

UNIVERZITET U BEOGRADU
POLJOPRIVREDNI FAKULTET

Željka Lj. Rudić

**FAKTORI POGORŠANJA KVALITETA VODA
PLITKIH PANONSKIH JEZERA
I NJIHOV DOPRINOS EKOLOŠKOM RIZIKU**

doktorska disertacija

Beograd, 2015.

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF AGRICULTURE

Željka Lj. Rudić

**FACTORS OF WATER QUALITY
DEGRADATION IN SHALLOW
PANNONIAN LAKES AND THEIR
CONTRIBUTION TO ECOLOGICAL RISK**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2015

Mentor:

Dr Vera Raičević, redovni profesor, Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet

Članovi komisije:

Dr Vesna Pajić, docent, Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet

Dr Zorana Naunović, vanredni profesor, Univerzitet u Beogradu, Građevinski fakultet

Dr Enike Gregorić, docent, Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet

Dr Igor Kljujev, docent, Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet

Datum odbrane:

Želim da izrazim veliku zahvalnost na podršci, razumevanju i motivaciji mentoru prof. dr Veri Raičević i direktoru mr Miletu Božiću.

Zahvaljujem se članovima komisije na svim konstruktivnim savetima i predlozima.

Posebnu zahvalnost dugujem Javnom preduzeću "Palić-Ludaš", kao i Javnom komunalnom preduzeću "Vodovod i kanalizacija" Subotica, što su mi omogućili rad na terenu i uzimanje uzoraka za analizu na sistemima i objektima kojima upravljaju.

Zahvaljujem se svim koleginicama i kolegama zaposlenim u Zavodu za hidrotehničke melioracije i laboratorijama Instituta „Jaroslav Černi“ na pomoći.

Za praktičnu i efikasnu pomoć posebno sam zahvalna Bojani Vujović i mojim kolegama iz Zavoda za hidrotehničke melioracije Instituta „Jaroslav Černi“ Snežani Radonjić, Dmitrović, Tanji Arizanović, Jeleni Božić, Dragiši Steviću, Miodragu Rankoviću, Milošu Simidžiji i Goranu Nikoliću.

Za nesebičnu pomoć i podršku sam posebno zahvalna mojim dragim koleginicama Aleksandri Cesnak i Ivani Spasojević.

Za očuvanje dobrog duha i zdravog razuma u trenucima krize sam posebno zahvalna mojoj braći Miloradu, Vasiliju, Jovanu i Slavici Rudić.

Faktori pogoršanja kvaliteta voda plitkih panonskih jezera i njihov doprinos ekološkom riziku

REZIME

Jezera predstavljaju prirodna staništa za divlje životinje, floru i faunu, često i za mnoge ugrožene vrste, i imaju značajnu ulogu za čovečanstvo kao izvor vode za piće, u poljoprivredi za navodnjavanje, zatim za ribarstvo, edukaciju, turizam, itd. Plitka polimiktična jezera su rasprostranjena u mnogim regionima, čak više od dubokih jezera, i od velike su važnosti posebno u gusto naseljenim područjima.

Danas je eutrofikacija kritičan problem koji narušava kvalitet površinskih voda (posebno u jezerima i akumulacijama). Antropogena ili veštačka eutrofikacija (prekomeren rast i razmnožavanje biljaka koji su posledica ljudskih aktivnosti) je primarni problem sa kojim se danas suočava mnogo površinskih voda. Antropogena eutrofikacija je posledica i fekalnog zagađenja, pa se često paralelno pojavljuje i problem nezadovoljavajućeg kvaliteta vode sa sanitarnog aspekta.

Obezbeđenje nutrijentima može direktno ili indirektno da ograniči metaboličke aktivnosti heterotrofnih mikroorganizama. Eutrofikacija može i indirektno da utiče na brojnost patogena, tako što utiče na brojnost i distribuciju njihovih domaćina i prenosilaca bolesti (vektora). Potencijalne veze između patogena i dostupnosti hranljivih materija mogu da imaju važan uticaj na sam sistem upravljanja zaštitom zdravlja u onim područjima, gde se na jezerima i morima ili okeanima regularno obavljaju sportsko rekreativne aktivnosti u ili na vodi. Na prostorima Republike Srbije je registrovan problem antropogene eutrofikacije u mnogim vodnim telima.

Procena rizika predstavlja danas glavni alat koji se koristi u okviru politike očuvanja zdrave životne sredine na lokalnom, nacionalnom i međunarodnom nivou, kao sredstvo za određivanje prioriteta. Ekološki rizik se može izraziti kao verovatnoća da će se određena ekološka opasnost dogoditi, korišćenjem metoda koje je kvantifikuju u

određenom vremenskom periodu. Procena ekološkog rizika ima višestruku primenu, i to ne samo u analizi dejstva toksičnih agenasa, već i u definisanju kriterijuma kvaliteta vode, poput preporučenog sadržaja nutrijenata. Umesto eksperimentisanja nad realnim sistemom u cilju dobijanja određenih saznanja koriste se računski modeli, čiji rezultati ne treba da reprodukuju stvarnost u potpunosti, već da iskažu deo strukture ili ponašanja realnog sistema. Modeli se mogu grupisati u dve glavne kategorije: statističke i dinamičke modele.

Značajna uloga ekoloških i mikrobioloških modela nije samo u proceni rizika od različitih vrsta zagađujućih materija, već i u proceni promena u vodnom ekosistemu koje mogu da nastanu kao posledica promene klime, i uspešnosti remediacionih mera. Kalibrisani model akvatičnog ekosistema čija je ravnoteža narušena, može da posluži kao osnova za testiranje različitih remediacionih strategija.

Paličko i Ludaško jezero su plitka panonska jezera na severoistoku Bačke, čiji je hidrološki režim značajno narušen hidromelioracionim radovima u okruženju, eksploatacijom podzemnih voda i razvojem kanalizacione mreže i izgradnjom postrojenja za prečišćavanje otpadne vode čiji je recipijent postalo Paličko jezero. Izlivanje efluenta u jezero povećava koncentraciju biogenih soli, što prouzrokuje hiperprodukciju organske materije u odnosu na neko prirodno ravnotežno stanje. Osnovni problemi Paličkog i Ludaškog jezera su neadekvatan kvalitet vode za prihranjivanje i velika količina sedimenta bogatog organskim materijama, koji uzrokuju ubranu eutrofikaciju. Posledice su narušen biodiverzitet, povremeni pomori ribe, kao i nedovoljno dobar mikrobiološki kvalitet vode.

Cilj ovog rada je kvantifikacija pojedinih faktora zagađenja i njihov odnos sa prirodnim elementima plitkih panonskih jezera i njihov doprinos ekološkom statusu proučavanog područja. Polazeći od činjenice da poljoprivredne površine uglavnom naležu na samu obalu jezera, cilj ovih istraživanja je kvantifikacija uticaja poljoprivrede na ekološki status vodnih tela. Razvijanje i primena tehnika za ocenu rizika je od posebnog značaja obzirom da plitka jezera predstavljaju veoma osetljive vodne sisteme i sa aspekta ekološkog i mikrobiološkog rizika još uvek su nedovoljno proučena.

Uzorkovanje vode i sedimenta za hemijske i mikrobiološke analize je vršeno na 7 lokacija (5 za sediment) u okviru zaštićenog područja, od toga 3 na Paličkom jezeru, 2

na kanalu „Palić-Ludaš“ i 2 na Ludaškom jezeru. Uzimani su i uzorci vode iz efluent kanala Postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda grada Subotice.

Mikrobiološki kvalitet vode i sedimenta je procenjivan na osnovu prisustva i broja ukupnih i fekalnih koliformnih bakterija, enterokoka, *Escherichia coli*, ukupnih aerobnih heterotrofa, fakultativnih oligotrofa. Hemijski kvalitet vode i sedimenta je procenjen na osnovu pokazatelja organoleptičkih osobina, kiselosti, alkalnosti, kiseoničnog režima, mineralizacije, biogenih sadržaja. Produktivnosti jezera je procenjena na osnovu hlorofila *a*.

Rezultati analiza potvrđuju efikasnu autopurifikaciju oba jezera, međutim sadržaj nutrijenata u vodi je i dalje veoma visok, a ako se tome doda i sadržaj ukupnog azota i fosfora u sedimentu, jasno je da je reč o velikom opterećenju koje dovodi do narušavanja stabilnosti vodenog ekosistema. Mikrobiološkim ispitivanjem vode i sedimenta konstatovno je prisustvo *E. coli* i enterokoka u gotovo svim uzorcima.

Od svih posmatranih lokacija na Palićkom i Ludaškom jezeru, severni deo Ludaškog jezera ima najlošije hemijske i mikrobiološke osobine, što je moguća posledica ulivanja kanala „Palić-Ludaš“ u relativnoj blizini mesta uzorkovanja. Od tri lokacije na Palićkom jezeru, sa sanitarnog aspekta najbolje se može oceniti Muški štrand. Sveukupno kraj kanala „Palić-Ludaš“ ima najlošije ocenjen kvalitet vode, a sediment je opterećen visokim sadržajem organske materije, kao i izuzetno visokim koncentracijama indikatora fekalnog zagađenja.

Jedan od ciljeva ovog istraživanja je razvijanje modela kojim bi se na osnovu lako merenih parametara dobila informacija o potencijalnom mikrobiološkom riziku ili riziku od hiperprodukcije biomase, s obzirom da se radi o eutrofnim jezerima. Svrha modela je preliminarna ocena kvaliteta jezerske vode, na nivou detekcije rizika (visok ili nizak). Razvijena su dva modela rizika primenom diskriminantne analize: model hiperprodukcije biomase i model mikrobiološkog rizika. Oba modela rizika su bazirana na 2 prediktora, pH i temperature. Sveukupna tačnost predviđanja modela je 72% za model rizika od hiperprodukcije biomase i 67% za model mikrobiološkog rizika. Modeli će biti u stanju da tačno predvide rizik od eutrofikacije i mikrobiološke degradacije kvaliteta vode u 2 od 3 slučaja.

Oponašanje dinamike algi pod uticajem promene unosa nutrijenata u Palićkom i Ludaškom jezeru, je postignuto pomoću AQUATOX, v.3. Kalibracija AQUATOX je izvršena za rekreativni deo jezera Palić i severni deo jezera Ludaš, kao kritičnih zona, odnosno najproduktivnijih delova jezera. Kalibrisani modeli ekološkog rizika za uslove predmetnih jezera ukazuju da sediment oba jezera predstavlja veliki izvor nutrijenata, mada su mehanizmi za oslobađanje nutrijenata izuzetno kompleksni. Osim toga sediment značajno utiče na kiseonični režim jezera. Efluent postrojenja za prečišćavanje vode predstavlja značajnije opterećenje u odnosu na difuzne izvore. Rezultat analize osetljivosti sugerise da je model osetljiv na temperaturna ograničenja i pH, pa ih je potrebno precizno definisati. Model bi mogao da bude dobra početna tačka u uspostavljanju ekološkog praga zagađivača. Model može da se upotrebi za indirektnu ocenu efikasnosti budućeg upravljanja jezerima. Naredne analize će odrediti do koje granice je model primenjiv i pouzdan za neke specifične zahteve za procenu rizika i predviđanja koja su povezana sa ekološkim rizikom akvatičnih ekosistema.

Ključne reči: plitka jezera, fekalno zagađenje, eutrofikacija, rizik, diskriminantna analiza, AQUATOX

Naučna oblast: Biotehničke nauke

Uža naučna oblast: Melioracije zemljišta

UDK: 627.17:579.68:581.5(043.3)

Factors of water quality degradation in shallow Pannonian lakes and their contribution to ecological risk

ABSTRACT

Lakes are a natural habitat for wildlife, flora and fauna, often for numerous endangered species, and have an important role for humanity as sources of drinking water, irrigation, fishery, education, tourism, etc. Shallow polymictic lakes are more widely spread in many regions in comparison to deep lakes and are of great importance, especially in densely populated areas.

Eutrophication is a critical problem that deteriorates surface water quality (especially in lakes and reservoirs). Cultural eutrophication (excessive plant growth resulting from nutrient enrichment by human activity) is the primary problem facing most surface waters today. Cultural eutrophication is also a consequence of faecal pollution, so the sanitary water quality is usually affected as well.

The abundance of nutrients may directly or indirectly limit metabolic processes of heterotrophic microorganisms. Eutrophication may indirectly influence the abundance of pathogens, through the influence on the quantity and distribution of the hosts and vectors. The potential relations between pathogens and the availability of nutrients have an important influence on the health management in areas in the vicinity of lakes, seas or oceans, where water recreational activities are regularly practiced. Cultural eutrophication is registered as a problem in many water bodies in the Republic of Serbia.

Risk assessment currently represents the main tool used in the framework of a policy of preserving a healthy environment at the local, national and international levels, as a means of prioritization. Ecological risk can be expressed as the probability of occurrence of a particular environmental hazard, using a method that quantifies the hazard in a certain period of time. Ecological risk assessment has multiple applications,

not only in the analysis of effects of toxic agents, but also in defining water quality criteria, such as the recommended nutrient content. Instead of conducting experiments on real, physical systems in order to obtain certain information, computational models are used; model results are not supposed to reproduce the reality completely, but to express part of the structure or behaviour of the physical system. Models can be grouped into two main categories: statistical and dynamic models.

The important role of environmental and microbial models is not only to assess the risk from different types of pollutants, but also to track changes in aquatic ecosystems, which may occur as a result of climate change, or remediation measures. A calibrated model of an aquatic ecosystem, whose balance is disturbed, can serve as the basis for the estimation of different remediation strategies.

The Palic and Ludas lakes are shallow Pannonian lakes in the northeast of the Backa region, whose hydrological regime is significantly disturbed by land reclamation works in the vicinity, exploitation of groundwater, expansion of the sewerage network and construction of a wastewater treatment plant whose recipient became Lake Palic. The discharge of the effluent into the lake increases the concentration of mineral salts, which causes overproduction of organic matter in relation to a natural equilibrium. The main problems of the Palic and Ludas lakes are inadequate quality of the recharge water and large quantities of deposited sediment rich in organic matter, which cause accelerated eutrophication. The consequences are disturbed biodiversity, occasional fish kills, and inadequate microbiological quality of water.

The aim of this study is the quantification of certain pollution factors and their relationship with the natural elements of the Pannonian shallow lakes and their contribution to the ecological status of the study area. Starting from the fact that agricultural land is situated primarily at the very shore of the lake, the goal of this research is to quantify the impact of agriculture on the ecological status of water bodies. The development and application of techniques for the risk assessment is of particular importance given that shallow lakes are very sensitive water systems and still insufficiently studied from the aspect of ecological and microbiological risk.

Sampling of water and sediment for chemical and microbiological analyzes was carried out at 7 locations (5 for sediment) within the protected area, of which 3 were at Lake

Palic, 2 were at the "Palic-Ludas" channel and 2 were at Lake Ludaš. Effluent samples were also collected from the wastewater treatment plant of the City of Subotica.

The evaluation of the microbiological quality of water and sediment was based on the presence and the number of total and faecal coliform bacteria, enterococci, *Escherichia coli*, total aerobic heterotrophs, facultative oligotrophs. The evaluation of the chemical quality of water and sediment was based on the indicators of physico-chemical characteristics, such as acidity, alkalinity, dissolved oxygen, mineralization, biogenic content. The productivity of the lake was estimated by chlorophyll a content.

The results of the the analyses confirm effective autopurification ability of both lakes, but the content of nutrients in the water remains very high. In addition, the large total nitrogen and total phosphorus load in the sediment lead to an impaired stability of the water ecosystem. The microbiological analysis of water and sediment confirmed the presence of *E. coli* and enterococci in almost all samples.

Of all the surveyed locations at Lake Palic and Lake Ludas, the northern part of Lake Ludas had the worst chemical and microbiological properties: this may be a possible consequence of the inflow of the "Palic-Ludas" channel in the relative vicinity of the sampling point. From the three sampled locations on Lake Palic, the best assessed in terms of microbiological water quality is the Muški Štrand location. Overall, the "Palic-Ludas" channel had the worst rated water quality, and the sediment is loaded with a high organic matter content, as well as extremely high concentrations of faecal pollution indicators in both water and sediment.

One of the goals of this research is to develop a model that would provide information, based on easily measured parameters, about the potential microbiological risks or the risk of overproduction of biomass, given that the studied lakes are eutrophic. The purpose of the model is a preliminary assessment of lake water quality, at the level of risk detection (high or low). Two risk models were developed using discriminant analysis: a model of biomass overproduction and a microbial risk model. Both risk models were based on two predictors, pH and temperature. The overall predictive accuracy is 72% for the of overproduction biomass risk model and 67% for the microbiological risk model, which means that the developed models will be able to

accurately predict the risk of accelerated eutrophication and microbial degradation of water quality in 2 out of 3 cases.

The simulation of algal blooms influenced by the change of nutrient input in Lake Palic and Lake Ludas was achieved using AQUATOX, v.3. Calibration of the AQUATOX model was done for the recreational part of Lake Palic and the northern part of Lake Ludas, which represent critical zones, i.e. the most productive parts of the lakes. The calibrated ecological risk models for existing conditions in the studied lakes indicate that sediment deposited at the bottom of both lakes is an important source of nutrients, although the mechanisms for the release of nutrients are extremely complex. Besides, the sediment has a significant influence on the oxic conditions in both lakes. The wastewater treatment plant effluent discharge has a more significant pollution impact on Lake Palic than non-point pollution sources. The result of the sensitivity analysis suggests that the model AQUATOX is highly sensitive to temperature and pH limitations. The model could be a good starting point for establishing the environmental threshold of pollutants and can be used for indirect estimation of the efficiency of future management of lakes. Subsequent analyses will determine to what extent the model is applicable and reliable for some specific requirements for risk assessment and prediction associated with environmental risk in aquatic ecosystems.

Key words: shallow lakes, faecal pollution, eutrophication, risk, discriminant analysis, AQUATOX

Scientific area: Biotechnical sciences

Scientific subarea: Land reclamation

UDK: 627.17:579.68:581.5(043.3)

SADRŽAJ

I	UVOD	1
II	PREGLED LITERATURE	4
1	Eutrofikacija plitkih jezera	4
2	Patogeni mikroorganizmi u vodnim telima	10
3	Ekološki i mikrobiološki rizik	15
4	Ekološki i mikrobiološki modeli	20
5	Jezera Palić i Ludaš	25
5.1	Istorija jezera i pregled aktivnosti preduzetih u cilju rešavanja problema zagađenja i sanacije jezera.....	27
5.2	Sadašnje stanje.....	32
III	CILJ.....	36
IV	MATERIJAL I METODE.....	37
1	Opšte karakteristike Palićkog i Ludaškog jezera.....	37
1.1	Geološke karakteristike	40
1.2	Zemljišni uslovi	40
1.3	Vodni režim jezera Palić i Ludaš.....	42
1.4	Biološke karakteristike	46
2	Lokaliteti i dinamika uzorkovanja.....	48
3	Mikrobiološke analize vode i sedimenta	52
4	Fizičko-hemijske analize vode i sedimenta	53
5	Mehaničke i hemijske analize uzoraka zemljišta	57
6	Procena faktora zagađenja	58
6.1	Difuzno zagađenje	58
6.2	Koncentrisano zagađenje.....	61

7	Modeliranje i obrada podataka	61
7.1	Statističke metode.....	61
7.2	AQUATOX	63
V	REZULTATI I DISKUSIJA	67
1	Kvalitet vode i sedimenta	67
1.1	Kvalitet vode	67
1.2	Kvalitet sedimenta	88
2	Rasuti i koncentrisani izvori zagađenja	95
2.1	Rasuti (difuzni) izvori zagađenja.....	95
2.2	Koncentrisani izvori zagađenja	104
2.3	Poređenje spoljašnjih i unutrašnjih izvora azota i fosfora.....	106
3	Statistički model	107
3.1	Priprema podataka	108
3.2	Diskriminantna analiza.....	114
4	AQUATOX	119
4.1	Konceptualni model.....	119
4.2	Analiza osetljivosti i neizvesnosti	122
4.3	Kalibracija i validacija modela.....	128
4.4	Kvantifikovanje uticaja pojedinih izvora nutrijenata	132
VI	ZAKLJUČAK	138
VII	LITERATURA.....	144
VIII	PRILOZI	163
IX	BIOGRAFIJA	193
X	IZJAVE	194

I UVOD

U potrazi za životom van Zemlje, naučnici su se fokusirali da pronađu vodu, u bilo kom obliku. Jer, po sadašnjim saznanjima, nema života bez vode. Zato ne čudi da je život na Zemlji prvo nastao u vodi, a zatim se iz nje i razvio. Ljudi su oduvek zavisili od izvorišta vode, svoje prve naseobine smeštali pored istih, pa su i prve migracije stanovništva bile određene njihovim postojanjem. Tako je voda u isto vreme izvor hrane, lekovitih i drugih materija, izvor sukoba kroz istoriju, ali i dobro mesto za rekreaciju i turizam, u novije doba.

Ako je Zemlja zatvoren sistem, koji veoma retko dobija ili gubi materiju, onda je voda ista ona koja je postojala pre mnogo miliona godina. Za ljude je problem što samo 3/10 od oko 80 miliona km³ može da koristi iz podzemnih voda, reka i jezera za svoje potrebe. Još veći izazov za čovečanstvo i rizik predstavlja zagađenje tih vodnih tela površinske i podzemne vode usled kontaminacije potencijalno toksičnim elementima, opterećenja vodnih tela nutrijentima (azot, fosfor) ili patogenim mikroorganizmima. Navedene vrste zagađenja dovode do narušavanja kvaliteta životne sredine i direktno ili indirektno negativno utiču na zdravlje ljudi

S obzirom na specifičnu morfologiju, posebno su osetljive sve plitke stajaće ili sporo tekuće vode, a naročito plitka jezera. Urbanizacija i industrijalizacija su upravo dovele do zagađenja mnogih jezera širom sveta, i plitkih i dubokih. Posledice eutrofikacije jezera i drugih stajaćih voda su mnogobrojne. Prvi simptomi se manifestuju kao pojava većeg broja plutajuće vegetacije, stvaranje prekrivača od algi po obodu jezera i većeg sadržaja planktona, a nakon toga dolazi do stvaranja anoksičnih uslova u dubljim delovima jezera, kao i do nepoželjnih promena u sastavu ribljeg fonda, a ponekad i do masovnih uginuća riba (Moss i sar., 1997.).

Antropogena eutrofikacija je posledica i fekalnog zagađenja, pa se često paralelno pojavljuje i problem nezadovoljavajućeg kvaliteta vode sa sanitarnog aspekta. Potencijalne veze između patogena i dostupnih hranljivih materija mogu da utiču na sam sistem upravljanja zaštitom zdravlja u onim područjima, gde se na vodnim telima regularno obavlja sportsko rekreativne aktivnosti u ili na vodi.

U Evropi eutrofikacija predstavlja ozbiljan problem životne sredine i važno pitanje u implementaciji Evropske okvirne direktive za vode, u kojoj se navodi da je dobar ekološki status onaj koji se neznatno razlikuje od neporemećenog stanja, i definiše se biološkim karakteristikama vodnog tela.

Smanjenje sadržaja nutrijenata u jezerima je osnovna mera na putu revitalizacije, međutim čak i kada se efikasno kontrolišu spoljašnji izvori nutrijenata, teško je za kratko vreme poboljšati celokupan kvalitet jezera (Raičević i sar., 2011.). Dostupne tehnike za poboljšanje kvaliteta vode u samom vodnom telu su mnogobrojne: mešanje i aeracija vode, izmuljavanje sedimenta, aeracija sedimenta, prekrivanje sedimenta, inaktivacija fosfora, biomanipulacija (upravljanje ribljim fondom), hidraulička regulacija, primena algicida, kontrola makrofita i ekoremedijacija. Godišnji troškovi koji se stvaraju zbog posledica eutrofikacije slatkih voda u SAD iznose oko 2.2 milijarde dolara (Dodds i sar., 2009.). Agencija za zaštitu životne sredine SAD (US EPA, 1980.) je analizirala stanje remedijacije 28 jezera. Podaci su pokazali da u remedijaciji jezera, svaki dolar investicije donosi dobit od 4,15 dolara.

Na prostorima Republike Srbije je registrovan problem antropogene eutrofikacije u mnogim vodnim telima. Kada se radi o akumulacijama iz kojih se voda koristi za vodosnabdevanje stanovništva, eutrofikacija može da predstavlja veliki problem. Razloga ima dosta, poput loše procene odabranog mesta za podizanje brane i formiranje akumulacije, nepovoljnih morfometrijskih karakteristika, geološke podloge i potpunog odsustva kontrole antropogenih aktivnosti. Akumulacija Gruža i Grlište imaju karakteristike nizijskih akumulacija koje su izložene ubrzanim procesima eutrofikacije, i karakterišu ih mala providnost i velika produkcija hlorofila (Ostojić i sar., 2005.). Voda je često izložena i negativnom uticaju pritoka koje donose veliko fekalno zagađenje, kao posledica naseljenih mesta koja se nalaze u neposrednoj okolini. Nedavno, u decembru 2013. u Užicu, koje se snabdeva vodom iz akumulacije Vrutci, je objavljena zabrana korišćenja vode iz gradske mreže za piće, zbog registrovane pojave algi i nematoda. Poseban slučaj je eutrofikacija plitkih panonskih jezera, čiji su najpoznatiji reprezenti u Srbiji jezera Palić i Ludaš. Ova jezera su nastala pre oko milion godina, tako što je jezerska okna izdubio vetar, a sprečio je i dalje oticanje vode, zaustavljajući je među peščanim dinama. U Palićkom jezeru, koje je nekada bilo banja, a u skorije vreme

popularno izletišta i jezero za rekreaciju, nije preporučljivo kupanje, zbog prisustva indikatora fekalnog zagađenja.

Na žalost, sve aktivnosti na rešavanju problema eutrofikacije i uopšte zagađenja, su najčešće usmerene na saniranje posledica, a ne na predupređenje štete, o čemu svedoče mnoge „crne tačke“, ne samo Srbije već i celog sveta.

U skladu sa novonastalim problemima u životnoj sredini raste potreba za ekološkim i mikrobiološkim procenama rizika, kao odvojenim elementima ili delovima celine (EEA, 1998.). Upravljanje rizikom u raznim oblastima je značajno i predstavlja sofisticiran i kreativan posao. Metode za procenu rizika tako čine naučni rad primenljivim u donošenju odluka kada je u pitanju upravljanje rizikom, odnosno pravljenje planova, smernica, strategija i propisa.

II PREGLED LITERATURE

1 Eutrofikacija plitkih jezera

Jezera predstavljaju prirodna staništa za divlje životinje, floru i faunu, često i za mnoge ugrožene vrste, i imaju značajnu ulogu za čovečanstvo kao izvor vode za navodnjavanje, ribarstvo, edukaciju, turizam, itd. Plitka polimiktična jezera su rasprostranjena u mnogim regionima, čak više od dubokih jezera, i od velike su važnosti posebno u gusto naseljenim područjima (Dokulil i Teubner, 2003.).

Plitka jezera se mogu definisati kao trajna vodna tela koja su dovoljno plitka da svetlost može da prodire do dna i omogući odvijanje fotosinteze celom dubinom (Wetzel, 2001.). Plitka jezera su zapravo velike duboke močvare. Ova jezera se definišu kao jezera kod kojih se eufotična zona prostire do dna. Eufotična zona je zona na kojoj intenzitet svetlosti, fotosintetski aktivnog spektra (400-700 nm) iznosi 1% (OECD, 1982.). Plitko jezero, čija je dubina do 3 m, karakterišu: mogućnost rasta vodenih biljaka u celom vodnom telu, a druga je čvrsta interakcija sedimenta sa slobodnom vodom što može doprineti resuspenziji zagađivača iz sedimenta u slobodnu vodu.

Vodene makrofite utiču na različite načine na ukupnu ekologiju jezera. One stabilizuju sediment, sprečavajući resuspenziju sedimenta i potrošnjom hranljivih materija. Takođe, pružaju utočište za zooplankton koji konzumira alge, uzrokujući povećanje prozračnosti. Vodene makrofite se direktno takmiče sa algama za hranjive materije i svetlost i tako ublažavaju cvetanja algi. U nedostatku vodenih makrofita, alge postaju dominantne.

Status plitkih jezera se opisuje ili kao „bistra voda“ ili „zamućena voda“. Obično ne postoji srednje stanje vode plitkih jezera. Ono će biti ili puno algi ili puno biljaka. Vegetaciju jezera određuje nivo hranljivih materija. Kada je sadržaj hranljivih materija nizak, vegetacija se uglavnom sastoji od malog broja biljaka, ali povećanjem nivoa nutrijenata dolazi do povećanja biomase fitoplanktona (alge) što kao posledicu ima zamućenje jezera.

Plitka jezera su važne komponente biosfere, ali su izuzetno osetljivi na ljudske aktivnosti, kao što su zagađenje nutrijentima. Ovi ekosistemi su posebno osetljivi na globalno zagrevanje planete (Feuchtmayr i sar., 2009.).

Eutrofikacija je proces povećanja trofičkog statusa vodnog tela zbog povećanja unosa nutrijenata (Moss i sar., 1997.). Danas, eutrofikacija je kritičan problem koji narušava kvalitet površinskih voda (posebno u jezerima i akumulacijama). Eutrofikacija površinskih voda obuhvata prirodnu i antropogenu eutrofikaciju. Antropogena ili veštačka eutrofikacija (prekomeren rast i razmnožavanje biljaka koji su posledica ljudskih aktivnosti) je primarni problem sa kojim se danas suočava mnogo površinskih voda. Industrijalizacija i urbanizacija širom sveta prouzrokovale su ekološki disbalans u plitkim jezerima kroz povećanje sadržaja nutrijenata (Jeppesen i sar., 2007., Paerl, 2008.). Prirodni procesi se ubrzavaju zbog prekomernog unošenja nutrijenata koje je posledica ljudskih aktivnosti, a zatim dolazi do pojave takozvane antropogene eutrofikacije, primarnog problema koji se danas javlja kod mnogih površinskih voda (Smith i Schindler, 2009.). To je jedan od najvidljivijih primera promena biosfere koje su posledica aktivnosti savremenog čoveka (Smith, 2003.), a koje imaju uticaj na akvatične ekosisteme od Arktika do Antarktika. Značajne posledice ljudskih aktivnosti na jezera se nisu pojavljivale do 19. veka, odnosno antropogena eutrofikacija se uobičajeno pojavljuje tek od 1900. godine (Battarbee, 1999.).

Predmet dugogodišnjih istraživanja su plitka eutrofna jezera, poput jezera Barton Broad u Velikoj Britaniji (Madgwick, 1999.), Balaton u Mađarskoj (Tatrai i sar., 2000.), Okičobi u američkoj saveznoj državi Floridi (Havens i Gawlik, 2005.), Donghu u Kini (Xie, 2006.), jezera Honda i Nueva u jugoistočnoj Španiji (de Vicente i sar., 2006.), Veljuve (*Veluwe*) u Holandiji (Ibelings i sar., 2007.), kao i brojna plitka danska jezera kojima su se bavili Sondergaard i saradnici (2005.), koja su podlegla antropogenoj eutrofikaciji usled različitih uticaja. Na većini navedenih jezera su primenjivane različite mere „popravke“, i češće kombinacija mera, od biomanipulacije i kontrolisanja izvora nutrijenata do izmuljivanja, sa različitim uspehom. S obzirom da brojni faktori utiču na najbolju tehniku remedijacije, počevši od klime, geografskog položaja, nadmorske visine, neposrednog okruženja, izvora zagađenja, poljoprivredne prakse, nagiba terena, nema utvrđenog recepta za „izlečenje“ plitkih eutrofnih jezera.

Zbog različite morfologije, hidrologije, istorije eutrofikacije svako jezero se mora posmatrati kao jedinstveno, pre nego što se predlože mere za oporavak. Osim toga, ekosistem se ne može posmatrati posebno, već kao deo višeg sistema integracije (van Liere i Gulati, 1992.).

Kada su u pitanju antropogeni uzroci, najveći izvori nutrijenata su prečišćene i neprečišćene komunalne i industrijske otpadne vode, spiranje đubriva i ekskremenata životinja sa poljoprivrednih površina. Poljoprivreda se često prepoznaje kao koncentrisan ili difuzni izvor zagađenja koji potencijalno degradira vodene ekosisteme. U razvijenim zemljama, eutrofikacija je najčešće uzrokovana difuznim ulazom fosfora uglavnom iz poljoprivrede (Carpenter i sar., 1998.). Rizik od poljoprivrednog zagađenja je u manjoj ili većoj meri zastupljen na svim poljoprivrednim površinama. Poljoprivreda je takođe izvor mikrobiološkog zagađenja (spiranje ekskremenata gajenih životinja, ispiranje organskih đubriva). U slabo naseljenim područjima, poljoprivreda je često najveći izvor nutrijenata i glavni uzročnik eutrofikacije (Carpenter, 2005.).

Antropogena eutrofikacija se ogleda u neprirodno velikom povećanju fitoplanktona, brzom smanjenju providnosti vode, postepenom opadanju brojnosti makrofita, brzom degradaciji kvaliteta vode i čak u konačnom gubitku funkcionalnosti vodnog tela. Iako se pretpostavlja da su i azot i fosfor primarni uzroci, za slatkovodne sisteme ključan faktor je fosfor (Aminot i Andrieux, 1996.).

Šezdesetih i sedamdesetih godina 20. veka je započet projekat Eksperimentalnih jezera u Kanadi, na teritoriji Ontarija. Eksperimentalno područje je zahvatalo nekoliko malih dubokih jezera, na kojima su započeti ogledi koje je opisao Schindler (2009.; 2012.). Jedno od navedenih jezera, označeno kao jezero 226, je bilo podeljeno barijerom (najlonskom zavesom), pa su u oba dela dodavani azot i ugljenik, a samo u jedan deo jezera je dodatno dodavan fosfor. Deo jezera u koji je dodavan fosfor je promenio boju u mutno zelenu za samo nekoliko nedelja, odnosno došlo je do prenamnožavanja cijanobakterija (Slika 1). I druga jezera iz skupine eksperimentalnih jezera su bila „đubrena“ fosforom, azotom i ugljenikom u različitim odnosima, i sva su odreagovala produkcijom biomase algi, zavisno od količine dodatog fosfora, a samo ona koja su dobijala azot i fosfor u malom odnosu, produkovala su azotofiksatore (Schindler, 2009.).

Sedimenti su uglavnom prepoznati kao ključni faktor u kruženju materije u vodenim ekosistemima, s obzirom da je površinski sloj u interakciji sa vodenim stubom kroz fizičke, hemijske i biološke procese (Shema 1). Ova takozvana unutrašnja opterećenja nutrijentima predstavljaju prirodne procese koji nisu jednosmerni, jer čak i kada su

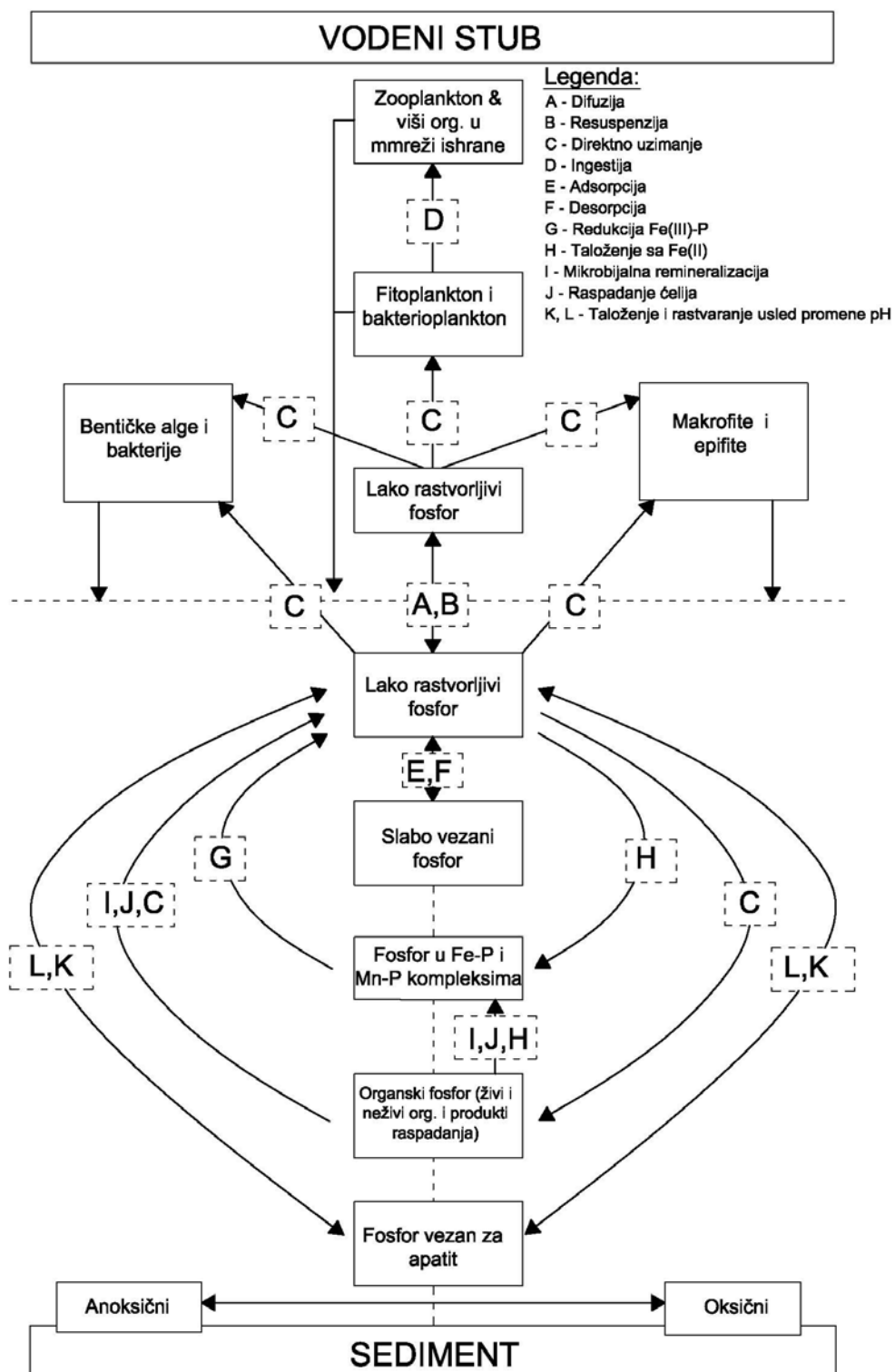
uslovi za otpuštanje fosfora iz sedimenta povoljniji, značajne količine ovog elementa se vraćaju u sediment kao detritus (Spears i sar., 2007.).



Slika 1. Jezero 226 u Eksperimentalnim jezerima, Ontario (izvor: ED DeBruyn DFO)

Jezerski sedimenti predstavljaju svojevrsnu arhivu koja opisuje istoriju lokalnog i regionalnog zagađenja i eutrofikacije (von Gunten i sar., 2009.; Bennion i Battarbee, 2007.; Smol, 2008.). Godišnje variranje otpuštanja fosfora iz sedimenta zbog hipoksije je skoro za red veličine veći od izvora fosfora koje je uslovno moguće kontrolisati (Conley i sar., 2002.).

Jedna od glavnih karakteristika antropogene eutrofikacije je da se njene posledice ogledaju unutar jezera, a uzroci i najviše potencijalnih mera kontrole leže u neposrednoj okolini (Pei i Yong, 2003.). U skladu sa navedenim, upravljanje vodnim telima u kojima je registrovana eutrofikacija zahteva analizu kompleksnih interakcija između vodnog tela i okoline (Somlyódy i Wets, 1988.).



Shema 1. Putanje otpuštanja fosfora u oksičnom i anoksičnom sedimentu i razmena između vodenog stuba i sedimenta (prema Spears i sar., 2007.)

Kada se ekološki status jezera promeni, nije lako vratiti ga u prvobitni, niti postoji ustanovljena procedura kako to uraditi. Postojeća istraživanja ukazuju da se kod plitkih jezera prilično naglo javlja prelazak iz takozvanog stanja „providne vode“ u stanje sa zamućenom vodom i potom se teško vraćaju u prethodno stanje (Dokulil i Teubner, 2003.). U jezerima postoje mehanizmi da se održi dominacija fitoplanktona, čak i kada se smanji unos nutrijenata (Moss i sar., 1997.). Savremene studije pokazuju da postoji histerezis između alternativnih stanja (statusa) jezera (providno nasuprot zamućenom) (Scheffer i Jeppensen, 2007.; Ibelings i sar., 2007.). Prema tome, ni popravljjanje trofičkog statusa jezera nije jednostavan proces.

Gledano iz različitih uglova, naučno-istraživačkog, zakonodavnog ili upravljačkog, jedan od najvećih problema u mnogim slučajevima je nedostatak dovoljnog broja podataka u dužim vremenskim intervalima (monitoring), pa je teško proceniti istorijske dimenzije antropogenog zagađenja. Takođe je teško oceniti prirodne uslove koji su postojali, odnosno neporemećeno stanje, veličinu i dinamiku antropogenih uticaja, kao i uspešnost i adekvatnost zakonodavnih mera i tehnološkog poboljšanja koji su preduzeti za smanjenje ispuštanja zagađenja (nutrijenata) i/ili obnavljanje ekosistema. Nedostatak podataka kontrolnog praćenja (monitoringa) je posebno kritičan u zemljama u razvoju.

Eutrofikacija ima mnogo neželjenih pratećih efekata, pa posledično dolazi do stvaranja značajnih troškova, i čak utiče na međunarodne odnose (Howarth i sar., 2005.; Pretty i sar., 2003.). Godišnji troškovi koji se stvaraju zbog posledica eutrofikacije slatkih voda u SAD iznose oko 2.2 milijarde dolara (Dodds i sar., 2009.).

Posledice eutrofikacije su i trovanja uzrokovana cijanotoksinima, zabeležena u Severnoj Americi još u drugoj polovini 19. veka (Stewart i sar., 2008.). U brojnoj literaturi posvećenoj proučavanju bioakumulacije cijanotoksina i trofičkom transferu postoje naznake da cijanotoksini mogu da se kreću kroz lanac ishrane (Stewart i sar., 2008.; Codd i sar., 2005.).

Tokom proteklih decenija, u mnogim evropskim i severno-američkim zemljama je uložen veliki napor u suzbijanju eutrofikacije i to u vidu smanjenja spoljašnjeg unosa nutrijenata, naročito fosfora (Jeppesen i sar., 2007.). Smanjenje unosa nutrijenata samo po sebi nije dovoljna mera za poništavanje efekata eutrofikacije u plitkim jezerima (Madgwick, 1999.; Jeppesen i sar., 2007.). Poboljšanje kvaliteta jezerske vode se može

postići uvođenjem različitih hemijskih ili bioloških mera, ili njihovom kombinacijom. Održavanje čiste vode u plitkom jezeru uključuje niz mera, i to smanjenje spoljašnjih izvora nutrijenata i unutrašnjih izvora fosfora i prisustvo stabilnih zajednica submerznih biljaka (Sondergaard i sar., 2007.).

Uprkos istraživanjima u proteklih četiri do pet dekada, mnoga pitanja koja se tiču ove oblasti su još uvek ostala otvorena. Još uvek postoji mnogo toga što treba razumeti, u pogledu interakcija koje se javljaju između nutrijenata i stabilnosti ekosistema, bilo da su stabilni ili ne (Smith i Schindler, 2009).

2 Patogeni mikroorganizmi u vodnim telima

Hidrične epidemije predstavljaju najčešći uzrok oboljenja ljudi, kao i mortaliteta širom sveta (WHO, 2003.). Patogeni mikroorganizmi koji se prenose vodom obuhvataju nefekalne patogene (npr. *Legionella*, *Mycobacterium avium complex*, *Aeromonas*, *Helicobacter pylori*), koji se prirodno nalaze u akvatičnoj sredini, i fekalne patogene (npr. *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Shigella*, *Campylobacter*, *Yersinia*), čije je prisustvo posledica zagađenja humanim i animalnim fecesom (Health Canada, 2013.; Leclerc i sar., 2002.; Grabow, 1996.). Detekcija fekalnih indikatora zagađenja (poput *E. coli*) ne daje informaciju o potencijalnom prisustvu nefekalnih patogena (Health Canada, 2013.). Ovde će biti reči uglavnom o fekalnim patogenima, odnosno posledicama zagađenja vodnih tela.

Čista voda je nepovoljna sredina za uzročnike bolesti, međutim veća zagađenja uz druge povoljne faktore dovode do opstanka infektivnih agenasa. Hidrične epidemije najčešće nastaju kada dođe do zagađenja izvora vode za piće, ali ne treba zanemariti ni vodu koja se koristi u rekreativne svrhe, odnosno tamo gde voda predstavlja pasivni put prenošenja infektivnih agenasa. Patogene bakterije, virusi i protozoe (Tabela 1), koji su izuzetno otporni u vodenoj sredini, predstavljaju potencijalni rizik posebno za osetljive grupe stanovništva, poput dece, starih, trudnica, imunokompromitovanih pojedinaca (Leclerc i sar., 2002.).

Vode za rekreaciju i plaže zagađene fekalnim bakterijama mogu da sadrže patogene koji predstavljaju rizik po ljudsko zdravlje (Hansen i sar., 2009.; US EPA, 2012.). Posledično, rekreativne aktivnosti u vodi mogu dovesti do širenja zaraza koje se prenose

fekalno-oralnim putem, a koje izazivaju širok spektar gastrointestinalnih, respiratornih, očnih, ORL i kožnih infekcija. Mnogi patogeni (ne svi) imaju zoonotski potencijal, pa njihova infektivnost, virulentnost, kao i razvoj bolesti kod ljudi zavisi od prethodnog domaćina, a ključni koje navodi US EPA (2014.) su *Salmonella*, *Campylobacter*, patogeni sojevi *E.coli*, *Leptospira*, *Cryptosporidium* i *Giardia*.

Tabela 1. Patogeni koji se tipično prenose fekalno-oralnim putem (Grabow, 1996.)

Bakterije	Virusi	Protozoe
<i>Salmonella</i> spp. <i>Shigella</i> spp. <i>Escherichia coli</i> <i>Campylobacter</i> spp. <i>Vibrio cholerae</i> <i>Yersinia enterocolitica</i>	Rotavirusi Enterični adenovirusi Astrovirusi Kalcivirusi Enterovirusi Koronavirusi Hepatitis A i E	<i>Entamoeba histolytica</i> <i>Giardia intestinalis</i> <i>Cryptosporidium parvum</i>

Često je teško odrediti izvore, putanje ili širenje mikroorganizama, pre nego što dođe do ingestije od strane jedinke ili populacije, zavisno od njihove prirode. Koliformi potiču iz raznih izvora (na primer ptice, različita plovila, kupači, rekreativci), čije je učešće u zagađenju često teško proceniti posebno u gradskim sredinama gde postoje dodatna opterećenja u vidu industrijskog otpada, pražnjenja atmosferske kanalizacije, i drugo (Canale i sar., 1973.). Aktivnosti poput odlaganja biološkog otpada, u šta može da se svrsta i đubrenje stajnjakom, mogu istovremeno da povećaju unos fosfora, azota i potencijalno opasnih koliformnih bakterija u površinske vode (Hofmann i Beaulieu, 2001.). Prethodna istraživanja su pokazala da suspendovani sediment na dnu jezera, kao i sediment pritoka koje prihranjuju jezera predstavljaju izvor *E. coli* (Struffolino, 2010.). Monitoring bakterija, fekalnih indikatora, u vodama za rekreaciju i razvoj pouzdane metodologije za identifikovanje mogućih izvora zagađenja iziskuje veliko angažovanje i trošak (Hansen i sar., 2009.).

Primarni indikatori fekalnog zagađenja voda u umerenom klimatu su *E. coli* i enterokeke (Ashbolt i sar., 2001.; US EPA, 2012.). Još 1986. US EPA je bazirala kriterijume za kvalitet slatke i morske vode koja se koristi za rekreaciju, na registrovanim nivoima bolesti kod kupaca i odgovarajućim nivoima bakterijskih

indikatora fekalnog zagađenja, posebno enterokoka i *E. coli* za slatku vodu i enterokoka za slanu vodu. Iako većina sojeva fekalnih indikatora nisu patogeni, oni pokazuju karakteristike koje ih čine dobrim indikatorima (npr. fekalno poreklo, jednostavan način detekcije) i na taj način indirektno ukazuju na potencijalno prisustvo fekalnih patogena, izazivača gastrointestinalnih bolesti (US EPA, 2012.). Tabela 2 prikazuje preporuke za vodu za rekreaciju, za različit nivo zdravstvenog rizika.

Tabela 2. Preporučeni kriterijumi kvaliteta vode za rekreaciju (US EPA, 2012.)

Indikator	Procenjena stopa obolelih: 36 na 1.000 rekreativaca*		ILI	Procenjena stopa obolelih: 32 na 1.000 rekreativaca*	
	GS (CFU/100mL)	VSP (CFU/100mL)		GS (CFU/100mL)	VSP (CFU/100mL)
Enterokoke (morska i slatka voda)	35	130		30	110
ILI					
E.coli (slatka voda)	126	410		100	320

* - osobe koje se bave rekreativnim aktivnostima gde često dolazi do potapanja ili prskanja celog tela ili lica, pa je vrlo verovatno da će doći do gutanja vode, poput plivača, surfera, kajakaša i sl.
GS – geometrijska sredina
VSP – vrednost statističkog praga (90. persentil distribucije kvaliteta vode)
Geometrijska sredina vodnog tela ne treba da bude veća od izabrane vrednosti GS u bilo kom tridesetodnevnom intervalu.
Vrednost VSP ne treba da bude prekoračena u više od 10% uzoraka, od ukupnog broja uzoraka korišćenih za proračun GS u izabranom tridesetodnevnom intervalu.

Kriterijumi Svetske zdravstvene organizacije, Evropske Unije (Direktiva 2006/7/EC) i Kanade imaju izvesne razlike po pitanju izbora indikatora i preporučenih vrednosti, ali su red veličine datih vrednosti kao i filozofija formiranja ovih kriterijuma veoma slični (Tabela 3).

U Republici Srbiji, neki od važećih propisa koji definišu kvalitet i korišćenje vode su Zakon o vodama („Sl. glasnik RS“, br. 30/10), Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje („Sl. glasnik RS“, br. 50/2012), Pravilnik o parametrima ekološkog i hemijskog statusa površinskih voda i parametrima hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda („Sl. glasnik RS“, br. 74/2011), Uredba o graničnim vrednostima prioriternih i prioriternih hazardnih supstanci koje zagađuju površinske vode i rokovima

za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", 35/11), Uredba o graničnim vrednostima emisije zagađujućih materija u vode i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", 67/2011 i 48/2012), Pravilnik o referentnim uslovima za tipove površinskih voda ("Sl. glasnik RS", 67/11).

Tabela 3. Smernice za fekalne indikatore kvaliteta slatkih voda koje se koriste za rekreaciju

Zemlja/Organizacija	Indikator kvaliteta	Preporučene vrednosti
WHO <i>/kategorije A-D označavaju nivo rizika, od zanemarljivog (A) do značajnog, tj. više od 1 obolelog na 25 kontakata (D)/</i>	Crevne enterokoke	*A: <40 *B: 41-200 *C: 201-500 *D: >500
Kanada	<i>E.coli</i>	GS – 200 / 100 mL Max. – 400 / 100 mL
EU	Crevne enterokoke	*Odlično: 200 *Dobro: 400 **Dovoljno: 330
	<i>E.coli</i>	*Odlično: 500 *Dobro: 1.000 **Dovoljno: 900
* - 95. persentil/100 mL ** - 90. persentil/100 mL GS – geometrijska sredina Max. – maksimalna koncentracija u pojedinačnom uzorku Izvori: WHO, 2003b; Health Canada, 2012.; EU Directive 2006 (EC, 2006.)		

Prema Uredbi o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje („Sl. glasnik RS“, br. 50/2012), površinske vode koje se mogu koristiti za rekreaciju i kupanje su one koje pripadaju klasama odličnog, dobrog i umerenog ekološkog statusa. Vode slabog i lošeg ekološkog statusa ne treba koristiti u ove svrhe. Tabela 4 prikazuje granične vrednosti mikrobioloških parametara ocene ekološkog statusa površinske vode. Vrednosti umerenog ekološkog statusa su znatno više od preporučenih kriterijuma od strane Svetske zdravstvene organizacije i drugih navedenih organizacija i država, što bi značilo da se u ovom slučaju toleriše nešto viši rizik od gastrointestinalnih bolesti.

Tabela 4. Granične vrednosti zagađujućih materija u površinskim vodama - mikrobiološki parametri

Parametar	Jedinica	Klasa I	Klasa II	Klasa III	Klasa IV	Klasa V
		odličan ES ⁺	dobar ES	umeren ES	slab ES	loš ES
Fekalni koliformi	CFU/100 mL	100	1.000	10.000	100.000	>100.000
Ukupni koliformi		500*	10.000	100.000	1.000.000	>1.000.000
Crevne enterokoke		200	400	4.000	40.000	>40.000
Broj aerobnih heterotrofa (metoda Kohl)		500	10.000	100.000	750.000	>750.000
*bazirano na 95% proceni						
*ES – ekološki status						

Mnogi mikroorganizmi koji pripadaju ukupnim koliformima ne vezuju se isključivo za fekalije i pokazano je da *E. coli* čak opstaje u nekim akvatičnim sredinama (Ashbolt i sar., 2001.). Prethodna istraživanja, prikazana u studijama (Ksoll i sar., 2007.), su već ukazala na produženi opstanak fekalnih koliforma i *E. coli* u slatkoj vodi, kao i opstanak *E. coli* u sedimentu i zemljištu u dužem vremenskom periodu.

Povećan unos nutrijenata može sam po sebi da utiče na abundancu, sastav, virulentnost i opstanak patogenih mikroorganizama koji već postoje u vodenim ekosistemima (Smith, 2003.). Na primer, povećana dostupnost azota i fosfora povećava brzinu replikacije akvatičnih virusa (Wilson i sar., 1996.). Obezbeđenje nutrijentima, može direktno ili indirektno da ograniči metaboličke aktivnosti heterotrofnih mikroorganizama. Dokazani su pozitivni efekti azota i fosfora na rast bakterija (Farjalla i sar., 2002.) i u skladu sa tim, ukupna biomasa bakterija je u jakoj korelaciji sa koncentracijama ukupnog fosfora u slatkovodnim i morskim ekosistemima. Postojeća istraživanja i navedena literatura u ovom poglavlju ukazuju da postoji povezanost eutrofikacije i rizika od zaraznih bolesti.

Patogeni koji dospevaju u vodotoke kao posledica ispuštanja otpadnih voda različitog porekla mogu takođe da imaju veliki uticaj na akvatične organizme (Harvell i sar., 2004.), kao i na ptice koje žive u okruženju (Anza i sar., 2014.), što je posebno značajno za područja koja su pod određenim stepenom zaštite. Eksperiment Johnson i sar. (2007.) je eksplicitno pokazao kako obogaćivanje vode nutrijentima utiče na povećani prenos parazita (*Ribeiroia*) između više domaćina tokom složenog životnog ciklusa.

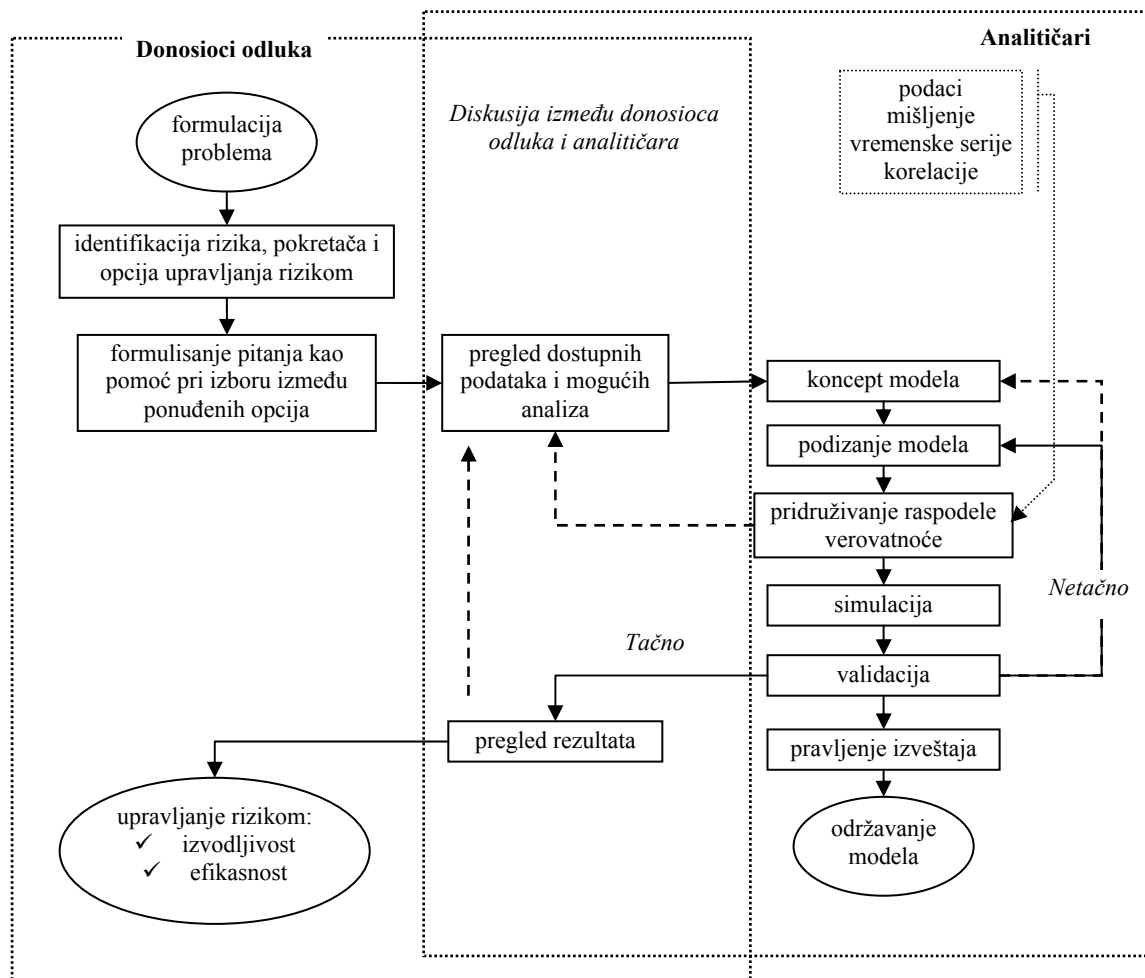
Potencijalna interakcija nutrijenti-patogeni uključuje promene u kvalitetu hrane; ako eutrofikacija utiče na sadržaj nutrijenata u hrani koju konzumira domaćin, onda promene u ishrani domaćina mogu da promene dinamiku domaćin-patogen, i krajnji ishod infekcije (Smith i Schindler, 2009.). Eutrofikacija može takođe indirektno da utiče na brojnost patogena, tako što utiče na brojnost i distribuciju njihovih domaćina i prenosilaca bolesti (vektora). Na primer, povećanje brojnosti jedinki domaćina uslovljeno eutrofikacijom, povećava broj kontakata između zaraženih i nezaraženih jedinki (Lafferty i sar., 2004.). Johnson i Carpenter (2008.) ističu potrebu da se povežu naučni eksperimenti i ekološko modeliranje da bi se identifikovali prag i povratne reakcije u interakcijama između unošenja nutrijenata i dinamike domaćin-patogen. Smith i Schindler (2009.) ističu da je potrebno pažljivo osmisliti istraživanje da bi se razjasnile interakcije eutrofikacija-patogeni i da bi se na taj način pomoglo u daljem razvoju modela rizika od prenošenja zaraznih bolesti.

Potencijalne veze između patogena i dostupnosti hranljivih materija mogu da imaju važan uticaj na sam sistem upravljanja zaštitom zdravlja u onim područjima, gde se na jezerima i morima ili okeanima regularno obavljaju sportsko rekreativne aktivnosti u ili na vodi. Zbog negativnog uticaja eutrofikacije, tretman otpadnih voda je poslednjih decenija znatno unapredovao, mada su pokušaji da se poboljša status ugroženih površinskih voda bili manje uspešni i nisu uvek imali odgovarajući efekat (Naeher i sar., 2012.).

3 Ekološki i mikrobiološki rizik

Rizik, mera verovatnoće pojave i jačine štetnih efekata, predstavlja složenu kompoziciju dve komponente: realne (potencijalna šteta, nepoželjni negativni efekti i posledice), i one pretpostavljene matematičke komponente – verovatnoće (Haines, 2009.). Štetni efekti za ljude, materijalna dobra ili životnu sredinu nastaju kao posledica realizacije neke opasne aktivnosti ili situacije.

Analiza rizika je složen proces koji zahteva interakciju donosioca odluka i analitičara (Shema 2). Metode za procenu rizika zapravo čine naučni rad primenljivim u donošenju odluka kada je u pitanju upravljanje rizikom, odnosno pravljenje planova, smernica, strategija i propisa.



Shema 2. Pristup upravljanju rizikom (prema Vose, 2008.)

U analizi rizika postoje dve vrste neizvesnosti o kojima treba razmišljati: prva se odnosi na generalno opažanje da kvantitet koji pokušavamo da ocenimo nosi određenu nepouzdanost, a druga se odnosi na događaje koji nose rizik i koji predstavljaju slučajne događaje koji će se možda dogoditi (Vose, 2008.).

Procena rizika predstavlja danas glavni alat koji se koristi u okviru politike očuvanja zdrave životne sredine na lokalnom, nacionalnom i međunarodnom nivou, kao sredstvo za prioritizaciju (Ball, 2006.). Procena rizika po životnu sredinu služi za ocenu antropogenih promena koje se smatraju nepoželjnim (US EPA, 1998.). EEA (1998.) pod ocenom rizika po životnu sredinu podrazumeva ocenu rizika koji je tehnološka posledica, a koji ugrožava ekosistem, životinje i ljude, pa u skladu sa tim obuhvata ocenu rizika po zdravlje ljudi, ocenu ekološkog ili ekotoksikološkog rizika, kao i

specifičnu industrijsku primenu ocene rizika kada može doći do ugrožavanja ljudi, živog sveta ili celog ekosistema.

Rizik zagađenja vodnih tela nastaje usled kontaminacije potencijalno toksičnim elementima, opterećenja vodnih tela nutrijentima (azot, fosfor) ili patogenim mikroorganizmima. Navedene vrste zagađenja dovode do narušavanja kvaliteta životne sredine i direktno ili indirektno negativno utiču na zdravlje ljudi. U skladu sa novonastalim problemima u životnoj sredini raste potreba za ekološkim i mikrobiološkim procenama rizika, kao odvojenim elementima ili delovima celine (EEA, 1998.).

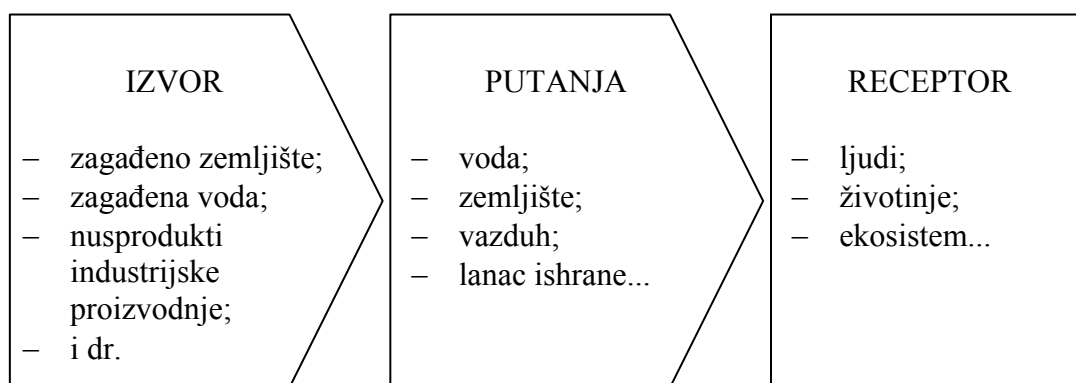
Ekološki rizik određuju dva osnovna elementa: ekološka opasnost (izvor ekološke štete ili negativnog efekta, npr. ispuštanje toksičnih hemikalija u vodotok) i izlaganje ekološkoj opasnosti (veza između izvora štete i životne sredine koja trpi njegov uticaj). Procena ekološkog rizika predstavlja zapravo kategorizaciju rizika izlaganja određenoj ekološkoj opasnosti, odnosno obuhvata kvalitativnu i kvantitativnu ocenu rizika za životnu sredinu od aktuelnog ili potencijalnog prisustva određenih zagađujućih materija.

Opšti koncept kvantitativne ocene rizika za agense iz životne sredine obuhvata sledeće ključne faze: formulaciju problema (identifikacija hazarda), analizu (ocena izloženosti nekom agensu/opasnosti i ocena posledica) i karakterizaciju rizika, odakle sledi predlog upravljanja rizikom (ILSI, 1999.). Sličan koncept predlažu i agencije za zaštitu životne sredine (US EPA, 1998.; EEA, 1998.), s tim što određene faze mogu da budu razložene na više koraka, zavisno od složenosti problema ili korišćenih metoda.

Formulisanje problema ili identifikacija hazarda (ekološke opasnosti) podrazumeva identifikovanje ciljeva procene rizika i definisanje uzrocnog odnosa između određenih zagađujućih materija i negativnih efekata na životnu sredinu. U ovoj fazi se utvrđuje konceptualni model kojim se identifikuju ekološki resursi koje treba zaštititi, kao i moguće posledice (ekološki efekti) i njihov intenzitet. Ekološki efekti obuhvataju uticaje na životnu sredinu poput sušenja šuma, zagađenja zemljišta, pomora riba ili uništavanje ekosistema.

Ocena izloženosti obuhvata analizu pojave (učestalosti pojave), izvore i putanje agenasa, koristeći metode koje su rezultat najnovijih naučnih istraživanja. Upoznavanje putanja kojima zagađujuće materije stižu do ljudskih i prirodnih resursa značajan je

element ove analize. U ovom koraku se utvrđuje odnos uzrok – posledica (doza – reagovanje ili izlaganje – reagovanje) i utvrđuje se stepen štete. Analitičari očekuju da raspoznaju prag izloženosti koji predstavlja onaj nivo izlaganja opasnosti do kojeg ne postoji reagovanje na neki agens. Analiza izloženosti ekološkoj opasnosti podrazumeva opisivanje osobina izvora ekološke opasnosti, nivoa koncentracije na izvoru emisije, putanja koje vode od izvora emisije do populacija koje trpe uticaj (receptora), kao i osetljivost populacione grupe (Shema 3).



Shema 3. Opšti koncept analize izloženosti ekološkoj opasnosti (prema EHSC, 2013.)

Karakterizacija rizika obuhvata kvantitativnu i kvalitativnu ocenu dobijenih rezultata u prethodnim fazama radi identifikovanja verovatnoće pojave štete koja je posledica dejstva određenih agenasa. Ekološki rizik se može izraziti kao verovatnoća da će se određena ekološka opasnost dogoditi, korišćenjem metoda koje je kvantifikuju u određenom vremenskom periodu. Procena ekološkog rizika ima višestruku primenu, i to ne samo u analizi dejstva toksičnih agenasa, već i u definisanju kriterijuma kvaliteta vode, poput preporučenog sadržaja nutrijenata (Carleton i sar., 2005.; Carleton i sar., 2009.), o čemu će biti reči u sledećem poglavlju.

Procena mikrobiološkog rizika se uglavnom sprovodi u cilju procene zdravstvenog rizika koji potiče od hrane ili voda za piće, a kada se radi o mikrobiološkim agensima. Potencijalno prenošenje zaraznih bolesti patogenim agensima je najčešći potencijalni problem koji se vezuje za korišćenje prečišćene otpadne vode, pogotovo kada se koristi za navodnjavanje. Koraci u mikrobiološkoj proceni rizika su praktično isti kao i u ekološkoj proceni rizika ili proceni rizika u opštem slučaju, samo se analiza pojedinih

koraka prilagođava proučavanom problemu. Prirodu mikroorganizama karakteriše određena dinamika, koja razlikuje mikrobiološku i hemijsku ocenu izloženosti hazardu (US EPA & USDA, 2012.), s obzirom da na promenu broja mikroorganizama utiču različiti faktori (uslovi životne sredine, lanac ishrane, itd.).

Ocena i upravljanje zdravstvenim rizikom koji se javlja kao posledica izloženosti mikrobiološkim agensima putem vode, predstavlja poseban izazov zbog sledećih činjenica (IWA i sar., 2001.):

- još uvek nisu svi uzročnici mikrobiološkog rizika (patogeni) prepoznati i mnoge nije jednostavno proučavati;
- negativni zdravstveni efekti mogu da se ispolje posle samo jednog kontakta, dok se s druge strane kvalitet vode jako brzo menja i u vremenu i prostorno;
- aktivnosti u okviru upravljanja su retko dosledne efektivnosti i njihov ishod je teško predvideti;
- kada voda nije bezbedna, konvencionalno testiranje ukaže na to kada je već došlo do kontakta sa njom, odnosno suviše kasno da bi došlo do prevencije.

Dokument koji je objavila Kancelarija za vodu US EPA (2014.) se fokusira na alate i procedure koji se koriste u sprovođenju procene mikrobiološkog rizika kada je putanja (medijum) prenošenja voda (mikroorganizmi u prečišćenoj otpadnoj vodi, u izvorima pijaće vode, u vodama koje se koriste za rekreaciju, u vodama gde se gaje ljuskari i sl.). Ove preporuke su ipak dovoljno uopštene da se mogu koristiti i za procenu mikrobiološkog rizika od patogena koji se mogu naći u hrani, jestivim proizvodima i dr.

Ashbolt i sar. (2010.) su primenili mikrobiološku procenu rizika (MPR) na unapređenje sistema monitoringa i upravljanja plažama. Modeliranje patogena i indikatora u okviru kvantitativne mikrobiološke procene rizika je iskorišćeno kao način za istraživanje mnogobrojnih scenarija fekalnog zagađenja i hidroloških događaja, što je vodilo ka identifikaciji praga koji aktivira periode u kojima kupanje nije preporučljivo. Lopez-Pila i Szewzyk (2000.) su u cilju postavljanja zdravstvenih standarda na alternativni način, uspostavili seriju jednačina koje povezuju koncentraciju fekalnih indikatora sa rizikom od infekcije, koristeći literaturne podatke o odnosu doza-reagovanje za rotaviruse kod

ljudi i lognormalnu distribuciju fekalnih indikatora za koje se pretpostavlja da postoje u površinskim vodama.

Iako metode MPR ne opisuju kumulativni rizik koji se pridružuje svim patogenima potencijalno zastupljenim u životnoj sredini, postojeće studije ilustruju da je moguće sastaviti model koji nosi istaknute osobine klase patogena koja je od interesa, a na osnovu čijih rezultata će biti moguće donositi odluke o daljem upravljanju (Soller, 2006.).

4 Ekološki i mikrobiološki modeli

Modeliranje se koristi umesto eksperimentisanja nad realnim sistemom u cilju dobijanja određenih saznanja. Dobijeni rezultati ne treba da reprodukuju stvarnost u potpunosti, već treba da iskažu deo strukture ili ponašanja realnog sistema. Model je rezultat modeliranja koji predstavlja apstrakciju realnosti (uprošćenu realnost).

Namena većine ekoloških modela (kompjuterskih simulacija) je prvobitno bila za naučna istraživanja, mada se sve više koriste za prognoziranje i upravljanje (Rykiel, 1996.). Ekološki modeli mogu da se koriste za procenu ekološkog značaja posmatranog ili prognozirano efekta na organizme u određenoj oceni rizika (Pastorok i sar., 2003.). Modeliranje eutrofikacije jezera i akumulacija je počelo pre više od 30 godina (Kuo i sar., 2006.) i tokom poslednje decenije broj raznih ekoloških modela se značajno povećao (Jorgensen i Bendoricchio, 2001.). Procedure ekološke procene rizika su postepeno napredovale u protekle dve decenije, od procene uticaja pojedinačnog zagađivača na odabrani receptor, do procene uticaja više zagađivača ili drugih pritisaka na ceo ekosistem, čemu je značajno doprineo tehnološki napredak i mogućnosti primene kompjuterskih simulacija (Lu i sar., 2003.).

Ekološki model je matematički izraz koji može da se koristi za opisivanje ili predviđanje krajnjih tačaka, poput gustine populacije, bogatstva vrstama, produktivnosti ili distribucije živih organizama (Pastorok i sar., 2003.). Bartell i sar. (2003.) smatraju da su relevantnost i realizam ekoloških modela, ključne karakteristike modela u selekciji za proučavani problem. Realizam se odnosi na set bioloških i ekoloških struktura, procesa i međusobnih odnosa i ocenjuje se na osnovu stepena razumevanja ekoloških entiteta ili sistema, koji su neophodni za pouzdanu ocenu rizika i smislenu interpretaciju

rizika. Relevantnost opisuje korisnost izlaznih veličina modela u karakterizaciji ekološkog uticaja koji je od interesa.

Modeli akvatičnih ekosistema su raznoliki u strukturi i nameni, kao što je različita i motivacija za njihov razvoj. Bez obzira na razlike u ekološkoj strukturi, modeli akvatičnih ekosistema se obično formulišu kao set diferencijalnih jednačina formulisanih na osnovu masenog bilansa ulaznih i izlaznih veličina (Bartell, 2002.).

U analizi rizika je važno utvrditi distribuciju rizika, koja uključuje neizvesnost i varijabilnost svakog ulaznog parametra, za šta se često koristi Monte Karlo (*Monte Carlo*) analiza (metoda). Ovom tehnikom se dobija novi set parametara (npr. ingestija vode, koncentracija mikrobioloških agenasa i parametar doza-reagovanje) i potom se kombinuju pojedinačni proračuni koristeći novi set slučajnih uzoraka da bi se ustanovila distribucija rizika (Haas i Eisenberg, 2001.). Monte Karlo metod ima široku primenu u raznim oblastima, fizika, tehničke nauke, životna sredina, finansije, telekomunikacije, grafika, geofizika, itd. i integrisan je u brojnim programskim paketima. Ovaj metod je naročito koristan za modeliranje fenomena gde postoji nepouzdanost ulaznih parametara, što je čest slučaj kod modeliranja akvatičnih ekosistema.

Pregled reprezentativnih dinamičkih modela koji su trenutno dostupni i koriste se za procenu rizika u akvatičnim sredinama, kao i funkcija koje pokrivaju je dat tabelarno (Tabela 5). Spisak programskih paketa koji mogu da se koriste za analizu ekoloških podataka i za procenu rizika je ipak znatno duži, a pri izboru se mogu koristiti i preporuke Bartell i sar. (2003.), EEA (1998.), vebisajt Agencije za zaštitu životne sredine SAD (www2.epa.gov/exposure-assessment-models) i drugih. Izbor adekvatnog modela, koji treba da bude prilagođen svrsi istraživanja i dostupnim podacima je osnovni korak u analizi rizika ili bilo kakvom drugom istraživanju u čiju svrhu se primenjuje. Izbor odgovarajućeg modela koji će odgovoriti na procenu ekološkog rizika zavisi od balansa između kompleksnosti samog modela i dostupnosti podataka, nivoa specifičnosti raspoloživih modela, kao i problema koji se tretira, odnosno od ekosistema, krajnjih tačaka koje su od interesa, kao i zagađujućih materija (Pastorok i sar., 2003.).

Tabela 5. Poređenje reprezentativnih dinamičkih modela za procenu rizika (prema Park i sar., 2008.)

Promenljive i procesi	AQUATOX	CATS	CASM	Qual2K	WASP7	EFDC-HEM3D	QEAFdChn	BASS	QSim
nutrijenti	x	x	x	x	x	x			x
dijageneza sedimenta	x			x	x	x			
detritus	x	x	x	x	x	x			x
rastvoreni kiseonik	x		x	x	x	x			x
pH	x			x					x
NH ₄ toksičnost	x								
pesak/prah/glina	x				x	x			
efekti sedimenta	x								
hidraulika						x			x
toplota				x	x	x			x
salinitet	x				x	x			
fitoplankton	x	x	x	x	x	x			x
perifiton	x	x	x	x	x				x
makrofite	x	x	x						x
zooplankton	x	x	x						x
zoobentos	x	x	x						x
ribe	x	x	x					x	x
bakterije			x						x
patogeni				x		x			

Pastorok i sar. (2003.) navode modele akvatičnih ekosistema AQUATOX, CASM i IFEM, kao odgovarajuće za detaljnu procenu ekološkog rizika. AQUATOX je opšti, mehanistički model za ocenu ekološkog rizika, koji može da se koristi za ocenu prošlog, sadašnjeg i budućeg direktnog i indirektnog efekta različitih stresora (Park i sar., 2008). CASM (*Comprehensive Aquatic System Model*) je model razvijen da odgovori na pitanja koja se tiču sposobnosti strukture ekosistema (lanca, odnosno kompleksne „mreže“ ishrane) da se vrati u prvobitno stanje, usled promene sadržaja nutrijenata u vodi, kao i da oceni direktne i indirektne toksične efekte u akvatičnim ekosistemima (Bartell, 2002.). IFEM (*Integrated Fates and Effects Model*), kao i AQUATOX ima ugrađenu funkciju koja predstavlja toksične efekte, kao i sudbinu i transport zagađujućih hemijskih sredstava (Pastorok i sar., 2003.).

Carleton i sar. (2005.; 2009.) su pokazali da je moguća primena vezanih simulacija programa poput AQUATOX i HSPF (program za hidrološke simulacije) za definisanje preporučenih vrednosti koncentracije nutrijenata u vodnim telima. Na ovaj način se povezuju stresori koji utiču na kvalitet vode i odgovor na mere koje se sprovode na

proučavanom drenažnom području, pa je na ovaj način zapravo moguće odgovoriti na više pitanja koja se tiču kvaliteta vode i upravljanja, kao što su određivanje prihvatljivih koncentracija nutrijenata i ocena postizanja namene (mere upravljanja). Na ovaj način je moguće definisanje kriterijuma za ukupan fosfor i ukupan azot, koji bi bio bolje prilagođeni određenom ekološkom (pod)regionu, u odnosu na kriterijume propisane postojećim pravilnicima (Carleton i sar., 2009.).

Koelmans i sar. (2001.) ističu važnost povezivanja ekoloških modela koji se bave samo jednom vrstom problema (eutrofikacija, sudbina kontaminirajućih materija ili lanac ishrane), da bi se procenili sudbina i rizik od kontaminanata u sistemima sa promenljivim organskim opterećenjem, da bi se ocenilo prirodno smanjenje zagađujućih materija ili da bi se bolje razumela sposobnost autopurifikacije sistema.

Ne postoji veliki broj modela koji obrađuju više problema istovremeno. Nekoliko, takozvanih integrisanih ekoloških modela je napravljeno ili korišćeno za istovremeno proučavanje sudbine i efekata nutrijenata i kontaminanata, poput CATS-5 (*Contaminant in Aquatic and Terrestrial ecoSystems*), AQUATOX, GBMBS (*Green Bay Mass Balance Study*), adaptirani QWASI (*Quantitative Water, Air, Sediment Interaction*), IFEM (*Integrated Fates and Effects Model*) i HOC (Koelmans i sar., 2001.).

Lei i sar. (2008.) su koristili program AQUATOX za procenu sudbine nitrobenzena i uticaja na ekosistem reke Songhua, koji je u nju upušten kao posledica akcidenta. Autori ističu da je cilj primene ovog modela primena jednostavnog monitoring sistema kojim bi se identifikovali ključni procesi koji su u vezi sa ekološkim uticajem ovakvih toksičnih materija, pošto se desi akcidentna situacija. Zhang i Liu (2014.) su uspešno primenili AQUATOX za procenu ekološkog rizika od polibromovanih difenil-etra (PBDEs) u jezeru Baiyangdian u Kini, koje je već značajno izmenjeno pod uticajem čoveka.

Mikrobiološki modeli se mogu grupisati u dve glavne kategorije: statističke modele i dinamičke modele zasnovane na procesima (Gourmellon i sar., 2010.). Autori navode kao glavne ciljeve statističkih modela opis mikrobiološkog zagađenja koje je rezultat ispuštanja otpadne vode ili difuznih izvora, i predviđanje kvaliteta vode. S obzirom na izvesna ograničenja statističkih modela (ne uzimanja u obzir procesa poput advekcije,

transporta ili stope mikrobiološkog raspada i nedostatak vremenske ili prostorne distribucije), razvijena je druga grupa, takozvanih dinamičkih modela.

US EPA (2010.) za analizu mikrobiološke procene rizika koristi različite softverske pakete, zavisno od pristupa analizi rizika, i to su MathCad (Mathsoft Corp.), R jezik (R Development Core Team, 2009), Python programski jezik (Python Software Foundation, 2009), Analytica™ (Lumina Decision Systems). Navedeni programi predstavljaju moćan alat za statističku obradu podataka i primenu statističkih metoda za procenu rizika.

Whelan i sar. (2010.) u svom radu opisuju primenu jedinstvenih atributa za analizu rizika u multimedijalnim sistemima (FRAMES) na primeru zagađenja vodotoka mikrobiološkim agensima koji tu dospevaju usled slivanja sa poljoprivrednih površina, i tako demonstriraju način povezivanja različitih modela i baza podataka u cilju primene kvantitativne procene mikrobiološkog rizika (QMRA), uključujući više mikrobni izvora i sojeva koji će uticati na nizvodne receptore (kupače). FRAMES je softverska platforma koja povezuje različite module, pa korisnici mogu da povežu potrebne module ili baze podataka u skladu sa svojim potrebama (<http://mepas.pnnl.gov/FRAMESV1/>).

Pinto i sar. 2012. su razvili dva modela uz pomoć stepenaste diskriminacione analize za rečni sistem prigradskog područja Hawkesbury-Nepean u Novom južnom Velsu (Australija), od kojih je jedan za rizik od eutrofikacije, a drugi za mikrobiološki rizik. Svrha ovih modela je za preliminarnu procenu nivoa rizika (visok ili nizak) od cvetanja modrozelenih algi i kvaliteta vode kada je u pitanju rekreativno korišćenje.

Značajna uloga ekoloških i mikrobioloških modela nije samo u proceni rizika od različitih vrsta zagađujućih materija, već i u proceni promena u vodnom ekosistemu koje mogu da nastanu kao posledica promene klime, ali i uspešnosti remedacionih mera. Kalibrisani model akvatičnog ekosistema čija je ravnoteža narušena, može da posluži kao osnova za testiranje različitih remedacionih strategija. Određene remedacione mere mogu u nekim slučajevima da se pokažu kao veoma efikasne, ali u nekim drugim mogu da budu čak štetne. Kalibrisani model bi mogao da pomogne u identifikovanju ključnih parametara (mera) koji proizvode željene efekte.

5 Jezera Palić i Ludaš

Paličko i Ludaško jezero su plitka panonska jezera, smeštena na severoistoku Bačke, na lesnom platou Telečka, koji visinom dominira nad ostalim delovima Bačke i u neposrednoj su blizini Subotice (Slika 2). Jezera su nastala pre oko milion godina, tako što je jezerska okna izdubio vetar, a sprečio je i dalje oticanje vode, zaustavljajući je među peščanim dinama (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.). Količina i kvalitet vode u jezerima su se menjali u toku vremena, ali su površinske vode šireg područja od pamtiveka imale smer tečenja od severozapada ka jugoistoku, tačnije prema Paliću, pa preko kanala Palić-Ludaš i Ludaškog jezera, u vodotok Kireš i dalje prema Tisi (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.).

Režim padavina i podzemnih voda direktno je uslovljavao vodni režim jezera, s obzirom da jezera, predstavljaju prirodni vodoprijemnik viškova voda sa okolnog terena, koje površinski i podzemno gravitiraju prema njima. Velike varijacije u bilansu voda jezera u prošlosti su se odnosile kako na povremeno potpuno isušivanje jezera, tako i na obilje vode čiji su se viškovi odvodili odvodnim kanalima do vodoprijemnika, vodotoka Kireš, odnosno do reke Tise (Seleši, 2000.; Seleši, 2005.).



Slika 2. Položaj jezera Palić i Ludaš na teritoriji AP Vojvodine

Izgradnjom sistema vodosnabdevanja i kanalisanja grada Subotice, režim vode jezera se narušava. S jedne strane je došlo do intenzivnijeg korišćenja podzemne vode za vodosnabdevanja naselja i industrije, a sa druge, stvaraju se sve veće količine otpadnih voda naselja i industrije, za koje je recipijent postalo Paličko jezero (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.; Seleši, 2000.).

Zahvaljujući bogatstvu prirodnih i kulturnih vrednosti, jezera Palić i Ludaš sa širom okolinom su proglašena za regionalni park „Palić - Ludaš“, 1982. godine. Severoistočni deo jezera proglašen je za Specijalni rezervat prirode „Ludaš“, dok Paličko jezero ima status Parka prirode.

Park prirode „Palić“ pripada III kategoriji zaštite – zaštićeno područje lokalnog značaja (Zakon o izmenama i dopunama Zakona o zaštiti prirode, „Sl. glasnik RS“, br. 88/2010, 91/2010). Prema klasifikaciji Svetske unije za zaštitu prirode (IUCN) pripada IV kategoriji – područje upravljanja staništima i vrstama. Osim toga Park prirode u celini pripada IBA području (značajno područje za ptice) „Subotička jezera i pustare“ RS 002IBA. Zaštićeno prirodno dobro Park prirode „Palić“ obuhvata Paličko jezero i deo naselja Palić, ukupne površine 713 ha, odnosno zaštitne zone od 869 ha. Čine ga prirodne vrednosti (jezero, park), kulturne vrednosti (Veliki park, objekti vrhunske arhitektonske vrednosti), duga tradicija kupališta, banje i letovališta (Pokrajinski zavod za zaštitu prirode, 2011.).

Specijalni rezervat prirode „Ludaško jezero“ bio je pod zaštitom već od 1955. g. (deo jezera). U postupku revizije i kategorizacije svih zaštićenih prirodnih dobara, Ludaško jezero je 1994. g. proglašeno Specijalnim rezervatom prirode Uredbom Vlade Republike Srbije („Sl. glasnik RS“ 56/94). Novom Uredbom Vlade Republike Srbije („Sl. glasnik RS“ 30/06) prihvaćen je predlog za reviziju postojeće Uredbe i 2006. su proširene granice Rezervata čija površina sada iznosi 846,33 ha. Prema novoj Uredbi iz 2006. g., rezervat obuhvata površinu od 847 ha, kao i 2.002 ha zaštitne zone. Pripada I kategoriji zaštite, kao prirodno dobro od izuzetnog značaja za Republiku. SRP „Ludaško jezero“ obuhvata jezero, kanal „Palić-Ludaš“ i obalu uz naselja Ludaš/Šupljak, Hajdukovo i Nosa. Pored očuvanih prirodnih vrednosti (flora i fauna tipična za barsko - močvarne ekosisteme), ima i očuvane kulturne vrednosti, arheološka nalazišta, seosku i crkvenu arhitekturu.

Rezervat ima i međunarodni značaj, jezero je uvedeno na spisak Ramsarskih područja 1977. godine, kao močvara od međunarodnog značaja u gnežđenju i seobi ptica močvarica. Od 1989. godine ova oblast se tretira kao područje međunarodnog značaja za ptice (IBA NO-033). Revizijom IBA programa, 2000. godine, Ludaško jezero je ušlo u objedinjeno područje IBA pod nazivom „Subotička jezera i pustare“.

Ornitološka vrednost se ogleda naročito u broju retkih i ugroženih vrsta (Pokrajinski zavod za zaštitu prirode, 2011.):

- 176 strogo zaštićenih vrsta, prema Pravilniku o proglašenju strogo zaštićenih i zaštićenih divljih vrsta biljaka, životinja i gljiva („Sl. glasnik RS“, br. 5/10),
- 70 vrsta se nalaze na SPEC listi, među njima je izvesan broj kategorisan kao najugroženije životinje na planeti. Među njima su mali vranac (*Phalacrocorax pygmeus*), patka njorka (*Aythya nyorca*), plavokljuna patka (*Oxyura leucocephala*), belorepan (*Haliaeetus albicilla*) i prdovac (*Crex crex*).
- 50 vrsta se nalazi na Dodatku I Direktive o pticama, što ih opredeljuje kao vrste na osnovu kojih se nominuju područja Natura 2000.

Jezera Palić i Ludaš zaslužuju da budu sačuvana i unapređena, pri čemu se najpre misli na očuvanje izvorne flore i faune. U tom smislu ih je neophodno bolje razumeti u cilju preduzimanja odgovarajućih aktivnosti u domenu upravljanja vodama, vodeći računa o svim interesima, prioritetima i potrebama ekosistema.

5.1 Istorija jezera i pregled aktivnosti preduzetih u cilju rešavanja problema zagađenja i sanacije jezera

O istoriji Palićkog i Ludaškog jezera je detaljno pisao hidrobiolog Đula Seleši (2000.; 2005.), koji je dobar deo svoje profesionalne karijere posvetio proučavanju problema koji se u njima pojavljuju. Ovde će biti dati samo kratak izvod iz njegovih beleški i iz Studije Instituta za vodoprivredu „Jaroslav Černi“ (2011.).

Prvi pisani podaci o stanju jezera Palić sežu do daleke 1687. g. Prema merenjima iz 1697. g. dubina vode u jezeru se kolebala između 65-80 cm. U periodu 1698. - 1701. jezero je presušilo, da bi pisani podaci tvrdili da je između 1730.-1731. jezero ponovo postojalo. Na mestu jezera se 1740. se prostirala pustara, da bi 1743. g. postepeno

počelo da se puni. Jezero je ponovo presušilo 1794. g., da bi u narednom periodu voda narasla toliko da su se Paličko i Krvavo (Omladinsko) jezero spojili.

Na karti Prvog vojnog premera Austro-Ugarske iz 1783. g. jezero Ludaš je bilo niže za oko 0,7 m u odnosu na sadašnji vodostaj. Dve decenije kasnije, konture jezera pokazuju viši vodostaj, jezero je zauzimalo površinu od 210 ha.

Zbog više ponovljenih poplava s početka XIX veka, 1817. godine je iskopan odušni kanal Bege, koji spaja jezera Palić i Ludaš, tako da se voda prelivala u oba pravca. Proučavanja vodostaja jezera Palić sprovedena u periodu 1845.-1855. pokazuju da su kolebanja bila veoma velika i da je najveće kolebanje vodostaja iznosilo i do 1,9 m. U drugoj polovini XIX veka (1863.) jezero je ponovo presušilo.

Peta decenija je započela izuzetno niskim vodostajima jezera Palić (1950., 1952.), što dovodi do povlačenja vode na severnoj strani jezera i 70 m od obale. Trska je tada prekrivala 40% jezera. Prvi put se skreće pažnja i na problem sve većih otpadnih voda grada i industrije Subotice, koja se bez prečišćavanja uliva u jezero. Ubrzani tempo izgradnje vodovoda i kanalizacije grada Subotice, kao i proširivanje već postojećih fabrika, utiče na rast otpadnih voda iz godine u godinu, koje se bez prečišćavanja izlivaju u zapadni krak jezera.

Posledice su registrovali Đ. Seleši i L. Horvat 1958. g. tokom ispitivanja rastvorenog kiseonika u vodi jezera, kada su konstatovali skoro potpuno odsustvo kiseonika u zabarenom zapadnom kraku, gde se izlivala gradska kanalizacija. Ispitivanje zooplanktona i ekoloških uslova (V. Pujin, 1959.-1960.) pokazuje značajnu ugroženost jezera zagađenjima iz kanalizacije, kao i bujni razvoj fitoplanktona, što dalje uzrokuje intenzivan proces truljenja, dok je proces samoprečišćavanja jezera spor.

Hronologija rešavanja problema zagađenja i sanacije Paličkog jezera, kao recipijenta otpadnih voda kanalizacije grada Subotice i lokalne industrije, započinje od sredine XX veka, kada priču o lekovitosti vode jezera zamenjuje ona koja sve više apostrofira zagađenost vode jezera. Istraživanja koja se od tada preduzimaju usmerena su u pravcu definisanja problema, i pre svega su u pitanju hemijske i biološke analize vode i mulja, a zatim pronalaženja tehničkog rešenja problema čišćenja jezera.

U periodu 1969.-1971. godine utvrđena je koncepcija sanacije jezera Palić koja je obuhvatila:

- Rešenje glavnog uzroka degradacije jezera kroz racionalno gazdovanje vodama, predtretman industrijskih otpadnih voda, prečišćavanje zbirnih otpadnih voda i tercijarno prečišćavanje otpadnih voda grada Subotice;
- Otklanjanje posledica degradacije kumulisanih u prošlosti i to izmuljivanjem dna jezera od pretežno organskog mulja;
- Obezbeđenje manjkova vode u bilansu jezera Palić;
- Uređenje okoline jezera u funkciji zaštite režima voda;
- Izgradnja objekata u koritu jezera.

Rad na koncepciji sanacije je bio u toku kada se 1971. g. dogodio katastrofalni pomor ribe (Slika 3).



Slika 3. Pomor riba 1971. godine

U periodu 1972.-1975. g., realizovani su neki od predviđenih elemenata sanacije:

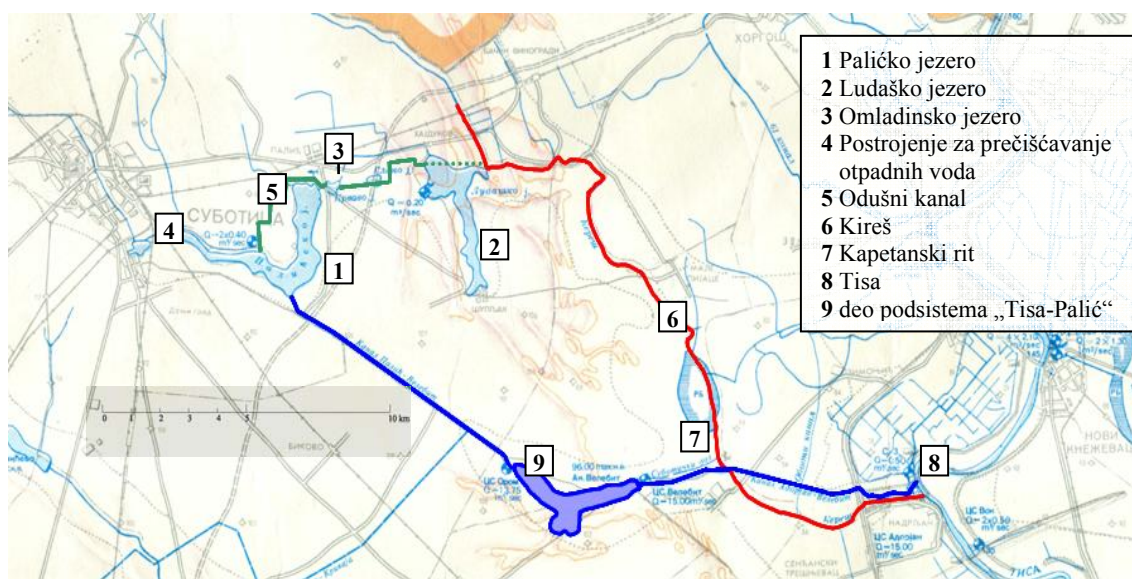
- Prečišćavanje vode – predtretman za industrijske vode nije realizovan u potpunosti, dok tercijarno prečišćavanje uopšte nije realizovano;
- Izmuljavanje – izvršeno je izmuljavanje od oko 2 miliona m³ mulja i njegovo deponovanje u deponije izvan korita jezera i ugradnja u obale jezera i u ostrva odnosno nasipe kojima je jezero Palić podeljeno u 4 sektora/akumulacije;
- Punjenje jezera izvršeno je vodom koja je većim delom poticala od prečišćenih otpadnih voda, a manjim delom od prirodnog doticaja površinskih i podzemnih voda;
- Uređenje okoline – zaštitni pojas oko jezera, širine oko 500 m, nije realizovan.

Sanacija jezera Palić nije dala očekivane rezultate s obzirom da se voda nije adekvatno (ili u potpunosti) prečišćavala, niti je kontrolisano ispuštanje otpadnih voda u jezero od drugih zagađivača (septičke jame, stajnjak sa susednih farmi, površinski oticaj).

Uređaj za prečišćavanje otpadnih voda grada Subotice je izgrađen kao deo koncepta sanacije, a kapacitet mu je povećan 1983. godine. Ipak, prečišćene otpadne vode upuštane u jezero su i dalje bile opterećene dosta visokim sadržajem organske materije, azotnih i fosfornih jedinjenja. Ekološka situacija na jezeru Palić, uticala je da se 2004. g. pristupi rekonstrukciji starih i izgradnji novih kapaciteta uređaja za prečišćavanje otpadnih voda. Novo, modernizovano postrojenje za prečišćavanje otpadnih voda Subotice je pušteno u rad 2009. godine. Danas radi u izuzetnom režimu, tako da se u Palićko jezero ispušta prečišćena otpadna voda koja zadovoljava nove standarde propisane Uredbom o graničnim vrednostima emisije zagađujućih materija u vode i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", 67/2011 i 48/2012).

1980. g. je započeta izgradnja odušnog (obilaznog) kanala, jer se pokazalo da se tokom godine preko jezera preliva oko 8 miliona m³ suvišne vode sa uređaja za prečišćavanje otpadnih voda. Izgradnjom odušnog kanala, prečišćene vode bi obišle oba jezera i na kraju se izlile u vodotok Kireš. Prva deonica odušnog kanala, od prve akumulacije jezera Palić do iza ustave na Omladinskom jezeru, puštena je u rad 1981., ali je funkcionisala samo do 1990. godine.

U cilju osvežavanja vode u jezerima Palić i Ludaš i zadovoljenja procenjenih potreba za vodom navodnjavanje, projektovan je i (od 1984.) delimično izgrađen podsistem "Tisa-Palić", kojim se voda sistemom kanala i crpnih stanica (kanal Adorjan-Velebit, CS Velebit, akumulacija Velebit, CS Orom, kanal Orom-Palić), distribuirala do jezera Palić (Slika 4). Podsistem "Tisa-Palić" je odigrao spasonosnu ulogu za jezero Palić u izuzetno sušnim godinama kakve su bile 1995., 1998., 2000. (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.; Kolaković i Gabrić, 2003.). Ipak, sve preduzete aktivnosti i mere su bile nedovoljne za sprečavanje dalje eutrofikacije jezera Palić i Ludaš.



Slika 4. Pregledna karta ključnih objekata u ciklusu kruženja vode na proučavanom području

U periodu od 1856.-1998. je registrovano značajno smanjenje sadržaja soli u Paličkom jezeru, i čak dolazi do potpune promene hemijskog sastava vode (Seleši, 2000.). Autor navodi da je jezero krajem XIX i početkom XX veka bilo karakteristično slano, sa dominacijom sode (Na_2CO_3), dok je prva registrovana promena u hemizmu vode bila 1956., kada je poprimila druga obeležja, odnosno postala natrijum-sulfatna. Nakon sanacije i ponovnog punjenja jezera, voda ostaje natrijum-sulfatna do 80.-ih godina kada prelazi u natrijum-hloridni tip.

Voda Ludaškog jezera je takođe pretrpela izvesne promene u svom kvalitetu. S obzirom na hidrauličku povezanost ovih jezera, neminovan je uticaj Paličkog jezera na kvalitet vode Ludaškog jezera. Voda Kireša je imala veliki uticaj na hemijski sastav vode Ludaškog jezera do početka XIX veka i iskopa kanala Bege koji je spojio Paličko i Ludaško jezero (Seleši, 2005.). Autor navodi da su bitne promene u kvalitetu vode Ludaškog jezera nastale, sa izgradnjom kanalizacione mreže, tako da je od 1956. registrovano značajno smanjenje sadržaja soli, kao i u Palićkom jezeru, pa je i Ludaško jezero takoreći postepeno izgubilo slatinasti karakter.

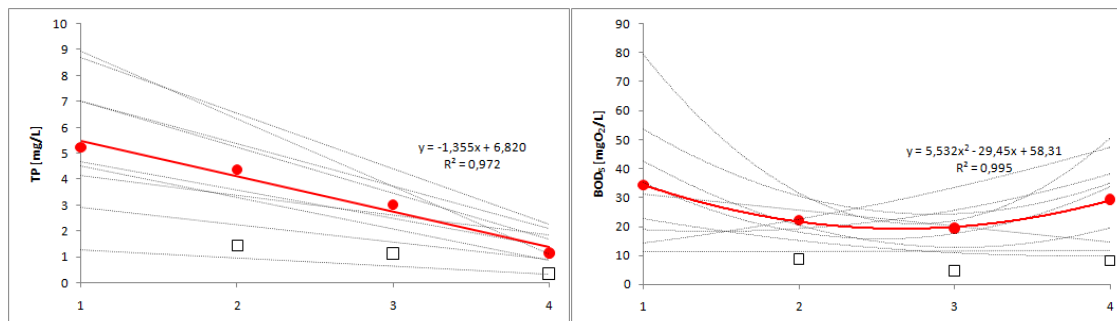
Navedene činjenice idu u prilog tvrdnji da vode kojima se prihranjuje jezero (ranije neprečišćena, a sada prečišćena otpadna voda) ne utiču samo na vodni bilans, već i da određuju hemijski karakter jezerske vode.

5.2 Sadašnje stanje

Samo smanjenje vodostaja dovodi do povećanja koncentracije biogenih soli, a izlivanje otpadnih voda u jezero dodatno povećava njihovu koncentraciju, što prouzrokuje hiperprodukciju organske materije u odnosu na neko prirodno ravnotežno stanje. Na razlaganje organske materije se troši velika količina kiseonika što dalje dovodi do stvaranja anaerobnih uslova u jezeru. Osim toga, razložena ili polurazložena organska materija i rastvorene soli koje se praktično nalaze u višku, talože se na dnu jezera, stvarajući na taj način taloge mulja različite debljine po profilu jezera. Osnovni problem Paličkog i Ludaškog jezera su neadekvatan kvalitet vode za prihranjivanje i velika količina sedimenta bogatog organskim materijama (Seleši, 2000.; Seleši, 2005.; Institut „Jaroslav Černi“, 2011.).

Analiza kvaliteta vode Paličkog jezera ukazuje na prostorni trend koncentracija nutrijenata (ukupni fosfor i ukupni azot) i vrednost biološke potrošnje kiseonika (BPK₅) (Raičević i sar., 2012). Rezultat analiza srednjih godišnjih vrednosti koncentracije fosfora i azota u vodi, posmatrano po sektorima daje linearnu regresiju ovih vrednosti (Grafikon 1). Ovi podaci ukazuju da jezero Palić reguliše sadržaj nutrijenat i ima dobru moć samoprečišćavanja, ali je opterećeno prevelikim količinama fosfora. Vrednosti BPK₅, pokazatelji opterećenja organskim materijama, su prilično visoke za površinsku vodu i ukazuju na visok nivo zagađenja. Kada je ovaj parametar u pitanju registrovan je

paraboličan trend. Visoke vrednosti BPK₅ u sektoru 4 su pokazatelj hiperprodukcije biomase algi.



Grafikon 1. Prostorni trend koncentracija ukupnog fosfora (levo) i vrednosti BPK₅ (desno), po sektorima Paličkog jezera (1-4), (Raičević i sar., 2012)

Da bi se Paličko jezero obnovilo, potrebno je promeniti 59,4% jezerske vode, čistom vodom, odnosno vodom koja ne nosi nikakva otperećenja (Raičević i sar., 2011).

Na dnu Paličkog jezera je nataloženo blizu 2 miliona m³ sedimenta (Tabela 6), dok je na dnu Ludaškog jezera, koje zauzima nešto manju površinu, nataloženo 35% više (Institut “Jaroslav Černi”, 2011.). Debljina sedimenta varira od 0,3 do 1,2 m, što na nekim mestima znatno smanjuje visinu vodenog stuba, što je pogotovo izraženo kod Ludaškog jezera.

Tabela 6. Rezultati sprovedenih geodetskih radova

	Površina (ha)	Zapremina mulja (m³)
jezero Palić	565	1.900.160 (bez sektora 1)
- sektor 1	27	-
- sektor 2	85 (81 bez ostrva)	293.097
- sektor 3	81	295.707
- sektor 4	372	1.311.356
jezero Ludaš	317	2.682.315

Sediment na dnu jezera je delom posledica erozije obala, a delom taloženja organskih ostataka i eolske erozije. O urušavanju obala govore i najnoviji geodetski snimci prema

kojima se najveći deo materijala deponovanog pri sanaciji iz 1970.-ih godina, raspao i vratio na dno jezera već posle prvih udara talasa (Institut “Jaroslav Černi”, 2011.).



Slika 5. Erodirane obale (levo) i nasipi (desno) jezera Palić

Kvalitet sedimenta je zadovoljavajući sa aspekta toksičnih materija, međutim opterećen je velikim sadržajem azota i fosfora (Institut “Jaroslav Černi”, 2011., Raičević i sar., 2011., Raičević i sar., 2012., Božić i sar., 2013.). Sediment predstavlja skladište fosfora, pa eutrofni uslovi mogu da traju još nekoliko godina pošto se njegovo unošenje iz spoljašnjih izvora eliminiše. Frakciju rastvorljivog fosfora, sediment neprekidno razmenjuje sa vodenim stubom (Raičević i sar., 2011.)

Mehanički sastav sedimenta je određen u okviru kontrolnih ispitivanja sedimenta, sprovedenih 2010. godine. Sadržaj fizičke gline u jezeru Palić je između 13,2-35,0%, a frakcije peska između 65,0-86,8%. Sediment jezera Ludaš sadrži između 28,7-39,4% fizičke gline, i 60,6-71,3% frakcije peska (Institut “Jaroslav Černi”, 2011.). Dublji slojevi sedimenta u sektoru 2 imaju nešto veće koncentracije teških metala što je rezultat zagađenja jezera u vreme kada je industrija bila veoma aktivna (Raičević i sar., 2012.). Koncentracije arsena, nikla i hroma prelaze limite definisane holandskim i kanadskim smernicama za kvalitet sedimenta (Warmer i van Dokkum, 2002.; Canadian Environmental Quality Guidelines, 2003.).

Sediment jezera Palić (sektori 2, 3 i 4) i jezera Ludaš se odlikuje visokim organskim opterećenjem, visokim sadržajem ukupnog fosfora i azota; većina uzoraka jezerskog sedimenta nije opterećena visokim koncentracijama teških metala, odnosno oni se

nalaze u prihvatljivim granicama, bilo da se primenjuju kanadske ili holandske smernice za ocenu kvaliteta sedimenta (Institut “Jaroslav Černi”, 2011.).

Problem kvaliteta i kvantiteta voda jezera Palić i Ludaš, i pored niza aktivnosti sprovedenih u prošlosti, nije rešen na zadovoljavajući način.

III CILJ

Voda je ključni prirodni resurs koji je od vitalnog značaja za opstanak svih ekosistema na planeti. Međutim, manje od 1% vodenih resursa na Zemlji su dostupni ljudima kao slatka voda, u obliku površinskih ili podzemnih voda (UNESCO, 2006.). Iako trenutno postoji dovoljno vode za bitne aktivnosti (Blanco i sar., 2009.), piće, navodnjavanje i domaću i industrijsku upotrebu na globalnom nivou, prostorna distribucija vode ukazuje na to da, u mnogim slučajevima nije dostupna tamo gde je potrebna. Zbog toga je od ključne važnosti očuvanje vodnih resursa, iako se u praksi kontinuirano degradira i zagađuje.

Naučni cilj ove doktorske disertacije je kvantifikacija pojedinih faktora zagađenja i njihov odnos sa prirodnim elementima plitkih panonskih jezera i njihov doprinos ekološkom statusu proučavanog područja.

Imajući u vidu opterećenje od prečišćenih i neprečišćenih otpadnih voda, cilj disertacije je kvantitativna ocena izloženosti, efekata, rizika i procene doprinosa ovog faktora zagađenja ekološkom i mikrobiološkom statusu jezera.

Polazeći od činjenice da poljoprivredne površine uglavnom naležu na samu obalu jezera, cilj ovih istraživanja je kvantifikacija uticaja poljoprivrede na ekološki status vodnih tela i pronalaženje adekvatnih rešenja za kontrolu zagađenja.

Razvijanje i primena tehnika za kvantitativnu ocenu izloženosti, efekata i rizika je od posebnog značaja obzirom da plitka jezera predstavljaju veoma osetljive vodne sisteme i sa aspekta ekološkog i mikrobiološkog rizika još uvek su nedovoljno proučena. Sagledavajući važnost regionalnog parka „Palić-Ludaš“, kao i činjenicu da je Ludaško jezero označeno kao ramsarsko područje 3YU002 (vlažno područje od međunarodnog značaja) cilj ovih istraživanja je bolje razumevanje postojećih problema i pronalaženje efikasnih mera zaštite.

IV MATERIJAL I METODE

Rad obuhvata terenska i laboratorijska istraživanja i analizu rezultata uz upotrebu standardnih statističkih metoda i široko rasprostranjenih programskih paketa. Za modeliranje su često potrebni i prateći ulazni parametri koji bolje opisuju specifičnosti područja, poput klime i geografskih odlika terena, što zavisi od potreba istraživanja i odabranog programskog paketa, pa su korišćene meteorološke, geološke, hidrogeološke i pedološke podloge.

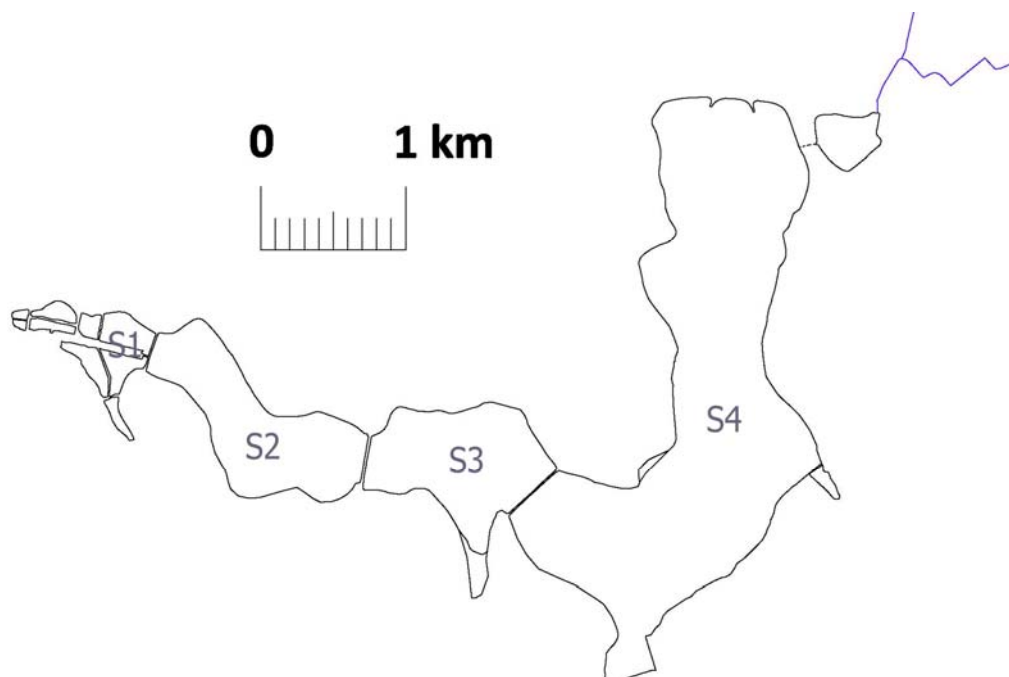
Osnovni izvor meteoroloških podataka su Meteorološki godišnjaci Republičkog hidrometeorološkog zavoda Srbije (RHMZ). Dostupni za korišćenje su nizovi za period od 1967. do 2013. godine, a kao reprezentativna za obradu i prikaz režima klimatskih karakteristika izabrana je meteorološka stanica Palić.

Postojeći podaci i interpretacija geoloških i hidrogeoloških karakteristika područja, kao i rezultati sprovedenih istražnih radova su preuzeti iz Studije izvodljivosti čišćenja i remedijacije sedimenta Paličkog jezera (Institut za vodoprivredu “Jaroslav Černi”, 2011.). Za analizu zemljišnog pokrivača je korišćena pedološka karta Vojvodine, razmere 1:50.000. Za analizu načina korišćenja zemljišta korišćeni su satelitski snimci, dostupni na GoogleEarth.

Hemijske i mikrobiološke analize za potrebe izrade disertacije su urađene u laboratorijama Instituta za vodoprivredu „Jaroslav Černi“ i u laboratoriji Katedre za ekološku mikrobiologiju, Poljoprivrednog fakulteta, Univerziteta u Beogradu.

1 Opšte karakteristike Paličkog i Ludaškog jezera

Jezera Palić i Ludaš se nalaze na severoistoku Bačke, u neposrednoj blizini Subotice i naselja Palić. Jezera su oko 10 km udaljena od Mađarske granice, 100 km od Novog Sada, odnosno 180 km od Beograda. Paličko jezero se nalazi na 46°04'30''SGŠ i 19°45'30''IGD, a Ludaško jezero na 46°05'58''SGŠ i 19°49'27''IGD. Područje, kao i cela Bačka, ima dominantno ravničarski karakter, sa blagim mikro- i mezoreljefskim oblicima. Paličko jezero je pretrpelo promene nakon restauracije 70.-ih godina XX veka, kada je podeljeno na 4 sektora (S1-S4), što utiče na tečenje, tj. zadržavanje vode u jezeru (Slika 6).



Slika 6. Morfologija Paličkog jezera nakon restauracije 70.-ih godina

Zbog nastalih promena, određeni su morfometrijski parametri i za svaki sektor posebno. Na osnovu morfometrijskih parametara se može proceniti erozija, opterećenje nutrijentima, termalna stabilnost, biološka produktivnost i druge funkcionalne i strukturne komponente ekosistema (Wetzel i Likens, 2000.; Nixdorf i Deneke, 1997.). Na osnovu dostupnih podataka merenja, određeni su efektivna dužina, efektivna širina, dužina i razvijenost obale, relativna dubina, teorijska dubina epilimniona (Tabela 8). Za proračune korišćeni su podaci geodetskih merenja Instituta za vodoprivredu „Jaroslav Černi“ (2011.).

Debljina sedimenta u jezerima, koja varira od 0,3 do 1,2 m, dodatno smanjuje visinu vodenog stuba, tako da je prosečna dubina četvrtog sektora Paličkog jezera manja od 2 m, dok je prosečna dubina Ludaškog jezera 0,9 m. Duboka jezera, male površine pokazuju veći otpor mešanju vode i obično imaju relativnu dubinu veću od 4%, dok većina jezera imaju relativnu dubinu manju od 2% (Wetzel i Likens, 2000.). Kod Paličkog i Ludaškog jezera relativna dubina je čak manja od 0,4%. Jezera kod kojih je maksimalna dubina mnogo manja od teorijske dubine epilimniona, kao što je slučaj i sa proučavanim jezerima, pripadaju grupi polimiktičnih jezera, koja najverovatnije imaju veliki intenzitet mešanja vode (Nixdorf i Deneke, 1997.).

Tabela 7. Morfometrijski parametri korišćeni za karakterizaciju jezera

Parametar	Jednačina	Izvor
Efektivna dužina	L_e - Maksimalna dužina vodnog ogledala koja nije prekinuta kopnom. *Efektivna dužina predstavlja maksimalnu izloženost vodene površine vetru.	Nixdorf i Deneke, 1997. *Wetzel i Likens, 2000.
Efektivna širina	B_e - Maksimalna širina vodnog ogledala koja nije prekinuta kopnom.	Nixdorf i Deneke, 1997.
Razvijenost obale	$D_L = \frac{t}{2 \cdot \sqrt{\pi \cdot A}}$, gde su t – dužina obale i A – površina jezera	Wetzel i Likens, 2000.
Relativna dubina	$z_r = \frac{50 \cdot z_m \cdot \sqrt{\pi}}{\sqrt{A}}$ gde su z_m – maksimalna dubina i A – površina jezera	Wetzel i Likens, 2000.
Efektivna dužina ose	$D_a = (L_e + B_e) \cdot 0,5$ gde su L_e – efektivna dužina vodnog ogledala i B_e – efektivna širina vodnog ogledala	Nixdorf i Deneke, 1997.
Teorijska dubina epilimniona	$z_{epi} = (D_a \cdot 10^{-3})^{0,28} \cdot 5,81$ gde je D_a – efektivna dužina ose	Ventz, 1974.; Nixdorf i Deneke, 1997.

Razvijenost obale (D_L) je kod Palićkog jezera reda veličine kao kod većine elipsastih jezera, dok je kod Ludaškog jezera nešto viši i ukazuje na potencijal za razvoj litoralnih zajednica, koje obično karakteriše visoka biološka produktivnost (Wetzel i Likens, 2000.).

Tabela 8. Morfometrijski parametri jezera

	P [ha]	V [10 ⁶ m ³]	L_e [km]	B_e [km]	t [km]	D_L [-]	D_a [m]	Z_{max} [m]	Z_{mean} [m]	Z_r [%]	Z_{epi} [m]
Palić	565	11,5	-	-	20,91	2,5		4,2	2,3	0,2	
Sektor 1	27	0,4	0,54	0,61	2,01	1,1	574	-	-	-	5,0
Sektor 2	85	2,0	1,70	0,59	4,57	1,4	1.147	4,2	2,4	0,4	6,0
Sektor 3	81	2,0	1,34	0,75	4,52	1,4	1.046	3,4	2,5	0,3	5,9
Sektor 4	372	7,1	3,62	1,02	11,81	1,7	2.321	2,7	1,9	0,1	7,4
Ludaš	317	2,9	3,92	1,60	19,30	3,1	2.763	1,9	0,9	0,1	7,7

L_e – efektivna dužina

B_e – efektivna širina

t – dužina obale

D_L – razvijenost obale

D_a – efektivna dužina ose

Z_{max} – maksimalna dubina

Z_{mean} – srednja dubina

Z_r – relativna dubina

Z_{epi} – teorijska dubina epilimniona

1.1 Geološke karakteristike

Geološka podloga na kojoj se nalaze jezera je značajna iz više razloga, utiče na obrazovanje zemljišnog pokrivača, na filtracione karakteristike, pa tako i na pojavu površinskog oticanja, na pojavu vodonosnih slojeva i prihranjivanje jezera. Na području Severne Bačke, na površini terena je utvrđeno postojanje samo stena kvartarne starosti, dok su saznanja o svim ostalim stenama dobijene na osnovu dubokih bušotina, dubine i preko 2.500 m, koje nisu predmet interesovanja. Kvartarne tvorevine se nalaze na dubinama do 200 m i zastupljene su sa diluvijalnim i aluvijalnim naslagama. Diluvijalni sedimenti, različite debljine (2 - 100 m), su predstavljeni uglavnom šljunkovitim i glinovitim peskovima, kao i fluvijalnim peskovima i glinovitim muljevima. U mlađem kvartaru se talože dominantno aluvijalni sedimenti vrlo heterogenog šljunkovito-peskovito-glinovitog sastava.

Na osnovu geoloških i morfometrijskih podataka, predmetno područje pripada tzv. Subotičkoj peščari, koja postepeno prelazi u lesnu zaravan. Karakteriše se čestim smenjivanjem peskovitih i lesnih oaza (Prilog 3). Debljina peskova u Subotičkoj peščari je promenljiva i kreće se u granicama od 3 - 60 m.

1.2 Zemljišni uslovi

Specifičnosti samog lokaliteta, klima, reljef, geološka podloga, biocenoza utiču na pojavu i dinamiku pedogenetskih procesa, pa tako i na stvaranje tipičnog zemljišnog pokrivača. Za analizu pedoloških karakteristika izdvojena je površina od približno 18.500 ha, koja obuhvata šire područje proučavanih jezera (Prilog 2). Bez vodnih ogledala (886 ha), proučavana površina iznosi približno 17.500 ha. Strukturu zemljišnog pokrivača proučavanog područja čine zemljišta grupisana u tri reda: automorfna, hidromorfna i halomorfna (Tabela 9).

Geološka podloga i klimatski uslovi su značajno uticali na formiranje tipičnog zemljišnog pokrivača. Najzastupljeniji tip zemljišta na širem području je černozem, koji se prostire na približno 2/3 od ukupne površine.

S obzirom da su karakteristike zemljišnog pokrivača značajne sa aspekta pojave oticanja, biće obrađene uglavnom drenažne karakteristike navedenih tipova zemljišta. Ocena drenažne sposobnosti se sagledava kao potencijal zemljišta da odvede vodu

površinskim oticanjem i proceđivanjem na veću dubinu. Obradiva zemljišta se mogu grupisati u 4 drenažne klase. Zemljišta I klase imaju vrlo slabu, II klase slabu, III klase nedovoljnu, IV klase umerenu i V klase dobru prirodnu drenirajuću sposobnost.

Tabela 9. Zastupljenost sistematskih jedinica zemljišta šire okoline jezera Palić i Ludaš

Tip, podtip, varijetet, forma zemljišta i oznaka na karti	Površina	
	[ha]	[%]
AUTOMORFNA ZEMLJIŠTA	16.310	92
Eolski peskovi, silikatno-karbonatni, kontinentalni, slabo razvijeni, u posmeđavanju (1)	811	
Eolski peskovi, silikatno-karbonatni, kontinentalni (8)	1.977	
Eolski peskovi, silikatno-karbonatni, kontinentalni, inicijalni i mestimično „živi“ pesak (3)	1.164	
Černoze, na lesu lesnog platoa, karbonatni, tipični (2)	7.569	
Černoze, na lesu lesne terase, platoa, karbonatni, sa znacima oglejavanja u lesu (4)	2.401	
Černoze, na peskovitom lesu lesne terase, karbonatni, tipični (5)	401	
Černoze, na pesku, karbonatni, tipični, ilovasto-peskoviti (6)	1.987	
HIDROMORFNA ZEMLJIŠTA	977	6
Livadsko zemljište, karbonatno, na lesu lesnog platoa, duboko oglejano, tipično (7)	26	
Ritska crnica, karbonatna, tipična, peskovita, na aluvijalnom materijalu (9)	26	
Ritska crnica, karbonatna, zaslanjena, glinovita, na lesno-aluvijalnom materijalu (10)	544	
Ritska crnica, karbonatna, zaslanjena, glinovita, na pesku (11)	301	
Barski treset, plitki (12)	80	
HALOMORFNA ZEMLJIŠTA	270	2
Solončak, sulfatni, površinski zaslanjeni, tipični (13)	270	
UKUPNO	17.557	100

Hidromorfna zemljišta su najčešće teška, glinovita, formirana u uslovima stalnog ili povremenog suficitarnog vlaženja celog ili dela profila zemljišta površinskom i/ili podzemnom vodom. Dominantan predstavnik hidromorfnih zemljišta je ritska crnica karbonatna, koja se može okarakterisati kao zemljište slabe do nedovoljne prirodne drenirajuće sposobnosti (II/III klasa).

Halomorfna zemljišta karakterišu se sličnim režimom vlaženja kao hidromorfna zemljišta, uz prisustvo visokih koncentracija vodorastvorljivih soli. Solončak je jedini predstavnik halomorfnih zemljišta na posmatranom području, koji zauzima malu površinu. Svrstava se u zemljišta veoma slabe drenirajuće sposobnosti. Fizička svojstva

hidromorfnih i halomorfnih zemljišta pretežno su vrlo nepovoljna. Zemljišta iz ova dva reda pokrivaju samo 8% od ukupne površine.

Černozem karbonatni i arenosoli spadaju u zemljišta povoljnih fizičkih svojstava, dobro prirodno drenirana. Uglavnom su van uticaja suvišnih voda. Černozem nastaje na lesu, odnosno pesku kao podlozi, ima visok sadržaj karbonata i lakši do lak mehanički sastav. Zemljišta dobre prirodne drenirajuće sposobnosti su dominantna na području i zauzimaju oko 75% površine.

1.3 Vodni režim jezera Palić i Ludaš

U bilansu voda, Paličko jezero je u prošlosti primalo vodu iz sledećih izvora: atmosferske padavine, podzemne vode, prečišćena otpadna voda grada Subotice (voda sa postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda - PPOV), voda sa sliva Radanovačkih jezera, voda sa sliva Kelebijskog jezera. Takođe, jedan deo voda se u tom bilansu gubio, što je posledica uticaja sledećih faktora: isparavanje, poniranje u podzemlje, navodnjavanje, oticanje u Ludaško jezero. Danas je uticaj klimatskih promena, ali i čovekovih aktivnosti promenio parametre bilansa, pa se tako sa velikom sigurnošću može tvrditi sledeće:

a. Klimatološki deficit vode (atmosferske padavine umanjene za isparavanje i transpiraciju) na širem području jezera Palić i Ludaš je veoma izražen. Klimatološki deficit jednom u deset godina za period jul-avgust dostiže 250 mm (lokalitet Bečej), dok za čitav vegetacioni period može da dostigne blizu 500 mm (Spasov, 2003.).

Obradom mesečnih suma podataka za period 1961.-2012. god, uzetih iz Meteoroloških godišnjaka (RHMZ) za Meteorološku stanicu Palić, dobijeno je sledeće:

- prosečna godišnja suma padavina za naznačeni period iznosi 563 mm,
- najveća godišnja suma padavina je iznosila 927 mm (2010. god.), koja je slična kao 1999. godine, kada se nije mogla utvrditi tačna vrednost, jer ne postoje mereni podaci za maj, jun i jul,
- najmanja godišnja suma se javila 2000. godine u vrednosti od 245 mm,
- prosek za analizirani period vegetacione (april-oktobar) sume iznosi 332 mm,
- maksimum od 584 mm se javio 2001. godine,

- vegetaciona suma padavina je imala minimum 128 mm (2000. god.),
- prosek mesečne sume padavina za obrađeni period je 63 mm/mesec.

Kolaković i Gabrić (2002.) su primenom jednačine Penmana (Penman, 1948.) utvrdili da prosečno isparavanje sa slobodne vodene površine na području Palića, za period obrade od 1950.-2000. iznosi 840 mm godišnje, a tokom vegetacione sezone iznosi 430-450 mm. Zaključuju da se jezero puni padavinama u zimskom periodu dok u letnjim mesecima isparavanje premašuje padavine. Autori navode da se najveće isparavanje javlja u julu i to 160 mm, odnosno 5 mm/dan. Prosečno isparavanje tokom vegetacione sezone od 440 mm ($4.400 \text{ m}^3/\text{ha}$) sa površine jezera od 565 ha, ukazuje da gubitak na isparavanje tokom vegetacione sezone iznosi blizu 2,5 miliona m^3 .

b. Podzemne vode su zanemarljiv izvor prihrane Paličkog jezera. Na to su ukazali rezultati ispitivanja dna jezera nakon isušivanja pri sanaciji 70-tih godina XX veka (Seleši, 2000.; Institut „Jaroslav Černi“, 2011.). Rezultati istraživanja Stojšića i Kukina (1975.) su pokazala da je brzina kretanja podzemne vode veoma mala i da se iz ovih izvora može nadoknaditi samo 17% vode koje se u proseku godišnje izgubi iz turističkog dela jezera, odnosno sektora 4 (autori su procenili gubitke na 220-460 mm/god., u prosečnoj, odnosno sušnoj godini, respektivno). Autori su odbacili pretpostavku da se podzemnim vodama Paličko jezero može za relativno kratko vreme ponovo napuniti i održati nivo vode na koti 102 mm. Dodatna potvrda prethodno navedenog su i rezultati istraživanja sprovedenog za potrebe definisanja izvorišta vode za piće grada Subotice (Institut „Jaroslav Černi“, 1979.). Rezultati su ukazali da je prvi vodonosni horizont na dubini od 30 do 50 m, ali s obzirom na veću mineralizaciju vode ne koristi se za vodosnabdevanje. Drugi vodonosni horizont, koji je na dubini od 80 do 120 m, danas se koristi za vodosnabdevanje. Kada je u pitanju poniranje vode iz jezera u podzemlje, kolmirano dno jezera, prekriveno slojem mulja debljine 0,3-1,2 m ne dozvoljava značajniji prolaz jezerske vode u niže slojeve (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.). Preliminarni rezultati istraživanja koje su sprovedli Kolaković i Gabrić (2003.) ukazuju da će se pre javiti podzemni oticaj iz jezera, nego prihranjivanje, na šta delom utiče nivo vode u jezeru; ravnoteža između doticaja i oticaja se uspostavlja kada je nivo vode u jezeru 101,8-101,9 mm. Međutim, kao što autori navode, potrebna su dodatna istraživanja da bi se sa sigurnošću usvojio ovaj zaključak.

c. Oticanje vode iz Paličkog jezera preko kanala „Palić-Ludaš“ do Ludaškog jezera je kontrolisano. Nivoom vode Paličkog jezera se upravlja sistemom ustava, da bi se održao sezonski nivo vode prema propisanom režimu (Kolaković i Gabrić, 2003.).

d. Postrojenje za prečišćavanje otpadnih voda grada Subotice je izgrađeno 1975. g. kao deo koncepta sanacije jezera Palić. Kapacitet rekonstruisanog PPOV je povećan i u beskišnom danu iznosi 36.000 m³, a u kišnom 72.000 m³. Zapremina jezera Palić bez mulja iznosi 9,5 miliona m³ za nivo 102,10 mm, dok za više nivoe (102,4 mm) može da bude i 12,0 mil. m³. (Hovanj, 2008.). S obzirom da se rukovođenje nivoom jezera ostvaruje sistemom ustava, za dalju analizu je usvojena zapremina jezera od 10 mil. m³. Kada se zna da sa PPOV izlazi 36.000 m³ u danu bez kiše (13,1 mil. m³/godišnje), jasno je da se u toku jedne godine može „izmeniti“ sva voda jezera, uključujući tu i procenjena 2,5 mil. m³ koji se izgube na isparavanje u toku godine. Drugim rečima, kvantitet vode koja dolazi sa PPOV je odgovarajući za održavanje nivoa vode u jezeru Palić.

e. Meliorativni i regulacioni zahvati, kao i izgradnja kanalske mreže za odvodnjavanje Radanovačkog sliva i sliva Kelebijskog jezera, uveli su vode sa šireg slivnog područja jezera u samo jezero. Specifičan geološki sastav tla (pesak i kontinentalni les velike vodopropustljivosti), kao i evidentna aridnost područja, učinili su da viškova od padavina na području ima sve manje (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.). S druge strane je navodnjavanje, koje se ne primenjuje sistemski, pa su korišćene količine vode u ovu svrhu praktično zanemarljive.

Režim vode jezera, koji je nekada bio isključivo u funkciji klimatsko-meteoroloških činilaca, sada je kompletno pod antropogenim uticajem, i počiva na dotoku delimično prečišćene otpadne vode sa PPOV, kao i njenom prelivanju (oticanju) u Ludaško jezero. Povremeno se voda Paličkog jezera osvežava vodom iz Tise koja se doprema podsistemom „Tisa-Palić“ (Slika 4). Tehnička veza jezera sa rekom Tisom preko podsistema „Tisa-Palić“ minimalno je korišćena, zbog visokih troškova dovođenja manjih količina vode, s obzirom da se voda iz Tise tri puta prepumpava (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.), a i postoje značajni gubici u zemljanim kanalima kod transporta vode do Palića (Kolaković i Gabrić, 2003.). Drugim rečima, u urbanom okruženju, jezero Palić se danas intenzivno koristi kao recipijent prečišćenih otpadnih

voda grada Subotice i nema adekvatno rešeno prihranjivanje vodama boljeg kvaliteta u svom bilansu.

Jezero Ludaš je nekada najveće količine vode dobijalo sa područja peščare, odnosno preko svoje najvažnije pritoke, ali i otoke - vodotoka Kireš (Seleši, 2006.). Vodotok Kireš se uliva u Ludaš, i praktično bez jasno definisanog korita, izlazi iz jezera preko ustave kod Nose (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.). Izgradnjom mreže kanala za odvodnjavanje, prinos vode Kireša se značajno smanjuje, a glavni izvor vode za jezero Ludaš postaje kanal „Palić-Ludaš“, odnosno sve vode koje se distribuiraju tim kanalom (Seleši, 2000.).

S obzirom na položaj i sličnosti jezera Ludaš i Palić, iste klimatske i geološke uslove, za Ludaško jezero se neće detaljnije razmatrati elementi vodnog bilansa podzemni doticaj/oticaaj i klimatološki deficit. Ukoliko se usvoji prosečno isparavanje tokom vegetacione sezone od 4.400 m³/ha (kao za Palićko jezero), sa površine od 317 ha Ludaškog jezera gubi se na isparavanje blizu 1,4 miliona m³ tokom vegetacione sezone.

Evidentno je da u ciklusu kruženja vode, posebno mesto ima kanalizaciona infrastruktura naselja Palić, koja ima veliki uticaj na kanal „Palić-Ludaš“ i jezero Ludaš. Upotrebljene vode se prikupljaju delimično izgrađenom mrežom cevovoda i evakušu do laguna na Slanom jezeru (Pokrajinski zavod za zaštitu prirode, 2011.). Na lokaciji Slanog jezera funkcioniše privremeno rešenje prečišćavanja upotrebljenih voda putem fakultativnih laguna, koje zbog preopterećenosti rade sa minimalnim efektom (SO Subotica, 2006.). U njima se voda kraće zadržava, a zatim upušta u kanal „Palić-Ludaš“ i završava u severnom delu jezera Ludaš. Danas se kanalom „Palić-Ludaš“ distribuiraju i izlivaju u jezero Ludaš (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.):

- a. atmosferske vode naselja Palić i šire zone naselja, prikupljene otvorenom kanalskom mrežom. U pitanju su vode koje se mogu upustiti u jezero Ludaš bez prečišćavanja i koje pomažu pri osvežavanju i održanju nivoa u jezeru, ukoliko im se može kontrolisati kvalitet.
- b. otpadne vode naselja Palić, koje su preko tzv. fakultativne lagune na Slanom jezeru povezane sa kanalom „Palić-Ludaš“. Ove vode se nikako ne bi smele upustiti u jezero Ludaš bez prethodnog prečišćavanja.

c. suvišne vode iz Paličkog jezera, koje kanalom „Palić-Ludaš“ dospevaju u jezero Ludaš. S obzirom da su Ludaško i Paličko jezero povezani od 1817. kanalom Bege, a zatim i kanalom „Palić-Ludaš“ od 1972. (Seleši, 2000.), voda koja se ovim putem preliva u Ludaško jezero je značajna i za njegovo održanje.

Još sedamdesetih godina se javila ideja o izgradnji odušnog kanala „Palić-Kereš“, koji bi suvišne vode sa postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda odveo direktno u Kereš, obilazeći Paličko i Ludaško jezero (Seleši, 2000.). Ovaj kanal je delimično izgrađen, i to deonica koja povezuje sektor 2 Paličkog jezera i Ludaško jezero. I kada bi odušni kanal bio u potpunosti izgrađen, njegovo funkcionisanje bi bilo opravdano u izuzetnim situacijama, s obzirom da bi odvođenje vode direktno u Kereš značajno uticalo na vodni bilans oba jezera.

Od ispitanih elemenata vodnog bilansa najdominantnija je količina vode koja dolazi u jezero sa postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda. S obzirom da isparavanje prevazilazi padavine u vegetacionoj sezoni, pa i sumu padavina u sušnim godinama (Kolaković i Gabrić, 2003.), velika je verovatnoća da bi delovi ili čak celo Paličko jezero povremeno bilo isušeno, kao što se to u prošlosti i dešavalo. Zabeleženo je da je jezero bilo skoro ili u potpunosti isušeno 1701., 1740.-ih, 1794., 1892. god., a veoma niski vodostaji u bližoj prošlosti su zabeleženi 1947., 1950. i 1952. godine (Seleši, 2000.). Podsystem „Tisa-Palić“ postoji kao mogućnost za osvežavanje jezera, međutim korišćenje sistema je neracionalno zbog visoke cene koštanja i velikih gubitaka vode prilikom transporta. Zbog navedenih razloga, prečišćena voda koja se ispušta u Paličko jezero iz PPOV je značajna za opstanak jezera. Režim vode Paličkog i Ludaškog jezera, koji je nekada bio isključivo u funkciji klimatsko-meteoroloških činilaca, sada je kompletno pod uticajem čoveka.

1.4 Biološke karakteristike

Paličko jezero je izloženo stalnom antropogenom uticaju. Bogaćenje vode hranljivim solima dovodi do povećanja organske produkcije, a samim tim i porasta broja algi. Alge svojim prisustvom utiču na providnost, obojenost i izgled vode, a njihova brojnost ukazuje na stepen produktiviteta. Rezultati dugogodišnjeg monitoringa Zavoda za javno zdravlje Subotica ukazuje da sastav fitoplanktona čini 4 razdela: *Cyanophyta*, *Chlorophyta*, *Bacillariophyta* i *Euglenophyta*. Jezero Palić prati dugogodišnji trend

dominacije algi iz razdela *Cyanophyta*, što ukazuje na visok stepen organske produkcije. Brojnost fitoplanktona u vodenom stubu varira u zavisnosti od perioda ispitivanja. Najveće brojnosti konstatovane su u letnjem periodu. Najsloženija zajednica fitoplanktona tokom godina je u sektoru 4, gde je uočena velika raznovrsnost zelenih algi, ali i najveću brojnost modrozelenih algi. U kasnim letnjim mesecima, uočena je velika brojnost rodova *Anabaena* i *Microcystis* iz grupe modrozelenih algi. Nakon povoljnih uslova tokom leta, kada je dostupna velika količina nutrijenata i svetlosti, dolazi do prenamnožavanja modrozelenih algi i eutrofikacije. Usled povećanja biološke produkcije u vodi, dolazi do pogoršanja kvaliteta vode i promena u lancima ishrane na svim trofičkim nivoima. Prisutne su i vrste iz razdela *Bacillariophyta* i *Euglenophyta*, ali u manjem broju.

Najzastupljeniji zooplanktonski organizmi u sva četiri sektora su iz grupe *Rotatoria*. Najveći broj vrsta predstavljen je rodom *Branchionus* koji dobro podnosi zagađenja. Sastav zooplanktona čine i predstavnici grupe *Copepoda* i *Cladocera*. U poslednjih par godina nije registrovan ni jedan predstavnik iz grupe *Cladocera* (ZJZS 2011., 2012., 2013.). Najinteresantniji predstavnik *Cladocera* je velika vodena buva (*Daphnia magna*) koja je bila dominantna početkom sedamdesetih godina, za vreme stadijuma „čiste vode“ (Seleši, 2000.). Zooplankton ispašom određenih vrsta fitoplanktona utiče na sastav fitoplanktonske zajednice i predstavlja važnu kariku u lancu ishrane. Najveću brojnost dostiže tokom leta, kada je i brojnost fitoplanktona najveća.

Dominantna vegetacija je močvarna vegetacija, gde preovladavaju tršćaci. Značajna uloga vegetacije je u očuvanju ekološke ravnoteže jezera. Naslabije je razvijena oko sektora 4, gde je polovina obale pokrivena obaloutvrdom.

Uslovi u jezeru su optimalni za razvoj submerzne vegetacije. Najzasupljenije su *Ceratophyllum demersum* i *Potamogeton trichoides*. Od emerzne vegetacije prisutna je sočivica *Lemna minor*, koja prenamnožavanjem utiče na smanjenje brojnosti algi. Od emerznih vrsta najzastupljenije su *Phragmites australis* i *Typha latifolia*.

U periodu od 1970. do 2001. godine u **Ludaškom jezeru** je determinisano ukupno 279 vrsta i varijeteta algi (Seleši, 2005.). Tokom ovih godina sastav vrsta se znatno menjao. Na početku ovog perioda dominantnu ulogu u jezeru su imale zelene alge. Nastupanjem loših ekoloških uslova u jezeru, dolazilo je do povećanja brojnosti cijanobakterija, a

zatim i do smanjenja broja silikatnih algi i algi iz razdela *Euglenophyta*. Ovakav izmenjeni sastav je i poslednjih godina prisutan što ukazuje na visoku biološku produkciju. Brojnost algi je povećana u rano proleće i u jesen, kada dostiže godišnji maksimum, a tokom zime je znatno manja (Seleši, 2005.).

Severni i južni deo jezera se razlikuju u kvalitativnom i kvantitativnom sastavu algi. U južnom delu jezera, u određenim uslovima, dolazi do dominacije *Bacillariophyta*, dok u severnom delu jezera dolazi do dominacije *Cyanophyta* uz povremenu subdominaciju *Chlorophyta* i *Bacillariophyta*. Dominacijom *Cyanophyta* dolazi do stvaranja vodenog cveta u čijem formiranju najčešće učestvuju alge iz redova *Anabaena* i *Microcystis*. Najveća brojnost algi se uočava na severnom i srednjem delu jezera u jesen (ZJZS, 2011., 2012., 2013.).

Već dugi niz godina, najzastupljeniji od organizama prisutnih u zooplanktonu su *Rotatoria*. Na svim lokalitetima prisutni su i predstavnici grupe *Copepoda*. Prisutne su oscilacije u brojnosti tokom godine, javljaju se dva maksimuma, prolećni i jesenji, i dva minimuma, zimski-manji i letnji-veći (Seleši, 2005.). Autor navodi i da je tokom dvadesettrogodišnjeg ispitivanja u periodu 1970.-2002. severni deo jezera bio produktivniji od južnog, usled neprečišćene vode koja se uliva na severnom delu jezera i povećane koncentracije soli. U takvim uslovima dolazi do prenamnožavanja vodene buve, *Daphnia magna*, koja svojom brojnošću boji vodu u crveno i utiče na njen sastav i kvalitet. Tip vegetacije koji preovladava u Ludaškom jezeru je močvarnog karaktera. Dominantnu zajednicu predstavljaju tršćaci. Ranijih godina, tršćaci nisu obrastali samo jezero, već su se nalazili i u jezeru, gde su gradili ostrva koja su od značaja za gnežđenje retkih vrsta ptica, pa i za filtraciju vode. Usled nagomilavanja mulja, dolazi do propadanja tršćaka na severnom delu jezera i povlačenje ka južnom. U jezeru je prisutna i vrsta *Lemna minor*.

2 Lokaliteti i dinamika uzorkovanja

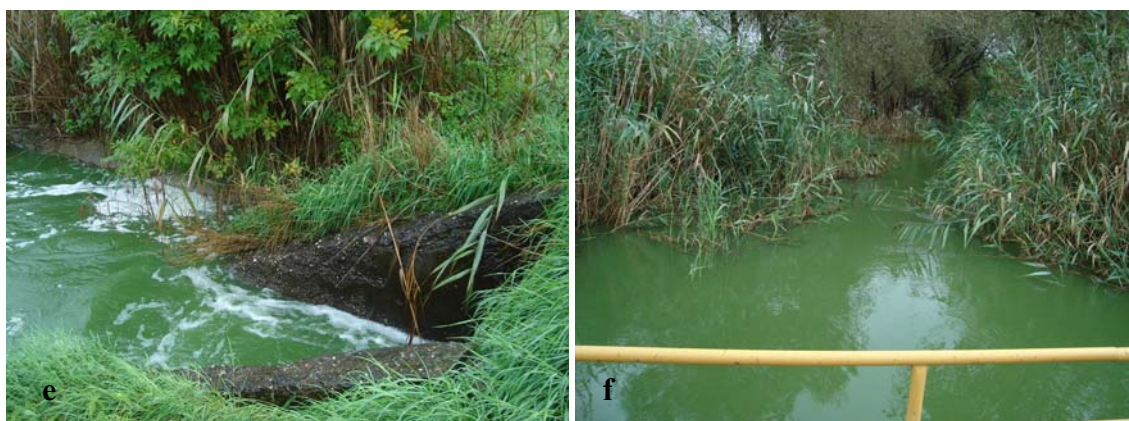
Uzimanje uzoraka je izvršeno na nekoliko tipičnih lokaliteta na pomenutim jezerima, u blizini potencijalnih izvora zagađenja. Uzorkovanje vode i sedimenta za hemijske i mikrobiološke analize je vršeno na 7 lokacija u okviru zaštićenog područja (Prilog 1), od čega su 3 lokacije na Palićkom jezeru (nasip između sektora 2 i sektora 3; Muški

štrand i Jahting klub), 2 na Ludaškom jezeru (sever – Vizitorski centar „Ludaš“ i jug – škola) i 2 na kanalu „Palić-Ludaš“ (početak kanala – izliv iz omladinskog jezera i kraj kanala pred uliv u Ludaško jezero) (Slika 7; Slika 8; Slika 9). Uzimani su i uzorci vode iz efluent kanala Postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda grada Subotice. Sediment je uziman samo na 5 lokacija, i to Paličko jezero – Muški štrand i Jahting klub, kraj kanala „Palić-Ludaš“ i Ludaško jezero – sever i jug.

Uzorci su uzimani ukupno 11 puta, u periodu novembar 2013., od aprila do decembra 2014. i mart 2015. godine. Uzorkovanje je vršeno po akreditovanoj metodi Instituta „Jaroslav Černi“ (oznaka: SMEWW 21st 1060 A, B, C). Uzorci su uzimani uzorkivačem za vodu sa dubine 20-50 cm (zbog male dubine oba jezera na širem području) i Van Veen uzorkivačem za mulj/sediment (površinski sloj sedimenta). Uzorci vode i sedimenta za mikrobiološku analizu su pakovani u sterilnu ambalažu (Slika 11) i transportovani su do laboratorije u prenosivom frižideru.



Slika 7. Lokaliteti za uzimanje uzoraka (a-efluent kanal PPOV; b-Paličko jezero, prelaz iz sektora 2 u sektor 3; c-Paličko jezero, Muški štrand; d-Paličko jezero, Jahting klub)



Slika 8. Lokaliteti za uzimanje uzoraka (e-kanal “Palić-Ludaš” početak, izliv iz Omladinskog jezera; f-kanal “Palić-Ludaš” kraj)

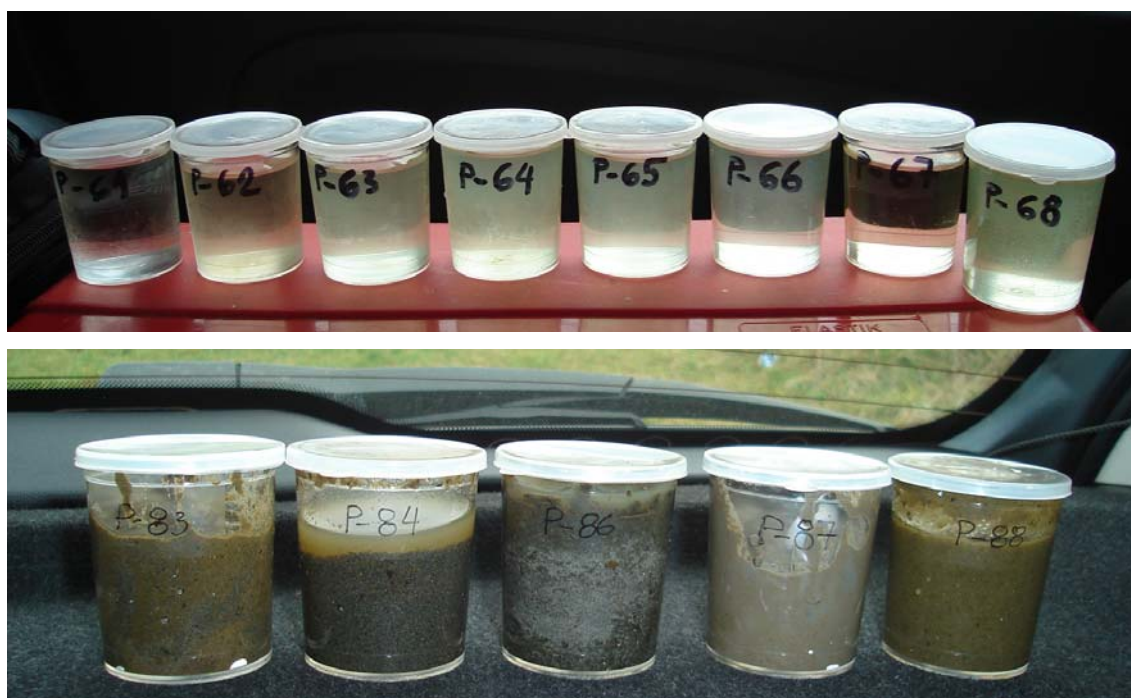


Slika 9. Lokaliteti za uzimanje uzoraka (g-Ludaško jezero jug; h-Ludaško jezero sever)

Za dodatnu procenu difuznog zagađenja, uzeti su uzorci zemljišta sa dve lokacije, okolina sektora 2 Paličkog jezera i Ludaš jug, u blizini lokacija gde je vršeno i uzorkovanje vode. Uzorci su uzeti u julu 2014. i martu 2015. (u jeku i pred početak poljoprivredne sezone). Uzeti su kompozitni uzorci u poremećenom stanju iz površinskog dela, dubine do 20 cm, odakle postoji mogućnost da dođe do transporta hranljivih materija i zemljišnih čestica površinskim oticanjem.



Slika 10. Uzorkovanje vode (levo) i sedimenta (desno), novembar 2013.



Slika 11. Uzorci vode (oktobar 2014.) i sedimenta (decembar 2014.)

3 Mikrobiološke analize vode i sedimenta

Detekcija bakterija, indikatora fekalnog zagađenja (ukupne koliformne, fekalne koliformne, *Escherichia coli* i *Enterococcus*) je vršena metodom najverovatnijeg broja u 100 mL vode (MPN), korišćenjem 3 ogleda-testa u svakom razblaženju.

Za prethodni test za ukupne i fekalne koliforme je korišćen Mac Conkey (laktozni) bujon sa Durhamovim cevčicama. Podloga se inkubira na 37°C u trajanju od 48 h. Pri očitavanju rezultata se utvrđuje promena boje podloge i prisustvo gasa u Durhamovim cevčicama, s obzirom da koliformi fermentiraju laktozu pri tom proizvodeći kiselinu i gas pod anaerobnim uslovima, pa je rezultat pozitivan ako se u Durhamovim cevčicama obrazuje gas nakon perioda inkubacije.

Potvrđan test za koliforme se izvodi tako što se iz epruveta sa pozitivnim prethodnim ogledom vrši presejavanje sadržaja na Endo agar. Kolonije koje porastu na Endo agaru nakon 48 h na temperaturi od 37°C posmatraju se mikroskopski. Endo agar sadrži indikatore fuksin i sulfid, pa bakterije koje fermentuju laktozu stvaraju acetaldehid koji reaguje sa jedinjenjem sulfita i fuksina, a oslobođeni fuksin boji njihove kolonije u ružičasto-crvenu boju. Rast karakterističnih crvenih kolonija i nalaz Gram negativnih štapića u mikroskopskom preparatu smatra se pozitivnim potvrđnim ogledom, odnosno dokazom prisustva koliformnih bakterija u ispitivanom uzorku.

Potvrđni test za *Escherichia coli* se vrši presejavanjem iz epruveta sa pozitivnim prethodnim ogledom na Endo agar i inkubacijom na 44°C u trajanju od 24h. Kod sojeva koji intenzivno i brzo fermentuju laktozu poput *E.coli*, fuksin kristališe na površini kolonija, što se vidi kao zelenkasti metalni sjaj.

Prethodni test za *Enterococcus* se vrši inokulacijom ADB podloge (azid dektrozni bujon) na 37°C u trajanju od 48h. Potvrđni test se vrši inokulacijom na eskulin žučnom agaru (37°C/24h). Porast malih sivo-smeđih kolonija i zacrnenje podloge oko kolonija ukazuje na prisustvo *Enterococcus*.

Brojnost ovih grupa bakterija na 100 mL vode ili 1 g suve mase sedimenta se dobija računski na osnovu broja epruveta sa pozitivnom reakcijom u testu, i podataka iz posebnih tabela izrađenih na osnovu računa verovatnoće (MPN tabele). Rezultati su

izraženi kao koliformi/fekalni koliformi/*E.coli*/*Enterococcus* u 100 mL vode, ili 1 g SM sedimenta.

Ukupan broj heterotrofnih bakterija (mezofila i psihrofila) je određen zasejavanjem uzoraka u Petri šolje sa hranljivim agarom. S obzirom da su mezofilne bakterije potencijalni patogeni, vrši se inkubacija na 37°C/48h, dok se psihrofili inkubiraju na 20°C u trajanju 3-5 dana. Procena fakultativnih oligotrofa se vrši korišćenjem razblaženog hranljivog agara (1:10), na 20°C/3-5 dana. Dobijeni rezultati pokazuju broj živih bakterija u vodi izraženih kao broj kolonija (CFU) u 1 mL uzorka. Napravljena su odgovarajuća decimalna razblaženja uzoraka, a za brojanje se biraju ploče sa 30 do 300 kolonija.

Hlorofil *a* je uslovno biološki parametar koji je određen prema standardu ISO:10260, 1992. Ova metoda propisuje filtriranje uzoraka, koje prati ekstrakcija hlorofila 90% mešavinom etanola i vode (v/v), centrifugiranje i spektroskopijsko merenje supernatanta na određenim talasnim dužinama.

4 Fizičko-hemijske analize vode i sedimenta

Spisak parametara, jedinica u kojima su izraženi i oznaka metoda po kojima su određeni je dat tabelarno (Tabela 10, Tabela 11). Referentna dokumenta su:

- a. SMEWW 21st: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st Edition (2005)s PAHA, AWWA, WEF.
- b. SMEWW 14th: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 14th Edition (1975) PAHA, AWWA, WEF.
- c. Priručnik¹: Voda za piće, Standardne metode za ispitivanje higijenske ispravnosti, Savezni zavod za zdravstvenu zaštitu, NIP „Privredni pregled“, Beograd, 1990.

Merenje temperature, određivanje koncentracije vodonikovih jona (pH), elektrolitička provodljivost, sadržaj kiseonika i zasićenje vode kiseonikom je vršeno *in situ*. Merenje je vršeno multi parametar instrumentom, Consort C6030, u čijem setu su odgovarajuće elektrode za navedene parametre.

Tabela 10. Spisak analiziranih parametara vode

Parametar	Jedinica	Oznaka metode
Temperatura vode	°C	SMEWW 21 st 2550 B
pH	-	SMEWW 21 st 4500-H ⁺ B
Elektrolitička provodljivost	μS/cm	Priručnik ¹ P-IV-11
Sadržaj kiseonika	mgO ₂ /L	SMEWW 21 st , 4500-O G
% zasićenja kiseonikom	%	SMEWW 21 st , 4500-O G
Suspendovane materije	mg/L	SMEWW 21 st , 2540 D
Gubitak žarenjem	mg/L	SMEWW 21 st , 2540 E
Ukupni fosfor	mgP/L	SMEWW 21 st 4500-P E
Ortofosfati	mgP/L	SMEWW 21 st 4500-P E
Amonijum jon	mgN/L	Priručnik ¹ P-V-2/B
Nitriti	mgN/L	SMEWW 21 st 4500-NO ₂ ⁻ B
Nitrati	mgN/L	SMEWW 14 th , 419 D
Rastvoreni organski azot	mg/L	SMEWW 21 st , 4500-N _{org} B
Ukupan azot	mg/L	DMJČ 017
p-alkalitet	mgCaCO ₃ /L	SMEWW 21 st , 2320 B
Ukupni alkalitet	mgCaCO ₃ /L	SMEWW 21 st , 2320 B
Bikarbonati	mg/L	SMEWW 21 st , 2320 B
Karbonati	mg/L	SMEWW 21 st , 2320 B
Hloridi	mg/L	SMEWW 21 st , 4500-Cl- C
Sulfati	mg/L	SMEWW 21 st , 4500-SO ₄ ²⁻ E
Ukupna tvrdoća	mgCaCO ₃ /L	SMEWW 21 st , 2340 C
Kalcijum	mg/L	SMEWW 21 st , 2340 C
Magnezijum	mg/L	SMEWW 21 st , 2340 C
Natrijum	mg/L	SMEWW 14 th , 320 Na A
Kalijum	mg/L	SMEWW 14 th , 317 K A
TOC	mgC/L	SMEWW 21 st , 5310 C
BPK5	mgO ₂ /L	SMEWW 21 st , 5210 B

Tabela 11. Spisak analiziranih parametara sedimenta

Parametar	Jedinica	Oznaka metode
% suve mase	%	SMEWW 21 st 2540 G
% gubitka žarenjem	%	SMEWW 21 st 2540 G
Hemijska potrošnja kiseonika	mgO ₂ /kg	SMEWW 21 st 5220 D
Amonijum jon	mgN/kg	SMEWW 21 st 4500-NH ₃ C
Ukupni Kjeldal azot	mgN/kg	SMEWW 21 st 4500-N _{org} B
Organski azot	mgN/kg	DMJČ-017
Ukupan fosfor	mgP/kg	SMEWW 21 st 4500-P E
Sumpor	mg/kg	DMJČ-018
TOC	gC/kg	DMJČ-020

Određivanje suspendovane materije se vrši posle isparavanja na 105°C gravimetrijskom metodom. Uzorak zapremine 100 mL isparen do suva u vodenom kupatilu, suši se na 105°C do konstantne mase (najmanje jedan sat), ohladi u eksikatoru i meri. Ovaj ostatak se nakon toga žari do konstantne mase na 550°C. Gubitak mase nakon spaljivanja predstavlja gubitak žarenjem i uslovno se može reći da čini organsku frakciju ukupne suve mase.

Za određivanje fosfata spektrometrijskom metodom značajno je odvajanje rasvornih i ukupno prisutnih oblika fosfata ceđenjem uzorka vode kroz membranski filter od 0,45µm. Ukupno „odredljivi“ fosfat obuhvata sve oblike fosfata iz neprocedenog uzorka koji je zagrevan u prisustvi sumporne kiseline i amonijum-persulfata. Amonijum-molibdat i antimonil-kalijum-tartarat reaguju sa ortofosfatima obrazujući kompleks antimonil-fosfat-molibdat. Kompleks se redukuje sa askorbinskom kiselinom uz obrazovanje tamnoplave boje, plavog molibdenskog kompleksa. Intenzitet boje je proporcionalan koncentraciji fosfora. Korišćen je spektrofotometar sa mogućnošću merenja na 880 nm i kivetama od 20 mm i većim.

Određivanje sadržaja amonijum jona se vrši spektrofotometrijski sa Nesslerovim reagensom (bez destilacije) (Priručnik¹) i titrimetrijski za uzorke koji su prošli kroz pripremni proces destilacije (SMEWW 21st 4500-NH₃ C).

Određivanje sadržaja nitrita se vrši upotrebom spektrofotometra. Nitritni jon gradi sa indolom, u sredini zakiseljenoj sumpornom kiselinom, intenzivno obojen nitrozindol koji boji rastvor crveno-ljubičasto do crveno. Jačina boje srazmerna je koncentraciji nitritnog jona. Apsorbancija se meri na $\lambda = 530$ nm.

Određivanje sadržaja nitrata se vrši UV- spektrofotometrijskom metodom. Određivanje se zasniva na merenju apsorbancije na 220 nm što omogućava brzo određivanje nitrata. Korišćen je spektrofotometar sa upotrebom talasne dužine od 220 nm i 275 nm.

Određivanje sadržaja karbonata, bikarbonata, alkaliteta se vrši titrimetrijski. Suština metode za određivanje alkaliteta je u postepenoj neutralizaciji alkalnih soli pomoću kiseline u prisustvu kiselinsko-baznih indikatora.

Određivanje sadržaja hlorida se vrši argentometrijskom titracijom. U neutralnoj ili slabo kiseloj sredini hloridi se titruju rastvorom srebro-nitrata u prisustvu kalijum-hromata

kao indikatora. Srebro-hlorid, koji tom prilikom nastaje kvantitativno se taloži pre stvaranja tamnocrvnog srebro-hromata čija boja označava završnu tačku titracije.

Metoda za određivanje sadržaja sulfata je titracija. Titrimetrijska (jodometrijska) metoda za određivanje sulfata zasniva se na taloženju sulfatnog jona viškom barijum-hlorida, taloženju viška barijumovog jona sa viškom kalijum-hromata i određivanju hromatnog jona u rastvoru jodometrijskom titracijom sa rastvorom natrijum-tiosulfata.

Određivanje ukupne tvrdoće, kalcijuma i magnezijuma se vrši kompleksometrijskom titracijom. Metoda se zasniva se na kompleksiranju navedenih jona sa titracionim sredstvom, tj. EDTA (etilen-diamino-tetra-sirćetna kiselina ili njene soli), u prisustvu pogodnog indikatora.

Ukupan azot, odnosno amonijačni i organski azot zajedno, određuje se makro-Kjeldal metodom, volumetrijski.

Biohemijska potrošnja kiseonika je masena koncentracija rastvorenog kiseonika, koja je pod određenim uslovima utrošena za biološku (biohemijsku) oksidaciju organskih i dela neorganskih materija u vodi. Uzorak vode se unosi u Winkler boce, koje se hermetički zatvore. Standardna metoda definiše vreme inkubacije od 5 dana. BPK predstavlja razliku inicijalnog i konačnog sadržaja rastvorenog kiseonika.

Hemijska potrošnja kiseonika je količina kiseonika ekvivalentna potrošenom dihromatu za oksidaciju organskih materija i oksidabilnog dela neorganskih materija u određenoj zapremini vode koja se ispituje. Zatvorena spektrofotometrijska refluks metoda se zasniva na merenju optičke propustljivosti uzorka, koji sadrži nastali Cr^{3+} jon ili neizreagovani dihromatni jon. Najčešće se određuje nastali Cr^{3+} , spektrofotometrijski na 620 nm.

Određivanje kalcijuma i magnezijuma kompleksometrijskom titracijom se zasniva na kompleksiranju ovih jona sa titracionim sredstvom, EDTA (etilen-diamino-tetra-sirćetna kiselina ili njene soli), u prisustvu pogodnog indikatora.

Određivanje sadržaja natrijuma i kalijuma se vrši pomoću plamenog fotometra, koji se sastoji od atomizera i gorionika sa odgovarajućim uređajem za regulaciju pritiska i otvora za gorivo i vazduh ili kiseonik, optičkog sistema (koji se sastoji iz odgovarajućeg

rasipača svetlosti ili uređaja za filtriranje koji mogu sprečiti prejaku smetnju svetlosti drugih talasnih dužina) i fotoelektičnog uređaja.

Ukupni organski ugljenik (TOC) je mera sadržaja vezanog ugljenika u otpadnoj vodi, a određuje se merenjem količine CO₂ nastalog oksidacijom organskog ugljenika, i to putem merenja intenziteta apsorpcije zračenja na 254 nm.

5 Mehaničke i hemijske analize uzoraka zemljišta

Tabela 12. Spisak fizičkih i hemijskih metoda za analizu uzoraka zemljišta

Parametar	Jedinica	Oznaka/naziv metode
Mehanički sastav	%	Kombinovana B pipet metoda
pH	-	SMEWW 21 st , 4500 pH
Humus	%	Metoda Kotzmann
Azot	%	Računski
Lakopristupačni fosfor	mg/100g	AL-metoda
Lakopristupačni kalijum	mg/100g	AL-metoda
Elektroprovodljivost	mS/cm	Priručnik ¹ P-IV-11
Karbonati	mg/kg	SMEWW 21 st , 2320 B
Bikarbonati	mg/kg	SMEWW 21 st , 2320 B
Hloridi	mg/kg	SMEWW 21 st , 4500-Cl ⁻ C
Sulfati	mg/kg	SMEWW 21 st , 4500-SO ₄ ²⁻ E
Kalcijum	mg/kg	SMEWW 21 st , 2340 C
Magnezijum	mg/kg	SMEWW 21 st , 2340 C
Natrijum	mg/kg	SMEWW 14 th , 320 Na A
Kalijum	mg/kg	SMEWW 14 th , 317 K A

Za određivanje mehaničkog sastava zemljišta primenjen je kombinovani postupak, koji se sastoji od prosejavanja zemljišta pomoću sita i pipet metode. Priprema uzorka se vrši Na-pirofosfatom. Kombinovanim B pipet postupkom se određuju sve frakcije sitne zemlje, uzimanjem suspenzije zemljišta iz cilindra za sedimentaciju u određenim vremenskim intervalima. Na osnovu zastupljenosti pojedinih frakcija sitne zemlje određuje se teksturna klasa zemljišta.

Aktivna kiselost zemljišta je određena elektrometrijski, korišćenjem multi parametar instrumenta, Consort C6030, u čijem setu je odgovarajuća elektroda za merenje pH.

Princip određivanja humusa po metodi Kotzmann sastoji se u oksidaciji organskih materija zemljišta pomoću 0,1M KMnO_4 , nakon čega se sadržaj razvijenog CO_2 pri oksidaciji ugljenika iz humusa, izračunava indirektno preko količine oksidacionog sredstva (0,1M KMnO_4) utrošenog na oksidaciju ugljenika organskih materija u uzetoj probi. Procenat azota se izračunava iz sadržaja humusa.

Određivanju sadržaja lakopristupačnog fosfora (P_2O_5) i kalijuma (K_2O) prethodi ekstrakcija uzorka zemljišta odgovarajućim ekstrakcionim sredstvom. AL-metoda omogućava istovremeno određivanje lakopristupačnog fosfora i lakopristupačnog kalijuma. U dobijenom ekstraktu kolorimetrijski se određuje sadržaj fosfora, a plamenfotometrijski sadržaj kalijuma.

Elektroprovodljivost, sadržaj karbonata, bikarbonata, hlorida, sulfata, kalcijuma, magnezijuma, natrijuma i kalijuma se određuju iz saturacionog ekstrakta zemljišta prema već opisanim metodama u poglavlju Metode za analizu vode.

6 Procena faktora zagađenja

Kvalitet vode proučavanih jezera je pogoršan pod uticajem više negativnih pritisaka. Relativni značaj svakog od pritisaka za posmatarno biološko oštećenje nije uvek evidentno, ali je veoma važno znati koji pritisak (ili kombinacija pritisaka) izaziva pogoršanje kvaliteta vodnog ekosistema i povećava mikrobiološki rizik (US EPA, 2010.). Paličko i Ludaško jezero primaju opterećenja od otpadnih voda (industrijske i komunalne, prečišćene i neprečišćene), aerosedimenta, i iz poljoprivrede (gajenje stoke, ispiranje đubriva sa oranica).

6.1 Difuzno zagađenje

Na okolnim površinama se obavlja intenzivna poljoprivredna proizvodnja. Poljoprivredne površine uglavnom naležu na samu obalu jezera. Zbog urušavanja obala na nekim delovima, izgleda kao da je jezero zašlo u oranice. Na ovim mestima ne postoji ništa što bi sprečilo ispiranje đubriva ili ekskremenata životinja u jezersku vodu. U cilju procene difuznog opterećenja, potrebno je odrediti oticaj sa površina koje naležu na jezero.

6.1.1 Proračun difuznog opterećenja

Tehnika koju su opisali Moss i sar. (1997.) omogućava procenu opterećenja vodotoka ukupnim fosforom i azotom, pomoću utvrđenih koeficijenata za različite geografske uslove i intenzitet bavljenja poljoprivredom. Potrebno je osnovno poznavanje područja, poput količine vode koja se u proseku sliva u jezero, veličina površina koje se obrađuju, broj grla stoke i živine, broj ljudi koji žive na području.

Ovde će biti primenjena adaptirana metodologija, s obzirom da je cilj procena difuznog opterećenja. Ukupno opterećenje fosforom se dobija kada se površina pod određenim načinom korišćenja, koja okružuje jezero, pomnoži odgovarajućim koeficijentima, koji predstavljaju godišnju količinu kojom se optereti jezero (Tabela 13).

Tabela 13. Godišnje količine ukupnog fosfora i azota izvedene iz različitih načina korišćenja zemljišta (prema Moss i sar., 1997.)

	ukupan fosfor			ukupan azot		
	planinsko područje (ekstenz. poljopriv.)	ravničarsko područje (intenzivna poljopriv.)	veoma ravno područje	planinsko područje (ekstenz. poljopriv.)	ravničarsko područje (intenzivna poljopriv.)	veoma ravno područje
Atmosfersko opterećenje (kiša, prašina)	0,2	0,2	0,2	25	35	25
Obradivo zemljište	0,2	0,9	0,4	10	50	30
Livade	0,3	0,8	0,4	2	30	10
Šume, pašnjaci	0,02	0,07	0,03	1	13	3

6.1.2 Oticanje

Oticanje vode sa površina koje naležu na jezero je značajno u utvrđivanju opterećenja vode nutrijentima, s obzirom da su jezera okružena dominantno obradivim površinama. Osim podele na površinsko i podpovršinsko oticanje, može se izdvojiti i dnevno, mesečno, sezonsko, godišnje oticanje, itd. Da bi se pojavilo oticanje potrebno je da padavine svojim intenzitetom zadovolje dva uslova:

1. da premaše isparavanje i infiltraciju;

2. da voda koja se kreće niz padinu savlađuje lokalne prepreke na svom putu (brazde, korenje biljaka, neravnine).

Većina zemljišta je u stanju da upije padavine intenziteta do 5 mm/h (Spalević, 1997.). Uslov za pojavu punog oticanja je da padne kiša intenziteta većeg od 10-15 mm/h, međutim kada je teren dobro pokriven vegetacijom čak ni tada ne dolazi do oticanja, bez obzira na izraženost reljefa. U našem klimatu, površinsko oticanje je najveće u prolećnim mesecima (tada su intenzivnije padavine i dolazi do topljenja snega) (Spalević, 1997.).

Osim padavina na pojavu i intenzitet oticanja utiče i nagib terena, zatim tip zemljišta, hidrološki uslovi i biljni pokrivač, sve ono što zapravo čini faktore oticanja.

Posebno značajni prirodni faktori su:

- meteorološki (padavine, vetar, isparavanje);
- reljefski (dužina, oblik i nagib padine);
- zemljišni (sastav zemljišta i podloge);
- vegetacijski (vrsta i stanje vegetacije).

Osim toga značajni su raznovrsni čovekovi uticaji:

- način korišćenja zemljišta;
- meliorativni i hidrotehnički objekti u slivu;
- primena agrotehničkih zaštitnih mera;
- podizanje travnatih i šumskih pojaseva.

Proračun količine vode površinskog doticaja je urađen primenom CN metode (*Curve Number method*), koju je razvio Zavod za konzervaciju zemljišta SAD (USA Soil Conservation Service). Prema ovoj metodi oticaj je u funkciji padavina i karakteristika područja (tip zemljišta, način obrade i biljni pokrivač). Izvedena jednačina oticaja koja pretpostavlja da svi gubici pre nego što počne oticanje čine petinu potencijalnog maksimalnog zadržavanja vode nakon početka oticanja (USDA NRCS, 1986.):

$$Q = \frac{(P - 0,2S)^2}{P + 0,8S} \quad (1)$$

gde je: Q – oticaj; P – padavine; S – potencijalno zadržavanje vode nakon početka oticanja; sve veličine su izražene istim jedinicama [mm].

Potencijalno zadržavanje vode S se izražava preko bezdimenzionalnog broja krive (CN) a njihov odnos je definisan kao:

$$S = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (2)$$

Za određivanje ponderisane CN vrednosti za ceo sliv, a zatim i za očitavanje oticaja za merodavne padavine, korišćeni su tabelarni podaci i CN nomogram (Prilog 4) USDA NRCS (1986.).

6.2 Koncentrisano zagađenje

U koncentrisana zagađenja se mogu ubrojati postrojenje za prečišćavanje otpadnih voda, sepičke jame, i povremeno ili stalno ispuštanje neprečišćenih otpadnih voda. Zagađivače koji nisu evidentirani je teško kvantifikovati.

Postrojenje za prečišćavanje otpadnih voda grada Subotice je svakako benefit za šire okruženje, ali je za jezera i dalje značajan izvor nutrijenata. Predstavlja značajan antropogeni faktor koji utiče na vodni bilans i hemizam vode, što je već ranije utvrđeno. Za procenu masenog opterećenja iz ovog izvora koristiće se podaci o količini vode koja se prečišćava i potrebnom kvalitetu efluenta za koje je dimenzionisano, kao i mereni podaci za odgovarajući period (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.).

7 Modeliranje i obrada podataka

Za obradu podataka su korišćeni programski paketi prikazani u nastavku, čiji sadržaj odgovara potrebama istraživanja, kao i dostupnim ulaznim podacima.

7.1 Statističke metode

Za obradu i analizu rezultata korišćeni su IBM® SPSS® v.22, MiniTab 17 i Microsoft Excel. U ovom poglavlju prikazani su osnovni parametri opisne (deskriptivne) statistike za izabrane promenljive, i sprovedene su faktor analiza i diskriminaciona analiza.

Faktorska analiza predstavlja jednu od multivarijacionih tehnika koja ima dva cilja: identifikaciju i razumevanje osnovne ideje, odnosno zajedničkih karakteristika za više

varijabli i smanjivanje njihovog broja u analizi kada ih je previše, pri čemu se neke od njih „preklapaju“ jer imaju slično značenje i ponašanje. Kod tehnika međuzavisnosti ne postoji podjela na zavisne i nezavisne promenljive, jer su sve zapravo nezavisne. Ovim tehnikama se zapravo traži model odnosa između promenljivih koji ima smisla sa aspekta problema istraživanja. S jedne strane se redukuje broj promenljivih u analizi, a sa druge se pravi korak ka razumevanju strukture izučavanog fenomena, odnosno relativnog značaja analiziranih faktora (Kovačić, 1994.).

Metoda glavnih komponenti, osim što redukuje dimenziju skupa podataka predstavlja i istraživačko sredstvo analize pomoću koga se generišu hipoteze o proučavanom problemu. Rezultati ove analize najčešće predstavljaju tek ulazni podatak za druge metode multivarijacione analize (Kovačić, 1994.). Faktor analiza je za potrebe disertacije korišćena u cilju smanjivanja broja promenljivih (analiza glavnih komponenti).

Metod multivarijacione analize koji se bavi razdvajanjem različitih grupa i alokacijom opservacija u unapred definisane grupe naziva se diskriminaciona analiza (Kovačić, 1994.). Diskriminaciona analiza na osnovu skupa nezavisnih promenljivih formira predviđanje ili opisuje ponašanje zavisne promenljive (Huberty i Olejnik, 2006.; Kovačić, 1994., Williams, 1983.). Diskriminaciona analiza ima dva osnovna cilja: da utvrdi da li postoji statistički značajna razlika u sredinama dve ili više grupa, a zatim da odredi koja promenljiva daje najveći doprinos utvrđenoj razlici (diskriminacija ili razdvajanje) i da utvrdi postupak za klasifikaciju opservacija na osnovu vrednosti nekoliko promenljivih u dve ili više razdvojenih, unapred definisanih grupa (klasifikacija ili alokacija) (Kovačić, 1994.). U istraživanjima ovi ciljevi se često preklapaju. Tehnički, osnovni cilj diskriminacione analize je formiranje linearnih kombinacija nezavisnih promenljivih kojima će biti izvršena diskriminacija između unapred definisanih grupa tako da greška pogrešne klasifikacije opservacija bude svedena na minimum (Kovačić, 1994.). Diskriminantna funkcija može da se izrazi (Pinto i sar., 2012.):

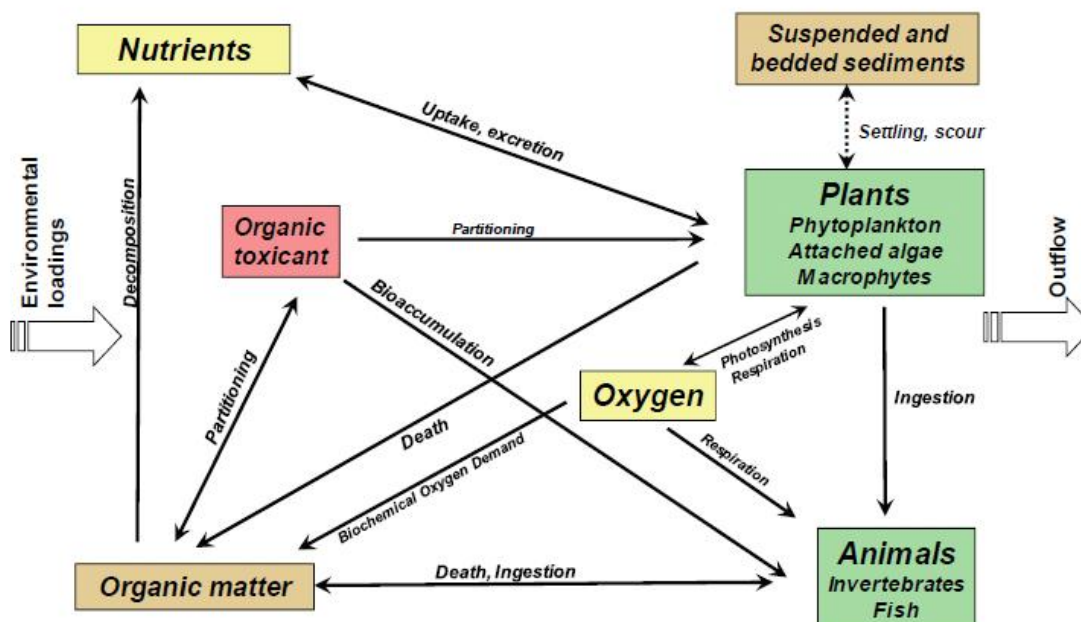
$$DF = a + b_1 X_1 + b_2 X_2 + \dots + b_n X_n \quad (3)$$

gde je: DF – diskriminantna funkcija; a – konstanta; b_i – diskriminacioni koeficijent; X_i – skor nezavisne promenljive; n – broj nezavisne promenljive.

7.2 AQUATOX

AQUATOX model je opšti model za ekološku ocenu rizika koji može da prikaže sudbinu i efekte konvencionalnih zagađujućih materija (nutrijenti, uticaj sedimenta) i drugih toksičnih materija u akvatičnim ekosistemima (Park i sar., 2009.). Uzima u obzir nekoliko trofičkih nivoa uključujući alge, fitoplankton, submerznu vegetaciju, invertebrate, ribe. Može da se koristi kao jednostavan model (u cilju simulacije abiotičke "prazne posude") ili kao kompleksan model lanca („mreže“) ishrane (Park i sar., 2009.).

AQUATOX predstavlja akvatični ekosistem simulirajući promenu koncentracije živih organizama, nutrijenata, hemijskih sredstava, čestica sedimenta po jedinici zapremine vode (Shema 4). Svaki model kojim se predstavlja ekosistem sastoji se od više komponenti koje zahtevaju ulazne podatke, a to su abiotičke i biološke promenljive stanja koji se simuliraju. U AQUATOX, biološke promenljive stanja predstavljaju trofičke nivoe, grupe i/ili vrste. Sa njima su usko povezane procesne promenljive, kao što su temperatura, svetlost, dodavanje nutrijenata, koji dovode do toga da se sistem na određeni način ponaša.



Shema 4. Konceptualni model ekosistema reprezentovan pomoću AQUATOX (izvor: Park i Clough, 2009.)

Živi svet je predstavljen pomoću dve osnovne grupe: biljke i životinje, a svaka je predstavljena setom procesnih jednačina. Program proračunava biomasu, a ne broj organizama po jedinici zapremine. Odgovori na promene u životnoj sredini se simuliraju kao prosek za celu grupu organizama. Promena biomase algi, (izražena kao g/m^3 za fitoplankton) je funkcija (eventualnog) opterećenja iz pritoka ili uzvodnih delova, fotosinteze, disanja, ekskrecije ili fotorespiracije, mortaliteta (odvojeni su mortalitet koji je posledica odnosa predator-plen i mortalitet koji je posledica nepovoljnih uslova), „ispiranje“ (zbog oticanja). Zooplankton, invertebrate i insekti bentosa, i ribe, kao elementi lanca ishrane predstavljaju varijable koje se uključuju u simulaciju, sa određenim razlikama u formulaciji. I ovde se primenjuje sličan princip generalizacije reprezentativnih grupa. Promena biomase podmodela „životinje“ je funkcija brojnih procesa, koji su pod uticajem uslova životne sredine i bioloških interakcija.

AQUATOX koristi diferencijalne jednačine za opis promena vrednosti promenljivih stanja, uobičajeno sa vremenskim korakom od jednog dana. Procesne jednačine imaju još jednu klasu ulaznih promenljivih, i to parametre ili koeficijente kojima korisnik specificira ključne karakteristike procesa koji se odigravaju. U paket je inkorporiran model dijageneze sedimenta (Di Toro, 2001.) koji može da se aktivira po potrebi, zavisno od specifičnosti vodotoka/jezera. Podmodel dijageneze sedimenta je opcionalan i prati efekte dekompozicije organske materije na nutrijente u pornoj vodi i predviđa fluks nutrijenata iz porne vode u vodeni stub na osnovu navedene dekompozicije. Model pretpostavlja tanak aerobni sloj preko moćnijeg anaerobog sloja. Iz ovog razloga ovaj podmodel je primenljiv na eutrofna jezera gde preovlađuju anaerobni sedimenti.

Koncept programa, verifikacija pojedinačnih konstrukcija ili matematičkih i programskih formulacija koje se koriste su prikazani u tehničkoj deokumentaciji Park i Clough (2009.). Detaljan opis jednačina koje su korišćene je dostupan i na veb sajtu: <http://water.epa.gov/scitech/datait/models/aquatox/data.cfm>.

7.2.1 Validacija i kalibracija modela

Rykiel (1996.) definiše kalibraciju kao ocenu i prilagođavanje parametara modela i konstanti da bi se poboljšalo slaganje između računskog izlaza i merenih podataka, dok je validacija demonstracija da je model u okviru domena primene ima zadovoljavajuću

tačnost, u skladu sa njegovom primenom. Prema Jorgensenu (1986.), verifikacija je subjektivna ocena ponašanja modela.

Kalibracija modela praktično predstavlja proces modifikovanja parametara modela u opsegu neizvesnosti (razumne promene definisane podacima iz literature), tako da rezultati modela odgovaraju merenim podacima ili uslovima. Parametri daju promenljiv stepen neizvesnosti zavisno od toga kako se vrši merenje, koliko su promenljiva terenska merenja, i kakva je pouzdanost laboratorijske opreme.

Parametri će takođe imati izvestan stepen osetljivosti zavisno od toga koliko se izlaz modela menja kao funkcija promene parametara. U okviru AQUATOX, osetljivost parametara može da se proceni kroz automatizovanu analizu osetljivosti. Parametri za kalibraciju mogu da se definišu kao oni parametri koji istovremeno imaju izvesan opseg neizvesnosti, a na njihovu promenu je osetljiv važan izlazni podatak. Prvi korak u kalibraciji je definisanje lanca ishrane na osnovu postojećih uslova, odnosno podataka. Ukoliko postoje podaci o biomasi, može se kvantitativno odrediti ili kvalitativno ukoliko se zna koje su vrste prisutne ili dominantne u ekosistemu. AQUATOX biološke promenljive stanja su prilično osetljive na parametre temperature, kojima je predstavljena i adaptacija određene grupe na životne uslove. Ovi parametri obuhvataju optimalnu, minimalnu i maksimalnu temperaturu, kao i odgovor promenljive na promenu temperature.

Validacija se vrši ekstrapolacijom simulacije za novi set podataka.

7.2.2 Analiza osetljivosti i neizvesnosti

Osetljivost se odnosi na varijacije u izlazu matematičkog modela u skladu sa promenama vrednosti inputa i omogućava rangiranje ulaznih pretpostavki u skladu sa njihovim relativnim doprinosom varijabilnosti ili neizvesnosti izlaza modela (Park i Clough, 2009.). U AQUATOX je uključena i analiza osetljivosti koja može da ispita osetljivost više izlaza modela na više parametara. Monte Karlo analiza je tehnika statističkog uzorkovanja koje omogućava dobijanje probabilističke aproksimacije efekata parametarske neizvesnosti. AQUATOX koristi Monte Karlo analizu, koja je u međuvremenu unapređena efikasnijom tehnikom uzorkovanja *Latin Hypercube Sampling*, koja smanjuje broj potrebnih iteracija.

Analiza neizvesnosti je takođe inkorporirana u ovaj paket i može da se koristi za sprovođenje statističke analize osetljivosti. Parametri se testiraju jedan po jedan koristeći najadekvatniju raspodelu vrednosti analiziranog parametra. Postoje brojni izvori neizvesnosti i varijacije u prirodnim sistemima, u koje se mogu uključiti: specifičnosti lokacije, poput dubine vode, koja može sezonski i prostorno da varira; uslovi životne sredine, poput proticaja, temperature, svetla; i kritični biološki parametri kao što su maksimalno vršenje fotosinteze ili maksimalno konzumiranje plena, koji mogu da variraju među reprezentativnim organizmima. Osim navedenih, izvori neizvesnosti i varijacije postoje i kada su u pitanju polutanti, uključujući opterećenja koje donosi površinski oticaj, koncentrisana i difuzna zagađenja, atmosferski talog, koji mogu da variraju iz dana u dan i iz godine u godinu.

V REZULTATI I DISKUSIJA

1 Kvalitet vode i sedimenta

Uzorci vode i sedimenta su sakupljeni od novembra 2013. do marta 2015. godine i ukupno je uzorkovanje izvršeno 11 puta. Kvalitet vode i sedimenta je analiziran i ocenjen na osnovu hemijskih, uslovno bioloških i mikrobioloških parametara (Tabela 10, Tabela 11). Kvalitet površinskih voda zavisi od prirodnih procesa i antropogenih aktivnosti kao što su urbanizacija, industrijska i poljoprivredna praksa i brojni istraživači širom sveta razmatraju antropogene kontaminacije ekosistema (Szymanowska i sar., 1999.; Jahangir i sar., 2015.).

1.1 Kvalitet vode

Kvalitet površinskih i podzemnih voda se pogoršava iz dana u dan, a ispuštanje industrijskih i komunalnih otpadnih voda u vodotokove i podzemne vode je glavna pretnja rezervama vode u mnogim zemljama što zahteva efikasan plan zaštite u cilju poboljšanja kvaliteta površinskih voda (Hassan i Hanif, 2014.). Takođe, procena kvaliteta voda je veoma važna za pravilnu procenu pratećih opasnosti (Warhate i sar., 2006.).

Analiza parametara kvaliteta vode potvrđuje činjenicu da jezerska voda ima zadovoljavajuću sposobnost autopurifikacije, međutim, kapacitet samoprečišćavanja nije dovoljan. što se ogleda u visokim vrednostima BPK5 i hlorofila *a*, u sektoru 4 Paličkog jezera, kao dobrih pokazatelja visokog organskog opterećenja, prouzrokovanog dodatnim izvorima nutrijenata, unutrašnjim i/ili spoljašnjim.

Na putu vode od PPOV do Ludaškog jezera (Prilog 1), hemijski i mikrobiološki kvalitet vode značajno odstupa na delu pred uliv u Ludaško jezero. Vodu u kanalu karakteriše mala transparentnost, neprijatan miris, vidljivo zagađenje (otpad koji pluta po površini), velika količina suspendovanih mineralnih i organskih materija, visoke koncentracije azota i fosfora, kao i visoke pH vrednosti.

Ocena kvaliteta ispitivanih voda je izvršena na osnovu Uredbe o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za

njihovo dostizanje („Sl. glasnik RS“, br. 50/2012) i Uredbe o graničnim vrednostima emisije zagađujućih materija u vode i rokovima za njihovo dostizanje („Sl. glasnik RS“, br. 67/2011 i 48/2012).

1.1.1 Hemijski kvalitet vode

Hemijski kvalitet efluenta postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda

Efluent postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda karakteriše prosečna vrednost (u posmatranom periodu) BPK5 od 8,5 mgO₂/L, a vrednosti se kreću u opsegu od minimalnih 4,2 do maksimalnih 19,4 mgO₂/L što je znatno ispod granične vrednosti definisane Uredbom o graničnim vrednostima emisije zagađujućih materija u vode (25 mgO₂/L). Sadržaj suspendovanih materija takođe zadovoljava propisane kriterijume (35 mg/L), i kreću se u rasponu 1,2 - 10,5 mg/L (u proseku 6,04 mg/L). Vrednosti ukupnog fosfora i azota su, kao i kod prethodnih parametara, ispod vrednosti definisane Uredbom (TP: 1 mg/L i TN: 10 mg/L). Vrednosti ukupnog fosfora se kreću u rasponu od 0,2 do 0,56 mg/L (prosek 0,38 mg/L), dok se ukupni azot kreće od 1,53 do 5,77 mg/L (prosek 4,61 mg/L). Analizom rezultata navedenih parametara (Prilog 7), može da se zaključi da voda koja se ispušta u Paličko jezero iz pogona otpadnih voda zadovoljava u potpunosti propisane kriterijume.

Bez obzira na postignut kvalitet, pitanje je da li ova plitka jezera mogu da podnesu ukupno maseno opterećenje nutrijentima, s obzirom na njihovu morfologiju i hidrološki režim.

In situ merenja

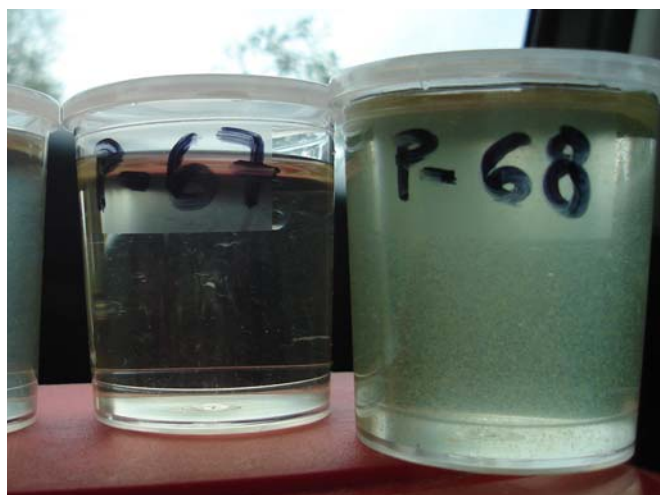
Sve tri lokacije Paličkog jezera, karakterišu relativno visoke vrednosti pH vode, i to od minimalnih 8 do maksimalnih 9,24 što je svrstava u slaboalkalne do alkalne vode.

Prisustvo rastvorenog kiseonika u vodenim ekosistemima je važno za živi svet (Galal-Gorchev i sar., 1993.) i dovoljna količina je neophodna za održavanje života.

Posledica eutrofikacije i intenzivne potrošnje kiseonika je i smanjenje dostupnosti kiseonika koji je neophodan za obavljanje metaboličkih procesa celokupnog živog sveta u jezeru. Posledica smanjenja rastvorenog kiseonika, posebno noću kada nema fotosinteze, je pojava hipoksije, kada dolazi do gušenja riba i drugog životinjskog sveta. Rezultat toga je nestanak mnogih vrsta životinjskog sveta posebno stanovnika bentosa.

Poslednjih godina u fauni dna jezera Palić ne pojavljuje se ni jedan predstavnik (ZJZS, 2011.-2013.). Stvaranjem fakultativno anaerobnih i anaerobnih uslova intenziviraju se procesi u kojima kao rezultat metabolizma nastaju različite kiseline, metan i drugi produkti koji negativno utiču na prisutne saprofitne mikroorganizme značajne za proces samoprečišćavanja voda.

Prosečne vrednosti rastvorenog kiseonika u vodi na sve tri lokacije iznose od 7,76 do 8,04 mgO₂/L, što odgovara kvalitetu vode II klase. Prosečne vrednosti zasićenosti vode kiseonikom su prilično ujednačene, kreću se od 86% do 88%. Prosečne vrednosti elektroprovodljivosti na ovim lokacijama odgovaraju prvoj klasi kvaliteta (Tabela 14).



Slika 12. Uzorci vode Ludaškog jezera: P-67 jug i P-68 sever (oktobar 2014.)

Voda Ludaškog jezera, na južnoj lokaciji gde je prosečna pH vrednost 8,3 spada u grupu slaboalkalnih voda, dok je na severnoj lokaciji sa prosečnom pH od 8,8 u grupi alkalnih voda. Prosečne vrednosti rastvorenog kiseonika su dosta visoke i daju vodi odličan ekološki status. Prosečne vrednosti zasićenosti vode kiseonikom kreću se od 98 do 102%. U pojedinačnim merenjima je evidentna supersaturacija na obe lokacije i to u jesenjem periodu (novembar 2013. i oktobar i novembar 2014.) Zbog povećanja gustine populacije algi, dolazi do smanjenja providnosti vode i koncentracija kiseonika prelazi vrednost saturacije. Prosečna vrednost elektroprovodljivosti na južnoj lokaciji odgovara kvalitetu vode III klase, dok na severnoj lokaciji prosečna vrednost odgovara kvalitetu vode I klase.

Tabela 14. In situ merenja

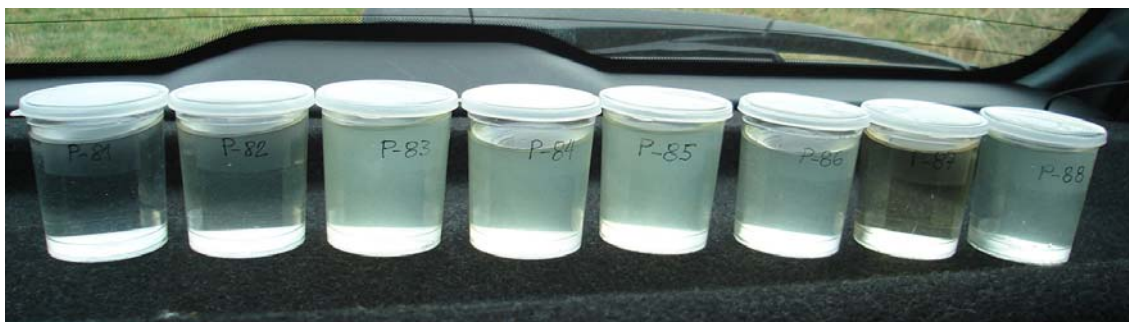
	PPOV	Sektor 2	Muški štrand	Jahting klub	Kanal početak	Kanal kraj	Ludaš jug	Ludaš sever
Temperatura (°C)								
prosek	16,7	16,5	16,9	16,9	17,1	16,5	16,4	16,8
min	7,2	7,2	6,6	6,5	5,4	6,3	6,1	6,0
max	24,8	24,3	26,9	27,8	27,4	26,3	28,3	31,3
pH								
prosek	7,3	8,5	8,88	8,9	8,8	8,1	8,3	8,8
min	7,2	8,1	8,00	8,2	8,1	7,6	7,7	8,1
max	7,5	9,0	9,22	9,2	9,0	8,6	8,9	9,3
ECw (μS/cm)								
prosek	959	855	850	858	853	882	1399	912
min	570	569	760	785	780	705	1180	828
max	1270	1112	1055	1057	976	1026	1800	1175
Rastvoren kiseonik (mg/L)								
prosek	7,4	7,8	8,0	8,0	8,5	8,5	8,8	9,4
min	7,2	6,2	7,2	7,3	8,2	0,3	7,3	7,4
max	8,2	11,0	11,1	8,7	8,6	11,3	13,0	15,7
% zasićenja								
prosek	82	86	88	87	96	99	98	102
min	81	72	81	81	91	2	82	83
max	91	108	107	93	101	142	140	166

Kvalitet vode na početku i na kraju kanala „Palić-Ludaš“ se značajno razlikuje po većini parametara. Prosečne vrednosti pH se kreću od 8,75 (alkalne vode) na početku kanala, do 8,1 (slaboalkalne vode) na kraju kanala. Prosečne vrednosti rastvorenog kiseonika duž kanala odgovaraju II klasi, međutim na kraju kanala su registrovane i niske koncentracije kiseonika. Supersaturacija vode kiseonikom je registrovana na obe lokacije duž trase kanala, u aprilu 2014. i u periodu avgust-oktobar 2014. Prosečne vrednosti elektroprovodljivosti vode u kanalu „Palić-Ludaš“ su na obe lokacije relativno niske, ispod 1000 μS/cm.

Parametri hemijskog kvaliteta vode

Voda Palićkog jezera je uglavnom zamućena, pa ne iznenađuje visok sadržaj suspendovanih materija, pogotovo na lokacijama Muški štrand i Jahting klub, gde su

zabeležene prosečne vrednosti 40,1 mg/L do 43,1 mg/L, respektivno (Slika 13). U Sektoru 2 je situacija znatno povoljnija i tu je registrovana prosečna vrednost 25,3 mg/L.



Slika 13. Uzorci vode – decembar 2014. (P-81 PPOV; P-82 Paličko jezero Sektor 2; P-83 Paličko jezero Muški štrand; P-84 Paličko jezero jahting klub; P-85 Kanal početak; P-86 Kanal kraj; P-87 Ludaško jezero – jug; P-88 Ludaško jezero – sever)

Kvalitet vode u Palićkom jezeru, na sve tri lokacije, na osnovu biohemijske potrošnje kiseonika odgovara kvalitetu IV klase, odnosno slabom ekološkom statusu (Tabela 15). Vrednosti ukupnog organskog ugljenika u vodi Palićkog jezera su registrovane u širokom rasponu. Međutim ukoliko se posmatraju prosečne vrednosti ovog parametra, koje se kreću od 23,1 mgC/L u Sektoru 2 do 35,4 mgC/L na lokaciji Jahting klub, kvalitet vode bi odgovarao IV klasi.

Prosečne vrednosti ukupnog azota i sadržaja amonijum jona na svim lokacijama, svrstavaju vodu Palićkog jezera u III klasu. Utrošak nitrata je visok pa su i prosečne vrednosti niže od onih propisanih za prvu klasu. Maksimalna vrednost zabeležena u Sektoru 2 (Tabela 15) prelazi graničnu vrednost za prvu klasu, mada kvalitet vode odgovara dobrom ekološkom statusu. Sadržaj nitrita je zadovoljavajući, osim u drugom sektoru, po čijim vrednostim kvalitet vode dobija loš ekološki status.

Prosečne vrednosti ukupnog fosfora u vodi Palićkog jezera ukazuju na visoko optrećenje ovim nutrijentom i svrstavaju vodu u III (Muški štrand i Jahting klub), odnosno IV klasu (Sektor 2). Prosečan sadržaj ortofosfata u vodi Palićkog jezera takođe svrstavaju vodu Sektora 2 u IV klasu, dok na preostalim lokacijama kvalitet vode odgovara II klasi.

Tabela 15. Prosečne i ekstremne vrednosti parametara kvaliteta vode Paličkog jezera

		Uk. fosfor	Ortofos- fati	Amoni- jum jon	Nitriti	Nitrati	Org. azot	Uk. azot	BPK5	TOC
		mgP/L	mgP/L	mgN/L	mgN/L	mgN/L	mg/L	mg/L	mgO ₂ /L	mgC/L
Sektor 2	prosek	0,60	0,26	0,48	0,37	0,60	1,79	3,09	10,87	23,10
	min	0,07	0,01	0,01	0,00	0,11	0,40	1,10	6,90	7,45
	max	0,91	0,64	1,65	2,69	1,49	3,60	4,50	17,40	72,99
Muški štrand	prosek	0,38	0,03	0,42	0,03	0,15	4,22	4,77	16,03	33,75
	min	0,05	0,01	0,02	0,00	0,05	1,60	1,74	9,62	17,38
	max	0,94	0,10	0,84	0,06	0,31	7,03	7,41	24,10	93,10
Jahting klub	prosek	0,27	0,03	0,36	0,02	0,17	4,42	4,94	20,38	35,37
	min	0,05	0,01	0,04	0,00	0,07	1,62	1,75	10,25	17,56
	max	0,47	0,09	0,70	0,03	0,36	7,72	8,17	60,40	82,77

Prosečan sadržaj hlorida u vodi Paličkog jezera odgovara vodi kvaliteta II klase (90,5 mg/L u Sektoru 2; 99,1 mg/L Muški štrand), odnosno III klase (107,6 mg/L Jahting klub). Prosečne vrednosti sulfata, koje se kreću od 141,3 mg/L na lokaciji Jahting klub, 155,2 mg/L Muški štrand, do 178,2 mg/L u Sektoru 2, ukazuju da kvalitet vode u Paličkom jezeru odgovara III klasi.

Tabela 16. Prosečne i ekstremne vrednosti parametara kvaliteta vode Ludaškog jezera

		Uk. fosfor	Ortofos- fati	Amoni- jum jon	Nitriti	Nitrati	Org. azot	Uk. azot	BPK5	TOC
		mgP/L	mgP/L	mgN/L	mgN/L	mgN/L	mg/L	mg/L	mgO ₂ /L	mgC/L
Jug	prosek	0,14	0,06	0,54	0,02	0,16	2,63	3,31	13,19	53,53
	min	0,04	0,03	0,13	0,00	0,09	1,37	2,17	6,64	20,82
	max	0,24	0,10	0,88	0,09	0,20	4,60	5,20	26,80	144,80
Sever	prosek	0,49	0,06	0,41	0,03	0,34	3,93	4,62	18,92	36,16
	min	0,07	0,01	0,10	0,00	0,04	1,80	2,14	10,60	8,95
	max	0,91	0,23	1,24	0,07	1,13	7,54	8,00	40,80	80,82

Vrednost suspendovanih materija u Ludaškom jezeru na severnoj lokaciji znatno prelazi graničnu vrednost postavljenu Uredbom o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim vodama, za razliku od južnog dela, gde je situacija znatno povoljnija po pitanju ovog parametra (Slika 12). Kvalitet vode u Ludaškom jezeru, na obe lokacije, prema BPK5, odgovara kvalitetu vode IV klase. Kao i u Paličkom jezeru, vrednosti ukupnog organskog ugljenika (TOC) u vodi Ludaškog jezera variraju u širokim granicama od 8,95 mgC/L do 144,8 mgC/L. Prema prosečnim vrednostima ovog

parametra kvalitet vode odgovara V klasi na južnoj lokaciji, odnosno IV klasi na severnoj lokaciji.

Prosečne vrednosti ukupnog azota odgovaraju III klasi (Tabela 16). Kao i kod Paličkog jezera prosečne vrednosti nitrata su prilično niske, sa samo jednom izmerenom maksimalnom vrednosti koja je preko 1,0 mgN/L. Prosečne vrednosti nitrita odgovaraju kvalitetu vode II (jug) odnosno III klase (sever), dok prosečne vrednosti amonijum jona u vodi Ludaškog jezera odgovaraju kvalitetu III klase. Prosečne vrednosti ukupnog fosfora su na severnom delu jezera prilično visoke, što odgovara povećanju produkcije biomase, koja se ogleda u sadržaju hlorofila *a*.

Prosečne vrednosti koncentracije sulfata i hlorida svrstavaju vodu Ludaša na severu u III klasu, a na lokaciji jug čak u IV (hloridi).

Tabela 17. Prosečne i ekstremne vrednosti parametara kvaliteta vode kanala „Palić-Ludaš“

		Uk. fosfor	Ortofos- fati	Amoni- jum jon	Nitriti	Nitrati	Org. azot	Uk. azot	BPK5	TOC
		mgP/L	mgP/L	mgN/L	mgN/L	mgN/L	mg/L	mg/L	mgO ₂ /L	mgC/L
Počet.	prosek	0,40	0,04	0,46	0,03	0,19	3,85	4,51	30,81	33,10
	min	0,07	0,01	0,06	0,00	0,08	1,54	1,70	10,40	17,62
	max	0,97	0,09	0,88	0,12	0,42	5,85	6,41	82,63	49,35
Kraj	prosek	0,63	0,18	2,95	0,06	0,17	4,20	7,35	12,27	34,22
	min	0,11	0,04	0,13	0,00	0,05	2,36	4,01	7,13	14,87
	max	1,39	0,49	5,48	0,31	0,44	8,54	11,60	22,60	78,60

Na osnovu prosečnih vrednosti parametra BPK5, koja na početku kanala „Palić-Ludaš“ iznosi 30,8 mgO₂/L kvalitet vode odgovara V klasi, dok na kraju kanala iznosi 12,3 mgO₂/L što odgovara IV klasi. Ukupan organski ugljenik (TOC) u vodi kanala „Palić-Ludaš“ varira u širem rasponu, dok su prosečne vrednosti ovog parametra skoro ujednačene (početak kanala 33,1 mgC/L; na kraju kanala 34,2 mgC/L) i svrstavaju vodu u IV klasu. Prosečan sadržaj suspendovanih materija na početku kanala je skoro duplo veći u odnosu na prosečne vrednosti vode na kraju kanala. Na samom početku kanala kvalitet vode je vrlo sličan Paličkoj, dok duž trase kanala dolazi do taloženja suspendovanih materija.

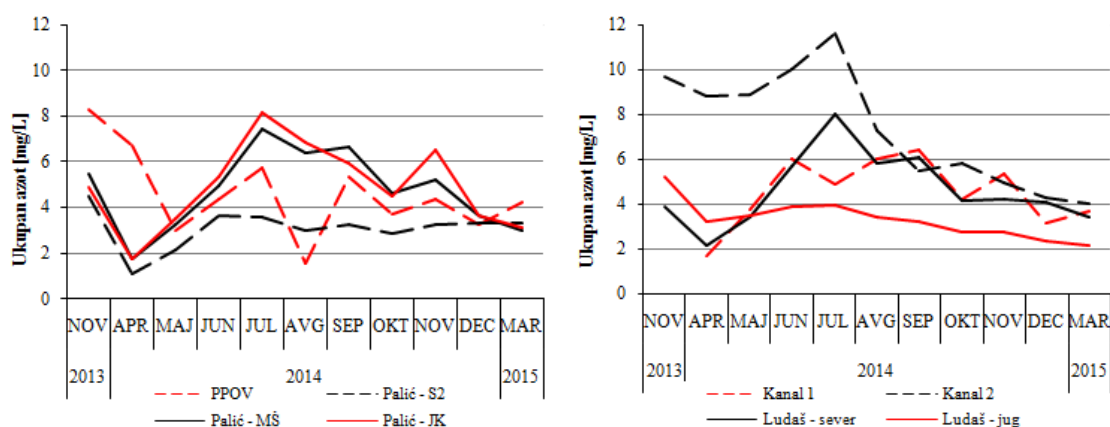
Prosečne vrednosti ukupnog azota, amonijum jona i nitrita daju kanalskoj vodi umereni ekološki status, osim prosečnog amonijum jona na kraju kanala koji odgovara lošem ekološkom statusu (Tabela 17). Prosečan sadržaj nitrata je u okviru limita propisane I klase. Visok sadržaj ukupnog fosfora i značajnog udela ortofosfata duž kanala, ukazuju na visoko opterećenje nutrijentima. Prosečan sadržaj hlorida (početak kanala 94,2 mg/L; kraj kanala 88,2 mg/L), ukazuju da voda u kanalu „Palić-Ludaš“ odgovara kvalitetu II klase. Prosečan sadržaj sulfata (obe lokacije 150 mg/L), ukazuju da kvalitet vode u kanalu „Palić-Ludaš“ odgovara III klasi.

Fizičko-hemijskim ispitivanjem vode je konstatovano da od graničnih vrednosti koje daju vodi dobar ekološki status, značajno odstupaju pokazatelji nutrijentnih i organskih supstanci, a od opštih pokazatelja pH i sadržaj suspendovanih materija. U najvećem broju slučajeva parametri kiseoničnog režima zadovoljavaju propisane limite. U Ludaškom jezeru u periodu kasnog leta proizvodnja kiseonika je očigledno bila veća od potrošnje pa je koncentracija rastvorenog kiseonika bila veća od saturacije. Prekoračenja graničnih vrednosti za pH, visok sadržaj suspendovanih materija i visoke vrednosti pokazatelja organske materije su najčešće rezultat cvetanja algi u jezeru. U slučaju kanalske vode, i to na kraju kanala, pred uliv u Ludaško jezero, nepovoljne vrednosti, poput niskih vrednosti kiseonika, odnos azotnih komponenti u kom dominira amonijačni oblik, su pokazatelj dodatnog zagađenja.

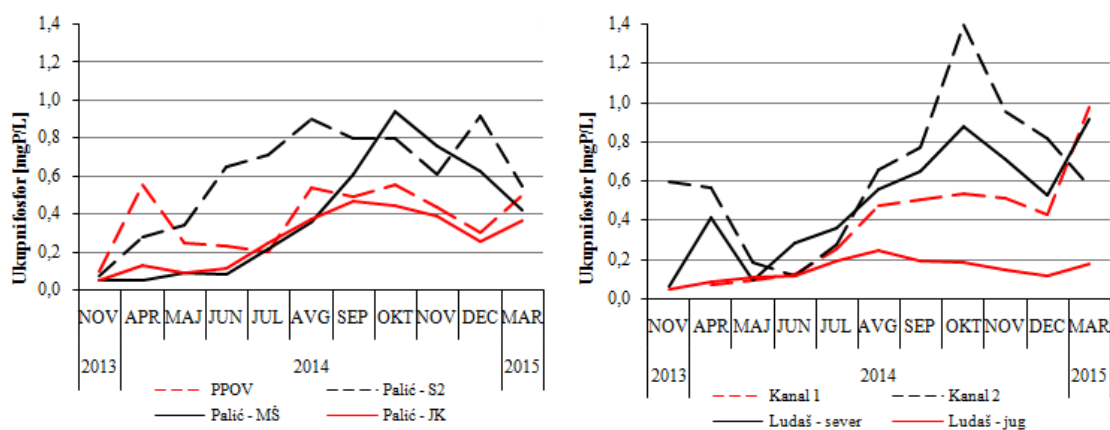
Koncentracija biogenih elemenata (azot, fosfor) i njihov režim zavise od intenziteta biohemijskih i bioloških procesa. Radi boljeg pregleda, a posebno da bi se ukazalo na značajno opterećenje nutrijentima u kanalu „Palić-Ludaš“, prikazana je promena kvaliteta vode u funkciji vremena na svim proučavanim lokacijama (Grafikon 2; Grafikon 3; Grafikon 4). Prikazani pokazatelji kvaliteta vode sa kraja kanala (oznaka Kanal 2) imaju maksimalne vrednosti i periodično su višestruko veće u odnosu na ostale lokacije.

Rezultati pokazuju da se od sektora 2 do 4 jedinjenja azota mineralizuju do nitrata i utroše ugrađujući se u živi svet jezera. Kanal „Palić – Ludaš“ odvodi vodu iz sektora 4 do Ludaša, pa bi bilo očekivano da kvalitet vode u kanalu bude u skladu sa tom činjenicom, tj. da koncentracije parametara kvaliteta budu nešto niže ili bar približno iste. Ipak, koncentracije se na kraju trase kanala povećavaju i njihovi odnosi se menjaju,

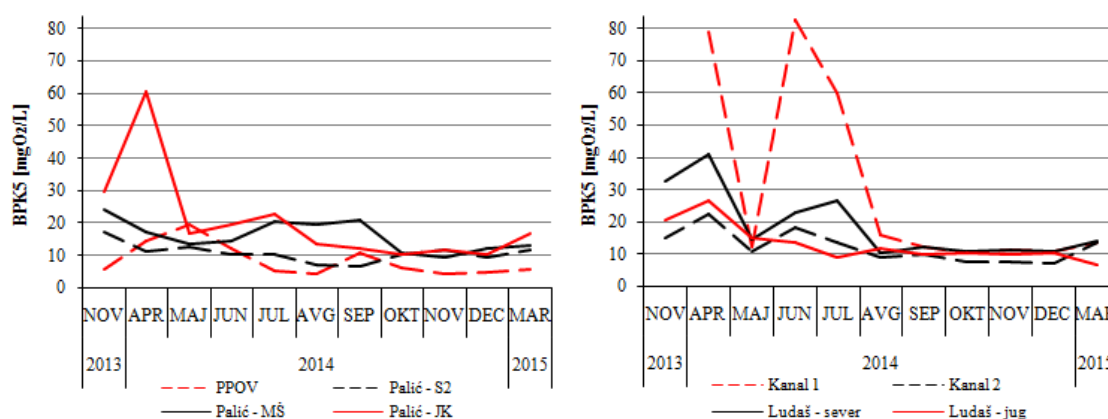
što ukazuje da postoji drugi izvor azotnih materija. Već i sama činjenica da su koncentracije nutrijenata veće, ukazuju na dodatno opterećenje kanalske vode zagađujućim materijama. Osim toga, povećani sadržaj amonijaka, nitrita, kao prelaznih oblika u toku mineralizacije azota ide u prilog ovoj činjenici. Sadržaj amonijum jona i nitrita je procentualno veće u ukupnom azotu u kanalskoj vodi u odnosu na jezersku vodu.



Grafikon 2. Promena koncentracije ukupnog azota u posmatranom periodu



Grafikon 3. Promena koncentracije ukupnog fosfora u posmatranom periodu

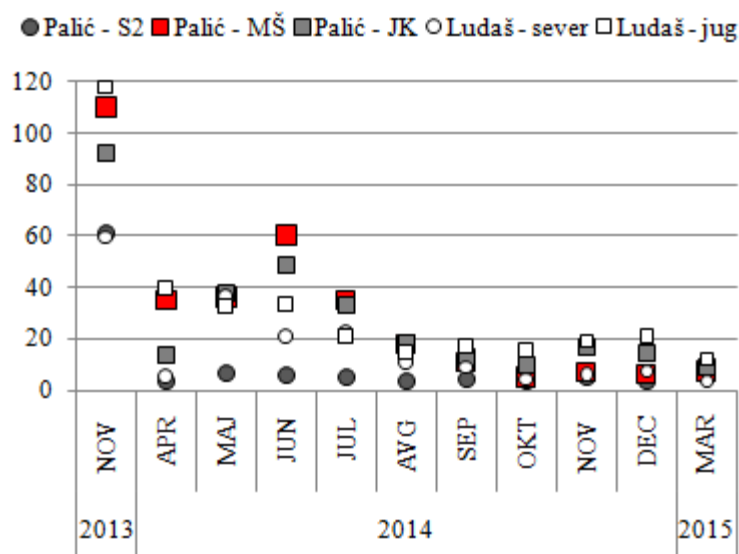


Grafikon 4. Promena BPK5 u posmatranom periodu

U plitkim jezerima umerenog pojasa, koncentracije ukupnog fosfora pokazuju mnogo izraženije letnje skokove sa porastom trofičkog nivoa, što se obično povezuje sa povećanim koncentracijama vode koja prihranjuje jezero, ali i sa unutrašnjim izvorima poput nataloženog sedimenta (Xie, 2006.). Sezonske promene kvaliteta vode su prikazane analizom dinamike TN:TP odnosa (Grafikon 5). Niska vrednost TN:TP promoviše cvetanje modrozelenih algi, mada postoje nedoumice da li je ova vrednost uzrok ili posledica cvetanja, i da li je za to dovoljna samo visoka koncentracija fosfora (Xie i sar., 2003; Quiros, 2002.). Istraživanja Xie i sar. (2003.) su pokazala da je nizak TN:TP posledica cvetanja *Microcystis aeruginosa* i da je lakopristupačni fosfor ključni faktor za regulaciju dominacije cijanobakterija koje ne pripadaju grupi azotofiksatora.

Analizirajući TN:TP samo tokom 2014. godine, limitirajući element do sredine leta je fosfor (>30; Sigua, 2011.), nakon čega se kratko uspostavlja balans nutrijenata, i krajem godine ograničavajući element postaje azot. U sektoru 2, tokom ovog perioda ograničavajući element je samo azot (<10; Sigua, 2011.).

Na osnovu analize podataka o sadržaju nutrijenata i trofičkom statusu preko 1600 plitkih i dubokih jezera u tropskom i umerenom pojasu, Quiros (2002.) je utvrdio da je TN:TP odnos konstantno nizak za eutrofna i hipertrofna jezera, uprkos njihovim specifičnostima. TN:TP odnos možda nije najbolji pokazatelj procesa koji se dešavaju u jezeru, ali je dobar pokazatelj stanja jezera (Quiros, 2002.).



Grafikon 5. TN:TP odnos u posmatranom periodu

Hlorofil *a* je osnovni pokazatelj intenziteta primarne produkcije i biomase algalne zajednice na osnovu koga se procenjuje i stepen trofije jezera (Tabela 18). Maksimalne vrednosti hlorofila *a* u posmatranom periodu su registrovane u julu u severnom delu Ludaškog jezera i četvrtom sektoru Paličkog jezera, u novembru 2013. u južnom delu Ludaškog jezera i u oktobru u sektoru 2 Palića (Grafikon 7, Grafikon 6). Najviše prosečne vrednosti su izmerene u Ludaškom jezeru, severna obala (391 µg/L), zatim u sektoru 4 Paličkog jezera (Muški štrand 319 µg/L, Jahting klub 329 µg/L), sektor 2 (217 µg/L) i južna obala Ludaškog jezera (60 µg/L). Promena TN:TP odnosa ukazuje na promenu sastava fitoplanktona i potrošnje pojedinih hraniva. U sektoru 2, nije bilo velikih promena u odnosu azota i fosfora u posmatranom periodu. Opadanje na početku perioda bi trebalo izuzeti, s obzirom da nije bilo kontinuiteta na samom početku osmatranja. Na preostalim lokacijama Paličkog jezera, kao i na lokaciji Ludaš sever, od sredine leta TN:TP odnos naglo opada i ostaje nizak do kraja godine. Na lokaciji Ludaš jug ove promene nisu izražene.

Niske vrednosti hlorofila *a* u južnom delu jezera, ne znače da nema opterećenja hranivima, već da su dominaciju zadržale submerzne makrofite (Slika 15). Bujnoj submerznoj vegetaciji u južnom delu Ludaškog jezera odgovara veoma plitka voda i

meka podloga. Izgled vodnog ogledala, kao i boja i zamućenost vode se u skladu sa tim znatno razlikuju (Slika 14).



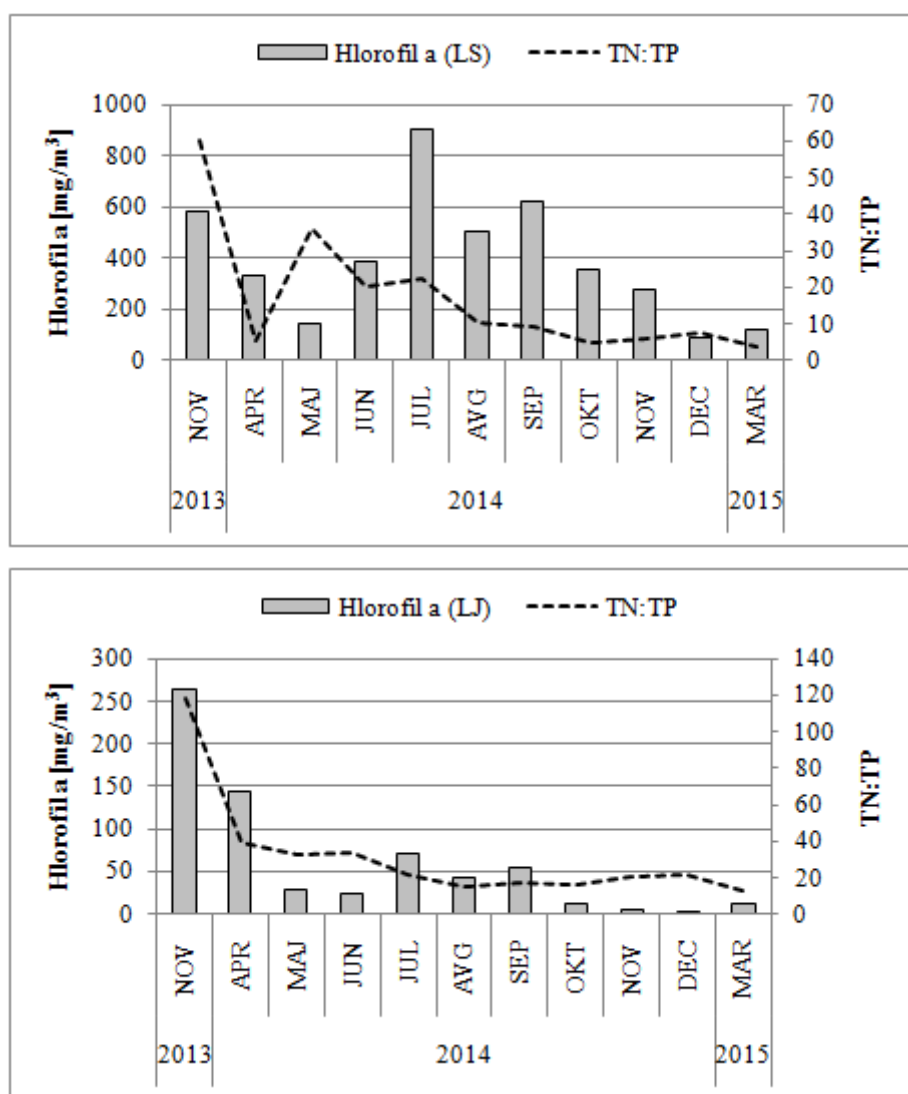
Slika 14. Ludaško jezero, severni deo (28.07.2014.)



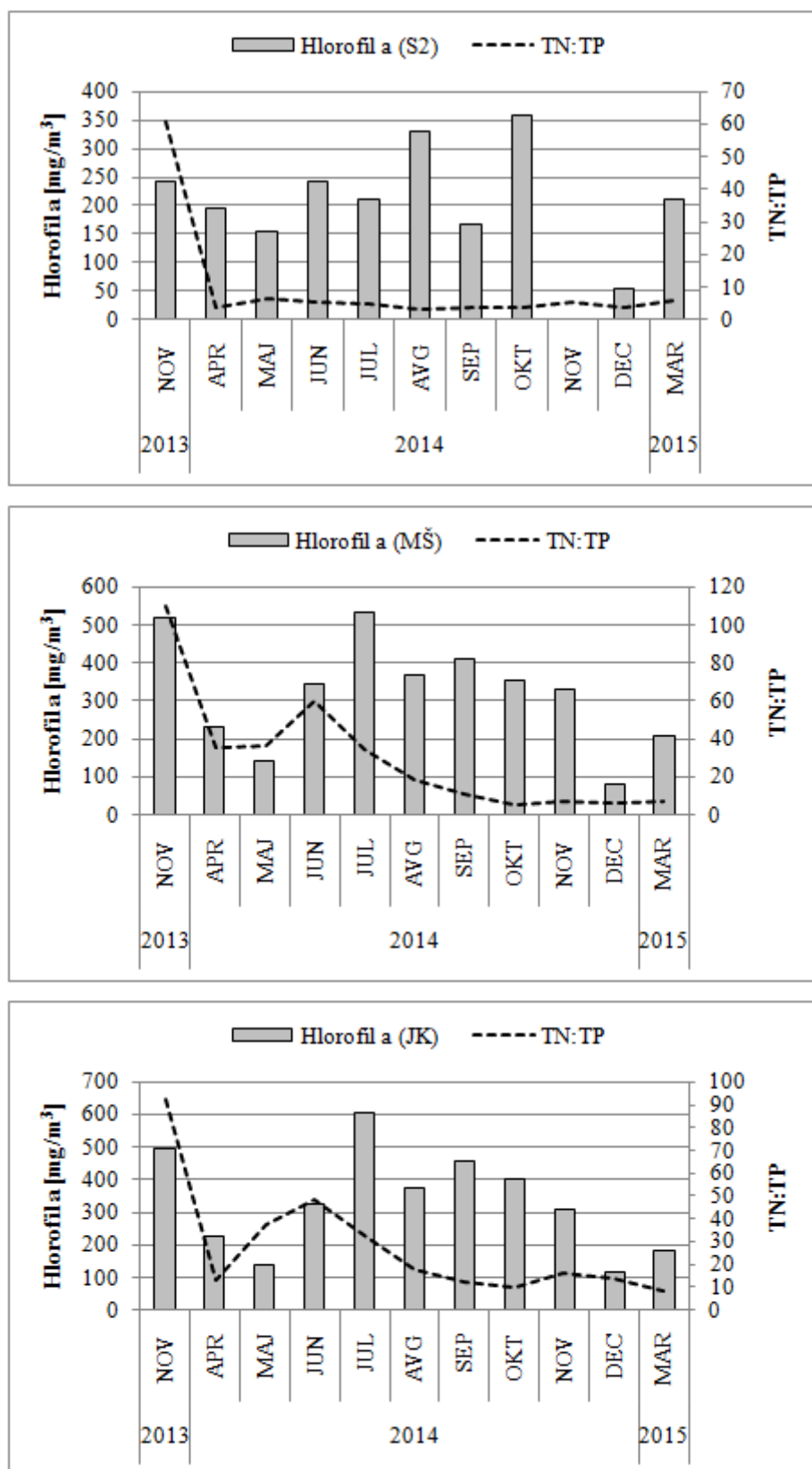
Slika 15. Ludaško jezero, južni deo (28.07.2014.)

Pojavi eutrofikacije doprinose i fizički faktori kao što je vreme osvežavanja vode, temperatura i svetlost. Više svetlosti i povišene temperature u proleće i leto inteziviraju proces eutrofikacije u ovim periodima godine. Pokazatelji trofičkog stanja, kao što su ukupan fosfor, hlorofil *a*, organska proizvodnja (organski ugljenik), providnost vode ukazuju na visoku produktivnost Paličkog i Ludaškog jezera. Cvetanje algi doprinosi

zamućenju vode čijem povećanju doprinose i resuspendovane čestice sedimenta, kao i organska materija iz otpadnih voda. Posledica zamućenja i smanjenja prodiranja svetlosti je smanjenje fotosinteze u dubljim slojevima, kao i uticaj na razvoj makrofita na dnu jezera. Osim toga zbog povećanja gustine populacije algi, koncentracija kiseonika prelazi vrednost saturacije, što je registrovano u jesenjem periodu u oba jezera.



Grafikon 6. Sadržaj hlorofila *a* i TN:TP odnos u vodi Ludaškog jezera (lokacije sever i jug, respektivno)



Grafikon 7. Sadržaj hlorofila *a* i TN:TP odnos u vodi Paličkog jezera (sektor 2, Muški štrand, Jahting klub, respektivno)

Minimalne vrednosti hlorofila *a* ne izlaze van vrednosti karakterističnih za eutrofični status (Tabela 18), za sve lokacije osim za Ludaš – jug. Maksimalne vrednosti ukazuju na promenu statusa do hipertrofičnog (Ludaš – sever). Za Paličko jezero, maksimalne vrednosti ukazuju na promenu statusa tokom godine do politrofičnog. Raspon izmerenih vrednosti hlorofila *a* u vodi severnog dela Ludaškog jezera je mnogo veći nego na ostalim lokacijama.

Tabela 18. Stepen trofičnosti (prema Felfoldy, 1987.)

Stepen trofičnosti	Hlorofil <i>a</i> [mg/m³]
Oligotrofičan (slabo produktivan)	1-3
Oligo-mezotrofičan	4-10
Mezotrofičan (srednje produktivan)	11-20
Mezo-eutrofičan	21-50
Eutrofičan (bogato produktivan)	51-100
Eu-politrofičan (prelazno bogato produktivan)	101-200
Politrofičan (veoma produktivan)	201-800
Hipertrofičan (hiperproduktivan)	800

1.1.2 Mikrobiološki kvalitet vode

Rezultati mikrobioloških analiza ukazuju na veliko variranje mikrobioloških parametara na lokacijama tokom ispitivanog perioda. Ocenjivanje kvaliteta vode je izvršeno prema sanitarnim i ekološkim kriterijumima, a na osnovu ukupnog broja heterotrofnih bakterija, fakultativnih oligotrofa, ukupnog broja koliformnih i fekalnih koliformnih bakterija, broja *E. coli* i fekalnih enterokoka.

Mikrobiološki kvalitet efluenta postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda

Opšte je prihvaćeno da se konvencionalnim tretmanima otpadnih voda smanjuje broj fekalnih bakterija. Međutim, u kojoj meri se to događa zavisi od samog procesa. Prečišćavanjem metodom aktivnog mulja ili drugim biološkim postupcima često ostaje određen broj fekalnih (Guardabassi i sar., 2002.) ili patogenih bakterija.

Na osnovu mikrobioloških parametara kvalitet efluenta prevazilazi maksimalne vrednosti (Prilog 7) propisane Uredbom o graničnim vrednostima emisije zagađujućih materija u vode. Preživljavanje ili čak umnožavanje fekalnih bakterija u efluentu tretiranih otpadnih voda predstavlja dobar put za širenje ovih bakterija u životnu sredinu

(Ahmed i sar., 2005). Patogene bakterije koje stignu u vodne tokove kao posledica ispuštanja otpadnih voda, mogu takođe da utiču na akvatične organizme (Harvell i sar., 2004.), kao i ptice koje žive u blizini (Anza i sar., 2014.), što je posebno od značaja za zaštićena područja, kao što su prirodni rezervati.

Treba imati u vidu da i površinski i oticaji iz poljoprivrede mogu imati značajnu ulogu u širenju koliformnih bakterija u životnu sredinu (Touron i sar., 2007.).

Da bi se smanjio rizik od ispuštanja fekalnih bakterija u životnu sredinu, otpadne vode se mogu dezinfikovati primenom oksidativnih procesa. Najčešće se koristi hlor, a u poslednje vreme i alternativni procesi, kao što su UV zračenje i ozonizacija (Hallmich i Gehr, 2010.).

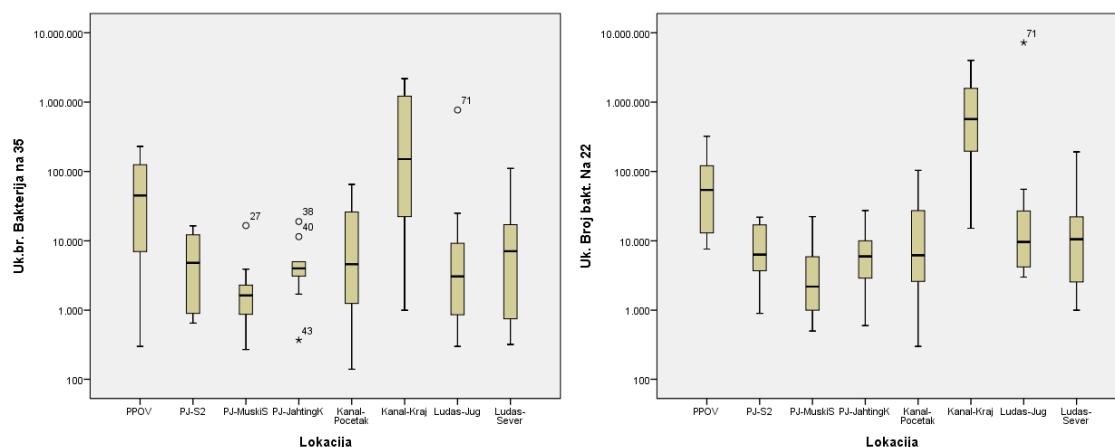
Pojava i širenje patogenih mikroorganizama u životnoj sredini je stalan problem za javno zdravlje i upravljanje kvalitetom voda širom sveta (Anastasi i sar., 2012.).

Parametri mikrobiološkog kvaliteta vode

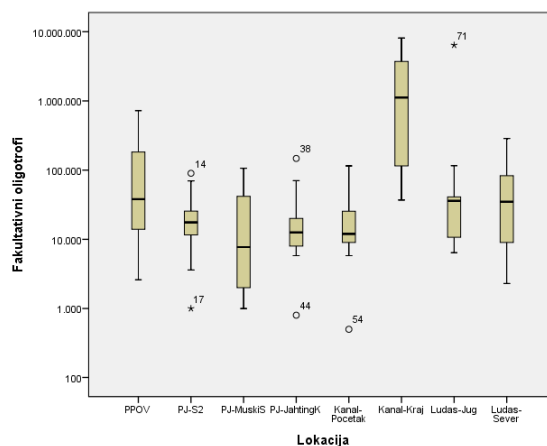
Prisustvo velike količine organske materije pogoduje rastu heterotrofnih mikroorganizama, a u toj grupi su prisutni i patogeni mikroorganizmi. Velika količina organske materije i smanjen sadržaj kiseonika su idelni uslovi za razvoj *Escherichia coli*, čime se ograničava korišćenje vode u rekreativne svrhe. Aktivnosti kao što je odlaganje biološkog otpada, uključujući i fertilizaciju stajnjakom, mogu, u isto vreme, povećati opterećenje fosforom, azotom i koliformnim bakterijama u površinskim vodama (Hofmann i Beaulieu, 2001.). Koliformne bakterije nastaju iz različitih izvora (npr. ptice, čamci, rekreativci, plivači i dr.), u čije učešće u zagađenju je teško imati uvid, pogotovo u urbanim sredinama gde mogu postojati i dodatni izvori, kao otpadna voda od stanovništva i industrije (Canale i sar., 1973.). Stopa preživljavanja bakterija indikatora fekalnog porekla je u direktnoj korelaciji sa uslovima sredine, pre svega temperaturom vode, pH, UV zračenjem, predatorima, itd.

Ukupan broj bakterija, kao i svi indikatori fekalnog zagađenja su znatno veći u vodi na kraju kanala „Palić-Ludaš“ u odnosu na ostale lokacije. Vrednosti s kraja kanala „Palić-Ludaš“ su više čak i od sadržaja bakterija u efluentu postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda. Ova činjenica ukazuje na zagađenje kojim se opterećuje posebno severni deo Ludaškog jezera.

Na boxplot dijagramima (Grafikon 8; Grafikon 9; Grafikon 10; Grafikon 11) je prikazan opseg u kom se kreće najveći broj dobijenih vrednosti, medijana, kao i ekstremne vrednosti koje iskaču iz statističke mase podataka. Raspon registrovanih vrednosti je širok, a najviše vrednosti indikatora fekalnog zagađenja su registrovane u kanalu „Palić-Ludaš“ i efluentu postrojenja za prečišćavanje vode.



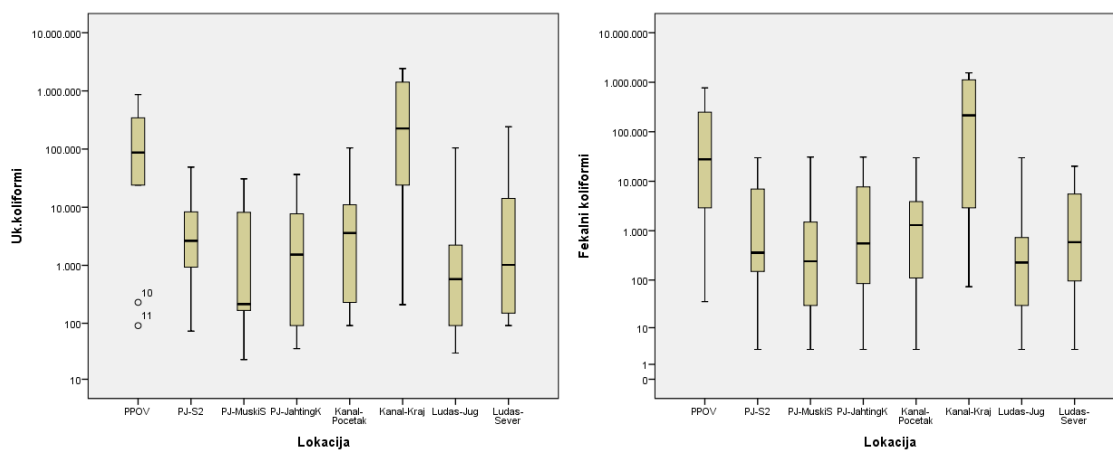
Grafikon 8. Ukupan broj vijabilnih bakterija na 35° i 22° (CFU/1 mL), respektivno, po lokacijama



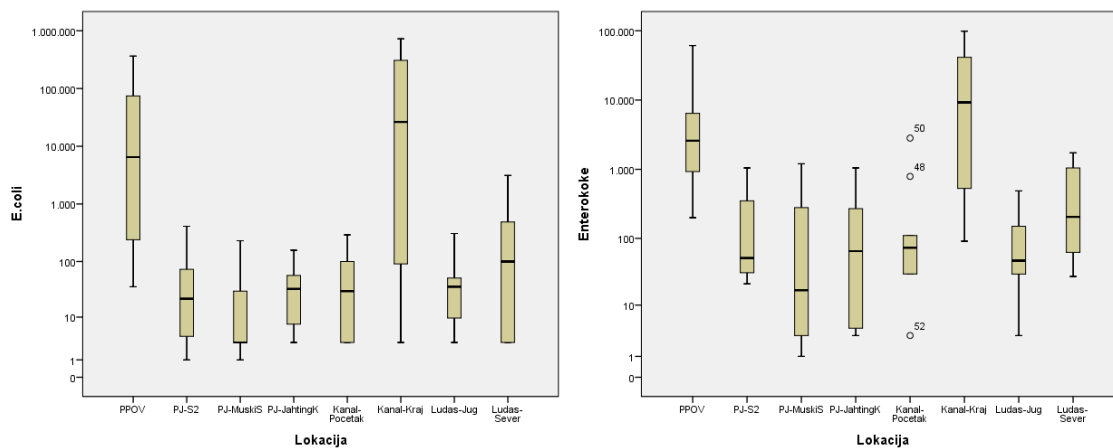
Grafikon 9. Ukupan broj fakultativnih oligotrofa (CFU/1 mL), po lokacijama

U vodi kanala „Palić-Ludaš“ (kraj kanala) u polovini slučajeva je registrovano više od 10.000 MPN/100 mL *E. coli* i enterokoka. Najlošiji kvalitet jezerske vode sa sanitarnog aspekta ima voda Ludaškog jezera na severu. Lokacija gde je vršeno uzorkovanje je

udaljena na oko 800 m vazdušnom linijom od mesta ulivanja kanala, pa se pretpostavlja da je mesto donekle pod uticajem zagađene kanalske vode. U Palićkom jezeru, najmanji broj bakterija je najčešće registrovan na lokaciji Muški štrand, što vodu na ovoj lokaciji čini nešto kvalitetnijom u odnosu na preostale dve.



Grafikon 10. Ukupan broj koliforma i fekalnih koliforma (MPN/100 mL) po lokacijama



Grafikon 11. *E.coli* i enterokoke (MPN/100 mL) po lokacijama

Na osnovu ukupnog broja bakterija, voda izlazi iz okvira dobrog ekološkog statusa (prema Uredbi o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje („Sl. glasnik RS“, br. 50/2012)) u 27% uzoraka Sektora 2, 9% uzoraka uzetih na Muškom štrandu i 18% uzoraka uzetih kod Jahting kluba. Prosečne vrednosti ovog parametra se mogu svrstati u

II klasu, mada je iz ekstremnih vrednosti jasno da postoji značajno variranje u toku godine. Kada su u pitanju ukupni i fekalni koliformi, odstupanja iz okvira dobrog ekološkog statusa su ujednačena. Na svim lokacijama na Palićkom jezeru ukupni koliformi i enterokoke izlaze van granica II klase u 18% uzoraka, a fekalni koliformi u 36% uzoraka.

Tabela 19. Prosečne i ekstremne vrednosti pokazatelja mikrobiološkog kvaliteta vode Palićkog jezera

		Uk.br. bakt. na 35°	Uk. broj bakt. na 22°	Fakulta- tivni oligotrofi	Uk. koliformi	Fekalni koliformi	Entero- koke	<i>E.coli</i>
		CFU/1 mL			MPN/100 mL			
Sektor 2	prosek	6.820	9.253	27.420	9.928	5.658	256	81
	min	650	900	1.000	73	3	21	1
	max	16.400	21.900	90.000	48.840	29.877	1.046	411
Muški štrand	prosek	3.142	4.950	22.700	5.624	4.971	260	40
	min	270	500	1.000	23	3	1	1
	max	16.600	22.300	106.500	30.760	30.760	1.203	230
Jahting klub	prosek	5.847	8.920	30.460	6.296	5.111	263	50
	min	370	600	800	36	3	3	3
	max	19.000	27.400	147.500	36.540	30.760	1.046	158

Na osnovu ukupnog broja bakterija, voda Ludaškog jezera se može svrstati u II - IV klasu voda na severnoj strani, dok je na južnom delu voda u kategoriji III - V klase kvaliteta. Na osnovu istog parametra, voda izlazi iz okvira dobrog ekološkog statusa u 18% uzoraka uzetih na jugu i 36% uzoraka uzetih na severnoj strani jezera. Indikatori fekalnog zagađenja ukazuju da je jezerska voda na južnoj strani znatno boljeg kvaliteta (Tabela 20). Ukupni koliformi i enterokoke su van kriterijuma dobrog ekološkog statusa u 9% uzoraka na lokaciji Ludaš-jug i u 27% na lokaciji Ludaš-sever. Fekalni koliformi su van navedenog kriterijuma u 18% uzoraka (jug) i 45% uzoraka (sever).

Razlike u sastavu saprofitne i potencijalno patogene grupe mikroorganizama zastupljene u različitim delovima jezera se mogu objasniti geografskim karakteristikama, ali i vodom koja se kanalom „Palić-Ludaš“ uliva u severni deo jezera, što utiče na broj bakterija indikatora fekalnog zagađenja. Veliko organsko opterećenje u južnom delu jezera se ogleda u značajno većem broju saprofitnih heterotrofa, a manjem autohtonih

oligotrofa čime se smanjuje sposobnost autopurifikacije vode i ukazuje na ekološku ugroženost i ubrzan proces eutrofikacije jezera Ludaš.

Tabela 20. Prosečne i ekstremne vrednosti mikrobiološkog kvaliteta vode Ludaškog jezera

		Uk.br. bakt. na 35°	Uk. broj bakt. na 22°	Fakulta- tivni oligotrofi	Uk. koliformi	Fekalni koliformi	Entero- koke	<i>E.coli</i>
		CFU/1 mL			MPN/100 mL			
JUG	prosek	81.944	733.240	671.270	11.330	61	3.313	131
	min	300	3.000	6.400	30	3	3	3
	max	770.000	7.200.000	6.400.000	104.620	308	29.870	488
SEVER	prosek	18.012	29.250	69.310	31.836	670	3.772	518
	min	320	1.000	2.300	91	3	3	28
	max	111.000	192.000	287.000	241.960	3.130	20.140	1.733

Mikrobiološki kvalitet vode kanala „Palić-Ludaš“ varira u širokom opsegu (Tabela 21), a maksimalne vrednosti kategorišu ovu vodu kao otpadnu, tako da je apsurdno govoriti o dobrom ekološkom statusu. Uzorci vode uzeti na početku kanala uglavnom zadovoljavaju kriterijume umerenog ekološkog statusa (III klasa), a odstupaju van ovog kriterijuma u 9% uzoraka (ukupni koliformi) i 18% uzoraka (fekalni koliformi). Uzorci vode uzeti na kraju kanala prelaze u V klasu u 27% uzoraka (aerobni heterotrofi), 36% uzoraka (ukupni koliformi), 55% uzoraka (fekalni koliformi), 27% uzoraka (enterokoke).

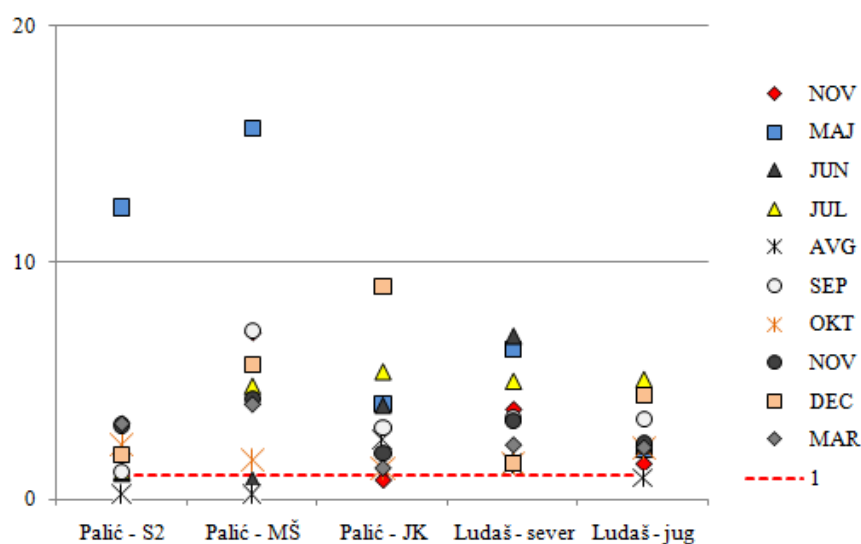
Tabela 21. Prosečne i ekstremne vrednosti mikrobiološkog kvaliteta vode kanala „Palić-Ludaš“

		Uk.br. bakt. na 35°	Uk. broj bakt. na 22°	Fakulta- tivni oligotrofi	Uk. koliformi	Fekalni koliformi	Entero- koke	<i>E.coli</i>
		CFU/1 mL			MPN/100 mL			
početak	prosek	15.318	23.000	33.456	19.339	69	6.843	445
	min	140	300	500	91	3	3	3
	max	65.000	104.000	115.000	104.620	291	29.870	2.824
kraj	prosek	597.922	1.022.978	2.589.800	787.336	175.146	460.036	28.364
	min	1.000	15.200	37.000	210	3	73	91
	max	2.180.000	4.000.000	8.100.000	2.419.600	727.000	1.553.100	98.800

Odnos fakultativnih oligotrofa i heterotrofnih bakterija (FO/H) predstavlja značajan parametar ekološkog statusa površinskih voda (Petrović i sar., 1998.). Ukoliko je odnos FO/H <1 sposobnost samoprečišćavanja je slaba, ukoliko je ≥ 1 zadovoljavajuća je i ukoliko je >10 , to je znak izuzetno efikasne autopurifikacije.

Proces samoprečišćavanja „na putu vode“, od ulivanja prečišćenih otpadnih voda sve do Ludaškog jezera, je efikasan zahvaljujući aktivnosti mikroorganizama. Tokom samoprečišćavanja postepeno se transformiše organska materija do oblika koji su pogodni za razvoj algi. Alge troše veliku količinu fosfora za izgradnju sopstvenog tela, ali njihovim uginućem u ekosistem se ponovo vraća fosfor i tako dodatno doprinosi novom organskom opterećenju. Međutim, sadržaj nutrijenata je bez obzira na efikasnu autopurifikaciju veoma visok, a ako se tome doda i sadržaj ukupnog azota i fosfora u sedimentu, jasno je da je reč o velikom opterećenju koje dovodi do narušavanja stabilnosti vodenog ekosistema.

Sposobnost samoprečišćavanja oba jezera prema navedenom indeksu je u najvećem broju slučajeva zadovoljavajuća, a u dva rezultata izuzetna (Grafikon 12). Međutim, procesi autopurifikacije nisu dovoljni za održanje kvaliteta vode.



Grafikon 12. FO/H indeks po lokacijama

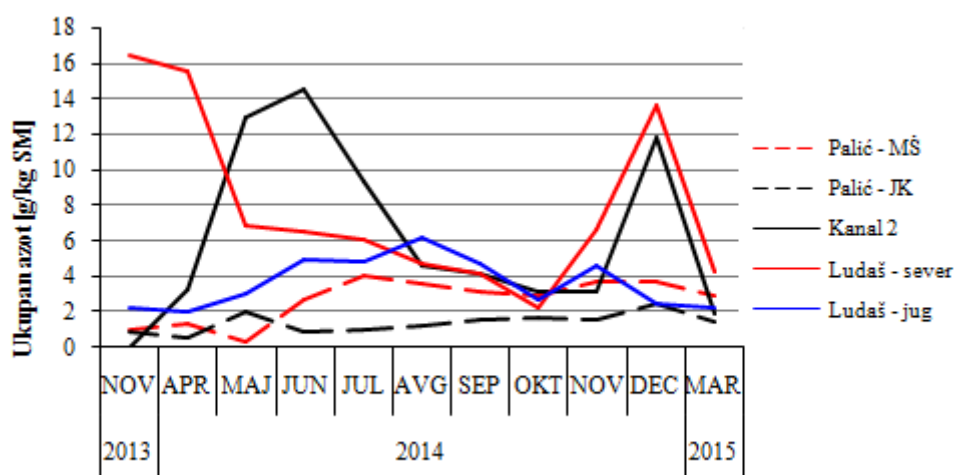
1.2 Kvalitet sedimenta

1.2.1 Hemijski kvalitet sedimenta

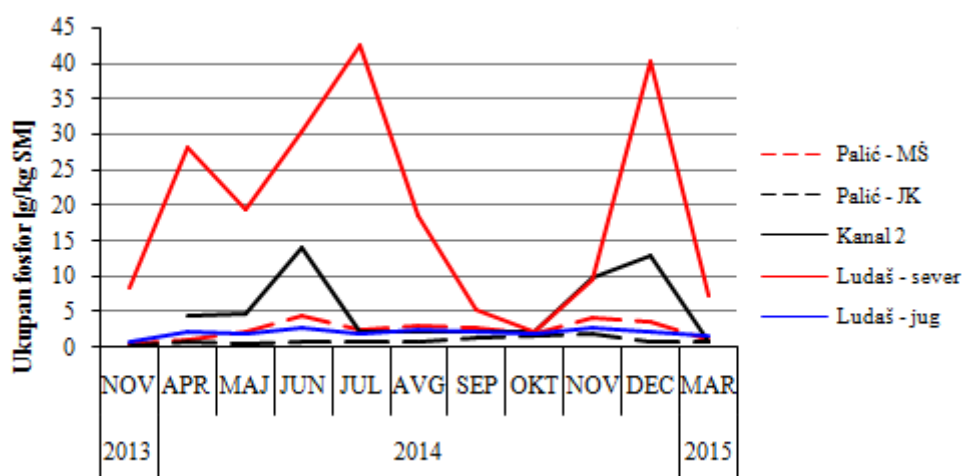
Sediment je esencijalna, dinamička komponenta svih akvatičnih sistema koja zbog snažno izražene tendencije vezivanja predstavlja rezervoar akumuliranih, toksičnih i perzistentnih jedinjenja prirodnog i antropogenog porekla (Burton, 2002.; Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001.) i može delovati kao sekundarni izvor zagađenja koji menja kvalitet vodene sredine i vodenog sveta (Lee i sar., 2003.). Ali, sediment je i značajna komponenta akvatičnog sistema, koja pruža stanište velikom broju bentonskih i epibentonskih organizama.

Sadržaj nutrijenata u svim uzorcima sedimenta je jako visok i odgovara intenzivnom procesu eutrofikacije, hiperprodukciji algi i vodenih biljaka, koje po završetku životnog ciklusa, padaju na dno, značajno uvećavajući količinu sedimenta, menjajući ekološke uslove vodenog ekosistema. Analiza uzoraka sedimenta iz sektora 4 pokazuje da je sadržaj azota relativno ujednačen, sa prosečnim vrednostima 2,69 g/kg suve materije na lokaciji Muški štrand, i 1,40 g/kg suve materije na lokaciji Jahting klub (Grafikon 13). Sediment kanala „Palić-Ludaš“ (lokalitet pred uliv u Ludaško jezero) ima znatno veći sadržaj azota (prosečno 6,90 g/kg suve materije), kao i sediment na lokaciji Ludaš sever (7,92 g/kg suve mat.). Na lokaciji Ludaš jug, koncentracija ukupnog azota je duplo niža nego u severnom delu i iznosi 3,65 g/kg suve materije. Razlike u sadržaju azota su u skladu sa registrovanom debljinom sedimenta. Na severu Ludaškog jezera je registrovano najveće taloženje sedimenta, koji ima veći sadržaj organske materije u odnosu na ostale lokacije. Procentualni sadržaj organske materije je najviši u sedimentu sa lokaliteta Ludaš-sever, 17%, zatim sediment iz kanala, 15%, pa Ludaš-jug 9% i na kraju sediment sektora 4 (Muški štrand 5% i Jahting klub 4%).

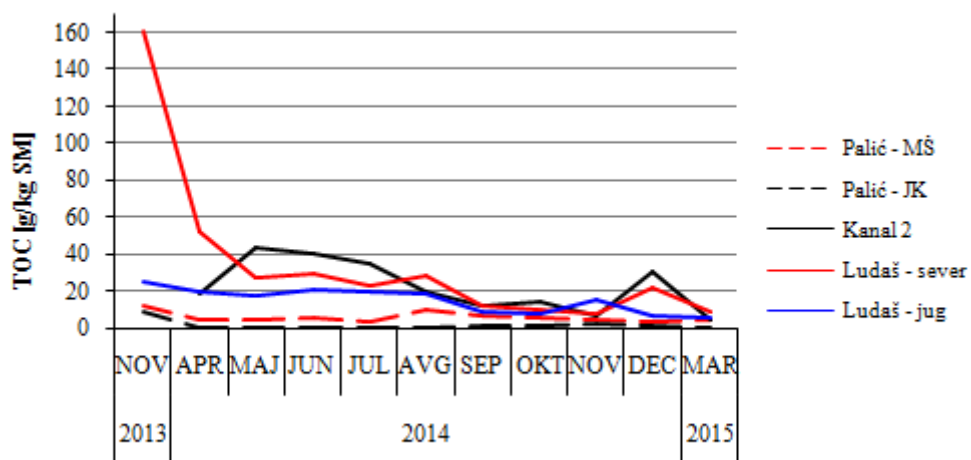
Prosečan sadržaj fosfora u sedimentu Paličkog jezera iznosi 2,53 i 1,01 g/kg suve materije na lokacijama Muški štrand i Jahting klub, respektivno (Grafikon 14). Prosečan sadržaj fosfora u sedimentu kanala (pred uliv u Ludaš) je nešto viši i iznosi 5,66 g/kg suve materije. Prosečan sadržaj fosfora u sedimentu Ludaškog jezera se značajno razlikuje na jugu i severu i iznosi 2,09 i 19,36 g/kg suve materije, respektivno.



Grafikon 13. Sadržaj ukupnog azota u sedimentus



Grafikon 14. Sadržaj ukupnog fosfora u sedimentu



Grafikon 15. Sadržaj TOC u sedimentu

Sadržaj organskog ugljenika (Grafikon 15) je takođe visok i prosečne vrednosti se kreću od 1,85 do 6,43 g/kg suve materije u uzorcima sedimenta uzetim na lokacijama Jahting klub i Muški štrand, respektivno. Prosek u sedimentu kanala „Palić-Ludaš“ (kraj kanala), je nekoliko puta veća i iznosi 22,98 g/kg suve materije. Prosečan sadržaj organskog ugljenika u sedimentu Ludaškog jezera na severu iznosi 35,13 g/kg suve materije, dok je na jugu 15,51 g/kg suve materije.

Visok sadržaj hranljivih materija karakteriše sediment na svim lokacijama, međutim izdvajaju se kao znatno opterećeniji severni deo Ludaškog jezera i sediment kanala „Palić-Ludaš“. Generalno površinski sloj sedimenta sadrži tri puta više ugljenika od zemljišnog pokrivača (Sundquist, 1993.; Stahlberg, 2006.). Ukupan organski ugljenik (TOC) i azot mogu da se koriste kao pokazatelji primarne produkcije u jezerima preko C:N odnosa (mera proporcije akvatičnih i suvozemnih izvora organske materije) (Meyers i Teranes, 2001.). TOC:TN vrednosti za posmatrani period su prilično niske (Paličko jezero: 2; Kanal: 3, Ludaško jezero: 4) i ukazuju da je organska materija uglavnom nastala od jezerskog materijala.

Koncentracija fosfora u jezerima je rezultat i spoljašnjih i unutrašnjeg unosa. Sediment može da doprinese sadržaju fosfata u vodnom stubu do nivoa koji su uporedivi sa spoljašnjim izvorima. Rastvoreni fosfor u sedimentu čini svega nekoliko procenata od ukupnog fosfora. Nisu sve forme fosfora lakopristupačne za živi svet, pa ne doprinose jednako eutrofikaciji (Ruban i sar., 1998.). Resuspenzija izazvana vetrom može značajno da utiče na oslobađanje fosfora iz sedimenta, naročito u plitkim jezerima, dok je u veoma plitkim jezerima ovaj proces praktično konstantan (Sondergaard i sar., 2001.)

Što je plići vodeni stub, uloga sedimenta i procesa koji se u njemu odigravaju je značajnija (den Heyer i Kalff, 1998.). Mineralizacija organske materije se odigrava u kontaktnoj zoni sedimenta i vode, koju karakterišu visoka hemijska i biološka aktivnost (Stahlberg, 2006.). Istraživanja plitkih jezera koja su pod jakim uticajem vetra (Whitmore i sar., 1996.) su pokazala da u plitkim jezerima gde dolazi do čestog mešanja vode, gde je odsutna stratifikacija, pa su temperature relativno visoke, dolazi do brže razgradnje organskih materija. Količina sedimenta na dnu oba jezera i visok

sadržaj ukupnog azota i fosfora ga čine značajnim činiocem u kruženju materije, odnosno značajnim unutrašnjim izvorom hraniva za živi svet.

Proces eutrofikacije je prirodan proces koji dovodi do povećanja biomase bentosa i pelagijske biomase i može se smatrati korisnom za ekosistem, ako se posmatra kao sistemski odgovor na poremećaj ravnoteže nutrijenata, izražen kroz odnos TN:TP (Quiros, 2002.). Međutim, usled prevelikog opterećenja i prekoračenja nivoa tolerancije ekosistema, nastaju promene koje se ogledaju u promeni biodiverziteta. Posledice eutrofikacije su promene u sastavu ekosistema i pojava novih vrsta koje su tolerantne na visok sadržaj hranljivih nutrijenata. Eutrofikacija nosi sa sobom i opasnost za zdravlje ljudi s obzirom da neke alge i cijanobakterije stvaraju izuzetno jake toksine koji su otrovni za životinjski svet, i lancima ishrane mogu dospeti i do ljudi (Stewart i sar., 2008.; Codd i sar., 2005.).

1.2.2 Mikrobiološki kvalitet sedimenta

U sedimentu su konstatovane fekalne koliformne bakterije, kao i *E. coli* i enterokoke, čije prisustvo ukazuje na moguće prisustvo patogenih mikroorganizama. Generalna ocena je da su najviše vrednosti po ovim parametrima zabeležene u kanalskom sedimentu. Maksimalne vrednosti svih parametara su zabeležene u kanalu „Palić-Ludaš“, zatim u severnom delu Ludaškog jezera, pa slede preostale tri lokacije (Tabela 22). Najviše vrednosti su registrovane u letnjim mesecima (Grafikon 16 - Grafikon 18).

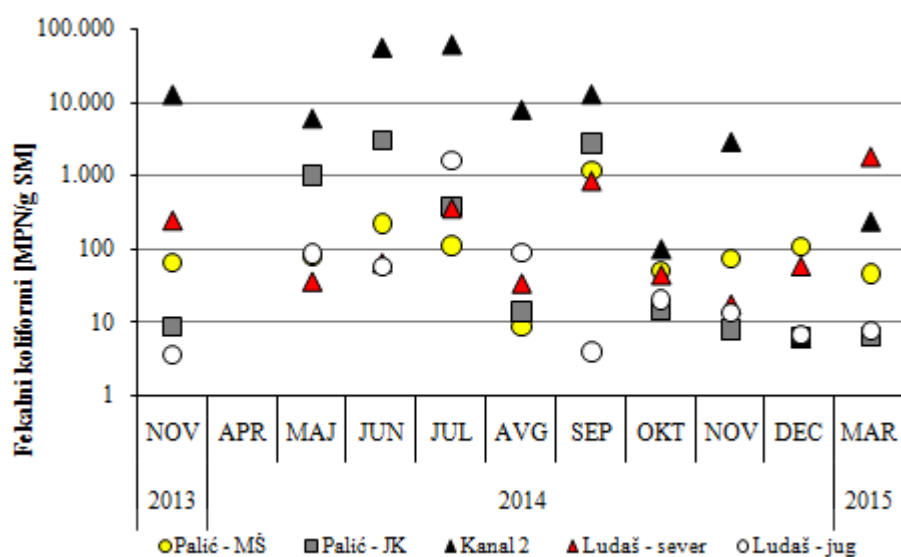
Enterokoke obezbeđuju vredne podatke o bakteriološkom kvalitetu vode, posebno pošto su mnogo postojanije nego *E. coli* (Potgieter, 2007.). Enterokoke se u gornjim slojevima sedimenta lako resuspenduju u vodenom stubu, zbog čega za vreme stvaranja talasa, sediment i izolovane enterokoke pokazuju veću sličnost u ponašanju nego za vreme mirnih uslova na jezeru (Townsend i sar., 2006). Palićko jezero je veoma plitko jezero, u kome već i samo veslanje izaziva resuspenziju sedimenta. Duvanje vetra, čije su brzine dostizale i 32,7 m/s (jugoistočni), odnosno 39,5 m/s (severozapadni), izazivaju stvaranje talasa, mešanje vode i resuspenziju sedimenta, pa enterokoke lako menjaju sredinu zajedno sa suspendovanim česticama sedimenta.

Vreme preživljavanja enterokoka je duže u sedimentu i/ili u prisustvu akvatične vegetacije nego u vodi (Badgley i sar., 2010; Whitman i sar., 2003.). Brojna istraživanja su pokazala da i slatkovodni i marinski sediment predstavlja značajan izvor

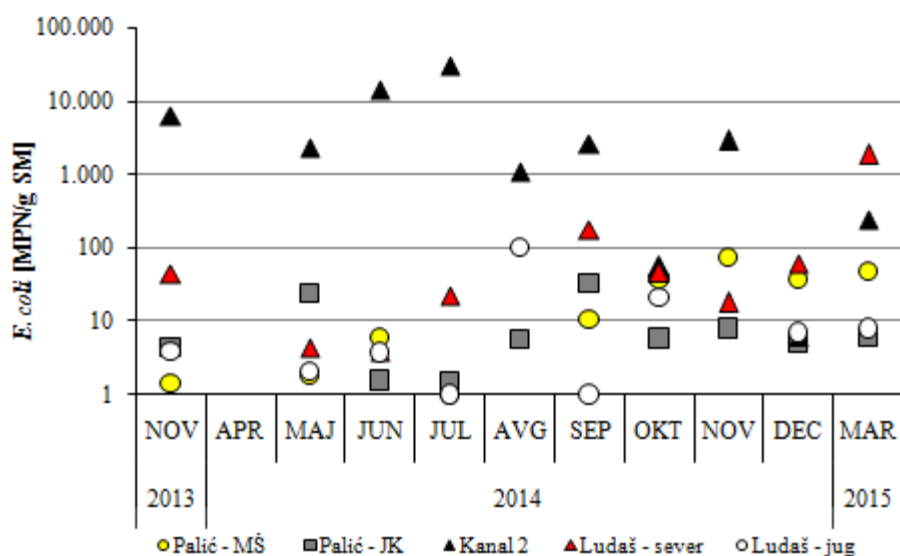
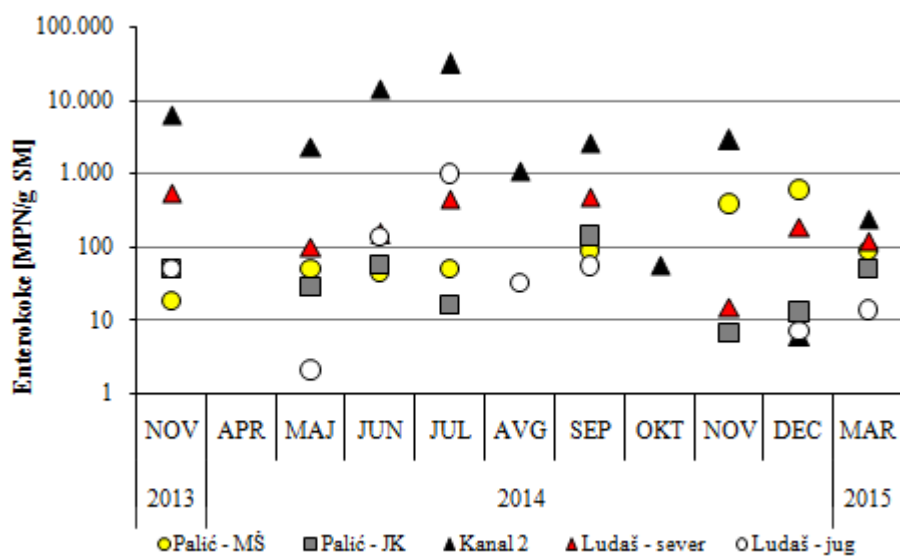
enterokoka, sa mnogo puta većom zastupljenošću bakterija u odnosu na vodeni stub (Byappanahalli i sar., 2012.). Uzroci velike zastupljenosti bakterija u sedimentu su bolja otpornost na stres, tj. na predaciju, solarno zračenje, nedostatak nutrijenata, a moguće je i ponovni rast i drugo (Haller i sar., 2009.).

Tabela 22. Mikrobiološki kvalitet sedimenta

		Uk. koliformi	Fekalni koliformi	Enterokoke	<i>E.coli</i>
		MPN/100 mL			
Muški štrand	prosek	623	195	132	22
	min	108	9	0	0
	max	2821	1176	600	74
Jahting klub	prosek	908	722	36	9
	min	60	6	0	2
	max	3021	3021	140	33
Kanal (kraj)	prosek	21832	15766	5557	6068
	min	2245	6	72	6
	max	65312	60452	29843	30809
Ludaš - sever	prosek	1482	361	205	224
	min	47	18	0	0
	max	4800	1860	544	1860
Ludaš - jug	prosek	357	190	127	15
	min	6	4	0	0
	max	1908	1607	979	100



Grafikon 16. Fekalni koliformi u sedimentu

Grafikon 17. *E. coli* u sedimentu

Grafikon 18. Enterokoke u sedimentu

Kada se broj bakterija u uzorcima vode i sedimenta svede na istu meru (100 g vode ili sedimenta), očigledna je razlika u njihovoj brojnosti. Broj fekalnih koliforma u sedimentu je tek 3-14 puta veći u odnosu na vodu, dok je broj *E. coli* čak 54 puta veći u sedimentu na lokaciji Muški štrand, a enterokoka ima 97 puta više u sedimentu nego u vodi na lokaciji Ludaš jug. Najmanje razlike u broju *E. coli* i enterokoka u vodi i

sedimentu posmatrano na ovaj način su na lokaciji kanal „Palić-Ludaš (kraj kanala) i Jahting klub na Paličkom jezeru.

Mikrobiološkim ispitivanjem sedimenta konstatovan je značajan broj enterokoka. Adsorbovane na česticama mulja opstaju duže u akvatičnoj sredini od nekih indikatorskih bakterija, pa je njihovo prisustvo pokazatelj da su u jezero dospevale otpadne vode fekalnog porekla. Postojanost enterokoka u sedimentu zavisi od specifičnosti lokaliteta, odnosno od karakteristika poput mineralogije, veličine čestica, sadržaja organskih materija i dostupnosti nutrijenata (Piggot i sar., 2012.). Tekstura uzorkovanog sedimenta je uglavnom peskovita, ali sa značajnim udelom frakcije finog peska. Sadržaj enterokoka i ukupnog azota u sedimentu pokazuju srednju zavisnost (koef. korelacije 0,56). Suspendovani sediment na dnu oba jezera i sediment kanala koji ih povezuje predstavljaju izvor enterokoka, ali i *E. coli*. Čestice sedimenta verovatno obezbeđuju bakterijama i neku vrstu zaštite od uticaja svetlosti (Hansen i sar., 2008).

Paličko i Ludaško jezero, osetljivi i nestabilni ekosistemi, spadaju u grupu plitkih, toplih, nestratifikovanih jezera gde svako povećanje količine nutrijenata predstavlja okidač za proces ubrzane eutrofikacije. Kao rezultat korišćenja jezera za potrebe industrije i kao recipijent otpadnih voda, Paličko i Ludaško jezero, kao i veliki broj drugih jezera trpi zbog degradacije kvaliteta vode do određenog nivoa.

Rezultati analiza ukazuju na stalno opterećenje organskom materijom, azotnim materijama i fosforom. Odnos pojedinih oblika azota ukazuje na konstatno opterećenje jezerske vode zagađujućim materijama, što predstavlja opasnost za vodene ekosisteme. Ključni nutrijenti su fosfor i azot koji najvećim delom dospevaju upravo preko organske materije iz otpadnih voda (Smith i Schindler, 2009.; Jeppesen i sar., 2007; Paerl, 2008.).

Sadržaj nutrijenata u jezerskom sedimentu je jako visok i odgovara intenzivnom procesu eutrofikacije. Visoka koncentracija nutrijenata u jezerima potiče uglavnom iz spoljnih izvora u okviru razvođa, bilo da je otpadna voda različitog porekla ili u pitanju isticanje nutrijenata čije je poreklo poljoprivredna proizvodnja (Madgwick, 1999.; Sondergaard i sar., 2005.; Jeppesen i sar., 2007.; Moss i sar., 1997.). S druge strane, tu je fosfor oslobođen iz jezerskog sedimenta koji podržava procese eutrofikacije i kruži između vode i sedimenta kroz rast algi, organskog taloženja, razlaganje i oslobađanja (Jiang i Shen, 2006.; Spears i sar., 2007.; von Gunten i sar., 2009.; Bennion i Battarbee,

2007.; Smol, 2008.). Proističe da je „obogaćeni“ jezerski sediment i posledica i uzrok opterećenja jezerske vode nutrijentima.

Konstantan dotok vode bogate nutrijentima dovodi do ubrzane eutrofikacije i formiranja debelog sloja sedimenta (0,3-1,2 m), koji postaje još jedan izvor nutrijenata. U velikim plitkim jezerima na površini sedimenta se kontinualno odigrava proces resuspenzije, nivo razmene fosfora između sedimenta i vode je značajno veći i fosfor je više dostupan nego u stratifikovanim jezerima (Tonno, 2004.).

Kvalitet vode u jezerima i u kanalu je u skladu sa kvalitetom sedimenta na dnu. Sveukupno (izuzimajući PPOV) kraj kanala „Palić-Ludaš“ ima najlošije ocenjen kvalitet vode i sediment opterećen različitim zagađenjima. Sledi severni deo Ludaškog jezera, koji moguće trpi posledice ulivanja kanala u relativnoj blizini mesta uzorkovanja. Kvalitet vode i sedimenta severnog i južnog dela Ludaškog jezera se po mnogo parametara razlikuje. Od tri lokacije na Palićkom jezeru, sa sanitarnog aspekta najbolje se može oceniti Muški štrand, međutim ako se analiziraju pokazatelji trofičkog statusa, sektor 2 je najmanje produktivan.

2 Rasuti i koncentrisani izvori zagađenja

Problemi u vezi sa kvalitetom vode se obično pripisuju nutrijentima, hemikalijama i patogenim mikroorganizmima koji u vodne ekosisteme dospevaju kao rezultat difuznih i koncentrisanih (tačkastih) aktivnosti (US EPA, 2009.).

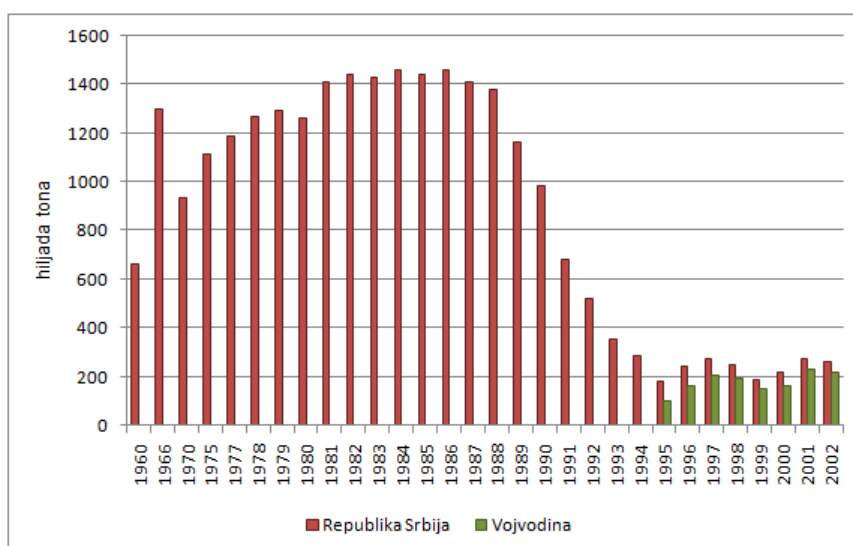
Ispuštanja iz koncentrisanih (tačkastih) izvora su lako prepoznatljiva i uključuju kontaminante iz kanalizacionih cevi, industrije, postrojenja za tretman otpadnih voda. S druge strane, difuzna zagađenja mogu doći iz izvora/aktivnosti bez neposrednog izvora (FAO, 1996.). Primeri za ove izvore uglavnom uključuju poljoprivredu, životinjske farme ili aktivnosti u prigradskim zonama.

2.1 Rasuti (difuzni) izvori zagađenja

Za potrebe analize i kvantifikovanja difuznog zagađenja, određen je površinski oticaj u uskom pojasu oko oba jezera i okoline kanala koji ih povezuju, kao i proračun opterećenja nutrijentima (ukupnim fosforom i azotom).

Poljoprivreda se često spominje kao jedan od faktora zagađenja prirodnih vodotoka i povezuje se sa zastarelim praksama upravljanja farmama, što podrazumeva prekomernu upotrebu đubriva u cilju dobijanja visokih prinosa, tradicionalne prakse navodnjavanja, upotrebu pesticida, kao i loše upravljanje na farmama životinja (US EPA, 2009.). Biljna proizvodnja se karakteriše kao difuzni izvor zagađenja vodnih tela nutrijentima i pesticidima, i na taj način postaje jedan od glavnih uzroka eutrofikacije. Često je tako i ne treba zanemariti uticaj poljoprivrede na kvalitet životne sredine. Međutim, postoje i drugi izvori kao što je krčenje šuma, atmosferske padavine, netretirani čvrst i tečan otpad (Zia i sar., 2013.). Takođe, često se poljoprivredna proizvodnja taksativno navodi kao uzrok zagađenja bez kvantifikovanja.

Prema podacima Republičkog zavoda za statistiku (RZZS 2002.; RZZS 2003.), najveća potrošnja mineralnih đubriva u Republici Srbiji registrovana je tokom 80.-ih godina prošlog veka (Grafikon 19). Od tada korišćenje đubriva značajno opada tokom 90.-ih, kriznih godina, kada je zamrla i industrijska proizvodnja. Ovo stanje se nije značajno popravilo ni na samom početku 21. veka. Osim toga migracije, siromaštvo (dva puta veći broj siromašnih u vangradskim područjima nego u gradskim), zapostavljanje poljoprivrede kao privredne grane, nedostatak strategije poljoprivrede (doneta tek 2010.), dovele su do smanjenja i zanemarivanja poljoprivredne proizvodnje.



Grafikon 19. Potrošnja mineralnih đubriva u R. Srbiji i Vojvodini u periodu 1960.-2002.

Prema istorijskim podacima (Tabela 23, Šaćiragić i Jekić, 1988.), 1965. godine, potrošnja NPK đubriva u Nemačkoj je bila gotovo 6 puta veća od potrošnje u bivšoj SFRJ. Jasno je da je u razvijenim zemljama, intenzivna poljoprivredna proizvodnja svakako bila uzrok zagađenja životne sredine s obzirom na količinu korišćenog mineralnog đubriva. Donošenje zakonske regulative u razvijenim zemljama, pa i celoj Evropskoj uniji, koja bi ukazala i ograničila zagađenja iz ovih izvora je jednostavno bila nametnuta ovakvom poljoprivrednom praksom.

Ove činjenice ne treba zanemariti, loša evropska iskustva i postojeće Direktive koje su iz njih proizašle treba da budu okvir za usmeravanje poljoprivredne proizvodnje, kako poljoprivredna proizvodnja ne bi povećala udeo u zagađenju životne sredine. Takođe, treba imati u vidu, da su agronomske preporuke za nutrijentima često daleko veće od nivoa očuvanja kvaliteta životne sredine (Mueller i sar., 1996.).

Tabela 23. Potrošnja NPK [kg/ha] đubriva

Zemlja	1938.	1948.-1953.	1965.
Nemačka	157,1	165,7	334,2
Engleska	42,3	115,0	198,3
Čehoslovačka	-	-	154,3
Francuska	38,4	49,6	147,6
Bugarska	-	-	62,2
Italija	25,7	28,2	61,5
SFRJ	0,7	2,3	56,3

Prema popisu poljoprivrede iz 2012. godine, na teritoriji opštine Subotica, kojoj pripada proučavano područje, je registrovano 6.322 poljoprivrednih gazdinstava, koja raspolažu sa 75.519 ha poljoprivrednog zemljišta. Od toga 4.070 poljoprivrednih gazdinstava je upotrebilo mineralna đubriva na 58.973 ha, 3.547 je upotrebilo čvrsti stajnjak na 11.832 ha, 68 je upotrebilo tečni stajnjak i osoku na 907 ha. Referentni period na koji se podaci odnose je od 1. oktobra 2011. do 30. septembra 2012. Prema podacima popisa, na 78% poljoprivrednih površina je primenjeno mineralno đubrivo, dok na 5% nije uopšte nanošeno đubrivo u referentnom periodu.

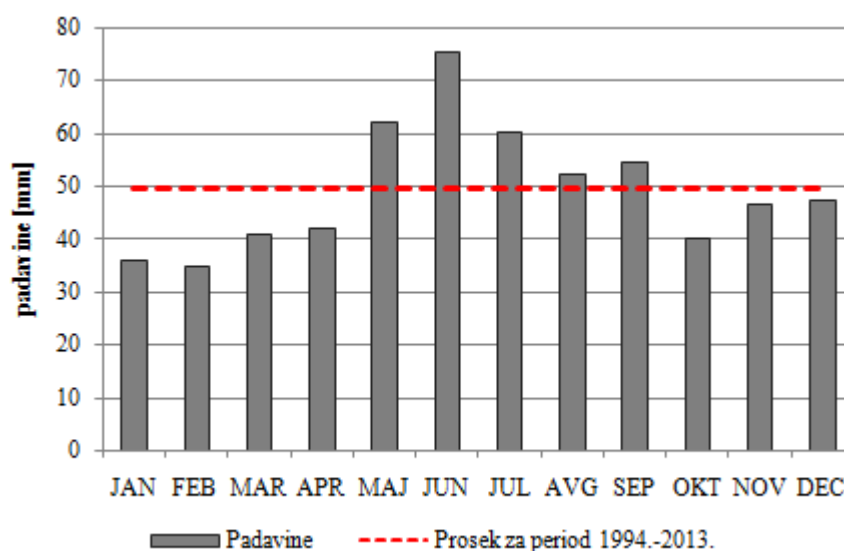
Ako se preslikaju ovi podaci na proučavano područje (upotreba mineralnog đubriva na 78% obradivih površina), uz prosečnu primenu fosfornih i azotnih đubriva u količini od

100 i 120 kg/ha respektivno (na osnovu literaturnih podataka, Kastori, 1991.), može da se pretpostavi da se na 393 ha poljoprivrednih površina koje naležu na jezera i kanal koji ih spaja, nanese orijentaciono 37 t azota i 31 t fosfora godišnje.

2.1.1 Površinski oticaj

Intenzitet padavina je odlučujući faktor kada je reč o oticanju, pa da bi došlo do oticanja potrebno je da intenzitet padavina premaši 10-15 mm/h (Spalević, 1997.). Podaci o intenzitetu padavina za meteorološku stanicu Palić nisu dostupni, ali su dostupni podaci o broju dana u toku meseca sa padavinama većim od 10 mm. Iako je ovaj podatak na dnevnom nivou, na ovaj način može se bar dobiti uvid kada može doći do nešto intenzivnijih padavina.

Analiziran je niz podataka o padavinama od 20 godina, period 1994.-2013. (Prilog 5). Jun je mesec sa najvećim brojem dana sa padavinama većim od 10 mm. Osim toga kada se posmatra prosečna godišnja raspodela padavina, vidi se da je jun mesec sa ubedljivo najvećom sumom padavina (Grafikon 20). U periodu maj-septembar skoro svake godine ima bar 1 dan sa padavinama većim od 10 mm. U pogledu oticanja, u ovom periodu vegetacija je bujna, pa smanjuje rizik od pojave punog oticanja.



Grafikon 20. Prosečne mesečne sume padavina (1994.-2013.) u toku godine - MS Palić

U vanvegetacionom periodu (oktobar-mart) padavine su slabijeg intenziteta. U ovom periodu u gotovo 50% slučajeva nema nijednog dana sa padavinama većim od 10 mm. Ove činjenice su važne sa aspekta oticanja, jer je u ovom periodu često izostaje vegetacioni pokrivač, pogotovo sa poljoprivrednih površina, pa su šanse za pojavu oticanja veće. Međutim s obzirom na nizak intenzitet padavina, ovaj rizik se smanjuje.

U vegetacionom periodu, kada su i padavine najintenzivnije, drugi meteorološki faktori imaju značajan uticaj, a to su isparavanje i vetar koji ga naročito pospešuje u sušnim danima. Isparavanjem se gube znatne količine vode koje povećavaju kapacitet infiltracije zemljišta. U „kritičnim“ letnjim mesecima (jun-avgust), isparavanje dostiže 5,0 mm/dan. Ovaj podatak je značajan i za područja gde ima plitke podzemne vode (gde je zaleganje nivoa podzemne vode manje od 3,0 m). U letnjim periodima isparavanje podzemne vode se izjednačava sa isparavanjem sa slobodne vodene površine. Na taj način se povećava kapacitet za upijanje vode koje dospeva padavinama.

Zbog smanjenog vegetacionog pokrivača i postojećih klimatoloških uslova, oticanje je izračunato samo za padavine u toku vanvegetacionog perioda.

Reljefski faktori

Karakter reljefa se ispoljava u veličini sliva, topografiji, razvijenosti hidrografske mreže, ekspozicijama, pojavama udubljenja, dužini i formi padine i sl. U konkretnom slučaju teren je praktično ravan (nagib terena je manji od 1%) i obrastao vegetacijom. Blagi prirodni pad terena je u pravcu severozapad – jugoistok. S obzirom na karakteristike reljefa i postojeću hidrografsku mrežu za procenu površinskog oticanja u cilju određivanja difuznog zagađenja, uzet je samo pojas oko jezera u širini od 100 m.

Zemljište

Duboka zemljišta na rastresitim podlogama mogu da upiju znatnu količinu vode, pa je oticanje znatno manje u odnosu na plitka zemljišta na nepropustljivim podlogama. Geološku podlogu šireg područja predstavljaju pesak i kontinentalni les. Na ovim geološkim supstratima su razvijena zemljišta iz grupe černoze, približno 70% od sagledavane površine, arenosoli (eolski peskovi) čine 23%, a sva ostala zemljišta zauzimaju preostalih 7%. Uz jezera, u pojasu od 100 m su zastupljeni uglavnom černoze, ritska crnica i male površine pod slatinama. Zastupljenost černoze u ovom pojasu, kao i na širem području je dominantna.

Drenažne karakteristike zastupljenih zemljišta šireg područja su zadovoljavajuće, s obzirom da su zastupljena zemljišta uglavnom umereno do dobro prirodno drenirana. U užem pojasu oko samog jezera, situacija je nešto lošija s obzirom na zastupljenost ritske crnice koja ima nešto lošije drenažne karakteristike.

Vegetacija

Odnos šume, trave i površina pod njivama je takođe značajan. Gust travnati pokrivač sprečava oticanje i sa jako nagnutih terena. U pojasu od 100 m oko Palićkog i Ludaškog jezera su najviše zastupljene poljoprivredne površine, zatim naseljena područja, dok je površina koja okružuje kanal „Palić-Ludaš“ i obodni kanal, uglavnom naseljena i pod putnom mrežom. Poljoprivredna proizvodnja šireg područja se svodi na ratarsku proizvodnju, a severno od naselja Palić je razvijena voćarsko-vinogradarska proizvodnja. U pojasu oko samog jezera poljoprivredne površine su uglavnom pod oranicama.

Oticanje

Za proučavano područje je određena ponderisana vrednost CN krive, s obzirom na mešovitu strukturu poljoprivredne proizvodnje i na različitu pokrivenost područja vegetacijom. Pretpostavljeni su sledeći uslovi: pravac obrade – niz padinu i hidrološki uslovi – dobri; najzastupljeniji tipovi zemljišta na proučavanom području su černoze, koji pripada hidrološkoj grupi zemljišta B, i ritska crnica, koja pripada hidrološkoj grupi D. Otica je izračunat za pojas od **100** m oko jezera, tj. oko sektora 2, 3 i 4 Palićkog jezera, oko kanala „Palić-Ludaš“ i obodnog kanala, uključujući i prostor između njih, i pojas oko Ludaškog jezera (Slika 16).

Sektor 1 Palićkog jezera ima specifičnu funkciju, jer je deo sistema za prečišćavanje vode (lagune). Osim toga pojas oko sektora 1 je ima nešto gušći biljni pokrivač, tako da je pretpostavka da je spiranje zemljišnih čestica, đubriva i pesticida svakako manje nego u ostalim delovima, pa se zbog toga izostavlja iz dalje analize.

Ukupna površina sa koje se pretpostavlja uticaj spiranja je veličine 604 ha. Prilog 6 prikazuje izdvojene komplekse na posmatranom području.

Doticaj vode u jezera je određen za sumu padavina predvegetacionog perioda verovatnoće pojave 90% (173 mm). Za analizu su uzete padavine velike verovatnoće

pojave, s obzirom da je potrebno odrediti najizvesnije opterećenje za proučavana jezera. Uzimajući u obzir merodavne padavine i izračunatu CN vrednost, sa nomograma za SCS metodu je očitao oticaj 102 mm, što predstavlja oticaj sa prethodno definisanog šireg područja za celu predvegetacionu sezonu. Odvojeno je razmatran oticaj samo sa poljoprivrednih površina koje naležu na obale jezera. Obradive površine u okolini Paličkog jezera pokrivaju 133 ha, a oko Ludaškog jezera 168 ha. Pretpostavka je da su žitarice i okopavine zastupljene u jednakom odnosu, pa su određene i nove CN vrednosti (Prilog 6).



Slika 16. Usvojeni pojas uticaja na proučavana jezera (površina između žute i crvene linije)

Za istu sumu padavina predvegetacionog perioda, sa nomograma za SCS metodu je očitao oticaj sa područja oko Paličkog jezera 115 mm, dok se za područje oko Ludaškog jezera može usvojiti isti oticaj kao i za celo područje 102 mm.

2.1.2 Opterećenje nutrijentima iz rasutih izvora

Predmetno istraživanje najviše pažnje posvećuje sadržaju fosfora u prirodnim vodama kao uzroku eutrofikacije, pa ako se posmatra zemljište kao jedan od izvora fosfora, brojna istraživanja su pokazala da najveći uticaj ima pojava erozije (bilo da su to rastvorljivi fosfati u vodi koja otiče ili o adsorbovanom fosforu na česticama zemlje), a

mnogo manji uticaj ima ispiranje rastvorljivog fosfora kroz zemljišni profil (zbog jakih veza sa čvrstom fazom zemljišta) (Jakovljević i Pantović, 1991; Carpenter i sar., 1998).

Fosfor se u zemljištu nalazi u obliku soli ortofosforne kiseline sa kalcijumom, magnezijumom, gvožđem i aluminijumom, kao i u obliku organskih jedinjenja (Dalal, 1977., Brady, 1984.). Organski fosfor ulazi u sastav nerazloženih organskih ostataka, kao i u sastav specifičnih humusnih materija (Dalal, 1977.). Organska jedinjenja fosfora podležu mineralizaciji i prelaze u soli fosforne kiseline (Dalal, 1977.). Od neorganskih oblika fosfora, pored soli fosforne kiseline, zemljište još sadrži i jone ove kiseline adsorbovane na površini zemljišnih koloida (Brady, 1984.). Fosfati zemljišta su slabo rastvorljivi, pa je zbog toga koncentracija fosfora u zemljišnom rastvoru veoma mala (oblici dostupni biljkama i podložni ispiranju) (Brady, 1984.; Yang i sar., 2013.). S obzirom da su jedinjenja fosfora relativno male pokretljivosti, male su šanse da višak fosfata upotrebljen za ishranu biljaka dođe do podzemne vode. Zemljište obično deluje kao odličan filter za fosfate sa velikim kapacitetom za njihovu adsorpciju (Yang i sar., 2013.; Jakovljević i Pantović, 1991.).

Fosfor upotrebljen za gajenje krmnog bilja se raspoređuje na sledeći način: od ukupno 10 delova upotrebljenog fosfora, 1 utroši čovek sa proizvodima hrane, 3 dela ostaju vezani u zemljištu, a 6 delova se spere u vodene bazene preko ekskremenata životinja (ukoliko se ne koriste kao đubriva); to je glavni izvor lokalne akumulacije pokretnih jedinjenja fosfora u reonima povećane koncentracije ljudi i životinja (Jakovljević i Pantović, 1991.).

Sadržaj azota u zemljištu je u direktnoj vezi sa aktivnošću živih organizama (Brady, 1984.). Najveći deo azota se nalazi u vidu organske materije, a svega nekoliko procenata otpada na biodostupne neorganske oblike azota (amonijačni jon, nitrati, nitriti) (Essington, 2004.). Amonijačni jon podleže adsorpciji zemljišnih čestica i može preći u zemljišni rastvor, međutim treba napomenuti da se deo amonijačnih jona u zemljištu nalazi fiksiran između slojeva minerala gline (Jakovljević i Pantović, 1991.; Chen, 1997.; Brady, 1984.). Nitratni jon uopšte ne podleže adsorpciji (osim u kiseloj sredini), i jedan je od najmobilnijih anjona zemljišta (Jakovljević i Pantović, 1991.; Brady, 1984.). Višak azota u zemljištu se javlja zbog prekomerenog unošenja mineralnih, ali i većih količina stajnjaka i drugih organskih đubriva ili otpadaka, tako da

može doći do povećanja koncentracije nitrata u drenažnoj vodi koja otekne iz površinskog sloja zemljišta (EEC, 1991.; Sposito, 2008.).

Uzorci ukazuju da je zemljište na lokacijama u okolini sektora 2 Paličkog jezera i Ludaš jug po teksturi peskovita ilovača (Prilog 20, Prilog 21). Frakcija peska iznosi 72% u okolini Paličkog jezera, odnosno 66% na lokaciji Ludaš-jug, dok na frakciju gline odlazi 7 i 10%, respektivno.

Vrednost pH uzoraka sa obe lokacije se kreće u rasponu 7,8-8,2 i ukazuje na srednje alkalna zemljišta, što je tipično za šire područje i geološku podlogu na kojoj je nastalo. Elektroprovodljivost vodnog ekstrakta saturacione paste zemljišta na lokalitetu uz Paličko jezero se kretala 1,4-2,2 mS/cm, dok je na lokalitetu Ludaš-jug 2,8-2,96 mS/cm. Ove vrednosti (>2 mS/cm) ukazuju na blago povećan sadržaj rastvorenih soli, koje bi mogle da utiču na smanjenje prinosa izuzetno osetljivih kultura.

Analiza vodnog ekstrakta saturacione paste zemljišta je pokazala da su na lokaciji uz Paličko jezero (sektor 2) najzastupljeniji katjoni kalcijum i magnezijum (njihova suma čini 82-90%), a zatim natrijum i kalijum, a od anjona bikarbonati (50%) i sulfati (41%) (Prilog 20, Prilog 21). Bikarbonati čine osnovnu masu anjona zemljišnog rastvora u nezaslanjenim zemljištima (Jakovljević i Pantović, 1991.). Analize uzoraka uzetih na lokaciji Ludaš jug pokazuju nešto drugačije rezultate. Dominantni katjoni su kalcijum, magnezijum i natrijum, koji su gotovo u istom odnosu (34% Mg, 30% Ca i 29% Na), a od anjona su dominantni sulfati, bikarbonati, pa hloridi. Uz navedenu elektroprovodljivost, ovakav sastav anjona i katjona potvrđuje blagu zaslanjenost zemljišta u okolini južne obale Ludaškog jezera.

Tabela 24. Sadržaj biljnih hraniva u zemljištu

	P ₂ O ₅ [mg/100g]	K ₂ O [mg/100g]	humus [%]	N [%]
jun 2014.				
Paličko jezero – Sektor 2	14,7	>20	2,97	0,14
Ludaško jezero - jug	16,8	18,2	3,31	0,16
mart 2015.				
Paličko jezero – Sektor 2	>20	>20	4,81	0,24
Ludaško jezero - jug	18,2	18,8	6,42	0,32

Sadržaj biljnih hraniva u toku vegetacione sezone je niži u odnosu na predsezonu (Tabela 24), što je i očekivano, s obzirom na njihovu potrošnju od strane biljaka. Ipak, može se zaključiti da su zemljišta dosta humozna, i sledstveno dobro obezbeđena azotom, čak bogata prema analizama iz marta 2015. Lakopristupačnim fosforom i kalijumom su srednje do dobro obezbeđena.

Rezultati analiza zemljišta su dodatno uticala na izbor koeficijenata za procenu opterećenja jezera iz difuznih izvora, za ravničarska područja sa intenzivnom poljoprivredom (Moss i sar., 1997.). Atmosfersko opterećenje, koje donose kiša i prašina iz okoline, iznosi prema proračunima 120,8 kg fosfora godišnje i 21.140 kg azota, dok je procenjena godišnja količina fosfora i azota koja dospe sa obradivih površina 354 i 19.668 kg respektivno (Tabela 25).

Tabela 25. Opterećenje od difuznog zagađenja u definisanom pojasu

	Ukupan fosfor [kg/god.]	Ukupan azot [kg/god.]
Atmosfersko opt.	120,8	21.140,0
Pašnjaci i livade	18,1	677,6
Obradivo zemljište	354,0	19.667,7
Šume	1,4	250,8
Ukupno	494,3	41.736,1

2.2 Koncentrisani izvori zagađenja

Izgradnja novog prečištača otpadnih voda grada Subotice započeta je 2006. g., da bi tehnički prijem objekta i opreme usledio tokom leta 2011. g. Projektovani kapacitet novog PPOV u beskišnom danu iznosi 36.000 m³, a u kišnom 72.000 m³ (Institut „Jaroslav Černi“, 2011.). Kvalitet prečišćene vode sa PPOV definisan je prema Direktivi 91/271/EEC, za kontrolu sledećih parametara na izlazu: BPK5 25 mg/L; HPK 125 mg/L; suspendovane materije 35 mg/L; ukupan azot 10 mg/L i ukupan fosfor 1 mg/L. Prema projektovanom režimu (u beskišnom danu), u Paličko jezero se upusti 13,14 mil. m³ prečišćene vode, koja bi prema projektovanim parametrima unela 131 t ukupnog azota i 13 t ukupnog fosfora godišnje. Postrojenje ipak radi u boljem režimu od projektovanog kada su navedeni parametri u pitanju, i prečišćava veću količinu vode nego ranije. Količina prečišćene otpadne vode od 14 mil. m³, sa prosečnom

koncentracijom 4,61 mg/L TN, i 0,38 mg/L TP, unosi u jezero 64 t ukupnog azota i 5 t ukupnog fosfora.

Količine vode koje dospeju u oba jezera površinskim oticanjem su praktično zanemarljive u odnosu na količine koje dospevaju sa Postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda (Tabela 26). Kako god da se posmatra oticaj, samo sa poljoprivrednih površina ili sa ukupne površine u proučavanom pojasu, ova količina iznosi manje od 4% od ukupno procenjene količine vode koja dospeva u jezero. Ako se posmatra samo opterećenje Paličkog jezera, s obzirom da je recipijent za PPOV, oticanje sa poljoprivrednih površina iznosi približno 1% od ukupne količine.

Tabela 26. Poređenje količine vode koja otiče sa površina koje okružuju jezero i doticaja sa PPOV

Prihranjivanje jezera	m³/god.
Oticaj sa površine u pojasu od 100 m – celo područje	616.080
Oticaj sa površine u pojasu od 100 m – samo Paličko jezero	219.650
Oticaj sa poljoprivrednih površina zastupljenih u pojasu od 100m	478.400
Oticaj sa poljoprivrednih površina zastupljenih u pojasu od 100m – samo Paličko jezero	176.800
Postrojenje za prečišćavanje otpadnih voda	14.000.000

Režim vode Paličkog i Ludaškog jezera, koji je nekada bio isključivo u funkciji klimatsko-meteoroloških činilaca, sada je kompletno pod antropogenim uticajem, i počiva na dotoku prečišćene otpadne vode sa PPOV (oko 14 miliona m³ godišnje) u Paličko jezero i njenom prelivanju (oticanju) u Ludaško jezero. S obzirom na klimatološki deficit (približno 3,9 mil. m³ godišnje, za oba jezera) i činjenicu da dotok podzemne vode može da nadomesti samo mali deo nedostajuće vode (<17%), efluent sa postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda Subotice je značajan činilac u održanju nivoa vode Paličkog, a posredno i Ludaškog jezera. Ludaško jezero je nastalo u istim klimatološkim i geološkim uslovima, a glavna pritoka Kereš zbog meliorativnih radova nosi manju količinu vode koja jako varira tokom godine. S obzirom da su Ludaško i Paličko jezero povezani od 1817. kanalom Bege, a zatim i kanalom „Palić-Ludaš“ od 1972., voda koja se preliva u Ludaško jezero je značajna i za njegovo održanje.

2.3 Poređenje spoljašnjih i unutrašnjih izvora azota i fosfora

Maseno opterećenje ukupnim fosforom iz rasutih izvora iznosi tek 9% za celo područje, dok je za ukupan azot znatno više i iznosi 39% (Tabela 27). Jakovljević i Pantović (1991.) navode da je svojevremeno u Holandiji doprinos gradskih naselja u pogledu opterećenja fosfatima bio 16 puta veći od seoskih naselja.

Tradicionalno se smatra da fosfor iz gornjih desetak centimetara sedimenta učestvuje u metabolizmu jezera (Bostrom i sar., 1982.), međutim mobilnost fosfora je moguća i iz dubljih delova do 20–25 cm (Sondergaard i sar., 2001.). Debljina sedimenta koja je u interakciji sa vodenim stubom je najverovatnije specifična za svako pojedinačno jezero i zavisi od morfologije, karakteristika sedimenta i izloženosti vetru (Sondergaard i sar., 2001.). Vodeni stub je u kontaktu sa aktivnim slojem sedimenta, čija debljina varira po prostoru od milimetra do nekoliko centimetara. U cilju kvantifikovanja potencijalnog opterećenja nutrijentima iz sedimenta, usvojena je pretpostavka je da je prvih deset centimetara u interakciji sa vodom. Za proračun je korišćena ukupna površina Paličkog (565 ha) i Ludaškog jezera (317 ha), zapreminska masa ($\rho_v=1.458 \text{ kg/m}^3$) i prosečne vrednosti novih merenja (Palić: TN 2.045 mg/kg, TP 1.770 mg/kg; Ludaš: TN 5.785 mg/kg, TP 10.725 mg/kg).

Ukoliko se ova opterećenja uporede sa potencijalnim opterećenjem iz sedimenta, jasno je da je unutrašnji izvor nutrijenata najznačajniji. U sloju sedimenta od 10 cm Paličkog jezera ima 280 puta više ukupnog fosfora i 22 puta više ukupnog azota, u odnosu na spoljašnje izvore (Tabela 27). Zbog velikog potencijala sedimenta kao izvora azota i fosfora remediacione mere koje nisu uključivale izmuljivanje nisu imale puno uspeha (Sondergaard i sar., 2001.).

Tabela 27. Poređenje masenog opterećenja iz različitih izvora

	TP [t]	TN [t]
Difuzno – celo područje	0,49	41,7
Difuzno – Paličko jezero	0,16	13,6
PPOV	5,00	64,0
Sediment – Paličko jezero (sloj 10 cm)	1.458	1.685
Sediment – Ludaško jezero (sloj 10 cm)	2.674	4.957

Proteklih nekoliko decenija u mnogim evropskim i severnoameričkim zemljama je uloženo mnogo sredstava i napora da se zaustavi eutrofikacija kroz smanjivanje spoljašnjih izvora fosfora (Jeppesen i sar., 2007), međutim pokazalo se da samo smanjivanje unosa nutrijenata nije dovoljno da se plitka jezera dovedu u stanje koje je prethodilo ubrzanoj eutrofikaciji (Madgwick, 1999.; Jeppesen i sar., 2007.). Održavanje plitkih jezera i statusa „čiste“ vode obuhvata smanjenje spoljašnjih i unutrašnjih unosa nutrijenata, kao i prisustvo stabilnih zajednica vodenih makrofita (Sondergaard i sar., 2007). Autori predlažu različite mere, ali nema jedinstvenog recepta za remedijaciju plitkih jezera. Brojni faktori utiču na izbor mere, ili kombinacije mera, počevši od klime, lokacije, nadmorske visine, okruženja, izvora zagađenja, poljoprivredne proizvodnje, nagiba terena, itd. Za rešavanje problema koji imaju antropogene uzroke, najčešće je potrebno primeniti kompleksne mere.

3 Statistički model

Predviđanje broja bakterija u vodi zahteva robusne alate za modeliranje koji uključuju više faktora. Mnogi tradicionalni modeli koji prate koncentraciju bakterija koji su dostupni za korišćenje u ove svrhe se baziraju na zavisnosti opadanja njihovog broja od vremena i/ili prostora (Kay i McDonald, 1980; Canale i sar., 1973.; Collins i Rutherford, 2004). Uspešna primena ovih modela često nije moguća, što zavisi od specifičnosti lokacije koja se proučava. Koeficijenti opadanja bakterija koji su ključni parametri ovih modela su uglavnom dobijeni u laboratorijskim uslovima, tako da ostaje mogućnost da se dobiju netačni rezultati ukoliko se primene za vanjske uslove (Pinto i sar., 2012.).

Jedan od ciljeva ovog istraživanja je razvijanje modela kojim bi se na osnovu lako merenih parametara dobila informacija o potencijalnom mikrobiološkom riziku ili riziku od hiperprodukcije biomase, s obzirom da se radi o eutrofnim jezerima. Svrha modela je preliminarne ocene kvaliteta jezerske vode, na nivou detekcije rizika (visok ili nizak). Parametri na osnovu kojih se vrši kategorizacija rizika su hlorofil *a*, kao indikator biomase fitoplanktona i enterokoke, kao odgovarajući indikator za izvore fekalnog zagađenja.

3.1 Priprema podataka

Za izabrane lokalitete na Palićkom i Ludaškom jezeru su korišćeni analizirani nizovi podataka u prethodnim poglavljima iz perioda novembar 2013. - mart 2015. za razvoj i validaciju statističkog modela. Za razvoj modela je korišćeno 70% nasumično izabranih podataka, a za validaciju preostalih 30% od ukupno 55 merenja. Parametri od interesa, odnosno zavisne promenljive su hlorofil *a* i enterokoke zbog sposobnosti da se ponašaju kao ključni indikatori eutrofikacije i mikrobiološkog rizika (kada je u pitanju kvalitet vode za rekreaciju). Uključene su sve lokacije na Palićkom i Ludaškom jezeru, jer je na svim lokacijama moguće baviti se rekreativnim aktivnostima, ne isključivo plivanjem. Osnovne rekreativne aktivnosti uključuju odmor ili komercijalne aktivnosti u kojima su ljudi direktno izloženi jezerskoj vodi. U predmetnoj analizi, podaci koji su ispod nivoa detekcije zamenjeni su minimalnim vrednostima za tu istražnu lokaciju.

Tabela 28. Numerički pokazatelji

		Temperatura	pH	Elektro. provodljivost	Kiseonik	Susp.materije
Srednja vrednost		16,68	8,68	974,84	8,39	33,79
95% Interval poverenja za sr. vred.	Donja gran.	14,71	8,57	908,46	7,92	28,62
	Gornja gran.	18,65	8,80	1041,21	8,87	38,96
Medijana		15,80	8,82	877,00	8,20	31,80
Varijansa		53,14	0,18	60283,5	3,03	365,71
St. devijacija		7,29	0,43	245,53	1,74	19,12
Minimum		6	7,69	569	6,2	1
Maksimum		31,3	9,32	1800	15,7	77
Koeficijent asimetrije		0,06	-0,60	1,50	2,29	0,14
Koeficijent spljoštenosti		-1,43	-0,73	1,83	6,34	-0,39

Pinto i sar. (2012.) su za primenu diskriminantne analize u cilju predviđanja rizika od eutrofikacije, odnosno mikrobiološkog rizika u prigradskim rečnim sistemima, kao kandidate za nezavisne promenljive (prediktore) izabrali lako merljive parametre, suspendovane materije, mutnoću, pH, temperaturu, elektrolitičku provodljivost i zasićenost kiseonikom. Ova ideja je primenjena i u predmetnoj analizi, s tim što je izostavljena mutnoća, s obzirom da ovaj parametar nije meren, a i u direktnoj je

korelaciji sa suspendovanim materijama (Pinto i sar., 2012.). U cilju selekcije odgovarajućih podataka za sledeće korake, prvo su određeni numerički pokazatelji (Tabela 28) i koeficijenti korelacije zavisnih promenljivih i potencijalnih prediktora (Tabela 29).

Tabela 29. Korelacija merenih podataka

	Temp.	pH	El. prov.	Kiseonik	Sus. mat.	Enterok.	Hlorofil <i>a</i>
Temperatura	1						
pH	0,366	1					
El. provodljivost	-0,077	-0,262	1				
Rastvoreni kiseonik	-0,042	0,014	0,287	1			
Susp. materije	0,176	0,621	-0,520	0,070	1		
Enterokoke	0,213	0,313	-0,070	0,046	0,303	1	
Hlorofil <i>a</i>	0,240	0,592	-0,347	0,162	0,740	0,605	1

Dobijeni koeficijenti korelacije ukazuju na slabu do srednju zavisnost između parametara. Između hlorofila *a* s jedne strane i pH i suspendovanih materija s druge, postoji srednja zavisnost. S obzirom na veoma mali stepen korelacije, za predviđanje hlorofila *a* i enterokoka nisu pogodni elektrolitička provodljivost i kiseonik. Postojanje zavisnosti između enterokoka i hlorofila *a* je evidentno. Moguć razlog je povećana zamućenost vode usled bujanja fitoplanktona, što stvara zaštitu od UV zračenja (Kay i sar., 1994.).

U cilju smanjenja broja parametara za naredne korake, primenjena je faktor analiza korišćenjem programa SPSS. Kao metoda ekstrakcije je primenjena analiza glavnih komponenti. Nezavisne promenljive su analizirane odvojeno sa enterokokama i hlorofilom *a*, u cilju boljeg sagledavanja međusobnih veza. U analizi skupa promenljivih sa enterokokama, prva komponenta objašnjava 38% varijanse originalnog skupa podataka, dok druga komponenta objašnjava još 22%. U analizi skupa promenljivih sa hlorofilom *a*, prva komponenta objašnjava 45% varijanse podataka, dok druga komponenta objašnjava još 20%. U formiranju glavne komponente, pored enterokoka (Tabela 30) i hlorofila *a* (Tabela 31), značajno učestvuju u oba modela temperatura, pH i suspendovane materije. Na ovaj način su određena tri potencijalna prediktora, koji će da naprave razliku između visokog i niskog rizika od eutrofikacije odnosno mikrobiološkog zagađenja jezerske vode.

Tabela 30. Koeficijenti 1

Component Score Coefficient Matrix		
	Component	
	1	2
Temperatura	,239	,113
pH	,353	,165
El. provodljivost	-,252	,519
Rastvoreni kiseonik	-,019	,645
Suspendovane materije	,374	-,003
Enterokoke	,225	,262

Extraction Method: Principal Component Analysis.

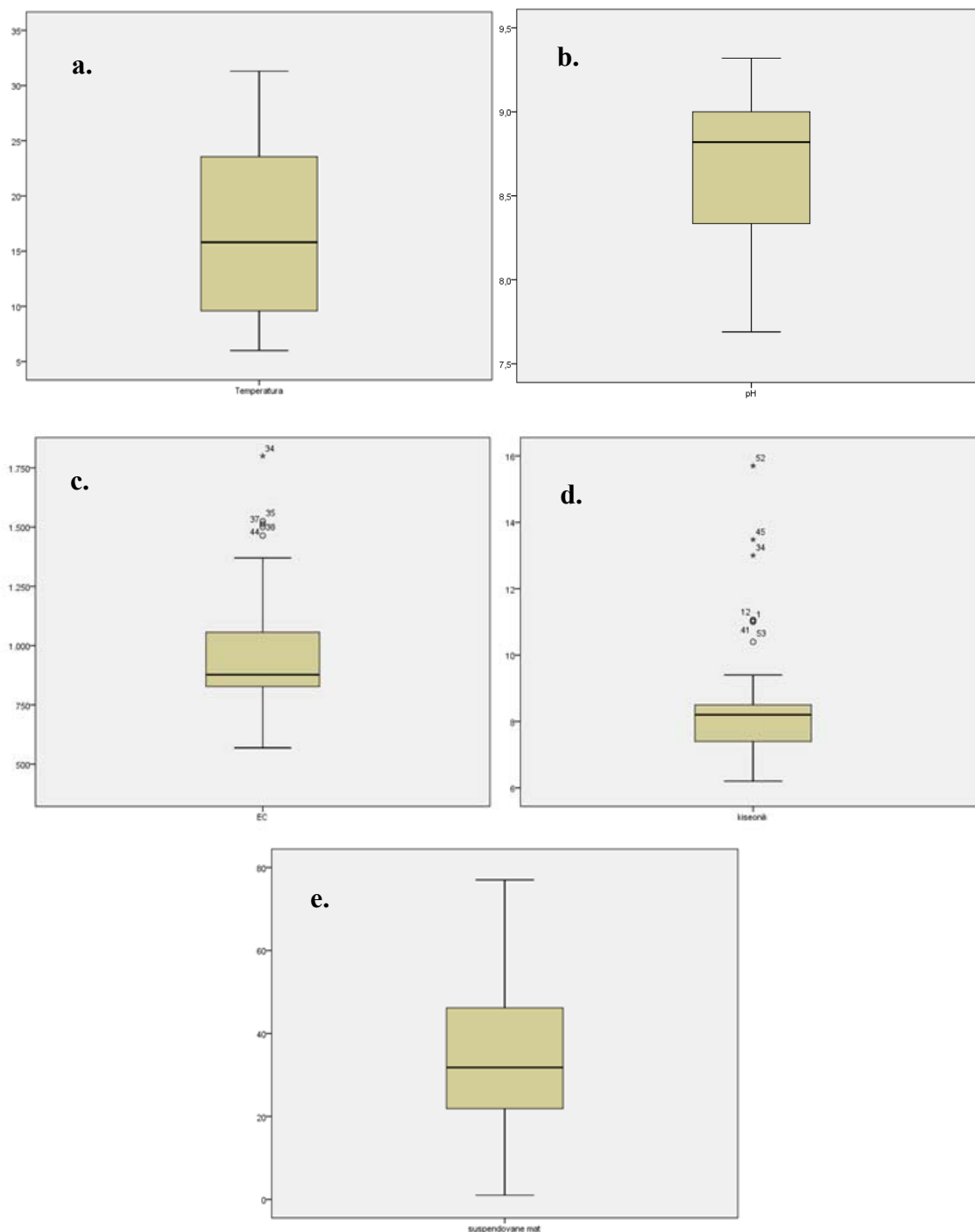
Tabela 31. Koeficijenti 2

Component Score Coefficient Matrix		
	Component	
	1	2
Temperatura	,153	,023
pH	,299	,095
El. provodljivost	-,221	,469
Rastvoreni kiseonik	,003	,744
Suspendovane materije	,331	,030
Hlorofil <i>a</i>	,316	,187

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Diskriminantna analiza je osjetljiva prema ekstremnim vrednostima i u cilju povećanja tačnosti modela, identifikovani su nestandardne opservacije ili autlajeri (opservacije koje su nekonzistentne sa preostalim podacima (Kovačić, 1994.)) potencijalnih prediktora. Autlajeri su identifikovani korišćenjem box-plot dijagrama u SPSS (Grafikon 21). Elektrolitička provodljivost i kiseonik imaju 5 i 7 autlajera, respektivno od 55 podataka u nizu. Ova dva parametra nisu kandidati za prediktore u daljoj analizi rizika od hiperprodukcije biomase, a postoji šansa da se izbegnu zbog nedovoljno definisane veze enterokoka sa jednim ili drugim setom parametara. Uklanjanjem autlajera bi se smanjio niz podataka. S obzirom da su faktor analizom izdvojili pH,

temperatura i suspendovane materije kao značajne promenljive u oba slučaja (enterokoke i hlorofil *a*), elektrolitička provodljivost i kiseonik su zanemareni u daljim koracima.

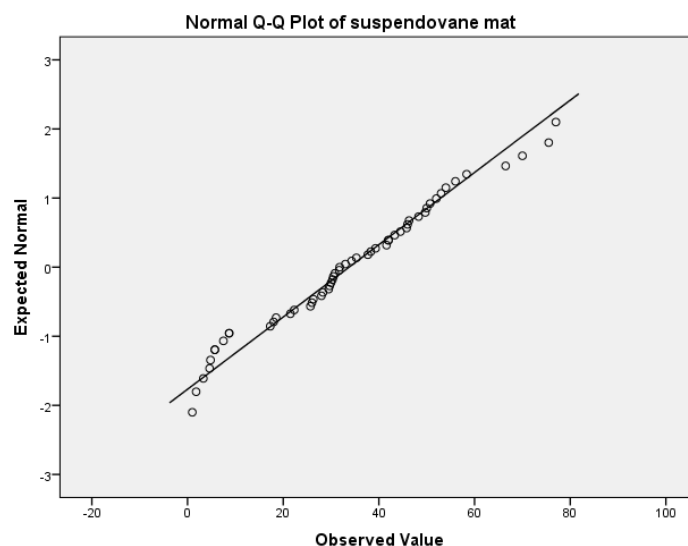


Grafikon 21. Box-plot dijagrami: a. temperatura, b. pH, c. elektrolitička provodljivost, d. rastvoreni kiseonik, e. suspendovane materije

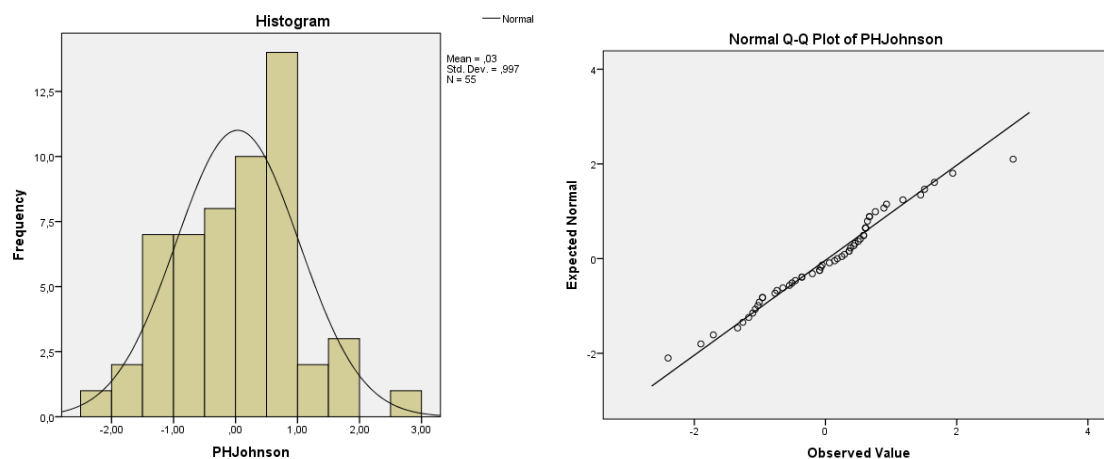
Tačnost diskriminantne analize u velikoj meri zavisi i od normalne raspodele seta podataka. Test „normalnosti“ Shapiro-Wilk se koristi za setove podataka do 2000 elemenata, što je odgovarajuće za korišćeni niz podataka u ovoj analizi. Prema ovim rezultatima p-vrednost za suspendovane materije iznosi 0,218, što znači da se nulta hipoteza ne može odbaciti, odnosno da podaci imaju normalnu raspodelu (Tabela 32). Ostale nezavisne promenljive su transformisane. Za izbor adekvatne transformacije korišćena je funkcija identifikacije raspodele u MiniTab 17. Podaci su zatim standardizovani, u cilju svođenja na istu skalu.

Tabela 32. Test normalne raspodele

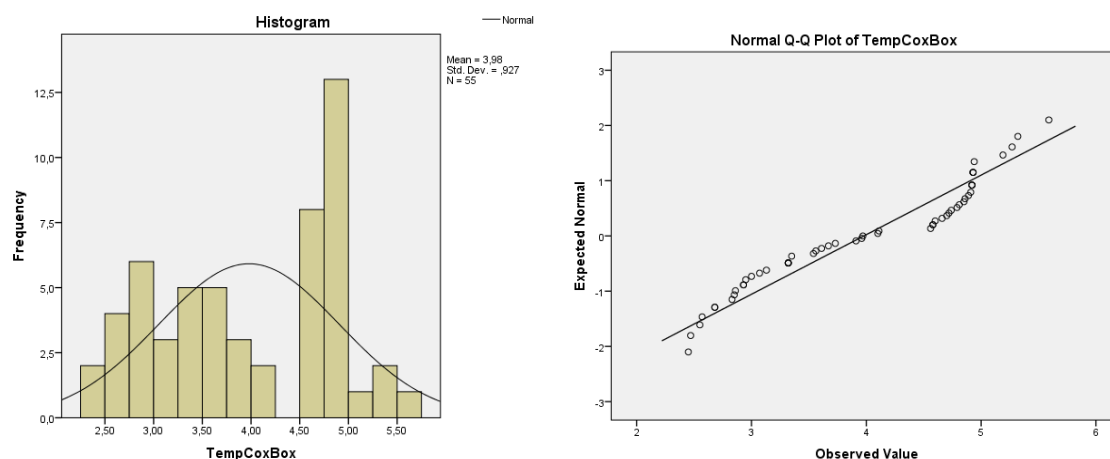
	Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.
Temperatura	,912	55	,001
pH	,930	55	,003
El. provodljivost	,812	55	,000
Rastvoreni kiseonik	,741	55	,000
Suspendovane materije	,972	55	,218



Grafikon 22. Q-Q dijagram: suspendovane materije



Grafikon 23. Transformisani pH podaci (Johnson transf.) i Q-Q dijagram



Grafikon 24. Transformisana temperatura (transf. kvadratni koren) i Q-Q dijagram

Pretpostavlja se da podaci reprezentuju uzorak koji ima normalnu distribuciju. Transformacijom podataka je dobijena zadovoljavajuća raspodela pH (Grafikon 23), ali ne i temperature (Grafikon 24). Međutim, narušavanje ove pretpostavke ne mora da bude fatalno i krajnji test značajnosti ostaje pouzdan dokle god je odstupanje od normalne distribucije izazvano asimetrijom, a ne ekstremima (Tabachnick i Fidell, 1996.). Diskriminantna analiza je robusna analitička tehnika i podnosi skromne greške u pretpostavkama (Lachenbruch i Goldstein, 1979.).

3.2 Diskriminantna analiza

Da bi diskriminantna analiza bila uspešno primenjena, osim normalizacije podataka opisane u prethodnom poglavlju, neophodno je izvršiti i kategorizaciju podataka u odnosu na postojeće/izmerene nivoe hlorofila *a* i enterokoka. Izabran je odgovarajući reper za određivanje rizika od hiperprodukcije biomase, s obzirom da su proučavana jezera po prirodi eutrofna, odnosno bogato produktivna. Na osnovu klasifikacije pretpostavljena je vrednost od 150 mg/m³, kao vrednost u sredini intervala prelazno bogato produktivnog stanja pre prelaska u veoma produktivno i kasnije u hiperprodukciju (Tabela 18). Prisustvo hlorofila *a* u koncentraciji većoj od 150 mg/m³ se smatra kao indikator visokog rizika hiperprodukcije.

Slično je izabran i reper za enterokoke od 35 CFU/100 mL (Tabela 2), što je kriterijum za vodu koja se koristi za rekreaciju prema US EPA (2012.). Izbegnuto je stvaranje srednjih grupa rizika, s obzirom da bi mogle stvoriti probleme u modelu mikrobiološkog rizika za imunokompromitovane rekreativce (Pinto i sar., 2012.). Brojne postojeće studije se takođe slažu sa sličnim početnim vrednostima kako su detaljno prikazali Pinto i sar. (2012). Svakom podatku hlorofila *a* dodeljena je kategorija, tj. jednako ili veće od 150 mg/L (1-visoki rizik od hiperprodukcije biomase) i manje od 150 mg/L (0-nizak rizik). Na isti način, vrednostima koje su jednake ili veće od 35 CFU/100 mL data je kategorija "jedan", a vrednostima ispod tog repera je dodeljena "nula".

Na ovaj način model bi se prilagodio lokalnoj situaciji sistema nagoveštaja zasnovan na riziku. Rizična situacija je nagoveštaj stanja za koje je potrebna buduća pažnja ili testiranje kako bi se to stanje ispitalo ili kako bi se skrenula pažnja. Rizik ne obezbeđuje jasnu prelaznu tačku u smislu da li su jezera zasićena cvetanjem ili nisu pogodna za osnovne rekreativne aktivnosti ("da" ili "ne" tip odgovora). Rezultat modela obezbeđuje razumljivu i jednostavnu kategoriju rizika, s obzirom da su dodeljena samo dva tipa kategorije rizika, visok i nizak.

Postavljanje i validacija modela su izvršeni korišćenjem seta podataka (55 merenja) iz perioda 2013.-2015. Za postavljanje modela je korišćeno 70% nasumično izabranih podataka, a za validaciju preostalih 30%. Oba modela rizika su bazirana na 2 prediktora, pH i temperaturi:

$$DF_{chl} = 1,071 \text{ pH} - 0,283 \text{ Temp} \quad (4)$$

$$DF_{mr} = 1,110 \text{ Temp} - 0,524 \text{ pH} \quad (5)$$

gde je: DF_{chl} – diskriminantna funkcija za model rizika od hiperprodukcije biomase; DF_{mr} – diskriminantna funkcija za model mikrobiološkog rizika; $Temp$ – temperatura (°C); i pH (-).

Rezultati multivarijacionog testa-Wilks' Lambda ukazuju da je diskriminantna funkcija modela hiperprodukcije biomase značajna ($\lambda=0.737$, $\chi^2(2)=10.0$, $p=0.006$). Rezultati testa za model mikrobiološkog rizika ukazuju da funkcija ne pravi očekivanu diskriminaciju između promenljivih ($\lambda=0.882$, $\chi^2(2)=4.0$, $p=0.134$). Kanonička korelacija reprezentuje jačinu kompletnog odnosa između linearnih kombinacija zavisnih i nezavisnih promenljivih. U modelima rizika od eutrofikacije i mikrobiološkog rizika, kanonička korelacija je 0.513 i 0.344 respektivno. Standardizovani koeficijenti kanoničke diskriminantne funkcije su indikatori diskriminantne sposobnosti nezavisne promenljive. Zbog male kanoničke korelacije modela mikrobiološkog rizika preispitani su ulazni parametri. Mnogo značajniji doprinos jačini diskriminacije u mikrobiološkom modelu ima temperatura od pH vrednosti za razliku od drugog slučaja. Bez obzira na slabije rezultate navedenih testova za mikrobiološki model, analizirani su rezultati oba modela.

Osetljivost, specifičnost i sveukupna tačnost modela iz procesa validacije su prikazani u nastavku. Osetljivost se odnosi na proporciju slučajeva visokog rizika tačno predviđenih modelom, dok se specifičnost odnosi na proporciju slučajeva niskog rizika tačno predviđenih modelom (Pinto i sar., 2012.). Visokorizični slučajevi su bili bolje predviđeni u modelu rizika od hiperprodukcije biomase 82%, u odnosu na model mikrobiološkog rizika 57%. Slučajevi niskog rizika su bolje predviđani modelom mikrobiološkog rizika 75%, dok je drugim modelom nizak rizik dobro predviđen u 57% slučajeva. Sveukupna tačnost predviđanja modela je 72% za model rizika od hiperprodukcije biomase i 67% za model mikrobiološkog rizika. Ovo znači da će, u 2 od 3 slučaja, modeli biti u stanju da tačno predvide rizik od eutrofikacije i mikrobiološke degradacije kvaliteta vode.

Sa ekspanzijom urbanizacije došlo je do intenzivnog povećanja broja postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda, koja za recipijente imaju površinske vode. Došlo je i do promene načina korišćenja zemljišta što je dovelo do promene količine nutrijenata koji opterećuju akvatične ekosisteme (Carpenter i sar., 1998; Alberti, 2005.; Sigua, 2011.). U bolje razumevanje i modeliranje uloga različitih faktora koji utiču na eutrofikaciju vodnih tela, posebno jezera, je uloženo mnogo truda. Napravljeni su i različiti numerički modeli, međutim mnogi su zahtevni kada je u pitanju broj potrebnih ulaznih podataka za modeliranje.

Na osnovu merenih podataka u proteklom periodu, razvijena su dva modela predviđanja rizika, u kontekstu rizika od hiperprodukcije biomase i mikrobiološkog rizika, plitkih panonskih jezera. Vrednosti pH i temperature su se pokazale kao odgovarajuće nezavisne promenljive za diskriminaciju nivoa rizika koncentracije hlorofila *a* i broja enterokoka u plitkim panonskim jezerima. Oba modela su predvidela kategoriju rizika do razumnog nivoa tačnosti u 2 od 3 slučaja; to je 72% za model rizika od hiperprodukcije biomase i 67% za model mikrobiološkog rizika. Ovo je značajno saznanje imajući u vidu da su modeli koristili samo dva lako merljiva parametra, koja su merena multiparametarskom sondom za kvalitet vode (*in situ*). Njihova primena može pomoći u brzom proceni uslova za rekreaciju u jezerima, obezbeđujući u pravom trenutku savet korisnicima za određeni aspekt korišćenja jezera. Treba imati u vidu da procena kvaliteta voda zavisi od skupih metoda koje podrazumevaju uzorkovanje i prikupljanje podataka na terenu i analiziranja u laboratorijama. Ovo ne samo da ograničava broj uzoraka već postaje skup metod za udaljene lokacije (Glasgow i sar., 2004.). Pored toga, transport uzoraka može poremetiti njihova svojstva (PacifiCorp, 2002.). Napredak u monitoringu predstavlja kontinuirano merenje pomoću senzora *in situ* (Lemos i sar., 2007.)

Buduća istraživanja treba da idu u smeru ispitivanja da li postoje drugi parametri laki za merenje, i da iz šume podataka dobijenih monitoringom *in situ* budu uključeni oni koji će poboljšati tačnost predviđanja modela. Uostalom, moguće je da će sa razvojem tehnologije u budućnosti biti razvijene metode i instrumenti za brza merenja i nekih drugih, pogodnijih parametara. Verifikacija modela sa dužim periodom osmatranja bi obezbedila sigurnost buduće primenljivosti modela.

Idealan mikrobiološki indikator kvaliteta vode nesumnjivo predstavljaju enterokoke, zbog ispunjenja sledećih uslova: njihovo prisustvo je u korelaciji sa zdravstvenim rizicima, i pokazuje viši stepen prilagođavanja prema stresu/ugroženosti životne sredine (WHO, 2003). Njihovo prisustvo je povezano sa svim analiziranim ulaznim parametrima, od kojih su se u predmetnom slučaju izdvojili temperatura i pH.

Faktori, kao što su pH, aeracija, temperatura, nutrijenti, predatori, brzina rasta i drugo, utiču na preživljavanje patogena u spoljašnjoj sredini. Preživljavanje je duže na nižim temperaturama, u finijem sedimentu, neutralnijoj pH, u sredini koja nije izložena sunčevim zracima.

Du i sar. (2012.) su ispitivali u laboratorijskim uslovima, koji su spoljašnji faktori najviše uticali na reprezentativne sojeve enterokoka i došli su do zaključka da najviše uticaja na smrtnost ovih bakterija ima svetlost, koja ima i posredan uticaj u interakciji sa drugim faktorima sredine. Na primer, enterokoke su pokazale visoku toleranciju prema salinitetu u uslovima mraka, međutim ukoliko se svetlost povećavala, tolerancija je opadala. Prekomerna zapremina suspendovanih čestica je jedan od glavnih uzroka zamućenosti u mnogim tokovima, a bakterije u kombinaciji sa suspendovanim česticama formiraju flokule i naseljavaju se na sedimentu, na dnu (Hansen i sar., 2008; Townsend i sar., 2006.). S obzirom na mali vodeni stub proučavanih jezera, duvanje vetra često uznemiri vodu i zamućenost postaje gotovo stalna. Zamućenost je takođe posledica bujanja fitoplanktona. Prolaz svetlosti, kontrolisan zamućenošću, utiče na broj bakterija u vodi, pa je otuda verovatno detektovana korelacija hlorofila *a* i enterokoka u Paličkom i Ludaškom jezeru. Kay i sar. (2005.) su pokazali da je sunčana radijacija osnovni okidač za opstanak enterokoka; pod uslovima visoke zamućenosti, vreme potrebno koncentraciji enterokoka da opadne za 90% je bilo 39,5 sati, dok je pri niskoj zamućenosti bilo samo 6,6 sati.

Enterokoke imaju sposobnost preživljavanja u različitim nepovoljnim sredinama, odnosno podnose ekstremne temperature (5–65°C), pH (4.5-10.0), visoke koncentracije NaCl (Fisher i Phillips, 2009.; Byappanahalli i sar., 2012). Interakcija fizičkih i bioloških faktora kontroliše opstanak indicatorskih i patogenih mikroorganizama u površinskoj vodi (Rhodes i Kator, 1988.), sa temperaturom koja je najčešće uzimana kao glavni faktor (Pachepsky i sar., 2014.). U istraživanjima slatkovodnih sistema je

primećeno da nivo enterokoka zavisi od temperature, odnosno da se njihova brojnost smanjuje sa povećanjem temperature (Byappanahalli i sar., 2012.). Temperatura je faktor koji utiče na brzo razmnožavanje njihovih predatora (flagelate i ciliate), čiji se broj eksponencijalno povećava sa porastom temperature između 12 i 22 °C (Sherr i sar., 1988.).

Efekti temperature na brzinu bioloških procesa su poznati. Rast algi je najbrži kada dostigne optimalnu temperaturu, dok se pri ekstremima za određenu vrstu rast usporava, (Cassidy, 2011.). U optimalnim uslovima njihova brojnost eksponencijalno raste (Collins i Wlosinski, 1983.). Generalno zapažanje je da dominacija modrozelenih algi u akvatičnim zajednicama nastaje kada temperatura vode poraste (Konopka i Brock, 1978.). Minimalna i maksimalna temperatura, kao i temperaturni optimum zavise od aklimatizacije vrsta na određeno stanište (Collins i Wlosinski, 1983.).

Promena pH može da utiče na rast algi na više načina: menja dostupnost ugljenika, mikroelemenata i osnovnih nutrijenata, dok ekstremne pH vrednosti imaju direktan fiziološki efekat (Chen i Durbin, 1994.). Međutim, i cvetanje algi utiče na kvalitet vode, prvenstveno na sadržaj kiseonika i pH. Alge troše ugljen dioksid za vršenje fotosinteze, tako da usled povećanja nivoa hidroksilnih jona dolazi do povećanja pH, pa visoke vrednosti (preko 8) mogu da budu indikatori cvetanja algi (Dubinski i Rotem, 1974.). Imajući u vidu već konstatovanu korelaciju između enterokoka i hlorofila *a*, pH u mikrobiološkom modelu može da bude zapravo posredni pokazatelj korelacije enterokoka i algi. Ipak, model ne objašnjava uzročno posledičnu vezu, već samo definiše postojanje korelacije između izabranih parametara kvaliteta vode.

Primenjena metodologija je otkrila veze koje nisu bile očigledne, a postoje između parametara kvaliteta vode proučavanih jezera. Model za predviđanje rizika od hiperprodukcije biomase je bolje ocenjen statističkim testovima u odnosu na model mikrobiološkog rizika, mada su oba modela pokazala zadovoljavajuću sveobuhvatnu tačnost. Svakako da ima prostora za unapređenje oba modela, prvenstveno novim setom podataka u cilju validacije. Iako su prikazani modeli za predviđanje specifični, zbog položaja i osobina samih proučavanih jezera, primenjena metodologija može biti prilagođena za slične sisteme koji se nalaze na drugim lokacijama.

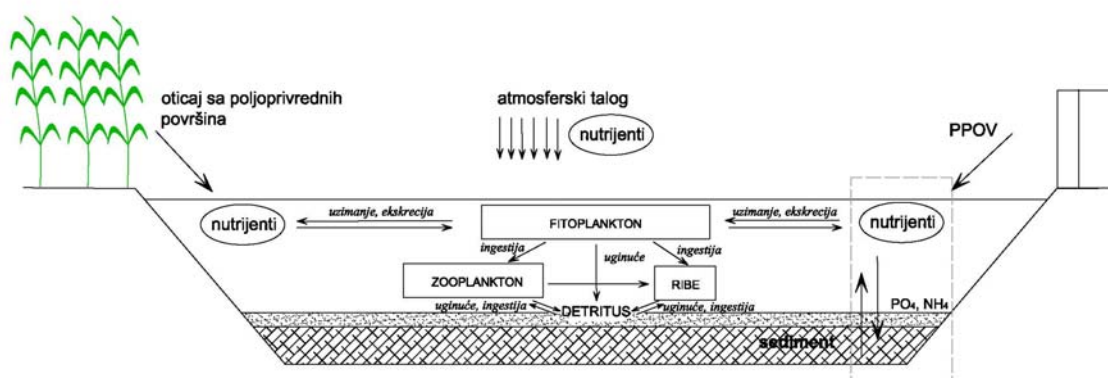
4 AQUATOX

Jedan od ciljeva ovog rada je oponašanje dinamike algi pod uticajem promene unosa nutrijenata, pomoću AQUATOX, v.3. AQUATOX je opšti model procene ekološkog rizika namenjen da se koristi za procenu prošlosti, sadašnjosti i budućnosti, direktnih i indirektnih efekata od različitih stresora, uključujući nutrijente, organski otpad, sediment, toksične organske hemikalije, protok i temperaturu vodenih ekosistema (Park i sar., 2008.). Model se može implementirati za potoke, reke, bare, jezera, akumulacije i ušća. Ulazni podaci, poput opštih podataka o lokacijama, unos nutrijenata iz različitih izvora, postojeće analize kvaliteta vode i sedimenta, kao i korisne smernice su prikupljene iz studija i izveštaja (Institut “Jaroslav Černi”, 2011.; Seleši, 2000.; Seleši, 2005.; ZJZS, 2011.-2013.; Pokrajinski zavod za zaštitu prirode, 2011.). Opšti podaci o proučavanoj lokaciji koji su neophodni za kreiranje modela su: geografski položaj, veličina i dubina jezera, zapremina vode, prosečna temperatura vode, zatim klimatski parametri, isparavanje, svetlost, vetar. Kalibracija AQUATOX je izvršena za rekreativni deo jezera Palić i severni deo jezera Ludaš, kao kritičnih zona, odnosno najproduktivnijih delova jezera.

AQUATOX model nije korišćen samo za simulaciju uticaja PPOV i difuznog oticanja, već i pritisak od strane deponovanog sedimenta na dnu jezera. Zbog toga je u model uključen i podmodel dijageneze sedimenta. Ovaj alternativni podmodel prati efekte razgradnje organske materije na koncentraciju nutrijenata u pornoj vodi sedimenta i predviđa fluks nutrijenata iz porne vode u vodeni stub.

4.1 Konceptualni model

Model (fizički ili matematički) nema sve komponente realnog sistema, ali sadrži karakteristike koje su esencijalne za problem koji se javlja ili koji treba da bude rešen (Jorgensen i Bendoricchio, 2001.). Zbog toga je neophodno pojednostaviti sistem u pogledu opterećenja i karakteristika lokacije, za potrebe modeliranja. Ekosistemi su veoma kompleksni, pa je definisanje važnih obeležja koja ih na pravi način predstavljaju je težak i komplikovan proces. Ekološki konceptualni modeli su rezultat formulacije problema, koji predstavlja osnovni ulazni element u formi nacрта (Suter, 1996.). Ekološki konceptualni model može da se ažurira ukoliko su dostupne nove informacije.



Shema 5. Konceptualni model

Konceptualni model za proučavana jezera (Shema 5) prikazuje glavne odnose između stresora (npr. unos nutrijenata iz različitih izvora), ekološke procese i glavne komponente. Razlika u konceptu između Paličkog i Ludaškog jezera je ta što je za Paličko jezero glavni izvor prihranjivanja postrojenje za prečišćavanje otpadnih voda, a za Ludaško jezero to je kanal “Palić-Ludaš”. Model koji predstavlja pojednostavljenu stvarnost treba da da najbolje moguće reprezentativne izlaze. Ipak i pojednostavljenje stvarnosti zahteva poznavanje i unos priličnog broja podataka. Za ova jezera postoji mnogo informacija iz različitih izvora, koji opisuju variranje koncentracije kiseonika, povećanje organske produkcije, zamućenost, taloženje sedimenta, cvetanje algi, pomore ribe, itd. Konceptualni model je prilično jednostavan, zbog gubitka mnogih vrsta (fauna bentosa, promenjen riblji fond, povlačenje submerznih makrofita).

Tipične vrste koje sada žive u jezerima su na osnovu literaturnih podataka grupisane u nekoliko dominantnih populacija. Model je prilagođen strukturi panonskih jezera i aktuelnom lancu ishrane. Inicijalna biomasa modeliranih populacija je u prvom koraku dobijena procenom iz navedene literature, delom aproksimacijama iz istorijskih beležaka, u zavisnosti od dostupnosti podataka. S obzirom da i ovi podaci nose određeni nivo neizvesnosti, u sledećem koraku početne vrednosti su prilagođene spin-up postupkom (za početnu vrednost se uzima rezultat iz prethodne simulacije).

Fitoplankton je predstavljen sa dve grupe modrozelenih algi, jednom grupom zelenih algi i dve grupe silikatnih algi, dok je zooplankton prezentovan sa dve sekcije: rotatorije i kopepode. S obzirom da je u Paliću i Ludašu osiromašen riblji fond i da su uglavnom

prisutne ribe iz familije *Cyprinidae*, ribe u modelu su prezentovane grupama šaran i karaš (JP „Palić-Ludaš, 2012.).

Ponašanje primarnih producenata i konzumenata se definiše parametrima koji postoje u bazama podataka AQUATOX i lancima ishrane. Rast svake populacije je determinisan uslovima životne sredine, biomasom populacije i specifičnim fiziološkim parametrima svake populacije (Tabela 33). Relevantni fiziološki parametri su preuzeti iz originalnog AQUATOX modela ili iz literature (Collins i Wlosinski, 1983.; Froese i Pauly, 2015.).

Tabela 33. Spisak parametara koji su preuzeti iz dostupne literature

Producenti	Konzumenti
Biomasa (mg/L ili g/m ²)	Biomasa (mg/L ili g/m ²)
Zasićenje svetlošću (Ly/d)	Koef. poluzasićenja izvorom hrane (mg/L)
Koef. poluzasićenja fosforom (mg/L)	Maksimalni unos hrane (g/g d)
Koef. poluzasićenja azotom (mg/L)	Minimalni plen za ishranu (mg/L)
Koef. poluzasićenja neorganskim C (mg/L)	Odgovor na promenu temperature
Odgovor na promenu temperature	Optimalna temperatura (°C)
Optimalna temperatura (°C)	Maksimalna temperatura (°C)
Maksimalna temperatura (°C)	Minimalna temperatura (°C)
Minimalna temperatura (°C)	Endogena respiracija (1/d)
Maksimalna fotosintetička stopa (1/d)	Disanje
Koeficijent fotorespiracije (na 20°C) (g/g d)	Odnos ekskrecija/respiracija
Koeficijent mortaliteta (1/d)	Odnos azota i org. mat.
Eksponecijalni koeficijent mortaliteta (1/d)	Odnos fosfora i org. mat.
Odnos azota i org. mat.	Odnos ukupne i suve mase
Odnos fosfora i org. mat.	Odnos mase gameta i biomase (1/d)
Slabljenje inenziteta svetlosti (1/m-g/m ³)	Mortalitet gameta (1/d)
Odnos ukupne i suve mase	Koeficijent mortaliteta (1/d)
Eksponecijalni koeficijent sedimentacije	Prosečan životni vek (1/d)
	Prosečna masa (g)

Kalibracija modela je izvršena pomoću seta podataka za period januar 2010. - decembar 2013. (rezultati osmatranja Zavoda za javno zdravlje Subotice, 2010.-2013.). Male izmene u ulaznim vrednostima nekih parametara su pomogle da se poveća kvalitet simulacije u sledećim iterativnim postupcima. Početni uslovi su merene vrednosti

(koncentracija nitrata, amonijačnog azota, ortofosfata) u efluentu PPOV i na kraju kanala “Palić-Ludaš”. Parametrizacija modela (podešavanje fizioloških parametara) je definisana u toku procesa kalibracije. Fiziološki parametri koji su standardno definisani po sekcijama u cilju opisa dinamike funkcionisanja živog sveta su pažljivo odabrani od strane kreatora programa. Međutim, neki od ovih parametara predstavljaju adaptaciju na određene životne uslove, pa su oni pogodni za proces kalibracije, kao što je to na primer koeficijent mortaliteta. S obzirom da je živi svet grupisan u nekoliko odeljaka, potrebno je generalizovati i podesiti parametre koji utiču na produkciju biomase, odnosno zasićenje svetlošću, koeficijent poluzasićenja fosforom, optimalnu temperaturu, maksimalnu fotosintetičku stopu za fitoplankton, kao i maksimalno uzimanje hrane, endogeno disanje, optimalnu temperaturu i minimalni sadržaj izvora hrane (plen) za zooplankton i ribe.

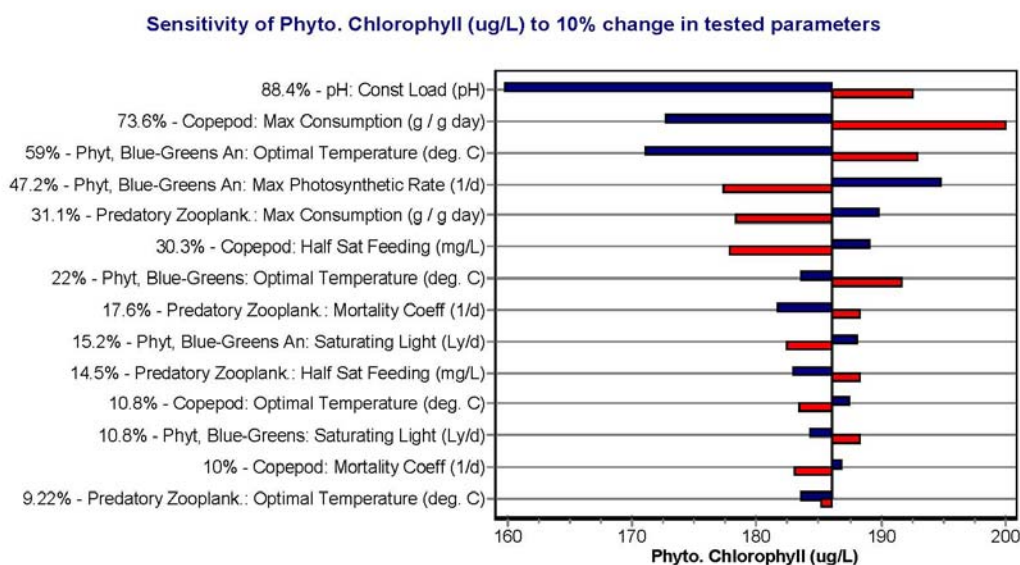
Nakon inicijalne kalibracije modela, izvršene su analiza osetljivosti i analiza neizvesnosti.

4.2 Analiza osetljivosti i neizvesnosti

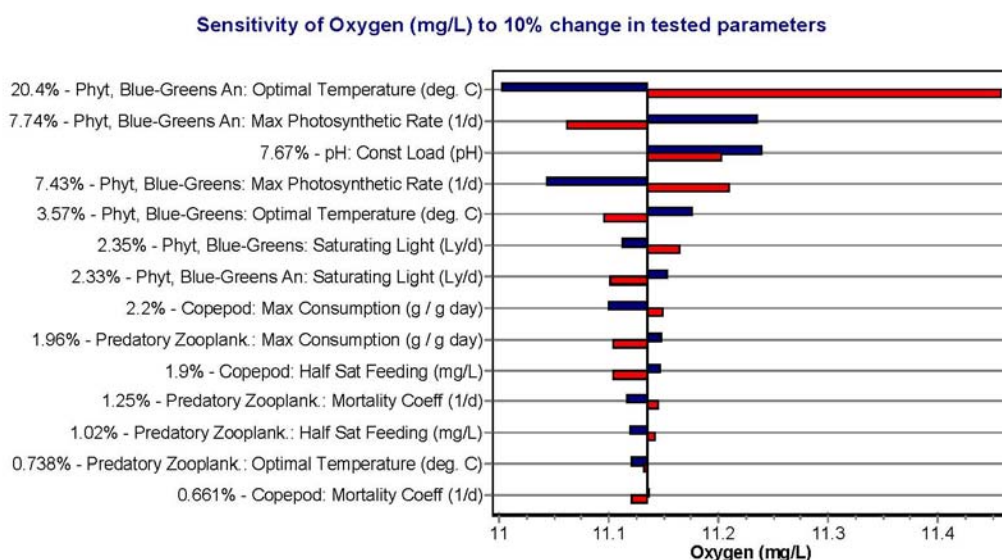
Analiza osetljivosti je sprovedena da ispita relativni doprinos direktnih i indirektnih efekata AQUATOX parametara na godišnju produkciju biomase. Rezultati analize osetljivosti treba da obezbede korisne informacije za poboljšanje modela za procenu rizika i da daju smernice za kalibraciju modela.

Analiza osetljivosti je bila usmerena na sledeće izlazne komponente: sadržaj rastvorenog kiseonika i hlorofil *a*. Parametri osetljivosti koji su testirani su: maksimalna stopa fotosinteze, zasićenje svetlošću i optimalna temperatura za dve navedene zajednice modrozelenih algi, zatim optimalna temperatura, koeficijent poluzasićenja izvorom hrane, maksimalni unos hrane, minimalni plen i koeficijent mortaliteta za populacije rotatorije, kopepode, šaran i karaš, kao i pH i doticanje vode. Rezultati analize ukazuju kako se variranje parametara osetljivosti $\pm 10\%$ odražava na izlazne komponente (Grafikon 25, Grafikon 26). Rezultati sugerišu da je model AQUATOX visoko osetljiv na temperaturna ograničenja, tako da je temperatura svakako jedan od parametara koji treba da bude tačan i pouzdan. Osim toga značajan uticaj ima i pH, s obzirom da utiče na taloženje kalcijum karbonata i sorpciju fosfora. Od fizioloških parametara najveći uticaj ima maksimalna stopa fotosinteze, s obzirom da ona utiče na

veličinu produkcije biomase. Povećanje pH, maksimalnog unosa hrane (kopepode) i optimalne temperature grupe modrozelenih algi dovodi do smanjenja sadržaja hlorofila *a* (Grafikon 25). Na sadržaj kiseonika najveći uticaj ima optimalna temperatura modrozelenih algi, čije povećanje takođe dovodi do smanjenja koncentracije rastvorenog kiseonika (Grafikon 26).



Grafikon 25. Osetljivost promene hlorofila *a* pri promeni testiranih parametara (plavo označava promenu pri povećanju za 10%, crveno pri smanjenju za 10%)



Grafikon 26. Osetljivost promene sadržaja kiseonika pri promeni testiranih parametara (plavo označava promenu pri povećanju za 10%, crveno pri smanjenju za 10%)

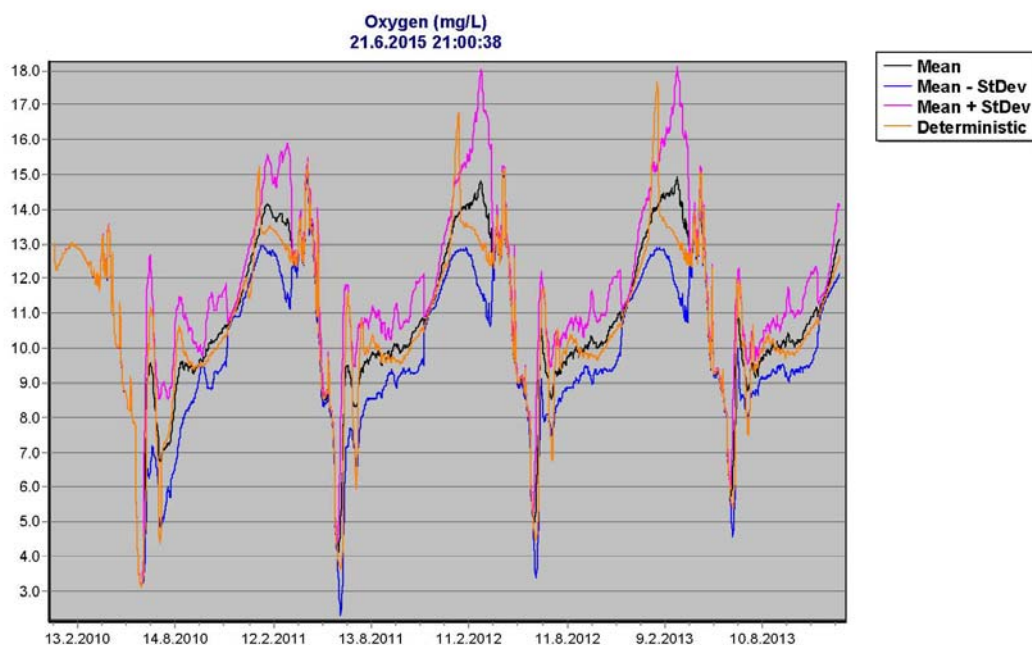
U prirodnim sistemima postoje brojni izvori neizvesnosti. Kada su u pitanju izvori zagađenja, izvesnu neizvesnost i variranje nose opterećenja od površinskog oticaja, koncentrisani izvori zagađenja, aerosediment. AQUATOX omogućava određivanje tipa raspodele i ključne statistike za skoro sve ulazne podatke (Park i Clough, 2009.). Zavisno od specifičnosti promenljive i raspoloživih podataka, jedna od ponuđenih raspodela bi mogla da bude odgovarajuća (normalna, lognormalna, uniformna, trouglasta). Lognormalna raspodela je standardna za opterećenja iz različitih izvora zagađenja (Park i Clough, 2009.). U analizi neizvesnosti, opterećenja koja su zadata kao konstantna se „uzorkuju“ iz odabrane raspodele podataka na dnevnom nivou i na taj način omogućava dnevnu varijaciju parametra u okviru granica raspodele, ukazujući na stohastičku prirodu opterećenja, tj. zagađenja (Park i Clough, 2009.).

Koristan alat u testiranju scenarija je i faktor uvećanja opterećenja, koji je primenljiv na sva opterećenja. Pod ekstremnim uslovima opterećenja mogu da budu i 10 puta veća od procenjenih, pa na ovaj način mogu da se predvide i neki neočekivani događaji.

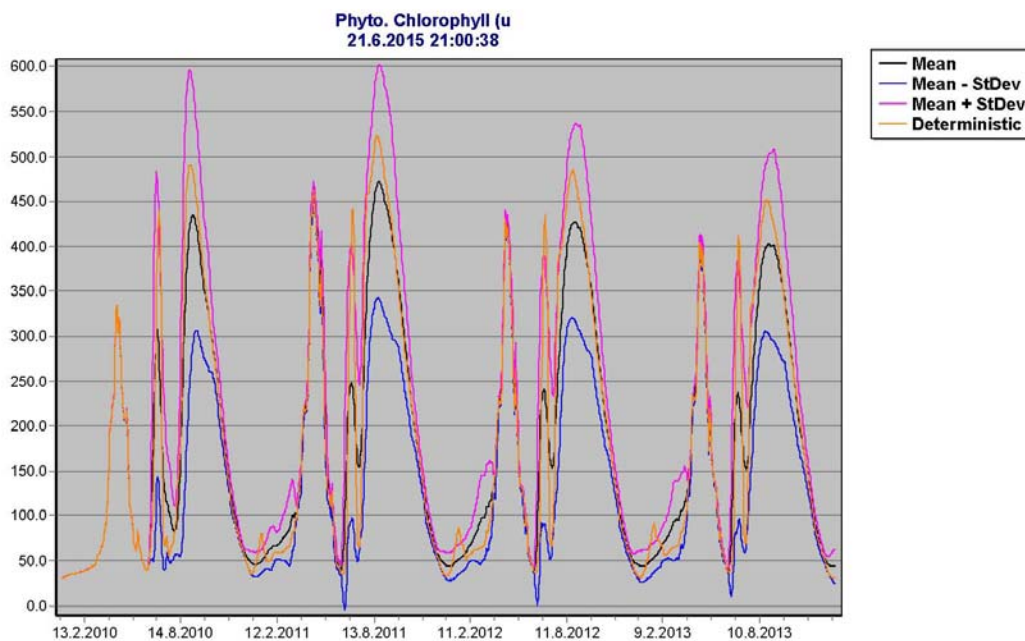
Sprovedene su dve analize neizvesnosti za model Paličkog jezera, da bi se odvojeno sagledao uticaj analiziranih faktora. U prvoj je sagledan rizik od povećanja opterećenja iz difuznih izvora (azot i fosfor), uz korišćenje faktora uvećanja opterećenja, na opisan način. Za faktor uvećanja difuznih opterećenja odabrana je lognormalna raspodela podataka, dok je za ispitivanje uticaja maksimalne stope fotosinteze odabrana normalna raspodela. U drugoj analizi je ispitan uticaj neizvesnosti maksimalne stope fotosinteze sa modrozelenih algi koje dominiraju u jesenjem periodu. Za model Ludaškog jezera je sprovedena analiza neizvesnosti za opterećenje koje dolazi kanalom „Palić-Ludaš“, s obzirom da je opterećenje procenjeno na osnovu podataka monitoringa u periodu pre 2011. godine i iz 2014. godine. Opterećenje je zadato kao konstantno i postoje velike varijacije u kvalitetu vode u kanalu u prethodnom periodu, pa ovaj važan ulazni podatak nosi određenu neizvesnost koju treba ispitati.

Uticaj neizvesnosti parametra maksimalne stope fotosinteze se ogleda i u smanjenju koncentracije kiseonika u letnjem periodu (Grafikon 27) i u velikoj fluktuaciji hlorofila *a* u periodu leto/jesen (Grafikon 28). Izbor ovog parametra značajno utiče i na veliku fluktuaciju kiseonika u zimskom periodu, što ukazuje da može značajno da promeni rezultate simulacije.

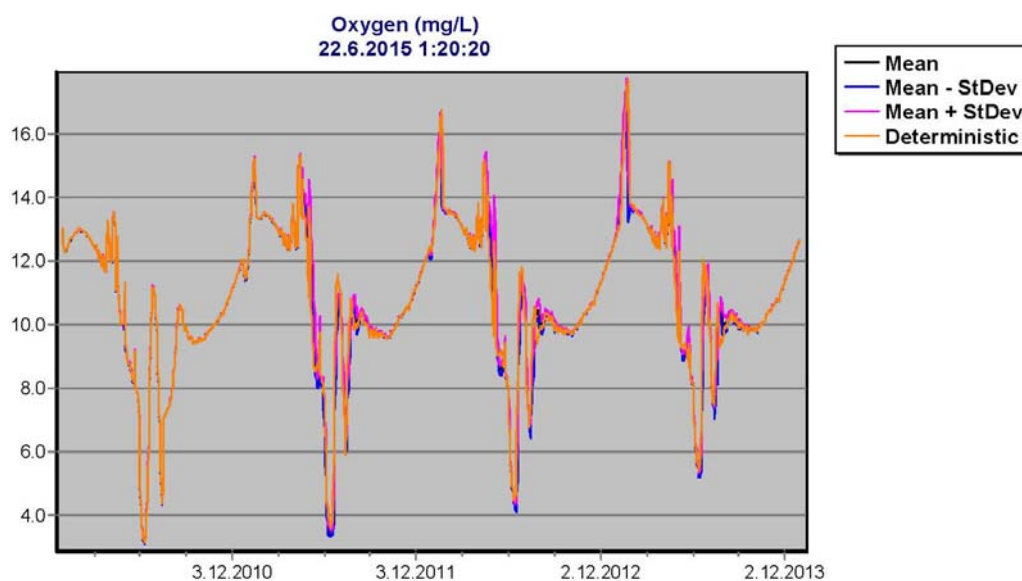
Rezultati analize neizvesnosti difuznih opterećenja ukazuju da njihov uticaj postoji, posebno u periodima kada se javljaju ekstremi, mada je ipak zanemarljiv u odnosu na fluktuacije koje može da izazove fiziološki faktor, poput maksimalne stope fotosinteze (Grafikon 29, Grafikon 30).



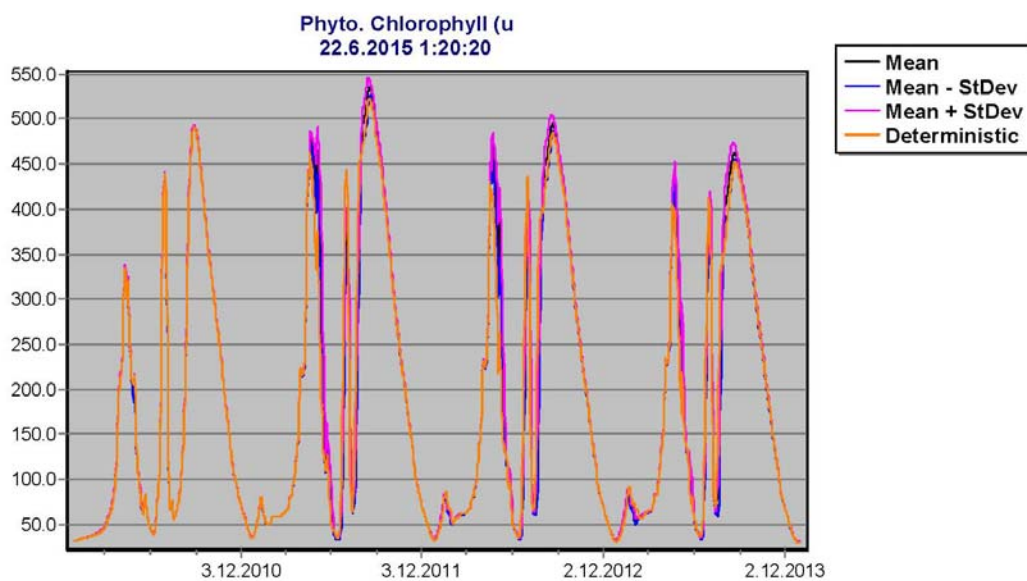
Grafikon 27. Promena koncentracije kiseonika u Paličkom jezeru kada je faktor neizvesnosti maksimalna stopa fotosinteze



Grafikon 28. Promena sadržaja hlorofila *a* u Paličkom jezeru kada je faktor neizvesnosti maksimalna stopa fotosinteze



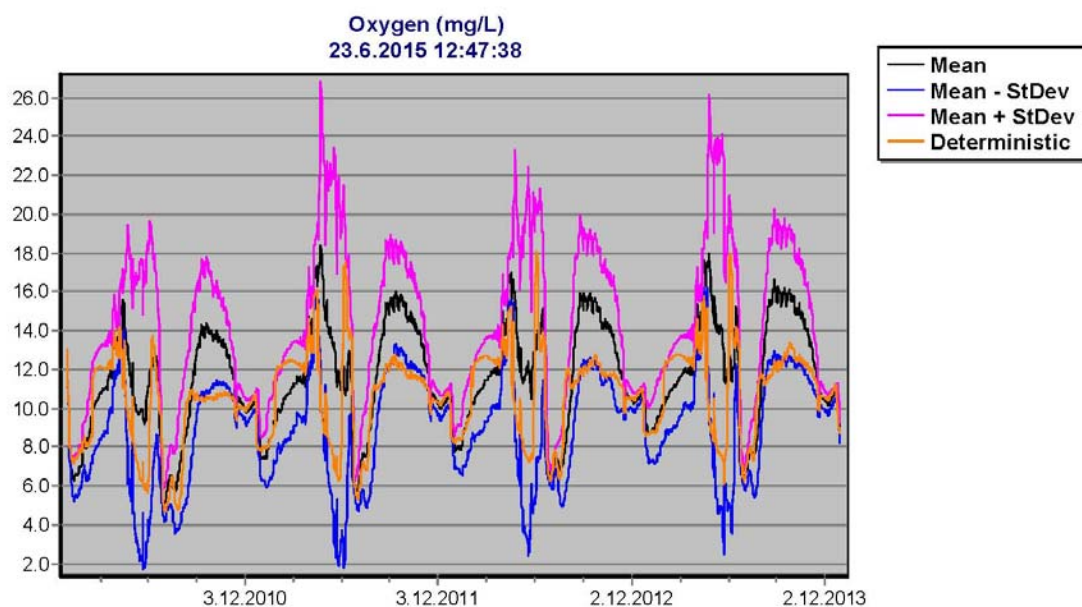
Grafikon 29. Rizik promene koncentracije rastvorenog kiseonika u Palićkom jezeru usled varijacija difuznog opterećenja



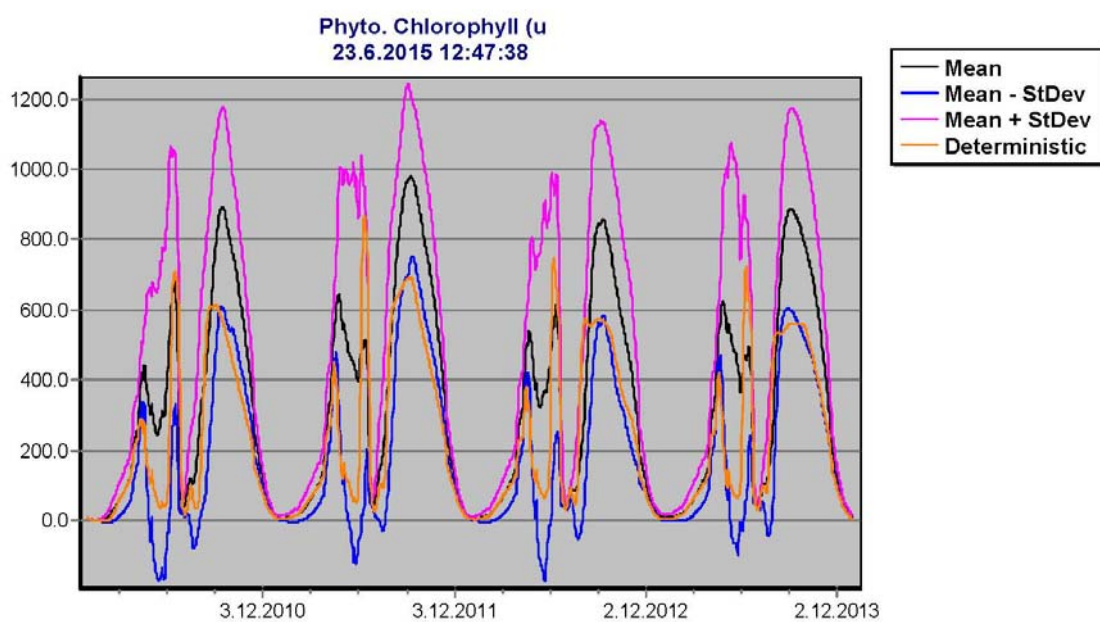
Grafikon 30. Rizik promene biomase u Palićkom jezeru usled varijacija difuznog opterećenja

Uticaj neizvesnosti maksimalne stope fotosinteze ima veće efekte od promena difuznog opterećenja. S obzirom da je korišćen isti set promenljivih i za Ludaško jezero, analiza osetljivosti i neizvesnosti za navedene elemente su urađene samo za Palićko jezero.

Naknadno je izvršena dodatna kalibracija fizioloških parametara za nešto promenjene uslove u Ludaškom jezeru.



Grafikon 31. Rizik promene koncentracije rastvorenog kiseonika u Ludaškom jezeru usled varijacija ulaznog opterećenja iz kanala



Grafikon 32. Rizik promene koncentracije hlorofila *a* u Ludaškom jezeru usled varijacija ulaznog opterećenja iz kanala

Grafikon 31 i Grafikon 32 prikazuju rezultate zadate raspodele faktora opterećenja kanalske vode. Sadržaj nutrijenata u vodi koja dotiče u Ludaško jezero kanalom „Palić-Ludaš“ ima izuzetan uticaj na rezultate modela. Rezultati determinističkog modela u pojasu definisanim standardnom devijacijom i dodatno poređenje sa merenim vrednostima, ukazuju da je inicijalna koncentracija nutrijenata u kanalskoj vodi potcenjena.

4.3 Kalibracija i validacija modela

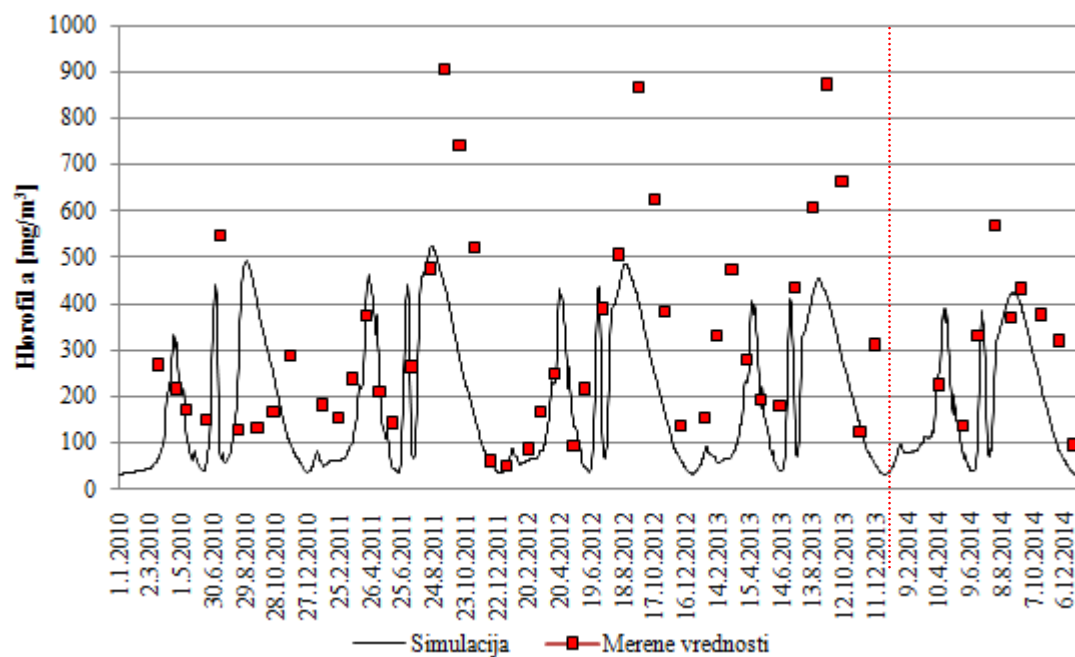
Kalibracija predstavlja procenu i podešavanje parametara i konstanti modela u cilju poboljšanja povezanosti između modela i izlaznog seta podataka, dok je validacija demonstracija domena primenljivosti modela unutar koga ima zadovoljavajući raspon preciznosti u skladu sa namenom primene modela (Rykiel, 1996).

Kalibracija modela je izvedena modifikovanjem parametara modela sve do zadovoljavajućeg podudaranja rezultata proračuna sa merenim podacima hlorofila *a* i rastvorenog kiseonika. Validacija modela je izvršena ekstrapolacijom za 2014. godinu, koristeći nove merene podatke. Nakon kalibracije, veličina uticaja relevantnih izvora nutrijenata (koncentrisani izvor, difuzni izvori, sediment) je potvrđena izostavljanjem izabranog izvora u kontrolnom proračunu.

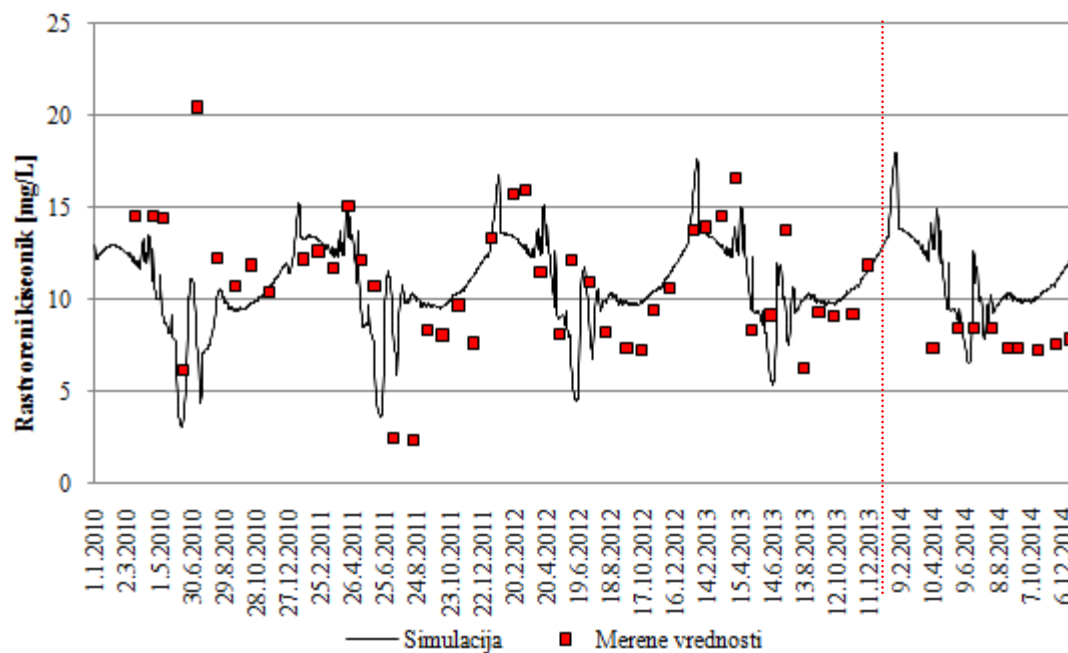
Izazov ovog zadatka je simuliranje izuzetno velike biomase izražene kao hlorofil *a* i niskih koncentracija kiseonika tokom leta. Bez uključivanja podmodela dijageneze sedimenta ne bi bilo moguće postići rezultate čak ni približne merenim vrednostima. Značajan uticaj sedimenta se ogleda najviše kroz kiseonični režim jezera. Svrha modela je procena ekološkog rizika, u pogledu stimulacije hiperprodukcije biomase algi i stvaranja nepovoljnih uslova za živi svet, kao što su sezonske niske koncentracije kiseonika. Postignut je trend cvetanja tokom 4 godine i verifikacija za petu godinu (2014.), mada su izostavljena vršna jesenja cvetanja, odnosno simulacijom nije postignut tako visok sadržaj hlorofila *a*. Svrha kalibracije je dobiti što bolje slaganje računskih i merenih vrednosti, koristeći opšte parametre ulaznih promenljivih (Park i Clough, 2012.).

Grafikon 33 i Grafikon 34 prikazuju poređenje izmerenih i računskih vrednosti za hlorofil *a* i rastvoreni kiseonik u modelu Palićkog jezera. Model je pokazao da može da prikaže cvetanja algi koja se redovno dešavaju. Adekvatnost kalibracije je subjektivno

ocenjena na osnovu opšte očekivanog ponašanja (npr. najveće cvetanje se javlja tokom proleća i krajem leta – početkom jeseni) i usklađenosti sa merenim vrednostima. Vizuelno upoređivanje merenih i simuliranih vrednosti ukazuje da simulacija na prihvatljiv način predstavlja jezerski sistem.



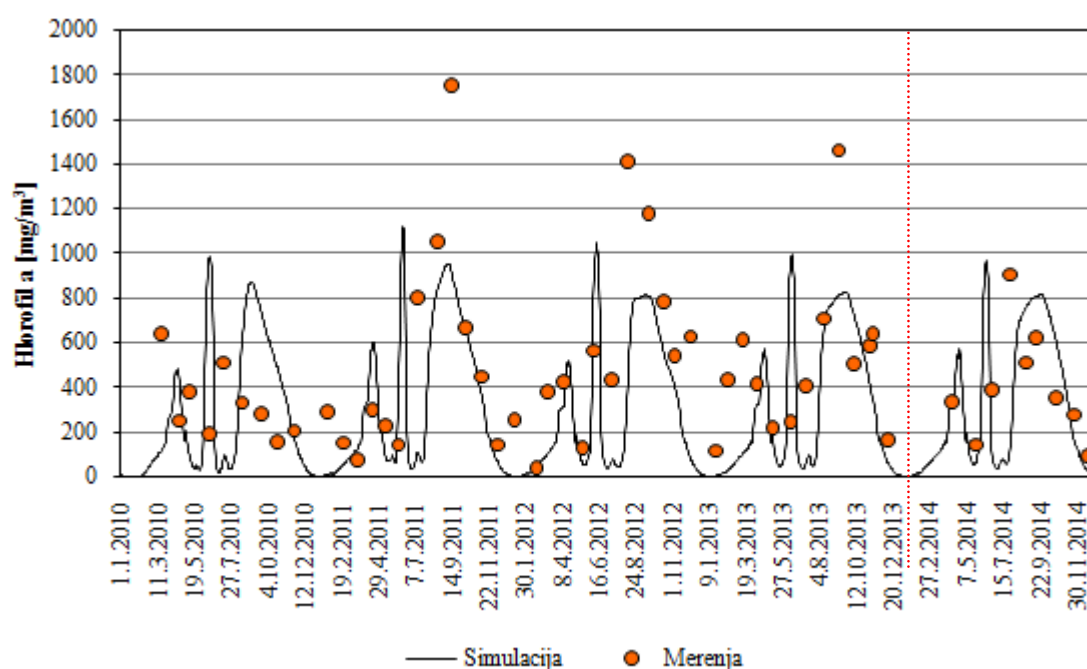
Grafikon 33. Hlorofil *a* – merene i računke vrednosti sektora 4 Paličkog jezera



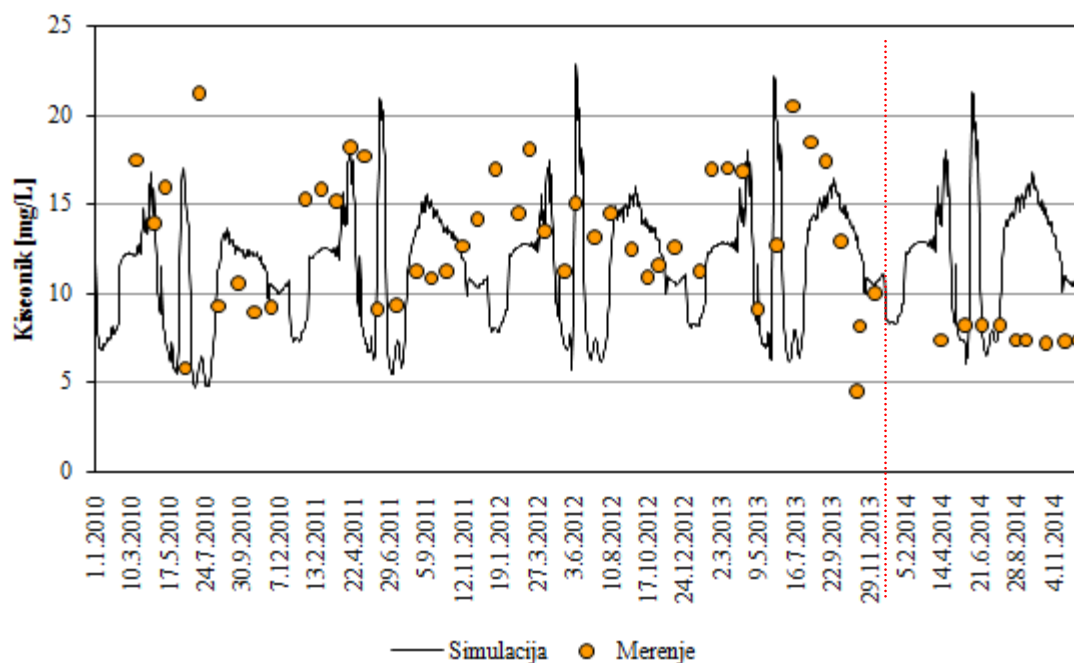
Grafikon 34. Rastvoreni kiseonik – merene i računke vrednosti sektora 4 Paličkog jezera

Rezultati modela Ludaškog jezera pokazuju nešto bolje slaganje rezultata za hlorofil *a* nego za kiseonik (Grafikon 35, Grafikon 36). Uzrok neslaganja u ovom modelu je i pretpostavljanje konstantnog opterećenja koje donosi voda kanala „Palić-Ludaš“. Računski podaci prate red veličine merenih podataka, mada su kao i u modelu Paličkog jezera izostavljeni ekstremi.

Na trenutnom nivou tačnosti, simulacije modela Paličkog i Ludaškog jezera mogu da posluže kao baza koja pruža dodatne informacije korisne za poboljšanje upravljanja jezerima. Upoređujući rezultate simulacije i merene podatke, može se zaključiti da rezultati modela potcenjuju vršna cvetanja u periodu kasno leto-jesen. Naito i sar. (2002.) objašnjenje fenomena neslaganja simulacije i merenih podataka povezuju sa uticajem različitih zagađujućih materija unutar jezera. Model Paličkog jezera bolje prikazuju variranje sadržaja kiseonika. Mogući razlog izvesnih neslaganja leži u izostavljanju vrste (vrsta), koja je prilagođena specifičnim uslovima, ali i drugih (netransparentnih) izvora zagađujućih materija, koji uzrokuju povećanje biomase u jezerima. Osim toga, difuzno zagađenje je teško proceniti, s obzirom da je veoma promenljivo, bar kada je u pitanju aerosediment, koji zavisi i od jačine i pravca duvanja vetra.



Grafikon 35. Hlorofil *a* – merene i računke vrednosti Ludaškog jezera



Grafikon 36. Rastvoreni kiseonik – merene i računske vrednosti Ludaškog jezera

Postoje mnogi faktori koji utiču na neizvesnost parametra difuznog zagađenja, kao što su stada (ovaca) koja se vode na ispašu, čiji je uticaj veoma promenljiv, zatim jata ptica koja mogu da stvore izuzetno opterećenje za akvatični ekosistem (Moss i sar., 1996.), ali i pecaroši koji bacaju hranu u jezero da bi namamili ribu. Izvesnu neizvesnost nosi i određivanje hlorofila *a*. Hlorofil *a* je dominantan tip hlorofila u algama koje se najčešće nalaze u površinskim vodama. Feofitin je produkt raspadanja hlorofila, pa odnos hlorofila i feofitina daje informaciju o zdravlju algi (Lorenzen, 1965.; Fuchs i sar., 2002.). Tokom brzog rasta, procenat feofitina je nizak, međutim kada dostignu svoj maksimum i počne opadanje usled nepovoljnih uslova, udeo feofitina se povećava (Lorenzen, 1965.).

Sadržaj hlorofila *a* u vodi je najčešće dostupan parametar, pa se i najčešće koristi kao jedan od pokazatelja kvaliteta vode. Nedostatak korišćenja hlorofila *a* kao pokazatelja produkcije biomase algi je velika varijabilnost sadržaja ćelijskog hlorofila koja zavisi od vrste, pa sadržaj hlorofila kod algi može da varira od 0,1 to 9,7% mase algi (Vollenweider i Kerekes, 1982.). Iako hlorofil *a* odražava dobro biomasu algi u celini, može se očekivati velika varijabilnost u pojedinačnim slučajevima, bilo sezonski ili na

godišnjem nivou zbog sastava vrsta, svetlosnih uslova i dostupnosti hranljivih sastojaka (Vollenweider i Kerekes, 1982.).

U AQUATOX biomasa pojedinih grupi algi učestvuje u simulaciji, a hlorofil *a* se računa iz biomase. Pretpostavka je da hlorofil *a* ima konstantan odnos sa biomasom u okviru određene grupe algi (Park i Clough, 2009.). Model pretvara procenjenu masu fitoplanktona u približne vrednosti hlorofila *a*.

Povišeni nivoi feopigmenta su često registrovani u visoko produktivnim priobalnim vodama (Fuchs i sar., 2002.). Autori navode da je u nekim izveštajima nivo feopigmenta dostigao 70%, pa u ovim slučajevima vrednosti treba korigovati za prisustvo feofitina.

Nivo feofitina je određen u merenjima april 2014. - mart 2015. i rezultati ukazuju da je periodično veoma značajan i da najverovatnije utiče na dobijene rezultate, pogotovo u periodima kada cvetanje dostiže maksimum (Tabela 34). Značajniji sadržaj feofitina u vodi sektora 4 Paličkog jezera je bio u maju i oktobru 2014. godine, oko 30%. U Ludaškom jezeru (lokacija sever) je udeo feofitina dostigao 50% u maju 2014., što se smatra koncentracijom koja utiče na tačnost zaključivanja. Iz navedenih razloga, red veličine i opšti trend kretanja hlorofila *a* su relevantni za kalibraciju, a ne apsolutno poklapanje.

Tabela 34. Odnos feofitina i hlorofila *a*

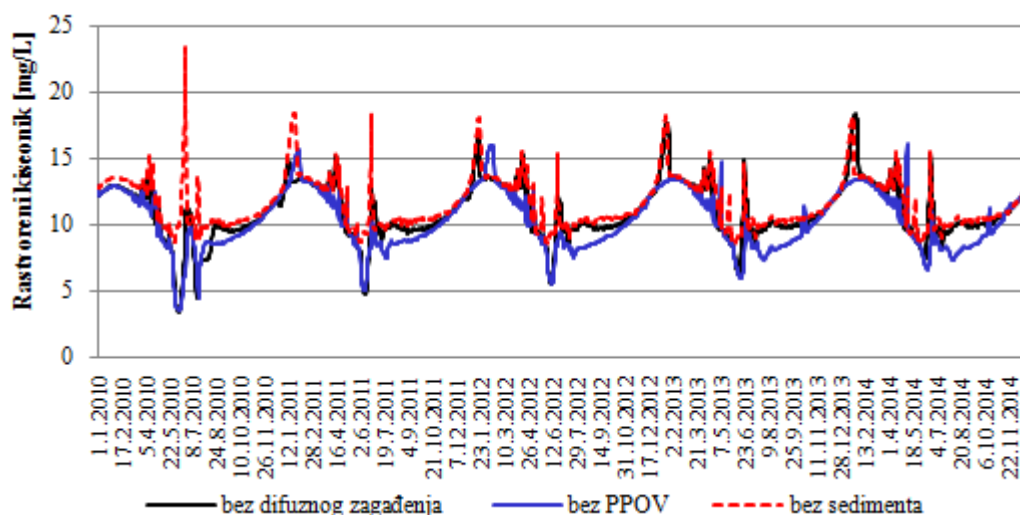
	2014.									2015.
	APR	MAJ	JUN	JUL	AVG	SEP	OKT	NOV	DEC	MAR
Paličko jezero (S4)	0,19	0,29	0,16	0,18	0,15	0,21	0,30	0,16	0,24	0,02
Ludaš sever	0,19	0,51	0,22	0,18	0,15	0,26	0,22	0,08	0,25	0,01

Nedostaci koji se javljaju u rezultatu modeliranja mogu da budu i posledica uprošćavanja akvatičnog ekosistema. Dodatna istraživanja ili podaci bi pomogla u razjašnjavanju dinamike populacija u jezeru.

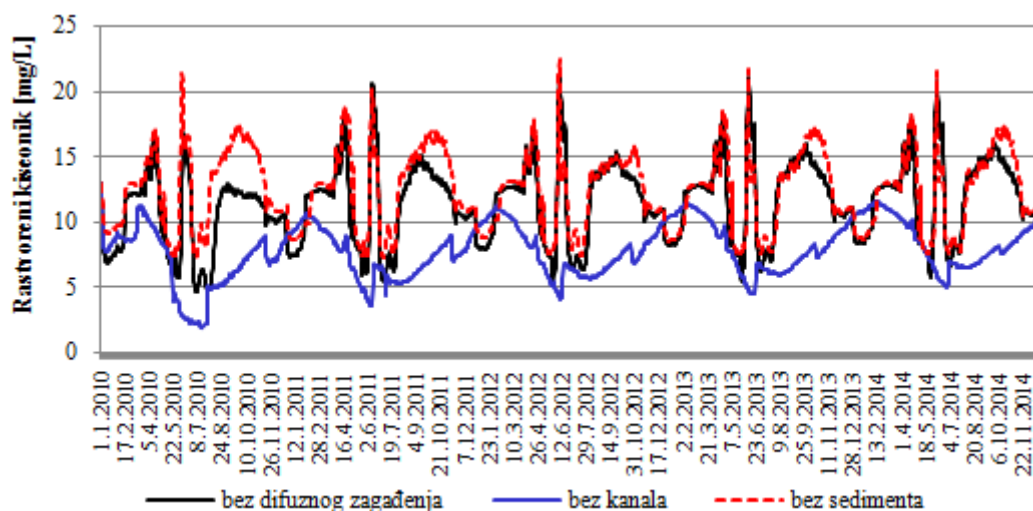
4.4 Kvantifikovanje uticaja pojedinih izvora nutrijenata

Grafikon 37 i Grafikon 38 prikazuju razliku u sadržaju rastvorenog kiseonika za različite scenarije. Svaki scenario predstavlja uticaj jednog izvora nutrijenata, pa je putem izostavljanja određenog izvora (difuzno zagađenje, otpadne vode ili sediment)

procenjeno koja strategija sanacije ima prednost. Rezultati predstavljaju stanje u jezeru sa trenutnom parametrizacijom živog sveta. Rezultati ne predstavljaju proces sanacije, samo značaj izvora hranljivih materija. Kada je uklonjen sediment, ali su i dalje prisutni difuzno i koncentrisano zagađenje, sadržaj kiseonika u jezerima je uglavnom iznad 8 mg/L, i ne javljaju se potencijalno nepovoljni uslovi (< 5 mg/L; UF/IFAS, 2003.).

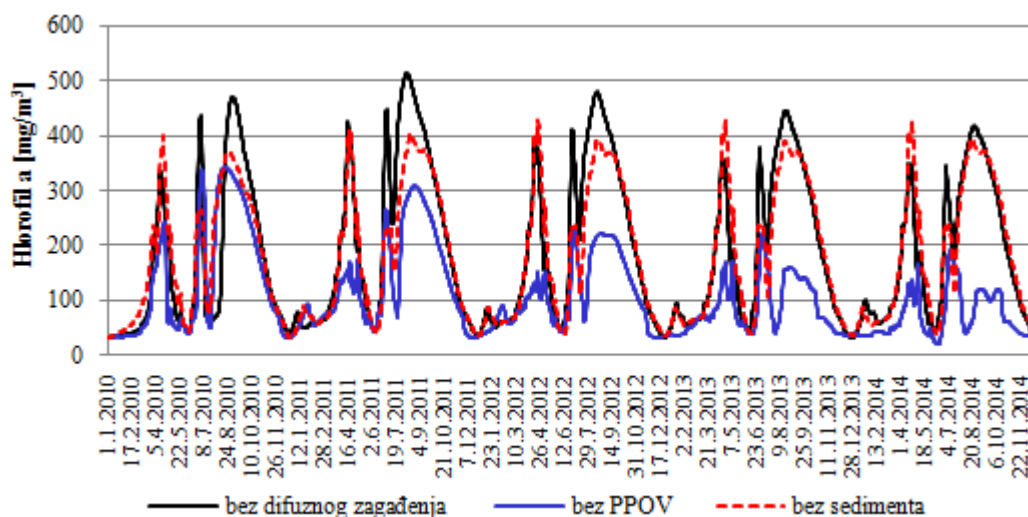


Grafikon 37. Sadržaj rastvorenog kiseonika u različitim scenarijima – sektor 4 Paličkog jezera

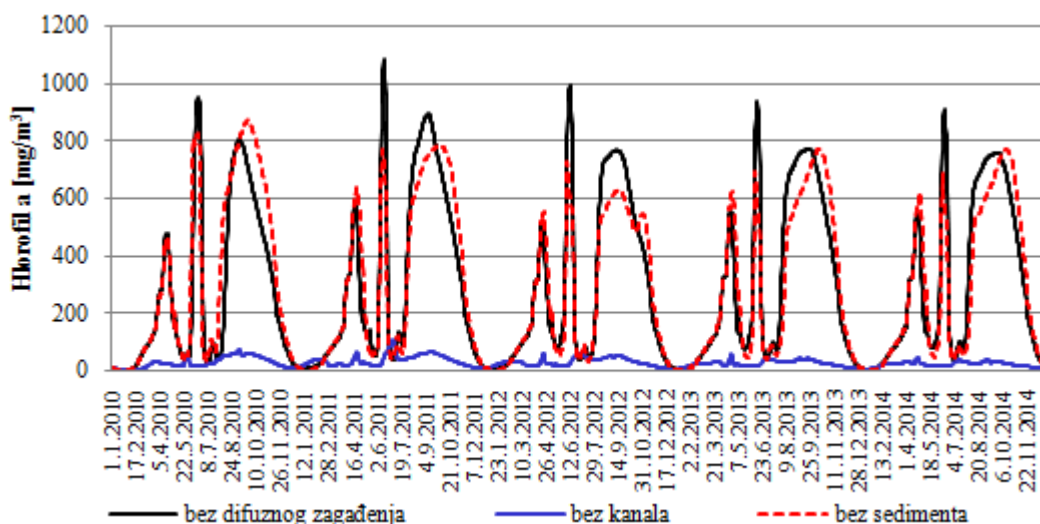


Grafikon 38. Sadržaj rastvorenog kiseonika u različitim scenarijima – sever Ludaškog jezera

Grafikon 39 i Grafikon 40 prikazuju razliku u sadržaju hlorofila *a* za navedene scenarije. Kada difuzni i koncentrisani izvori zagađenja ostanu u modelu bez sedimenta, cvetanja algi se i dalje dešavaju, ali je sadržaj hlorofila *a* značajno smanjen. Sa izostavljanjem uticaja difuznog opterećenja, situacija se ne poboljša značajno, što se odnosi na sadržaj hlorofila *a*, iako se sadržaj rastvorenog kiseonika povećava tokom kasnog letnjeg perioda. Najveće smanjenje biomase algi je postignuto izbacivanjem iz simulacije koncentrisanog zagađenja. Sa stanovišta kratkoročnog upravljanja opterećenje otpadnim vodama je dominantan faktor, dok je za dugoročno planiranje dominantan faktor poljoprivredno zagađenje (Somlyody i Jolankai, 1986.). Kvantitativno, količina supstanci koje se nalaze u prvih (gornjih) nekoliko centimetara sedimenta, mogu da budu za dva ili više reda veličine veća od sadržaja u vodi. Za fosfate ovo uvek važi, tako da sedimenti imaju potencijal za održavanje onih bioloških procesa u vodenom stubu koji zavise od snabdevanja fosfatima (Lijklema i sar., 1986.). Rezultati analiza iz perioda novembar 2013.-mart 2015. (Grafikon 7, Grafikon 6) su pokazali da je u drugom delu godine azot ograničavajući element, pa je verovatno i zbog toga veliki značaj (prečišćenih i neprečišćenih) otpadnih voda koje nose veliku količinu lakopristupačnog azota.



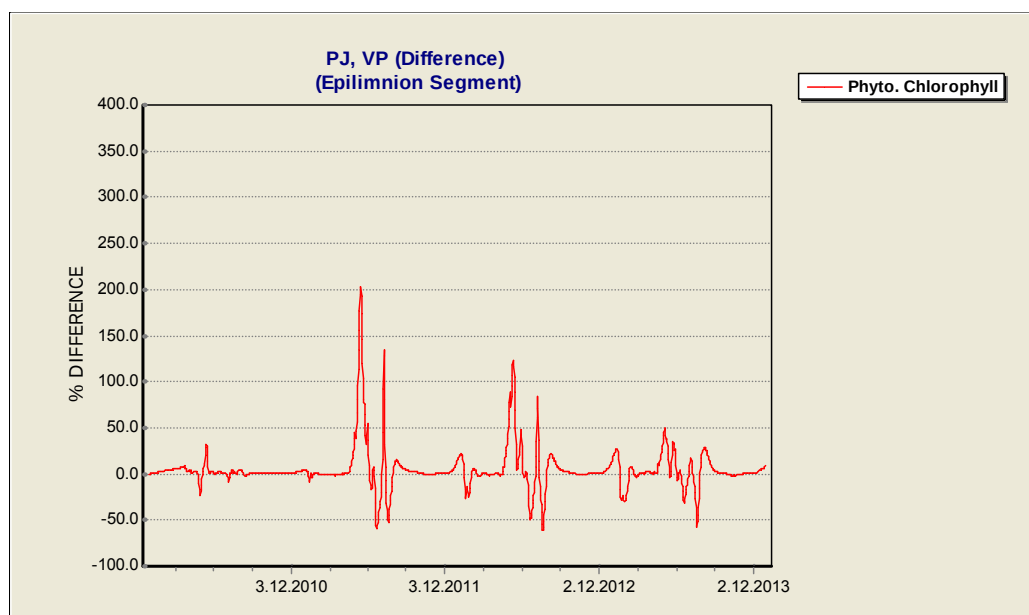
Grafikon 39. Sadržaj hlorofila *a* u različitim scenarijima – sektor 4 Palićkog jezera



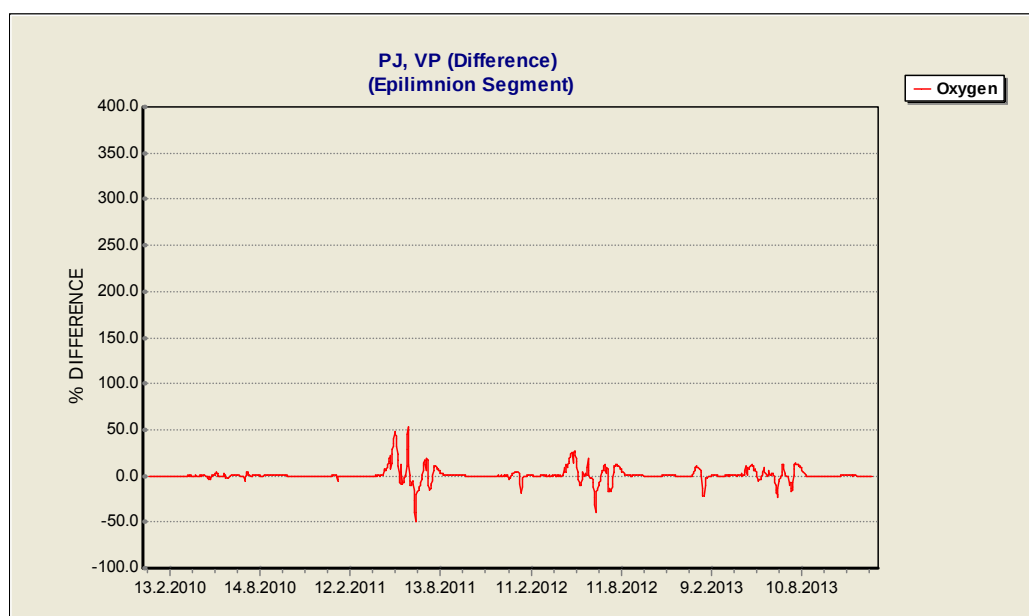
Grafikon 40. Sadržaj hlorofila *a* u različitim scenarijima – sever Ludaškog jezera

Sediment utiče i na cvetanje, ali je mnogo značajniji njegov uticaj na kiseonični režim, s obzirom na potrošnju kiseonika tokom razgradnje organske materije. Dugotrajna nestašica kiseonika izaziva kod riba smanjenje aktivnosti i iskorišćavanje hrane, čime se iscrpljuje pa dolazi do opadanja opšte otpornosti prema drugim ekološkim faktorima i uzročnicima bolesti (UF/IFAS, 2003.).

Na trenutnom nivou tačnosti, referentna simulacija je zadovoljavajuća sa aspekta obezbeđenja dodatnih informacija korisnih za poboljšanje procene i upravljanja ekološkim rizikom. Na osnovu simulacije direktnih i indirektnih efekata i poređenja rezultata modeliranja biomase sa izmerenim podacima, može se zaključiti da su rezultati modela u određenom delu sezone niži od izmerenih podataka. Jedno od obrazloženja ovog fenomena može biti i rezultat dodatnih ili potcenjenih izvora zagađenja što utiče na produkciju akvatične biomase. Iako je analiza neizvesnosti pokazala da i drastične promene difuznog opterećenja nemaju većeg uticaja na računске vrednosti, još jednom je ispitan ovaj uticaj za model Paličkog jezera i demonstriran kroz razliku u rezultatima dobijenim u referentnoj simulaciji i novoj sa uvećanim difuznim opterećenjem (Grafikon 41, Grafikon 42). Konstantno povećanje difuznog zagađenja (10 puta) je dovelo do promene sadržaja hlorofila *a* i kiseonika. Međutim cvetanje algi se ne javlja u traženom periodu, tako da postoji mogućnost da neka sezonska promena dodatno utiče na njihovu brojnost.



Grafikon 41. Razlika u sadržaju hlorofila *a* između osnovnog kalibrisanog modela i varijante u kojoj je 10 puta povećano difuzno opterećenje



Grafikon 42. Razlika u sadržaju rastvorenog kiseonika između osnovnog kalibrisanog modela i varijante u kojoj je 10 puta povećano difuzno opterećenje

Rezultati analize potvrđuju da je za bolje životne uslove za zooplankton i ribe neophodno izvršiti izmuljivanje jezera. Ostali pritisci koje trpi jezero možda ne mogu u potpunosti da se eliminišu, ali postoji mogućnost ublažavanja njihovog uticaja. Pre donošenja odluka, treba preispitati koja su namene jezera u budućnosti i koje mere su zaista neophodne za njihov opstanak (Moss i sar., 1996.). Narušenu prirodnu ravnotežu je teško vratiti u prvobitno stanje, pogotovo što ne postoji mogućnost da se zaista promene nastali uslovi. Ipak, to ne treba da bude prepreka u budućem upravljanju i održavanju nekog novog optimuma za plitka panonska jezera u Srbiji.

VI ZAKLJUČAK

Na osnovu eksperimentalnih istraživanja, analize rezultata upotrebom standardnih statističkih metoda i široko rasprostranjenih programskih paketa, može se zaključiti:

1. Paličko i Ludaško jezero se odlikuju jako visokim sadržajem nutrijenata što odgovara intenzivnom procesu eutrofikacije. Kvalitet vode u Paličkom jezeru, na osnovu biohemijske potrošnje kiseonika i ukupnog organskog ugljenika odgovara kvalitetu IV klase. Prosečne vrednosti analiziranih parametara hemijskog kvaliteta vode Paličkog jezera generalno zadovoljavaju propisane limite od dobrog (II klasa) do slabog (IV klasa) ekološkog statusa. Sve tri lokacije Paličkog jezera (Sektor 2, Muški štrand i Jahting klub), karakterišu relativno visoke vrednosti pH vode, a prema prosečnim vrednostima rastvorenog kiseonika u vodi odgovaraju kvalitetu vode II klase (dobar ekološki status). Prosečne vrednosti elektroprovodljivosti na svim lokacijama Paličkog jezera odgovaraju prvoj klasi kvaliteta (odličan ekološki status). Parametri, poput ukupnog fosfora i hlorida, ukazuju na jasnu razliku u kvalitetu vode sektora 2 i sektora 4 (Muški štrand i Jahting klub) Paličkog jezera. U Sektoru 2 prosečna koncentracija azota iznosi 3,09 mg/L i fosfora 0,60 mg/L. Na lokaciji Muški štrand registrovane su koncentracije azota 4,77 mg/L i fosfora 0,38 mg/L, a na lokaciji Jahting klub 4,94 mg/L azota i 0,27 mg/L fosfora. Prosečan sadržaj hlorida u vodi Paličkog jezera odgovara vodi kvaliteta II klase (Sektor 2, Muški štrand), odnosno III klase (Jahting klub). Prosečna vrednost hlorofila *a* na lokacijama Muški štrand je 319 µg/L, Jahting klub 329 µg/L, a u sektoru 2 je 217 µg/L. Ukupnom opterećenju jezera nutrijentima doprinosi i visok sadržaj ukupnog azota i fosfora u sedimentu koji iznosi: Muški štrand: azot 2,69 g/kg SM i fosfor 2,53 g/kg SM; Jahting klub: azot 1,40 g/kg SM i fosfor 1,01 g/kg SM.
2. Ludaško jezero se takođe odlikuje jako visokim sadržajem nutrijenata što odgovara intenzivnom procesu eutrofikacije. Kvalitet vode severnog i južnog dela Ludaškog jezera je po mnogim parametrima različit. Voda Ludaškog jezera spada u grupu slaboalkalnih (jug), odnosno alkalnih (sever) voda. Prosečne vrednosti većine analiziranih parametara hemijskog kvaliteta vode odgovaraju umerenom (III klasa) do slabom (IV klasa) ekološkom statusu. Prosečna vrednost elektroprovodljivosti na

lokaciji Ludaš-jug odgovara kvalitetu vode III klase, dok na lokaciji Ludaš-sever prosečna vrednost odgovara kvalitetu vode I klase. Prosečna vrednost suspendovanih materija u Ludaškom jezeru na severnoj lokaciji (51 mg/L) znatno prelazi graničnu vrednost dobrog ekološkog statusa (25 mg/L) postavljenu Uredbom o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim vodama. Kvalitet vode u Ludaškom jezeru, na obe lokacije, prema BPK5, odgovara kvalitetu vode IV klase. Vrednosti ukupnog organskog ugljenika u vodi Ludaškog jezera variraju u širokim granicama od 8,95 mgC/L do 144,8 mgC/L. Prema prosečnim vrednostima ovog parametra kvalitet vode odgovara V klasi na južnoj lokaciji, odnosno IV klasi na severnoj lokaciji. Prosečne vrednosti ukupnog fosfora na severnom delu jezera su prilično visoke, što odgovara povećanoj produkciji biomase, koja se ogleda u sadržaju hlorofila *a*. Prosečna vrednost hlorofila *a* u severnom delu Ludaškog jezera je 391 µg/L, dok je znatno niža na južnoj obala Ludaškog jezera (60 µg/L). Južni deo Ludaškog jezera je manje produktivan od severnog kada je u pitanju fitoplankton, mada su u ovom delu jezera dominantne submerzne makrofite. Sadržaj azota u delu Ludaš-sever iznosi 4,62 mg/L, fosfora 0,49 mg/L, dok na lokaciji Ludaš-jug sadržaj azota iznosi 3,31 mg/L i fosfora 0,14 mg/L. Sadržaj ukupnog azota i fosfora u sedimentu Ludaš-sever iznosi: azot 7,92 g/kg SM i fosfor 19,36 g/kg SM, i Ludaš-jug azot 3,65 g/kg SM i fosfor 2,09 g/kg SM, što ukazuje na veliko opterećenje koje dovodi do narušavanja stabilnosti vodenog ekosistema.

3. Kvalitet vode na početku i na kraju kanala „Palić-Ludaš“ se značajno razlikuje po većini parametara. Prema prosečnim vrednostima parametra BPK5, kvalitet vode na početku kanala „Palić-Ludaš“ odgovara V klasi (30,8 mgO₂/L), dok na kraju kanala odgovara IV klasi (12,3 mgO₂/L). Sadržaj ukupnog azota i fosfora na kraju kanala (azot 7,35 mg/L i fosfor 0,63 mg/L) je za oko 50% veći u odnosu na početak kanala (azot 4,51 mg/L i fosfor 0,40 mg/L). Visoke koncentracije nutrijenata su registrovane i u sedimentu na kraju kanala, i to azot 6,90 g/kg SM i fosfor 5,66 g/kg SM.
4. Mikrobiološkim ispitivanjem vode i sedimenta konstatovano je prisustvo *E. coli* i enterokoka u gotovo svim uzorcima (Prilog 7 - Prilog 19). Poređenjem rezultata mikrobioloških analiza tri lokacije na Palićkom jezeru, sa sanitarnog aspekta najbolje se može oceniti Muški štrand (Grafikon 10, Grafikon 11). Sveukupno i

voda i sediment kraja kanala „Palić-Ludaš“ su najlošije ocenjeni, zbog visokog sadržaja organske materije, kao i izuzetno visokih koncentracija indikatora fekalnog zagađenja (Prilog 12). Koncentracije fekalnih indikatora u vodi kraja kanala „Palić-Ludaš“ su veće nego u efluentu postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda, što dodatno govori o nezadovoljavajućem kvalitetu kanalske vode.

5. Rezultati analiza potvrđuju efikasnu autopurifikaciju oba jezera (u 87% uzoraka Palićkog jezera i 95% uzoraka Ludaškog jezera FO/H>1), međutim sadržaj nutrijenata u vodi je i dalje veoma visok.
6. Režim vode Palićkog i Ludaškog jezera, koji je nekada bio isključivo u funkciji klimatsko-meteoroloških činilaca, sada je kompletno pod antropogenim uticajem, i počiva na dotoku prečišćene otpadne vode sa PPOV (oko 14 miliona m³ godišnje) u Palićko jezero i njenom prelivanju (oticanju) u Ludaško jezero. S obzirom na klimatološki deficit (približno 3,9 mil. m³ godišnje, za oba jezera) i činjenicu da dotok podzemne vode može da nadomesti samo mali deo nedostajuće vode (<17%), efluent sa postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda Subotice je značajan činilac u održanju nivoa vode Palićkog, a posredno i Ludaškog jezera.
7. Postrojenje za prečišćavanje grada Subotice je dobitak ne samo za grad Suboticu, već i za šire okruženje. Efluent zadovoljava propisane standarde hemijskog kvaliteta, međutim i dalje predstavlja veliko maseno opterećenje za Palićko jezero, u koje se direktno uliva, s obzirom na specifičnu morfologiju i hidrološki režim. Mikrobiološki parametri efluenta (u proseku 24,5x10⁴ MPN/100 mL ukupnih koliformnih bakterija, 16,2x10⁴ MPN/100 mL fekalnih koliformnih bakterija i 9,71x10³ MPN/100 mL enterokoka) prevazilaze maksimalne vrednosti propisane Uredbom o graničnim vrednostima emisije zagađujućih materija u vode.
8. Difuzno opterećenje obuhvata atmosfersko opterećenje, koje donose kiša i prašina iz okoline, i iznosi prema proračunima 121 kg fosfora godišnje i 21.140 kg azota, kao i fosfor i azot koji dospevaju u vodno telo spiranjem sa obradivih površina, čija je procenjena godišnja količina 354 i 19.668 kg respektivno. Maseno opterećenje ukupnim fosforom iz rasutih izvora iznosi tek 9% od ukupnih spoljašnjih izvora nutrijenata, dok je za ukupan azot udeo znatno viši i iznosi 39% (Tabela 27).

9. Koncentrisano opterećenje Palićkog jezera je predstavljeno prečišćenim otpadnim vodama sa PPOV grada Subotice. Količina prečišćene otpadne vode od 14 mil. m³, sa prosečnom koncentracijom 4,61 mg/L TN i 0,38 mg/L TP, unosi u jezero 64 t ukupnog azota i 5 t ukupnog fosfora godišnje.
10. Unutrašnji izvor nutrijenata (sediment) je najznačajniji od svih izvora, jer u sloju sedimenta od 10 cm Palićkog jezera ima 280 puta više ukupnog fosfora i 22 puta više ukupnog azota, u odnosu na spoljašnje izvore (difuzni i koncentrisani) (Tabela 27).
11. Izabrani parametri za predviđanje rizika od hiperprodukcije biomase, odnosno mikrobiološkog rizika, temperature i pH su se pokazali kao korisni za brzu procenu jezerskih uslova. Ova dva parametra su lako merljivi parametri, izmereni multiparametarskom sondom za kvalitet vode (*in situ*). Buduća istraživanja treba da idu u smeru ispitivanja da li postoje drugi lako merljivi parametri, koji će omogućiti da se iz šume podataka dobijenih monitoringom *in situ* uključe oni koji će poboljšati tačnost predviđanja modela.
12. Na osnovu diskriminantne analize, korišćenjem temperature i pH kao prediktora za predviđanje rizika, izvršena je preliminarna ocena kvaliteta jezerske vode do nivou detekcije rizika (visok ili nizak). Može se zaključiti da su visokorizični slučajevi bolje predviđeni u modelu rizika od hiperprodukcije biomase 82%, u odnosu na model mikrobiološkog rizika 57%. Slučajevi niskog rizika su bolje predviđani modelom mikrobiološkog rizika 75%, dok je drugim modelom nizak rizik dobro predviđen u 57% slučajeva. Sveukupna tačnost predviđanja modela je 72% za model rizika od hiperprodukcije biomase i 67% za model mikrobiološkog rizika. Modeli će biti u stanju da tačno predvide rizik od eutrofikacije (hiperprodukcije biomase) i mikrobiološke degradacije kvaliteta vode u 2 od 3 slučaja.
13. Rezultat analize osetljivosti AQUATOX, modela za oponašanje dinamike algi pod uticajem promene unosa nutrijenata primenjenog na rekreativni deo jezera Palić i severni deo jezera Ludaš, sugerise da je model visoko osetljiv na temperaturna ograničenja i pH, pa ih je potrebno precizno definisati. Rezultati analize neizvesnosti procene difuznih opterećenja ukazuju da njihov uticaj postoji, posebno u periodima kada se javljaju ekstremi, mada je zanemarljiv u odnosu na fluktuacije

koje može da izazove fiziološki faktor, poput maksimalne stope fotosinteze (Grafikon 29, Grafikon 30).

14. Podudaranje računskih i merenih vrednosti u periodima kada su registrovane maksimalne veličine hlorofila *a* (jesenji meseci) nije postignuto (Grafikon 33). Mogući razlog je veliki udeo feofitina u visokoproduktivnim periodima (Tabela 34), što može da utiče na tačnost zaključivanja o produkciji biomase algi. Jedno od obrazloženja ovog fenomena može biti i rezultat dodatnih ili potcenjenih izvora zagađenja što utiče na produkciju akvatične biomase. Bolje slaganje računskih i merenih vrednosti je dobijeno za model Paličkog jezera nego za Ludaško jezero, s obzirom da je dostupna veća baza podataka (Grafikon 33 - Grafikon 36).
15. Kalibrisani modeli ekološkog rizika za uslove predmetnih jezera ukazuju da sediment oba jezera predstavlja veliki izvor nutrijenata. Osim toga sediment ima značajan uticaj na kiseonični režim jezera, s obzirom na potrošnju kiseonika tokom razgradnje organske materije (Grafikon 37, Grafikon 38).
16. Efluent postrojenja za prečišćavanje vode, kao i kanal „Palić-Ludaš“, predstavljaju značajnije opterećenje u odnosu na difuzne izvore (Grafikon 39, Grafikon 40). Efluent unosi hraniva, koja su u velikom procentu u lakopristupačnom obliku, pa ih fitoplankton lako iskoristi. Spiranjem sa poljoprivrednih površina se u jezera unose uglavnom zemljišne čestice na kojima je adsorbovan fosfor ili u kojima se nalazi u nekom drugom obliku, uglavnom slabo rastvorljivom i nepristupačnom za biljni svet. Zemljišne čestice dodatno dovode do замуćenja vode, pa je smanjeno i prodiranje svetlosti neophodne za fitoplankton.
17. Analiza neizvesnosti pokazala je da i drastične promene difuznog opterećenja nemaju većeg uticaja na dobijene računske vrednosti. Ispitan je uticaj za model Paličkog jezera i demonstriran kroz razliku u rezultatima dobijenim u referentnoj simulaciji i novoj, u kojoj je uvećano difuzno opterećenje (Grafikon 41, Grafikon 42). Konstatovano je da konstantno povećanje difuznog zagađenja (10 puta) dovodi do izvesnih promena sadržaja hlorofila *a* i kiseonika, međutim cvetanje algi se ne javlja u traženom periodu, tako da postoji mogućnost da neka sezonska promena dodatno utiče na njihovu brojnost.

18. Na trenutnom nivou tačnosti, referentna simulacija je zadovoljavajuća sa aspekta obezbeđenja dodatnih informacija korisnih za poboljšanje procene i upravljanja ekološkim rizikom. Model bi mogao da bude dobra početna tačka u uspostavljanju ekološkog praga zagađivača i da se koristi kao generički model kojim se procenjuje ekološki rizik u specifičnim vodenim ekosistemima. Dalja analiza modela će odrediti obim do koje granice je primenjiv i pouzdan za neke specifične zahteve za procenu rizika i predviđanja koja su povezana sa ekološkim rizikom akvatičnih ekosistema.

19. Paličko i Ludaško jezero spadaju u grupu plitkih, toplih, nestratifikovanih jezera gde svako povećanje količine nutrijenata predstavlja okidač za proces ubrzane eutrofikacije. Rezultati analize potvrđuju da je za bolje životne uslove neophodno izvršiti izmuljivanje jezera. Ostali pritisci (PPOV, spiranje sa poljoprivrednih površina, aerosediment) koje trpi jezero možda ne mogu u potpunosti da se eliminišu, ali postoji mogućnost ublažavanja njihovog uticaja. Pre donošenja odluka i preduzimanja aktivnosti, treba preispitati namene jezera u budućnosti i koje mere su zaista neophodne za njihov opstanak.

Narušenu prirodnu ravnotežu je teško vratiti u prvobitno stanje, pogotovo što ne postoji mogućnost da se zaista promene nastali uslovi. Ipak, to ne treba da bude prepreka u budućem upravljanju i održavanju nekog novog optimuma za plitka panonska jezera u Srbiji.

VII LITERATURA

- Ahmed, W., Neller, R., Katouli, M. (2005): Evidence of septic system failure determined by a bacterial biochemical fingerprinting method. *Journal of Applied Microbiology* 98: 910-920.
- Alberti, M. (2005): The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review* 28: 168–192.
- American Public Health Association (1975): *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 14th Edition.
- American Public Health Association (2005): *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st Edition.
- Aminot, A., Andrieux, F. (1996): Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments. *Water Research* 30: 2805- 2811.
- Anastasi, E.M., Matthews, B., Stratton, H.M., Katouli, M. (2012): Pathogenic *Escherichia coli* Found in Sewage Treatment Plants and Environmental Waters. *Applied and Environmental Microbiology* 78: 5536-5541.
- Anza, I., Vidal, D., Laguna, C., Díaz-Sánchez, S., Sánchez, S. Chicote, A., Florín, M., Mateo, R. (2014): Eutrophication and bacterial pathogens as risk factors for avian botulism outbreaks in wetlands receiving effluents from urban wastewater treatment plants. *Applied and Environmental Microbiology* 80: 4251–4259.
- Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K., Snozzi, M. (2001): Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L., Bartram J. (Eds.), *Water quality: Guidelines, standards and health, Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. IWA Publishing, London, UK, pp. 289-316.
- Ashbolt, N.J., Schoen, M.E., Soller, J.A., Roser, D.J. (2010): Predicting pathogen risks to aid beach management: The real value of quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Water Research* 44: 4692-4703.
- Badgley, B.D., Nayak, B.S., Harwood, V.J. (2010): The importance of sediment and submerged aquatic vegetation as potential habitats for persistent strains of enterococci in a subtropical watershed. *Water Resources* 44: 5857–5866.

- Ball, D. (2006): Environmental Health Policy. McGraw-Hill/Open University Press, Maidenhead, UK.
- Bartell, S.M. (2002): Ecosystem models - aquatic In: Pastorok, R.A., Bartell, S.M., Ferson, S., Ginzburg, L.R. (Eds.), Ecological modeling in risk assessment: Chemical effects on populations ecosystems and landscapes. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, pp. 107-128.
- Bartell, S.M., Pastorok, R.A., Akcakaya, H.R., Regan, H., Ferson, S., Mackay, C. (2003): Realism and relevance of ecological models used in chemical risk assessment. Human and Ecological Risk Assessment 9: 907-938.
- Battarbee, R.W. (1999): The importance of palaeolimnology to lake restoration. Hydrobiologia 395/396: 149-159.
- Bennett E., Carpenter S., Caraco N. (2001): Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. Bioscience 51: 227-234.
- Bennion, H., Battarbee, R. (2007): The European Union water framework directive: opportunities for palaeolimnology. Journal of Paleolimnology 38: 285- 295.
- Blanco, G., Lemus, J.A., Grande, J. (2009): Microbial pollution in wildlife: linking agricultural manuring and bacterial antibiotic resistance in red-billed choughs. Environmental Research 109: 405-412.
- Bostrom, B., Jansson, M., Forsberg, C. (1982): Phosphorus release from lake sediments. Archiv fuer Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse Limnologie 18: 5-59.
- Božić, M., Nikolić, G., Rudić, Ž., Raičević, V., Lalević, B. (2013): Constructed wetlands as an alternative restoration measure for shallow lakes. Water Science and Technology 68: 1672–1678.
- Brady, N.C. (1984): The nature and properties of soils. Macmillan Publishing Company, New York.
- Burton, G.A. Jr. (2002): Sediment quality criteria in use around the world. Limnology 3: 65–75.
- Byappanahalli, M.N., Nevers, M:B., Korajkic, A., Staley, Z.R., Harwoodc, V.J. (2012): Enterococci in the Environment. Microbiology and Molecular Biology Reviews 76: 685–706.

- Canadian Council of Ministers of the Environment (2001): Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Introduction. Updated. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Canadian Environmental Quality Guidelines (2003): Summary table. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Canale, R.P., Patterson, R.L., Gannon, J.J., Powers, W.F. (1973): Water quality models for total coliform. *Journal Water Pollution Control Federation*, 45: 325-336.
- Carleton, J.N., Park, R.A., Clough, J.S. (2009): Ecosystem modelling applied to nutrient criteria development in rivers. *Environmental Management* 44: 485-492.
- Carleton, J.N., Wellman, M.C., Cocca, P.A., Donigan, A.S., Park, R.A., Love, J.T., Clough, J.S. (2005): Nutrient criteria development with a linked modelling system: methodology development and demonstration. TMDL 2005. Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, pp 1-25.
- Carpenter, S.R. (2005): Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *PNAS* 102: 10002-10005.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H. (1998): Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568.
- Cassidy, K.O. (2011): Evaluating algal growth at different temperatures. Master thesis, Biosystems and Agricultural Engineering, University of Kentucky.
- Chen, C.Y., Durbin, E.G. (1994): Effects of pH on growth and carbon uptake of marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 109: 83-94.
- Chen, J.F. (1997): Adsorption and diffusion of ammonium in soils. In: Zhu, Z.L., Wen, Q.X., Freney, J.R. (Eds.), *Nitrogen in Soils of China*. Springer, Netherlands, pp. 87-111.
- Codd, G.A., Lindsay, J., Young, F.M., Morrison, L.F., Metcalf, J.S. (2005): Harmful cyanobacteria: from mass mortalities to management measures, In: Huisman J., Matthijs H.C.P., Visser P.M (Eds.), *Harmful cyanobacteria*. Dordrecht, Springer, pp. 1-23.

- Collins, C.D., Wlosinski, J.H. (1983): Coefficients for the US Army Corps of Engineers Reservoir Model, CE-QUAL-R1, technical report E-83-15. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.
- Collins, R., Rutherford, K. (2004): Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land. *Water Research* 38: 700-712.
- Conley, D.J., Humborg, C., Rahm, L., Savchuk, O.P., Wulff, F. (2002): Hypoxia in the Baltic Sea and Basin-Scale Changes in Phosphorous Biochemistry. *Environmental Science and Technology* 36: 5315-5320.
- Dalal, R.C. (1977): Soil organic phosphorous, In: Brady, N.C. (Ed.), *Advances of Agronomy*, Volume 29. Academic Press, Inc., New York, pp. 83-117.
- de Vicente, I., Moreno-Ostos, E., Amores, V., Rueda, F., Cruz-Pizarro, L. (2006): Low predictability in the dynamics of shallow lakes: implications for their management and restoration. *Wetlands* 26: 928-938.
- den Heyer, C., Kalff, J. (1998): Organic matter mineralization rates in sediments: A within- and among-lake study. *Limnology and Oceanography* 43: 695-705.
- Di Toro, D. M. (2001): *Sediment Flux Modeling*. Wiley-Interscience, New York.
- Dodds, W.K., Bouska, W.W., Eitzmann, J.L., Pilger, T.J., Pitts, K.L., Riley, A.J., Schloesser, J.T., Thornbrughd, D.J. (2009): Eutrophication of U.S. freshwaters: Analysis of potential economic damages. *Environmental Science and Technology* 43: 12-19.
- Dokulil, M.T., Teubner, K. (2003): Eutrophication and restoration of shallow lakes – the concept of stable equilibria revisited. *Hydrobiologia* 506/509: 29-35.
- Du, J., Cheng, H., Wong, K.T.M., Lau, S.C.K. (2012): A microcosm study on the die-off response of the indicator bacteria, *Enterococcus faecium* and *Enterococcus faecalis*. In: Méndez-Vilas, A. (Ed.), *Microbes in Applied Research: Current Advances and Challenges*. World Scientific Publishing, Singapore, pp. 3-7.
- Dubinski, Z., Rotem, J. (1974): Relations between algal populations and the pH of their media. *Oecologia* 16: 53-60.
- EEA (European Environment Agency) (1998): Environmental risk assessment – approaches, experiences and information sources. Environmental issue report No.4, <http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C2>.

- EC (2006): Council Directive 2006/7/EC of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC, OJ L 64, 4.03.2006, p.37; (poslednji put pristupljeno sajtu: 31.08.2015.) <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TEXT/?uri=CELEX:32006L0007>
- EEC (1991): Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources, OJ L 375, 31.12.1991, p.1; (poslednji put pristupljeno sajtu: 31.08.2015.) <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TEXT/?uri=CELEX:31991L0676>
- EHSC Note on Environmental Risk Assessment. Environment Health and Safety Committee 2013. (poslednji put pristupljeno sajtu: 25.02.2015.) <http://www.rsc.org/ScienceAndTechnology/Policy/EHSC/EnvironmentalRiskAssessment.asp>
- Essington, M.E. (2004): Soil and Water Chemistry: An Integrative Approach. CRC Press, Boca Raton.
- FAO (1996): Control of Water Pollution from Agriculture, by Ongley, E.D. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 55, Rome.
- Farjalla, V.F., Esteves, F.A., Bozelli, L.R., Roland, F. (2002): Nutrient limitation of bacterial production in clear water Amazonian ecosystems. *Hydrobiologia* 489: 197-205.
- Felföldy, L. (1987): The biological classification of water quality (4th Revised edition) (A biológiai vízminősítés (4. javított és bővített kiadás)). Vízügyi Hidrobiológia, 16. VGI, Budapest.
- Feuchtmayr, H., Moran, R., Hatton, K., Connor, L., Heyes, T., Moss, B., Harvey, I., Atkinson, D. (2009): Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology* 46: 713–723.
- Fisher, K., Phillips, C. (2009): The ecology, epidemiology and virulence of *Enterococcus*. *Microbiology* 155: 1749-1757.
- Froese, R., Pauly, D. (2015): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org (baza podataka, pristupljeno 20.04.2015.)

- Fuchs, E., Zimmerman, R.C., Jaffe, J.S. (2002): The effect of elevated levels of phaeophytin in natural water on variable fluorescence measured from phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 1221-1229.
- Galal-Gorchev, H., Ozolins, G., Bonnefoy, X. (1993): Revision of the WHO guidelines for drinking water quality. *Annali dell' Instituto Superiore di Sanità* 29: 335-345.
- Glasgow, H.B., Burkholder, J.A.M., Reed, R.E., Lewitus, A.J., Kleinman, J.E. (2004): Real-time remote monitoring of water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300: 409-448.
- Gourmelon, M., Lazure, P., Hervio-Heath, D., Le Saux, J.C., Caprais, M.P., Le Guyader, F.S. Catherine, M., Pommepuy, M. (2010): Microbial modelling in coastal environments and early warning systems: useful tools to limit shellfish microbial contamination. In: Rees, G., Pond, K., Kay, D., Bartram, J., Santo Domingo, J. (Eds.) *Safe Management of Shellfish and Harvest Waters*. IWA Publishing, London, UK, pp. 297-318.
- Grabow, W.O.K. (1996): Water borne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA* 22: 193-202.
- Guardabassi, L., Lo Fo Wong, D.M.A., Dalsgaard, A. (2002): The effects of tertiary wastewater treatment on the prevalence of antimicrobial resistant bacteria. *Water Research* 36: 1955-1964.
- Haas, C., Eisenberg, J.N.S. (2001): Risk Assessment. In: Fewtrell, L., Bartram, J. (Eds.), *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. IWA Publishing, London, UK, pp. 161-183.
- Haimes, Y. (2009): *Risk modeling, assessment, and management*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.
- Haller, L., Amedegnato, E., Poté, J., Wildi, W. (2009): Influence of freshwater sediment characteristics on persistence of fecal indicator bacteria. *Water, Air & Soil Pollution* 203: 217-227.
- Hallmich, C., Gehr, R. (2010): Effect of pre- and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents. *Water Research* 44: 2885-2893.

- Hansen, D.L., Clark, J.J., Ishii, S., Sadowsky, M.J. and Hicks, R.E. (2008): Sources and Sinks of *Escherichia coli* in Benthic and Pelagic Fish. *Journal of Great Lakes Research* 34: 228-234.
- Hansen, D.L., Ishii, S., Sadowsky, M.J., Hicks, R.E. (2009): *Escherichia coli* populations in great lakes waterfowl exhibit spatial stability and temporal shifting. *Applied and Environmental Microbiology*, 75: 1546–1551.
- Harvell, D., Aronson, R., Baron, N., Connell, J., Dobson, A., Ellner, S., Gerber, L., Kim, K., Kuris, A., McCallum, H., Lafferty, K., McKay, B., Porter, J., Pascual, M., Smith, G., Sutherland, K., Ward, J. (2004): The rising tide of ocean diseases: unsolved problems and research priorities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 375-382.
- Hassan, M., Hanif, S. (2014): Physical, chemical and microbiological analysis of the water quality of Rawal Lake, Pakistan. *International Journal of Agricultural Research, Innovation & Technology* 4: 28-31.
- Havens, K.E., Gawlik, D.E. (2005): Lake Okeechobee conceptual ecological model. *Wetlands* 25: 908–925.
- Health Canada (2012): Guidelines for Canadian Recreational Water Quality. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario (Catalogue No. H129-15/2012E).
- Health Canada (2013): Guidance on waterborne bacterial pathogens. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario (Catalogue No. H129-25/1-2014E-PDF).
- Hofmann, N., Beaulieu, M.S. (2001): A geographic profile of manure production in Canada, 2001. Statistics Canada.
- Hovanj, L. (2008): Merenje debljine i nivoa mulja Paličkog i Krvavog jezera. *Zbornik radova* 17: 61-66.
- Howarth, R.W., Ramakrishna, K., Choi, E., Elmgren, R., Martinelli, L., Mendoza, A., Moomaw, W., Palm, C., Boy, R., Scholes, M., Zhu, Z.L. (2005): Nutrient management, responses assessment. In: Sarukhán, J., Whyte, A., MA Board (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being, Volume 3: Policy Responses, the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, USA, pp. 295- 311.

- Huberty, C.J., Olejnik, S. (2006): *Applied MANOVA and Discriminant Analysis*. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Ibelings, B.W., Portielje, R., Lammens, E.H.R.R., Noordhuis, R., van den Berg, M.S., Joosse, W., Meijer, M.L. (2007): Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems* 10: 4-16.
- ILSI (International Life Sciences Institute) Risk Science Institute (1999): Revised framework for microbial risk assessment. Workshop report, Washington D.C., USA.
- Institut za vodoprivredu „Jaroslav Černi“ (1979): Studija proširenja izvorišta podzemnih voda za vodosnabdevanje grada Subotice. Beograd.
- Institut za vodoprivredu “Jaroslav Černi” (2011): Studija izvodljivosti čišćenja i remedijacije sedimenta Paličkog jezera. Beograd.
- IWA, SMITTSKYDDSinSTITUTET, WHO (2001): *Water Quality Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. IWA Publishing, London, UK.
- Jahangir, T.M., Khuhawar, M.Y., Leghari, S.M., Mahar, M.T., Mahar, K.P. (2015): Water quality and sediment assessment of Manchar Lake, Sindh, Pakistan: after effects of the super flood of 2010. *Arabian Journal of Geosciences* 8: 3259-3283.
- Jakovljević, M., Pantović, M. (1991): *Hemija zemljišta i voda*. Naučna knjiga, Beograd.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, T.L., Jensen, J.P. (2007): Shallow lake restoration by nutrient loading reduction – some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239-252.
- Jiang, J.G., Shen, Y.F. (2006): Estimation of the natural purification rate of a eutrophic lake after pollutant removal. *Ecological Engineering* 28: 166–173.
- Johnson, P.T.J., Carpenter, S.R. (2008): Influence of eutrophication on disease in aquatic ecosystems: patterns, processes, and predictions. In: Ostfeld, R., Keesing, F., Eviner, V.T. (Eds.), *Infectious disease ecology: Effects of ecosystems on disease and of disease on ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, USA, pp. 71-99.
- Johnson, P.T.J., Chase, J.M., Dosch, K.L., Hartson, R.B., Gross, J.A., Larson, D.J., Sutherland, D.R., Carpenter, S.R. (2007): Aquatic eutrophication promotes pathogenic infection in amphibians. *PNAS* 104: 15781-15786.

- Jorgensen, S.E. (1986): *Fundamentals of Ecological Modelling*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Jorgensen, S.E., Bendoricchio, G. (2001): *Fundamentals of Ecological Modelling. Development in Environmental Modelling 21*. Elsevier Publishers, Amsterdam, The Netherlands.
- JP „Palić-Ludaš“ (2012): Program upravljanja ribarskim područjem “Palić – Kireš – Ludaš za period 2010.-2019. JP „Palić-Ludaš“, Palić.
- Kastori, R. (1995): *Fiziologija biljaka*. Nauka, Beograd.
- Kay, D., Jones, F., Wyer, M., Fleisher, J., Salmon, R., Godfree, A., Zelenau-Jacquotte, A., Shore, R. (1994): Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomised exposure. *The Lancet* 344: 905-909.
- Kay, D., McDonald, A. (1980): Reduction of coliform bacteria in twoupland reservoirs: the significance of distance decay relationships. *Water Research* 14: 305-318.
- Kay, D., Stapleton, C.M., Wyer, M.D., McDonald, A.T., Crowther, J., Paul, N., Jones, K., Francis, C., Watkins, J., Wilkinson, J., Humphrey, N., Lin, B., Yang, L., Falconer, R.A., Gardner, S. (2005): Decay of intestinal enterococci concentrations in high-energy estuarine and coastal waters: towards real-time T_{90} values for modelling faecal indicators in recreational waters. *Water Research* 39: 655–667.
- Koelmans, A.A., Van der Heijde, A., Knijff, L.M., Aalderink, R.H. (2001): Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate & effects in aquatic ecosystems. A review. *Water Research* 35: 3517-3536.
- Kolaković, S., Gabrić, O. (2002): Bilans vode Paličkog jezera. Zbornik radova sa 13. savetovanja JDHI, Sokobanja, oktobar 2002., pp. 11-21.
- Konopka, A., Brock, T.D. (1978): Effect of Temperature on Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in Lake Mendota. *Applied And Environmental Microbiology* 36: 572-576.
- Kovačić, Z. (1994): *Multivarijaciona analiza*. Ekonomski fakultet, Univerzitet u Beogradu.
- Ksoll, W.B., Ishii, S., Sadowsky, M.J., Hicks, R.E. (2007): Presence and sources of fecal coliform bacteria in epilithic periphyton communities of Lake Superior. *Applied and Environmental Microbiology* 73: 3771–3778.

- Kuo J.T., Lung W.S., Yang C.P., Liu W.C., Yang M.D., Tang T.S. (2006): Eutrophication modelling of reservoirs in Taiwan. *Environmental Modelling & Software* 21: 829-844.
- Lachenbruch, P.A., Goldstein, M. (1979): Discriminant analysis. *Biometrics* 35: 69-85.
- Lafferty, K.D., Porter, J.W., Ford, S.E. (2004): Are diseases increasing in the ocean? *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 31-54.
- Leclerc, H., Schwartzbrod, L., Dei-Cas, E. (2002): Microbial agents associated with waterborne diseases. *Critical Reviews in Microbiology* 28:371–409.
- Lee, S., Moon, J.W., Moon, H.S. (2003): Heavy metals in the bed and suspended sediments of Anyang River, Korea: implications for water quality. *Environmental Geochemistry and Health* 25: 433-452.
- Lei, B., Huang, S., Qiao, M., Li, T., Wang, Z. (2008): Prediction of the environmental fate and aquatic ecological impact of nitrobenzene in the Songhua River using the modified AQUATOX model. *Journal of Environmental Sciences* 20: 769-777.
- Lemos, S.G., Nogueira, A.R.A., Torre-Neto, A., Parra, A., Alonso, J. (2007): Soil calcium and pH monitoring sensor system. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 55: 4658-4663.
- Lijklema, L., Gelencser, P., Szilagyi, F., Somlyódy, L. (1986): Sediment and its interaction with water. In: Somlyódy, L. van Straten, G. (Eds.), *Modeling and managing shallow lake eutrophication with application to Lake Balaton*. Springer, Berlin, pp. 156-182.
- Lopez-Pila, J.M., Szewzyk, R. (2000): Estimating the infection risk in recreational waters from the faecal indicator concentration and from the ratio between pathogens and indicators. *Water Research* 34: 4195-4200.
- Lorenzen, C.J. (1965): A note on the chlorophyll and phaeophytin content of the chlorophyll maximums. *Limnology and Oceanography* 10: 482-483.
- Lu, H., Axe, L., Tyson, T.A. (2003): Development and application of computer simulation tools for ecological risk assessment. *Environmental Modeling and Assessment* 8: 311–322.
- Madgwick, F.J. (1999): Restoring nutrient-enriched shallow lakes: integration of theory and practice in the Norfolk Broads, U.K. *Hydrobiologia* 408/409: 1-12.

- Meyers, P.A., Teranes, J.L. (2001): Sediment organic matter. In: Last, W.M., Smol, J.P. (Eds.), Tracking environmental change using lake sediments. Physical and geochemical methods, Vol. 2. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 239-269.
- Moss, B., Madgwick, J., Phillips, G.A. (1997): A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Hawes, London, UK.
- Mueller, D.K., Helsel, D.R., Kidd, M.A. (1996): Nutrients in the Nation's Waters: Too Much of a Good Thing? US Government Printing Office, Circular 1136.
- Naeher, S., Smittenberg, R.H., Gilli, A., Kirilova, E. P., Lotter, A.F., Schubert, C.J. (2012): Impact of recent lake eutrophication on microbial community changes as revealed by resolution lipid biomarkers in Rotsee (Switzerland). *Organic Geochemistry* 49: 86–95.
- Naito, W., Miyamoto, K., Nakanishi, J., Masunaga, S., Bartell, S.M. (2002): Application of an ecosystem model for aquatic ecological risk assessment of chemicals for a Japanese lake. *Water Research* 36: 1–14.
- Nixdorf, B., Deneke, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269–284.
- OECD Cooperative Programme for Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control) (1982): Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. OECD, Paris.
- Ostojić, A., Ćurčić, S., Nedović, M. (2005): Trofički status akumulacionog jezera Gruža. U: Čomić, Lj., Ostojić, A. (urednici), Akumulaciono jezero Gruža. PMF Kragujevac, pp. 231-243.
- Pachepsky, Y.A., Blaustein, R.A., Whelan, G., Shelton, D.R. (2014): Comparing temperature effects on *Escherichia coli*, *Salmonella*, and *Enterococcus* survival in surface waters. *Letters in Applied Microbiology* 59: 278—283.
- PacifiCorp (2002): Standard Operating Procedure for Water Quality Grab Sampling. PacifiCorp Klamath Hydroelectric Project, FERC No. 2082.
- Paerl, H. (2008): Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. In: Hudnell, H.K. (Ed.), Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Springer, pp. 217-237.

- Park, R.A., Clough, J.S. (2009): AQUATOX (release 3): Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems, volume 2: Technical documentation. US EPA.
- Park, R.A., Clough, J.S. (2012): AQUATOX (release 3.1): Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. Technical note 2: Requirements, Sources, and Conditioning of Data for AQUATOX. US EPA.
- Park, R.A., Clough, J.S., Wellman, M.C. (2008): AQUATOX: modelling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. *Ecological Modelling* 213:1-15.
- Pastorok, R.A., Akcakaya, H.R., Regan, H., Ferson, S., Bartell, S.M. (2003): Role of ecological modelling in risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment* 9: 939-972.
- Pei, H., Yong, W. (2003): Eutrophication research of West Lake, Hangzhou, China: modeling under uncertainty. *Water Research* 37: 416-428.
- Penman, H.L. (1948): Natural Evaporation from Open Water, Bare Soil and Grass. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences* 193: 120-145.
- Petrović, O., Gajin, S., Matavulj, M., Radnović, D., Svirčev, Z. (1998): Mikrobiološko ispitivanje kvaliteta površinskih voda. Novi Sad, Srbija.
- Piggot, A.M., Klaus, J.S., Johnson, S., Phillips, M.C., Solo-Gabrielec, H.M. (2012): Relationship between Enterococcal Levels and Sediment Biofilms at Recreational Beaches in South Florida. *Applied and Environmental Microbiology* 78: 5973–5982.
- Pinto, U., Maheshwari, B., Shrestha, S., Morris, C. (2012): Modelling eutrophication and microbial risks in peri-urban river systems using discriminant function analysis. *Water Research* 46: 6476-6488.
- Pokrajinski zavod za zaštitu prirode (2011): Park prirode „Palić“ – predlog za stavljanje pod zaštitu kao zaštićenog područja III kategorije – studija zaštite
- Potgieter, N. (2007): Water storage in rural households: intervention strategies to prevent waterborne diseases. Doctoral thesis. Faculty of Health Sciences, University of Pretoria, South Africa.

- Pretty, J.N., Mason, C.F., Nedwell, D.B., Hine, R.E., Leaf, S., Dils, R. (2003): Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. *Environmental Science and Technology* 37: 201-208.
- Quiros, R. (2002): The nitrogen to phosphorous ratio for lakes: A cause or a consequence of aquatic biology. In: Cirelli, A.F., Marquisa G.C. (Eds.), *El Agua en Iberoamerica: De la Limnologia a la Gestion en Sudamerica*. CYTED XVII, Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, University of Buenos Aires, Argentina, pp. 11-26.
- Raičević, V., Božić, M., Rudić, Ž., Lalević, B., Kiković, D. (2011): The evolution of the eutrophication of the Palić Lake (Serbia). *African Journal of Biotechnology* 10: 1736-1744.
- Raičević, V., Božić, M., Rudić, Ž., Lalević, B., Kiković, D., Jovanović, Lj. (2012): Eutrophication: status, trends and restoration strategies of Palic Lake. In: Walid Elshorbagy and Rezaul Kabir Chowdhury (Eds.), *Water Treatment*. InTech, Croatia, pp. 355-380.
- Republički zavod za statistiku (2013): *Popis poljoprivrede 2012. Poljoprivreda u Republici Srbiji*. Republički zavod za statistiku Srbije, Beograd.
- Rhodes, M.W., Kator, H. (1988): Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in Estuarine Environments. *Applied Environmental Microbiology* 54, 2902–2907.
- Ruban, V., Lopez-Sanchez, J.F., Pardo, P., Rauret, G., Muntau, H., Quevauviller, P. (1998): Selection and evaluation of sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in lake sediment. *Journal of Environmental Monitoring* 1: 51-56.
- Rykiel, E. J. Jr. (1996): Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling* 90: 229-244.
- RZZS (2002): *Statistički godišnjak Srbije 2002*. Republički zavod za statistiku Srbije, Beograd.
- RZZS (2003): *Statistički godišnjak Srbije 2003*. Republički zavod za statistiku Srbije, Beograd.
- Savezni zavod za zdravstvenu zaštitu (1990): *Voda za piće, Standardne metode za ispitivanje higijenske ispravnosti*. NIP „Privredni pregled“, Beograd.
- Scheffer, M., Jeppensen, E. (2007) Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems* 10:1-3.

- Schindler, D.W. (2009): A personal history of the Experimental Lakes Project. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 1837-1847.
- Schindler, D.W. (2012): The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 279:4322-4333.
- Seleši, Đ. (2000): Voda Palićkog jezera od 1781. do 1999. JP „Palić-Ludaš“, Subotica.
- Seleši, Đ. (2005): Voda Ludaškog jezera. JP „Palić-Ludaš“, Subotica.
- Sherr, B.F., Sherr, E.B., Rassoulzadegan, F. (1988): Rates of digestion of bacteria by marine phagotrophic protozoa: temperature dependence. *Applied Environmental Microbiology* 54:1091–1095.
- Sigua, G.C. (2011): Sustainable cow-calf operations and water quality. In: Lichtfouse, E., Hamelin, M., Navarrete, M., Debaeke, P. (Eds.), *Sustainable Agriculture*, Vol. 2. Springer, Dodrecht, pp. 833-856.
- Smith, V.H. (2003): Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10: 126-139.
- Smith, V.H., Schindler, D.W. (2009): Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24: 201-207.
- Smol, J.P. (2008): *Pollution of lakes and rivers: A paleoenvironmental perspective*. Blackwell Publishing Ltd, Malden.
- SO Subotica (2006): *Generalni plan Subotica – Palić do 2020*. Skupština opštine Subotica.
- Soller, J. (2006): Use of microbial risk assessment to inform the national estimate of acute gastrointestinal illness attributable to microbes in drinking water. *Journal of Water and Health* 4: 165-186.
- Somlyódy, L., Jolankai, G. (1986): Nutrient loads. In: Somlyódy, L. van Straten, G. (Eds.), *Modeling and managing shallow lake eutrophication with application to Lake Balaton*. Springer, Berlin, pp. 125-155.
- Somlyódy, L., Wets, R. (1988): Stochastic optimization models for lake eutrophication management. *Operations Research* 36: 660-681.
- Sondergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E. (2001): Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World* 1: 427-442.

- Sondergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E. (2005): Seasonal response of nutrients to reduced phosphorous loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology* 50: 1605-1615.
- Sondergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Skov, C., van Nes, E.H., Roijackers, R., Lammens, E., Portielje, R. (2007): Lake restoration: success, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* 44: 1095-1105.
- Spalević, B. (1997): Konzervacija zemljišta i voda. Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Beogradu.
- Spasov, P. (2003): Pojava suše u Srbiji, njeno praćenje i mogućnosti prognoze. *Vodoprivreda* 35(201-202): 30-36.
- Spears, B.M., Carvalho, L., Paterson, D.M. (2007): Phosphorus partitioning in a shallow lake: implications for water quality management. *Water and Environment Journal* 21: 47–53.
- Sposito, G. (2008): *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York.
- Stahlberg, C. (2006): Mineralisation rates of natural organic matter in surface sediments affected by physical forces - A study of fresh - and brackish water sediments subjected to changed redox conditions, resuspension, and advective pore water flow. Doktorska disertacija, Linköping University, Linköping.
- Stewart, I., Seawright, A.A., Shaw, G.R. (2008): Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds – an overview. In: Hudnell, H.K. (Ed.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 619. Springer, New York, USA, pp. 613–637.
- Stojšić, M., Kukin, A. (1975): Hidrologija jezera Palić. *Vode Vojvodine* 3: 259-293.
- Struffolino, P. (2010): Identifying sources of *Escherichia coli* to Maumee Bay, Oregon, Ohio. Master Thesis. University of Toledo, Ohio, USA.
- Sundquist, E.T. (1993): The global carbon dioxide budget. *Science* 259: 934–941.
- Suter, G. W. II (1996): Guide for Developing Conceptual Models for Ecological Risk Assessment for the U.S. Department of Energy Office of Environmental Management. Lockheed Martin Energy Systems Inc., Oak Ridge, USA.
- Szymanowska, A., Samecka-Cymerman, A., Kempers, A.J. (1999): Heavy metals in three lakes in west Poland. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 43: 21-29.

- Šaćiragić, B., Jekić, M. (1988): Agrohemija. Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Sarajevu.
- Tabachnick, B., Fidell, L. (1996): Using multivariate statistics. Allyn and Bacon, Boston.
- Tatrai, I., Matyas, K., Korponai, J., Paulovits, G., Pomogyi P. (2000): The role of the Kis-Balaton Water Protection System in the control of water quality of Lake Balaton. *Ecological Engineering* 16: 73–78.
- Tonno, I. (2004): The impact of nitrogen and phosphorus concentration and N/P ratio on Cyanobacterial dominance and N₂ fixation in some Estonian lakes. Doctoral dissertation. University of Tartu, Estonia.
- Touron, A., Berthe, T., Gargala, G., Fournier, M., Ratajczak, M., Servais, P., Petit, F. (2007): Assessment of faecal contamination and the relationship between pathogens and faecal bacterial indicators in an estuarine environment (Seine, France). *Marine Pollution Bulletin* 54: 1441-1450.
- Townsend, J., Ufnar, J.A., Ufnar, D.F., Wang, S.Y. and Ellender, R.D. (2006): Contribution of Sediment to High *Enterococcus* Counts Along the Northern Gulf of Mexico. Presentations, Paper 6. http://aquila.usm.edu/mst_presentations/6
- UF/IFAS (2003): A Beginner's Guide to Water Management – Fish Kills (Information Circular 107). University of Florida, IFAS Extension.
- UNESCO (2006): Water, a Shared Responsibility. The United Nations World Water Development Report 2. UNESCO, Paris & Berghahn Books, New York (www.unesco.org/bpi/wwap/press)
- US EPA (1980): Economic benefit of the clean lakes program. EPA-440-5-80-081. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, pp. 63-79.
- US EPA (1998): Guidelines for ecological risk assessment. Risk Assessment Forum, US Environmental Protection Agency, Washington D.C., EPA/630/R-95/002F.
- US EPA (2009): National Water Quality Inventory: Report to Congress, 2004 Reporting Cycle. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA (2010): Quantitative microbial risk assessment to estimate illness in freshwater impacted by agricultural animal sources of fecal contamination. EPA 822-R-10-005.
- US EPA (2012): Recreational water quality criteria. EPA- 820-F-12-058. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C.

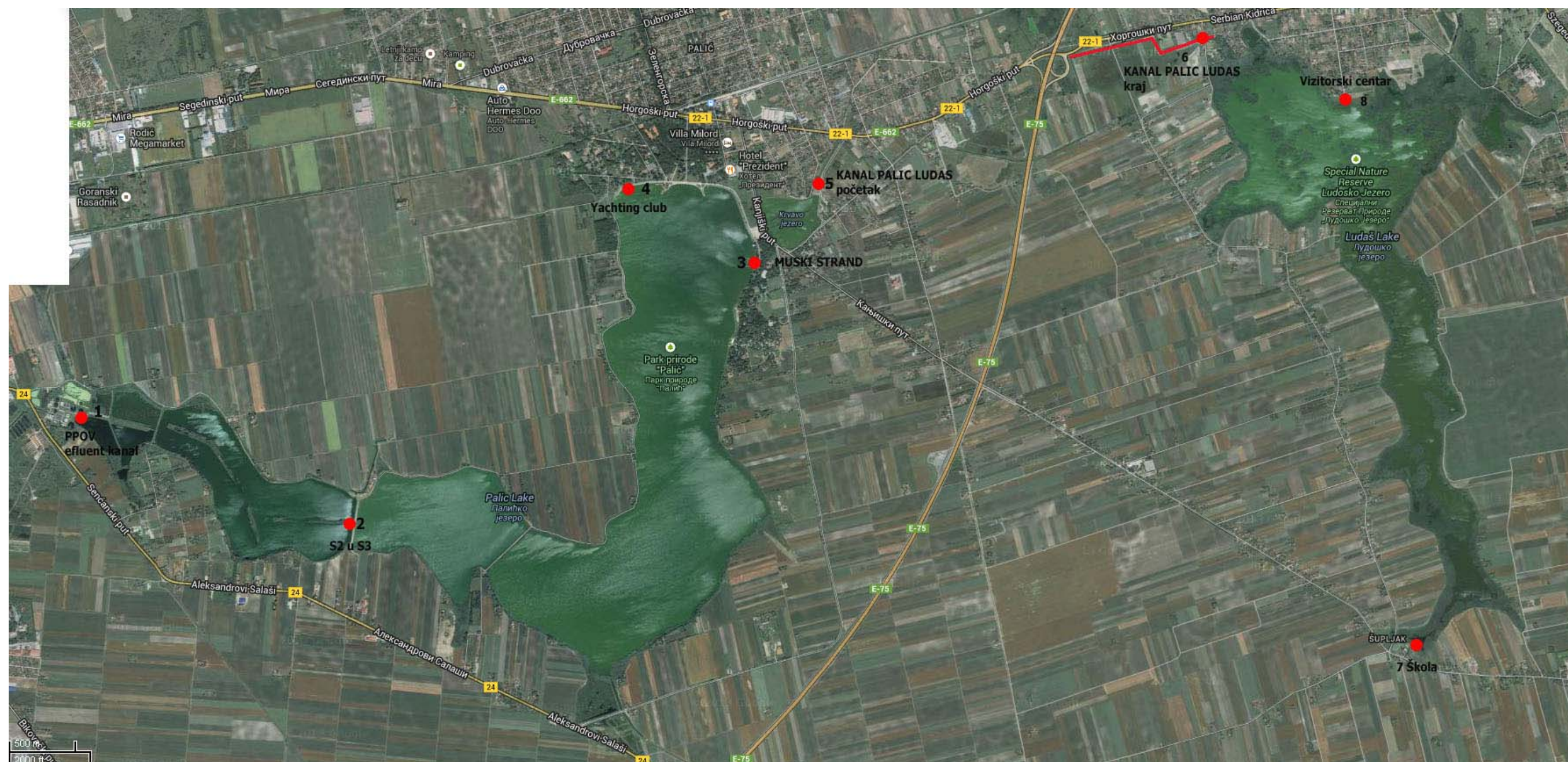
- US EPA (2014): Microbiological Risk Assessment (MRA): Tools, methods and approaches for water media. EPA-820-R-14-009.
- US EPA, USDA/FSIS (2012): Microbial Risk Assessment Guideline: Pathogenic Microorganisms with Focus on Food and Water. EPA/100/J-12/001. USDA/FSIS/2012-001. United States Environmental Protection Agency and United States Department of Agriculture/Food Safety and Inspection Service.
- USDA NRCS (1986): Urban hydrology for small watersheds, Technical release 55. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. (www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044171.pdf)
- van Liere, L., Gulati, R.D. (1992): Restoration and recovery of shallow eutrophic lake ecosystems in The Netherlands: epilogue. *Hydrobiologia* 233: 283-287.
- Ventz, D. (1974): Die Einflußnahme von Umgebungsfaktoren und morphometrischen Faktoren auf den Stoffhaushalt von Seen. Diss. A, Dresden, 111 pp.
- Vollenweider, R.A., Kerekes, J. (1982): Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris. pp. 154.
- von Gunten, L., Grosjeana, M., Eggenberger, U., Grob, P., Urrutia, R., Morales, A. (2009): Pollution and eutrophication history AD 1800-2005 as recorded in sediments from five lakes in Central Chile. *Global and Planetary Change* 68: 198-208.
- Vose D. (2008): Risk analysis: a quantitative guide. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.
- Warhate, S.R., Yenkie, M.K.N., Chaudhari, M.D., Pokale, W.K. (2006): Impacts of mining activities on water and soil. *Journal of Environmental Science and Engineering* 48: 81-88.
- Warmer, H., van Dokkum, R. (2002): Water pollution control in the Netherlands. Policy and practice 2001. RIZA report 2002.009.
- Wetzel, R. (2001): *Limnology*. Elsevier Academic Press, San Diego, USA.
- Wetzel, R.G., Likens, G.E. (2000): *Limnological Analyses*. Springer, New York.

- Whelan, G., Tryby, M.E., Pelton, M.A., Soller, J.A., Castleton, K.J. (2010): Using an Integrated, Multi-disciplinary Framework to Support Quantitative Microbial Risk Assessments. In: Swayne, D.A., Yang, W., Voinov, A.A., Rizzoli, A., Filatova, T. (Eds.), Proceedings of International Congress on Environmental Modelling and Software: Modelling for Environment's Sake, Fifth Biennial Meeting. Ottawa, Canada.
- Whitman, R.L., Shively, D.A., Pawlik, H., Nevers, M.B., Byappanahalli, M.N. (2003): Occurrence of *Escherichia coli* and enterococci in Cladophora (Chlorophyta) in nearshore water and beach sand of Lake Michigan. Applied Environmental Microbiology 69: 4714–4719.
- Whitmore, T.J., Brenner, M., Schelske, C.L. (1996): Highly variable sediment distribution in shallow, wind-stressed lakes: A case for sediment-mapping surveys in paleolimnological studies. Journal of Paleolimnology 15: 207-211.
- WHO (2003a): Emerging issues in water and infectious disease. World Health Organization, Geneva.
- WHO (2003b): Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: Coastal and fresh waters. World Health Organization, Geneva.
- WHO (2009): Addendum to Guidelines for safe recreational water environments, Volume 1. World Health Organization, Geneva.
- Williams, B.K. (1983): Some observations on the use of discriminant analysis in ecology. Ecology 64: 1283-1291.
- Wilson, W.H., Carr, N.G., Mann, N.H. (1996): The effect of phosphate status on the kinetics of cyanophage infection in the oceanic cyanobacterium *Synechococcus sp.* WH7803. Journal of Phycology 32: 506-516.
- Xie, L., Xie, P., Li, S., Tang, H., Liu, H. (2003): The low TN:TP ratio, a cause or a result of Microcystis blooms? Water Research 37: 2073-2080.
- Xie, P. (2006): Biological mechanisms driving the seasonal changes in the internal loading of phosphorus in shallow lakes. Science in China: Series D Earth Sciences 49: 14-27.
- Yang, X., Post, W.M., Thornton, P.E., Jain, A. (2013): The distribution of soil phosphorous for global biogeochemical modeling., Biogeosciences 10: 2525-2537.

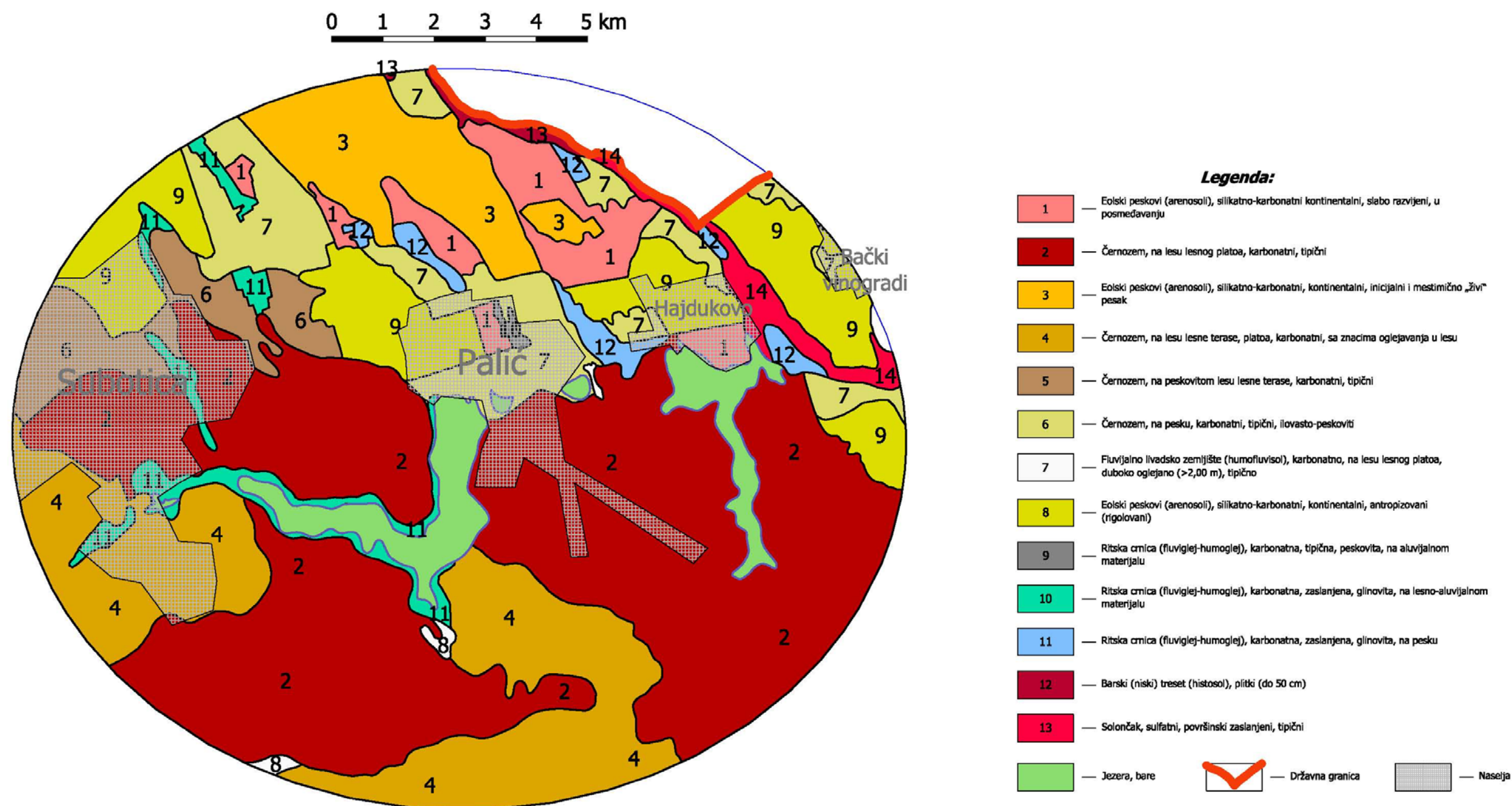
- Zhang, L., Liu, J. (2014): AQUATOX coupled foodweb model for ecosystem risk assessment of Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in lake ecosystems. *Environmental Pollution* 191: 80-92.
- Zia, H., Harris, N., Merrett, G., Rivers, M., Coles, N. (2013): The impact of agricultural activities on water quality: A case for collaborative catchment-scale management using integrated wireless sensor networks. *Journal of Computers and Electronics in Agriculture* 96: 126-138.
- ZJZS (2011): Monitoring kvaliteta vode jezera Palić i Ludaš i potoka Kereš u 2011. godini, godišnji izveštaj. Zavod za javno zdravlje Subotica, Subotica.
- ZJZS (2012): Monitoring kvaliteta vode jezera Palić i Ludaš i potoka Kereš u 2012. godini, godišnji izveštaj. Zavod za javno zdravlje Subotica, Subotica.
- ZJZS (2013): Monitoring kvaliteta vode jezera Palić i Ludaš i potoka Kereš u 2013. godini, godišnji izveštaj. Zavod za javno zdravlje Subotica, Subotica.

VIII PRILOZI

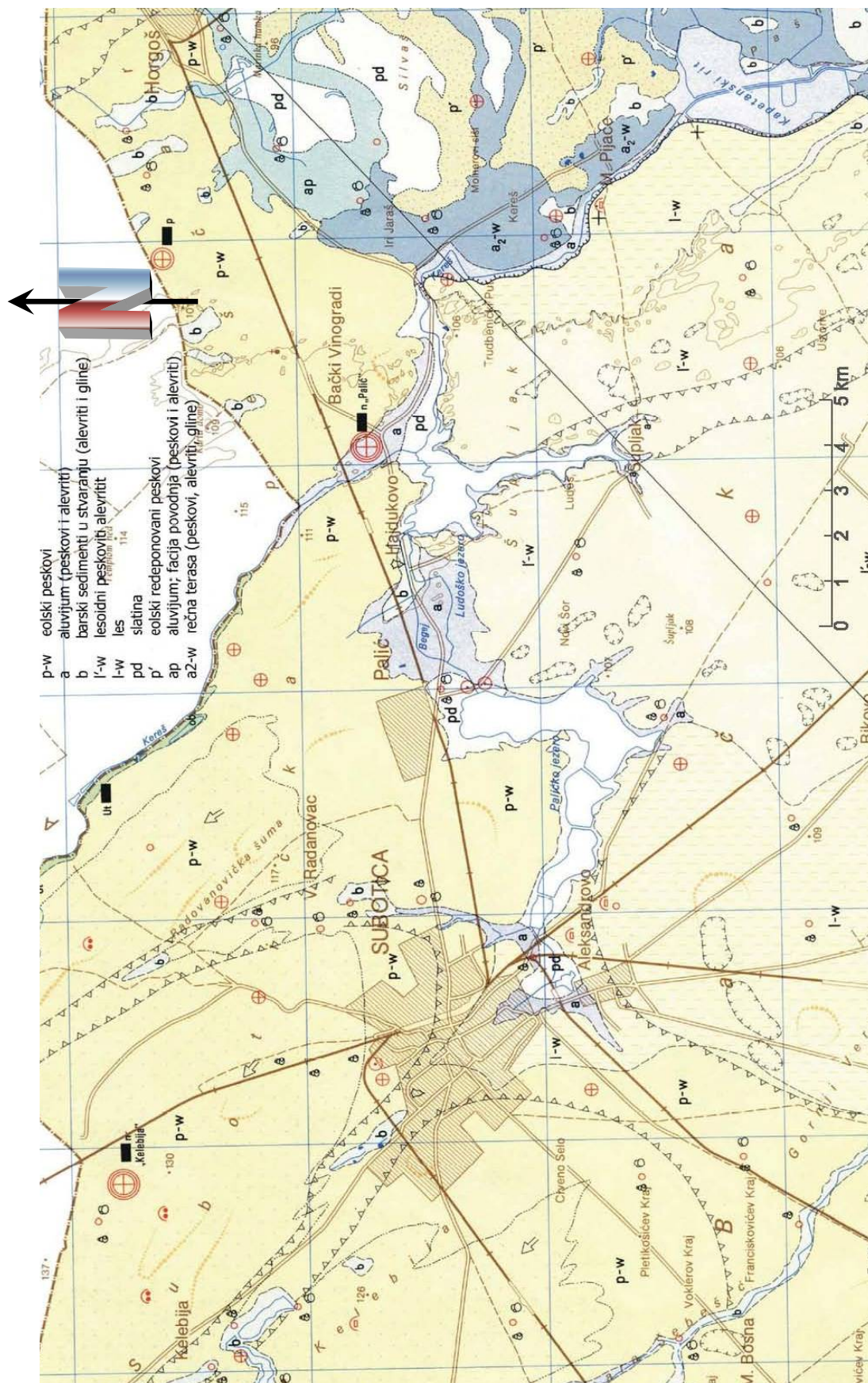
Prilog 1. Prostorni raspored lokaliteta na kojima je vršeno uzimanje uzoraka



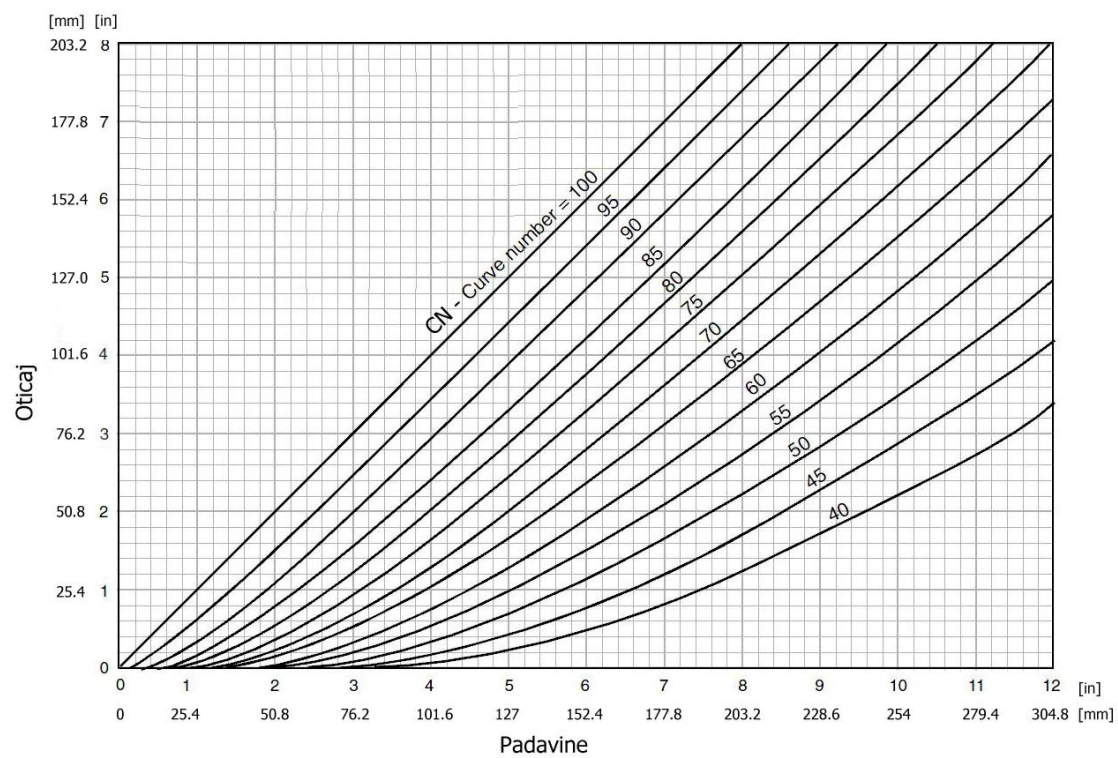
Prilog 2. Pedološka karta proučavanog područja



Prilog 3. Geološka karta šireg područja



Prilog 4. Nomogram za CN metodu



Prilog 5. Raspored padavina većih od 10 mm (broj dana u toku meseca)

Godina	JAN	FEB	MAR	APR	MAJ	JUN	JUL	AVG	SEP	OKT	NOV	DEC
1994	1	2	0	1	0	2	0	1	1	0	0	0
1995	1	2	1	0	0	3	1	2	4	0	0	3
1996	1	1	1	1	2	1	2	2	3	0	1	2
1997	0	0	0	2	0	2	3	0	2	3	1	3
1998	2	0	0	0	3	3	5	2	1	3	1	1
1999	1	3	0	1	-	-	-	3	1	0	5	1
2000	0	0	1	2	0	0	2	0	0	0	1	0
2001	2	0	3	2	2	6	1	2	5	0	1	0
2002	0	1	0	1	2	3	0	1	2	0	0	0
2003	2	2	0	0	0	1	2	2	1	4	1	2
2004	0	0	0	4	1	2	2	2	2	3	3	1
2005	0	2	1	1	2	2	2	4	4	0	0	2
2006	0	2	1	2	2	6	2	3	0	1	0	0
2007	1	1	3	0	3	4	1	0	1	3	6	0
2008	0	0	2	1	2	5	3	1	2	0	2	3
2009	1	0	0	0	1	2	2	3	2	1	4	3
2010	2	3	0	1	5	4	4	2	3	2	2	1
2011	0	1	1	0	3	2	3	0	2	0	0	3
2012	0	2	0	0	1	0	0	0	1	4	1	1
2013	0	2	4	1	3	1	0	1	1	2	1	0
prosek	0,7	1,2	0,9	1,0	1,7	2,6	1,8	1,6	1,9	1,3	1,5	1,3
bez padavina > 10 mm	10	7	10	7	5	2	4	5	2	10	6	7

Prilog 6. Određivanje CN broja

a. Određivanje CN za celo određeno područje

		<i>Ukupna površina</i>		<i>Paličko jezero</i>		<i>Ludaško jezero</i>	
Kompleks	CN	P%	2x3	P%	2x5	P%	2x7
1	2	3	4	5	6	7	8
Pašnjaci i livade	61	3,7	228	1,5	92	2,2	132
Žitarice (B)	75	22,7	1704	5,6	419	43,5	3263
Žitarice (D)	87	9,8	855	29,3	2551	1,8	158
Okopavine (B)	78	22,7	1773	5,6	436	43,5	3393
Okopavine (D)	89	9,8	858	29,3	2610	1,8	161
Putevi	84	1,6	136	2,0	166	1,0	82
Naselje	70	1,0	70	0,0	0,0	3,5	245
Uređeno područje, sever P.j.	61	3,4	207	10,7	653	0,0	0
Seoska domaćinstva	74	21,8	1617	8,3	618	2,9	211
Šume	55	3,2	176	7,5	412	0,0	0
Ukupno	-	100	7640	100	7956	100	7644
Ponderisan CN			76		80		76

b. Određivanje CN za poljoprivredne površine

		<i>Paličko jezero</i>		<i>Ludaško jezero</i>	
Kompleks	CN	P%	2x3	P%	2x5
1	2	3	4	5	6
Pašnjaci i livade	61	2	122	2	122
Žitarice (B)	75	8	600	47	3525
Žitarice (D)	87	41	3567	2	174
Okopavine (B)	78	8	624	47	3666
Okopavine (D)	89	41	3649	2	178
Ukupno		100	8562	100	7665
Ponderisan CN			86		77

Prilog 7. Efluent PPOV

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Temperatura vode	°C	16,5	10,8	23,7	24,8	23,2	22,4	20,5	17,5	8,2	7,2	8,9
pH		7,47	7,42	7,24	7,37	7,24	7,51	7,27	7,31	7,34	7,32	7,35
Elektroprovodljivost	µS/cm	819	1308	570	1020	575	1089	581	1198	1170	950	1270
Sadržaj kiseonika	mgO ₂ /L	4,5	7,4	8,2	8,2	8,2	7,4	7,4	7,2	7,3	7,4	8,2
% zasićenja kiseonikom	%	47	82	91	91	91	82	82	82	81	83	91
Suspendovane materije	mg/L	4,5	13,0	3,8	5,0	10,5	2,8	1,2	8,0	5,3	3,5	8,8
Ukupni fosfor	mgP/L	0,095	0,550	0,249	0,232	0,198	0,542	0,493	0,557	0,439	0,306	0,495
Ortofosfati	mgP/L	0,026	0,478	0,112	0,166	0,124	0,255	0,208	0,085	0,144	0,178	0,047
Amonijum jon	mg N/L	2,74	0,012	0,25	0,34	1,97	0,58	0,45	0,30	0,20	0,82	0,35
Nitriti	mg N/L	0,395	0,000	<0,005	0,084	0,240	0,021	1,230	0,103	0,115	0,186	0,073
Nitrati	mg N/L	1,37	0,139	0,30	0,17	1,65	0,06	3,10	2,35	3,40	1,41	2,63
p-alkalitet	mg CaCO ₃ /L	0	1	0,0	6,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0
Ukupni alkalitet	mg CaCO ₃ /L	281	445	249,3	350,0	275,0	440,0	200,0	500,0	460,0	400,0	500,0
Bikarbonati	mg/L	342,8	536,8	304,1	378,2	335,5	506,3	244,0	610,0	561,2	488,0	579,5
Karbonati	mg/L	0	3,1	0,0	18,6	0,0	15,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5
Hloridi	mg/L	61,6	106,5	65,2	67,5	63,9	92,3	49,7	92,3	88,8	994,0	92,3
Sulfati	mg/L	44,4	122,4	48,7	109,4	108,5	277,0	190,6	121,0	247,2	227,7	349,4
Ukupna tvrdoća	mg CaCO ₃ /L	258	263	223,3	233,0	140,4	290,0	159,0	248,0	305,5	278,1	352,0
Rastvoreni organski azot	mg/L	3,8	6,57	2,4	3,8	1,9	0,9	0,6	1,0	0,7	0,9	1,2
Ukupan azot	mg/L	8,3	6,72	2,98	4,39	5,77	1,53	5,38	3,73	4,38	3,29	4,23
BPK5	mgO ₂ /L	5,7	14,5	19,4	12,3	5,3	4,2	10,8	6,4	4,5	4,8	5,7
Kalcijum	mg/L	62,4	101,6	54,2	86,4	162,0	105,6	62,8	97,6	116,0	112,0	148,0
Magnezijum	mg/L	24,8	66,15	21,3	60,8	28,9	76,9	39,2	61,3	77,8	67,1	81,2

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Natrijum	mg/L	45,6	78,2	58,5	109,3	88,3	110,6	58,2	105,8	99,1	88,8	107,0
Kalijum	mg/L	10,8	11,7	17,8	21,8	2,3	29,6	18,7	27,3	25,0	21,8	27,3
TOC	mgC/L	9,18	55,82	22,37	46,03	9,00	6,56	4,34	14,72	8,45	8,36	19,10

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj bakterija na 35°C	CFU/1 mL	230.000	-	30.000	-	210.500	125.000	72.700	4.000	45.000	300	7.000
Ukupan broj bakterija na 22°C	CFU/1 mL	220.000	-	54.100	-	322.000	68.000	120.900	20.000	13.000	8.700	7.600
Ukupan broj fakultativnih oligotrofa	CFU/1 mL	400.000	-	129.500	-	725.000	38.000	182.500	12.000	2.600	22.600	14.000
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/100 mL	770.100	-	75.000	101.700	866.400	240.000	344.800	24.000	24.000	230	91
<i>Escherichia coli</i>	MPN/100 mL	160.700	-	20.000	32.300	365.400	2.100	74.400	240	2.100	36	230
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/100 mL	435.200	-	75.000	70.300	770.100	4.400	248.100	2.900	11.000	36	230
Enterokoke	MPN/100 mL	15.960	-	2.000	4.100	61.310	2.800	6.440	200	930	930	2.400

Prilog 8. Voda Paličkog jezera (Sektor 2)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Temperatura vode	°C	13,5	11	24,3	24,1	24,3	22,9	21,2	15,8	8,1	7,2	8,6
pH		8,97	8,9	8,13	8,85	8,31	9,01	8,42	8,11	8,53	8,16	8,53
Elektroprovodljivost	µS/cm	875	914	569	875	811	736	783	833	900	1000	1112
Sadržaj kiseonika	mgO ₂ /L	11,04	6,2	8,4	8,4	8,4	6,2	6,2	7,3	7,5	7,3	8,4
% zasićenja kiseonikom	%	107,7	72	92	92	92	72	72	84	85	82	92
Suspendovane materije	mg/L	18,5	33,0	26,0	30,3	26,3	39,3	21,5	30,8	28,0	7,5	17,3
Ukupni fosfor	mgP/L	0,074	0,278	0,339	0,652	0,710	0,899	0,795	0,801	0,612	0,914	0,549
Ortofosfati	mgP/L	0,01	0,240	0,184	0,386	0,305	0,328	0,214	0,098	0,159	0,639	0,301
Amonijum jon	mg N/L	0,3	0,012	0,29	0,08	0,60	0,43	0,12	0,72	0,71	1,65	0,40
Nitriti	mg N/L	0,251	0,000	<0,005	<0,005	0,045	0,005	2,690	0,102	0,115	0,053	0,055
Nitrati	mg N/L	0,34	0,113	<0,05	0,28	0,37	0,16	<0,05	0,84	0,96	0,87	1,49
p-alkalitet	mg CaCO ₃ /L	19	15	15,2	14,0	3,0	12,0	5,0	10,0	10,0	5,0	10,0
Ukupni alkalitet	mg CaCO ₃ /L	260	355	277,0	345,0	205,0	280,0	275,0	400,0	385,0	450,0	450,0
Bikarbonati	mg/L	270,8	341,6	319,7	335,5	231,8	268,4	305,0	427,0	408,7	518,5	488,0
Karbonati	mg/L	45,6	46,5	18,2	43,4	9,0	36,0	15,0	30,0	30,0	15,0	30,0
Hloridi	mg/L	80,4	103	112,3	85,2	99,4	71,0	71,0	92,3	92,3	99,4	88,8
Sulfati	mg/L	59,8	175,29	72,6	187,2	205,9	212,2	191,5	72,0	215,5	249,6	318,7
Ukupna tvrdoća	mg CaCO ₃ /L	231,2	239	257,5	208,0	152,0	188,0	177,0	188,0	256,0	307,0	330,0
Rastvoreni organski azot	mg/L	3,6	0,98	1,6	3,3	2,6	2,4	0,4	1,2	1,5	0,8	1,4
Ukupan azot	mg/L	4,5	1,10	2,16	3,63	3,60	2,98	3,23	2,89	3,25	3,34	3,35
BPK5	mgO ₂ /L	17,4	11,5	12,6	10,3	10,6	7,1	6,9	10,3	11,6	9,4	11,8
Kalcijum	mg/L	35,8	69,9	46,2	63,2	178,0	68,8	59,8	64,0	91,2	113,6	136,0
Magnezijum	mg/L	34,4	73,93	34,5	62,7	30,6	49,6	49,8	52,5	69,1	80,3	77,8

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Natrijum	mg/L	66,2	89,7	124,6	100,5	111,8	90,9	88,3	92,0	90,2	93,6	103,5
Kalijum	mg/L	15,4	13,65	29,5	22,6	9,8	21,5	22,2	22,6	24,6	25,4	25,0
TOC	mgC/L	72,99	46,47	30,51	10,73	12,48	9,42	7,45	12,93	15,36	10,96	24,81
Hlorofil <i>a</i>	mg/m ³	241,98	196,8	154,0	242,7	209,7	330,8	165,76	360,53	-	53,28	212,53
Feofitin	mg/m ³	-	55,8	89,4	81,8	68,0	76,4	199,49	206,89	-	22,02	59,46

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj bakterija na 35°C	CFU/1 mL	900	-	4.000	16.400	12.200	10.000	16.400	5.800	1.040	810	650
Ukupan broj bakterija na 22°C	CFU/1 mL	900	-	7.300	17.000	21.500	5.000	21.900	5.500	3.700	8.600	1130
Ukupan broj fakultativnih oligotrofa	CFU/1 mL	70000	-	90.000	18.900	24.800	1000	25.600	12.400	11.600	16.300	3600
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/100 mL	461,1	-	3.654	48.840	30.760	2.900	8.330	2.400	930	73	930
<i>Escherichia coli</i>	MPN/100 mL	9,7	-	16	4,1	1	< 30	410,6	36	73	<3	230
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/100 mL	146	-	563	29.877	15.530	2.900	6.970	150	210	<3	230
Enterokoke	MPN/100 mL	36,4	-	31,3	21,3	866,4	36	1.046,2	30	73	73	350

Prilog 9. Voda Palićkog jezera (Muški štrand)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Temperatura vode	°C	13,9	11	26,9	23,9	24,3	22,3	22,5	16,8	8,7	6,6	8,6
pH		8,99	9	9	9,22	9,09	9,16	8,91	8	8,7	8,8	8,82
Elektroprovodljivost	μS/cm	1055	894	856	877	860	840	802	800	760	787	820
Sadržaj kiseonika	mgO ₂ /L	11,06	7,4	8,4	8,4	8,4	7,4	7,4	7,2	7,3	7,4	8,1
% zasićenja kiseonikom	%	107	82	92	92	92	82	82	82	81	83	90
Suspendovane materije	mg/L	30	53,0	29,7	43,3	42,0	50,7	44,5	42,0	45,8	31,8	28,3
Ukupni fosfor	mgP/L	0,05	0,050	0,091	0,083	0,214	0,361	0,610	0,936	0,758	0,622	0,424
Ortofosfati	mgP/L	<0,005	0,010	0,028	0,037	0,035	0,018	0,028	0,010	0,021	0,100	0,032
Amonijum jon	mg N/L	0,3	0,018	0,26	0,22	0,29	0,32	0,54	0,82	0,84	0,70	0,29
Nitriti	mg N/L	0,034	0,000	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,060	0,034	0,028	0,014	0,009
Nitrati	mg N/L	<0,05	0,120	<0,05	0,05	0,09	0,12	<0,05	0,19	0,21	0,31	0,10
p-alkalitet	mg CaCO ₃ /L	38	11	24,1	17,0	15,0	11,0	8,0	6,0	4,0	8,0	13,0
Ukupni alkalitet	mg CaCO ₃ /L	268	285	273,3	285,0	325,0	265,0	255,0	355,0	275,0	340,0	325,0
Bikarbonati	mg/L	234,2	280,6	304,5	244,0	305,0	256,2	262,3	396,5	311,1	366,0	317,2
Karbonati	mg/L	91,2	34,1	28,9	52,7	45,0	33,0	24,0	18,0	12,0	24,0	39,0
Hloridi	mg/L	107,6	103	162,1	103,0	113,6	103,0	28,4	99,4	92,3	99,4	78,1
Sulfati	mg/L	97,9	139,7	92,4	149,8	60,0	156,5	253,5	51,8	164,6	168,9	371,5
Ukupna tvrdoća	mg CaCO ₃ /L	266,8	181	221,1	154,0	129,0	145,0	147,3	148,0	168,0	208,0	300,0
Rastvoreni organski azot	mg/L	5,1	1,60	3,0	4,7	7,0	6,0	6,1	3,6	4,2	2,7	2,6
Ukupan azot	mg/L	5,5	1,74	3,28	4,97	7,41	6,41	6,68	4,60	5,23	3,68	3,02
BPK5	mgO ₂ /L	24,1	17,2	13,5	14,6	20,5	19,8	21,2	10,9	9,6	12,0	12,9
Kalcijum	mg/L	16,9	30,4	19,9	12,0	90,0	28,8	21,0	28,8	40,8	50,4	75,2
Magnezijum	mg/L	54,5	69,55	41,6	67,6	40,9	53,0	58,9	54,5	56,9	70,5	100,2

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Natrijum	mg/L	84,4	89,7	155,0	114,5	123,1	115,5	107,2	103,5	96,6	95,7	93,2
Kalijum	mg/L	20,6	13,65	34,6	25,4	17,2	25,0	24,6	21,8	23,8	25,0	23,0
TOC	mgC/L	93,1	55,94	35,93	18,68	37,53	20,86	27,23	19,96	24,71	17,38	19,93
Hlorofil <i>a</i>	mg/m ³	518	229	140	343	534	367	411	355	332	78	207
Feofitin	mg/m ³	-	34	38	52	95	47	69	108	60	20	5

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj bakterija na 35°C	CFU/1 mL	1.100	-	800	2.300	16.600	1.500	3.900	2.300	873	1.780	270
Ukupan broj bakterija na 22°C	CFU/1 mL	1.000	-	600	2.400	22.300	5.000	5.900	1.700	2.000	8.100	500
Ukupan broj fakultativnih oligotrofa	CFU/1 mL	7.000	-	9.400	2.000	106.500	1.000	41.800	2.800	8.500	46.000	2.000
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/100 mL	167	-	187	8.164	15.531	940	30.760	200	230	23	36
<i>Escherichia coli</i>	MPN/100 mL	6	-	1	2	3	< 30	122	>3	230	<3	<3
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/100 mL	41	-	135	1.274	15.531	< 30	30.760	430	1.500	<3	<3
Enterokoke	MPN/100 mL	10	-	1	8	1.203	< 30	866	>3	200	<3	280

Prilog 10. Voda Paličkog jezera (Jahting klub)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Temperatura vode	°C	13	11,2	27,8	24,2	24,2	23,1	21,7	16,9	8,2	6,5	9
pH		8,93	9	8,94	9,24	9,1	9,05	9	8,19	8,9	8,62	8,76
Elektroprovodljivost	μS/cm	1057	894	863	887	863	829	823	819	785	787	827
Sadržaj kiseonika	mgO ₂ /L	8,73	7,3	8,5	8,4	8,4	7,3	7,3	7,3	7,8	8,3	8,2
% zasićenja kiseonikom	%	84,3	81	93	92	92	81	81	84	88	92	91
Suspendovane materije	mg/L	38,3	52,0	31,7	56,0	48,3	49,7	46,0	46,3	41,6	34,3	29,5
Ukupni fosfor	mgP/L	0,053	0,127	0,094	0,111	0,246	0,376	0,466	0,446	0,391	0,258	0,362
Ortofosfati	mgP/L	0,01	0,057	0,039	0,042	0,051	0,017	0,010	0,006	0,020	0,088	0,022
Amonijum jon	mg N/L	0,4	0,042	0,21	0,34	0,30	0,36	0,45	0,66	0,34	0,70	0,19
Nitriti	mg N/L	0,033	0,000	<0,005	<0,005	0,012	<0,005	<0,005	0,014	0,026	0,016	0,013
Nitrati	mg N/L	0,23	0,084	<0,05	0,28	0,14	0,08	<0,05	0,07	0,09	0,36	0,23
p-alkalitet	mg CaCO ₃ /L	42	10	33,6	12,0	18,0	10,0	12,0	6,0	5,0	6,0	20,0
Ukupni alkalitet	mg CaCO ₃ /L	210	280	215,6	265,0	315,0	260,0	260,0	355,0	265,0	355,0	350,0
Bikarbonati	mg/L	153,7	280,6	222,7	250,1	274,5	256,2	244,0	396,5	292,8	396,5	305,0
Karbonati	mg/L	100,8	31	40,3	37,2	54,0	30,0	36,0	18,0	15,0	18,0	60,0
Hloridi	mg/L	112,8	101,2	167,2	106,5	120,7	103,0	103,0	99,4	92,3	99,4	78,1
Sulfati	mg/L	115,4	174,24	143,1	175,7	73,0	170,4	115,7	43,2	186,2	131,5	226,1
Ukupna tvrdoća	mg CaCO ₃ /L	263	192	228,5	160,0	137,0	149,0	132,0	141,0	174,0	196,0	234,0
Rastvoreni organski azot	mg/L	4,2	1,62	3,3	4,7	7,7	6,4	5,5	3,7	6,1	2,6	2,7
Ukupan azot	mg/L	4,9	1,75	3,54	5,37	8,17	6,87	5,95	4,47	6,52	3,68	3,16
BPK5	mgO ₂ /L	29,6	60,4	17,0	19,6	22,6	13,8	12,4	10,3	11,6	10,3	16,7
Kalcijum	mg/L	16,6	24	20,6	56,8	78,0	33,9	29,1	31,2	43,2	56,8	80,0
Magnezijum	mg/L	53,8	78,79	43,0	43,3	47,7	51,9	46,5	49,6	58,4	60,8	65,2

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Natrijum	mg/L	83	94,3	160,0	114,3	122,4	116,2	106,0	105,8	96,8	95,9	93,6
Kalijum	mg/L	20,4	16,38	35,8	25,4	16,4	25,0	24,2	21,5	23,8	24,6	22,6
TOC	mgC/L	82,77	38,96	45,99	41,23	41,06	20,88	22,88	-	21,30	17,56	21,03
Hlorofil <i>a</i>	mg/m ³	496	224	138	323	604	377	455	401	311	116	181
Feofitin	mg/m ³	-	50	42	53	107	63	110	120	44	26	3

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj bakterija na 35°C	CFU/1 mL	4.000	-	3.200	3.100	19.000	1.700	11.500	5.000	4.750	370	-
Ukupan broj bakterija na 22°C	CFU/1 mL	10.000	-	2.900	2.900	27.400	8.000	23.500	4.500	7.900	1.500	600
Ukupan broj fakultativnih oligotrofa	CFU/1 mL	8.000	-	11.700	11.500	147.500	20.000	70.500	5.800	15.300	13.500	800
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/100 mL	649	-	1.120	7.701	11.190	3.500	36.540	2.100	36	91	36
<i>Escherichia coli</i>	MPN/100 mL	18	-	57	7	40	< 30	158	150	36	<3	<3
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/100 mL	85	-	408	7.701	7.701	3.500	30.760	750	200	<3	<3
Enterokoke	MPN/100 mL	58	-	4	20	1.046	270	1.046	>3	73	<3	110

Prilog 11. Voda Kanala “Palić-Ludaš” (početak)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Temperatura vode	°C	-	11	27,4	24,2	24,1	22,8	22,1	16,6	8,7	5,4	8,9
pH		-	8,5	8,78	8,9	8,85	9,04	8,74	8,1	8,9	8,8	8,89
Elektroprovodljivost	µS/cm	-	976	865	874	940	850	804	810	780	813	820
Sadržaj kiseonika	mgO ₂ /L	-	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,6	8,5	8,5	8,2	8,3
% zasićenja kiseonikom	%	-	101	93	93	93	101	101	95	101	91	92
Suspendovane materije	mg/L	-	48,5	27,7	44,5	41,0	50,5	43,0	40,0	46,3	31,5	28,3
Ukupni fosfor	mgP/L	-	0,066	0,089	0,124	0,255	0,470	0,503	0,536	0,510	0,426	0,974
Ortofosfati	mgP/L	-	0,015	0,052	0,086	0,028	0,077	0,040	0,010	0,064	0,060	0,014
Amonijum jon	mg N/L	-	0,060	0,26	0,33	0,40	0,88	0,42	0,71	0,63	0,66	0,26
Nitriti	mg N/L	-	0,000	<0,005	<0,005	0,016	<0,005	0,120	0,024	0,035	0,020	0,011
Nitrati	mg N/L	-	0,100	0,42	0,35	0,15	0,08	<0,05	0,09	0,11	0,35	0,10
p-alkalitet	mg CaCO ₃ /L	-	6	0,0	10,0	8,0	14,0	6,0	5,0	6,0	10,0	10,0
Ukupni alkalitet	mg CaCO ₃ /L	-	340	152,8	290,0	365,0	290,0	235,0	325,0	265,0	325,0	315,0
Bikarbonati	mg/L	-	378,2	186,4	292,8	378,2	274,5	250,1	366,0	286,7	335,5	323,3
Karbonati	mg/L	-	18,6	0,0	31,0	24,0	42,0	18,0	15,0	18,0	30,0	30,0
Hloridi	mg/L	-	106,5	54,7	99,4	110,0	106,5	99,4	106,5	88,8	92,3	78,1
Sulfati	mg/L	-	260,64	28,6	169,0	93,6	118,6	168,7	73,9	184,3	133,9	269,3
Ukupna tvrdoća	mg CaCO ₃ /L	-	227	240,6	162,0	142,0	139,0	143,1	145,0	169,0	177,0	236,0
Rastvoreni organski azot	mg/L	-	1,54	3,1	5,3	4,3	5,0	5,8	3,4	4,6	2,1	3,3
Ukupan azot	mg/L	-	1,70	3,74	5,98	4,89	5,98	6,41	4,24	5,33	3,12	3,70
BPK5	mgO ₂ /L	-	79,0	12,3	82,6	60,1	15,9	12,2	10,4	11,2	10,8	13,6
Kalcijum	mg/L	-	35,2	22,9	16,0	98,0	36,6	21,6	33,6	38,8	62,4	90,4
Magnezijum	mg/L	-	88,77	44,6	69,1	45,2	45,3	50,4	50,1	58,6	48,2	59,8

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Natrijum	mg/L	-	133,4	165,4	115,9	137,1	118,9	107,4	98,9	98,0	96,4	93,6
Kalijum	mg/L	-	19,9	37,1	26,1	16,0	25,0	24,2	21,1	24,8	24,2	23,4
TOC	mgC/L	-	45,08	43,30	49,35	40,24	18,72	23,96	29,40	25,62	17,62	37,70

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj bakterija na 35°C	CFU/1 mL	-	-	1.500	4.600	26.100	65.000	32.300	5.800	1.250	1.170	140
Ukupan broj bakterija na 22°C	CFU/1 mL	-	-	2.000	6.600	27.300	104.000	54.000	4.000	2.600	6.200	300
Ukupan broj fakultativnih oligotrofa	CFU/1 mL	-	-	12.000	11.700	25.500	115.000	101.500	9.000	5.800	20.100	500
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/100 mL	-	-	10.880	2.460	104.620	3.600	41.060	11.000	110	230	91
<i>Escherichia coli</i>	MPN/100 mL	-	-	100	6	31	< 30	291	150	<3	<3	<3
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/100 mL	-	-	3.880	1.870	29.870	1.300	23.590	930	110	36	<3
Enterokoke	MPN/100 mL	-	-	100	44	790	< 30	2.824	30	<3	73	110

Prilog 12. Voda Kanala “Palić-Ludaš” (kraj)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Temperatura vode	°C	12,6	11	26,3	23	24,3	22,9	20,8	16,1	8,5	6,3	9,2
pH		7,89	7,58	8,2	8,11	7,89	8,58	8,05	8,45	8,25	8	8,15
Elektroprovodljivost	μS/cm	1003	1026	930	850	912	874	705	845	835	842	875
Sadržaj kiseonika	mgO ₂ /L	0,33	11,3	8,5	8,5	8,5	11	10,9	9,8	8,3	8,3	8,3
% zasićenja kiseonikom	%	2	140	93	93	93	140	142	111	94,6	92	92
Suspendovane materije	mg/L	22,7	35,0	22,0	25,3	23,8	32,7	22,0	23,5	26,4	21,5	16,8
Ukupni fosfor	mgP/L	0,597	0,567	0,187	0,112	0,274	0,657	0,772	1,392	0,956	0,814	0,570
Ortofosfati	mgP/L	0,493	0,342	0,084	0,038	0,078	0,252	0,135	0,089	0,240	0,109	0,093
Amonijum jon	mg N/L	5,36	0,133	4,25	5,48	4,43	3,80	2,14	2,76	1,64	1,50	0,96
Nitriti	mg N/L	0,005	0,000	<0,005	<0,005	0,010	0,005	0,310	0,035	0,069	0,053	0,037
Nitrati	mg N/L	<0,05	0,113	0,06	0,05	0,06	0,09	<0,05	0,10	0,28	0,38	0,44
p-alkalitet	mg CaCO ₃ /L	0	4	0,0	6,0	2,0	6,0	4,0	0,0	4,0	2,0	5,0
Ukupni alkalitet	mg CaCO ₃ /L	319	400	408,6	330,0	365,0	265,0	220,0	350,0	320,0	360,0	350,0
Bikarbonati	mg/L	389	463,6	498,5	366,0	433,1	286,7	244,0	427,0	366,0	427,0	396,5
Karbonati	mg/L	0,0	12,4	0,0	18,6	6,0	18,0	12,0	0,0	12,0	6,0	15,0
Hloridi	mg/L	84,4	99,4	138,1	9,4	106,5	95,9	78,1	99,4	92,3	92,3	74,6
Sulfati	mg/L	81,6	223,68	122,3	183,8	92,6	184,8	143,8	46,6	116,2	178,1	288,0
Ukupna tvrdoća	mg CaCO ₃ /L	261,9	220,5	250,2	190,0	154,0	150,0	123,4	151,0	162,0	217,0	263,0
Rastvoreni organski azot	mg/L	4,3	8,54	4,6	4,5	7,1	3,4	3,0	2,9	2,9	2,4	2,6
Ukupan azot	mg/L	9,7	8,79	8,91	10,00	11,60	7,28	5,50	5,80	4,93	4,29	4,01
BPK5	mgO ₂ /L	15	22,6	10,9	18,4	13,5	8,8	9,9	7,8	7,4	7,1	13,6
Kalcijum	mg/L	28,9	53,6	25,8	27,2	150,0	38,3	24,5	34,8	42,0	60,0	80,8
Magnezijum	mg/L	46,1	74,66	45,1	75,9	38,4	49,7	45,1	86,0	53,5	69,1	78,8

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Natrijum	mg/L	68,4	142,6	162,9	115,5	130,2	119,4	94,5	96,6	98,9	96,4	93,8
Kalijum	mg/L	17,4	23,4	36,8	26,1	16,0	25,7	21,5	20,7	24,2	24,6	24,2
TOC	mgC/L	78,6	62,77	41,11	53,24	30,47	20,51	14,87	15,91	19,68	18,10	21,18

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj bakterija na 35°C	CFU/1 mL	1.380.000	-	358.200	-	1.220.000	2.180.000	22.300	151.000	65.000	1.000	3.800
Ukupan broj bakterija na 22°C	CFU/1 mL	1.580.000	-	582.000	-	2.020.000	4.000.000	223.200	570.000	196.000	20.400	15.200
Ukupan broj fakultativnih oligotrofa	CFU/1 mL	3.720.000	-	2.191.000	-	7.700.000	8.100.000	1.118.200	54.000	273.000	115.000	37.000
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/100 mL	1.413.600	-	213.000	2.419.600	2.419.600	240.000	1.119.000	24.000	24.000	210	350
<i>Escherichia coli</i>	MPN/100 mL	579.400	-	63.000	307.600	727.000	< 30	63.000	340	11.000	<3	91
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/100 mL	1.203.300	-	191.000	1.119.900	1.553.100	240.000	279.000	2.900	11.000	73	91
Enterokoke	MPN/100 mL	95.280	-	41.360	18.600	98.800	2.800	21.300	530	4.600	91	280

Prilog 13. Voda Ludaškog jezera (jug)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Temperatura vode	°C	12,7	11	28,3	23,6	24,4	21	20,8	15,7	7,2	6,1	9,4
pH		8,68	8,29	8,47	8,87	8,69	8,44	8,15	7,69	8,04	7,8	7,86
Elektroprovodljivost	μS/cm	1800	1525	1331	1500	1464	1370	1217	1282	1210	1180	1513
Sadržaj kiseonika	mgO ₂ /L	13	8,1	8,6	8,6	8,6	7,4	7,4	11	9,4	7,3	7,3
% zasićenja kiseonikom	%	124,7	92	94	94	94	83	83	140	107	82	83
Suspendovane materije	mg/L	25,7	30,5	8,7	8,7	5,7	4,8	5,7	3,3	4,6	<1	1,8
Ukupni fosfor	mgP/L	0,044	0,082	0,108	0,118	0,189	0,244	0,192	0,180	0,142	0,113	0,176
Ortofosfati	mgP/L	<0,005	0,032	0,056	0,074	0,061	0,039	0,063	0,102	0,062	0,064	0,058
Amonijum jon	mg N/L	0,5	0,127	0,52	0,63	0,54	0,52	0,63	0,56	0,57	0,88	0,47
Nitriti	mg N/L	0,086	0,000	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,006	0,006
Nitrati	mg N/L	<0,05	0,086	0,20	0,15	0,20	0,20	<0,05	0,18	0,16	0,09	0,16
p-alkalitet	mg CaCO ₃ /L	13	11	12,4	2,0	3,0	15,0	7,0	0,0	5,0	2,0	5,0
Ukupni alkalitet	mg CaCO ₃ /L	574	585	580,2	495,0	465,0	550,0	470,0	550,0	500,0	510,0	630,0
Bikarbonati	mg/L	668	664,9	693,0	591,7	549,0	579,5	530,7	671,0	579,5	610,0	738,1
Karbonati	mg/L	31,2	24	14,9	6,2	9,0	45,0	21,0	0,0	15,0	6,0	15,0
Hloridi	mg/L	159,6	149,1	186,4	198,8	177,5	159,8	134,9	177,5	131,3	127,8	142,0
Sulfati	mg/L	133	76,8	129,6	145,4	292,8	124,8	141,1	10,1	132,0	131,5	184,8
Ukupna tvrdoća	mg CaCO ₃ /L	457,6	277,6	358,9	265,0	280,5	255,0	212,5	241,0	245,0	255,0	334,0
Rastvoreni organski azot	mg/L	4,6	3,02	2,8	3,1	3,2	2,7	2,6	2,0	2,0	1,4	1,5
Ukupan azot	mg/L	5,2	3,23	3,49	3,90	3,93	3,44	3,23	2,72	2,77	2,34	2,17
BPK5	mgO ₂ /L	20,6	26,8	15,0	13,8	9,2	11,9	10,1	10,5	9,9	10,6	6,6
Kalcijum	mg/L	20,6	32,8	27,3	108,8	244,0	40,0	33,8	73,6	44,8	72,0	129,6
Magnezijum	mg/L	98,6	115,03	70,6	62,7	77,1	99,7	82,8	72,5	91,9	80,3	83,7

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Natrijum	mg/L	157,7	76,8	249,9	158,7	182,2	158,7	140,1	133,4	131,6	124,4	147,2
Kalijum	mg/L	40,2	15,6	64,5	42,5	49,1	39,0	35,9	30,0	36,2	36,3	31,6
TOC	mgC/L	144,8	89,30	75,55	68,78	35,98	32,14	22,34	32,56	20,82	31,06	35,50
Hlorofil <i>a</i>	mg/m ³	265	145	28	23	70	44	54	13	4	3	12
Feofitin	mg/m ³	-	34	19	11	29	10	17	5	<1	2	<1

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj bakterija na 35°C	CFU/1 mL	25.000	-	2.300	9.200	4.100	770.000	5.300	2.000	300	380	860
Ukupan broj bakterija na 22°C	CFU/1 mL	27.000	-	55.500	14.600	8.100	7.200.000	11.500	3.000	4.600	3.900	4.200
Ukupan broj fakultativnih oligotrofa	CFU/1 mL	40.000	-	116.000	33.300	41.000	6.400.000	39.000	6.400	10.700	17.100	9.200
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/100 mL	1.455	-	1.733	2.613	104.620	< 30	2.230	91	91	230	210
<i>Escherichia coli</i>	MPN/100 mL	51	-	10	38	308	< 30	36	36	91	<3	<3
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/100 mL	185	-	727	1.263	29.870	< 30	630	280	140	<3	<3
Enterokoke	MPN/100 mL	488	-	30	16	387	< 30	104	62	36	<3	150

Prilog 14. Voda Ludaškog jezera (sever)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Temperatura vode	°C	12,5	11	31,3	23,5	24,2	22,1	21	15,3	8	6	9,8
pH		9,21	9,02	8,99	9,27	9,32	8,96	9,02	8,19	8,68	8,08	8,36
Elektroprovodljivost	µS/cm	1175	961	890	940	925	880	856	850	828	837	889
Sadržaj kiseonika	mgO ₂ /L	13,48	7,4	8,5	8,5	8,5	8,1	8,3	15,7	10,4	7,4	7,4
% zasićenja kiseonikom	%	128,6	83	93	93	93	92	91	166	118	83	84
Suspendovane materije	mg/L	35,3	70,0	37,7	77,0	75,5	54,0	50,0	66,5	58,4	22,3	18,0
Ukupni fosfor	mgP/L	0,065	0,413	0,096	0,279	0,358	0,557	0,646	0,880	0,712	0,526	0,911
Ortofosfati	mgP/L	0,008	0,159	0,023	0,014	0,035	0,077	0,068	0,009	0,029	0,230	0,038
Amonijum jon	mg N/L	0,1	0,163	0,29	0,39	0,31	0,34	0,41	0,27	0,61	1,24	0,44
Nitriti	mg N/L	0,005	0,000	0,018	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,037	0,069	0,041	0,042
Nitrati	mg N/L	0,04	0,088	<0,05	<0,05	0,15	0,12	<0,05	0,18	0,33	0,65	1,13
p-alkalitet	mg CaCO ₃ /L	64	14	48,2	10,0	18,0	15,0	9,0	5,0	5,0	2,0	8,0
Ukupni alkalitet	mg CaCO ₃ /L	360	370	373,1	300,0	370,0	295,0	295,0	350,0	310,0	360,0	365,0
Bikarbonati	mg/L	283	366	397,3	305,0	341,6	268,4	305,0	396,5	347,7	427,0	396,5
Karbonati	mg/L	153,6	42	57,8	31,0	45,0	45,0	27,0	15,0	15,0	6,0	24,0
Hloridi	mg/L	116,5	106,5	182,6	110,1	120,7	106,5	92,3	99,4	92,3	85,2	88,8
Sulfati	mg/L	103,1	114,72	112,2	170,4	131,0	153,1	142,1	66,2	229,4	249,6	253,9
Ukupna tvrdoća	mg CaCO ₃ /L	309,7	222	266,5	169,0	173,5	157,0	150,0	160,0	196,0	250,0	263,0
Rastvoreni organski azot	mg/L	3,7	1,89	3,1	5,3	7,5	5,4	5,6	3,6	3,2	2,2	1,8
Ukupan azot	mg/L	3,9	2,14	3,43	5,67	8,00	5,83	6,05	4,13	4,20	4,10	3,41
BPK5	mgO ₂ /L	32,6	40,8	14,7	22,7	26,8	10,6	12,4	10,8	11,5	11,0	14,2
Kalcijum	mg/L	20,5	39,2	25,1	14,4	152,0	29,6	33,8	38,4	46,4	70,4	94,4
Magnezijum	mg/L	62,8	84,14	49,5	73,4	47,4	58,4	52,4	54,5	67,1	78,8	70,5

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Natrijum	mg/L	97,9	80,5	163,1	120,8	141,2	118,7	110,9	98,8	101,2	96,1	95,5
Kalijum	mg/L	23,1	15,99	36,6	27,3	17,6	25,4	25,0	18,7	25,0	24,2	23,4
TOC	mgC/L	80,82	49,64	54,32	45,84	46,19	18,80	28,90	21,95	26,90	15,46	8,95
Hlorofil <i>a</i>	mg/m ³	583	334	139	383	902	506	622	352	275	90	117
Feofitin	mg/m ³	-	62	70	82	163	78	162	76	22	23	<1

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj bakterija na 35°C	CFU/1 mL	13.000	-	1.840	9.300	17.100	111.000	20.800	5.400	610	320	750
Ukupan broj bakterija na 22°C	CFU/1 mL	22.000	-	2.550	12.000	23.200	192.000	22.200	6.000	2.250	9.300	1.000
Ukupan broj fakultativnih oligotrofa	CFU/1 mL	83.000	-	16.100	82.500	115.500	287.000	76.000	9.000	7.500	14.200	2.300
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/100 mL	9.804	-	119	14.136	241.960	150	48.840	2.400	430	91	430
<i>Escherichia coli</i>	MPN/100 mL	2.723	-	3	36	488	110	3.130	110	91	<3	<3
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/100 mL	5.794	-	96	5.520	4.280	150	20.140	1.500	230	<3	<3
Enterokoke	MPN/100 mL	1.046	-	28	62	1.733	30	1.490	93	290	210	200

Prilog 15. Sediment Paličkog jezera (Muški štrand)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Sadržaj suve mase	%	70,70	71,60	51,06	51,10	47,87	39,25	41,70	49,83	47,15	39,31	48,02
organska materija 550°C	% suve mase	7,27	3,31	5,38	5,76	5,32	5,96	5,30	4,50	4,99	5,10	5,04
COD	gO ₂ /kg s.m.	19,04	68,68	40,53	38,81	58,87	32,44	40,70	59,50	51,20	29,35	49,30
Amonijum jon	mgN/kg s.m	17,23	46,85	138,02	94,11	237,76	135,40	117,20	109,40	48,51	18,27	106,56
Ukupan azot	gN/kg s.m.	1,04	1,40	0,34	2,74	4,01	3,63	3,21	2,89	3,69	3,77	2,91
Organski azot	gN/kg s.m.	1,02	1,35	2,73	2,64	3,78	3,50	3,09	2,78	3,64	3,75	2,80
Ukupan fosfor	gP/kg s.m	0,61	1,14	2,37	4,56	2,39	3,14	2,86	1,93	4,10	3,54	1,21
Sumpor	g/kg s.m.	1,08	0,97	5,01	2,27	0,95	17,54	1,71	1,66	1,65	0,85	0,43
TOC	g/kg s.m.	12,28	5,40	5,10	5,90	4,20	10,20	7,50	6,10	5,00	4,30	4,80

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/g s.m.	226	-	282	293	224	600	1.397	148	2.821	108	134
<i>Escherichia coli</i>	MPN/g s.m.	<1,4	-	2	6	<1	<0,08	10	38	74	38	47
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/g s.m.	66	-	82	227	112	9	1.176	52	74	108	47
Enterokoke	MPN/g s.m.	18	-	49	45	50	<0,075	86	<0,10	385	600	88

Prilog 16. Sediment Paličkog jezera (Jahting klub)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Sadržaj suve mase	%	69,65	69,99	72,43	64,67	65,90	71,94	66,20	63,80	56,69	60,75	66,83
organska materija 550°C	% suve mase	18,94	1,16	1,56	2,12	1,66	1,09	2,78	2,82	3,41	2,36	1,86
COD	gO ₂ /kg s.m.	40,51	27,28	14,50	26,84	12,39	14,33	21,30	18,10	15,50	18,60	13,70
Amonijum jon	mgN/kg s.m	38,36	61,32	67,24	29,63	67,72	22,41	42,50	79,69	20,03	10,60	22,62
Ukupan azot	gN/kg s.m.	0,92	0,51	2,04	0,84	1,04	1,25	1,57	1,64	1,60	2,51	1,48
Organski azot	gN/kg s.m.	0,88	0,45	3,49	0,81	0,97	1,23	1,48	1,56	1,59	2,50	1,46
Ukupan fosfor	gP/kg s.m	0,35	0,84	0,69	0,80	0,88	0,87	1,42	1,71	2,00	0,89	0,70
Sumpor	g/kg s.m.	0,54	0,45	4,50	1,26	0,70	6,70	2,30	1,16	1,23	1,50	2,12
TOC	g/kg s.m.	8,86	0,50	0,80	1,10	0,30	0,70	1,50	1,60	2,40	1,70	0,90

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/g s.m.	171	-	1.662	3.021	467	60	2.763	70	533	166	166
<i>Escherichia coli</i>	MPN/g s.m.	4	-	23	2	2	6	33	6	8	<5	6
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/g s.m.	9	-	1.004	3.021	376	14	2.763	15	8	6	6
Enterokoke	MPN/g s.m.	50	-	29	58	16	<0,046	140	<0,05	7	13	50

Prilog 17. Sediment Kanala „Palić-Ludaš“ (kraj kanala)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Sadržaj suve mase	%	-	37,29	14,77	14,02	19,92	25,03	31,50	41,34	28,87	12,83	41,61
organska materija 550°C	% suve mase	-	9,63	26,56	24,26	18,67	9,24	12,70	9,32	10,52	25,18	7,42
COD	gO ₂ /kg s.m.	-	120,30	124,12	161,80	105,13	53,65	77,30	90,10	53,80	122,10	46,80
Amonijum jon	mgN/kg s.m	-	124,67	940,73	381,68	641,47	184,81	201,70	207,04	132,62	623,47	56,70
Ukupan azot	gN/kg s.m.	-	3,22	13,03	14,58	9,33	4,64	4,12	3,18	3,21	11,80	1,87
Organski azot	gN/kg s.m.	-	3,09	12,09	14,20	8,69	4,45	3,90	2,97	3,10	11,20	1,86
Ukupan fosfor	gP/kg s.m	-	4,59	4,84	14,21	2,31	2,33	2,27	2,15	9,89	13,10	0,87
Sumpor	g/kg s.m.	-	4,68	7,87	3,44	1,89	4,20	3,57	2,68	6,31	9,80	1,64
TOC	g/kg s.m.	-	19,20	44,10	40,80	35,40	19,70	12,40	14,30	7,20	31,50	5,20

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/g s.m.	34.015	-	8.264	54.929	65.312	17.143	27.664	3.056	2.875	2.245	2.821
<i>Escherichia coli</i>	MPN/g s.m.	6.321	-	2.304	14.365	30.809	1.071	2.636	56	2.875	6	238
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/g s.m.	12.584	-	5.973	54.929	60.452	7.857	12.750	100	2.875	6	238
Enterokoke	MPN/g s.m.	2.238	-	13.978	29.843	5.985	307	614	119	169	2.245	72

Prilog 18. Sediment Ludaškog jezera (jug)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Sadržaj suve mase	%	52,92	50,96	48,95	27,45	28,72	24,79	28,30	43,96	42,03	43,20	52,48
organska materija 550°C	% suve mase	7,15	6,94	5,98	14,71	11,53	10,87	8,70	6,95	12,22	6,28	6,08
COD	gO ₂ /kg s.m.	98,13	62,31	71,69	88,91	135,63	70,11	52,40	46,20	131,60	94,70	78,20
Amonijum jon	mgN/kg s.m	198,07	170,31	140,42	155,24	269,23	166,10	124,90	107,66	117,81	101,50	103,52
Ukupan azot	gN/kg s.m.	2,30	2,05	2,99	4,92	4,86	6,23	4,72	2,75	4,58	2,51	2,20
Organski azot	gN/kg s.m.	2,10	1,88	2,85	4,77	4,59	6,06	4,59	2,65	4,47	2,41	2,10
Ukupan fosfor	gP/kg s.m	0,84	2,34	1,89	2,69	1,85	2,66	2,23	1,82	2,91	2,11	1,70
Sumpor	g/kg s.m.	2,63	1,32	6,74	2,05	1,99	3,35	2,86	2,38	3,22	2,80	2,95
TOC	g/kg s.m.	25,16	20,40	18,50	21,30	19,60	18,70	9,30	8,50	15,30	7,40	6,50

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/g s.m.	10	-	126	160	1.908	404	6	686	74	100	96
<i>Escherichia coli</i>	MPN/g s.m.	4	-	2	4	<1	100	1	21	<0,1	<7	8
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/g s.m.	4	-	89	58	1.607	91	4	21	14	7	8
Enterokoke	MPN/g s.m.	50	-	2	135	979	32	54	<0,09	<0,06	7	14

Prilog 19. Sediment Ludaškog jezera (sever)

Parametar	Jedinica	6.11.2013.	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014.	28.07.2014.	27.08.2014.	15.09.2014.	22.10.2014.	25.11.2014.	22.12.2014.	02.03.2015.
Sadržaj suve mase	%	11,57	13,91	23,06	26,04	34,22	19,79	27,40	41,36	39,23	8,88	49,54
organska materija 550°C	% suve mase	33,11	30,42	16,17	19,15	12,34	19,02	15,20	9,64	9,34	20,75	7,32
COD	gO ₂ /kg s.m.	222,18	138,96	115,53	133,33	99,00	125,98	108,70	102,50	65,60	138,90	171,20
Amonijum jon	mgN/kg s.m	1377,94	1000,26	266,28	556,83	446,86	739,69	542,30	203,21	248,28	376,59	120,73
Ukupan azot	gN/kg s.m.	16,44	15,58	6,89	6,52	6,04	4,73	4,12	2,21	6,70	13,60	4,30
Organski azot	gN/kg s.m.	15,07	14,58	6,63	5,96	5,59	3,99	3,62	2,00	6,45	13,20	4,15
Ukupan fosfor	gP/kg s.m	8,52	28,25	19,48	30,54	42,56	18,72	5,30	2,30	9,69	40,30	7,30
Sumpor	g/kg s.m.	6,64	12,20	14,28	4,53	7,40	84,56	4,50	3,35	4,39	6,90	4,10
TOC	g/kg s.m.	160,74	52,40	27,20	30,40	23,80	28,70	12,20	10,40	8,60	22,70	9,30

Mikrobiološke analize

Parametar	Jedinica	06.11.2013	10.4.2014	26.5.2014	25.06.2014	28.07.2014	27.08.2014	15.09.2014	22.10.2014	25.11.2014	22.12.2014	02.03.2015
Ukupan broj koliformnih bakterija	MPN/g s.m.	525	-	47	84	3.800	205	873	375	115	4.000	4.800
<i>Escherichia coli</i>	MPN/g s.m.	45	-	4	4	22	<0,14	179	46	18	60	1.860
Ukupan broj koliformnih bakterija fekalnog porekla	MPN/g s.m.	252	-	37	66	365	35	873	46	18	60	1.860
Enterokoke	MPN/g s.m.	544	-	98	150	458	<0,14	479	<0,015	15	183	122

Prilog 20. Zemljište – okolina sektora 2 Paličkog jezera***Mehanička analiza***

25.06.2014.	pesak				ukupno		
	krupan	sitan	prah	glina	pesak	fizička glina	teksturni sastav
	>0,2mm	0,2-0,02mm	0,02-0,002	< 0.002mm			
% frakcije	7	65	21	7	72	28	peskovita ilovača

Hemijska analiza

Datum	% soli	pH	Analiza saturisanog ekstrakta zemljišta									P ₂ O ₅ [mg/100g]	K ₂ O [mg/100g]	Humus [%]	N [%]
			ECe (mS/cm)	Katjoni				Anjoni							
				Mg	Ca	Na	K	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄				
25.06.2014.	0,14	7,9	2,2	83	296	69	70	6	824	71	514	14,7	>20	2,97	0,14
02.03.2015.	0,05	7,9	1,4	173	208	36	56	0	793	92	527	>20	>20	4,81	0,24

Prilog 21. Zemljište – okolina južne obale Ludaškog jezera***Mehanička analiza***

25.06.2014.	pesak				ukupno		
	krupan	sitan	prah	glina	pesak	fizička glina	teksturni sastav
	>0,2mm	0,2-0,02mm	0,02-0,002	< 0.002mm			
% frakcije	7	59	24	10	66	34	peskovita ilovača

Hemijska analiza

Datum	% soli	pH	Analiza saturisanog ekstrakta zemljišta									P ₂ O ₅ [mg/100g]	K ₂ O [mg/100g]	Humus [%]	N [%]
			ECe (mS/cm)	Katjoni				Anjoni							
				Mg	Ca	Na	K	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄				
25.06.2014.	0,11	8,2	3,0	103	120	389	118	9	592	469	528	16,8	18,2	3,31	0,16
02.03.2015.	0,11	7,8	2,8	204	336	88	73	0	769	92	1156	18,2	18,8	6,42	0,32

IX BIOGRAFIJA

Kandidat Željka Rudić je rođena 1975. godine u Zemunu. Poljoprivredni fakultet u Zemunu je upisala 1996. godine, a 2000. godine je bila nagrađena za postignut uspeh u toku studija - prosek ocena 8,74. Diplomski rad „*Odvodnjavanje Blačkog blata*“ je odbranila 07.11.2002. godine, sa ocenom 10. Magistarske studije je upisala na Građevinskom fakultetu, Ruskog univerziteta u Bohumu (Nemačka), na grupi *Computational Engineering*, a magistarski rad pod nazivom „*Prognoza zagađenja životne sredine nakon korišćenja termalnih voda u Mađarskoj*“ („*Environmental Pollution Prognosis After Utilization of Thermal Water in Hungary*“) je odbranila 31.03.2006. godine.

Po završetku magistarskih studija, u periodu 01. april - 30. avgust 2006. godine, radila je kao saradnik u Institutu *Delta-h*, u Dortmundu (Nemačka), na poslovima razvoja softvera i edukacije. Od decembra 2007. godine radi kao istraživač pripravnik u Zavodu za hidrotehničke melioracije Instituta za vodoprivredu „Jaroslav Černi“ u Beogradu. Od novembra 2008. godine radi kao istraživač u Zavodu za hidrotehničke melioracije Instituta za vodoprivredu „Jaroslav Černi“ u Beogradu.

X IZJAVE

Prilog 1. Izjava o autorstvu

Prilog 2. Izjava o istovetnosti štampane i elektronske verzije doktorskog rada

Prilog 3. Izjava o korišćenju

Prilog 1.

Izjava o autorstvu

Potpisana Željka Rudić

broj indeksa _____

Izjavljujem

da je doktorska disertacija pod naslovom

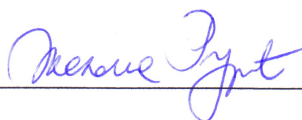
Faktori pogoršanja kvaliteta voda plitkih panonskih jezera i njihov doprinos

ekološkom riziku

- rezultat sopstvenog istraživačkog rada,
- da predložena disertacija u celini ni u delovima nije bila predložena za dobijanje bilo koje diplome prema studijskim programima drugih visokoškolskih ustanova,
- da su rezultati korektno navedeni i
- da nisam kršio/la autorska prava i koristio intelektualnu svojinu drugih lica.

Potpis doktoranda

U Beogradu, 02.09. 2015.



Prilog 2.

**Izjava o istovetnosti štampane i elektronske verzije
doktorskog rada**

Ime i prezime autora Željka Rudić

Broj indeksa _____

Studijski program _____

Naslov rada Faktori pogoršanja kvaliteta voda plitkih panonskih jezera i njihov
doprinos ekološkom riziku

Mentor prof. dr Vera Raičević

Potpisana Željka Rudić

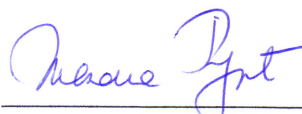
Izjavljujem da je štampana verzija mog doktorskog rada istovetna elektronskoj verziji koju sam predao/la za objavljivanje na portalu **Digitalnog repozitorijuma Univerziteta u Beogradu**.

Dozvoljavam da se objave moji lični podaci vezani za dobijanje akademskog zvanja doktora nauka, kao što su ime i prezime, godina i mesto rođenja i datum odbrane rada.

Ovi lični podaci mogu se objaviti na mrežnim stranicama digitalne biblioteke, u elektronskom katalogu i u publikacijama Univerziteta u Beogradu.

Potpis doktoranda

U Beogradu, 02.09.2015.



Prilog 3.

Izjava o korišćenju

Ovlašćujem Univerzitetsku biblioteku „Svetožar Marković“ da u Digitalni repozitorijum Univerziteta u Beogradu unese moju doktorsku disertaciju pod naslovom:

Faktori pogoršanja kvaliteta voda plitkih panonskih jezera i njihov doprinos ekološkom riziku

koja je moje autorsko delo.

Disertaciju sa svim prilogima predao/la sam u elektronskom formatu pogodnom za trajno arhiviranje.

Moju doktorsku disertaciju pohranjenu u Digitalni repozitorijum Univerziteta u Beogradu mogu da koriste svi koji poštuju odredbe sadržane u odabranom tipu licence Kreativne zajednice (Creative Commons) za koju sam se odlučio/la.

1. Autorstvo

☒ 2. Autorstvo - nekomercijalno

3. Autorstvo – nekomercijalno – bez prerade

4. Autorstvo – nekomercijalno – deliti pod istim uslovima

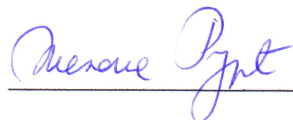
5. Autorstvo – bez prerade

6. Autorstvo – deliti pod istim uslovima

(Molimo da zaokružite samo jednu od šest ponuđenih licenci, kratak opis licenci dat je na poledini lista).

Potpis doktoranda

U Beogradu, 02.09. 2015.



1. Autorstvo - Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence, čak i u komercijalne svrhe. Ovo je najslobodnija od svih licenci.
2. Autorstvo – nekomercijalno. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence. Ova licenca ne dozvoljava komercijalnu upotrebu dela.
3. Autorstvo - nekomercijalno – bez prerade. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, bez promena, preoblikovanja ili upotrebe dela u svom delu, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence. Ova licenca ne dozvoljava komercijalnu upotrebu dela. U odnosu na sve ostale licence, ovom licencom se ograničava najveći obim prava korišćenja dela.
4. Autorstvo - nekomercijalno – deliti pod istim uslovima. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence i ako se prerada distribuira pod istom ili sličnom licencom. Ova licenca ne dozvoljava komercijalnu upotrebu dela i prerada.
5. Autorstvo – bez prerade. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, bez promena, preoblikovanja ili upotrebe dela u svom delu, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence. Ova licenca dozvoljava komercijalnu upotrebu dela.
6. Autorstvo - deliti pod istim uslovima. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence i ako se prerada distribuira pod istom ili sličnom licencom. Ova licenca dozvoljava komercijalnu upotrebu dela i prerada. Slična je softverskim licencama, odnosno licencama otvorenog koda.