H., Leveque, C., Martens, K. (2008.) The freshwater Animal diversity assessment: an overview of the results. Hydrobiologia vol. 595: 627-637.
5. Bekioglu M., Romo S., Kagalou I., Quintana X., Becares E. (2007.) State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. Hydrobiologia. vol. 584. 317.-326.
6. Beran, L., Lajtner, J. (2013.) Aquatic molluscan fauna (Mollusca: Gastropoda, Bivalvia) of Vrana lake Nature Park. Natura Croatica
7. Bonada, N., Doledec, S. (2005.) Comparing community trait patterns of macroinvertebrates in Mediterranean and temperate regions. Blackwell Publishing Ltd, Global Change Biology, vol. 13., 1658-1671.
8. Brauns, M., Garcia, X.-F., Pusch M. T. (2008.) Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. Hydrobiologia 613: 5-12
9. Bronmark C. I Hansson L.A. (2005.) The biology of lakes and Ponds; Second Edition: United States; ebook, 68., 144., 207.- 210.str.
10. Chao, B. F. (1995.) Anthropogenic impact on global geodynamics due to reservoir impoundment. Geophysical Research Letters. Vol. 22, 3529-3532.
11. Christner, B.C., Royston-Bishop, G., Foreman, C.M., Arnold, B. R., Tranter, M., Welch, K. A., Berry Lyons, W., Tsapin, Alexandre, I., Studinger, M., Priscu, J.C. (2006.) Limnological conditions in Subglacial Lake Vostok, Antarctica. Limnol. Oceanogr. vol. 51. br.6, 2485–2501
12. Collen B., Whitton, F., Dyer, E.E., Baillie, J.E.M., Cumberlidge, N., Darwall, W.R.T., Pollock, C., Richman, N.I., Soulsby A.-M., Bohm, M. (2014.) Global patterns of

freshwater species diversity, threat and endemism. Global Ecology and Biogeography vol. 23., 40-51.

13. Czachorowski, S. (1989.) Vertical distribution of Trichoptera in three Masurian Lakes – Results of preliminary studies. Polskih Archiwum Hydrobiologii. Vol. 36. No. 3. 351-358
14. Davis J., O'Grady A. P., Dale A., Arthington A. H., Gell P.A., Driver P. D., Bond N., Casanova M., Finlayson M., Watts R.J., Capon S.J., Nagelkerken I., Tingley R., Fry B., Page T.J., Specht A. (2015.) When trends intersect: The challenge of protecting freswater ecosystems under multiple land use and hydrological intensification scenarios. Science of the Total Enviroment – Elsevier 1-14.
15. Della Bella, V., Mancini L. (2009.) Freshwater diatom and macroinvertebrate diversity of coastal permanent ponds along a gradient of human impact in a Mediterranean eco-region. U: Pond Conservation in Europe. Developments in Hydrobiology 210, vol 210. Springer, Dordrecht
16. Direktiva vijeća 92/43/EEZ od 21.svibnja 1992. o očuvanju prirodnih staništa i divlje faune i flore. Službeni list europskih zajednica L 206/7
17. Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata Z.-I., Knowler, D.J., Leveque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A. (2006.) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biol. Rev., vol.81., 163-182.
18. Fengzhi H., Zarfl C., Bremerich V., David J. N. W., Hogan Z., Kalinkat G., Tockner K., Jahnig S. C. (2019.) Global Change Biology. vol., 2019(00), 1.-10.
19. Free G., Solimini A., Rossaro B., Marziali L., Giacchini R., Paracchini B., Ghiani M., Vaccaro S., Gawlik B. M., Fresner R., Santner G., Schonhuber M., Cardaso A.C. (2009.) Modelling lake macroinvertebrate species in the shallow sublittoral: relative roles of habitat, lake morphology, aquatic chemistry and sediment composition. Hydrobiologia vol. 633. 123.-136.
20. Gligora, M., Plenković-Moraj, A., Kralj, K., Grigorszky, I., Peroš-Pucar, D. (2007.) The relationship between phytoplankton species dominance and environmental variables in a shallow lake (Lake Vrana, Croatia). Hydrobiologia, vol: 584, 337.-346.
21. Grill G., Lehner B., Thieme M., Geenen B., Tickner D., Antonelli F., Babu S., Borelli P., Cheng L., Crochetiere H., Ehalt Macedo H., Filgueiras R., Goichot M., Higgins J., Hogan Z., Lip B., McClain M.E., Meng J., Mulligan M., Nilsson C., Olden J.D., Opperman J.J., Petry P., Reidy Liermann C., Saenz L., Salinas-Rodriguez S., Schelle

P., Schmitt R. J. P., Snider J., Tan F., Tockner k., Valdujo P. H., van Soesbergen A., Zarfl C. (2019.) Mapping the world's free – flowing rivers. Nature vol. 569., 215.-221.

22. Jeppesen E., Brucet S., Naselli Flores L.,Papastergiadou E.,Stefanidis K., Noges T.,Noges P.,Attayde L.J.,Zohary T.,Coppens J.,Bucak T.,Fernandes Menzenes R., Sousa Freitas F.R., Kernan M., Sondergaard M., Beklioglu M. (2015.) Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. Hydrobiologia, vol. 750 201–227.
23. Jeppesen E., Meerhoff M., Davidson A.T., Trolle D., Sondergaard M., Lauridsen T.L., Beklioglu M., Brucet S., Volta P., Gonzalez-Bergonzoni I., Nielsen A. (2014.) Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. J.Limnol. 84.-107.
24. Katalinić, A., Zwicker, G., 2 , Brožinčević, A., Peros-Pucar, D., Rubinić J. (2008.) Relation between hydrological characteristics and anthropogenic influence in the context of lake protection – case studies of Plitvice Lakes and Vrana Lake in Dalmatia (Croatia). BALWOIS 2008 – Ohrid, Republic of Macedonia – 27.
25. Katalinić, A., Rubinić, J., Buselić G. (2008.) Hydrology of two coastal karstic cryptodepressions in Croatia: Vrana Lake vs Vrana Lake. Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference: 732-743
26. Kovačević, T. (ur.) (2019.) Plan upravljanja Nacionalnim Parkom Plitvička jezera 2019. – 2028. Plitvička jezera. Javna ustanova Nacionalnog parka Plitvička jezera
27. Lajtner J. (2012.) Istraživanja slatkovodne malakofaune Parka prirode „Vransko jezero“. Konačni izvještaj. Sveučilište u Zagrebu, Prirodoslovno matematički fakultet, Biološki odsjek, Zagreb, 1-32.
28. Likens G.E. (2009.) Inland waters U: Encyclopedia of inland waters, Elsevier - Academic Press, New York, USA: 1-5.ž
29. Markogianni V., Dimitriou, E., Karaouzas I. (2014.) Water quality monitoring assessment of an urban Mediterranean lake facilitated by remote sensing applications. Environ Monit Assess. 186:5009-5026 DOI 10.1007/s10661-014-3755-0
30. Mehner, T., Benndorf, J., Kasprzak, P., Koschel R. (2002.) Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. Freshwater Biology Vol. 47, 2453-2465.

31. Meijer, M.- L., de Haan, M.W., Breukalaar A.W., Buiteveld H. (1990.) Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? Hydorbiologia vol. 200- 201 303.-315.
32. Mrakovčić M. (ur.), Mišetić, S., Plenković-Moraj, A., Grilca, J.R., Mihaljević, Z., Ćaleta, M., Mustafić, P., Kerovec, M., Pavlinić, I., Zanella, D., Buj, I., Brigić, A., Gligora, M. i Kralj, K. (2004.) Kategorizacija i inventarizacija floristićkih i faunističkih vrijednosti Parka prirode "Vransko jezero". Sveučilište u Zagrebu, Prirodoslovno-matematički fakultet, Biološki odsjek, Zagreb str 65.
33. Narodne novine. 2010. Odluka o Popisu voda I. reda
34. Piria, M., Rathman M., Mlađenović M. (2004.) Sastav makoskopskih beskralježnjaka potoka Blizneca, te Drugog i Trećeg Maksimirskog jezera. Ribarstvo, 62, (2) 59.-71.
35. Popijač, A. (2003). Makrozoobentos i trofička obilježja akumulacija Jezero i Ponikve na otoku Krku. Magistarski rad. Prirodoslovno-matematički fakultet sveučilišta u Zagrebu 106.str.
36. Reid A. J., Carlson A. K., Creed I. F., Eliason E. J., Gell P. A., Johnson P. T. J., Kidd K. A., MacCormack T. J., Olden J. D., Ormerod S. J., Smol J. P., Taylor W. W., Tockner K., Vermaire J.C., Dudgeon D., Cooke S. J. (2019.) Emerging threats and persistant conservation challenges for freshwater biodiversity. Biological Reviews 94, 849 – 873.
37. Ricciardi A. i Rasmussen J. B. (1999.) Extinction rates of North American freshwater fauna. Conservation Biology. Vol. 13, No. 5. 1220 – 1222
38. Rubinić J. (2014.) Vodni režim Vranskog jezera u Dalmaciji i klimatski utjecaji, Građevinski fakultet sveučilišta u Rijeci, Rijeka, 223 str.
39. Rubinić, J., Katalinić, A. (2014.) Water regime of Vrana Lake in Dalmatia (Croatia): changes, risks and problems. Hydrological Sciences Journal ISSN:2150-3435
40. Schefer, M. i van Nes, E. H. (2007.) Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. Hydrobiologia vol. 584., 455.-466.
41. Scheffer, M. (1998.) Ecology of shallow lakes. Kluwer Academic Publishers, ebook
42. Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M-L., Moss, B., Jeppesen, E. (1993.) Alternative Equilibria in Shallow Lakes. Trends in Ecology and Evolution. vol.8. no.8. 275.-279.
43. Slavikovski, A., Temunović, M. (2012.) Istraživanje makroskopskih beskralješnjaka kao pokazatelja kvalitete vodenih staništa Parka prirode „Vransko jezero". Konačni izvještaj. Udruga za biološka istraživanja – BIOM. Zagreb, 1-44.

44. Solimini, A.G., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L. i Cardoso, A.C. (2006.) Using Benthic Macroinvertebrates to Assess Ecological Status of Lakes Current Knowledge and Way Forward to Support WFD Implementation. European Communities. Italy
45. Solimini, A.G., Ruggiero, A., Bernardini, V., Carchini, G. (2003.) Temporal pattern of macroinvertebrate diversity and production in a new man made shallow lake. Hydrobiologia 506–509: 373–379.
46. Suske, W., Mountford, O., Prtenjača, I., Katalinić, A., Pintur, G., Rogić, D., Ćuže, M., Zubak, I. (2010.) Plan upravljanja Parkom prirode Vransko jezero. Biograd. Javna ustanova Parka prirode Vransko jezero
47. Tanocki Z., Crljenko I. (2011.) Jezera Hrvatske, Zagreb, Školska knjiga, str. 23.
48. Trigal, C., Garcia-Criado, F., Fernandez-Alaez, C. (2009.) Towards a multimetric index for ecological assessment of Mediterranean flatland ponds: the use of macroinvertebrates as bioindicators. Hydrobiologia vol. 618., 109–123.
49. Uitto J. I. (2001.) Global freshwater resources. U: World forests, markets and policies. World Forests, Springer, Dordrecht Societies and enviroments, vol 3., 47-58.
50. UNESCO - WWAP (UNESCO World Water Assessment Programme). (2019.) The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind. UNESCO, Paris
51. Wantzen, K.M., Rothhaupt, K.O., Mortl, M., Cantonati, M., Toth, L. G., Fischer, P. (2008.) Ecological effects of water - level fluctuations in lakes: an urgent issue. Hydrobiologia vol. 613., 1.–4.
52. Waterkeyn, A., Grillas, P., Vanschoenwinkel, B., Brendonck, L. (2008.) Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. Freshwater Biology vol. 53., 1808.–1822.
53. Willams, A.E. (2005.) The Theory of Alternative Stable States in Shallow Lake Ecosystems. Research Gate
54. Yildiz, S., Ozbek, M., Tasdemir, A., Topkara, E. T. (2015.) Assessment of a Shallow Montane Lentic Ecosystem (Lake Golcuk, Izmir, Turkey) Using Benthic Community Diversity. Ekoloji. 24, 97, 1-13
55. Žganec, K. (2017.) Zajednice rakova (Malacostraca) kao bioindikatori zaslanjivanja u Vranskom jezeru i njihova primjena za određivanje ekološki prihvatljivih protoka i razina vode u jezeru, Konačni izvještaj. Ekološka udruga „Emys“, Zagreb, 67.str.

56. Žganec, K. (2019.) Praćenje promjena makozoobentosa u litoralu Vranskog jezera. Ekološka udruga „Emys“, Zagreb, 30.str.
57. http://hidro.dhz.hr/ (pristupljeno 4.3.2020.)
58. http://www.pp-vransko-jezero.hr/hr/info-centar-prosika/ (pristupljeno 7.11.2019.)
59. https://science.howstuffworks.com/environmental/earth/geophysics/question157.htm (pristupljeno 14.09.2019.)
60. https://www.zabok-ribolov.com/cro-bass liga/index.php?option=com_content&view=article&id=181&Itemid=154 (pristupljeno 15.11.2019.)
61. www.wikipedia.hr (pristupljeno 16.11.2019.)