



UNIVERZITET U NOVOM SADU
PRIRODNO-MATEMATIČKI FAKULTET
DEPARTMAN ZA HEMIJU, BIOHEMIJU
I ZAŠTITU ŽIVOTNE SREDINE



ANALIZA UTICAJA PRIRODNIH I ANTROPOGENIH FAKTORA NA EFIKASNOST PROCESA PRIPREME VODE ZA PIĆE IZ POVRŠINSKE VODE

DOKTORSKA DISERTACIJA

Mentor:

Kandidat:

Prof. dr Milena Bečelić Tomin

Spec.hem. Slobodanka Zorić

Novi Sad, 2022. godine



UNIVERZITET U NOVOM SADU
PRIRODNO-MATEMATIČKI FAKULTET
DEPARTMAN ZA HEMIJU, BIOHEMIJU
I ZAŠTITU ŽIVOTNE SREDINE



ANALIZA UTICAJA PRIRODNIH I ANTROPOGENIH FAKTORA NA EFIKASNOST PROCESA PRIPREME VODE ZA PIĆE IZ POVRŠINSKE VODE

DOKTORSKA DISERTACIJA

Mentor:

Kandidat:

Prof. dr Milena Bečelić Tomin

Spec.hem. Slobodanka Zorić

Novi Sad, 2022. godine

УНИВЕРЗИТЕТ У НОВОМ САДУ
ОБРАЗАЦ – 5а

НАВЕСТИ НАЗИВ ФАКУЛТЕТА ИЛИ ЦЕНТРА

КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИЈСКА ИНФОРМАЦИЈА¹

| | |
|---|---|
| Врста рада: | Докторска дисертација |
| Име и презиме аутора: | Слободанка Зорић |
| Ментор (титула, име, презиме, звање, институција) | Др Милена Бечелић-Томин, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет |
| Наслов рада: | Анализа утицаја природних и антропогених фактора на ефикасност процеса припреме воде за пиће из површинске воде |
| Језик публикације (писмо): | Српски (латиница) |
| Физички опис рада: | Унети број: Страница 233 Поглавља 7 Референци 334 Табела 31 Слика 90 Графикона 0 Прилога 3 |

¹ Аутор докторске дисертације потписао је и приложио следеће Обрасце:

5б – Изјава о ауторству;

5в – Изјава о истоветности штампане и електронске верзије и о личним подацима;

5г – Изјава о коришћењу.

Ove Izjave se čuvaju na fakultetu u štampanom i elektronskom obliku i ne koriče se sa tezom.

| | |
|--|---|
| Научна област: | Заштита животне средине |
| Ужа научна област (научна дисциплина): | Заштита животне средине (третман вода) |
| Кључне речи / предметна одредница: | Сирова вода, природни фактори утицаја, антропогени фактори утицаја, вода за пиће, технолошки процеси, неуронске мреже |
| Резиме на језику рада: | <p>Предмет изучавања ове докторске дисертације је испитивање утицаја природних и антропогених фактора на квалитет воде ријеке Врбас која се користи као ресурс воде за пиће града Бања Лука. Идентификовани потенцијални негативни природни фактори су нагле обилне падавине, поплавни талас и појава алги, док су фактори људских активности испуштање отпадних вода, пражњење узводне акумулације и сакупљање плутајућег отпада. У условима значајног утицаја фактора на квалитет воде, извршено је одређивање ефикасности система припреме воде за пиће на индустријском и пилот постројењу. У складу са тим, експериментални дио истраживања обухватио је анализу воде ријеке Врбас као ресурса воде за пиће и анализу воде као готовог производа након спроведеног третмана. Анализом историјских података последњих шест деценија о метеоролошким условима у сливу ријеке Врбас, установљен је пораст температуре ваздуха у последње двије деценије за око 2 °C као и екстремне количине падавина (до 1686 l/m²). Примјећене су промјене у сезонским обрасцима падавина, тј. појава дуготрајнијих падавина у љетњем периоду, које су се највише одразиле на вриједности мутноће воде. Стога је у циљу установљавања зависности између количине падавина и високих вриједности мутноће воде као и предвиђања за будући период примјењен краткорочни модел неуронских мрежа. Примјеном овог модела, уз коришћење резултата 2-часовних мјерења мутноће ријечне воде, могу се успјешно</p> |

предвидјети промјене вриједности датог параметра за период од наредних 40 h. Пораст количине падавина изнад 6 l/m^2 се може сматрати алармом за рано упозорење погоршања квалитета воде ријеке Врбас. Иако је у последњој деценији запажен нижи степен трофичности језера „Бочац“ у односу на претходне године, период након појаве поплавног таласа карактеристичан је по највећој бројности силикатних алги (26 таксона). У периоду појаве алги на језеру „Бочац“, доминантна врста била је *Pyrrophyta* (4 таксона и 194 индивидуе), а на високу продукцију биомасе алги указао је и садржај хлорофила-а (1770 mg/m^3) и раствореног кисеоника ($16,2 \text{ mgO}_2/\text{l}$). У истом периоду на водозахвату доминантна врста била је *Bacillariophyta* (25 таксона и 11055 индивидуа), при мутноћи воде $>300 \text{ NTU}$. У периоду уклањања седимента из акумулације „Јајце II“ никл је имао највећу вриједност ($77,4 \text{ } \mu\text{g/l Ni}$). Садржај амонијум и нитритног јона значајно је повећан у односу на претходно уклањање седимента из акумулације, што може указивати на старење акумулације, односно повећање њене замуљености. Уклањање амонијум јона у процесу прераде воде конвенционалним процесом, било је лоше за улазне вриједности $>1,0 \text{ mgNH}_4^+/\text{l}$, што је проузроковало његову појаву у води за пиће. Уклањање нитритног јона било значајно (до 97%) за цијели опсег детектованих вриједности. Примјена озона (пилот постројење) у било којој дози није утицала значајно на садржај амонијум јона у води, док је уклањање нитритног јона било потпуно. Биолошко уклањање амонијум и нитритног јона извршено је на брзини филтрације $0,8 \text{ m/h}$ и при хидрауличком времену задржавања на биофилтеру од 1,5 h, у температурном опсегу од $7,1\text{-}9,8 \text{ }^\circ\text{C}$. Када је већ формирана биомаса, повећање брзине филтрације није значајно утицало на процес

| | |
|---|--|
| | <p>нитрификације. Резултати испитивања микробиолошког квалитета тока ријеке Врбас указују на утицај отпадних вода као извора загађивања и потребу за одговорнијим приступом у санитарној заштити самог водозахвата као и локалитета узводно од водозахвата. Гасно-хроматографском анализом стиropора идентификован је већи број органских једињења (47) у односу на пластику (28). Највећу концентрацију имао је хептахлор (1274,41 µg/kg) и нафтален (518 µg/kg), који су детектовани на стиropору. Нафтален је детектован и у води (53,2 ng/l) што указује да је дошло до његове сорпције из воде на површину стиropора. Велика варијабилност мутноће сирове воде у периоду пражњења акумулације, узроковала је и неоптималне услове коагулације, што је за посљедицу имало повећане мутноће након процеса главног и завршног бистрења (>1 NTU). Употребом ниских доза полиелектролита (0,1 mg/l) уз примјену алуминијум-сулфата, чини процес значајно ефикаснијим, посебно за улазну мутноћу сирове воде од 10-25 NTU.</p> |
| <p>Датум прихватања теме од стране надлежног већа:</p> | <p>24.09.2020.</p> |
| <p>Датум одбране: (Попуњава одговарајућа служба)</p> | |
| <p>Чланови комисије: (титула, име, презиме, звање, институција)</p> | <p>Предсједник: др Божо Далмација, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет</p> <p>Члан (ментор): Др Милена Бечелић-Томин, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет</p> <p>Члан: др Јасмина Агбаба, редовни професор,</p> |

| | |
|-----------|--|
| | <p>Универзитет у Новом Саду, Природно-математичи факултет</p> <p>Члан: др Александра Губић, ванредни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математичи факултет</p> <p>Члан: др Марина Шћибан, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Технолошки факултет</p> |
| Напомена: | |

UNIVERSITY OF NOVI SAD

FACULTY OR CENTER

KEY WORD DOCUMENTATION²

| | |
|--|---|
| Document type: | Doctoral dissertation |
| Author: | Slobodanka Zoric |
| Supervisor (title, first name, last name, position, institution) | Dr Milena Becelic-Tomin, Full Professor, University of Novi Sad Faculty of Sciences |
| Thesis title: | Analysis of the influence of natural and anthropogenic factors on the efficiency of the process of preparation of drinking water from surface water |
| Language of text (script): | Serbian language (latin) |
| Physical description: | Number of: Pages 233 Chapters 7 References 334 Tables 31 Illustrations 90 Graphs 0 Appendices 3 |
| Scientific field: | Environmental protection |
| Scientific subfield (scientific discipline): | Environmental protection (water treatment) |
| Subject, Key words: | Raw water, natural factors of influence, anthropogenic factors of influence, drinking water, |

² The author of doctoral dissertation has signed the following Statements:

56 – Statement on the authority,

5b – Statement that the printed and e-version of doctoral dissertation are identical and about personal data,

5r – Statement on copyright licenses.

The paper and e-versions of Statements are held at the faculty and are not included into the printed thesis.

| | |
|-------------------------------|--|
| | technological processes, neural networks |
| Abstract in English language: | <p>The subject of this doctoral dissertation is to examine the impact of natural and anthropogenic factors on the water quality of the Vrbas River, which is used as a drinking water resource in the city of Banja Luka. Identified potential negative natural factors are sudden heavy rainfall, flood waves and the appearance of algae, while human activity factors are the discharge of wastewater, the discharge of upstream reservoirs and the collection of floating debris. In the conditions of significant influence of factors on water quality, the efficiency of drinking water preparation system at industrial and pilot plant was determined. Accordingly, the experimental part of the research included the analysis of Vrbas river water as a drinking water resource and the analysis of water as a finished product after the treatment. The analysis of historical data of the last six decades on meteorological conditions in the Vrbas River Basin, established an increase in air temperature in the last two decades by about 2 °C as well as extreme rainfall (up to 1686 l/m²). Changes in seasonal precipitation patterns were observed, ie. occurrence of longer-lasting precipitation in the summer, which mostly affected the values of water turbidity. Therefore, in order to establish the relationship between rainfall and high values of water turbidity as well as predictions for the future, a short-term model of neural networks was applied. By applying this model, using the results of 2-hour measurements of river water turbidity, changes in the values of a given parameter can be successfully predicted for the period of the next 40 h. An increase in rainfall above 6 l/m² can be considered an alarm for early warning of deteriorating water quality of the Vrbas River. Although in the last decade a lower degree of trophicity of Lake "Bočac" was noticed in relation to previous years, the period after the appearance of the flood wave is</p> |

characterized by the largest number of silicate algae (26 taxa). During the period of algae emergence on Lake Bočac, the dominant species was Pyrrophyta (4 taxa and 194 individuals), and the high production of algae biomass was indicated by the content of chlorophyll-a (1770 mg/m^3) and dissolved oxygen ($16,2 \text{ mgO}_2/\text{l}$). In the same period, the dominant species in the water intake was Bacillariophyta (25 taxa and 11055 individuals), with water turbidity $>300 \text{ NTU}$. During the period of sediment removal from the "Jajce II" accumulation, nickel had the highest value ($77,4 \text{ } \mu\text{g/l Ni}$). The content of ammonium and nitrite ions is significantly increased in relation to the previous removal of sediment from the accumulation, which may indicate the aging of the accumulation, ie an increase in its turbidity. Removal of ammonium ions in the process of water treatment by conventional process was bad for the input values $>1,0 \text{ mgNH}_4^+/\text{l}$, which caused its appearance in drinking water. Nitrite ion removal was significant (up to 97%) for the entire range of detected values. The application of ozone (pilot plant) at any dose did not significantly affect the ammonium ion content in the water, while the removal of nitrite ion was complete. Biological removal of ammonium and nitrite ions was performed at a filtration rate of $0,8 \text{ m/h}$ and at a hydraulic retention time on the biofilter of $1,5 \text{ h}$, in the temperature range of $7,1\text{-}9,8 \text{ }^\circ\text{C}$. When biomass was already formed, increasing the filtration rate did not significantly affect the nitrification process. The results of the examination of the microbiological quality of the Vrbas River flow indicate the impact of wastewater as a source of pollution and the need for a more responsible approach in the sanitary protection of the water intake itself as well as the site upstream of the water intake. Gas-chromatographic analysis of styrofoam identified a larger number of organic compounds (47) compared to plastics (28). Heptachlor ($1274,41$

| | |
|--|--|
| | <p>µg/kg) and naphthalene (518 µg/kg) had the highest concentration, which were detected on styrofoam. Naphthalene was also detected in water (53,2 ng/l), which indicates that it was sorbed from water onto the styrofoam surface. The large variability in the turbidity of raw water during the period of discharge of the reservoir also caused suboptimal coagulation conditions, which resulted in increased turbidity after the main and final clarification process (>1 NTU). The use of low doses of polyelectrolyte (0,1 mg/l) with the use of aluminum sulfate, makes the process significantly more efficient, especially for the input turbidity of raw water of 10-25 NTU.</p> |
| Accepted on Scientific Board on: | 24.09.2020. |
| Defended: (Filled by the faculty service) | |
| Thesis Defend Board: (title, first name, last name, position, institution) | <p>President: dr Bozo Dalmacija, Full Professor, University of Novi Sad, Faculty of Sciences</p> <p>Member (mentor): dr Milena Becelic-Tomin, Full Professor, University of Novi Sad, Faculty of Sciences</p> <p>Member: dr Jasmina Agbaba, Full Professor, University of Novi Sad, Faculty of Sciences</p> <p>Member: dr Aleksandra Tubic, Full Professor, University of Novi Sad, Faculty of Sciences</p> <p>Member: dr Marina Sciban, Full Professor, University of Novi Sad, Faculty of Technology</p> |
| Note: | |

ZAHVALNICA

Želim da izrazim najveću zahvalnost svom mentoru, prof. dr Mileni Bečelić-Tomin, koja je imala strpljenja da me sasluša i nesebično ukaže na prave smjernice u mom istraživačkom radu. Zahvaljujem se na ukazanom povjerenju, svesrdnoj pomoći, na svim savjetima i trudu da ovaj rad bude uspješno završen.

Takođe se zahvaljujem prof. dr Boži Dalmaciji na omogućavanju izrade doktorske disertacije i svim savjetima koji su mi bili od velikog značaja.

Zahvalnost dugujem prof. dr Aleksandri Tubić, prof. dr Dijani Drljači i dr Neveni Dugandžiji za veliku pomoć u izradi eksperimentalnog dijela i diskusiji rezultata.

Hvala Tamari Zorić na pomoći, razumjevanju i iskrenoj želji da se uspješno okonča ova doktorska disertacija.

Zahvaljujem se radnim kolegama na velikoj podršci i iskrenoj pomoći, Miljani, Sandri, Miroslavi, Brankici, Neveni, Biljani i Aleksandri, kao i ostalim kolegama.

Veliko hvala Biljani i Filipu za stručnu podršku.

Zahvaljujem se stručnjacima iz Hidrometeorološkog zavoda Republike Srpske, Hidroelektrane Bočac i Eko centra Bočac, na svesrdnoj pomoći.

Za podršku i razumjevanje u trenucima krize veliku zahvalnost dugujem svojoj porodici.

Banja Luka, 2022. godine.

Slobodanka Zorić

LISTA SKRAĆENICA KORIŠTENIH U RADU

- WHO** - Svjetska zdravstvena organizacija (*eng. World Health Organization*)
- USEPA** - Američka agencija za zaštitu životne sredine (*eng. United States Environmental Protection Agency*)
- THM** - Trihalometani (*eng. trihalomethanes*)
- HA** - Halosirćetne kiseline (*eng. haloacetic acid*)
- POM** - Prirodne organske materije
- TOC** - Ukupan organski ugljenik (*eng. total organic carbon*)
- DOM** - Rastvorena organska materija (*eng. dissolved organic matter*)
- DOC** - Rastvoreni organski ugljenik (*eng. dissolved organic carbon*)
- UV₂₅₄** - UV apsorbanacija na 254 nm
- SUVA** - Specifična UV apsorbanacija (*eng. specific UV absorbance*)
- SRP** - Rastvorljivi reaktivni fosfor (*eng. soluble reactive phosphorus*)
- NTU** - Nefelometrijska jedinica mutnoće (*eng. nonfelometric turbidity unit*)
- MP** - Mikroplastika (*eng. microplastics*)
- PET** - Polietilentereftalat (*eng. polyethylene terephthalate*)
- DDT** - Dihlor-difenil-trihloretan
- HBCD** - Heksabromociklododekani
- SARS-CoV-2** - Teški akutni respiratorni sindrom koronavirus 2 (*eng. severe acute respiratory syndrome coronavirus 2*)
- GAU** - Granulovani aktivni ugalj
- AOPs** - Unapređeni procesi oksidacije (*eng. Advanced oxidation processes*)

UZ - Ultrazvuk

VUV - UV apsorbancija u vakumu

IPPC - Integrisano spriječavanje i kontrola zagađivanja životne sredine
(*eng. Integrated Pollution, Prevention and Control*)

FPI - Indeks učinka filtera (*eng. filter performance index*)

PB - Permanganatni broj

MDK - Maksimalno dozvoljena koncentracija

OECD - Organizacija za ekonomsku saradnju i razvoj (*eng. Organisation for Economic Cooperation and Development*)

PCB - Polihlorovani bifenili (*eng. polychlorinated biphenyls*)

DDD - Dihloro-difenil-dihloroetan

DDE - Dihloro-bis(p-hlorfenil)etilen

PAH - Policiklični aromatični ugljovodonici (*eng. polycyclic aromatic hydrocarbons*)

MPN - Najvjerojatniji broj (*eng. Most Probable Number*)

MF - Membranska filtracija

ISO - Međunarodna organizacija za standardizaciju (*eng. International Standardization Organization*)

APHA - Američka asocijacija za javno zdravlje (*eng. American Public Health Association*)

UB - Ukupan broj aerobnih organotrofnih bakterija

UK - Ukupne koliformne bakterije

SS-RK - Sporogene sulfito-redukujuće klostridije

GC-MS - Gasna hromatografija sa masenom spektrometrijom (*eng. gas chromatography with mass spectrometry*)

OCP - Organohlorni pesticidi (*eng. organochlorine pesticides*)

RMSE - Korijen srednje kvadratne greške (*eng. Root Mean Squared Error*)

CDF - Kumulativna funkcija raspodjele (*eng. Cumulative Distribution Function*)

TRI - Indeks robusnosti izražen preko mutnoće vode (*eng. Turbidity robustness index*)

NN - Neuronska mreža (*eng. neural network*)

PE - Polielektrolit

NTP - Normalna temperatura i pritisak

SADRŽAJ

| | |
|---|-----------|
| REZIME | |
| ABSTRACT | |
| POPIS TABELA | |
| POPIS SLIKA | |
| 1. UVOD..... | 1 |
| 2. OPŠTI DIO..... | 6 |
| 2.1. Prirodni faktori uticaja na kvalitet površinskih voda..... | 6 |
| 2.1.1. Ekstremni meteorološki uslovi..... | 7 |
| 2.1.1.1. <i>Mutnoća vode.....</i> | <i>10</i> |
| 2.1.1.2. <i>Temperatura vode</i> | <i>12</i> |
| 2.1.1.3. <i>Sadržaj prirodnih organskih materija</i> | <i>13</i> |
| 2.1.1.4. <i>Sadržaj metala.....</i> | <i>17</i> |
| 2.1.1.5. <i>Sadržaj nutrijenata i cvjetanje algi</i> | <i>18</i> |
| 2.2. Antropogeni faktori uticaja na kvalitet površinske vode..... | 23 |
| 2.2.1. Održavanje hidroenergetskih objekata i akumulacija..... | 23 |
| 2.2.1.1. <i>Sadržaj azotnih i fosfornih materija u vodi i sedimentu akumulacije... </i> | <i>29</i> |
| 2.2.2. Plutajuće deponije | 34 |
| 2.2.3. Ispuštanje otpadnih voda | 41 |
| 2.3. Tehnologija pripreme vode za piće | 45 |
| 2.3.1. Izbor tehnološkog procesa | 45 |
| 2.3.2. Faze pripreme vode za piće | 52 |
| 2.3.2.1. <i>Koagulacija, flokulacija i taloženje.....</i> | <i>52</i> |
| 2.3.2.2. <i>Dezinfekcija i oksidacija zagađujućih supstanci.....</i> | <i>61</i> |
| 3. EKSPERIMENTALNI DIO..... | 74 |
| 3.1. Cilj istraživanja..... | 74 |
| 3.2. Plan istraživanja..... | 74 |
| 3.3. Opis područja sliva, lokaliteti uzorkovanja i analizirani pokazatelji kvaliteta rijeke Vrbas | 78 |
| 3.3.1. Opis područja sliva rijeke Vrbas uzvodno od vodozahvata „Novoselija“ | 78 |
| 3.3.2. Lokaliteti uzorkovanja i analizirani pokazatelji kvaliteta riječne vode | 79 |
| 3.4. Opis procesa tretmana vode za piće na industrijskom postrojenju | 81 |
| 3.5. Opis procesa tretmana vode za piće na poluindustrijskom istraživačkom (pilot) postrojenju | 85 |
| 3.5.1. Opis procesa ozonizacije i biološke filtracije i mjesta uzorkovanja na poluindustrijskom postrojenju | 85 |

| | |
|--|------------|
| 3.5.1.1. Plan istraživanja na pilot postrojenju | 86 |
| 3.6. Metode uzorkovanja i analize vode | 88 |
| 3.6.1. Metode analize fizičko-hemijskih i hemijskih parametara | 88 |
| 3.6.2. Metode analize specifičnih organskih materija | 89 |
| 3.6.2.1. <i>Određivanje organohlornih pesticida (OCP), polihlorovanih bifenila (PCB) i hlorovanih benzena</i> | <i>89</i> |
| 3.6.2.2. <i>Određivanje policikličnih aromatičnih ugljovodonika</i> | <i>90</i> |
| 3.6.3. Metode određivanja mikrobioloških parametara | 90 |
| 3.6.4. Određivanje koncentracije hlora i ozona u vodi | 90 |
| 3.7. Metoda uzorkovanja i određivanja kvalitativnog i kvantitativnog sastava fitoplanktona | 91 |
| 3.8. Metode analize plastike i stiropora | 91 |
| 3.8.1. Određivanje organohlornih pesticida, polihlorovanih bifenila i hlorovanih benzena | 92 |
| 3.8.2. Određivanje policikličnih aromatičnih ugljovodonika | 93 |
| 3.9. Izračunavanje indeksa robusnosti bistrenja vode na industrijskom postrojenju | 94 |
| 3.10. Model neuronske mreže u predviđanju mutnoće vode | 95 |
| 3.10.1. Dugoročni model i srednji dnevni podaci | 96 |
| 3.10.2. Kratkoročni model i dvočasovni podaci | 97 |
| 4. REZULTATI I DISKUSIJA | 99 |
| 4.1. Uticaj prirodnih i antropogenih faktora na kvalitet vode rijeke Vrbas | 99 |
| 4.1.1. Meteorološki uslovi i uticaj na kvalitet rijeke Vrbas | 99 |
| 4.1.1.1. <i>Faktori uticaja: temperatura vazduha i količina padavina</i> | <i>99</i> |
| 4.1.1.2. <i>Uticaj na kvalitet vode rijeke Vrbas</i> | <i>105</i> |
| 4.1.2. Uticaj uklanjanja sedimenta iz akumulacije HE „Jajce II“ na kvalitet rijeke Vrbas | 126 |
| 4.1.2.1. <i>Faktor uticaja: uklanjanje sedimenta</i> | <i>126</i> |
| 4.1.2.2. <i>Uticaj na kvalitet vode rijeke Vrbas</i> | <i>127</i> |
| 4.1.3. Uticaj pucanja brane plutajućeg otpada na kvalitet vode rijeke Vrbas ... | 132 |
| 4.1.3.1. <i>Faktor uticaja: pucanje brane</i> | <i>132</i> |
| 4.1.3.2. <i>Uticaj na kvalitet vode rijeke Vrbas</i> | <i>137</i> |
| 4.1.4. Uticaj pojave algi na kvalitet vode rijeke Vrbas | 140 |
| 4.1.4.1. <i>Faktor uticaja: pojava algi</i> | <i>140</i> |
| 4.1.4.2. <i>Uticaj na kvalitet vode rijeke Vrbas</i> | <i>146</i> |
| 4.2. Efikasnost tehnoloških procesa u uklanjanju mutnoće vode i organskih materija na industrijskom postrojenju | 150 |
| 4.2.1. Efikasnost procesa bistrenja u uklanjanju mutnoće vode | 151 |
| 4.2.2. Procjena sposobnosti (robusnosti) završnog procesa bistrenja vode | 160 |

| | |
|---|------------|
| 4.2.3. Efikasnost procesa bistrenja vode u uklanjanju organskih materija..... | 164 |
| 4.3. Ispitivanje mogućnosti unapređenja postojećih i uvođenja dodatnih kontrolnih mjera u eliminaciji rizika od povećane mutnoće vode..... | 166 |
| 4.3.1. Optimizacija procesa koagulacije i flokulacije na konvencionalnom industrijskom postrojenju..... | 167 |
| 4.3.2. Primjena modela neuronskih mreža u cilju predviđanja mutnoće vode rijeke Vrbas i uspostavljanja sistema ranog upozorenja | 169 |
| <i>4.3.2.1. Testiranje modela za predviđanje mutnoće vode u kratkoročnom i dugoročnom periodu.....</i> | <i>170</i> |
| <i>4.3.2.2. Sistem ranog upozorenja</i> | <i>177</i> |
| 4.4. Efikasnost tehnoloških procesa u uklanjanju amonijum i nitritnog jona na industrijskom i pilot postrojenju..... | 179 |
| 4.4.1. Efikasnost oksidacije hlorom u uklanjanju amonijum i nitritnog jona (industrijsko postrojenje) | 179 |
| 4.4.2. Efikasnost oksidacije ozonom u uklanjanju amonijum i nitritnog jona (pilot postrojenje) | 182 |
| 4.4.3. Efikasnost biološke filtracije u uklanjanju amonijum i nitritnog jona (pilot postrojenje)..... | 184 |
| 5. ZAKLJUČAK | 191 |
| 6. LITERATURA..... | 198 |
| 7. PRILOG | 231 |

REZIME

Predmet izučavanja ove doktorske disertacije je ispitivanje uticaja prirodnih i antropogenih faktora na kvalitet vode rijeke Vrbas koja se koristi kao resurs vode za piće grada Banja Luka. Identifikovani potencijalni negativni prirodni faktori su nagle obilne padavine, poplavni talas i pojava algi, dok su faktori ljudskih aktivnosti ispuštanje otpadnih voda, pražnjenje uzvodne akumulacije i sakupljanje plutajućeg otpada. U uslovima značajnog uticaja faktora na kvalitet vode, izvršeno je određivanje efikasnosti sistema pripreme vode za piće na industrijskom i pilot postrojenju. U skladu sa tim, eksperimentalni dio istraživanja obuhvatio je analizu vode rijeke Vrbas kao resursa vode za piće i analizu vode kao gotovog proizvoda nakon sprovedenog tretmana. Analizom istorijskih podataka posljednjih šest decenija o meteorološkim uslovima u slivu rijeke Vrbas, ustanovljen je porast temperature vazduha u posljednje dvije decenije za oko 2 °C kao i ekstremne količine padavina (do 1686 l/m²). Primjećene su promjene u sezonskim obrascima padavina, tj. pojava dugotrajnijih padavina u ljetnjem periodu, koje su se najviše odrazile na vrijednosti mutnoće vode. Stoga je u cilju ustanovljavanja zavisnosti između količine padavina i visokih vrijednosti mutnoće vode kao i predviđanja za budući period primjenjen kratkoročni model neuronskih mreža. Primjenom ovog modela, uz korišćenje rezultata 2-časovnih mjerenja mutnoće riječne vode, mogu se uspješno predvidjeti promjene vrijednosti datog parametra za period od narednih 40 h. Porast količine padavina iznad 6 l/m² se može smatrati alarmom za rano upozorenje pogoršanja kvaliteta vode rijeke Vrbas. Iako je u posljednjoj deceniji zapažen niži stepen trofičnosti jezera „Bočac“ u odnosu na prethodne godine, period nakon pojave poplavnog talasa karakterističan je po najvećoj brojnosti silikatnih algi (26 taksona). U periodu pojave algi na jezeru „Bočac“, dominantna vrsta bila je *Pyrrophyta* (4 taksona i 194 individue), a na visoku produkciju biomase algi ukazao je i sadržaj hlorofila-a (1770 mg/m³) i rastvorenog kiseonika (16,2 mgO₂/l). U istom periodu na vodozahvatu dominantna vrsta bila je *Bacillariophyta* (25 taksona i 11055 individua), pri mutnoći vode >300 NTU. U periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ nikl je imao najveću

vrijednost (77,4 µg/l Ni). Sadržaj amonijum i nitritnog jona značajno je povećan u odnosu na prethodno uklanjanje sedimenta iz akumulacije, što može ukazivati na starenje akumulacije, odnosno povećanje njene zamuljenosti. Uklanjanje amonijum jona u procesu prerade vode konvencionalnim procesom, bilo je loše za ulazne vrijednosti >1,0 mgNH₄⁺/l, što je prouzrokovalo njegovu pojavu u vodi za piće. Uklanjanje nitritnog jona bilo značajno (do 97%) za cijeli opseg detektovanih vrijednosti. Primjena ozona (pilot postrojenje) u bilo kojoj dozi nije uticala značajno na sadržaj amonijum jona u vodi, dok je uklanjanje nitritnog jona bilo potpuno. Biološko uklanjanje amonijum i nitritnog jona izvršeno je na brzini filtracije 0,8 m/h i pri hidrauličkom vremenu zadržavanja na biofilteru od 1,5 h, u temperaturnom opsegu od 7,1-9,8 °C. Kada je već formirana biomasa, povećanje brzine filtracije nije značajno uticalo na proces nitrifikacije. Rezultati ispitivanja mikrobiološkog kvaliteta toka rijeke Vrbas ukazuje na uticaj otpadnih voda kao izvora zagađivanja i potrebu za odgovornijim pristupom u sanitarnoj zaštiti samog vodozahvata kao i lokaliteta uzvodno od vodozahvata. Gasno-hromatografskom analizom stiropora identifikovan je veći broj organskih jedinjenja (47) u odnosu na plastiku (28). Najveću koncentraciju imao je heptahlor (1274,41 µg/kg) i naftalen (518 µg/kg), koji su detektovani na stiroporu. Naftalen je detektovan i u vodi (53,2 ng/l) što ukazuje da je došlo do njegove sorpcije iz vode na površinu stiropora. Velika varijabilnost mutnoće sirove vode u periodu pražnjenja akumulacije, uzrokovala je i neoptimalne uslove koagulacije, što je za posljedicu imalo povećane mutnoće nakon procesa glavnog i završnog bistrenja (>1 NTU). Upotrebom niskih doza polielektrolita (0,1 mg/l) uz primjenu aluminijum-sulfata, čini proces značajno efikasnijim, posebno za ulaznu mutnoću sirove vode od 10-25 NTU.

ABSTRACT

The subject of this doctoral dissertation is to examine the impact of natural and anthropogenic factors on the water quality of the Vrbas River, which is used as a drinking water resource in the city of Banja Luka. Potential negative natural factors identified are sudden heavy rainfall, flood waves and the appearance of algae, while the factors of human activities are the discharge of wastewater, the discharge of upstream reservoirs and the collection of floating debris. In the conditions of significant influence of factors on water quality, the efficiency of drinking water preparation system at industrial and pilot plant was determined. Accordingly, the experimental part of the research included the analysis of Vrbas river water as a drinking water resource and the analysis of water as a finished product after the treatment. The analysis of historical data of the last six decades on meteorological conditions in the Vrbas River Basin, established an increase in air temperature in the last two decades by about 2 °C as well as extreme rainfall (up to 1686 l/m²). Changes in seasonal precipitation patterns were observed, ie. occurrence of longer-lasting precipitation in the summer, which mostly affected the values of water turbidity. Therefore, in order to establish the relationship between rainfall and high values of water turbidity as well as predictions for the future, a short-term model of neural networks was applied. By applying this model, using the results of 2-hour measurements of river water turbidity, changes in the values of a given parameter can be successfully predicted for the period of the next 40 h. An increase in rainfall above 6 l/m² can be considered an alarm for early warning of deteriorating water quality of the Vrbas River. Although in the last decade a lower degree of trophicity of Lake "Bočac" was noticed in relation to previous years, the period after the appearance of the flood wave is characterized by the largest number of silicate algae (26 taxa). During the period of algae emergence on Lake Bočac, the dominant species was Pyrrophyta (4 taxa and 194 individuals), and the high production of algae biomass was indicated by the content of chlorophyll (1770 mg/m³) and dissolved oxygen (16,2 mgO₂/l). In the same period, the dominant species in the water intake was Bacillariophyta (25 taxa and 11055 individuals),

with water turbidity >300 NTU. During the period of sediment removal from the "Jajce II" accumulation, nickel had the highest value (77,4 µg/l Ni). The content of ammonium and nitrite ions is significantly increased in relation to the previous removal of sediment from the accumulation, which may indicate the aging of the accumulation, ie an increase in its turbidity. Removal of ammonium ions in the process of water treatment by conventional process, was bad for the input values > 1,0 mgNH₄⁺/l, which caused its appearance in drinking water. Nitrite ion removal was significant (up to 97%) for the entire range of detected values. The application of ozone (pilot plant) at any dose did not significantly affect the ammonium ion content in the water, while the removal of nitrite ion was complete. Biological removal of ammonium and nitrite ions was performed at a filtration rate of 0,8 m/h and at a hydraulic retention time on the biofilter of 1,5 h, in the temperature range of 7,1-9,8 °C. When biomass was already formed, increasing the filtration rate did not significantly affect the nitrification process. The results of the examination of the microbiological quality of the Vrbas River flow indicate the impact of wastewater as a source of pollution and the need for a more responsible approach in the sanitary protection of the water intake itself as well as the site upstream of the water intake. Gas-chromatographic analysis of styrofoam identified a larger number of organic compounds (47) compared to plastics (28). Heptachlor (1274,41 µg/kg) and naphthalene (518 µg/kg) had the highest concentration, which were detected on styrofoam. Naphthalene was also detected in water (53,2 ng/l), which indicates that it was sorbed from water onto the styrofoam surface. The large variability in the turbidity of raw water during the period of discharge of the reservoir also caused suboptimal coagulation conditions, which resulted in increased turbidity after the main and final clarification process (>1 NTU). The use of low doses of polyelectrolyte (0,1 mg/l) with the use of aluminum sulfate, makes the process significantly more efficient, especially for the input turbidity of raw water of 10-25 NTU.

POPIS TABELA

- Tabela 1.** Izvori mutnoće i mogući uticaji na kvalitet vode za piće.
- Tabela 2.** Podjela prirodnih organskih materija.
- Tabela 3.** Primjer procjene potencijala za visok nivo biomase cijanobakterija na osnovu uslova okoline.
- Tabela 4.** Pregled potencijalnih hazarda u riječnom slivu i njihovi tipični izvori.
- Tabela 5.** Brzine taloženja suspendovanih čestica u vodi (pri temperaturi 10°C, sferne čestice).
- Tabela 6.** Najviše ispitivani unaprijeđeni procesi oksidacije za tretman vode.
- Tabela 7.** Odnosi indeksa učinka filtera za različite medijume.
- Tabela 8.** Glavne prednosti i nedostaci konvencionalnih i tehnologija u razvoju za dezinfekciju vode za piće.
- Tabela 9.** Zavisnost inaktivacije patogena i formiranje nusprodukata dezinfekcije od parametara procesa dezinfekcije.
- Tabela 10.** Najčešće prihvaćena dva objašnjenja mehanizma dekompozicije ozona u vodi.
- Tabela 11.** Pregled lokaliteta uzorkovanja i analizirani pokazatelji kvaliteta vode rijeke Vrbas pri ispitivanju uticaja prirodnih i antropogenih faktora.
- Tabela 12.** Kriterijumi za stabilne i nestabilne uslove rada.
- Tabela 13.** Izabrani i testirani parametri kratkoročnog modela.
- Tabela 14.** Deskriptivna analiza godišnjih podataka mutnoće vode, vodozahvat „Novoselija“.
- Tabela 15.** Rezultati kvantitativne analize metala u sedimentu iz akumulacionog jezera „Jajce II“ (Prilog).
- Tabela 16.** Organski profil uzorka sedimenta iz akumulacionog jezera „Jajce II“ (Prilog).
- Tabela 17.** Rezultati kvantitativne analize sedimenta iz akumulacionog jezera „Jajce II“, koji su obuhvatali policiklične aromatične ugljovodonike, pesticide, organohlorne pesticide i PCB (Prilog).
- Tabela 18.** Rezultati kvantitativne GC-MS analize plastike i stiropora (organohlorni pesticidi; polihlorovani bifenili; ostalo).
- Tabela 19.** Rezultati kvantitativne GC-MS analize plastike i stiropora (policiklični aromatični ugljovodonici).
- Tabela 20.** Rezultati kvalitativnog GC-MS skrininga uzoraka polimernih materijala plastike i stiropora (alifatični ugljovodonici, alkoholi, aldehidi i ketoni, ftalati, fenoli, policiklični aromatični ugljovodonici, derivati benzena i ostalo) izvađenih iz rijeke Vrbas.
- Tabela 21.** Rezultati fizičko-hemijskih i hemijskih parametara kvaliteta sirove vode rijeke Vrbas na odabranim lokalitetima nakon pucanja eko mreže.

- Tabela 22.** Rezultati analize organskih jedinjenja u vodi rijeke Vrbas na odabranim lokalitetima nakon pucanja eko mreže.
- Tabela 23.** Rezultati analize sadržaja metala u vodi rijeke Vrbas na odabranim lokalitetima nakon pucanja eko mreže.
- Tabela 24.** Konstatovane vrste algi i broj taksona, indeks saprobnosti (po Pantle-Bucku), saprobni nivo i klasa boniteta, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina).
- Tabela 25.** Fizičko-hemijski i hemijski pokazatelji kvaliteta vode jezera „Bočac“ i izvorišta „Novoselija“ u periodu nakon uočene pojave vatrenih algi.
- Tabela 26.** Prosječne vrijednosti značajnih tehnoloških parametara pripreme vode za piće u uobičajenim uslovima rada, uslovima uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ i u periodu poplave.
- Tabela 27.** Zavisnost primjenjene doze tečnog hlora i aluminijum sulfata od mutnoće sirove vode rijeke Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“.
- Tabela 28.** Izmjerene vrijednosti mutnoće vode pri vodostaju iznad 70 cm.
- Tabela 29.** Efikasnost uklanjanja amonijum i nitritnog jona iz vode u zavisnosti od kvaliteta vode na ulazu u industrijsko postrojenje i doze hlora tokom uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“.
- Tabela 30.** Sadržaj amonijačnog, nitritnog i nitratnog oblika azota u vodi u zavisnosti od brzine filtracije i ulazne koncentracije amonijum jona u procesu biofiltracije.
- Tabela 31.** Uticaj različite filterske ispune u biofilterima na efikasnost uklanjanja amonijum jona.

POPIS SLIKA

- Slika 1.** Faktori i efekti klimatskih promjena na kvalitet resursa vode
- Slika 2.** Odnos između temperature vode i specifičnog nivoa rasta cijanobakterijskih vrsta i eukariotskog fitoplanktona
- Slika 3.** Specifični prinos sedimenta kao funkcija efektivnih padavina i vrste terena
- Slika 4.** Strategije upravljanja sedimentacijom u akumulacijama
- Slika 5.** Faze ispiranja akumulacije i kvalitet ispuštene vode
- Slika 6.** Ciklus azota u vodenoj sredini - amonijum jon NH_4^+ , nitritni jon NO_2^- i nitratni jon NO_3^-
- Slika 7.** Stimulisanje produkcije fitoplanktona i transport nutrijenata nizvodno od brane
- Slika 8.** Osnovni faktori koji utiču na interakciju između mikroplastike i hemijskih polutanata
- Slika 9.** Primjeri izvora i puteva plastike i mikroplastike u slatkovodnim sistemima i dospjevanja do vode za piće
- Slika 10.** Potencijalni izvori zagađenja površinskih voda patogenim mikroorganizmima
- Slika 11.** Konvencionalni proces pripreme vode za piće
- Slika 12.** Spektar veličina čestica koje se nalaze u vodi i veličine filterskih pora primjenjenog procesa uklanjanja
- Slika 13.** Blok šema procesa koagulacije praćenog filtracijom
- Slika 14.** Uticaj pH vrijednosti vode na udio hipohloraste kiseline i hipohloritnog jona
- Slika 15.** Hlorisanje preko prevojnje tačke
- Slika 16.** Rezonantna struktura molekule ozona
- Slika 17.** Plan istraživanja
- Slika 18.** Lokaliteti uzorkovanja vode duž toka rijeke Vrbas od akumulacionog jezera „Jajce II“ do vodozahvata „Novoselija“ pri ispitivanju uticaja prirodnih i antropogenih faktora
- Slika 19.** Šema konvencionalnog industrijskog postrojenje za pripremu vode za piće sa prikazanim mjestima uzorkovanja: 1. sirova voda; 2. kontrola pH; 3. kontrola rastvorenog aktivnog hlora; 4. poslije taložnika; 5. filtrirana voda; 6. voda za piće
- Slika 20.** Šema poluindustrijskog istraživačkog postrojenja. Mjesta uzorkovanja: **a) ozonizacija** 1 - sirova voda; 2 - nakon statičkog mješača; 3 - nakon korekcije pH; 4 (a,b,c) - nakon ozonizacije; 5 (a,b) - nakon filtracije **b) biofiltracija** 1 - sirova voda; 2 - nakon statičkog mješača; 3 - nakon korekcije pH; 5 (a,b) - nakon biofiltracije
- Slika 21.** Srednje godišnje vrijednosti temperature vazduha, meteorološka stanica Banja Luka (1961-2018. godina)

- Slika 22.** Srednje minimalne i maksimalne godišnje temperature vazduha, meteorološka stanica Banja Luka (1961-2018)
- Slika 23.** Srednje, minimalne i maksimalne godišnje vrijednosti količine padavina, hidrostanica Banja Luka (1961-2018. godina)
- Slika 24.** Sezonske varijacije količine padavina izražene preko srednjih godišnjih vrijednosti, hidrostanica Banja Luka (1961-2018. godina)
- Slika 25.** Odnos srednjih godišnjih vrijednosti količine padavina i temperature vazduha, hidrostanica Banja Luka (1961-2018. godina)
- Slika 26.** Minimalna, maksimalna i srednja vrijednost nivoa rijeke Vrbas, hidrostanica Banja Luka (2008-2018. godina)
- Slika 27.** Minimalna i maksimalna temperatura vode rijeke Vrbas na lokalitetu akumulacija "Bočac" i nizvodnim lokalitetima do izvorišta "Novoselija" (2008-2018. godina)
- Slika 28.** Promjena temperature vode po dubini jezera "Bočac"
- Slika 29.** Promjene srednjih godišnjih temperatura rječne vode i temperatura vazduha, hidrostanica Banja Luka (2008-2018. godina)
- Slika 30.** Minimalne, maksimalne i srednje vrijednosti temperature vode, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)
- Slika 31.** Srednje mjesečne vrijednosti temperature sirove vode, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)
- Slika 32.** Mutnoća vode rijeke Vrbas na lokalitetu akumulacija „Bočac“ i nizvodnim lokalitetima do izvorišta „Novoselija“ (2008-2018. godina)
- Slika 33.** Zavisnost srednjih dnevnih vrijednosti mutnoće vode od količine padavina na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018.godina)
- Slika 34.** Mutnoća vode rijeke Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ u periodima sa najmanjom (2011.godina) i najvećom (2014 i 2010. godina) godišnjom količinom padavina
- Slika 35.** Procentualna zastupljenost vrijednosti mutnoće vode u vodozahvatu „Novoselija“ u periodu padavina (poplava) i pri stabilnim meteorološkim uslovima
- Slika 36.** Varijacija mutnoće vode u toku 48 h, vodozahvat „Novoselija“
- Slika 37.** Promjena mutnoće vode sa vodostajem rijeke Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ (14.05.-24.05.2014.)
- Slika 38.** Sadržaj organskih materija u rijeci Vrbas na lokalitetu akumulacija „Bočac“ i nizvodnim lokalitetima do izvorišta „Novoselija“ (2008-2018. godina)
- Slika 39.** Vjerovatnoća pojavljivanja organskih materija izraženih preko permanganatnog broja, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)
- Slika 40.** Srednje godišnje vrijednosti permanganatnog broja i mutnoće vode, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)

- Slika 41.** Minimalne, maksimalne i srednje godišnje vrijednosti permanganatnog broja, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)
- Slika 42.** Promjene pokazatelja prisustva sadržaja organskih materija, vodozahvat „Novoselija“, na godišnjem nivou
- Slika 43.** Sadržaj ukupnog organskog ugljenika i željeza u sezonskim vremenskim serijama, vodozahvat „Novoselija“
- Slika 44.** Minimalne i maksimalne izmjerene vrijednosti: a) ukupnog broja aerobnih organotrofnih bakterija; b) ukupnih koliformnih bakterija; c) sporogenih sulfito-redukujućih klostridija u rijeci Vrbas na nizvodnim lokalitetima od jezera „Bočac“ do vodozahvata „Novoselija“ (2008-2018. godina)
- Slika 45.** Broj mikroorganizama (UB/1ml, UK/100ml i SSRK/100ml) u periodu poplave na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“
- Slika 46.** Sadržaj metala u vodi akumulacionog jezera „Jajce II“ u toku uklanjanja sedimenta
- Slika 47.** Sadržaj metala u vodi rijeke Vrbas na lokalitetima most za naselje Bočac i vodozahvat „Novoselija“
- Slika 48.** Uticaj uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ na koncentraciju amonijum jona (lokaliteti: 5 - Most za naselje Bočac, 6 - Kompenzaciono jezero, 7 - Most za naselje Karanovac, 8 - Vodozahvat „Novoselija“)
- Slika 49.** Uticaj uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ na koncentraciju nitritnog jona (lokaliteti: 5 - Most za naselje Bočac, 6 - Kompenzaciono jezero, 7 - Most za naselje Karanovac, 8 - Vodozahvat „Novoselija“)
- Slika 50.** Plutajući otpad na jezeru „Bočac“ koji se nakuplja na eko mreži
- Slika 51.** Trofično stanje jezera „Bočac“ na osnovu koncentracije ukupnog fosfora, (2008 -2018. godina.)
- Slika 52.** Trofično stanje jezera „Bočac“ na osnovu koncentracije hlorofila-a, (2008 – 2018. godina)
- Slika 53.** Zastupljenost pojedinih razdjela algi, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)
- Slika 54.** Izgled jezera „Bočac“ u periodu prije (a) i tokom pojave vatrenih algi (b)
- Slika 55.** Sadržaj fitoplanktona u vodi rijeke Vrbas na lokalitetu jezero „Bočac“ i vodozahvat „Novoselija“ (dominacija vatrenih algi, 2019. godina)
- Slika 56.** Izmjerene vrijednosti mutnoće vode u vodozahvatu „Novoselija“ neposredno prije (period obilnih padavina i pucanje brane plutajućeg otpada) i pri pojavi algi
- Slika 57.** Mutnoća vode: a) na ulazu u postrojenje; b) nakon prethodnog bistrenja i c) nakon završnog bistrenja (tipičan kvalitet)
- Slika 58.** Ilustrativni primjer povećane mutnoće vode nakon pranja filtera

- Slika 59.** Mutnoća vode: a) na ulazu u postrojenje; b) nakon prethodnog bistrenja i c) nakon završnog bistrenja (period uklanjanja sedimenta iz akumulacije)
- Slika 60.** Mutnoća vode: a) na ulazu u postrojenje; b) nakon prethodnog bistrenja i c) nakon završnog bistrenja (period poplave)
- Slika 61.** Protok sirove vode pri : 1) uobičajenoj potrošnji vode; 2) povećanoj potrošnji vode
- Slika 62.** Vrijednosti mutnoće sirove i tretirane vode u uslovima povećanog protoka (nakon poplavnog talasa)
- Slika 63.** TRI₉₀ u sva tri scenarija (1- tipičan kvalitet vode; 2 - u periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije; 3 - u periodu pojave poplave)
- Slika 64.** Zavisnost TRI₉₀ i mutnoće vode izvorišta od ciklusa rada filtera: 1 - tipičan kvalitet vode; 2 - u periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije; 3 - u periodu pojave poplave
- Slika 65.** Vrijednosti parametara TRI₉₀ i TRI_{90T}: 1 - tipičan kvalitet vode; 2 - u periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije; 3 - u periodu pojave poplave
- Slika 66.** Dnevne vrijednosti permanganatnog broja: na ulazu u postrojenje, nakon glavnog i nakon završnog bistrenja (tipičan kvalitet)
- Slika 67.** Dnevne vrijednosti permanganatnog broja: na ulazu u postrojenje, nakon glavnog i nakon završnog bistrenja (period uklanjanja sedimenta iz akumulacije)
- Slika 68.** Dnevne vrijednosti permanganatnog broja: na ulazu u postrojenje, nakon glavnog i nakon završnog bistrenja (period poplave)
- Slika 69.** Detektovane vrijednosti mutnoće vode sa i bez primjene polielektrolita kao flokulanta: a) nakon procesa taloženja; b) nakon procesa filtracije
- Slika 70.** Korelacija između promjenjivih (padavine, mutnoća vode i vodostaj rijeke Vrbas) korišćenih u predviđanju modelom neuronskih mreža
- Slika 71.** Arhitektura modela: a) RMSE za različite arhitekture; b) šestoslojna mreža sa različitim brojem neurona
- Slika 72.** Dugoročno predviđanje bazirano na modelu jedne promjenjive (mutnoća vode)
- Slika 73.** Dugoročno predviđanje bazirano na modelu više promjenjivih (mutnoća vode, vodostaj rijeke i količina padavina)
- Slika 74.** Izvod predviđenih vrijednosti mutnoće po: a) istorijskim podacima; b) padavinama; c) vodostaju
- Slika 75.** Kratkoročno predviđanje mutnoće vode (2x30 dana)
- Slika 76.** Poređenje prosječnih dnevnih i 2-časovnih podataka mjerenja mutnoće vode u istom periodu
- Slika 77.** Kratkoročno predviđanje mutnoće vode (40h)
- Slika 78.** Analiza senzitivnosti za prvih 20 podataka dvočasovnog modela
- Slika 79.** Analiza senzitivnosti za posljednjih 20 podataka dvočasovnog modela

- Slika 80.** Kratkoročno predviđanje u danu sa visokom prosječnom dnevnom vrijednošću mutnoće vode
- Slika 81.** Pokretni prosjek padavina
- Slika 82.** Određivanje prevojne tačke i uklanjanje nitritnog jona u zavisnosti od doze hlora
- Slika 83.** Uticaj doze ozona i kontaktnog vremena na uklanjanje amonijum jona iz sirove vode
- Slika 84.** Uticaj doze ozona i kontaktnog vremena na uklanjanje nitritnog jona iz sirove vode
- Slika 85.** Uticaj različitih doza ozona i procesa glavnog i završnog bistrenja na uklanjanje amonijum jona iz sirove vode
- Slika 86.** Efikasnost uklanjanja amonijum jona biološkom filtracijom u zavisnosti od dužine trajanja procesa i dodatka fosfora
- Slika 87.** Promjena koncentracije amonijum, nitritnog i nitratnog jona u filtriranoj vodi u toku biološkog uklanjanja amonijum jona iz vode za piće
- Slika 88.** Efikasnost uklanjanja amonijum jona u zavisnosti od promjene brzine filtracije
- Slika 89.** Promjena sadržaja koncentracije rastvorenog kiseonika u toku procesa nitrifikacije
- Slika 90.** Efikasnost uklanjanje mikroorganizama iz sirove vode primjenom biološki aktivnih filte

1. UVOD

Površinske vode predstavljaju važan vodni resurs koji se koristi kao izvor vode za piće, zadovoljavanje potreba poljoprivrede i industrije, omogućavajući istovremeno i ekosistemske usluge u mnogim regionima. Ovi resursi obuhvataju rijeke, kanale, jezera, i akumulacije. Riječne vode i njima pripadajuće akumulacije imaju najveći potencijal u smislu količine vode potrebne za zadovoljenje datih potreba. Sa druge strane, ove vode su izložene brojnim uticajima prirodnih (uslovi sliva) i antropogenih faktora: meteorološke i hidrološke promjene (sušni periodi, obilne padavine, brzina proticaja uslovljena nagibom u slivnom području), akcidentna ispuštanja zagađujućih materija, uzvodne prekogranične aktivnosti, korišćenje zemljišta u urbane i poljoprivredne svrhe, industrijske aktivnosti, remontu opreme građevinskih objekata (brana i ustava). Posljedice datih uticaja reflektuju se kroz promjene u kvalitetu vode, što na dalje, ukoliko se ona koristi za potrebe vodosnabdijevanja, inicira potrebu za ustanovljavanjem optimalnih tehnoloških uslova pripreme bezbjedne vode za piće. Performanse sistema za pripremu vode treba da budu postavljene tako da i pri značajnim promjenama u kvalitetu sirove vode bude omogućeno postizanje željenog kvaliteta vode za piće.

Monitoring riječne vode koja se koristi kao resurs vode za piće od značaja je pri procjeni dostupne količine, detekciji promjena u kvalitetu i ustanovljavanju adekvatnih procesnih tehnologija. Za cjelovitu procjenu prirodnih i antropogenih faktora uticaja na kvalitet vode, pored mjerljivih pokazatelja kvaliteta u okviru monitoring programa kao što su fizičko-hemijski, hemijski i biološki pokazatelji, svakako su potrebni i podatci o klimatskim, hidrološkim uslovima i antropogenim uticajima.

Aktuelna istraživanja usmjerena su na uticaj promjene meteoroloških uslova u smislu porasta temperature vazduha, pojave obilnih kratkotrajnih i dugotrajnih padavina koje mogu prouzrokovati poplave, kao i promjene obrasca padavina (povećana frekvencija naglih i intenzivnih padavina) na kvalitet površinskih voda. U tu svrhu se u okviru monitoringa prati mutnoća vode, sadržaj organskih materija kao i sadržaj rastvorenih metala, obzirom da su ovi pokazatelji indikacija prirodnih uslova u slivu. U praksi, mutnoća vode se prati rutinskim monitoring programom pri čemu se performanse sistema pripreme vode za piće ispituju analizom seta podataka upravo ovog parametra. Naime, štiteći mikroorganizme u vodi za piće, čestice mutnoće na taj način mogu

redukovati njihovu izloženost dezinfektantima u završnoj fazi dezinfekcije što ovaj pokazatelj kvaliteta čini značajnim u smislu kontrole enteričnih patogena u vodi za piće i smanjenog rizika od rasta patogena u distributivnom sistemu.

U cilju smanjenja troškova monitoring programa, projekcija mogućih promjena u kvalitetu vode i određivanja graničnih vrijednosti parametara za alarm ranog upozorenja koriste se različiti softverski modeli. Modeli neuronskih mreža (NN) se koriste kao alternativa statističkim metodama za različite probleme kao što je potreba za procjenom, klasifikacija, klaster analiza, izdvajanje određenih osobina uzoraka itd. Obzirom da su ovi modeli najčešće nelinearni, daju bolje procjene u poređenju sa linearnim statističkim modelima. NN metoda je karakteristična po fleksibilnosti u prilagođavanju tzv. nasumičnim podacima i njenom relativno jednostavnom razvoju. Modeli neuronskih mreža uključuju sezonalnost i unošenjem višegodišnjih podataka postepeno „uče“ kako prethodne vrijednosti podataka utiču na buduće.

Svakako, različite karakteristike riječnih slivova zahtijevaju posebna istraživanja. Do značajnih promjena u kvalitetu dolazi i usled spiranja sa okolnog terena u slivu i erozije. Ovakve promjene posebno izražene tokom ekstremnih meteoroloških pojava kao što su obilne padavine jakog intenziteta, zahtijevaju tzv. adaptivni pristup upravljanju tehnološkim jedinicama tretmana vode. Pored toga, površinske vode predstavljaju izuzetno dobro stanište za razmnožavanje mikrobioloških zajednica, uključujući i patogene. Mikrobiološka karakterizacija i efikasan tretman vode u uklanjanju patogena neophodni su u obezbjeđivanju zdravlja potrošača.

Plutajuće materije na vodenoj površini su sve prisutnije, a sastoje se od prirodnih čestica organskih materijala, ostataka plastike i stiropora, živih i uginulih organizama i sl., te predstavljaju potencijalnu opasnost za vodene ekosisteme i zdravlje ljudi. Polimerni materijali adsorbuju različite vrste polutanata koji se nalaze u okruženju i mogu predstavljati posrednike u transportu polutanata kroz životnu sredinu. Plastični ostaci u riječnim sistemima bivaju podvrgnuti degradaciji, kao što je mehanička razgradnja, razgradnja fizičkim kontaktom sa drugom plastikom ili predmetima, termička i fotodegradacija, kao i biodegradacija. Veliki problem predstavlja mikroplastika koja ima značajan potencijal akumulacije hidrofobnih supstanci. Mehanizmi sorpcije između organskih zagađujućih materija i mikroplastike zavise od interakcija između njih, svojstava mikroplastike, okolinskih faktora i hemijskih osobina zagađujuće materije. Za horizontalni transport unutar slatkovodnih sistema, protok predstavlja jedan od osnovnih parametara koji utiču na

brzinu i udaljenost kretanja plastike. Otpad od stiropora ima značajan potencijal za sorpciju zagađujućih materija, jer ima veliki odnos mase i površine i poroznu strukturu, što dodatno povećava njegov sorpcioni kapacitet.

Rijekama pripadajuće akumulacije su od izuzetnog značaja za snabdijevanje vodom za ljudsku potrošnju i najčešće se praćenje procesa koji su karakteristični za njih vrši u okviru monitoringa riječne vode. Pored hemijskih parametara kvaliteta kao što su ukupni fosfor i organske materije, na ekološki status akumulacije ukazuje vrijednost hlorofila-a i razvoj algalne biomase. Promjena klime može uticati na promjenu sastava i brojnosti algi i pojavu njihovih toksina što na dalje ima za posljedicu otežanu pripremu vode za piće (pogotovo u fazi filtracije) i neadekvatan kvalitet vode za piće. Nedavno objavljene studije su potvrdile interaktivne uticaje promjene klime i ljudskih aktivnosti na sastav i produktivnost fitoplanktona u površinskim vodama. Sve akumulacije su u većoj ili manjoj mjeri podložne sedimentaciji, a sedimenti su potencijalni rezervoari i izvori širokog spektra zagađujućih materija organskog i neorganskog porijekla u vodenom stubu. Poremećaj u kvalitetu vode u smislu sadržaja ovih materija može biti posebno izražen pri značajnom antropogenom uticaju, kao što je uklanjanje sedimenta iz akumulacije. Nutrijentne materije, čiji je sadržaj inače nizak u prirodnim vodama, turbacijom sedimenta značajno se povećava i na dalje može imati uticaj na prirodnu biološku ravnotežu u vodama. U slučajevima kada se nizvodni tok površinske vode od akumulacije koristi kao izvorište vode za piće, ovakve aktivnosti svrstavaju se u hazarde.

Cilj istraživanja ove doktorske disertacije bio je da se ispita uticaj prirodnih i antropogenih faktora na kvalitet vode rijeke Vrbas, resursa vode za piće grada Banja Luka, uz istovremenu procjenu sposobnosti i pouzdanosti sistema pripreme vode za piće na industrijskom postrojenju i identifikovanje potencijalnih kontrolnih mjera.

Ispitivani su uticaji sljedećih prirodnih faktora: nagle promjene meteoroloških uslova, obilne padavine koje dovode do poplavnog talasa, pojava algi i antropogenih faktora: uklanjanje sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ i širenje plutajućeg otpada na kvalitet rijeke Vrbas.

Ispitivanje uticaja promjena meteoroloških uslova izvršeno je prikupljanjem i obradom istorijskih podataka mjerenja temperature vazduha i količine padavina (za period od 1961-2018. god.). Za posljednju vremensku dekadu (2008-2018. god.) karakterističnu po godišnjim i sezonskim promjenama u meteorološkim uslovima u odnosu na prethodne, korišćeni su dostupni podaci sprovedenih monitoring programa kvaliteta vode. Dodatni, intenzivan monitoring program

kvaliteta vode izvorišta „Novoselija“ sproveden je u okviru ovog istraživanja u periodu od 2016-2018. god. U cilju procjene kvalitativnog i kvantitativnog statusa praćeni su: vodostaj rijeke, fizičko-hemijski, hemijski, mikrobiološki i biološki pokazatelji kvaliteta. U ovoj fazi obrađeni su i podaci monitoringa hemijskog kvaliteta vode u toku uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ pri čemu je posebna pažnja usmjerena na sadržaj azotnih materija (amonijum i nitritnog jona). Takođe, dat je pregled podataka i rezultati analize broja i vrste algi i hemijskog kvaliteta vode rijeke Vrbas u vrijeme njihovog pojavljivanja u okviru prirodnog ciklusa pri stabilnim meteorološkim uslovima i nakon obilnih padavina. Nakon pucanja ekološke mreže i širenja oko 10 t plutajućeg otpada po površini rijeke, pored analize vode, izvršeno je uzorkovanje i kvalitativna analiza plastike i stiropora iz ovog otpada. U cilju određivanja prisustva specifičnih organskih materija na površini uzoraka plastike i stiropora, analiza je obuhvatila ispitivanje sadržaja: alifatičnih ugljovodonika, alkohola, ftalata, fenola, policikličnih aromatičnih ugljovodonika. Izmjerene vrijednosti pokazatelja u periodima datih uticaja poređene su sa uobičajenim kvalitetom vode i zahtjevima datim u zakonodavstvu Republike Srpske.

Efikasnost pripreme vode za piće na industrijskom konvencionalnom postrojenju ispitana je pri realnim uslovima rada i operativnim uslovima koji su postavljeni na osnovu dotadašnjeg iskustva u upravljanju tehnološkim jedinicama pripreme vode za piće. Tehnološki proces na konvencionalnom postrojenju sastoji se iz sledećih faza: korekcija pH vrijednosti; prethodna dezinfekcija gasovitim hlorom; koagulacija i flokulacija; filtracija i završna dezinfekcija gasovitim hlorom. Analiza vode obuhvatila je parametre mutnoća vode, amonijum jon, nitritni jon i sadržaj organskih materija, koji su ukazivali na značajne faktore uticaja sa jedne strane i efikasnost tehnoloških jedinica pripreme vode za piće sa druge strane. Istovremeno, izvršeno je poređenje sa učinkom tehnoloških jedinica fabrike pri stabilnim uslovima kvaliteta vode, tj. bez identifikovanih faktora uticaja. Za određivanje sposobnosti (robusnosti) jedinica završnog bistrenja vode izvršena je statistička obrada podataka i izračunat indeks robusnosti izražen preko mutnoće vode. Za dozvoljenu vrijednost mutnoće vode nakon završnog bistrenja korišćene su strožije vrijednosti od standarda koji se trenutno koriste, prema preporukama Svjetske zdravstvene organizacije u reviziji Direktive vode za piće Evropske Unije. Mogućnost optimizacije procesa bistrenja vode za piće ispitana je promjenom operativnih uslova u fazi flokulacije vode dodatkom polielektrolita pored koagulanta aluminijum-sulfata koji se jedini koristi u svakodnevnom radu industrijskog postrojenja.

Ispitana je efikasnost primjene unapređenog procesa pripreme vode za piće (primjenom ozona) i biološkog tretmana (na biofilterima) na poluindustrijskom postrojenju kao jedne od kontrolnih mjera u uklanjanju azotnih materija. Istraživanja na pilot postrojenju koje se nalazi u sklopu „Vodovod a.d.“ Banja Luka su sprovedena simulacijom antropogenog uticaja uklanjanja sedimenta iz akumulacije.

Za ispitivanje mogućnosti primjene modela neuronskih mreža (NN) u svrhu ranog upozorenja u sistemu monitoringa kvaliteta rijeke Vrbas korišćeni su dugoročni i kratkoročni modeli sa više promjenjivih (mutnoća vode, vodostaj, padavine), uz korišćenje srednjih dnevnih vrijednosti i vrijednosti 2-časovnih mjerenja mutnoće riječne vode.

2. OPŠTI DIO

Kvalitet površinskih voda je u funkciji prirodnih uticaja i ljudskih aktivnosti, koji djeluju pojedinačno ili zajedno. U oba slučaja, monitoring vode je važan za određivanje prostornih i vremenskih trendova a dobijeni podaci se najčešće koriste za opis vodene sredine u širem smislu i to kroz: kvalitet vode; sastav i stanje bioloških elemenata kvaliteta; prirodu prisutnih čestičnih materija i fizički opis vodnog tijela (npr. hidrologija, priroda jezerskog dna).

Prirodni faktori koji utiču na kvalitet ovih voda u urbanim i ruralnim područjima su slični. Bez ljudskog uticaja koji je najčešće uzrok pogoršanja kvaliteta vode, sastav voda zavisi od geoloških, topografskih, meteoroloških, hidroloških i bioloških faktora. Varira sa sezonskim razlikama u vremenskim uslovima, količinama oticaja i vodostajem, a prirodni fenomeni mogu dovesti do poremećaja u sastavu i padu kvaliteta vode ispod onog koji je potreban za pojedine svrhe. Prirodni događaji imaju slične ili potpuno svojstvene uticaje na riječne i jezerske vode.

U narednom dijelu teksta dat je literaturni pregled rezultata dosadašnjih ispitivanih hipoteza i rezultata istraživanja uticaja pojedinih prirodnih faktora na kvalitet površinskih voda a koji su karakteristični i za sliv rijeke Vrbas.

2.1. Prirodni faktori uticaja na kvalitet površinskih voda

Površinska vodna tijela mogu biti kontaminirana raznim hemijskim, mikrobiološkim a ponekad i fizičkim i radiološkim hazardima (agensima koji mogu nanijeti štetu javnom zdravlju) koji su posljedica ljudskih aktivnosti. Kontaminacija je uzrokovana jednom ili kombinacijom nekoliko aktivnosti. Do kontaminacije može doći i iz prirodnih izvora, npr: mikrobiološka kontaminacija koja potiče od divljih životinja; hemijska i fizička kontaminacija usled vulkanskih erupcija; hemijska (i radiološka) kontaminacija prirodnim geološkim formacijama i huminske materije iz šuma i močvara.

Primjeri hazardnih događaja koji se odnose na sliv, klimatske i druge opšte uslove uključuju:

- oluju, obilne kiše ili topljenje snijega, što dovodi do povećanog površinskog oticaja, naknadnog unosa jednog ili više hazarda u površinsko vodno tijelo;
- smanjeni vegetacijski pokrivač i povećana upotreba zemljišta (poljoprivredni, urbani razvoj, sječa šuma) koja dovodi do erozije zemljišta;
- pojavu klizišta i erozije;
- klimatske ili sezonske varijacije, što dovodi do većeg ili manjeg protoka vode ili pojave poplava a što utiče na transport hazarda ili dostupnost količine vode;
- produžene periode suše koji dovode do većeg površinskog oticaja usled smanjenog apsorpcionog kapaciteta;
- uticaje podzemnih voda na površinske vode (unos huminskih materija, arsena, gvožđa, mangana, sulfata, radioaktivnih materija);
- hidrauličke veze između različitih površinskih vodnih tijela;
- požare, vulkanske erupcije.

Brojni su prirodni i meteorološki faktori koji mogu imati uticaj na fizičko-hemijske, mikrobiološke i biološke parametre kvaliteta površinske vode (*Ritson i sar., 2014*). Među prirodnim faktorima najznačajniji su geološka struktura riječnog sliva, pokrivač zemljišta i vegetacija, a u posljednjim decenijama zabilježen je sve veći uticaj sezonskih varijacija u količinama oticaja, promjene vremenskih uslova ili vodostaja (*Lenart-Boron, 2016*). Prema prethodno objavljenim podacima istraživanja (*Groisman i sar., 2005; Cooney i sar., 2019*), u mnogim regionima povećana je frekvencija i intenzitet ljetnjih padavina a samim tim i srednja globalna precipitacija kao posljedica globalnog zagrijavanja (*Bates, 2008*).

2.1.1. Ekstremni meteorološki uslovi

Pored antropogenih uticaja kao što je praksa korišćenja zemljišta, sječa šuma, urbanizacija, prirodni faktori tj. meteorološki i hidrološki uslovi, koji su obično van ljudske kontrole, takođe indukuju varijacije i promjene u kvalitetu vode riječnih slivova. Učestalost ekstremnih meteoroloških događaja su među najčešćim posljedicama globalnih klimatskih promjena. Takvi vremenski događaji uključuju obilne kiše i poplave, suše, toplote talase, ekstremno niske temperature. Svaka od

ovih pojava može potencijalno uticati na riječni sliv, vodozahvat, rezervoare vode, performanse procesa prerade vode ili integritet distributivnog sistema (*Khan i sar., 2015; Stanković i sar., 2019*). Urbane sredine su u velikoj mjeri izložene hidrometeorološkim ekstremima imajući u vidu gustu naseljenost i infrastrukturu. Veliki broj do sada objavljenih studija imao je za cilj procjenu količine vode koja je dostupna u ovakvim uslovima, ali su publikovane i one studije u kojima su autori imali za cilj određivanje efekata klimatskih promjena na kvalitet vode (*Vetter i sar., 2017*).

Za zemlje u umjerenj zoni, klimatske promjene će, prema *Brunetti i sar., 2001; Bates i sar., 2008*, smanjiti broj kišnih dana ali će količina padavina u okviru kišnog događaja biti veća. Svjetska zdravstvena organizacija upozorava da može doći do mogućih promjena kvaliteta vode proisteklih iz ovakvih vrsta događaja, uključujući uticaje na nanos sedimenta, hemijski sastav vode, sadržaj ukupnog organskog ugljenika i mikrobiološki kvalitet (*WHO, 2011*).

Promjena obrasca padavina izazvanih klimatskim promjenama može imati štetan uticaj na hemijski i mikrobiološki kvalitet vode namijenjene ljudskoj upotrebi (*Delpla i Rodriguez, 2017*). Obilne, intenzivne kiše i poplave su najčešći ekstremni vremenski uslovi koji su do sada prethodili epidemijama kao rezultat kontaminacije izvorišta vode za piće (*Cann i sar., 2013*).

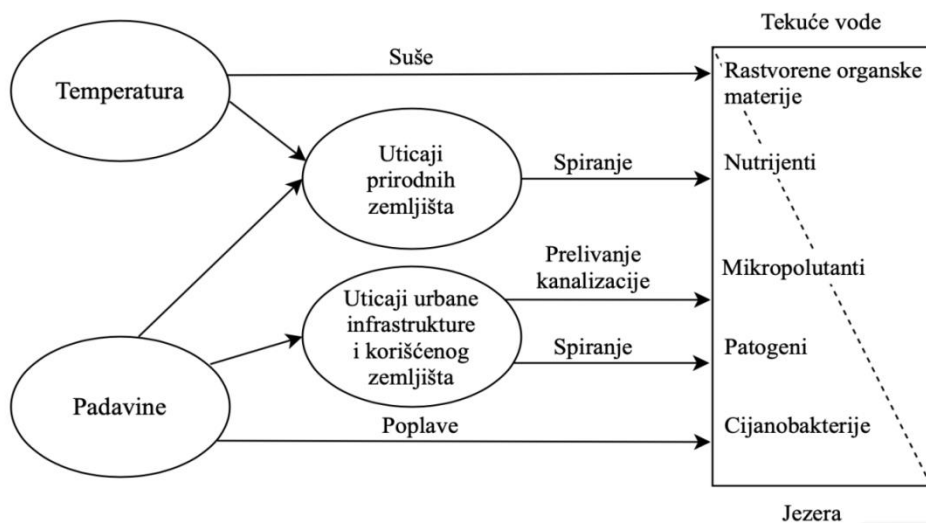
Očekuje se da će uticaji poplava u narednim godinama biti mnogo izraženiji usljed globalnih promjena u životnoj sredini. Međutim, nisu sve poplave jednake po obimu, ali su uzroci i posljedice pojedinačnih poplava u najvećem broju slučajeva jedinstveni. Poplave mogu biti sezonske, kao što je slučaj pri topljenju snijega ili pojavi monsunskih kiša, ili se mogu javiti nasumično kao posljedica zastoja leda, olujnih udara ili obilnih padavina. Iako su lokalne, kratkotrajne, jake padavine jedna od najdestruktivnijih pojava, a relativno se malo zna o ovom prirodnom fenomenu. Uzrok tome je na prvom mjestu to što se one dešavaju u vremenskoj i prostornoj skali koje konvencionalne mreže za mjerenje kiše i riječnog protoka nisu sposobne da efektivno izmjere. Hidrogeomorfni procesi nisu do sada potpuno razjašnjeni što dovodi do neadekvatnog upravljanja rizikom (*Borga i sar., 2014*). Stoga su opis i analiza svakog pojedinačnog poplavnog događaja izuzetno važni (*Bryndal i sar., 2017*). Poplave mogu imati suprostavljene efekte na kvalitet površinske vode. Povećanje površinskog oticaja dovodi do mobilizacije veće količine rastvorenih nutrijenata što za posljedicu može imati njihovu veću koncentraciju u površinskim vodama. Međutim, studije su pokazale da, dok fluks rastvorenih sastojaka sa površina uvijek raste tokom ovih

događaja, koncentracije ovih materija mogu opadati dijelom zbog razblaženja usled velikih protoka vode (*Carey i sar., 2014; Wollheim i sar., 2017*). Sadržaj suspendovanih čvrstih materija raste u površinskim vodama u toku poplava i olujnih događaja u gradskim i poljoprivrednim oblastima, dok rastvoreni organski ugljenik ima tendenciju porasta u šumskim i močvarnim sistemima. Aktuelna je istraživačka hipoteza da tokom poplava dolazi do razblaživanja i smanjenja sadržaja prisutnih materija kroz dvije vrste pojava: kratkotrajne jake padavine dovode do brzog razrijeđenja fizičkih i hemijskih parametara u površinskim vodama; nakon dugotrajnih kontinuiranih padavina, razrijeđenje se dešava tek nakon određenog vremenskog perioda (*Puczko i Rudczyk, 2020*).

Meteorološki uslovi imaju potencijalni direktan i indirektan uticaj na kvalitet površinskih voda. Suspendovane materije i organske materije, na primjer, imaju direktne implikacije na kvalitet vode za piće, dok je uticaj sadržaja nutrijenata često indirektan kroz funkciju ekosistema (podsticanje primarne proizvodnje i stvaranje pogodnog staništa i resursa za vodene organizme) (*Talbot i sar., 2018*).

Dva glavna faktora klimatskih promjena do sada razmatrana su porast temperature i padavine obzirom da izazivaju efekte suša i poplava (*Delpla i sar., 2009*). Posmatrajući na nivou vodnog tijela, ovi uticaji zavise od prirodnog i okruženja koje je čovjek stvorio i razlikuju se prema tipu (rijeke, jezera, bare, močvare) i karakteristikama (vrijeme zadržavanja vode, veličina, oblik, dubina). Na slici 1 predstavljeni su efekti i faktori klimatskih promjena na kvalitet (parametri od interesa) površinskih voda kao resursa vode. Za tekuće vode, osnovni pokazatelji promjena izazvanih ovakvim uticajima su rastvorene organske materije i nutrijenti, dok su za stajaće vode (jezera) pojava patogena i cijanobakterija/cijanotoksina najčešće ustanovljene promjene. Pojava mikropolutanata (npr. veća količina mikroplastike u toku padavina) (*Xia i sar., 2020*), ostalih organskih i neorganskih zagađujućih materija (pesticidi, metali kao posljedica spiranja sa urbanih i poljoprivrednih površina) moguća je kod obe vrste voda. Generalno, promjenjivost u kišnim obrascima i pojava ekstremnih padavina kao posljedica promjene klime na globalnom nivou može uticati na kvalitet površinske vode usljed površinskog oticaja kojim se spiraju čestice zemljišta, otpad i druge zagađujuće materije sa otvorenih površina, travnjaka, farmi, gradskih površina, fabričkih krugova. Jedan od razloga povećanog broja patogena u površinskim vodama je prelijevanje otpadnih voda iz kombinovanih kanizacionih sistema u toku obilnih padavina. Takođe, u okviru iste vrste vodnog tijela, predviđaju se različite promjene. Do sada je ustanovljeno da su dublja jezera najosjetljivija na povećanje temperature

vazduha usled njihovog kapaciteta za skladištenjem toplote što najčešće rezultira višim temperaturama u zimskom periodu, dok su manja jezera sa istovremeno malim skladišnim kapacitetom osjetljiva na obilne padavine (George i sar., 2007).



Slika 1. Faktori i efekti klimatskih promjena na kvalitet resursa vode
(modifikovano iz Delpla i sar., 2009)

U narednom dijelu teksta dati su, do sada ustanovljeni, uticaji meteoroloških uslova na promjene pojedinih pokazatelja kvaliteta vode.

2.1.1.1. Mutnoća vode

Mutnoća vode je prouzrokovana prisustvom suspendovanih i koloidnih čestica. Pojava mutnoće površinskih voda je najčešće posljedica otvorene vodene zone u kojima je prisutan fitoplankton, čestice gline i mulja nastale erozijom obale (Bečelić i Pešić, 2006), resuspendovani mulj sa dna korita i sl. Tipični izvori mutnoće u vodi za piće su: ispuštanje otpadnih voda u površinske vode koje su izvor za vodosnabdijevanje; erozija i spiranje obale; akvatično bilje i produkti njihovog raspada u rezervoarima vode, rijekama i jezerima; alge; huminske kiseline i druga organska jedinjenja koja su nastala truljenjem biljaka u zonama izvorišta; povećano prisustvo željeza koje prouzrokuje crveno-smeđu boju vode (karakteristično za podzemne vode). Mutnoća vode takođe može biti uzrokovana sadržajem čestica koje su toksične ili imaju sposobnost

vezivanja toksičnih supstanci prisutnih u vodi, pogotovu teških metala (kadmijum, živa, olovo, hrom).

U vodi za piće, mutnoća može poticati od taloženja kalcijum-karbonata kod tvrdih voda i oksida gvožđa koji su nastali kao posljedica korozije kao i čestica koje potiču od hemikalija korišćenih u tretmanu vode (aluminijum-hidrat, soda, hidroksidi metala). Vrlo je bitan fizičko-hemijski parametar kvaliteta vode za piće zbog činjenice da čestice (na prvom mjestu organskog porijekla) koje prouzrokuju mutnoću vode imaju tendenciju zaštite patogena od dezinfekcionog sredstva u toku pripreme vode za piće. Iz tog razloga, povećana mutnoća vode za piće, pored toga što je estetski neprihvatljiva, može da ima posredan efekat na zdravlje ljudi. U tabeli 1 su prikazani izvori mutnoće i uticaj na kvalitet vode za piće (USEPA, 1999a).

Tabela 1. Izvori mutnoće i mogući uticaji na kvalitet vode za piće

| Izvori mutnoće vode | Mogući uticaji na kvalitet vode |
|---|--|
| Neorganske čestice (glina, mulj, jedinjenja: CaCO_3 , MnO_3 , Fe_2O_3) | Povećanje/smanjenje pH i alkaliteta; izvor mikronutrijenata; uticaj na zeta potencijal; izvor metala i oksida metala; pojava mutnoće; nepoželjan ukus. |
| Organske čestice (huminske materije; otpaci životinjskog porijekla; produkti raspada biljaka) | Izvori energije i nutrijenata za mikroorganizme; boja vode; nepoželjan miris i ukus; prekursori formiranja nusprodukata ozonizacije i hlorisanja; uticaj na zeta potencijal; uticaj na pH. |
| Biološki organizmi (alge, cijanobakterije, zooplankton) | Nepoželjan miris i ukus; potencijalni izvor toksina; korozije tankova i cijevi; estetski problemi bujanjem u tankovima, filterima, rezervoarima i distributivnom sistemu. |

Iako fizičke karakteristike suspendovanog materijala (veličina, oblik, boja, gustina i indeks prelamanja) daju različite optičke izlaze koji mogu uticati na preciznost korišćenja mutnoće u mjerenju suspendovanog sedimenta (Kitchener i sar., 2017), mjerenje ovog parametra nefelometrijskom metodom se i dalje smatra pogodnim indikatorom suspendovanog materijala u riječnom toku. Bright i sar., 2020 su u svom radu ispitali uticaj ultrafinih čestica na mutnoću vode i njihovu povezanost sa prirodnim organskim materijama u sedimentu koji su uzorkovali u toku olujnih padavina. Autori su došli do zaključka da se mutnoća vode značajno mijenja sa protokom, posebno sa značajnim povećanjem količine pijeska, ultrafinih čestica i prirodnih organskih materija u suspenziji. Ultrafine čestične materije predstavljaju frakciju <6 nm za koje su vezane prirodne organske materije koje značajno doprinose

ukupnom suspendovanom materijalu. Utvrđivanje ovakvog efekta, prisustva organskog materijala, kao i efekat veličine čestica na „optički kvalitet vode“ vrlo je važno pri korišćenju mutnoće umjesto mjerenja suspendovanog sedimenta, posebno na onim lokalitetima gdje prirodne organske materije mogu značajno doprinjeti ukupnom opterećenju suspendovanim materijalom.

Predviđanja promjene klime i obrazaca padavina osnova su i za istraživanja povezanosti velikih padavina i pojave gastrointestinalnih bolesti (*Nichols i sar., 2009; Harper i sar., 2011*). Olujni događaji i periodi obilnih kiša i oticanja mogu rezultirati povećanom mutnoćom vode što je u pozitivnoj korelaciji sa mikrobiološkim zagađenjem. Pojava bolesti je prema rezultatima bila posljedica nedovoljno filtrirane i neadekvatno dezinfikovane površinske vode, a mutnoća vode se u mnogim studijama koristila kao indikatorski faktor pojave ovakvih bolesti (*Curriero i sar., 2001; Beaudeau i sar., 2014; Hsieh i sar., 2015*). U cilju procjene uticaja velikih padavina na izvorište vode za piće i pojavu gastrointestinalnih bolesti, *Gleason i Faglino (2017)* su četvorogodišnje podatke podjelili na sezone (topli i hladni periodi) i prema vrsti izvorišta (podzemna voda, površinska voda i ostale kategorije voda). Ovakva vrsta stratifikovane analize identifikovala je pozitivnu korelaciju između padavina, broja hospitalizovanih ljudi koji su konzumirali vodu isporučenu nakon tretmana površinske vode tokom toplog perioda godine. Međutim, pored publikovanih rezultata, još uvijek je određivanje uzročno-posljedične veze između ekstremnih padavina, porasta temperature vode i pojave bolesti koje se prenose vodom za piće izazov za naučnu zajednicu. Još uvijek nisu dovoljno pouzdani podaci o sistemskim uzrocima i posljedicama kao i međusobnoj povezanosti intenzivnih padavina, pojave patogena i mutnoće vode (*Boholm i Prutzer, 2017*). Svakako, pojavi naglog i/ili značajnog povećanja mutnoće vode treba posvetiti posebnu pažnju imajući u vidu predviđanja meteoroloških uslova za budući period. *Rostami i sar. (2018)* su projekcijom budućih promjena u kvalitetu tri rijeke u Alberti, Kanada, kao posljedice prirodnih promjena i padavina, ustanovili maksimalan porast mutnoće vode od čak 17,2% do 2050 odnosno 29,6% do 2080 godine.

2.1.1.2 Temperatura vode

Posljednjih godina, u određenom broju studija (*Chen i sar., 2016; Bello i sar., 2017*), ustanovljeno je da globalno zagrijavanje ima značajan uticaj na temperaturu riječne vode. Statističke metode koje su autori

koristili za analizu karakteristika vode i njihove veze sa temperaturom vazduha u proteklim godinama bile su od jednostavnih linearnih regresionih jednačina (Graff, 2019) do mnogo kompleksnijih testova (Orr i sar., 2014; Letcher i sar., 2016). Do sada su se koristile studije opažanja iz prošlosti da bi se donijeli zaključci o budućim promjenama kao i numerički modeli simulacije sa scenarijima klimatskih promjena. Webb i sar. (2008); Williams i Boorman (2012) ukazuju na ograničenost ovih podataka i potrebu za uzimanje u obzir ostalih faktora koji utiču na toplotni režim vode kao što su zračenje, evaparacija, transfer toplote i praksa upravljanja vodama. Svakako, većina autora napominje značaj identifikovanja uzročnika povećanja temperature površinske vode i njenog kontinuiranog praćenja. Razlog tome je činjenica uslovljenosti fizičko-hemijske ravnoteže i bioloških reakcija od temperature vode (Whitehead i sar., 2009).

Posmatrajući sa aspekta kvaliteta vode za piće, sezonski trendovi utiču na koncentraciju trihalometana (THM) i halosirćetnih kiselina (HA) različito. Naime, povećanjem temperature raste i potencijal formiranja THM i halosirćetnih kiselina u vodi (USEPA, 2006). Na osnovu toga, najviše vrijednosti THM i halosirćetnih kiselina se očekuju u toku ljetnih mjeseci. Sa druge strane, potrebe za vodom su veće u toku ovih mjeseci, pa je kraće vrijeme zadržavanja vode u distributivnom sistemu, što pomaže kontroli formiranja nusprodukata dezinfekcije. Stoga, u hladnijoj, vodi, mikrobiološka aktivnost je tipično niža i reakcije formiranja nusprodukata su sporije. Uslovi visoke temperature u distributivnom sistemu potpomažu ubranu potrošnju rezidualnog hlora koji može pozitivno uticati na formiranje nusprodukata dezinfekcije i povećati biodegradabilnost halosirćetnih kiselina ukoliko se povećavaju doze hlora kako bi se održao željeni rezidual. Iz tih razloga, u zavisnosti od specifičnih karakteristika sistema, najviši nivo THM i halosirćetnih kiselina može se očekivati u toku toplih, ali ne i najtoplijih mjeseci. Takođe, može se očekivati povećani nivo prekursora nusprodukata dezinfekcije u toku značajnijih padavina (proljeće, jesen) koje na dalje prouzrokuju visok nivo THM i halosirćetnih kiselina.

2.1.1.3. Sadržaj prirodnih organskih materija

Prirodne organske materije (POM) nastaju hemijskim i biološkim raspadanjem biljnih i životinjskih tkiva, nalaze se svuda u našem okruženju, kako u zemljištu tako i u vodama (Dalmacija, 2002). Koncentracija POM se najčešće kvantifikuje kao količina ugljenika

unutar molekula organske materije. Vrijednosti ovog ugljenika se izražavaju kao ukupan organski ugljenik (eng. TOC). Organske materije prirodnog porijekla u vodama se nalaze u rastvorenim obliku, obliku koloida ili nerastvorenih čestičnih materija. Pod čestičnom organskom materijom se podrazumjevaju bakterije, plankton i minerali obloženi organskom materijom. Rastvorene organske materije (eng. *dissolved organic matter*, DOM) i POM u obliku koloida čine dominantnu frakciju organske materije u prirodnim vodama (70-85% organske materije u prirodnim vodama je u obliku rastvorenog organskog ugljenika) i najčešće su prisutne u obliku neživih molekula i makromolekula kao što su huminske materije, lignini, tanini, ugljeni hidrati, aminokiseline, proteini, masne kiseline (Leenheer i Croué, 2003). Jedan od izvora POM je površinsko spiranje kojim se vrši transport ovih suostanci (npr. biljni ostaci i huminske materije iz kopnene vegetacije kao što su šume i močvare) u vodna tijela. Drugi izvor predstavljaju uginuli i raspadajući fitoplankton i zooplankton, izmet riba kao i degradirane biljke. Raspadom POM, nastaju DOM, ostavljajući slabo degradabilni huminski materijal iz kojeg na dalje nastaje oko 50-90% DOC (eng. *dissolved organic carbon*, DOC) u mnogim prirodnim vodama (Vaughan i Malcolm, 1985; Khan i sar., 2007; Li i sar., 2011). Iz trule vegetacije mogu se osloboditi rastvoreni glukozi poput tanina, što prouzrokuje smeđu boje vode i slatkasti miris.

Svi značajni procesi u zemljištu i vodama (adsorpcija, desorpcija, jonska izmjena i kompleksiranje) odvijaju se posredstvom POM, zbog njihovih velikih površina, šupljina u strukturi, visokog sorpcionog kapaciteta, kogučnosti skladištenja nutrijenata, vode, organskih polutanata i dr. (Schulten i Leinwebwr, 2000). Huminske materije imaju veoma složene molekulske strukture, a ni jedna se ne može predstaviti tačnom hemijskom formulom (Andersen i sar., 2000). Najveći dio organskog ugljenika u vodi potiče od huminskih, fulvinskih, masnih i amino kiselina itd., dok je udio organskog ugljenika koji potiče od zooplanktona, fitoplanktona i bakterija relativno nizak (oko 10%), izuzev kod visoko eutrofičnih voda. Sadržaj POM u vodi varira u zavisnosti od vrste vode, ekoloških i klimatskih uslova.

Većina prirodnih organskih materija ne ispoljava štetne efekte po zdravlje ljudi, međutim, viša koncentracija ovih materija može narušiti kvalitet i prihvatljivost vode na više načina. Razlog tome je degradacija ovih materija ukoliko su prisutne u većoj količini pri čemu se ovim procesom troši kiseonik, smanjuje njegova koncentracija u vodi. Ova pojava je tipična pri ispuštanju visoko opterećenih netretiranih gradskih otpadnih voda u površinske vode. Široko korišćena metoda za praćenje na

ovaj način pogoršanog kvaliteta je „saprobní indeks“. Ovaj indeks koristi rasprostranjene vrste faune vodenih beskičmenjaka kao vremenski integrišući pokazatelj uslova kiseonika. Vodna tijela sa visokim indeksom vrlo su loši izvori vode za piće.

Karakterizacija POM kao hidrofilnih i hidrofobnih komponenti je prihvatljiv pristup diferencijacije ovih materija od strane većeg broja stručnjaka, uz dalju identifikaciju, kao što je identifikacija kiselih, baznih i neutralnih jedinjenja (*Papageorgiou i sar., 2016*). Hidrofobne POM bogate su aromatičnim i fenolnim komponentama dok su hidrofilne frakcije bogate alifatičnim i azotnim komponentama (*Goslan, 2017*). Iako nisu same po sebi toksične, POM ozbiljno utiču na kvalitet pijaće vode, bilo indirektno kao nosioci toksičnih metala i hidrofobnih organskih supstanci, ili direktno uzrokovanjem nepoželjnih promjena u organoleptičkim osobinama (boja; ukus; miris) (*Mohora i sar., 2012; Sillanapää, 2015*).

Značaj prisustva POM u vodi i njihova identifikacija akcentiran je u drugoj polovini prošlog vijeka. U tabeli 2 data je podjela prirodnih organskih materija prema (*Edzvald, 1993; Molnar, 2011*).

Tabela 2. Podjela prirodnih organskih materija

| Hidrofilne komponente | | | Hidrofobne komponente | | | |
|------------------------------------|---|----------------------|--------------------------------------|--|---|---------------------------------------|
| Baze | Kiseline | Neutralna jedinjenja | Baze | Kiseline | | Neutralna jedinjenja |
| | | | | Jake | Slabe | |
| amino-kiseline | hidroksi kiseline | polisaharidi | proteini | huminske | fenoli | ugljovodoni ci |
| purini | šećeri | alkil alkoholi | aromatični amini | fulvinske | tanini | aldehidi |
| pirimidini | sulfonske kiseline | aldehidi | alkil amini visokih molekulskih masa | mono-karboksilne kiseline visokih molekulskih masa | mono-karboksilne kiseline srednjih molekulskih masa | metil ketoni visokih molekulskih masa |
| alkil amini malih molekulskih masa | alkil mono-karboksilne kiseline niskih molekulskih masa | ketoni | | dikarboksilne kiseline visokih molekulskih masa | dikarboksilne kiseline srednjih molekulskih masa | alkil alkoholi |
| | alkil dikarboksilne kiseline niskih molekulskih masa | | | aromatične kiseline | | etri |
| | | | | | | furani |
| | | | | | | pirol |

Klimatski faktori, precipitacija i temperatura vrlo su važni u regulisanju ukupnih organskih materija u sedimentu, sadržaja ugljenika i POM (Gjessing, 2003). Nizak sadržaj POM pronađen je u vodnim tijelima sa slabom vegetacijom, zemljištu siromašnim organskim materijama i velikim jezerima (nizak sadržaj ugljenika u sedimentu i duže retenciono vrijeme) (Kortelainen, 2003). Sa druge strane, povećanjem temperature ubrzava se proces razgradnje organskog materijala u sedimentu, čime on postaje rezervoar ovih materija. Takođe, povećanjem sadržaja azota u huminskim materijama sedimenta potpomaže se proces dekompozicije i produkciju POM, što ima za posljedicu povećan sadržaj POM u površinskim vodama. Sunčevi zraci i mikroorganizmi imaju veliku ulogu u degradaciji POM u jezerima. Smanjenjem retencionog vremena u jezerima dolazi do smanjenja degradacija obojenih POM i degradacije mikroorganizmima (Tranvik, 2003), a samim tim se intenzivira boja i koncentracija POM. Svakako, smatra se da su klimatske promjene jedan od osnovnih razloga za ustanovljene promjene u boji površinske vode, sadržaju i degradaciji POM (Evans i Monteith, 2001; Skjelkvåle i sar., 2001).

Koncentracija POM su podložne sezonskim varijacijama. Monsunski i slični događaji prouzrokuju velika opterećenja organskim ugljenikom zbog povećanog spiranja i erozije tla. Pokazalo se da oluje mogu doprinijeti sadržaju uglavnom hidrofobne frakcije organskih materija u rijeci (Ritson i sar., 2014; Gough i sar., 2015). Iako su ove frakcije važni prekursori nusprodukata dezinfekcije, relativno lako se mogu ukloniti konvencionalnom koagulacijom/flokulacijom. Rastuća je i svijest o upotrebi zemljišta i uticaju klimatskih promjena na biogeochemiju zemljišta koja je motivisala istraživače da prate vremenske i prostorne varijabilnosti ukupnog organskog ugljenika (eng. *total organic carbon*, TOC) u jezerima, rijekama i potocima. Obrasci koncentracije TOC često pokazuju sezonalnost tokom godine na određenim dionicama tekućih voda, ali takođe, mogu varirati između godina kao rezultat promjena parametara klimatskih promjena. Da bi se identifikovali važni obrasci i uticaji na TOC u relevantnim vremenskim skalama, dugoročno, potrebne su studije međugodišnjih varijacija koje treba takođe da uključe informacije o varijacijama ovog parametra u kraćem roku tokom godine tj. vezano za određene epizode. Pojedina ispitivanja su dokazala zavisnost vremenske varijabilnosti u sadržaju TOC u tekućim vodama od spiranja, vlažnosti zemljišta i temperature (Ågren i sar., 2008; Köhler i sar., 2008). Köhler i sar. (2009) su koristili dva različita klimatska scenarija za region (šumoviti region Švedske) bazirana na IPCC scenarijima kako bi testirali efekte povećanja padavina i temperature na spiranje sa zemljišta i

koncentraciju TOC u tekućoj vodi, pretpostavljajući da će uslovi zemljišta ostati nepromijenjeni. Oba scenarija rezultirala su srednjim porastom koncentracije TOC u površinskim vodama između 1,5-2,5 mg/l tokom sezone bez snijega što predstavlja 15% više u poređenju sa sadašnjim uslovima. Posebna klimatska osetljivost sadržaja TOC uočena je u periodu kasne jeseni kada su vlažniji i topliji uslovi, gdje je razlika prosječnog mjesečnog TOC i do 5 mg/l. Uticajima efekata padavina i upotrebe zemljišta u riječnom slivu na varijabilnost rastvorenih organskih materija bavili su se i *Shi i sar. (2020)*. U ovoj studiji korišćena je hromoforna rastvorena organska materija koja predstavlja obojenu frakciju rastvorenih organskih materija i koja može apsorbovati svjetlost u oblastima UV i plave svjetlosti kako bi se dati uticaji na kvalitet vode jezera Tianmu, izvorišta vode za piće u delti rijeke Jangce, identifikovali. Ustanovljeno je da u uzvodnim pritokama jezera uglavnom dominiraju humusni materijali, dok jezerom dominiraju proteinski. Komponente slične humusu značajno su se povećale kako se % šuma u slivu smanjivao a povećavao % zemljišta koji je bio pod antropogenim uticajem (% ratarskih površina i urbanih površina). Ovaj sadržaj se posebno značajano povećavao sa povećanjem intenziteta padavina tokom olujnih nepogoda, a izmjerene vrijednosti su bile posebno izražene na ušću rijeka u jezero. Hromoforna rastvorena organska materija predstavlja složenu smjesu organskih jedinjenja i obično se koristi za procjenu relativnog sadržaja rastvorenih organskih materija i praćenje biogeohemijjskih procesa (*Hestir i sar., 2015*). Do sada je ustanovljeno da indukuje ponovni rast mikroorganizama u distributivnom sistemu i predstavlja medijum za transport zagađujućih materija i osnovnih elemenata potrebnih mikroorganizmima (*Zhou i sar., 2015; He i sar., 2016*).

POM prisutne u vodi predstavljaju potencijalne prekursore nusprodukata dezinfekcije. Ukupan organski ugljenik se najčešće koristi kao surogat parametar za nivo prekursora i nivo njihovog uklanjanja, kao i rastvoreni organski ugljenik (eng. *dissolved organic carbon*, DOC) i apsorbancija na 254 nm (UV₂₅₄ apsorbancija) (*Volk i sar., 2000; Pei i sar., 2007*). Specifična UV apsorbancija (SUVA) se često koristi u karakterizaciji aromatične strukture i molekulske težine POM.

2.1.1.4. Sadržaj metala

U površinskim vodama, metali se transportuju u rastvorenom obliku ili se vezuju za suspendovani sediment koji se u osnovi sastoji od

oksidhidroksida gvožđa, prirodnih organskih materija i minerala gline. Intenzivne padavine u kratkom vremenskom periodu (najčešće kraćem od šest časova) mogu prouzrokovati veće protoke vode u riječnom koritu, pokretanje sedimenta i zagađujućih materija. Sediment se kreće različitim brzinama usljed razlike u veličini i gustini čestica što na dalje utiče na teksturu riječnog korita i obale (*Ponting i sar., 2021*).

Iako se metali vezani za sediment akumuliraju u rijeci tokom perioda malog protoka, do njihove resuspenzije dolazi u toku poplava kada se, posebno u manjim slivovima, ponovo transportuju u riječnom toku. Veće poplave dovode i do većeg rizika od mobilizacije metala. Stoga, posebnu pažnju treba posvetiti hidrološkim procesima i transportu metala vezanih za sediment tokom poplavnog događaja (*Garneau i sar., 2015*). Vremenske serije rastvorenih i čestičnih metala koriste se za izračunavanje fluksa, razumijevanje mehanizama kontrole koncentracije ovih elemenata i osmišljavanje programa istraživanja i monitoringa. *Peraza-Castro i sar. (2016)* su pratili koncentraciju metala u rastvorenim i čestičnim fazama u riječnom slivu sa šumskim priobaljem u Baskiji (Sjeverna Španija) i detektovali, od svih analiziranih metala, najveću koncentraciju Fe i Mn i u rastvorenom i u čestičnom obliku. Autori su ovu pojavu objasnili obiljem ovih metala u zemljinoj kori i njihovoj relativnoj stabilnosti (nerastvorljivosti) u oksidujućim uslovima u površinskim vodama. Iz tog razloga, oni su dominantni u čestičnoj fazi i posljedično se mobilizuju tokom poplavnih talasa. *Sarkkola i sar. (2013)* su ustanovili značajnu korelaciju između trenda TOC i Fe u površinskoj vodi. Promjena padavina i temperaturni uslovi, posebno tokom kasne jeseni i rane zime, predstavljaju glavne faktore rastućeg trenda koncentracije Fe u površinskoj vodi. Značajna korelacija između trenda Fe i TOC ukazuje na to da je povećano kompleksiranje Fe - organske materije mehanizam koji je u osnovi trenda povećanja Fe. Važne interakcije između redoks potencijala i drugih svojstava tla u slivu, kao što su pH, sadržaj vlage, prirodne i rastvorene organske materije, temperatura, zaslanjenost, imaju veliki uticaj na mobilnost zagađujućih materija i njihovo dospijevanje u površinske vode. Režim riječnog protoka pod uticajem je padavina i ovo takođe može imati potencijal za pojavom erozije i generisanjem dodatnog sedimenta i čestičnih organskih materija (*Le Gall i sar., 2018*).

2.1.1.5. Sadržaj nutrijenata i cvjetanje algi

Poznato je da hidrološki uslovi utiču na primarnu proizvodnju obzirom da utiču na prozirnost vode, pH, koncentraciju nutrijenata. Kao

što je napomenuto, sezonske varijabilnosti značajne su sa aspekta sadržaja nutrijenata u vodi kao i njihove ukupne količine na proces cvjetanja algi. Prolječni fluks nutrijenata koristio se za predviđanje godišnjeg cvjetanja algi i obima hipoksičnih zona u vodama zaliva i jezera (*Testa i sar., 2018; Laurent i Fennel, 2019*).

Pojedine studije su pokazale i sezonske promjene u koncentraciji zagađujućih materija koje potiču od antropogenih izvora, kao što je povećanje koncentracije azota u proljećnom periodu kao posljedica korišćenja đubriva (*Schilling i Streeter, 2018*). Druge su se fokusirale na ispitivanje uticaja prirodnih sezonskih trendova, kao što su kišne sezone koje su dovele do većeg površinskog spiranja i povećanog unosa fosfora u površinske vode (*Toor i sar., 2017*).

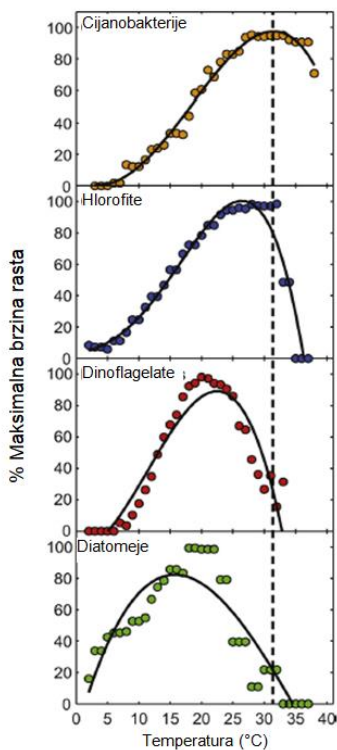
Glavni uzročnici eutrofizacije u površinskim vodama su urbanizacija i porast populacije u ovim oblastima, ispuštanje neprečišćenih ili nedovoljno prečišćenih otpadnih voda kao i korišćenje veće količine đubriva i stajnjaka u poljoprivredne svrhe.

Sezonske varijabilnosti uočene su i pri ispitivanju uticaju tretiranih oborinskih voda na površinske vode, pri čemu rezultati ispitivanja ukazuju na uticaj sadržaja nutrijenata iz gradskih otpadnih voda na rast algi (*Smith i sar., 2020*). Istraživanje koje su sprovedi *Rueda i sar. (2007)*, pokazalo je da obilne padavine mogu doprinjeti do 80-400% prosječnog godišnjeg priliva azota i fosfora u vodna tijela, dok su *Clark i sar. (2007)* ukazali na 36-50% godišnjeg unosa rastvorenog organskog ugljenika tokom padavina velikog intenziteta.

Poplave u početku mogu inhibirati primarnu proizvodnju, u vrijeme velikih voda, ali nutrijenti mobilizovani tokom olujnih događaja mogu se zadržati i učestvovati u procesima u ekosistemima kasnije kada se vodostaj vrati u pređašnje stanje (*Paerl i sar., 2011*). Male, sezonske poplave doprinose nutrijentima u akvatičnim ekosistemima i mogu stimulisati primarnu produkciju, proces koji je posebno važan za oligotrofne sisteme sa niskim sadržajem nutrijenata. Povećana primarna produkcija može podržati akvatični lanac ishrane, obezbjeđujući izvor hrane za potrošače (*Alford i Walker, 2013*). Međutim, veće poplave mogu dovesti do transporta veće količine nutrijenata i potencijalno stimulisati prekomjernu primarnu proizvodnju (eutrofikaciju) ili promijeniti sastav primarne proizvođačke zajednice, što dovodi do dominacije nepovoljnih vrsta. Svakako, na osnovu do sada objavljenih radova, ne može se zaključiti da postoje dosljedni obrasci kada je u pitanju reakcija primarne proizvodnje nakon poplava upravo iz tog razloga što sadržaj nutrijenata nije jedini limitirajući faktor rasta, tj. vrlo su važni ostali uslovi kao što je prozirnost vode. Povećanje ili smanjenje primarne proizvodnje i biomase

algi zavisi od brojnih faktora i interakcija npr. obogaćivanje nutrijentima, bistrina vode, stope spiranja sa površina (Talbot i sar., 2018). Jedan od značajnih zaključaka je da se potencijal za značajnim cvjetanjem algi javlja nakon poplava kada je dovoljno velika količina nutrijenata i kada je vrijeme zadržavanja vode dovoljno dugo da omogući cvjetanje i akumuliranje biomase (Paerl i sar., 2016). Povećana primarna proizvodnja poslije poplave generalno smatra se pozitivnim efektom ali do one granice iznad koje se ona smatra prekomjernom.

Slično i kada su u pitanju rezultati praćenja hlorofila-a (surogata za primarnu proizvodnju), pojedini rezultati ukazali su na nepromjenjeno stanje nakon velikih poplava ili smanjenje nakon malih poplava (Weilhoefer i sar., 2008). Obilne padavine i spiranja, često praćene dužim sušnim periodima sa produženim vremenom zadržavanja predstavljaju „savršen scenario oluje“ za formiranje cijanobakterija. Ukoliko je ovaj scenario praćen zagrijavanjem (npr. prelazak sa proljeća na ljeto), cijanobakterije se mogu razmnožavati obzirom da im je za maksimalan rast potrebna relativno visoka temperatura (Paerl i sar., 2011; Paerl i Paul, 2012).



Slika 2. Odnos između temperature vode i specifičnog nivoa rasta cijanobakterijskih vrsta i eukariotskog fitoplanktona (modifikovano iz Paerl i sar., 2016)

Na slici 2 prikazan je odnos između temperature vode i specifičnog nivoa rasta cijanobakterijskih vrsta i eukariotskog fitoplanktona u tri različite taksonomske grupe (hlorofite, dinoflagelati, diatomeje). Kao grupa, cijanobakterije pokazuju optimalne stope rasta na relativno visokim temperaturama, obično većim od 25°C kada se najefikasnije takmiče sa eukariotskim bakterijama

Pan i sar. (2018) su ukazali na značaj sastava fitoplanktona kao pokazatelja promjene hidrodinamike posredovane povećanjem nivoa vode. Nemetrijska višedimenzionalna analiza koju su autori primijenili pokazala je da izrazite sezonske varijacije u sastavu fitoplanktona, sa dominacijom diatomeja, dok su takve sezonske

promjene bile mnogo manje izražene nakon povećanja nivoa vode jednog od najvećih rezervoara vode za piće u Aziji. Međutim, brojnost hlorofita i cijanobakterija bila je veća nakon perioda povećanja nivoa vode.

Kao što je napomenuto, rast biomase u vodnom tijelu ograničen je resursima potrebnim za rast, na prvom mjestu svjetlošću i nutrijentima. Smanjenjem koncentracije samo jednog od nutrijenata (C, N ili P) samim tim poremećen njihov težinski odnos 42C: 7N: 1P ograničava rast biomase. Uticaj azota kao limitirajućeg faktora na rast biomase karakterističan je za tropske predjele i tokom ljeta u plitkim jezerima. Međutim, ukoliko u tim slučajevima dođe do dodatnog unosa azota, to može omogućiti umnožavanje ćelija algi i cijanoakterija. U većini drugih slučajeva, fosfor i svjetlost ograničavaju količinu biomase koju ovi organizmi mogu postići, gdje koncentracija azota nema uticaj na njihov rast. *Chorus i Niesel (2011)* su na osnovu preko 3200 uzoraka iz 210 vodnih tijela širom Evrope ukazali na prag koncentracije ukupnog fosfora pri kojem dolazi do značajnog razvoja biomase cijanobakterija i koji je osnova za brigu kada je u pitanju voda koja se koristi za ljudsku upotrebu a koji su usko povezani sa podacima u tehničkim preporukama WHO za upravljanje cijanobakterijama u izvorištu vode za piće. Podaci ispitivanja su ukazali na sledeće:

- nizak potencijal za visok rast biomase cijanobakterija: pri ukupnom P <10 µg/l, ćelije cijanobakterija zabilježene su u malom broju vodnih tijela (dominirale su druge fitoplanktonske vrste);
- potencijal za visok rast biomase cijanobakterija:
 - pri koncentraciji ukupnog P <10-25 µg/l, pojedini taksoni cijanobakterija bili su uobičajeni kao i druge fitoplanktonske vrste, ali je veća biomasa (>0,5 mg/l) bila rijedak slučaj;
 - pri koncentraciji ukupnog P >25-50 µg/l, visok nivo biomase je bio uobičajen;
 - pri koncentraciji ukupnog P >50-90 µg/l, za pojedine taksone cijanobakterija dvostruko je veća vjerovatnoća da dostignu visok nivo biomase u odnosu na ostale fitoplanktonske vrste.
 - visok potencijal za visok rast biomase cijanobakterija: pri koncentraciji ukupnog P >90 µg/l, pet od šest izraženih taksona cijanobakterija imalo je četiri do pet puta veću vjerovatnoću dostizanja visokog nivoa biomase.

Pored sadržaja fosfora, bitni faktori koji utiču na cvjetanje cijanobakterija su: visoka temperatura vode (>25 °C); dugo hidrauličko vrijeme zadržavanja vode (>1 mjesec) i stratifikacija stabilnih vodnih tijela (za pojedine cijanobakterije). Zbog ovakvih karakteristika, planktonske cijanobakterije (one koje žive u vodenom stubu) imaju

tendenciju pojavljivanja u rezervoarima, jezerima, sporotekućim rijekama. Bentičke cijanobakterije nalaze se na dnu ili u plitkim zonama vodnih tijela i imaju tendenciju da ostanu lokalizovane u području rasta. Zagrijevanje površinske vode može pružiti konkurentsku prednost cijanobakterijama. U umjerenim temperaturnim regionima sa sezonskom fitoplanktonskom sukcesijom, više zimske i prolječne temperature mogu podstaći rast cijanobakterija u odnosu na rast diatomeja koje obično dominiraju u proljeće kada su vodna tijela dobro izmješana. Pored toga, povećane temperature vode dodatno pojačavaju raslojavanje vode i produžavaju vrijeme trajanja perioda raslojavanja povećavajući tako ne samo veličinu cvjetanja već i njihovo trajanje. Intenzivne sniježne padavine koje dovode do velikog prolječnog topljenja snijega i poplave takođe mogu uticati na pojavu cijanobakterija. Olujni događaji utiču na mješanje u vodnom tijelu, pri čemu češće smjenjivanje stabilne stratifikacije i mješanja ima efekat prekidanja cvjetanja algi (*Newcombe i sar., 2012*).

U tabeli 3 dati su do sada ustanovljeni najvažniji faktori potencijala rasta cijanobakterija (*WHO, 2015*).

Tabela 3. Primjer procjene potencijala za visok nivo biomase cijanobakterija na osnovu uslova okoline

| | Veoma nizak potencijal | Potencijal za visok nivo biomase cijanobakterija (cvjetanje) | | | Veoma visok potencijal |
|---|---------------------------|--|-------------|------------|------------------------|
| Indikator | | | | | |
| Ukupan fosfor (µg/l) | < 10 | 10-20 | > 25-50 | > 50-100 | > 100 |
| Vrijeme zadržavanja vode | Rijeka sa vidljivim tokom | < 1 mjesec | | ≥ 1 mjesec | |
| pH | < 5-6 | > 6-7 | > 7 | | |
| Secchi disk prozivosti tokom sezone tipične za cijanobakterije* | ≥ 2m | < 2 - 1m | < 1 - 0.5 m | < 0.5 m | |
| Temperatura (°C) | < 10 | 10 - < 15 | 15 - < 20 | 20 - < 25 | ≥ 25 |

*određena kao dubina na kojoj se bijeli disk prečnika 20 cm spušten u vodu više ne vidi

2.2. Antropogeni faktori uticaja na kvalitet površinske vode

Upotreba vode za potrebe domaćinstava, poljoprivredu, industrijsku proizvodnju, rudarstvo, proizvodnju električne energije i ostale privredne djelatnosti uzrokuje u brojnim slučajevima pogoršanje kvaliteta površinske vode kao resursa, kao i pad dostupne količine. Na dalje, ovi uticaji mogu se negativno reflektovati na vodene ekosisteme i pristup sigurnoj vodi za piće. Sa druge strane, površinske vode predstavljaju i recipijente komunalnih i industrijskih otpadnih voda koje, ukoliko nisu adekvatno tretirane, predstavljaju značajne tačkaste izvore zagađivanja. Pored ovih otpadnih tokova, u površinske vode dospijeva i čvrst (plutajući) otpad koji može biti prirodnog ali i antropogenog porijekla, a koji svakako izaziva sve veću zabrinutost kada je u pitanju uticaj na kvalitet vode i ekosisteme. Sediment predstavlja esencijalnu komponentu svih akvatičnih ekosistema i do njegovog formiranja dolazi unosom suspendovanih čestica dospjelih u vodu procesom erozije. Ovaj proces je često prouzrokovan antropogenim aktivnostima, a složenost problema sedimentacije se povećava kada ove aktivnosti dođu u interakciju sa prirodnim promjenama koje nameće dinamična priroda klime posebno izražena posljednjih decenija. Taloženje sedimenta je karakteristično za akumulacije a u zavisnosti od primijenjenih metoda, njegovo povremeno uklanjanje može u većoj ili manjoj mjeri negativno uticati na kvalitet nizvodnih dionica površinske vode. Navedene aktivnosti i njihovi uticaji detaljnije su opisani u sledećim poglavljima.

2.2.1. Održavanje hidroenergetskih objekata i akumulacija

Akumulacije su od suštinskog značaja za snabdijevanje vodom za ljudsku potrošnju, navodnjavanje, proizvodnju energije. Pored činjenice da korišćenje površinskih voda u date svrhe može imati značajan hidromorfološki uticaj, akumulacije predstavljaju davno ustanovljene mjere protiv štetnih posljedica po količinu i kvalitet vode (periodi ekstremnih suša i poplava) omogućavajući održavanje hidrološkog i ekosistemskog režima u nizvodnim dionicama (*Chung i sar., 2011*).

Obzirom da su akumulacije i hidroenergetski objekti veliki i zahtijevni sistemi, potreban je njihov nadzor zbog potencijalnih havarijskih situacija. Polazeći od ovakvih postavki, neophodno je preventivno održavanje opreme, kako bi se preduprijedila pojava kvara ili

lošeg pogonskog stanja, koje bi rezultiralo pogoršanju kvaliteta vode. Remont i održavanje opreme u velikom broju slučajeva zahtijeva povremeno pražnjenje akumulacije.

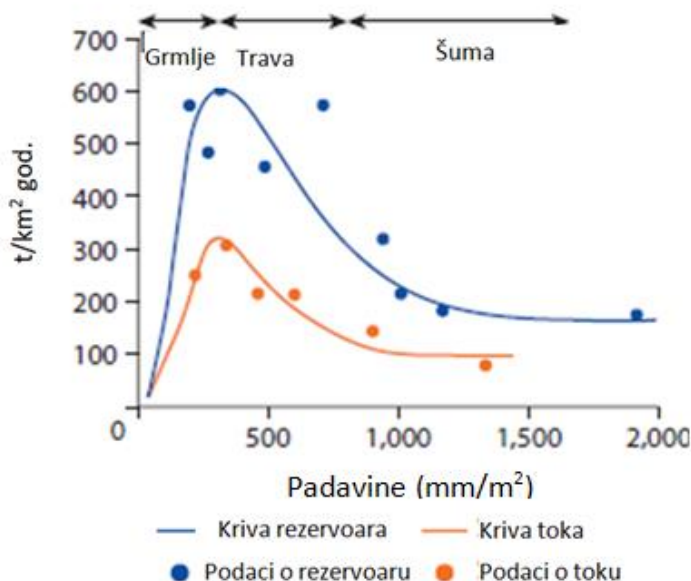
Sve akumulacije su u većoj ili manjoj mjeri, u zavisnosti od primjenjenih mjera prevencije, podložne sedimentaciji. Do sedimentacije u rezervoarima i akumulacijama dolazi usljed pronosa sedimenta riječnim tokom i njegovog taloženja uzvodno od brane. Usporavanjem protoka rijeke nakon uliva u akumulaciju nema više mogućnosti za transportom sedimenta te se isti taloži na dno akumulacije. Ovakvi depoziti zauzimaju prostor akumulacije kojem je osnovna namjena skladištenje vode, čime se istovremeno ometa predviđena funkcija brane i akumulacije (Alemu, 2016). Životni vijek akumulacija se svrstava u četiri grupe: vrlo kratak: 10-20 god.; kratak: 20-60 god.; srednji: 60-200 god.; dug: > 200 god. Prema statističkim podacima, skladišni kapacitet najvećih svjetskih rezervoara smanjio se za 5% od 1901 do 2010. godine (Huang i sar., 2018).

Projekcije za Evropu ukazuju na potencijalno smanjenje 80% skladišne zapremine zbog sedimentacije do 2080. godine. Klimatske promjene i posljedično povlačenje glečera u alpskim regionima su dodatni uticaji na stopu povećanja količine sedimenta.

Dva izraza se koriste za identifikaciju sedimenta u rijekama: prinos sedimenta (izražava se u t/km^2 slivnog područja/god) i specifični prinos sedimenta (jedinica mase, t, kg). Prinos sedimenta varira globalno, u zavisnosti od klime, litologije, topografije, erozije zemljišta prouzrokovanog ljudskom djelatnošću, požara, slivnog područja, protoka rijeke, temperature i efikasnosti zadržavanja u uzvodnim akumulacijama. Od nabrojanih, među najvažnijim faktorima koji određuju veličinu prinosa sedimenta su geologija, topografija, klima, dok ljudski uticaj može znatno pogoršati eroziju i doprinijeti nanosu sedimenta.

Značaj geoloških faktora varira u zavisnosti od vrste materijala koji tvori stijene i zemljište (glina teže erodira od pjeskovitog materijala, a šljunak teže od pijeska). Važne topografske karakteristike su nagib terena i gustina mreže kanala za odvodnjavanje. Voda koja se sliva niz strme padine ima veći potencijal da izazove eroziju od vode koja teče blagim padinama. Regioni sa velikim brojem povezanih tokova i kanala u neposrednoj blizini jedan drugog značajno doprinose prinosu sedimenta.

Na slici 3 prikazano je poređenje uticaja klime na prinos sedimenta u različitim područjima. Prinos nanosa u pustinjskim predjelima može znatno varirati od niskog do vrlo visokog, sa travnatih područja od visokog do srednjeg, dok je za površine pod šumama karakterističan nizak prinos sedimenta (Annandale i sar., 2016).



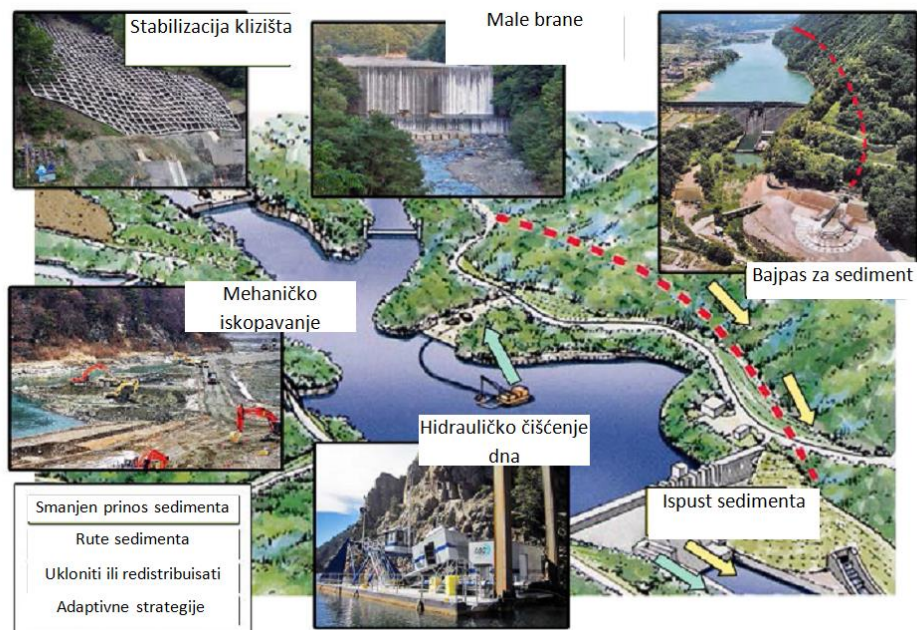
Slika 3. Specifični prinos sedimenta kao funkcija efektivnih padavina i vrste terena (adaptirano iz Langbein i Schuman, 1958; Annandale i sar., 2016).

Antropogeni uticaj kao što je poljoprivreda, građevinarstvo i sječa šuma utiču na povećanje erozije. Posebno negativan uticaj imaju šumski požari usled povećanja hidrofobnosti zemljišta odmah nakon požara. Hidrofobna tla se formiraju usled ostataka ugljovodonika nastalih sagorijevanjem organskog materijala. Upijanjem u pore zemljišta čine ih nepropusnim za vodu. Ova privremena nepropusnost rezultira većim oticajem kada padne kiša na zemljište nakon šumskog požara što na dalje dovodi do erozije.

Promjene u prinosu sedimenta mogu imati kratkoročni i dugoročni karakter. Privremene promjene u prinosu sedimenta rezultat su brojnih faktora, uključujući pojavu ekstremnih događaja (oluje, poplave), promjenjive klimatske uslove, promjene protoka vode između sezona. Pojedinačni ekstremni događaj može značajno doprinjeti ukupnom prinosu sedimenta u slivu za vrlo kratko vrijeme. Dugoročne promjene u opterećenju sedimentom u rijeci mogu biti rezultat promjena u korišćenju zemljišta (promjena poljoprivrednog u urbano zemljište ili šumskog u usjeve), promjenama u klimi, ili suprotno manjim količinama sedimenta prouzrokovanih naporima za očuvanje tla u slivu. Takva dugoročna promjenjivost može biti rezultat složenog niza procesa koji nisu uvijek u potpunosti razjašnjeni. Svakako, privremeno skladištenje sedimenta

nastalog pod jednim skupom uslova možda se neće desiti pod drugačijim uslovima u riječnom slivu.

Aktivnosti upravljanja sedimentacijom u akumulacijama mogu se klasifikovati u četiri široke kategorije (slika 4): (1) metode za smanjenje priliva sedimenta iz uzvodnih dionica; (2) *by-pass* metode, (3) metode za preraspodjelu ili uklanjanje sedimenta; (4) metode adaptacije sedimentaciji (Morris, 2015).

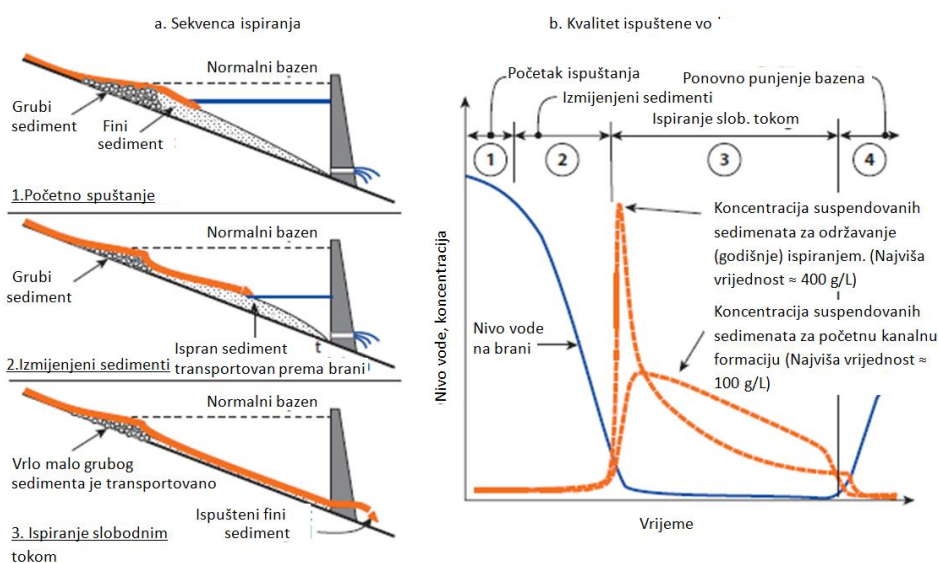


Slika 4. Strategije upravljanja sedimentacijom u akumulacijama (modifikovano iz Sumi i sar., 2017).

Posljednjih godina, od velikog interesa je adekvatno upravljanje akumulacijama u toku poplavnog talasa. Za akumulacije u kojima je značajno taloženje potrebno je napraviti predikciju stanja u toku i nakon poplavnog talasa. Voda se može ispustiti iz akumulacije na ispustima ili prelivima postavljenim na niskom nivou, međutim, u toku poplava protok riječne vode do akumulacije je veći od izlaznog protoka. U takvim okolnostima, dio dolaznog sedimenta se taloži, dok se ostatak ispušta iz rezervoara (World Meteorological Organization, 2003).

Pored nabrojanih metoda, ispiranje akumulacije je jedan od pristupa koji se i dalje često koristi zbog ekonomičnosti i relativno kratkog perioda pražnjenja akumulacije (Hussain i Shahab, 2020). Ovakav pristup zahtjeva posebnu pažnju obzirom da može biti praćen tehničkim

poteškoćama, kao i da može prouzrokovati značajne negativne posljedice po kvalitet vode nizvodno od brane a samim tim i po društvo u cjelini. Ekološki uticaj može biti ozbiljan ako se postupak ispiranja nastavi danima ili sedmicama i ukoliko se ispiraju velike količine nanosa. Na slici 5 šematski su predstavljene faze ispiranja akumulacije i kvalitet ispuštene vode.



Slika 5. Faze ispiranja akumulacije i kvalitet ispuštene vode

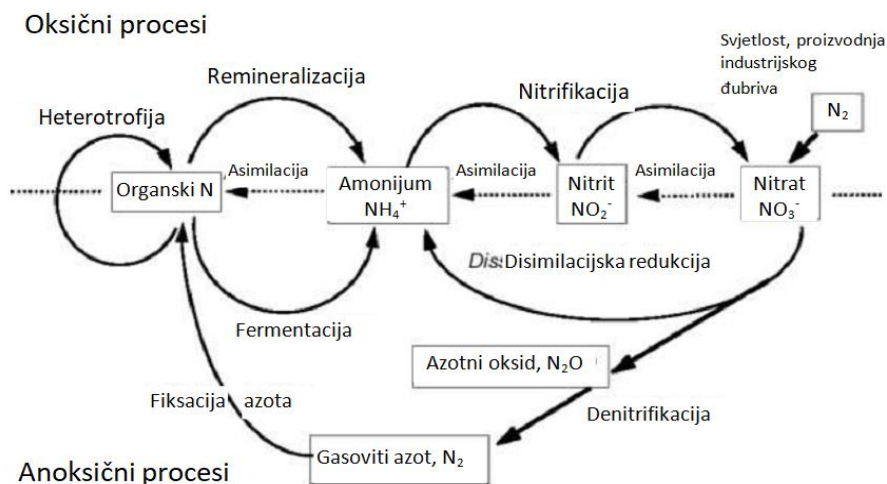
Izgrađene brane pretvaraju rijeke u lentičke rezervoare i u velikoj mjeri modifikuju hidrološki režim smanjenjem brzine protoka, povećanjem hidrauličkog vremena zadržavanja, utiču na zadržavanje sedimenta, prouzrokuju promjene u riječnoj morfologiji, degradaciju riječnog korita i akvatičnog živog svijeta kao i redukciju izvora hrane koju ribe koriste nizvodno od brane. Stoga se često tvrdi da akumulacije izoluju nutrijente (Maavara i sar., 2015, Maavara i sar., 2017) značajno smanjujući primarnu produktivnost, ulov ribe i utiču na bezbjedno snabdijevanje hranom nizvodno. Ovi izvori hranjivih materija su povezani i sa finim sedimentom pri čemu se njihovim zadržavanjem u akumulacijama izgrađenim branama može u značajnoj mjeri uticati na ekosisteme nizvodno u smislu smanjenog sadržaja nutrijenata (Kondolf i sar., 2014). Uticaji brana na zadržavanje nutrijenata i samim tim na ekosisteme postali su ozbiljno ekološko pitanje za prekogranične tokove i razlog tenzijama između država (Chen i Olden, 2017).

Do sada je objavljen veliki broj studija slučaja o negativnim uticajima ispiranja akumulacija na nizvodni kvalitet vode. Pored toga što je poznato da formirani sedimenti predstavljaju rezervoare (Weston i sar., 2006) i potencijalne izvore širokog spektra zagađujućih materija organskog i neorganskog porijekla u vodenom stubu (Wang i Feng, 2007), posebna pažnja u publikacijama je posvećena praćenju povećanja koncentracije suspendovanog sedimenta i promjenama staništa u nizvodnim riječnim tokovima (Espa i sar., 2013; Baoligao i sar., 2016). Koncentracija suspendovanog sedimenta predstavlja ukupnu količinu minerala i organskih materija koji se u formi suspenzije (fine čestice prečnika < 0,5 mm) prenose protokom vode (Haun i sar., 2013; Kondolf i sar., 2014). Nezavisno od uticaja akumulacije, transport suspendovanog sedimenta u riječnom koritu je krajnje nelinearan u vremenu i prostoru i na njega utiču mnogi faktori uključujući geologiju, klimatske uslove, topografiju sliva (Skolasinska i Nowak, 2017). Bez obzira na navedeno, u cilju smanjenja negativnog efekta, neophodno je prethodno ispitivanje kvaliteta vode i sedimenta u akumulaciji (Abate i sar., 2015). Espa i sar. (2016) ispitivali su efikasnost mjera kao što je regulisanje radova u okviru samog rezervoara, povećanje protoka vode u uzvodnim regulisanim pritokama i upravljanje uzvodnim bazenom za taloženje kako bi se smanjio negativan uticaj u nizvodnim dionicama. Baoligao i sar. (2016) sproveli su terenska mjerenja i laboratorijska ispitivanja tokom perioda ispiranja sedimenta u cilju proučavanja uticaja i kvantifikovanja graničnih uslova za zaštitu riba. Zaključili su da visoka koncentracija sedimenta (prosječna vrijednost 90 788 mg/l), sitne čestice (veličina zrna <0,075 mm), dugo trajanje ispiranja (>2 dana) i pad rastvorenog kiseonika (<2 mg/l) prouzrokuju uginuće riba tokom perioda ispiranja. Takođe su preporučili gornje granice koncentracije suspendovanog sedimenta i trajanje ispiranja ako je vršna vrijednost 55 000 mg/l i prosječna vrijednost 32 000 mg/l tokom čitavog perioda ispiranja. Moridi i Yazdi (2017) su primjenili dva numerička modela za predviđanje koncentracije suspednovanog sedimenta u sistemu akumulacija-rijeka i efekte različitih scenarija ispiranja sedimenta na akvatični svijet. Preporučene su vrijednosti za vrijeme ispiranja korišćenjem postojećih informacija i podataka prethodnih ispiranja, kao i na osnovu mjerenja i modelovanja. Na osnovu društvenih, ekoloških i tehničkih ograničenja ustanovljeno je da je mart mjesec pogodno vrijeme za ispiranje akumulacije. Nakon hidrauličke simulacije različitih scenarija ispiranja, ustanovljeno je da je ispiranje brzinom 1275 i 800 m³/s sa 30 i 20 g/l suspendovane materije u suvoj i vlažnoj sezoni izvodljivo sa aspekta zaštite životne sredine. Hauer i sar. (2020) su ispitivali koncentraciju suspendovanog sedimenta pri

regularnom održavanju akumulacije, koje podrazumjeva snižavanje nivoa vode u samoj akumulaciji za potrebe inspeksijskog nadzora brane. Nivo vode akumulacije Gepatsch je spušten preko operativnog nivoa kontrolisanim ispuštanjem kroz usisne otvore, ne kroz otvore na dnu kako bi se smanjio negativan uticaj na nizvodni tok rijeke Fagge (Austrija). Međutim, i pored kontrolisanih uslova, koncentracija suspendovanog sedimenta bila je znatno veća od koncentracije u normalnim uslovima za zimski period, kada je sprovedena ova aktivnost. Koncentracija je iznosila 1600 mg/l kolika je uobičajena vrijednost u toku padavina.

2.2.1.1. Sadržaj azotnih i fosfornih materija u vodi i sedimentu akumulacije

Nutrijenti u sedimentu predstavljaju glavni unutrašnji izvor eutrofikacije (Nowlin i sar., 2015) i utiču na kvalitet vode u normalnim uslovima kao i pri vanrednim uslovima tj. u toku pražnjenja akumulacije. Azot je zastupljen u brojnim oblicima u vodenoj sredini i podliježe transformaciji od strane različitih organizama putem asimilacijskih i disimilacijskih procesa (slika 6).



Slika 6. Ciklus azota u vodenoj sredini - amonijum jon NH_4^+ , nitritni jon NO_2^- i nitratni jon NO_3^- , (modifikovano iz Dodds i Whiles, 2010)

Nitrifikacija se odvija u dva koraka: *Nitrosomonas* bakterije vrše oksidaciju amonijaka (ili amonijum jona, NH_4^+) u nitrite (NO_2^-); *Nitrobacter* na dalje vrši oksidaciju nitrita u nitrate (NO_3^-). Ove bakterije

su hemolitoautotrofi koji su prisutni u gornja tri centimetra bentičkog sedimenta i oksidaciju amonijaka koriste kao izvor energije. Ovo predstavlja proces disimilacije obzirom da se azot transformiše a organizmi ga ne troše. Nitrifikacija je važan proces i vitalna veza u ciklusu azota rezultujući u nekoliko oblika azota dostupnih u isto vrijeme. Pored toga, nitrifikacija je često povezana sa denitrifikacijom, važnim procesom snabdijevanja energijom, kao i načinom uklanjanja azota iz ekosistema. Većina primarnih producera koristi NH_4^+ za biološku asimilaciju. Međutim, NO_3^- je, iako manje poželjan oblik za usvajanje, češće dostupan u vodenim sistemima obzirom da se NH_4^+ može adsorbovati na česticama sedimenta i ostati duže vezan na jednom mjestu, pa je samim tim njegov sadržaj u nizvodnom toku niži (*Berhardt i sar., 2002*). Pojedini autori (*Pauer i Auer, 2000*) ukazali su da se pojava procesa nitrifikacije u slatkovodnim sistemima uglavnom odvija na suspendovanim česticama i sedimentu, obzirom da se amonijum jon zahvaljujući njegovom pozitivnom naelektrisanju lako adsorbuje na čvrste čestice (*Wang i sar., 2010*).

Pored toga, amonijum jon, kao i ostali oblici azota (nitrati i nitriti) može biti prisutan i u pornoj vodi sedimenta, pri čemu je njihova distribucija u pornoj vodi kontrolisana njihovom koncentracijom u vodenom stubu i difuzijom u sediment, kao i bakterijskim aktivnostima u procesima nitrifikacije i denitrifikacije u sedimentu. Brza razmjena NH_4^+ vezanog za mineralnu materiju i rastvorenog u pornoj vodi omogućava postizanje ravnoteže između ove dvije forme u periodu od nekoliko časova. Kako se nitrifikacija odvija u oksičnim, a denitrifikacija u anoksičnim uslovima, rastvorene supstance koje difunduju u sediment iz vode koja se nalazi iznad samog sedimenta dospjevaju do aktivnog mjesta nitrifikacije prije nego što stignu do mjesta denitrifikacije. Ukoliko dođe do difuzije amonijum jona u sediment, njegova koncentracija na aktivnom mjestu nitrifikacije dostići će stabilan nivo za relativno kratko vrijeme pri čemu će doći do produkcije nitrata i nitrita. Više temperature i aeracija podstiču potpunu ili djelimičnu reverzibilnu konverziju amonijum jona u nitrat, pri čemu se proces odvija preko nitrita, koji kao intermedijeri imaju tendenciju da ostanu za u red veličine nižim koncentracijama od ostalih prisutnih neorganskih oblika. Dospjevanjem ovih oblika N do aktivnih denitrifikacionih mjesta, doći će do razvoja gasa N_2 .

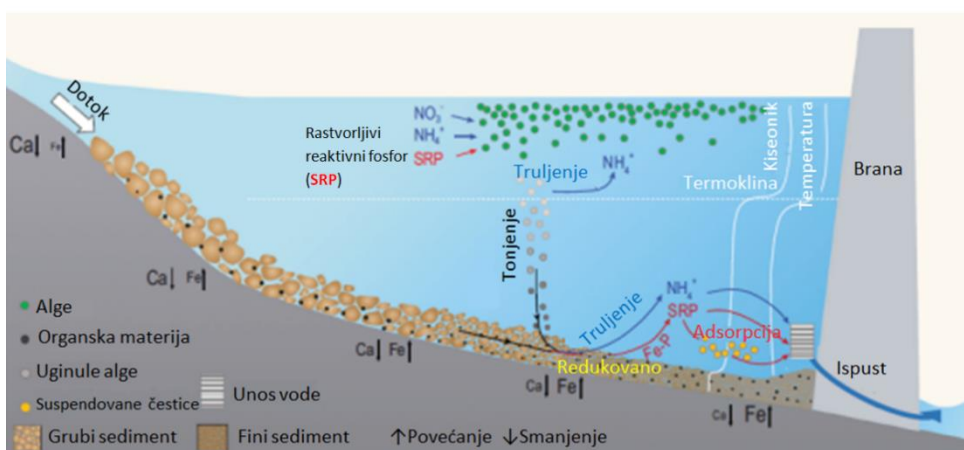
Kao što je napomenuto, dva glavna faktora koja utiču na stopu nitrifikacije su dostupnost NH_4^+ i kiseonika u sedimentu. Međutim, na ova dva faktora može uticati više promjenjivih. Prisustvo amonijum jona u sedimentu zavisi od njegove koncentracije u vodi, kvaliteta dostupnog izvora ugljenika nastalog dekompozicijom organske materije i usvajanja

od strane akvatičnih biljka. Visok odnos C:N rezultira niskom proizvodnjom NH_4^+ i značajnom količinom ugljenika koji troši kiseonik. Kiseonik sa druge strane kontrolira tekstura sedimenta, sadržaj vode i disanje mikroba (*Fenshel i sar., 2000*). Nitrifikacija je najefikasnija kada je prodor kiseonika u sediment dovoljan da podrži ovaj aerobni proces. Bez obzira da li je NH_4^+ vezan za čestice sedimenta ili se nalazi u pornoj vodi, nitrifikacija ne može da se odvija bez kiseonika u sedimentu. Pored toga, stope nitrifikacije mogu se smanjiti kako se povećava sadržaj organske materije. U sedimentima sa visokim sadržajem organske materije, veći je procenat heterotrofnih bakterija koje zahtijevaju amonijak za asimilaciju. Ove bakterije mogu biti dominantne u odnosu na nitrifikacione bakterije potrebne za amonijak, smanjujući količinu amonijaka dostupnu na nitrifikaciju. Pojedini autori su studijama na terestričnim ekosistemima uočili inhibiciju nitrifikacije prouzrokovanu značajnim udjelom jedinjenja biljnog porjekla kao što su polifenoli i tanini. *Strauss i sar. (2002)* su definisali kritičan odnos C:N, gdje je pri C:N <20 stopa nitrifikacije regulisana raspoloživošću NH_4^+ , a pri C:N >20 količinom i izvorom organskog ugljenika. Ovakvi procesi su karakteristični za one ekosisteme (akumulacije uzvodno od brane) gdje je unos organske materije veći od prirodnog.

Na inhibiciju nitrifikacije utiče i dubina vode u akumulacijama. Plića jezera (<2 m) imaju znatno izraženije stope transformacije u odnosu na dublje (*Bruesewitz i sar., 2012*). Brane stvaraju duboke rezervoare iz uzvodnog plićeg riječnog toka, potencijalno uklanjajući ključne tačke N-transformacije i na taj način smanjuju stope nitrifikacije u cjelokupnom riječnom toku. Takođe, nivo vode u akumulacijama je velik da bi podržao bentičke interakcije i ciklus nutrijenata. U nizvodnom toku od brane najčešće nema dovoljno sedimentne podloge za potporu kolonija nitrifikacionih bakterija. Na onim vodotocima na kojima je izgrađeno više brana, inhibiran je u velikoj mjeri proces transformacije azota povećanjem protoka vode. Brzi tokovi smanjuju taloženje sedimenta i transformaciju azota koju mikroorganizmi vrše u sedimentu. To rezultira stalnim koncentracijama amonijaka i nitrata u cijelom toku bez većih transformacija između ova dva oblika.

Izmuljivanjem akumulacije može doći do resuspenzije anoksičnog bentičkog dijela sedimenta u oksični vodeni stub što može prouzrokovati brzu deoksigenaciju površinske vode. Na dalje, anoksični uslovi u vodi i pad rastvorenog kiseonika utiču na povećano oslobađanje nutrijenata, uključujući fosfate i amonijak iz sedimenta u fenomenu poznatom kao „unutrašnje opterećenje“. Veličina unutrašnjeg opterećenja nutrijentima može biti značajan dio ukupnog opterećenja, posebno tokom ljeta i jeseni

u sušnim klimatskim uslovima. Uzroci oslobađanja fosfora iz sedimenta u anoksičnim uslovima su brojni i složeni (Golterman, 2001). Preovlađujući mehanizam je mikrobiološka redukcija kompleksa gvožđe-oksida koji sadrže fosfate, što rezultira istovremenim oslobađanjem fosfata i gvožđa u vodeni stub iznad sedimenta. Oslobađanje amonijaka pod anoksičnim uslovima posredovano je preko dva mikrobiološka mehanizma, gubitak nitrifikacionog „spiranja“ amonijum jona i niske stope asimilacije amonijaka sporo rastućim anaerobnim bakterijama. Na slici 7 šematski su prikazani procesi oslobađanja reaktivnog fosfora iz sedimenta, transformacija od nitrata do amonijum jona, oslobađanje amonijum jona i povećan protok ovih biodostupnih nutrijenata sa vodom koja se ispušta sa dna brane.



Slika 7. Stimulisanje produkcije fitoplanktona i transport nutrijenata nizvodno od brane (modifikovano iz Chen i sar., 2020)

Sa druge strane, nitrat inhibira oslobađanje fosfora povećavajući oksido-redukциони potencijal u površinskom sedimentu iznad onog koji promoviše biološku redukciju gvožđe-oksida i naknadno zajedničko oslobađanje gvožđa i fosfata (Beutel i sar., 2008; Wendt-Pottho i sar., 2014). Redoks uslovi mogu ostati dovoljno visoki sve dok je kiseonik dostupan u dovoljnom procentu ili postati negativni kada dođe do pada koncentracije kiseonika. Na pad kiseonika utiče i viša temperatura vode i na taj način podržava pojavu niskog redoks potencijala. Dadi i sar. (2020) su ispitivali uticaje različitih uslova temperature vode i rastvorenog kiseonika na interakciju voda-sediment u dva jezera koja su

se razlikovala u trofičnom stanju, oligotrofno i eutrofno. Autori su zaključili da su uslovi temperature značajni u smislu oslobađanja P, rastvorenog organskog ugljenika i N, dok je za oslobađanje Fe, Mn i sulfata odgovoran sadržaj rastvorenog kiseonika. Kombinacija jakih redukujućih uslova (usled anoksije) i visoka temperatura (iznad 20°C) dovela je do značajnog povećanja koncentracije nutrijenata u vodi. Pod datim uslovima, fluks oksido-redukcionog potencijala bio je 0,04 i 0,5 mmol/m²dan i amonijačnog azota 0,9 i 5,6 mmol/m²dan za oligotrofna i eutrofna jezera.

Ispitivanje uticaja olujnih događaja i jakih vjetrova kao posljedica sve češćih meteoroloških nepogoda na promjenu plime i oseke, varijacije nutrijenata u vodenom stubu, koncentraciju suspendovanog sedimenta i pojavu hipoksije bilo je u fokusu mnogih radova publikovanih u posljednjih nekoliko godina (*Xie i sar., 2017; Wang i sar., 2016; Li i sar., 2016*). Potencijal za mješanjem i resuspenzijom prouzrokovanu vjetrom postoji i u malim/plitkim i u većim/dubljim akumulacijama. Resuspenzija koja se često dešava usled bioturbacije ili turbulencije izazvane plimom ili vjetrom može rezultovati advekcijom sedimentnih čestica i sedimentne porne vode bogate azotom, fosforom i silicijumom. Ovakav unos nutrijenata zajedno sa mineralizacijom organskih materija može dovesti do povećane produkcije i potrošnje kiseonika (*Hung i sar., 2010; Zhao i sar., 2013*). *Wu i sar. (2020)* su u svom radu analizirali dominantan proces oslobađanja nutrijenata tokom resuspenzije sedimenta i naknadne sedimentacije kao i uticaj ovih pojava na rastvoreni kiseonik. Na osnovu rezultata ovog laboratorijskog istraživanja, ustanovljeno je značajno povećanje koncentracije NH₄⁺-N nakon resuspenzije sedimenta što je povezano sa povećanom mineralizacijom organske materije. Doprinos porne vode fluksu nutrijenata u vodeni stub, prema autorima, nije značajan, a primaran proces pretstavlja desorpcija ovog jona u vodu. Do sličnih rezultata došli su *Tengberg i sar. (2003)*, koji su ustanovili da oko dvije trećine NH₄⁺-N iz resuspendovanog sedimenta potiče od desorpcije. Niske detektovane koncentracije nitrata ukazale su da je došlo do transformacije NO₃-N u NH₄⁺-N ili NO₂-N procesom denitrifikacije. Mineralizacijom se troši kiseonik, i dolazi do pada njegove koncentracije tokom faze taloženja nakon resuspenzije sedimenta što utiče i na smanjen stepen nitrifikacije tj. oksidacije NH₄⁺-N. Brzina porasta amonijačnog azota može se usporiti njegovom adsorpcijom na sedimentu što je posebno izraženo u uslovima sa ograničenom koncentracijom rastvorenog kiseonika (*Morgan i sar., 2012*). Povećanje koncentracije NO₂⁻-N tokom faze taloženja povezuje se sa prvim korakom nitrifikacije koji je potpomognut ponovnim porastom rastvorenog kiseonika tokom faze

taloženja. U toku resuspenzije sedimenta dolazi i do oslobađanja bioraspoloživog fosfora. Pad kiseonika i redukcionih uslovi u vodi, kako je naprijed u tekstu navedeno, na dalje dovodi do rastvorljivosti P i oslobađanja fosfata iz sedimenta.

Olujni događaji koji dovode do resuspenzije sedimenta i povećanog fluksa rastvorenih nutrijenata mogu dovesti do ubrzanog rasta i cvjetanja fitoplanktona kao i porasta hlorofila-a (*Wang i sar., 2017; Qiu i sar., 2019; He i sar., 2014; Lin, 2012*). Prema *Schallenberg i Burns (2004)*, resuspendovani sediment može imati direktne efekte na biomasu algi ako meroplankton (vrste koje privremeno obitavaju u planktonu, kao što su ličinke bentoskih organizama i riba), ćelije algi na granici sediment/voda ostanu „zarobljene“ u vodenom stubu nakon resuspenzije. *Dzialowski i sar. (2008)* su sproveli laboratorijske biološke testove kako bi utvrdili uticaj resuspendovanog sedimenta na koncentraciju nutrijenata i biomasu algi u različitim uslovima zamućenosti vode (0,50, 150, 250, 500 NTU). Biomasa algi mjerena je u period od 11-14 dana, pri čemu je ustanovljeno da je resuspendovani sediment sa najnižom koncentracijom zamućenosti (50 NTU) imao značajno veći efekat na produkciju biomase algi u svakom od sprovedenih biotestova.

Prisustvo nutrijenata, na prvom mjestu azotnih materija u vodi izvorišta može biti izvor nekoliko problema vezanih za kvalitet vode za piće. Amonijum jon može prouzrokovati ponovni rast bakterija u sistemu vodosnabdijevanja, stvaranje nitrita u uslovima nepotpune oksidacije i pojavu nepoželjnog ukusa i mirisa vode. Stoga je adekvatno upravljanje akumulacijama prvi i najvažniji korak u zaštiti nizvodnog toka rijeke, posebno u onim slučajevima kada se na ovim dionicama zahvata voda za vodosnabdijevanje.

2.2.2. Plutajuće deponije

Plutajuća materija na vodenoj površini se sastoji od prirodnih čestica organskih materijala kao ostataka plastike i stiropora, kao i živih i uginulih organizama. Ovaj materijal je, pored suspendovanog materijala i onog koji se nalazi u vodenom stubu, bio predmet mnogih istraživanja (*Bunte i sar., 2016; Kramer i Vohl, 2017*). Sastav ovog materijala se razlikuje po porijeklu (prirodni ili antropogeni) i veličini (od mikroplastike i sjemena biljaka do drvenih trupaca). Opadanje lišća i sjemena, sezonski, predstavlja važan prirodni izvor unosa frakcije plutajućeg materijala, dok su značajni izvori antropogenog porijekla

površinski oticaj u urbanim područjima i ispuštanje/prelivanje otpadnih voda (Zupanski i Ristic, 2012; Chen i sar., 2013; Kooi i sar., 2018). Drvo je u fokusu izvještaja hidroenergetskih kompanija koje prate količinu plutajućeg materijala u akumulacijama, iako nedrvenasta frakcija (lišće i trava) može po obimu predstavljati do 89-90% prirodnog plutajućeg materijala. U urbanim područjima, plutajuće materije u akumulacijama mogu u potpunosti biti antropogenog porijekla, uključujući i drvo za čiju sječu je čovjek odgovoran, plastične boce, kese, stiropor, automobilske gume, dijelove konstrukcionih materijala, kućni otpad i dr., kako su Zupanski i Ristic (2012) objavili u radu za sliv rijeke Drine. Dakle, izvori plastičnog otpada u slatkovodnim sistemima mogu predstavljati posljedicu ljudske aktivnosti obzirom da je do sada ustanovljeno da količina riječne plastike pokazuje visoku korelaciju sa gustom naseljenosti, urbanizacijom, prečišćavanjem otpadnih voda i upravljanjem otpadom (Best, 2019).

Plutajuće materije se nalaze u dinamičkom ciklusu u površinskoj vodi koji se sastoji od: ulaza, transporta, depozicije (uključujući akumulaciju) i remobilizacije (Bunte i sar., 2016; Fremier i sar., 2010; Le Layi sar., 2013; Welber i sar., 2013). Ovaj ciklus je kontrolisan hidrogeomorfološkim, biološkim i antropogenim faktorima (Seo i sar., 2015; Ruiz-Villanueva i sar., 2016). Mogu se porediti sa sedimentom u smislu transporta i taloženja obzirom da su ovi procesi regulisani hidrauličkim uslovima i morfologijom riječnog kanala, kao i fragmentacijom riječnog toka tj. postavljenim branama (de Brouwer i sar., 2017; Nakamura i sar., 2017). Bruge i sar. (2018) navode značaj meteoroloških uslova, vjetra i površinskog otcajaja izazvanog kišom kao jednih od najvažnijih faktora koji utiču na unos plastičnog otpada u tekuće površinske vode. Povećanjem nivoa vode može doći do unošenja plastike sa obala ili vegetativnim priobalnim zonama. Sa druge strane, tokom poplava, plastika se akumulira u npr. vegetaciji (van Emmerik i sar., 2019).

Postepenim transportom, ove materije formiraju komponentu hranjivih materija duž riječnih koridora i tokom faze taloženja. Organizmi vezani za plutajuće materije mogu ih konzimirati ili se hraniti organizmima povezanim sa ovim materijama (Heerhartz i sar., 2016). Komponente u sastavu ovih materija se razlikuju po svom sastavu i samim tim mogu imati različitu hranjivu vrijednost (npr. lišće za mikroorganizme i makro beskičmenjake koji su na dalje izvor hrane za rakove, guštere, ptice). Svakako, značaj ovih materija kao nutritivnog resursa varira u zavisnosti od karakteristika riječnog ekosistema kao i godišnjeg doba (Shumilova i sar., 2019).

Od mnogih materija koje spadaju u grupu plutajućih, plastični materijali (otpad) privukli su veliku pažnju. Kako je plastika dizajnirana da traje duži vremenski period, neprikladno odloženi plastični predmeti ostaju u prirodi duže vrijeme. Plastika je sintetički materijal napravljen od ugljovodonika koji se može oblikovati u čvrste predmete različitih oblika i veličina. U 2017. godini procijenjena proizvodnja je iznosila 348 miliona tona širom svijeta (*PlasticsEurope, 2018*). U transportnom sektoru, upotreba plastične ambalaže za prevoz robe rezultirala je velikim smanjenjem emisije CO₂ po km. Osnovni polimeri koji se danas proizvode su polipropilen, polietilen visoke i male gustine, polietilen tereftalat, polistiren, poliamid i polivinil-hlorid. Najčešći izrazi (na osnovu dimenzija) koji se koriste za zagađenje plastikom su nanoplastika, mikroplastika, mezoplastika, makroplastika, megoplastika (*Blettler i sar., 2017; Frias i Nash, 2019*).

Pojava većih plastičnih fragmenata u riječnim vodama i njihov unos u priobalna područja uglavnom su nedovoljno okarakterisani. Rezultat toga je nedostatak koenzistentnih metodologija uzorkovanja ili praćenja većih fragmenata plastike (*Castro-Jiménez i sar., 2019*). Naučna zajednica je više napora uložila u ispitivanja sudbine mikroplastike i pored toga što je makroplastika važna kao sekundarni izvor mikroplastike usljed toga što podliježe procesima razgradnje/usitnjavanja (*Gewert i sar., 2015*). Studije opterećenja slatkovodnih voda makroplastikom sprovedene su za rijeku Saigon (Vietnam) (*Lahens i sar., 2018*), Senu (Francuska) (*Tramoy i sar., 2019*), Temzu (UK) (*Morritt i sar., 2014*), Tiber (Italija) (*Crosti i sar., 2018*).

Plastika se razgrađuje sporo, često tokom stotina, ako ne i hiljadama godina. To povećava šansu da mikroplastika bude progutana, ugrađena i akumulirana u tijela i tkiva mnogih organizama (*Reynolds i Rayn, 2018*). Čitav ciklus i kretanje mikroplastike u prirodi još nije poznat, ali trenutno su u toku istraživanja kako bi se odgovorilo na ovo pitanje. *Conchubhair i sar. (2019)* navode da zagađenje plastikom predstavlja opasnost za vodene ekosisteme i zdravlje ljudi. Istraživanja riječnog transporta plastičnog otpada pripada grupi mladih nauka. Prva ispitivanja su sprovedena početkom ove dekade i uključivala su uzorkovanje, kvantifikaciju, ispitivanje sastava plastičnog otpada i varijacije tokom vremena i prostora, prvenstveno u Evropi i Sjevernoj Americi. Zapravo, većina dosadašnjih istraživanja bila su usmjerena na ispitivanje količine, sastava, metodologije uzorkovanja mikroplastike u akvatičnim sistemima (*Wang i sar., 2017; Koelmans i sar., 2019; Mani i sar., 2019*), kao i na ekološke efekte mikroplastike u smislu njihovog usvajanja od strane

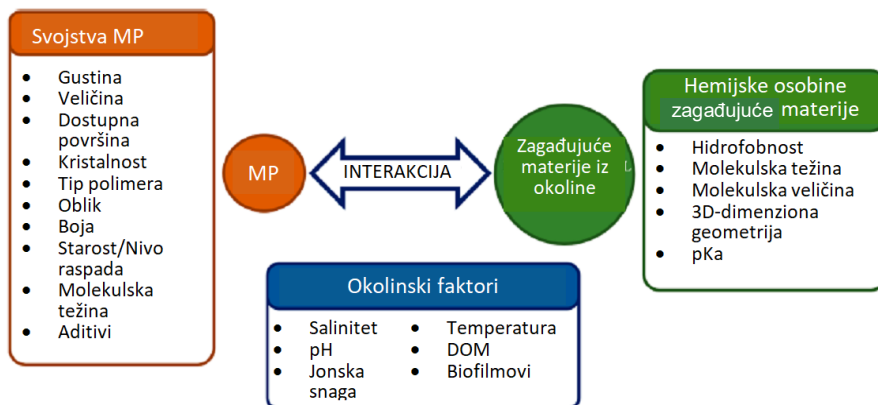
vodenih organizama (*Horton i sar., 2018; Biginagva i sar., 2016; Windsor i sar., 2019; Reynolds i Rayn, 2018*).

Sudbina mikroplastike u slatkovodnim sistemima i dalje predstavlja izazov za istraživanja njenog riječnog transporta, a do sada su ustanovljena tri najvažnija procesa koja utiču na sudbinu: transport, akumulacija, procesi razgradnje kojima je izložena. Iz makroplastike koja podlegne procesu razgradnje nastaju sekundarni tokovi mikro i nanoplastike. Za horizontalni transport unutar slatkovodnih sistema, protok predstavlja jedan od osnovnih parametara koji utiču na brzinu i daljinu kretanja plastike. U rijekama u kojima je izmjerena horizontalna raspodjela, a u kojima je protok određen u poprečnom presjeku rijeke, uočena je najveća količina plastike na površini (*van Emmerik i sar., 2018*). Međutim, na kretanje plastike se mora uzeti u obzir, kako je navedno, i vjetar, posebno kada je u pitanju ekspanzirani polistiren male gustine ili boce napunjene vazduhom poput PET boca. Usljed uticaja vjetra, ova vrsta plastike se lako pomjera dalje i brže ili ima tendenciju kretanja ka plažama i obalama (*Corcoran i sar., 2015; Faure i sar., 2015*). Druga dimenzija transporta je vertikalni transport gdje se plastični materijali kreću ka sedimentu i obrnuto ka površini. Turbulencije koje mogu nastati olujama ili neravnim terenom, važne su promjenjive koje rezultiraju vertikalnim mješanjem plastike (*Lebreton i sar., 2018*). Plastika veće gustine ima veću tendenciju da tone u odnosu na plastiku male gustine. Takođe, folije sa velikim odnosom površine i mase češće su prekrivene ostalim zagađenjem ili bivaju obrasle algama što ih čini težim i veća je vjerovatnoća da će potonuti ili ostati u donjem dijelu vodenog stuba. Niže u vodenom stubu, horizontalni transportni mehanizam je slabiji i manje izražen. U sedimentima, dolazi do akumulacije plastike velike gustine, ali i folija i mikro i nanoplastike (*Mani i sar., 2019*). Transport plastike kroz sedimente može se uporediti sa transportom drugih čvrstih materijala, kao što je šljunak i pijesak. *Hurley i sar. (2018)* su ukazali na smanjenje koncentracije mikroplastike u riječnom koritu kao rezultat poplava. Za makroplastiku, ovi procesi su još uvijek nedovoljno istraženi.

Plastični ostaci u riječnim sistemima bivaju podvrgnuti degradaciji. Mehanizam razgradnje uključuje mehaničku razgradnju, razgradnju fizičkim kontaktom sa drugom plastikom ili predmetima, kao i termičku i UV degradaciju ili fotodegradaciju (*Andrady, 2015*). Iako se dešava, biorazgradnja se ne smatra značajnim doprinosom degradaciji plastike u vodenom okruženju zbog male brzine odvijanja ovog procesa. Hemijski uticaj na vodenu sredinu može se pripisati zaostalim monomerima iz proizvodnje prisutnim u plastici. Pored toga, plastika može sadržati neke

od hemijskih dodataka koji se dodaju za poboljšanje fizičkih svojstava kao što su boja, gustina, otpornost, tvrdoća. Mnogi od ovih aditiva izazivaju ekotoksikološke efekte na ljude i akvatične organizme (Menéndez-Pedriza i Jaumot, 2020). Primjeri ovih aditiva su bisfenol A, kao i pojedini, uobičajeni usporivači gorenja i antimikrobna sredstva (Talsness, 2008; Vandenberg i sar., 2009; Hahladakis i sar., 2018). Hidrofobna priroda mikroplastike podrazumjeva potencijal akumulacije hidrofobnih supstanci kao što su perzistentne organske zagađujuće materije, uključujući polihlorovane bifenile, policiklične aromatične ugljovodonike, polihlorovane difenil etre, DDT, heksahlorocikloheksane i organohlorne pesticide.

Distribucija plastičnih ostataka rezultat je složene kombinacije faktora koji utiču u različitim vremenskim i prostornim skalama, uključujući izvore, karakteristike plivajućeg otpada ali i prirodnu dinamiku dijelova životne sredine kroz koje se kreću (Rodriguez i sar., 2019). Proces hemijskog transfera između fluidne faze kakva je voda do čvrste faze (npr. plastični otpad ili rastvorena organska materija) određuje sorpciju zagađujuće materije. Ovaj termin povezan je sa dvije vrste procesa: apsorpcija i adsorpcija. Iako se u mnogim slučajevima oba procesa mogu pojaviti istovremeno, proces adsorpcije je dominantan pri nižim koncentracijama organske materije usljed jače interakcije sa površinom čvrste faze. Pri višim koncentracijama, vjerovatnije je da će doći do apsorpcije zbog veće količine dostupnih jedinjenja (Rodrigues i sar., 2019). Mehanizmi sorpcije između organskih zagađujućih materija i mikroplastike zavise od interakcija između njih (najvažniji faktori interakcije prikazani su na slici 8).



Slika 8. Osnovni faktori koji utiču na interakciju između mikroplastike i hemijskih polutanata (modifikovano iz Menéndez-Pedriza i Jaumot, 2020)

Veliki broj zagađujućih materija je do sada otkriven na plastičnom otpadu. Neke od njih su povezane sa proizvodnjom plastike, dok su ostale sa izvorima zagađivanja kao što su industrijske aktivnosti i prolivanje nafte (*Gauquie i sar., 2015*). Prema *Hirai i sar. (2011)*; *Rochman i sar. (2013)*, detektovane koncentracije materija u plastičnim fragmentima, koje se najčešće koriste kao aditivi iznosile su: alkilfenol do 3940 ng/g, bisfenol A (35 ng/g i maksimalna koncentracija 700 ng/g) i polibromovani difenil etri, PBDE (od 0,1-400 ng/g i maksimalna koncentracija 9900 ng/g). *Holmes i sar. (2012)* su dokazali da plastika pokazuje snažnu apsorpcionu sposobnost prema metalima, gdje su se koncentracije za Al, Fe, Cu, Pb, Zn kretale i do 300 µg/g, za Cd, Cr, Co, Cu, Ni do 80 µg/g. Međutim, *Koelmans i sar. (2016)* ukazuju na neke pojave koje mogu umanjiti značaj mikroplastike kao „nosioca“ zagađujućih materija. Naime, pored akumulacije na mikroplastici, dobro je poznato da se perzistentne organske materije neselektivno sorbuju na organskom ugljeniku u životnoj sredini, obzirom da su pronađeni u sedimentu, algama, lipidnoj frakciji bioloških organizama. Obzirom na veće obilje sedimenta, algi i akvatičnih organizama u poređenju sa česticama mikroplastike, frakcija ovih materija sorbovana na mikroplastici biće manja u poređenju sa ostalim medijumima. Iz tog razloga, značaj mikroplastike kao vektora transporta datih materija biće zanemarljiv (*Koelmans i sar., 2016*). *Oberbeckmann i sar. (2018)* u svom radu, ukazali su na mogućnost transporta mikroorganizama, uključujući enteroviruse i protozoe prisutnih u otpadnim vodama jer se ovi organizmi mogu akumulirati u biofilmu i putem mikroplastike dospjeti na veće udaljenosti (*Atanasova i sar., 2018*). *McCormick i sar. (2016)* su u studiji devet riječnih tokova u Ilinoisu detektovali značajnije prisustvo *Pseudomonas spp.*, *Burkholderiales incertae sedis*, i *Campylobacteraceae* na mikroplastici u odnosu na ostale suspendovane čestice i vodu.

Potencijalni izvori i mehanizmi prenosa plastike (slici 9) i mikroplastike prisutne u slatkovodnim sistemima do vode za piće su brojni. Pored toga, neke komponente postrojenja za tretman vode za piće i distributivne mreže napravljeni su od plastike a njihova abrazija može doprinjeti pojavi mikroplastike u vodi za piće. *WHO (2019)* navodi da, iako tretman vode može biti efikasan u uklanjanju mikroplastike, za sada je nedovoljno podataka da bi se procijenio rizik i podržale adekvatne opcije upravljanja rizikom po zdravlje ljudi. Naime, potrebno je više podataka da bi se razumjela sudbina mikroplastike u različitim procesima tretmana (bistrenje i oksidacija) pod različitim operativnim uslovima, uključujući optimalni i neoptimalni rad. Takođe, prema izvještaju ove organizacije, potrebno je razumjevanje sastava čestica, prije i poslije

tretmana kao i u distributivnom sistemu, kao i bolje razumjevanje odnosa između mutnoće vode i koncentracije mikroplastike tokom pripreme vode za piće.



Slika 9. Primjeri izvora i puteva plastike i mikroplastike u slatkovodnim sistemima i dospjevanja do vode za piće (modifikovano iz WHO, 2019)

Stiropor, koji je takođe vrlo često u sastavu plutajućeg otpada, je široko rasprostranjen obzirom da se koristi kao izolacioni materijal u građevinskoj industriji, za proizvodnju ambalaže za jednokratnu upotrebu kao i za izolaciju. U velikoj mjeri je potisnuo primjenu staklene vune što rezultira i produkcijom otpada od stiropora različite veličine deponovane u vodenim i kopnenim ekosistemima. Otpad od stiropora se javlja u sitnozrnastom obliku i samim tim ima potencijal za sorpcijom zagađujućih materija ne samo iz vode, nego i iz vazduha i tla. Odlikuje se velikim odnosom mase i površine i poroznom strukturom što dodatno povećava njegov sorpcioni kapacitet.

Graca i sar.(2014) su ispitivali prisustvo žive na stiroporu i izmjerili najviši sadržaj žive (3,863 ng/g suve materije) što je premašilo standard za sediment. Vezivanje žive prema ovim autorima odvija se u kontaktu stiropora sa vodom i vjerovatno sa zemljištem. Značajnu ulogu u ovom procesu imali su biotički faktori, kao što je prisustvo biofilma i abiotički, tj. sunčevo zračenje i transformacije žive u različite oblike u ovim uslovima, što je imalo uticaj na pojavu najviše koncentraciju u ljetnom periodu. Heksabromociklododekani (HBCD), bromovani usporivači plamena, nedavno su otkriveni u ekspaniranom polistirenu (stiroporu), otpadu nađenom u moru.

Autori *Jang i sar. (2016)* su pretpostavili da ovakvi ostaci predstavljaju izvor aditiva u morskom okruženju. Istražili su potencijalnu akumulaciju HBCD u lipidnom tkivu dagnji koje nastanjuju stiropor, pri čemu je ustanovljen visok nivo (do 5160 ng/g lipida) ove zagađujuće materije a što upućuje na zaključak da stiropor podržava prenos HBCD-a na ove organizme.

2.2.3. Ispuštanje otpadnih voda

U riječnom slivu, tipične antropogene aktivnosti koje predstavljaju potencijalni izvor zagađenja su: poljoprivredna aktivnost, industrijska aktivnost, saobraćaj, rekreativne aktivnosti, akvakultura.

U tabeli 4 dat je pregled pojedinačnih zagađujućih supstanci i grupa kojima pripadaju, indikatora i patogena koji se mogu naći u površinskim vodama i aktivnosti koje dovode do njihovog oslobađanja.

Otpadne i oborinske vode obično obuhvataju otpadne vode generisane u domaćinstvima, institucijama, industrijskim pogonima, komercijalnim objektima i otpadne vode koje potiču od padavina (kiše i topljenje snijega) u nepropusnim područjima.

U kojoj mjeri patogeni iz ljudskih izlučevina i hemijske zagađujuće materije iz otpadnih voda dopijevaju do površinskih vodnih tijela zavisi od: karakteristika sliva; karakteristika otpadnih voda i posljedičnih opterećenja i koncentracije hazarda kao i dizajna i funkcionisanja sanitarnog sistema odvodnje otpadnih voda. Jedan od najvažnijih hazarda u komunalnim otpadnim vodama je prisustvo patogena obzirom na njihov potencijal da izazovu bolesti. U zavisnosti od karakteristika otpadnih voda i vrste i efikasnosti procesa prečišćavanja otpadnih voda, ovim tretmanom može se postići inaktivacija patogena za samo dva log (*Von Sperling i Chernicharo, 2005*). Imajući u vidu brojnost patogena u sirovoj otpadnoj vodi, čak i prečišćena otpadna voda je i dalje zarazna i predstavlja izvor zagađivanja površinskih voda.

U slučajevima gdje se otpadne vode hemijski dezinfikuju, ne podrazumijeva se i postizanje deaktivacije parazita i virusa otpornih na dezinfekciju. Iako su bakterije generalno osjetljivije na dezinfekciju, postupak dezinfekcije otpadne vode će takođe biti manje efikasan ako su one unutar čestica koje se u otpadnoj vodi nalaze i na taj način bivaju zaštićene od dezinficijensa.

Tabela 4. Pregled potencijalnih hazarda u riječnom slivu i njihovi tipični izvori (WHO, 2016)

| Klasa hazarda | Primjeri | Tipični izvori | | | | | |
|---------------|---|----------------|-------------|----------------|--------------------|-----------|------------|
| | | Poljoprivreda | Akvakultura | Otpadne vode | Industrija | Saobraćaj | Rekreacija |
| Mikrobiološki | <i>E.coli</i> ^{1,2} | + | | + | | | + |
| | Termotolerantne koliformne bakterije ^{1,2} | + | | + | | | + |
| | Intestinalne enterokoke ^{1,2} | + | | + | | | + |
| | <i>Clostridium perfringens</i> ^{2,2} | + | | + | | | + |
| | Kolifagi ^{2,2} | + | | + | | | + |
| | <i>Bacteroides fragilis</i> ³ | | | + | | | + |
| | Enterični virusi ³ | | | + | | | + |
| | Patogene bakterije ² | + | | + | | | + |
| | Patogeni virusi ³ | | | + | | | + |
| | Patogene protozoe ² | + | | + | | | + |
| Hemijski | Patogeni helminti ² | + | | + | | | + |
| | Toksini cijanobakterija ³ | + | + | + | | | + |
| | Amonijak | + | + | + | + ⁵ | + | |
| | Arsen | + | | | + ⁶ | | |
| | BTEX | | | | + | + | |
| | Kadmijum | + | | + | + | | |
| | Halogenovani ugljovodonici | + | | | + ⁷ | + | |
| | Hloridi | + | | + | + ⁷ | + | |
| | Hrom | | | | | + | |
| | Cijanidi | + | | | + | | |
| | Đubriva | + | | | + | | |
| | Olovo | | | | + | + | |
| | Živa | | | | + | | |
| | Mangan | + | | + | + ⁷ | + | |
| | Nikl | | | | + | | |
| | Nitrati/nitriti | + | | + | + ⁵ | + | |
| | Pesticidi | + | + | | + | + | |
| | Fosfor | + | + | + | | | |
| | Sulfati | | | | + | | |
| | Ukupne rastvorene materije | | | + ⁸ | + ⁷ | + | |
| Uran | + | | | + ⁶ | | | |
| Fizički | Mutnoća | + | | + ⁸ | + | + | |
| | Gvožđe | + | | + | + ^{6,7} | + | |
| Radiološki | Radionuklidi | | | | + ^{6,7,8} | | |

BTEX: benzen, toluen, etilbenzen, ksilen
¹Indikator fekalnog zagađenja; ²Tipično sadržan u ljudskom i životinjskom fecesu; ³Tipično sadržan u ljudskom fecesu;
⁴Posljedice prekomjernog opterećenja fosforom i azotom; ⁵Uključuje aktivnosti upravljanja otpadom; ⁶Uključuje rudarske aktivnosti; ⁷Uključuje industrijske efluente; ⁸Uključuje prirodne rude

Mikroorganizmi u površinskim vodama nisu raspoređeni haotično, već po određenom redu u zavisnosti od uslova koji pogoduju njihovom razvoju. U rijekama se može govoriti o jednom prostornom rasporedu mikroorganizama, niz rijeku, tako da vremenski raspored mikroorganizama u stajaćim vodama dobiva prostorni izražaj u tekućoj vodi. Kanalizacione vode jako mijenjaju ekološke uslove za život mikroorganizama u riječnoj vodi, pa se tako mogu uočiti izvjesne pravilnosti u smjeni mikroorganizama u toku razlaganja organske materije. Ta pojava poznata je pod imenom prirodno „čišćenje“ rijeka ili autopurifikacija rijeka odnosno kanalizacionih voda u rijekama. Može se očekivati širok spektar varijacija broja patogena u površinskim vodama obzirom da niz faktora određuje njihovu pojavu. Pojedini enterični virusi (rotavirus i norovirus) poznati su po karakterističnim sezonskim obrascima pojavljivanja, dok su neki drugi (adenovirus) prisutni tokom cijele godine. U kojoj mjeri će životinje sa farme prenositi i širiti patogene zavisi od njihovog broja, pristupa vodi i lokaciji gdje su smješteni u odnosu na vodotok kao i od oticanja usljed erozije. Slično tome, stepen do kojeg divlje životinje prenose i šire patogene organizme zavisiće od njihovog kontakta sa ljudima i gustine naseljenosti. Ljudi, životinje i životna sredina služe kao rezervoari i izvori mikroorganizama koji predstavljaju hazard za javno zdravlje, tzv. patogena koji se prenose vodom. Pojednim bakterijama (*Legionella*, *Vibrio*), životna sredina može služiti kao rezervoar prirodnih patogena u površinskim vodama. Pored datih bakterija, životna sredina je i izvor *Acanthamoeba* i adenovirusa. Do sada je ustanovljeno da *Cryptosporidium*, *Escherichia coli* O157, *Enterovirus*, *Giardia* potiču od životinja, dok je pored nabrojanih, čovjek dodatno izvor norovirusa, rotavirusa, *Shigella*, *Staphylococcus aureus*. Generalno, patogeni porijeklom iz ljudskih i životinjskih izlučevina deaktiviraju se ili „odumru“ i ne mogu dugo opstati u površinskim vodama, za razliku od onih koji potiču iz životne sredine. Vodeni patogeni koji potiču iz životne sredine mogu se brojčano uvećati do visokog nivoa u površinskim vodama pod određenim uslovima koji su uglavnom određeni temperaturom i prisustvom hranjivih materija.

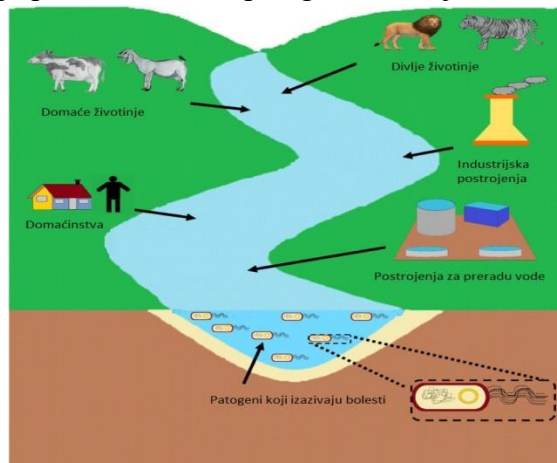
Posljednja istraživanja su u najvećoj mjeri usmjerena na detekciju koronavirusa SARS-CoV-2 (fragmenata njegove nukleinske kiseline). Nedavno su otkriveni u muljevima sa postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda (*Alpaslan Kocameci i sar.*, 2020), otpadnoj vodi kanalizacionih sistema (*Ahmed i sar.*, 2020; *Medema i sar.*, 2020), otpadnim vodama koje potiču iz bolničkih ustanova, sekundarno tretiranoj otpadnoj vodi (*Haramoto i sar.*, 2020), riječnoj vodi (*Guerrero-Latorre i sar.*, 2020; *Haramoto i sar.*, 2020; *Rimoldi i sar.*, 2020). Prema *Tran i*

sar. (2021), dijelovi fecesa i maske pacijenata kojima je dijagnostikovana ova bolest smatra se primarnim putem prenosa korona virusa u vodu i otpadnu vodu. Većina tipova virusa iz ove grupe (što je pretpostavlja se i slučaj sa SARS-CoV-2) relativno brzo se inaktivira u vodi. Preživljavanje humanog korona virusa 229E u vodi je 7 dana na 23 °C.

Prema ovim autorima, period opstanka u vodenim sredinama u velikoj mjeri zavisi od temperature, svojstava vode, koncentracije suspendovanih čvrstih materija, sadržaja organske materije, pH vrijednosti kao i doze upotrebljenog dezinfekcionog sredstva pri tretmanu vode.

Patogeni opstaju kratak vremenski period u tropskim klimatskim uslovima, mjeri se periodom jednog dana, pri čemu u zimskom periodu duže, čak i do mjesec dana. Takođe, patogeni mogu značajan vremenski period opstati u fecesu, gdje mogu preživjeti tokom zime i sa zemljišta dospjeti u vodu tokom otapanja snijega ili tokom olujnih događaja (Kistemann i sar., 2002). Ostali faktori, poput sunčevog zračenja, mogu pozitivno uticati na smanjenje broja patogena a jedan od vrlo značajnih faktora koji utiče na brzinu inaktivacije u većini površinskih voda je temperatura. Virusima imaju široku i srednju perzistentnost (preživljavaju danima pa čak i do nekoliko nedelja) što im omogućavaju njihove karakteristike: mala veličina, stabilnost u širokom opsegu temperature i pH, otpornost na različite hemijske agense kao što su oksidanti i proteolitički enzimi i sklonost ka agregaciji i adsorpciji na površini čestica.

Nepraktično je analizirati širok spektar patogena iz svih potencijalnih izvora zagađenja površinskih voda (slika 10), posebno ne onih za koje nije potvrđeno da su patogeni za čovjeka (Ashbolt, 2001).



Slika 10. Potencijalni izvori zagađenja površinskih voda patogenim mikroorganizmima

Efikasniji pristup je praćenje kvaliteta sirove vode za indikatore izvora zagađenja, naročito fekalnog zagađenja.

Indikatorski organizmi se koriste u različite svrhe:

- procjena u nadzornom i verifikacionom monitoringu (fekalni indikatori),
- efikasnosti proseca kao što su filtracija i dezinfekcija u validacionom monitoringu,
- procjena integriteta distributivnog sistema u operativnom monitoringu.

Escherichia coli je bakterija koja se uobičajeno nalazi u fecesu (moguće prisustvo 100 miliona bakterija/g fecesa). Efikasan je indikator nedavne fekalne kontaminacije vode iz sledećih razloga: prisutna je u velikom broju u fecesu; obično nije prisutna u nezagađenoj vodi; dospijevanjem u vodu polako se inaktivira ali preživljava najmanje dugo koliko ostali patogeni koji se prenose vodom (npr. bakterije koje uzrokuju trbušni tifus, koleru i dizenteriju); relativno lako se detektuje. U grupu termotolerantnih koliformnih bakterija spadaju, pored *E. coli* i druge vrste enteričnih bakterija iz ovog roda i neke vrste rodova *Klebsiella*, *Enterobacter* i *Citrobacter* od kojih se pojedine mogu naći u životnoj sredini u tropskim i nekim zemljama sa umjerenom kontinentalnom klimom što ukazuje na činjenicu da prisustvo ovih bakterija ne mora nužno ukazivati na prisustvo ljudskog i životinjskog otpada u vodi. Iz tog razloga, termotolerantne bakterije nisu potpuno pouzdan pokazatelj fekalne kontaminacije, već samo alternativni.

2.3. Tehnologija pripreme vode za piće

2.3.1. Izbor tehnološkog procesa

Veći dio površinskih voda i značajan dio podzemnih voda već je zagađen i na globalnom nivou zagađuje se i dalje, uprkos zaštitnim mjerama i strožijim propisima. U okviru razmatranja tehnoloških procesa pripreme vode za piće, postoji stalna potreba rješavanja problema postizanja odgovarajućeg kvaliteta vode, bez obzira da li se radi o zahvatanju i tretmanu površinskih tokova, vode iz akumulacionih jezera ili podzemnih izdani. Nedostatak vode i zagađenje predstavljaju problem u svim sferama života. Među raspoloživim metodama prečišćavanja, neophodno je naći adekvatnu tehnologiju koja je prije svega prilagodljiva datom kvalitetu sirove vode, a i ekonomski opravdana.

Vremenom se proces pripreme vode sve više usložnjava, tako da sve više postaje zahtjevna i kompleksna oblast. Razlog tome je: voda koja se koristi za pripremu vode za piće je sve lošijeg kvaliteta; zahtjevi u pogledu kvaliteta vode za piće su sve strožiji; analitičke metode su sofisticiranije. Razvoj novih grana industrije i intenzifikacija poljoprivrede imali su za posljedicu povećanje postojećih i produkciju velikog broja novih polutanata čije uklanjanje nisu mogli da obezbjede konvencionalni postupci pripreme vode za piće (*Jahangir i sar., 2015*).

Da bi se napravio pravilan izbor tehnologije pripreme vode za piće neophodno je poznavanje kvaliteta vode izvorišta sa velikog broja aspekata. Na kvalitet površinskih voda, pored antropogenih uticaja, veliki značaj imaju u prirodni faktori tj. meteorološki i hidrološki uslovi, koji su najčešće van ljudske kontrole. Ove pojave mogu potencijalno uticati na riječni sliv, vodozahvat, rezervoare vode, procese pripreme vode ili stabilnost distributivnog sistema (*Khan i sar., 2015; Stanković i sar., 2019*). Iz tog razloga se moraju imati i podaci o kvalitetu vode u uslovima naglih i velikih promjena pojedinih karakteristika vode, kao što je: mutnoća vode u vrijeme velikih voda; ljetni maksimum i zimski minimum temperature vode; povećana koncentracija produkata metabolizma algi (obično u kasno ljeto i ranu jesen). Voda u akumulacijama daleko sporije mijenja svoj kvalitet nego voda u vodotoku i u tom pogledu njena priprema je značajno lakši zadatak; ali i tu treba utvrditi razmjere posljedica nekih promjena kvaliteta vode izraženih upravo u akumulacijama, kao što je „prevrtanje“ vode i masivan rast algi.

Tehnologija pripreme površinskih voda u osnovi ima zadatak uklanjanje mutnoće, ukusa, mirisa, bakterija, virusa, algi, rastvorenih organskih i mineralnih materija i suspendovanih materija (*Klašnja, 2009*). Za izbor tehnološkog procesa (za određen kvalitet vode), najbolje je izvršiti ispitivanja na pilot postrojenju, da bi se mogla odabrati primjenjiva tehnologija na industrijskom postrojenju. Sam proces pripreme vode za piće ima veliki broj tehnoloških zahtjeva koji su prouzrokovani kako tehničkim tako dijelom i ekonomskim faktorima, te uslovljenostima koje proizilaze iz potreba efikasne kontrole i vođenja procesa. Konvencionalne tehnologije su one sa širokom upotrebom, dokazane i prihvaćene efikasnosti u tretmanu vode za piće. Često su hemijski, energetski i operativno intenzivne. Već decenijama se široko primjenjuju u velikim i srednjim skalama i imaju uspješnu zaštitu javnog zdravlja od bolesti koje se prenose vodom. Nekonvencionalne tehnologije obrade vode uključuju tehnike koje su trenutno u razvoju i još uvijek su sa ograničenom primjenom u velikim ili srednjim skalama. Razvoj ovih metoda pokrenut je otkrivanjem štetnog dejstva nus-produkata

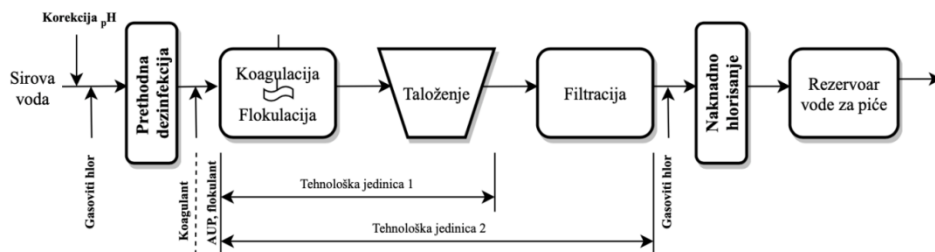
dezinfekcije koji nastaju primjenom konvencionalnih hemijskih tretmana (npr. hlorisanjem), zahtijevima za višim nivoom kvaliteta vode za piće i troškovima povezanim sa konvencionalnim metodama. Ove metode se danas razvijaju ili kao potpuno nove ili kao varijacije konvencionalnih tehnologija.

(1) Konvencionalni proces pripreme vode

Mnoga postrojenja za prečišćavanje vode koriste kombinaciju koagulacije, taloženja, filtriranja i dezinfekcije da bi javnosti obezbjedila čistu i bezbjednu vodu za piće. Ova kombinacija tehnoloških postupaka je najčešće primjenjivana tehnologija pripreme vode i koristi se od početka 20. vijeka.

Separacioni postupak bistrenja vode predstavlja uklanjanje suspendovanih i koloidnih čestica koje uslovljavaju mutnoću vode, te je na osnovu toga glavna faza tehnološkog procesa pripreme vode. Prirodno taloženje je najjednostavniji proces, a zasniva se na izdvajanju suspendovanih čestica iz vode, koje pod uticajem zemljine teže padaju na dno taložnika. Mutnoća vode koja potiče od koloidno dispergovanih čestica huminskog porijekla, karakteristična za površinske vode (Kitchener i sar., 2017), ne može se ukloniti iz vode procesom taloženja.

Kod konvencionalnog procesa pripreme, bistrenje se obavlja postupkom koagulacije, flokulacije, separacije nastalih flokula gravitacionim taloženjem i završnog bistrenja vode filtracijom, po pravilu, pješćanim filterom. Dezinfekcija se najčešće vrši tečnim hlorom, koji se primjenjuje u fazi prethlorisanja i nakon obrade vode filtracijom. Podešavanje pH vrijednosti se koristi kada je neophodno, a kao opcija se koristi aktivni uglj u prahu (AUP) i flokulant (slika 11).



Slika 11. Konvencionalni proces pripreme vode za piće

Konvencionalni proces je uglavnom dobar izbor za obradu površinske vode sa velikom mutnoćom i/ili velikim promjenama mutnoće. To je omogućeno primjenom gravitacionog taložnika, čime je osiguran veliki kapacitet uklanjanja čestica mutnoće i velika fleksibilnost procesa bistrenja na promjene mutnoće sirove vode. U novije vrijeme sve češće se gravitacioni taložnik izvodi kao lamelarni taložnik a filteri sa kvarcnim pijeskom (jednomedijumski) se zamjenjuju sa ispunom od antracita i kvarcnog pijeska (dvomedijumski).

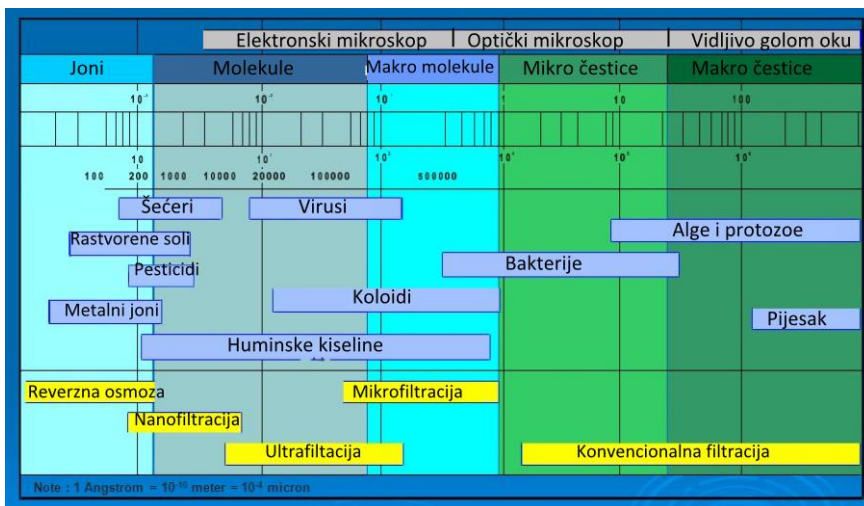
Čestice koje se mogu naći u površinskim vodama mogu biti organskog i neorganskog porijekla. Neorganskog porijekla su uglavnom čestice zemlje, pijeska, mineralnih oksida, koje dospijevaju u vodu procesima erozije (*Bright i sar., 2020*). U čestice organskog porijekla spadaju bakterije, virusi, alge, produkti razgradnje biljnog i životinjskog tkiva, i sl. Koja metoda bistrenja vode će se odabrati u najvećoj mjeri zavisi od dimenzija čestica prisutnih u vodi. U tabeli 5 su prikazana orijentaciona vremena koja su potrebna za taloženje čestica različitih veličina.

Tabela 5. Brzine taloženja suspendovanih čestica u vodi (*Wang i sar., 2005*) (pri temperaturi 10°C, sferne čestice)

| Veličina čestice (µm) | Približno vrijeme potrebno da čestica pređe put od 1 m | Tipični materijal |
|-----------------------|--|-------------------|
| 10000 | 1,2 s | šljunak |
| 1000 | 9 s | krupni pijesak |
| 100 | 2 min | fini pijesak |
| 10 | 2 sata | mulj |
| 1 | 6 dana | bakterije |
| 0,1 | 800 dana | čestice gline |
| 0,01 | 250 godina | huminske materije |

Prikazani podaci u tabeli 5 pokazuju da se čestice veće od 1 µm mogu iz vode uklanjati taloženjem. Čestice veličine <1 µm, čija je brzina taloženja jako mala, ne mogu se ukloniti taloženjem. Pri nižem sadržaju, ove čestice se iz vode mogu ukloniti filtracijom, a ako je sadržaj veći primjenjuje se koagulacija i flokulacija, nakon čega se iz vode izdvajaju taloženjem i filtracijom. Spektar veličina čestica koje se nalaze u vodi i

veličine filterskih pora primjenjenog procesa uklanjanja prikazane su na slici 12.



Slika 12. Spektar veličina čestica koje se nalaze u vodi i veličine filterskih pora primjenjenog procesa uklanjanja

U toku flokulacionog bistrenja značajno se smanjuje i obojenje vode mehanizmima precipitacije i koprecipitacije POM, kao i adsorpcije POM na obrazovanim flokulama. Isto tako flokulacionim bistrenjem se u velikoj mjeri smanjuje broj mikroorganizama (Hsieh i sar., 2015), pa je nakon toga dezinfekcija značajno olakšana.

Za obradu površinske vode boljeg kvaliteta, u prvom redu vode manje mutnoće i manje obojene vode (navode se, kao tipični podaci: mutnoća ≤ 15 NTU, boja ≤ 20 jedinica boje, TOC < 4 mg/l (MWH, 2005), što je karakteristično za vodu u akumulacijama, primjenjuje se tehnologija direktne filtracije koju karakteriše nešto „skraćen“ proces flokulacionog bistrenja. Karakteristično za direktnu filtraciju je izostavljanje separacije flokula gravitacionim taloženjem, već se kompletno uklanjanje mutnoće obavlja filtracijom. To je logično, jer je manja mutnoća sirove vode, manje su i doze koagulanata, tako da filter može da „savlada“ prisutan sadržaj čestica mutnoće u vodi poslije flokulacije. Da bi osigurali dovoljan kapacitet filtracije, u savremenim izvedbama direktne filtracije se najčešće postavlja dvomedijumski filter: obično sa slojem antracita iznad sloja pijeska, pri čemu je antracit sa značajno većom granulacijom od pijeska, npr. $> 1,4$ mm ili $> 1,6$ mm u

odnosu na najviše 1,2 mm za pijesak, čime sloj antracita zadržava krupnije flokule i time značajno produžava (do 3-4 puta) filtracioni ciklus u odnosu na pješčani filter. Za obradu površinske vode još boljeg kvaliteta, karakteristično za vodu iz dobro izvedenih i propisno održavanih akumulacija (kao tipične vrijednosti navode se: mutnoća ≤ 5 NTU, boja < 10 jedinica, TOC < 4 mg/l) primjenjuje se još više „skraćeni“ proces flokulacionog bistrenja, tzv. *in-lajn* filtracija ili kontaktna filtracija. Suština procesa je u tome da se zadržava samo koagulacija, dok se flokulacija djelimično odvija tokom transporta vode nakon koagulacije na filteru i tokom kratkotrajnog zadržavanja vode iznad samog filterskog sloja. Uklanjanje mutnoće obavlja se samo u filteru.

(2) Unapređeni/dodatni procesi pripreme vode

Razvoj i primjenu tehnologija za pripremu vode za piće uglavnom su pokretala tri osnovna faktora: otkrivanje novih zagađujućih materija koje su najčešće posljedica življenja stanovništva, usvajanje novih standarda kvaliteta vode i troškovi. Prvih 75 godina ovog vijeka, priprema vode primjenom hemijskih metoda, filtriranje preko zrnastih medijuma i hlorisanje bili su praktično jedini procesi koji su korišćeni u tretmanu vode. Međutim, tokom posljednjih 20 godina primjećena je promjena u pristupu pripreme vode za piće pri čemu su vodovodi počeli ozbiljno da razmatraju alternativne tehnologije u odnosu na tradicionalni pristup filtracija/hlorisanje. Mnoge od ovih tehnologija danas nisu nove za industriju vode. Međutim, njihova primjena je još uvijek ograničena i mnoga pitanja ostala su bez odgovora kada je u pitanju njihova široka primjena.

U koncipiranju procesa pripreme površinske vode, moguće kombinacije postupaka su: poboljšanje konvencionalnog procesa, naročito direktne ili *in-lajn* filtracije uvođenjem AUP u fazi koagulacije vode; u postupcima flokulacionog bistrenja, kao završno bistrenje može se primijeniti mikrofiltracija (Klašnja, 2009; Hoslett i sar., 2018) umjesto pješčanog filtera; primjena flokulacionog bistrenja kao postupak prethodne obrade vode, prije glavne obrade vode jednim od membranskih separacionih procesa. Proces „poboljšane koagulacije“ se odnosi na optimizaciju doze koagulantna i pH vrijednosti koagulacije, a u cilju izdvajanja prekursora dezinfekcionih nus produkata (trihalometana, halosirćetnih kiselina, haloacetonitrila, haloetona i trihloronitrometana) i snižavanje vrijednosti TOC (Bond i sar., 2014, Zheng i sar., 2016). Navedeni dezinfekcioni nus-produkti spadaju u grupu kancerogenih ili potencijalno kancerogenih supstanci (Bond i sar., 2012; Serano i sar.,

2015). Primjena predozonizacije i završna obrada vode sa granulisanim aktivnim ugljem (GAU) značajni su procesi kod tretmana voda sa visokim stepenom zagađenja (Hoslett i sar., 2018).

Svakako da je pored proizvodnje vode boljeg kvaliteta, unapređeni tretman komplikovaniji u odnosu na konvencionalni. Međutim, pojednostavljenje u procesu proizvodnje ozona posljednjih godina i smanjenje cijene GAU, imaju pozitivan efekat na predrasude da komplikovaniji unapređeni tretman poskupljuje proces.

Unapređeni procesi oksidacije (eng. *Advanced oxidation processes*, AOPs) zasnivaju se na generisanju visokoreaktivnih intermedijera, kao što su hidroksil radikali (OH[•]) koji su neselektivni, reaguju sa organskim i neorganskim molekulima sa konstantom brzine reakcije (10^6 - 10^9 mol l⁻¹s⁻¹). U tretmanu vode, najčešće se primjenjuje za degradaciju jedinjenja koje ozon teško oksiduje, kao što su fenoli, hlorovani ugljovodonici, geosmin, 2-metil izoborneol i dr. Hidroksilni radikali iniciraju kaskadne reakcije oksidacije, koje na kraju dovode do mineralizacije organskih jedinjenja. Osnovni procesi AOPs uključuju heterogene i homogene fotokatalize koje se zasnivaju na ultraljubičastom (UV) ili vidljivom zračenju, elektrolizi, ozonizaciji, Fentonovom reagensu i oksidaciji vlažnim vazduhom, te jonizovano i mikrotalasno zračenje, primjenu pulsne plazme i ferat (FeO₄²⁻) reagensa. U tabeli 6 su prikazani najviše ispitivani unaprijeđeni procesi oksidacije za tretman vode.

Tabela 6. Najviše ispitivani unaprijeđeni procesi oksidacije za tretman vode (Klavarioti i sar., 2009; Yang i sar., 2014; Miklos i sar., 2018).

| Ne-fotohemijski procesi | Fotohemijski procesi |
|---|---|
| Ozonizacija u baznoj sredini (pH > 8,5) | Procesi oksidacije na bazi UV zračenja |
| O ₃ /H ₂ O ₂ | H ₂ O ₂ / UV (λ ≤ 300 nm) |
| Fenton (Fe ²⁺ /H ₂ O ₂) | O ₃ / UV (λ ≤ 320 nm) |
| Fenton-slični procesi („Fenton-like“) | O ₃ / H ₂ O ₂ / UV (λ ≤ 320 nm) |
| Ultrazvuk (UZ) | Foto-Fenton (Fe ²⁺ /H ₂ O ₂ / UV) (λ ≤ 550 nm) |
| H ₂ O ₂ / UZ | Fotoelektro-Fenton (λ ≤ 550 nm) |
| O ₃ /UZ | Heterogena fotokataliza (TiO ₂ / UV) |
| Fenton / UZ | Sonofotokataliza |
| Elektrohemijska oksidacija | Fotoliza vode u ultravakumu (VUV) (λ ≤ 190 nm) |
| Oksidacija u superkritičnoj vodi | Mikrotalasi |
| Jonizacija | |
| Oksidacija vlažnim vazduhom | |

Nove tehnologije su usmjerene na uštedu električne energije a samim tim i očuvanje prirodnog okruženja. Tako proces solarne

pasterizacije koristi sunčevu energiju za postizanje dovoljno visoke temperature za određeni vremenski period (*Bello i sar., 2017*), inaktivnije ili uništava patogene mikroorganizme prisutne u vodi (*Ray i Jajin, 2014*). Solarna dezinfekcija koristi mikrobicidni efekat sunčevog UV zračenja. Učinak ovog metoda zavisi od intenziteta sunčevog zračenja, temperature, mutnoće i dr.

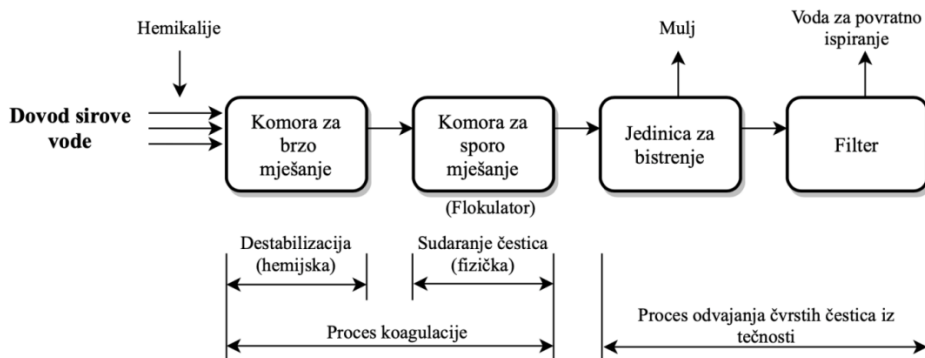
Fotokataliza je alternativna komplementarna metoda, gdje dolazi do formiranja oksidativnih specija koje pokazuju jaku baktericidnu aktivnost. Ova tehnologija mogla bi biti jedno od rješenja za mnoge probleme sa kojima se suočavamo u 21. vijeku. Heterogena fotokataliza uz titanijev dioksid (TiO_2) (*Helali i sar., 2014*) smatra se interesantnom alternativnom metodom prečišćavanja vode, te je stoga uvrštena u popis najbolje raspoloživih tehnika (NRT) u poglavlju „Emerging Techniques“ referentnog dokumenta za provođenje IPPC direktive EU.

Membranska filtracija se sastoji od jednog sloja materijala (tj. membrane) koji omogućava prolazak vode i dio rastvorenog ili suspendovanog materijala. Konkretno, primjenom mikro-, ultra- i nano-filtracije mogu se filtrirati čestice veličine 0,5–5, 0,005–0,5 i 0,0007–0,005 mm, respektivno. Reversnom osmozom mogu se ukloniti gotovo sve zagađujuće materije veće od molekula vode. Membrane su obično izrađene od tkanih vlakana, keramike, polimernih ili metalnih materijala (*Hoslett i sar., 2018*). Membrane koje se koriste za mikrofiltraciju i ultrafiltraciju mogu biti podvrgnute modifikaciji (npr. nanočesticama TiO_2) kako bi se poboljšale njihove performanse. Svakako, za primjenu ovih tehnoloških rješenja potrebni su izvori energije dostupni u dovoljnoj mjeri, hemikalije kao i obučena radna snaga.

2.3.2. Faze pripreme vode za piće

2.3.2.1. Koagulacija, flokulacija i taloženje

Koagulacija je jedan od najznačajnijih procesa koji se koristi u tretmanu površinskih voda. Ova faza se može definisati (*Karlović, 2002*) kao proces u toku kojeg koloidne čestice, dispergovane ili rastvorene u vodi gube svoju stabilnost i počinju da se sjedinjavaju formirajući agregate sačinjene od više čestica. Kada formirani agregati dostignu određenu veličinu, podliježu dejstvu sile teže i počinju da se izdvajaju iz disperzione faze (vode). Na slici 13 prikazana je blok šema procesa koagulacije vode.



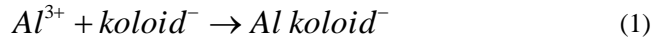
Slika 13. Blok šema procesa koagulacije praćenog filtracijom (Bogner i Stanojević, 2006)

Nečistoće koje se iz vode mogu ukloniti primjenom procesa koagulacije podrazumjevaju mutnoću, bakterije, alge, boju, organska jedinjenja, oksidovano gvožđe i mangan, kalcijum karbonat i čestice gline. Glina čini veliki dio prirodne mutnoće u sirovoj vodi, ali nije direktno štetna po ljudsko zdravlje. Međutim, glina utiče na ljudsko zdravlje indirektno preko adsorpcije, transporta i stvaranja neorganskih i organskih toksičnih sadržaja, virusa i bakterija. Koagulacioni (destabilizacioni) proces se odigrava trenutno po dodavanju koagulanta, dok flokulacioni (transportni) postupak podrazumijeva duže vrijeme za nastajanje krupnih flokula. Granica između ova dva procesa često nije jasno definisana. Veliki broj koagulanata ima sposobnost ispoljavanja obe funkcije. Njihova primarna uloga je neutralizacija naelektrisanja, ali utiču i na flokulaciju koloida.

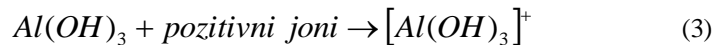
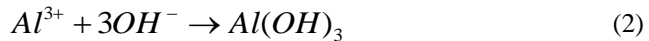
Efikasnost transporta čestice zavisi od temperature, volumetrijske koncentracije čestica, gradijenta brzine, vremena flokulacije i hidrauličkih osobina reaktora u kome se odvija taj proces (*Dalmacija, 2002*). Postoje dvije teorije koje objašnjavaju koagulacioni proces koloidnih sistema, a to su: hemijska teorija (gdje koloidi savladavaju naelektrisanje na svojim površinama jonizacijom hemikalija prisutnih na površini, a koagulacija ili destabilizacija se odvijaju zahvaljujući specifičnim interakcijama između koagulanta i koloida) i fizička ili teorija duplog sloja (*Šćiban, 2009*) gdje se pretpostavlja da je koagulacija koloida rezultat taloženja rastvorljivih cjelina koje su nastale hemijskim reakcijama.

Pošto su koloidni materijali najvećim dijelom negativno naelektrisani, za njihovu koagulaciju se najviše koriste soli trovalentnih metala, kao što su soli gvožđa i aluminijuma (aluminijum-sulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), aluminijum-hlorid (AlCl_3), gvožđe-sulfat $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, gvožđe-

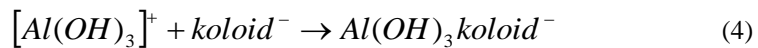
hlorid (FeCl_3)). Reakcije koje se odvijaju u hemijskoj koagulaciji su praktično iste kako za feri tako i za aluminijum-sulfat. Efekat dodatnih jona je utoliko veći ukoliko je njihova valentnost viša. Kada se rastvor aluminijum-sulfata doda vodi, molekuli disosuju na trovalentni aluminijum jon (Al^{3+}) i dvovalentni sulfat jon (SO_4^{2-}). Trovalentni aluminijum jon (Al^{3+}) reaguje sa negativno naelektrisanim česticama koloida i tako neutrališe jedan dio njihovog naelektrisanja (jednačina 1).



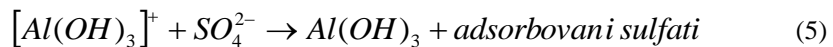
Zbog toga dolazi do redukcije „zeta-potencijala“ i do aglomeracije koloidnih čestica. Al^{3+} može takođe reagovati sa OH^- u vodi, formirajući na taj način aluminijum-hidroksid:



Formirani aluminijum-hidroksid je u koloidnom stanju, pa adsorbuje pozitivne jone iz rastvora, formirajući pozitivno naelektrisani koloidni rastvor. Koloidni rastvor aluminijum-hidroksida, pošto je pozitivno naelektrisan, neutrališe negativni naboj koloida i potpomaže da se kompletira aglomeracija negativnih koloida:



U ovakvoj reakciji uvijek se stvara višak aluminijum-hidroksid-sola i njegova destrukcija i eventualna precipitacija se postiže pomoću sulfatnog jona i drugih negativnih jona u vodi:



Pošto je trovalentni aluminijum jon mnogo efektivniji nego $[\text{Al}(\text{OH})_3]^+$ sol u redukciji „zeta-potencijala“ i obzirom da se $[\text{Al}(\text{OH})_3]^+$ sol najbolje formira u vrlo razblaženom rastvoru, važno je da se aluminijum-sulfat distribuirano brzo kroz vodenu masu, kako bi se obezbjedio kontakt sa svim koloidnim česticama prije nego što se druge, manje poželjne, promjene mogu desiti.

Druga teorija je zasnovana na prisustvu fizičkih faktora, kao što je dvostruki električni sloj koji okružuje koloidnu česticu u rastvoru i

suprostavlja se adsorpciji. Destabilizacija zahtijeva redukciju u električnom potencijalu između fiksnog suprostavljenog sloja i mase tečnosti. Ovaj električni, ili zeta potencijal, može se procijeniti posmatranjem kretanja mikroskopski vidljivih čestica u električnom polju. Ova dva mehanizma nisu međusobno isključivi.

Pri razmatranju procesa koagulacije u toku prečišćavanja površinskih voda, parametri od interesa su svakako POM kao i pojava većih količina algi (cvjetanje algi), od kojih su neke i toksične.

Veliku klasu prirodnih organskih materija čine huminske i fulvinske kiseline, jedinjenja sa širokim dijapazonom molekulskih masa koje sadrže hidrofobni i hidrofilni dio molekule što im omogućuje adsorpciju na različitim česticama. Procesom koagulacije i flokulacije negativno naelektrisane čestice reaguju sa katjonskim reaktantima (pozitivno naelektrisane hidrolizovane čestice koagulanta) ili sa katjonskim polielektrolitima. Neutralizacijom naelektrisanja se dešava precipitacija odnosno koagulacija organskih materija. Ova metoda je dalje povezana sa procesom ukрупnjavanja destabilizovanih čestica flokulacijom i izdvajanjem taloga iz vode putem sedimentacije ili flotacije. Prirodne organske materije (POM) visokih molekulskih masa se lakše uklanjaju (pogotovo koagulacijom) od POM nižih vrijednosti molekulskih masa (*Mao i sar., 2017*). Samim procesom koagulacije u tretmanu vode ne postiže se bitna redukcija mutnoće, naprotiv, dešava se da se vrijednost mutnoće poveća tokom ovog procesa imajući u vidu formiranje nerastvorljivih jedinjenja nastalih tokom dodatka hemikalija. Iako se koagulacija prema mnogim pređašnjim istraživanjima (*White i sar., 1997; Singer i Liang, 2004*) pokazala kao efektivan proces uklanjanja prekursora nusprodukata dezinfekcije, nedavne studije pokazuju da je uklanjanje organskih materija bilo značajno poboljšanim hibridnim postupkom (kombinovanjem membrana) (*Zazouli i Kalankesh, 2017*).

Cvjetanje algi izaziva povećanje prekursora nusprodukata dezinfekcije i povećanja koncentracije nusprodukata (*Jun i sar., 2001; Laurent i Fennel, 2019*). Odavno je ustanovljeno (*Sukenik i sar., 1987*) da se, za razliku od procesa oksidacije kojima se postiže lizija ćelija algi, koagulacijom i sedimentacijom uklanjaju cijele ćelije algi. Međutim, rastvorena organska materija algi koja uključuje i vanćelijske organske materije i unutarćelijske organske materije, ne uklanja se dovoljno uspješno tokom procesa koagulacije. Klasifikovana kao autohtona prirodna jedinjenja u vodi, rastvorena organska materija algi sastoji se od polisaharida, proteina i humusnih supstanci. Ova materija igra važnu ulogu u vodenim ekosistima, kao značajan dio prirodnih organskih materija. Izaziva niz problema u procesima pripreme vode za piće kao što

su povećana potražnja za koagulantima, rast biofilma koji izaziva *fouling* membrana, blokira adsorpciju na dostupnim mjestima aktivnog uglja i dovodi do većeg potencijala formiranja prekursora nusproizvoda dezinfekcije tokom hlorisanja (Zhao i sar., 2019). Vanćelijske organske materije prisutne su u svim fazama rasta fitoplanktona i dodatak hemijskog koagulanta uz prethodno hlorisanje može oštetiti integritet ćelija algi što dovodi do oslobađanja unutarćelijskih organskih materija koje izazivaju miris, ukus vode i mogu imati toksične karakteristike. Unutarćelijske organske materije mogu dospjeti u vodu za piće ukoliko koagulisane vrste ostanu na dnu taložnika. Iz svih navedenih razloga, u fokusu istraživanja danas je optimizacija uklanjanja rastvorene organske materije algi procesom koagulacije i flokulacije (Zhao i sar., 2019). Do sada je ustanovljeno da je efekat organskih materija algi na koagulaciju vode usko specifičan za određene vrste algi i njihov stadijum rasta.

Sa stanovišta procesa koagulacije i flokulacije, većina bakterija i protozoa se mogu posmatrati kao čestice, dok se većina virusa posmatraju kao koloidne organske čestice (LeChevallier i Au, 2004). U konvencionalnom procesu tretmana vode, hemijska koagulacija je izuzetno važna u uklanjanju patogena, jer koagulant destabilizuje mikrobiološke čestice i omogućava česticama da dođu u kontakt jedna sa drugom. Kada se adekvatno postavi tehnološki proces koji obuhvata koagulaciju, flokulaciju i sedimentaciju postiže se 1-2 log uklanjanja bakterija, virusa i protozoa. Međutim, kako navode Abebe i sar. (2016), negativne posljedice korišćenja neorganskih soli u pripremi vode uključuju: (1) velike količine potencijalno toksičnog neorganskog otpada, što zahtijeva odgovarajuće odlaganje; (2) visok nivo ostataka u prečišćenoj vodi, kao što su joni aluminijuma i soli, koji su povezani sa Alchajmerovom bolešću i drugim neurološkim bolestima i (3) dodatne zahtjeve za stabilizaciju i kontrolu korozije u distributivnim sistemima. Nedostaci neorganskih soli doveli su do sve većeg interesovanja naučnih istraživanja za polimere na organskoj bazi koji su biorazgradivi i netoksični (npr. prirodni koagulanti dobijeni iz otpada od prerade hrane, koagulanti na biljnoj bazi).

Kod procesa tretmana vode uglavnom su prisutna dva mehanizma destabilizacije koloidnih čestica: (1) neutralizacija naelektrisanja i (2) *sweep* koagulacija (taloženje aluminijum-hidroksida i vezivanjem koloidnih čestica u strukturu taloga). Koji vid koagulacije će biti dominantan zavisi od doze aluminijuma i pH vrijednosti poslije dodavanja aluminijuma. Može se slobodno reći da je „*sweep koagulacija*“ predominantna pri dozi aluminijuma preko 30 mg/l, da bi pri nižoj dozi dominantna forma zavisila od doze i pH vrijednosti.

Pokazalo se da sintetički organski polimeri mogu biti korisni koagulanti ili dodaci koagulantima. Doze od samo 0,5 do 1,5 mg/l katjonskih polimera najčešće su dovoljne da bi koagulacija bila uspješna. Upotreba aluminijuma ili feri hlorida može rezultovati obilnim količinama mulja kojima se mora manipulirati, dok je dodatna količina mulja samo neznatna pri upotrebi polimera, a najmanja je kada je doziranje polimera optimalno (*Pernitsky i sar., 2006*). Zbog toga što polimeri ne utiču na pH vode, njihova upotreba ima odlučujuće prednosti pri tretmanu vode niske alkalnosti.

Uloga brzog mješanja kod sprovođenja koagulacije se odnosi na uniformnu distribuciju koagulanta. Kod adsorpciono-destabilizacionih mehanizama koagulant je neophodno brzo izmješati sa vodom (za vrijeme manje od 0,1 s), jer se proizvodi hidrolize obrazuju veoma brzo (u vremenu od 0,01 do 1 s). Pri optimalnim uslovima *sweep* koagulacije razlike u intenzitetu miješanja ne daju razlike u rezultatu destabilizacije. Proces koagulacije praćen je procesom flokulacije koji predstavlja međusobno povezivanje destabilizovanih ili čestica nastalih koagulacijom, prilikom čega se formiraju veći aglomerati.

Koagulacija i flokulacija su potpuniji kada se pored neorganskog koagulanta doda i polielektrolit. Polielektroliti vrše dodatno finije razelektrisanje koagulisanih čestica i njihovo povezivanje u trodimenzionalne aglomerate tzv. flokule. Flokulisane čestice se brže talože i efikasno odvajaju filtracijom koja sledi nakon koagulacije i flokulacije. Procesom flokulacije se takođe ne postiže dati efekat direktnog uklanjanja mutnoće, već se čestice pripremaju za višestepeno uklanjanje. Redukovanje broja suspendovanih materija u suspenziji se najčešće postiže u toku procesa flokulacije kada su manje čestice kombinovane sa većim česticama (*USEPA, 1999b; Poleneni i sar., 2019*).

Proces taloženja vode kojem prethodi koagulacija/flokulacija i praćen je filtracijom u uslovima konvencionalnog tretmana je nezamjenjiv dio tretmana u proizvodnji vode za piće. Procenat uklanjanja suspendovanih materija i mutnoće tokom procesa taloženja najčešće je u opsegu 50-90% zavisno od prirode čestica, stepena predtretmana i dizajna taložnika. Primjenom lamelnog taložnika, u odnosu na vertikalni, postiže se veći stepen redukcije suspendovanih materija i mutnoće vode usled manjeg rastojanja između samih čestica (bolja interakcija) pri čemu dolazi do njihovog taloženja u vodi. Primarna funkcija procesa taloženja ili bistrenja je redukcija opterećenja vode česticama prije usmjeravanja vode na filtere i na taj način produženja rada filtera. Procesi taloženja ili sedimentacije se mogu svrstati u četiri kategorije: (1) taloženje neflokulisanih čestica – taloženje razblaženih suspenzija sa česticama

koje nemaju, ili imaju ograničenu tendenciju flokulacije; (2) taloženje flokulisanih čestica – taloženje razblaženih suspenzija sa flokulisanim česticama; (3) taloženje po zonama ili ometano taloženje – pošto se taloženje čestica odigrava zajedno, taloženje velike mase je bolje od taloženja odvojenih čestica; (4) kompresija – nagomilavanje taloženih čestica na dnu bazena za taloženje, u kojem su čestice u kontaktu jedna sa drugom i koje su pritisnute svojom zgusnutom masom. Taloženje odvojenih, neflokulisanih čestica je isključivo određeno karakteristikama fluida i čestica. Ključni faktori su gustina čestice, njena zapremina i gustina fluida. Krajnja brzina taloženja može se računati po sledećoj jednačini (Bogner i Stanojević, 2006):

$$w_t = \frac{2 \cdot g \cdot (p_s - p_f)}{C_D \cdot p_f} \cdot \frac{V_p}{A_p} \quad (6)$$

gdje je:

w_t – krajnja brzina taloženja, m/s,

g – gravitaciono ubrzanje, $9,81 \text{ m/s}^2$,

ρ_s – gustina čestice, kg/m^3 ,

ρ_f – gustina fluida, kg/m^3 ,

C_D – bezdimenzioni koeficijent otpora,

V_p – zapremina čestice, m^3 ,

A_p – površina projekcije čestice u pravcu tečenja, m^2 .

Brzina taloženja čestice mjenja se intenzivno sa gustinom fluida i kinematičkom viskoznošću fluida. Odnos kinematičke viskoznosti pri $10 \text{ }^\circ\text{C}$ prema kinematičkoj viskoznosti pri bilo kojoj drugoj temperaturi je direktno povezana sa promjenom brzine taloženja čestice. Na primjer, promjena temperature vode od $10 \text{ }^\circ\text{C}$ do $30 \text{ }^\circ\text{C}$ povećaće brzinu taloženja čestice 1,63 puta. Slično tome sniženje temperature sa $10 \text{ }^\circ\text{C}$ na $0 \text{ }^\circ\text{C}$ smanjiće brzinu taloženja 0,73 puta. Kada je u pitanju hladna voda brzina prelijevanja iz taložnika će biti niža nego kada se radi o toploj vodi. Prilikom procesa bistrenja vode taloženjem, uklanjanje suspendovanog materijala zavisi od dubine taložnika, kao i od protoka, horizontalne površine taložnika i svojstava čestica.

Filtracija vode je fizičko-hemijski proces kojim se ne uklanjaju samo suspendovane čvrste materije i čestice iz vode, već i druge hemijske supstance uključujući mikropolutante, azotna jedinjenja, teške metale, pesticide kao i patogene mikroorganizme, viruse i bakterije (Hasan i sar., 2020).

Odvajanje procesom filtracije se postiže: (1) cijedenjem; (2) sedimentacijom i adsorpcijom; (3) flokulacijom; (4) biološkim promjenama.

Cijedenje se dešava skoro potpuno na površini filtera. Kada krene proces filtracije cijedenjem se zadržavaju samo one supstance koje su veće od veličine pora u filterskoj masi. Kako filtracija odmiče, zadržane supstance se akumuliraju na površini filtra, obrazujući jedan sloj nečistoće kroz koji voda mora proći prije nego što dopre do samog filtra. Dalje uklanjanje mutnoće, koja sadrži organske i neorganske čestice, mikroorganizme, alge, koloidna huminska jedinjenja, viruse i druge organizme, dešava se uglavnom na gornjoj površini filterskog medijuma. Alge na površini filtera stvaraju kiseonik (proces fotosinteze), koje aerobne bakterije koriste u procesu razgradnje organskih materija (*Paerl i Paul, 2012*). Ove biološke pojave odigravaju se uglavnom na površini sporih pješčanih filtera. Ovaj proces je, međutim, kod brzih pješčanih filtera, usled čestog pranja i velikih brzina proticanja vode, vrlo spor ili ga uopšte nema.

Tokom filtracije, pojedine čestice dolaze u međusobni dodir, flokulišu se i tako povećavaju svoju zapreminu (flokulacija). Ovako flokulisane čestice lakše se zadržavaju u šupljinama između filterske ispune. Biološka aktivnost se zasniva na adsorpciji čestica i rastvorenih materija, kao i na adheziji na skrami koju stvaraju mikroorganizmi na površini zrna filterske ispune.

Flokulisani materijal u vodi prolazi u filter kroz hiljade otvora u svakom kvadratnom centimetru filterske površine, i na kraju rada obično se sakupi na vrhu filtera u debljini od 25-100 mm. Vjerovatnoća zadržavanja flokulisane čestice na površini filterskog medijuma zavisi od veličine zrna pijeska, poroznosti, brzine filtracije, temperature, gustine i veličine flokulisane čestice. Prijanjanje čestice je podržano koloidnim silama, uključujući starost (zrelost) flokula, temperaturu, koncentraciju koagulanta, tip i koncentraciju anjona i pH (*Bogner i Stanojević, 2006*).

Neki od potencijalnih problema u radu filtera su:

- (1) površinsko začepljenje i pojava pukotina;
- (2) kratak rad usled brzog povećanja pada pritiska;
- (3) kratak rad usled proboja flokula i visoke mutnoće efluenta;
- (4) promjene kvaliteta efluenta sa promjenom protoka i kvaliteta influenta;
- (5) pomjeranje ispune i stvaranja brežuljaka;
- (6) pojava blatnih loptica;

(7) podizanje filterskih zrna, smanjenje sloja i prelivanje medijuma preko bočnih zidova.

Klasifikacija filtera, najčešće se vrši prema vrsti medijuma koji je upotrebljen, kao što su pijesak, antracit, antracit-pijesak, višeslojni mješoviti medijum, ili dijatomejska zemlja. Filteri se takođe mogu klasifikovati prema brzini proticanja na: (1) spore pješčane filtere koji rade pri brzini od 0,12 do 0,32 m/h; (2) brze pješčane filtere koji rade sa brzinom od 2,5 do 7 m/h; (3) veoma brze pješčane filtere koji rade sa brzinom od 7,3 do 36 m/h. Spori pješčani filteri su laki za upotrebu i za uklanjanje čvrstih čestica, metala i mikroorganizama, ali im je korištenje značajne površine limitirajući faktor. Brzi filteri zahtjevaju faze prije i poslije filtracije, ali su svakako održiva opcija za zemlje u razvoju (*Hoslett i sar., 2018*).

Uvođenje dvomedijumskih filtera, za koje se najčešće koristi antracit (kameni ugalj krupnoće zrna najčešće 1,2-2,0 mm) i kvarcni pijesak u različitim omjerima, znatno je dovelo do napretka u kvalitetu efluenta. Takav dvoslojni filter u kojem grubi gornji sloj antracita djeluje kao grubi filter koji ima ulogu da smanji opterećenje donjeg finijeg pješčanog sloja (*Klašnja i sar., 2009*). Oni mogu da zadrže više materijala uklonjenog iz vode nego pješčani filteri, ali imaju manju otpornost na proboj mutnoće sa promjenama brzine filtracije. Ovaj nedostatak se javlja zbog male ukupne površine čestice filterske ispune, koja je zaista manja nego kod konvencionalne pješčane ispune.

Osobine filterske ispune utiču na efikasnost filtracije. Generalno, efikasnost filtera se povećava sa smanjenjem veličine zrna, manjom poroznošću i većom dubinom filtera. Procjena učinka filtera se vrši u odnosu na količinu tretirane vode, međutim, kvalitet proizvedene vode se ne uzima u obzir. Tako, indeks učinka filtera (eng. *FPI-filter performance index*) izražava relativni učinak dva ili više filtera koji rade u sličnim, ali ne i identičnim uslovima:

$$FPI = \frac{(NTU_i - NTU_e) \cdot V}{NTU_e} \quad (7)$$

gdje je :

FPI - indeks učinka filtera,

NTU_i - mutnoća vode koja dolazi na filter (influenta),

NTU_e - mutnoća filtrata (efluenta),

V - zapremina filtrirane vode između dva uzastopna pranja, m³

Tabela 7. Odnosi indeksa učinka filtera za različite medijume

| Vrsta medijuma | Mješoviti sa tri komponente | Mješoviti sa dve komponente | Pijesak antracit | Pijesak |
|---|-----------------------------|-----------------------------|------------------|---------|
| $FPI_{\text{medijuma}}/FPI_{\text{pjeska}}$ | 2,96 | 2,32 | 1,8 | 1 |

Iz tabele 7 se vidi da filter sa mješovitim trokomponentnim medijumom ima skoro tri puta veći učinak od brzog pješčanog filtera, a za oko 60% veći od pješčano-antracitnog. U tretmanu vode, opšte pravilo je redukcija mutnoće vode do 10 NTU prije nego što ona dođe na brze pješčane filtere (*Crittenden i sar., 2005*). Smatra se da je filtracija dovoljno efikasna ako je mutnoća filtrirane vode $<0,1$ NTU, što može biti i određena potvrda da u vodi ovakve mutnoće neće biti prisutni mikroorganizmi, iako oni nisu u direktnoj korelaciji sa mutnoćom vode.

2.3.2.2. Dezinfekcija i oksidacija zagađujućih supstanci

Dezinfekcija, generalno posmatrajući, predstavlja završni korak u procesu pripreme vode za piće, a njena svrha je uklanjanje patogenih mikroorganizama odgovornih za bolesti koje se prenose vodom. Ovaj korak se može kontrolisati fizičkim i hemijskim metodama koje znatno smanjuju ukupan broj održivih mikroorganizama u vodi, doprinoseći na taj način zaštiti javnog zdravlja. Konvencionalne tehnologije za prečišćavanje vode za piće uključuju fizičke metode kao što su flokulacija i taloženje, filtracija, ultraljubičasto (UV) zračenje i pasterizacija, i hemijske metode koje se sastoje od dodavanja hemikalija (npr. hlorisanje, hloraminacija, obrada hlor-dioksidom i ozonizacija). Međutim, samo primjena zračenja, toplote i hemijske metode mogu se tehnički nazvati dezinfekcijom, jer inaktiviraju ili uništavaju patogene mikroorganizme, umjesto da ih samo uklanjaju. Moguće su dvije vrste dezinfekcije: primarna dezinfekcija radi uklanjanja patogena u toku tretmana vode za piće, dok sekundarna dezinfekcija smanjuje efekte ponovne kontaminacije tokom skladištenja i distribucije.

U tretmanu vode za piće, oksidacioni procesi imaju značajnu ulogu iz tog razloga što pored dezinfekcije vode omogućavaju oksidaciju neorganskih i organskih spojeva prisutnih u vodi, što za posljedicu ima poboljšanje njenih karakteristika. Zapaženu primjenu našli su i unapređeni procesi oksidacije, naročito za uklanjanje organskih i

neorganskih materija koje izazivaju neprijatan miris i ukus vode, za oksidaciju metala, kao i za povećanje efikasnosti procesa koagulacije i flokulacije.

U tabeli 8 dat je pregled konvencionalnih tehnologija koje se primjenjuju za dezinfekciju vode u srednjim i velikim postrojenjima za pripremu vode za piće, njihove do sada identifikovane prednosti, nedostaci i ograničenja.

Tabela 8. Glavne prednosti i nedostaci konvencionalnih i tehnologija u razvoju za dezinfekciju vode za piće (modifikovano iz *Pichel i sar., 2019*)

| | Prednosti | Mane/ograničenja |
|-------------------------------|---|--|
| Konvencionalne tehnike | | |
| Hlorisanje | <ul style="list-style-type: none"> - izuzetno efikasan za inaktivaciju bakterija i virusa - zaštita od ponovne kontaminacije - kalcijum i natrijum – hipohlorit zahtijevaju jednostavnu opremu i instrumente | <ul style="list-style-type: none"> -formiranje nusprodukata - nedovoljno efikasan u inaktivaciji <i>Cryptosporidium</i> i <i>Giardia</i> cista - nezadovoljavajući ukus i miris vode - manje efikasan u vodama sa velikom mutnoćom i bogatim organskim materijama - zavisnost od pH - gasoviti hlor je opasan i izuzetno korozivan - zahtijeva obučene operatere - natrijum i kalcijum-hipohlorit su skuplji od hlora - zavisnost od dostupnosti hemikalija |
| Hlor-dioksid | <ul style="list-style-type: none"> - manja zavisnost od pH u odnosu na hlor - dugotrajna rezidualna aktivnost - efektivan u inaktivaciji <i>Giardia</i> cista | <ul style="list-style-type: none"> - proizvodi se na licu mjesta - skuplji od hlora - formiranje hlorata i hlorita - nizak nivo inaktivacije <i>Cryptosporidium</i> - nezadovoljavajući ukus i miris vode - zavisnost od pristupa hemikalijama |
| Ozonizacija | <ul style="list-style-type: none"> - efikasan protiv bakterija, virusa i protozoa (<i>Giardia</i> i <i>Cryptosporidium</i>) - nema zavisnosti od dostupnosti hemikalija | <ul style="list-style-type: none"> - generisanje na licu mjesta - nema rezidualnu aktivnost - materijalni troškovi - zahtijeva visok unos energije - zahtijeva visoko kvalifikovano održavanje - formiranje nus-produkata dezinfekcije (bromat) |

| nastavak tabele 8. | | |
|--------------------|---|---|
| UV-dezinfekcija | <ul style="list-style-type: none"> - efikasan protiv virusa, spora i cista - nema problema sa ukusom i mirisom - nema stvaranja štetnih nusproizvoda - nema zavisnosti od dostupnosti hemikalija | <ul style="list-style-type: none"> - sistem niske energetske efikasnosti - lampe treba zamijeniti svakih 6-12 mjeseci - lampe sadrže živu koja je toksična - odbačene lampe stvaraju problem upravljanja otpadom - ne pruža rezidualnu aktivnost - efikasnost dezinfekcije se smanjuje zbog hemijskog obraštaja, stvaranja biofilma i neadekvatne prozračnosti vode |
| Filtracija | <ul style="list-style-type: none"> - jednostavno rukovanje - nema zavisnosti od dostupnosti hemikalija - smanjuje zamućenost vode i sadržaj mikroorganizama - nema zavisnosti od dostupnosti hemikalija - reverzna osmoza: visok kvalitet vode | <ul style="list-style-type: none"> - ekonomski i ekološki neodrživa - eliminacija patogena zavisi od veličine pora filtera - filteri se moraju redovno čistiti - reverzna osmoza: velika potrošnja energije, visoki troškovi, dodavanje hemikalija za čišćenje membrana, ne preporučuje se za eliminaciju mikroorganizama |

U tehnike za dezinfekciju vode koje su još uvijek u razvoju u smislu njihovog testiranja u laboratorijskim uslovima i pilot skali ubrajaju se: solarna pasterizacija, solarna dezinfekcija, fotokataliza, UV-LED dezinfekcija, kavitacija i elektrohemijska dezinfekcija.

U praksi je jedan od osnovnih kriterijuma za ocjenu efikasnosti primjene odgovarajućeg dezinfekcionog sredstva prihvaćen Cxt koncept, koji predstavlja proizvod rezidualne koncentracije dezinfekcionog sredstva u vodi (koji se održava konstantnim) i vremena kontakta vode sa njim, pri kome dolazi do inaktivacije u vodi prisutnih patogena. Vrijednost proizvoda potrebna za postizanje željenog nivoa dezinfekcije za specifičan mikroorganizam pri različitim uslovima, koristan je alat za određivanje efikasnosti različitih dezinfekcionih sredstava i rezistentnosti različitih mikroorganizama.

Hemijska dezinfekcija tokom procesa pripreme vode za piće vodi formiranju dezinfekcionih nusprodukata od kojih su mnogi nepoželjni zbog njihove potencijalne hronične toksičnosti. Oni nastaju kao proizvod oksidacije koponenata sadržanih u vodi. Mikrobiološki kvalitet vode za piće treba da je uvijek na prvom mjestu, a maksimalno smanjenje

nastanka dezinfekcionih nusprodukata odmah iza mikrobiološkog kvaliteta, tako da se kod projektovanja tehnologije pripreme vode za piće na to posebno obraća pažnja.

Značajan broj postrojenja za pripremu vode za piće zamjenjuju hlor drugim dezinfekcionim sredstvima, kao što je ozon, hlor-dioksid ili hloramin, jer smanjuju nivo zakonski regulisanih trihalometana i halosirćetnih kiselina, ali mogu povećati nivo drugih toksikološki potencijalno važnih nusproizvoda dezinfekcije.

Koja će vrsta dezinfekcionih nusproizvoda nastati zavisi prije svega od vrste primjenjenog dezinfekcionog sredstva, a zatim od parametara kvaliteta vode (tipa i koncentracije POM, prisustva i odsustva bromidnih i jodidnih jona, pH, temperature, koncentracije organskog azota i dr.), ali i operativnih uslova (doze dezinfekcionog sredstva i vremena kontakta) primjenjenih kako bi se postigla efikasna dezinfekcija i obezbjedila rezidualna koncentracija dezinfekcionog sredstva. U tabeli 9 dat je prikaz uticaja parametara dezinfekcije na inaktivaciju patogena i formiranje nusprodukata dezinfekcije.

Tabela 9. Zavisnost inaktivacije patogena i formiranje nusprodukata dezinfekcije od parametara procesa dezinfekcije (*Dalmacija, i sar., 2002*).

| Parametar dezinfekcije | Tipičan uticaj na inaktivaciju patogena | Tipičan uticaj na formiranje nusprodukata dezinfekcije |
|-------------------------------|--|---|
| Vrsta dezinfektanta | Zavisi od inaktivacije efikasnosti | Zavisi od reaktivnosti dezinfektanta |
| Jačina dezinfektanta | Jači dezinfektant, brži dezinfekcioni proces | Jači dezinfektant, veća količina nusprodukata |
| Doza dezinfektanta | Povećanje doze dezinfektanta povećava brzinu dezinfekcije | Povećanje doze dezinfektanta povećava brzinu formiranja nusprodukata |
| Vrsta organizma | Osjetljivost na dezinfekciju varira u skladu sa grupom patogena | Bez |
| Kontaktno vrijeme | Povećanjem kontaktnog vremena smanjuje se doza dezinfektanta potrebna za željeni nivo inaktivacije | Povećanjem kontaktnog vremena sa ekvivalentnom dozom dezinfektanta povećava se formiranje nusprodukata |
| pH | Može uticati na formu dezinfektanta i obrnuto na efikasnost dezinfektanta | Uticaj pH varira sa potencijalom formiranja nusprodukata |
| Temperatura | Povišena temperatura dovodi do veće brzine dezinfekcije | Povišena temperatura je generalno povezana sa bržom oksidacionom kinetikom, odatle povišen stepen formiranja nusprodukata |

| nastavak tabele 9. | | |
|------------------------------|--|--|
| Mutnoća | Čestice odgovorne za pojavu mutnoće mogu zaštititi patogene od dezinfektanta | Povećana mutnoća može biti vezana sa prisustvom POM što ukazuje na prisustvo prekursora nusprodukata |
| Rastvorene organske materije | Rastvorene organske materije mogu reagovati sa dezinfektantom čineći ga nedostupnim ili nedovoljnim za dezinfekciju patogena | Povišen sadržaj rastvorenih organskih materija ukazuje na povišen sadržaj prekursora nusprodukata |

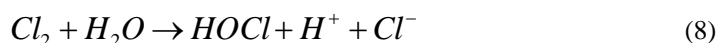
Dezinfekcioni nusprodukti se u osnovi mogu podijeliti na: (1) halogenovani dezinfekcioni nusproizvodi; (2) nehalogenovani dezinfekcioni nusproizvodi. Halogenovani organski nusproizvodi nastaju u reakciji POM sa hlorom (kada se koristi hlor, hlor-dioksid, hloramin) ili bromom, koji nastaje oksidacijom bromida, ukoliko su oni prisutni u sirovoj vodi. Nehalogenovani dezinfekcioni nusproizvodi kao što su aldehidi, aldo- i keto- kiseline, karboksilne kiseline, kao i njihovi bromovani analozi (u slučaju prisustva bromida u sirovoj vodi), dominiraju kada se kao dezinfekciono sredstvo koristi ozon ili perokson. Prema *Zhai i sar. (2017)*, najveći broj različitih nus-produkata dezinfekcije (preko 40) potencijalno se formira primjenom hlora kao dezinfekcionog sredstva. Najčešći nusprodukti dezinfekcije hlorom su: trihalometani, halosirćetne kiseline, nezasićene halokarboksilne kiseline, fenoli, haloacetonitrili, aldehidi, ketoni, aldo i keto kiseline i dr.

(1) Primjena hlora za dezinfekciju vode

Hlor je najraširenije dezinfekciono sredstvo u procesu pripreme vode za piće, zahvaljujući njegovoj potentnosti i širokom spektru germicidnog djelovanja, kao i iz razloga što je lak za korištenje, mjerenje i kontrolu, perzistentan je i relativno jeftin. Takođe, hlorisanjem se obezbjeđuje dezinfekciona aktivnost u okviru sistema distribucije i skladištenja vode (*WHO, 2017*). Najčešće se primjenjuje na kraju tehnološkog procesa, ali se može primjeniti i u predtretmanu, kako bi se izvršila primarna dezinfekcija na ulazu vode u postrojenje (*Deborde i von Gunten, 2008*). Iako se u primarnoj dezinfekciji vode za piće koriste druga sredstva, hlor se i dalje koristi za zaštitu distribucionog sistema, prevashodno njegovog mikrobiološkog statusa (*Fisher i sar., 2012*). Hlorisanje predstavlja oksido-redukcionu reakciju do kojih dolazi pri djelovanju hlora i njegovih derivata na organske materije ćelija mikroorganizama, na način da hipohlorasta kiselina stupa u reakciju sa

enzimima bakterija, čime narušava razmjenu materija u ćeliji i izaziva smrt ćelije.

Za potrebe dezinfekcije vode, hlor je dostupan kao gasoviti hlor (Cl_2) i kao vodeni rastvor natrijevog hipohlorita (NaOCl). Kada se gasoviti hlor dozira u vodu dolazi do njegovog disproporcioniranja na hipohlorastu kiselinu (HOCl) i hloridni jon (Cl^-) prema reakciji:



pri čemu je hipohlorasta kiselina slaba kiselina i djelomično disocira na hipohloritni (OCl^-) i vodonikov jon (H^+):

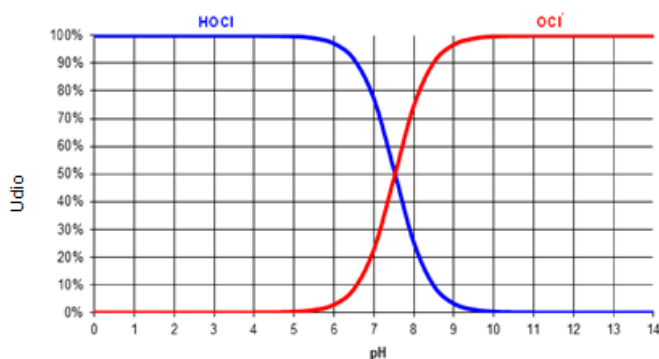


Potpuna hidroliza u toplijem periodu na 30°C se završi za nekoliko desetina sekundi, a na 0°C za nekoliko sekundi. Ova brzina reakcije se najbolje objašnjava mehanizmom reakcije hlora sa hidroksilnim jonom, prije nego sa molekulom vode:



Konstanta brzine ove reakcije je oko $5 \cdot 10^{14} \text{ s}^{-1}$ i pokazuje da se reakcija događa gotovo pri svakom sudaru jona.

Primjenom Henderson-Hasselbalchove relacije može se izračunati odnos hipohloraste kiseline i hipohloritnog jona, koji je u direktnoj zavisnosti od pH vrijednosti vodenog rastvora. Na slici 14 je prikazan uticaj pH vrijednosti na udio hipohloraste kiseline i hipohloritnog jona na temperaturi 25°C .

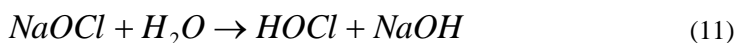


Slika 14. Uticaj pH vrijednosti vode na udio hipohloraste kiseline i hipohloritnog jona

Nastala hipohlorasta kiselina je najbaktericidnija od svih hlornih jedinjenja, uz moguć izuzetak hlordioksida, koji je jako oksidaciono sredstvo i dezinficijens i prednost mu je što njegovom upotrebom nastaje manji broj nusprodukata dezinfekcije.

Disocijacija hipohloraste kiseline zavisi i od jonske jačine rastvora, odnosno koncentracije svih jona u vodi. Ako je jonska jačina vode veća, to je i veći stepen disocijacije HOCl, pa će efikasnost hlorisanja biti niža. Takođe, sa povećanjem temperature vode povećava se i brzina dezinfekcije (*Deborde i von Gunten, 2008*).

Kada se za dezinfekciju koristi rastvor natrijum-hipohlorita, u vodi se dešavaju iste reakcije kao pri korišćenju hlora:



pri čemu nastala hipohlorasta kiselina disocira na H^+ i OCl^- .

Sa hlorom u tretmanu vode učestvuju amonijak, amino kiseline, proteini, ukupan organski ugljenik, nitriti, Fe, Mn, vodonik-sulfid, cijanidi i organski azot (*Agbaba, 2005*).

Mjesto doziranja hlora u sistemu pripreme vode za piće je od suštinskog značaja za adekvatno hlorisanje. Kod pripreme vode za piće iz površinske vode, doziranje hlora prije početka koagulaciono-flokulacionih procesa je potrebno iz razloga prevencije mikrobiološke zagađenosti cijelog sistema (*Klašnja, 2005*). Međutim ako se radi o vodama sa velikim sadržajem prekursora nusprodukata dezinfekcije, tada se prethlorisanje izbjegava, iz razloga što se produžava vrijeme kontakta hlora i vode, jer je dužina kontaktnog vremena glavni faktor koji utiče na visinu koncentracije dezinfekcionih nusprodukata. Sa druge strane, mikrobiološki opterećena voda može izazvati zagađenje filterske ispune, tako da je moguće, ali povremeno, dodavanje hlora prije filtera.

Završna dezinfekcija vode se obavlja u rezervoaru čiste vode, a korekcija reziduala (naknadno hlorisanje) vrši se na samom izlazu vode u distributivni sistem. U sistemu hlorisanja vrlo je važno odabrati razdaljinu mjesta analize rezidualnog hlora od mjesta injektovanja hlora. Ta tačka mora biti nakon potpunog mješanja hlora i vode, i smatra se da je ta udaljenost od 40-200 puta hidraulički radijus cjevovoda. Kod primjene hlora za dezinfekciju vode za piće potrebno je ustanoviti optimalne doze koje će obezbijediti željeni efekat u cijelom sistemu, kao i u distributivnoj mreži.

Pored toga što su za inaktivaciju *Cryptosporidium* potrebne više koncentracije hlora i hloramina od koncentracija koje se mogu

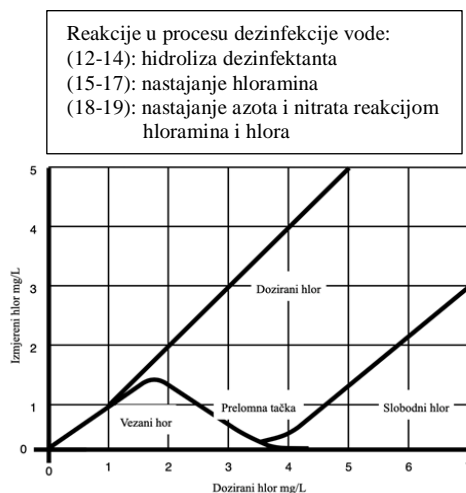
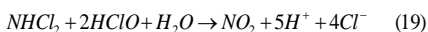
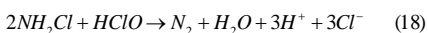
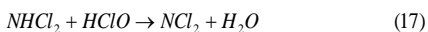
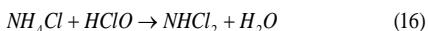
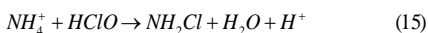
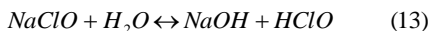
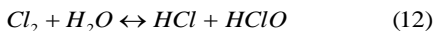
bezbijedno koristiti, rezultati pojedinih istraživanja (*Lautenschlager i sar., 2013; Ding i sar., 2019*) ukazuju na to da dugoročna primjena postupka hlorisanja doprinosi preferencijalnoj selekciji bakterija otpornih na hlor, koje su relativno neosetljive na slobodni hlor u vodenom okruženju, kao što su distributivne mreže. Ova pojava je karakteristična za patogene spore (*Aeromonas spp., Bacillus cereus, Aeromonas jandaei*).

Kada su u pitanju oksidacione reakcije nepoželjnih konstituenata vode, veoma značajna je reakcija hlora sa amonijakom u metodi hlorisanja preko prevojne tačke (slika 15).

U reakciji hlora i amonijaka nastaju hloramini. Dodavanjem hlora u odnosu na amonijačni azot, 7,6:1 (a u praksi 10:1) (*White, 1999*) dolazi do oksidacije nastalih hloramina, uglavnom do azota. Ova reakcija rezultira nestankom kombinovanog hlora (ukupan sadržaj hloramina se naziva kombinovanim slobodnim hlorom), odnosno amonijak je na ovaj način uklonjen iz vode. Dalje povećanje doze hlora dovodi do stvaranja slobodnog hlora, koji vrši dezinfekciju vode, odnosno dolazi do hlorisanja preko prevojne tačke.

Hlorisanje preko prevojne tačke se može prikazati grafički (slika 15), gdje se vidi promjena koncentracije kombinovanog hlora i slobodnog hlora, gdje kriva raste do maksimuma – prevođenja hlora u hloramine, a zatim opada do minimuma – oksidacija (nestajanje) hloramina, i u tom minimumu kriva pokazuje prevoj – nastajanje slobodnog hlora (*Klašnja i Markov 2001; Crittenden i sar., 2005*). Prevojna tačka je tačka na krivoj hlorisanja vode, koja sadrži amonijak ili amonijumove soli i na kojoj je naglo opala koncentracija rezidualnog hlora, usled njegovog utroška na oksidaciju amonijaka – poslije koje se najveći dio viška hlora pojavljuje u vidu slobodnog rezidualnog hlora, srazmjerno zamjenjujući veću koncentraciju manje aktivnog vezanog rezidualnog hlora.

U ovim reakcijama hloramini ne nestaju potpuno, dio dihloramina i trihloramina nije oksidovano, što znači da poslije prevojne tačke u vodi ostaje slobodni hlor (rezidualni) i smješa di- i trihloramina. Hlorisanje preko prevojne tačke jeste način da se ukloni amonijak i izvrši sigurna dezinfekcija vode obzirom da ostala dezinfekciona sredstva kao što je ozon, ClO_2 , hloramini i KMnO_4 , nisu dovoljno efikasni u uklanjanju amonijaka. Međutim slobodni hlor u reakciji sa organskim materijama, ukoliko su prisutne u većem sadržaju, stvara veliki broj nusprodukata, čija je koncentracija u zavisnosti od doze primjenjenog hlora.



Slika 15. Hlorisanje preko prevojnje tačke

Alternativa uklanjanja amonijaka uvođenjem hlora u vodu je biološki proces uklanjanja, najčešće filtracijom kroz ispunu na kojoj su razvijene nitrifikujuće bakterije. Biološki procesi se generalno odvijaju kroz biohemijsku oksidaciju u kojoj se nepatogene bakterije ponašaju kao biokatalizatori pri čemu dolazi do degradacije zagađujućih materija u vodi (Hasan i sar., 2020). Primjenom ovih procesa mogu se izbjeći problemi, kao što je biološka nestabilnost u distribucionom sistemu i stvaranju toksičnih nusprodukata (Akçay i sar., 2015). Uklanjanje amonijaka prije hlorisanja smanjuje pojavu neželjenih hlornih nusproizvoda. Nitrifikacija postignuta nitrifikacionim bakterijama imobilisanim na filtracionom mediju povećava hemijsku i biološku stabilnost vode u distribucionom sistemu. Pored toga, ako se hlor koristi kao primarni dezinfektant, uklanjanje čak i male količine amonijaka prije samog hlorisanja, u značajnoj mjeri će smanjiti kratkoročnu potrebu za hlorom (teorijska potrošnja je 7,6 mg Cl_2 po mg N-NH_4). Preovlađujući uslovi u konvencionalnom tretmanu i distribuciji vode za piće mogu biti neodgovarajući za potpunu nitrifikaciju amonijaka, što ima za posljedicu stvaranje i nepoželjnu pojavu nitrita u vodi isporučenu potrošaču. Ako je nitrifikacija propisno optimizovana u biološkim filterima, rizik od nepotpunog uklanjanja amonijaka, koji rezultuje prisustvom nitrita, ukusa, mirisa i bakterijskog ponovnog rasta u distribucionom sistemu, je značajno redukovano. Pored amonijaka, i ostale azotne materije koje se

nalaze u sirovoj vodi koja se koristi u proizvodnji vode za piće (organski azot, nitriti i nitrati) smatraju se nepoželjnim u vodi za piće. U klasičnoj fizičko-hemijskoj analizi vode za piće NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , služe kao hemijski indikatori zagađenja, koji mogu da ukazuju na prisustvo fekalnog zagađenja (*Pramanik i sar., 2015*).

(2) Primjena ozona u tretmanu vode za piće

Ozon je jako oksidaciono sredstvo koje omogućava efikasnu inaktivaciju bakterija, virusa, nekih vrsta algi i cista protozoa. Ozon može izvršiti oksidaciju neorganskih i organskih materija, te na taj način dovesti do dekolorizacije, dezodoracije vode, deferizacije i demanganizacije, kao i uklanjanje toksina i mikropolutanata. Ozon je gas sivoplavičaste boje, teži od vazduha, slabo rastvorljiv u vodi (0,2-0,3 mg/l), toksičan je već pri koncentracijama od 0,02 mg/l vazduha. Koncentracija od 1% ozona u vazduhu izaziva smrt u roku 10 minuta.

U procesu pripreme vode za piće ozon je neophodno proizvoditi na licu mjesta, a za produkciju se koristiti vazduh, vazduh obogaćen kiseonikom i kiseonik (*Agbaba, 2005*). U procesu pripreme vode za piće ozon se može uvesti na više mjesta. Ako se uvodi na početku procesa (predozonizacija) dolazi do eliminacije mineralnih komponenti, boje, mutnoće, ukusa i mirisa, kao i djelimičnu razgradnju POM, inaktivacije mikroorganizama i pojačavanja efekta koagulacije i flokulacije (*Bečelić, 2007*). Kada se primjenjuje u fazi glavne ozonizacije ima ulogu degradacije toksičnih mikropolutanata, uklanjanje prekursora THM i povećanja biodegradabilnosti. U fazi finalne dezinfekcije ozon eliminiše zaostale mikroorganizme pri čemu nastaje minimalan broj nusproizvoda dezinfekcije.

Postojanost rastvorenog ozona, odnosno vrijeme njegovog poluraspada zavisi od koncentracije ozona, pH i sadržaja supstanci prisutnih u rastvoru. Najčešće prihvaćena dva objašnjenja mehanizma dekompozicije ozona u vodi su dati u tabeli 10.

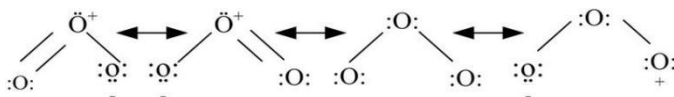
Tabela 10. Najčešće prihvaćena dva objašnjenja mehanizma dekompozicije ozona u vodi

| Reference | Hoigné, Staehelin i Bader mehanizam (<i>Langlais i sar., 1991</i>) | Gordan, Tomiyan i Fukuton mehanizam (<i>Langlais i sar., 1991</i>) |
|--------------------|---|---|
| Inicijacija | $\text{O}_3 + \text{OH}^- \rightarrow \text{HO}_2^\cdot + \text{O}_2^\cdot-$ $\text{HO}_2^\cdot \leftrightarrow \text{O}_2^\cdot + \text{H}^+$ | $\text{O}_3 + \text{OH}^- \rightarrow \text{HO}_2^\cdot + \text{O}_2$ $\text{HO}_2^\cdot + \text{O}_3 \rightarrow \text{O}_3^\cdot + \text{HO}_2^\cdot$ $\text{HO}_2^\cdot + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{O}_2^\cdot + \text{H}_2\text{O}$ |

nastavak tabele 10.

| | | |
|---------------------|--|---|
| Propagacija/ | $O_3 + O_2^- \rightarrow O_3^- + O_2$ | $O_3 + O_2^- \rightarrow O_3^- + O_2$ |
| Terminacija | $O_3^- + H^+ \leftrightarrow HO_3^-$ | $O_3^- + H_2O \rightarrow HO^- + O_2 + OH^-$ |
| | $HO_3^- \rightarrow \cdot OH + O_2$ | $HO^- + O_3^- \rightarrow O_2^- + HO_2^-$ |
| | $OH + O_3 \rightarrow HO_4^-$ | $HO^- + O_3^- \rightarrow O_3 + OH^-$ |
| | $HO_4^- \rightarrow HO_2 + O_2$ | $HO^- + O_3 \rightarrow HO_2 + O_2$ |
| | $HO_4^- + HO_4^- \rightarrow H_2O_2 + 2O_3$ | $HO^- + CO_3^{2-} \rightarrow OH^- + CO_3^-$ |
| | $HO_4^- + HO_3^- \rightarrow H_2O_2 + O_3 + O_2$ | $CO_3^- + O_3 \rightarrow \text{produkti (CO}_2 + O_2^- + O_2)$ |

U skladu sa rezonantnom strukturom molekule ozona (slika 16), molekulski ozon će u reakcijama djelovati kao dipol, elektrofil, odnosno nukleofil. Ozon u vodenim otopinama reaguje sa otopljenim tvarima na dva suštinski različita načina: (1) selektivno u direktnoj reakciji sa molekulskim ozonom; (2) neselektivno putem radikalskih vrsta koje nastaju prilikom raspada ozona u vodi.



Slika 16. Rezonantna struktura molekule ozona

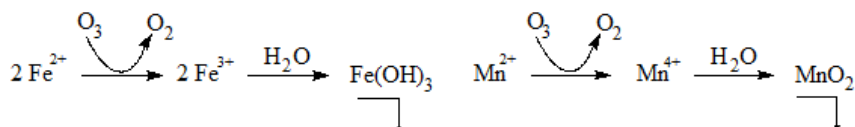
Direktna oksidacija sa molekulskim ozonom vrlo je spora u poređenju sa radikalnim tipom reakcije, ali je koncentracija ozona pri normalnim uslovima ozonizacije prilično visoka. S druge strane, radikalni tip reakcije karakteriše velika brzina, ali i niska koncentracija slobodnih radikala. Pored toga, ozon je vrlo selektivno oksidaciono sredstvo i uglavnom stupa u reakcije sa nezasićenim acikličnim i aromatskim spojevima. Ozon je nestabilan u vodi. Raspad ozona u prirodnim vodama karakteriše brza, inicijalna reakcija raspada ozona praćena drugom fazom prema kojoj se ozon raspada u vodi prema kinetičkoj reakciji prvog reda. U zavisnosti od kvaliteta vode, vrijeme poluraspada ozona je različito. Smatra se da je vrijeme poluraspada ozona ispod 60 minuta na neutralnoj pH vrijednosti (Hoigné, 1998; Stettler i sar., 1998; Gardoni i sar., 2012; Manasfi, 2021).

Ozon je jako oksidaciono sredstvo sposobno za dezinfekciju pri kratkom vremenu kontakta i niskim koncentracijama u odnosu na druge slabije dezinfektante, kao što su hlor, hlor-dioksid i monohloramin. Jamil i sar. (2017) su proučavali proces inaktivacije indikatorskih mikroorganizama *E. coli* i *Salmonella* u vodi za piće pomoću tretmana ozonom, pri čemu je postignut 5 i 6 log uklanjanja *Salmonella* nakon

vremena kontakta od 45 s, odnosno 60 s, pri primjenjenoj koncentraciji ozona od 2 mg/l. Međutim, osnovni nedostatak njegove primjene je to što nema rezidualno djelovanje kojim bi se obezbijedila mikrobiološka stabilnost distribucionog sistema. S toga se ozon, za kompletnu dezinfekciju sistema, može primjenjivati samo udružen sa nekim drugim dezinfekcionim sredstvom, kao što su hlor, hlor-dioksid, ili hloramin, kojim bi se obezbijedilo rezidualno djelovanje (Pichel i sar., 2019).

Posljedica reakcije ozona i POM je promjena sastava organske materije koja se ogleda u smanjenju molekulskih masa, UV-apsorbancije, boje, ukusa i mirisa, povećanje broja kiselih funkcija i stvaranja polarnijih jedinjenja, kao i povećanje biorazgradljivosti prisutne organske materije (Singer i sar., 2003). Nadalje, direktnom oksidacijom ozonom dolazi do uklanjanja prekursora dezinfekcionih nusproizvoda koji se formiraju, kada se koristi hlor, u procesu proizvodnje vode.

Prilikom procesa ozonizacije pored oksidacije POM, može doći i do oksidacije jona gvožđa i mangana, pri čemu ovi dvovalentni joni prelaze u trovalentno gvožđe ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) i mangan (IV) (MnO_2) i talože se prema sljedećim jednačinama:

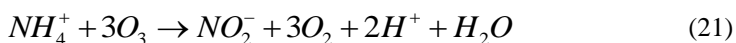


Ovo je veoma bitno za vode sa bogatim sadržajem ovih metala, sa aspekta njihove pripreme za vodu za piće, jer se na taj način može redukovati visoka koncentracija gvožđa i mangana, koja u suprotnom može imati negativne efekte na kvalitet vode (obojenost vode, taloženje u cijevima) (Langlais i sar., 1991).

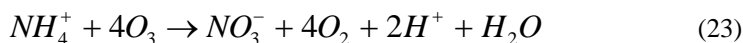
Usljed djelovanja ozona dolazi do ukрупnjavanja čestica, formiraju se koloidne čestice od inače „rastvorenih“ organskih materija, poboljšava se uklanjanje TOC ili mutnoće u toku naknadne flotacije, sedimentacije ili filtracije, opada potreba za koagulantom neophodna za postizanje željene mutnoće ili TOC koncentracije u efluentu, povećava se brzina taloženja formiranih flokula i produžava vrijeme rada filtera, kao rezultat njegovog sporijeg zasićenja. Ovi takozvani mehanizmi mikroflokulacionog djelovanja ozona obuhvataju formiranje kiselina koje mogu precipitirati sa jonima kalcijuma, magnezijuma i aluminijuma gradeći metal-humin komplekse, polimerizaciju POM i stvaranje polielektrolita koji mogu djelovati kao flokulanti, destabilizaciju organskog omotača čestica i redukciju sternih i elektrostatičkih barijera pri koagulaciji, oksidaciju metalnih jona i nastajanje koagulantata *in situ*, liziju i destrukciju ćelija algi

i oslobađanje ćelijskih polimernih organskih komponenti (*Edwards i Benjamin, 1991*). Rezultati iz više radova ukazuju da predozonizacija (do 0,7 mg O₃/mgTOC) ima pozitivan uticaj na uklanjanje mutnoće u toku procesa koagulacije. Zbog oksidacije prirodnih i sintetskih organskih materija koje se mogu naći u vodi, dolazi do formiranja niza oksidacionih nusproizvoda izražene biodegradabilnosti, najčešće aldehida.

Nadalje, oksidacija amonijum jona prisutnog u vodi djelovanjem ozona odigrava se sporom lančanom reakcijom, gdje se najprije amonijum jon oksiduje do nitrita, a zatim do nitrata:



Mogući mehanizam oksidacije može biti i direktna oksidacija do nitrata:



Na osnovu istraživanja *Rahmadi i sar. (2014)*, koji su ispitivali oksidacione efekte ozona na amonijum jon i brzinu reakcije, pri tretmanu morske vode, ustanovili su da pri primjeni ozona u koncentraciji od 0,04-0,23 mg/l, dolazi do potpune oksidacije amonijum jona (čija je koncentracija 5 mg/l) za 12 sati, gdje je brzina reakcije iznosila 0,65±0,28 mgNH₄⁺/l/h. Pri oksidaciji nitrita (5 mgNO₂⁻/l) ustanovili su da je ova reakcija značajno brža, kada je primjenjena ista doza ozona 0,04-0,23 mg/l, brzina reakcije je iznosila 4,5 mgNO₂⁻/l/h.

Na osnovu gore navedenih rezultata istraživanja i pretpostavki može se zaključiti da je većina riječnih slivova i njima pripadajućih akumulacija region specifična. Promjene u kvalitetu i količini vode uslovljene su hidrološkim, geomorfološkim i meteorološkim uslovima sa jedne strane i uticajima direktnih antropogenih aktivnostima sa druge strane. Ovi uticaji čine površinske vode specifičnim i u smislu izbora odgovarajuće tehnologije ukoliko se koriste kao resursi vode za piće. Osnovna karakteristika primjenjenih kombinacija tehnologija je osiguranje bezbjedne i estetski prihvatljive vode za piće po razumnoj prodajnoj cijeni za potrošače. Da bi se odredilo optimalno tehnološko rješenje za svaki vodovod ponaosob, neophodno je kroz monitoring programe identifikovati zagađujuće materije prisutne u površinskoj vodi i izvršiti pilot istraživanje.

3. EKSPERIMENTALNI DIO

Predmet istraživanja ove doktorske disertacije je analiza uticaja prirodnih i antropogenih faktora na kvalitet rijeke Vrbas koja se koristi za vodosnabdijevanje grada Banja Luka i procjena sposobnosti i pouzdanosti sistema pripreme vode za piće pri različitim uslovima njenog kvaliteta prouzrokovanih datim faktorima. Rezultati istraživanja usmjereni su ka doprinosu izučavanja prirodnih pojava i antropogenih aktivnosti na kvalitet površinskih voda kao vodnih resursa i identifikaciji uzročnika nedovoljno efikasnog tretmana vode za piće. Na osnovu dobijenih rezultata moguće je sačini prijedlog mijera koje bi omogućile optimizaciju sistema monitoringa površinskih voda kao i tehnološkog procesa pripreme vode za piće.

3.1. Cilj istraživanja

Analiza uticaja prirodnih i antropogenih faktora na efikasnost procesa pripreme vode za piće iz površinske vode sprovedena je kroz sljedeće specifične ciljeve:

- Ispitivanje uticaja prirodnih faktora (nagle promjene meteoroloških uslova, obilne padavine koje dovode do poplavnog talasa i pojava algi) i antropogenih faktora uticaja (uklanjanje sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ i širenje plutajućeg otpada) na kvalitet rijeke Vrbas kao resursa vode za piće.
- Ispitivanje efikasnosti tehnologije pripreme vode za piće na realnom konvencionalnom postrojenju u datim periodima uticaja korišćenjem indeksa sposobnosti sistema računatog preko mutnoće vode. Dodatno, simulacijom antropogenog uticaja pražnjenja akumulacije ispitana je efikasnost unapređenog procesa pripreme vode za piće na pilot postrojenju.
- Identifikacija novih i ispitivanje mogućnosti unapređenja postojećih kontrolnih mijera (prema prirodnim i antropogenim uticajima na kvalitet sirove vode) neophodnih za postizanje ciljanog kvaliteta vode za piće i smanjenje potencijalnog rizika po zdravlje stanovništva.

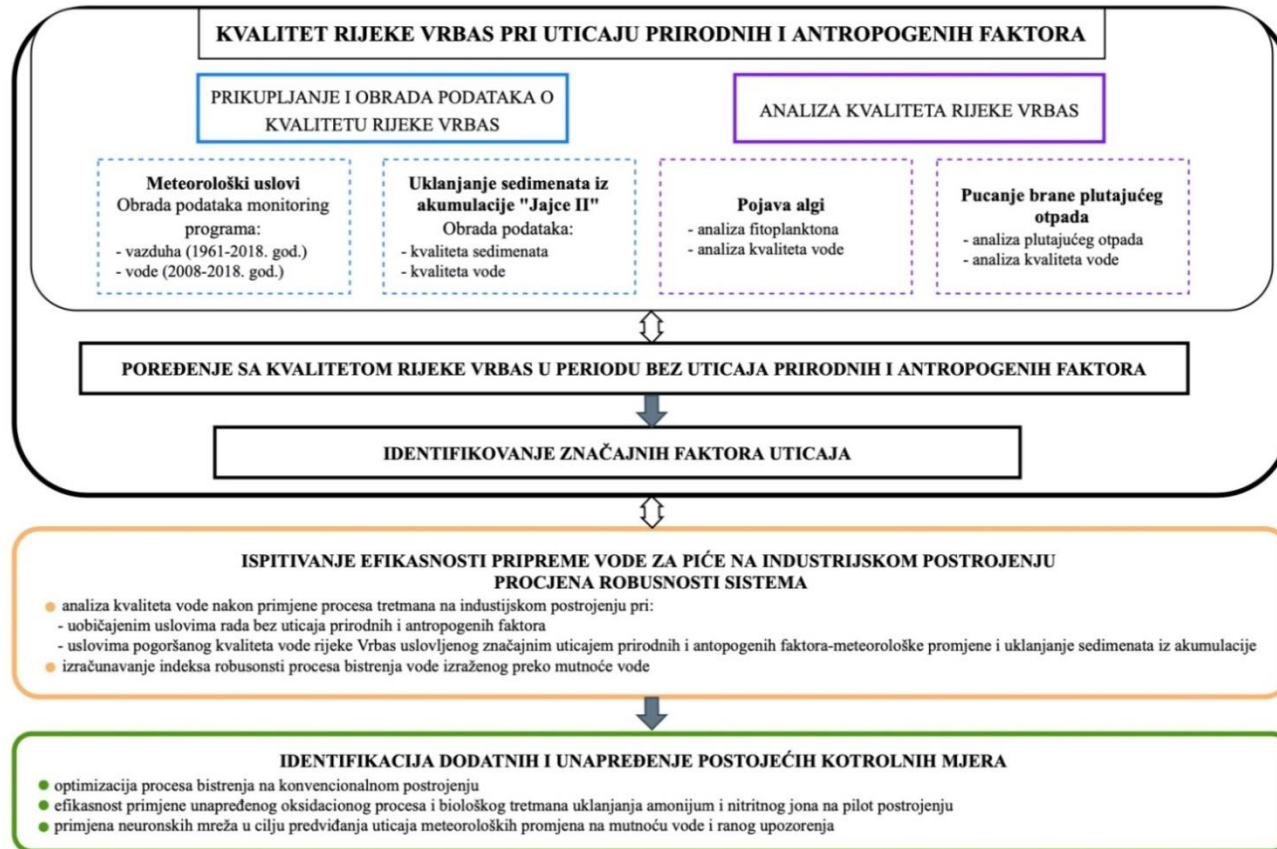
3.2. Plan istraživanja

Plan istraživanja je šematski prikazan na slici 17, a bio je usmjeren u nekoliko pravaca:

- Prikupljanje podataka i ispitivanje uticaja prirodnih i antropogenih faktora na kvalitet rijeke Vrbas na lokalitetima uzvodno od vodozahvata i u samom vodozahvatu „Novoselija“. Sve pojave (faktori) su opisani ponaosob i izvršena je analiza i tumačenje rezultata hemijskih, bioloških i mikrobioloških pokazatelja kvaliteta rijeke Vrbas. Za ustanovljavanje potencijalnog uticaja meteoroloških uslova prvo je izvršena obrada istorijskih podataka mjerenja temperature vazduha i količine padavina (za period od 1961-2018. god.). Ovi podaci su potrebni kako bi se uočile promjene u meteorološkim uslovima i dekade koje su karakteristične po pojavi sušnih godina i godina sa pojavom obilnih padavina i poplava. Za posljednju vremensku dekadu (2008-2018. god.) karakterističnu po godišnjim i sezonskim promjenama u meteorološkim uslovima u odnosu na prethodne, korišćeni su dostupni podaci sprovedenih monitoring programa kvaliteta vode. Dodatni, intenzivan monitoring program kvaliteta vode izvorišta „Novoselija“ sproveden je u okviru ovog istraživanja u periodu od 2016-2018. god. U cilju procjene kvalitativnog i kvantitativnog statusa praćeni su: vodostaj rijeke, fizičko-hemijski, hemijski, mikrobiološki i biološki pokazatelji kvaliteta. U ovoj fazi obrađeni su i podaci monitoringa hemijskog kvaliteta vode u toku uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ kao antropogenog faktora uticaja, pri čemu je posebna pažnja usmjerena na sadržaj azotnih materija (amonijum i nitritnog jona). Takođe, dat je pregled podataka i rezultati analize broja i vrste algi i hemijskog kvaliteta vode rijeke Vrbas u vrijeme njihovog pojavljivanja u okviru prirodnog ciklusa pri stabilnim meteorološkim uslovima i nakon obilnih padavina. Nakon pucanja ekološke mreže i širenja oko 10 t plutajućeg otpada po površini rijeke, pored analize vode, izvršeno je uzorkovanje i kvalitativna analiza plastike i stiropora iz ovog otpada. U cilju određivanja prisustva specifičnih organskih materija na površini uzoraka plastike i stiropora, analiza je obuhvatila ispitivanje sadržaja: alifatičnih ugljovodonika, alkohola, ftalata, fenola, policikličnih aromatičnih ugljovodonika. Izmjerene vrijednosti pokazatelja kvaliteta vode u periodima datih uticaja poređene su sa zahtjevima datim u zakonodavstvu Republike Srpske.
- Ispitivanje efikasnosti pripreme vode za piće na industrijskom konvencionalnom postrojenju pri značajnim uticajima faktora na kvalitet rijeke Vrbas kao sirove vode. Na osnovu rezultata iz prethodne faze istraživanja, ustanovljeno je da su faktori koji dovode do najvećih promjena u kvalitetu riječne vode obilne padavine i uklanjanje

sedimenta iz akumulacije. Tehnološki proces na konvencionalnom postrojenju sastoji se iz sledećih faza: korekcija pH vrijednosti; prethodna dezinfekcija gasovitim hlorom; koagulacija i flokulacija; filtracija i završna dezinfekcija gasovitim hlorom. Analiza kvaliteta vode se sprovodila u realnim uslovima rada fabrike, pri operativnim uslovima koji su postavljeni na osnovu dotadašnjeg iskustva u upravljanju tehnološkim jedinicama pripreme vode za piće. Obuhvatila je parametre mutnoća vode, amonijum jon, nitritni jon i sadržaj organskih materija a koji su ukazivali na značajne faktore uticaja sa jedne strane i efikasnost tehnoloških jedinica pripreme vode za piće sa druge strane. Istovremeno, izvršeno je poređenje sa učinkom tehnoloških jedinica fabrike pri stabilnim uslovima kvaliteta vode, tj. bez identifikovanih faktora uticaja. Za određivanje sposobnosti (robusnosti) jedinica završnog bistrenja vode izvršena je statistička obrada podataka i izračunat indeks robusnosti izražen preko mutnoće vode. Za dozvoljenu vrijednost mutnoće vode nakon završnog bistrenja korišćene su preporuke Svjetske zdravstvene organizacije u reviziji Direktive vode za piće Evropske Unije. Ovaj indeks ukazuje na periode i specifične događaje/faktore uticaja kada proces tretmana vode za piće odstupa od sigurnih radnih uslova. Ispitana je efikasnost primjene unapređenog procesa pripreme vode za piće (primjenom ozona) i biološkog tretmana (na biofilterima) (na jednomedijumskim i dvomedijumskim filterima) na poluindustrijskom (pilot) postrojenju kao jedne od kontrolnih mijera u uklanjanju azotnih materija. Istraživanja na pilot postrojenju su sprovedena simulacijom antropogenog uticaja uklanjanja sedimenta iz akumulacije.

- Procjena potrebe za definisanjem dodatnih kontrolnih mijera pri pogoršanju kvaliteta vode prouzrokovanih prirodnim i antropogenim faktorima. Pored ispitanih tehnoloških kontrolnih mijera na industrijskom postrojenju (mogućnost optimizacije procesa bistrenja vode dodatkom polielektrolita na konvencionalnom postrojenju) ispitana je mogućnost unapređenja monitoring programa kvaliteta rijeke Vrbas. U tu svrhu izvršeno je modelovanje uticaja budućih meteoroloških promjena i kvaliteta riječne vode primjenom modela neuronskih mreža (NN). Pored toga, istražena je mogućnost primjene ovog modela u cilju ranog upozorenja pogoršanja kvaliteta vode. Za ove potrebe korišćeni su meteorološki i hidrološki podaci za rijeku Vrbas na lokalitetu Banja Luka.



Slika 17. Plan istraživanja

3.3. Opis područja sliva, lokaliteti uzorkovanja i analizirani pokazatelji kvaliteta rijeke Vrbas

3.3.1. Opis područja sliva rijeke Vrbas uzvodno od vodozahvata „Novoselija“

Rijeka Vrbas izvire ispod planine Zec (blizu Fojnice) i nakon 250 km dugog toka se ulijeva u rijeku Savu kod Srpcu na 96 m nadmorske visine. Ukupna površina sliva rijeke Vrbas iznosi oko 6.380 km² pri čemu u većem dijelu svog sliva (63%) protiče kroz teritoriju Republike Srpske, a manjim dijelom (37%) kroz Federaciju BiH. Na njenim obalama živi oko 500 hiljada stanovnika. Uzvodnim tokom od Banja Luke Vrbas prolazi kroz kanjon i brojne klisure. Sliv je izduženog oblika dužine 150 km i prosječne širine 70 km.

Prosječne godišnje padavine kreću se oko 800 l/m² pri ušću Vrbasa u Savu do oko 1500 l/m² na južnom dijelu sliva. Prosječno višegodišnje oticanje sa sliva rijeke Vrbas iznosi oko 132 m³/s. Prosječno specifično oticanje iznosi oko 20,7 l/s/km². Ima 36 direktnih pritoka dužih od 10 rkm, a najznačajnije su Pliva, Ugar, Crna Rijeka i Vrbanja. U toku rijeke prema Banja Luci, u dužini od 50 rkm nisu identifikovani značajni potencijalni izvori zagađenja kao što su poljoprivredne aktivnosti i velika industrijska postrojenja. Međutim, locirana su sela i naselja (Bočac i Karanovac) bez adekvatno izgrađenog kanalizacionog sistema.

Na rijekama Vrbas i Pliva kaskadno su poređane tri hidroelektrane (HE „Jajce I“, „Jajce II“, „Bočac“) sa svojim hidroakumulacionim jezerima. Hidroakumulaciono jezero „Jajce I“ je prirodno jezero na rijeci Plivi, ima zapreminu od 4,2 hm³ i nalazi se na 427,1 m.n.v., dok je „**Jajce II**“ vještačko jezero na rijeci Vrbas i ima duplo manju zapreminu 2,1 hm³ i nalazi se na 328,5 m.n.v.

Jezero „Bočac“ je vještačko jezero na rijeci Vrbas, na području opština Mrkonjić Grad, Kneževo i Banja Luka. Jezero se napaja vodom iz rijeke Vrbas. Naime, u akumulaciju HE „Bočac“, najveće količine vode dotiču rijekom Vrbas preko ispusnih sistema HE „Jajce II“. Pored Vrbasa, akumulacija „Bočac“ ima i pritoke, Ugar i Crnu rijeku. HE „Bočac“ je pribransko postrojenje, locirano u kanjonskom dijelu rijeke Vrbas između gradova Jajce i Banja Luka, nizvodno od HE „Jajce II“. Izgrađena hidroelektrana „Bočac“ koristi 16,2% hidropotencijala rijeke Vrbas sa pritokama. Akumulacija „Bočac“ je protočnog karaktera, nalazi se na 282,0 m.n.v., sa korisnom zapreminom od 42,9 hm³, srednje dubine $h_{cp}=22,3$ m i površine $P=233$ ha. Srednji godišnji proticaj u profilu brane

iznosi $Q_{cp} = 81,13 \text{ m}^3/\text{s}$, a vrijeme izmjene vode u akumulaciji je oko 7 dana. Nizvodno od akumulacije „Bočac“ (koja je udaljena 36 rkm od vodozahvata „Novoselija“) nalazi se kompenzaciono jezero, naselja Bočac i Karanovac, (udaljenost od vodozahvata 33, 26 i 5 rkm, redom).

Vodozahvat „Novoselija“, sa kojeg se zahvata sirova voda rijeke Vrbas, namjenjen je snabdijevanju vodom za piće grada Banja Luka. Nalazi oko 6 km uzvodno od centra grada Banja Luka, na desnoj obali rijeke Vrbas. Kvalitet vode na vodozahvatu je pod direktnim uticajem akumulacije hidroelektrane „Bočac“ i njene kompenzacione akumulacije.

3.3.2. Lokaliteti uzorkovanja i analizirani pokazatelji kvaliteta riječne vode

Za identifikovanje značajnih faktora uticaja na kvalitet vode rijeke Vrbas prikupljeni su podaci i izvršena analiza vode na lokalitetima prikazanim na topografskoj karti (slika 18). Brojevima na karti obijelježena su sledeća mjesta uzorkovanja: **1 - Akumulacija jezera „Jajce II“**, **2 - Akumulacija jezera Bočac-ulaz u akumulaciju**, **3 - Akumulacija jezera Bočac-sredina akumulacije (most Mandiko)**, **4 - Akumulacija jezera Bočac-izlaz iz akumulacije (kruna brane)**, **5 - Most za naselje Bočac**, **6 - Kompenzaciono jezero**, **7 - Most za naselje Karanovac**, **8 - Vodozahvat „Novoselija“**.

Najuzvodniji lokalitet od vodozahvata je lokalitet 1 (70 rkm), dok je najnižvodniji lokalitet 7 (5 rkm).



Slika 18. Lokaliteti uzorkovanja vode duž toka rijeke Vrbas od akumulacionog jezera „Jajce II“ do vodozahvata „Novoselija“ pri ispitivanju uticaja prirodnih i antropogenih faktora

U tabeli 11 označeni su lokaliteti uzorkovanja i pokazatelji kvaliteta vode rijeke Vrbas koji su analizirani u uzorcima vode u okviru ovog rada. Takođe, navedeni su lokaliteti uzorkovanja u toku uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ (istorijski podaci).

Nakon pucanja ekološke mreže (brane) plutajućeg otpada na jezeru „Bočac“, pored analize vode izvršeno je uzorkovanje plastičnih flaša i stiropora iz ovog otpada na lokalitetu 3.

Kvalitativna analiza plastike i stiropora iz ovog otpada izvršena je u cilju određivanja prisustva specifičnih organskih materija na površini datih uzoraka i obuhvatila je ispitivanje sadržaja: alifatičnih ugljovodonika, alkohola, ftalata, fenola, policikličnih aromatičnih ugljovodonika.

Tabela 11. Pregled lokaliteta uzorkovanja i analizirani pokazatelji kvaliteta vode rijeke Vrbas pri ispitivanju uticaja prirodnih i antropogenih faktora

| Pokazatelji kvaliteta | Faktori uticaja | | | |
|---|--------------------------------------|-------------|--|---------------------------------|
| | Meteorološki uslovi i poplavni talas | Pojava algi | Uklanjanje sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ | Pucanje brane plutajućeg otpada |
| | Lokaliteti uzorkovanja | | | |
| | 2,3,4,5,6,7,8 | 2,3,5,6,7,8 | 1,4,5,6,7,8 | 3,5,6,7,8 |
| Temperatura vode | + | + | | + |
| Mutnoća | + | + | + | + |
| pH | | + | + | + |
| Električna provodljivost | | | | + |
| Boja vode | | + | | |
| Suspendovane materije | | + | | |
| Rastvoreni kiseonik | | + | | |
| Permanganatni broj | + | + | + | + |
| UV | + | | | |
| TOC | + | | | + |
| Amonium jon | | + | + | |
| Nitritni jon | | + | + | |
| Ukupni fosfor | | + | | |
| Metali | + ¹ | | + ² | + ⁴ |
| Hlorofil-a | | + | | |
| Specifične organske materije ³ | | | | + |
| Ukupan broj aerobnih organotrofnih bakterija /1 ml vode | + | | | |
| Ukupan broj koliformnih bakterija /100ml vode | + | | | |

| nastavak tabele 11. | | | | |
|--|---|---|--|--|
| Ukupan broj sporogenih sulfitoredukujućih klostridija /100ml vode | + | | | |
| Fitoplankton | + | + | | |
| ¹ Fe ² Fe, Cu, Zn, Cd, Pb, Mn, Ni, Cr, Hg u toku pražnjenja akumulacije ³ Specifične organske materije: policiklični aromatični ugljovodoni (PAH), polihlorovani bifenili (PCB), organohlorni pesticidi, prioritetni pesticidi, alkilfenoli ⁴ Mn, Cu, Fe, Ni, Zn, Cd, Pb, As, Hg u toku pucanja brane plutajućeg otpada | | | | |

Uzorkovanje površinske vode za analizu parametara navedenih u tabeli 11 izvršeno je sledećom frekvencijom:

- lokalitet 8 (vodozahvat „Novoselija“), 1x24 h za analizu svih pokazatelja kvaliteta osim mutnoće vode čije vrijednosti su mjerene na svaka 2 h
- lokaliteti 1,2,3,4,5,6 i 7, uzorkovanje je izvršeno 2x godišnje (pri uobičajenim uslovima kvaliteta vode) i 1x24 h (pri uticaju prirodnih i antropogenih faktora).

3.4. Opis procesa tretmana vode za piće na industrijskom postrojenju

Tehnološki proces pripreme vode za piće na konvencionalnom postrojenju sprovodi se kroz sledeće faze: (a) korekcija pH vrijednosti; (b) prethodna dezinfekcija; (c) koagulacija i flokulacija; (d) filtracija i (e) završna dezinfekcija.

- Korekcija pH vrijednosti (sa $pH \approx 8,0$ na $pH \approx 7,5$) vrši se u statičkom mješaču injektovanjem CO_2 (16-26 mg/l) u servisnu vodu, a zatim se takav zakišljeni rastvor ubrizgava u cjevovod sirove vode.
- Prethodna dezinfekcija. Nakon korekcije pH vrijednosti, voda se potisnim čeličnim cjevovodom prepumpava do šahta gdje se vrši prethodna dezinfekcija sa gasovitim hlorom čije su doze 1,5-3,3 mg/l (prosječne vrijednosti oko 2,0 mg/l) u uobičajenim uslovima kvaliteta vode rijeke Vrbas. U periodima pogoršanog kvaliteta riječne vode doze hlora su bile:
 - uklanjanje sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ od 3,5-6,3 mg/l (prosječna vrijednost 4,9 mg/l)

- poplava od 1,6-3,2 mg/l (prosječna vrijednost 2,3 mg/l).

Doziranje gasovitog hlora vrši se putem injektovanja u servisnu vodu i takav vodeni rastvor se ubrizgava u cjevovod sirove vode ispred ulaza u vodotoranj.

- c) Proces koagulacije se vršio dodatkom 10%-tnog vodenog rastvora aluminijum-sulfata. Srednje vrijednosti doze aluminijum-sulfata u uobičajenim uslovima su se kretale u granicama od 8,7 mg/l do 12,3 mg/l. U periodu vanrednih uslova srednje doze aluminijum-sulfata su bile:

- uklanjanje sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ 13,0 mg/l (9,6-18,4 mg/l)
- poplava 31,8 mg/l, (18,3-46,4 mg/l).

Vodeni rastvor aluminijum-sulfata je doziran u cjevovod, ispred vodotornja, neposredno nakon faze prethlorisanja. Priprema rastvora aluminijum-sulfata se vrši u rezervoarima zapremine $2 \times 50 \text{ m}^3$. Uz intenzivnu turbulenciju u vodotornju se obavlja brzo miješanje koagulanta. Vrijeme zadržavanja u vodotornju je oko 1,4 minuta. Pri ispitivanju mogućnosti optimizacije procesa bistrenja vode korišćen je polielektrolit poliakrilamid (0,1 mg/l). Doziranje flokulanta je vršeno u cjevovodu na dovodu vode ispred taložnika.

- d) Flokulacija i taloženje se odvijaju u vertikalnom taložniku cilindričnog oblika, promjera 30 m, dubine 7,3 m zapremine 4725 m^3 , gdje se u centralnom dijelu nalazi turbina namjenjena za miješanje u svrhu flokulacije koaguliranih čestica. Izbistrena voda se sa površine taložnika odvodila na filtere. U reaktorskoj komori taložnika se u uzgonskom toku $v = 22 \text{ mm/s}$, obavlja sporo miješanje, gdje je broj obrtaja $n = 1,5-9 \text{ o/min}$. Flokulirana voda teče opadajućom brzinom $v = 2,6 \text{ mm/s}$, na dole do 4,5 m uronjene donje ivice zvona, a zatim u toku na gore i dalje opadajućom brzinom do površine vodenog ogledala veličine $F = 544 \text{ m}^2$. Izlazna brzina je $v = 1,1 \text{ mm/s}$ ($4,0 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$). Mulj se sakuplja u udubljenju na dnu taložnika, odakle se automatski ispušta gravitaciono. Osnovne veličine bitne za odvijanje tehnološkog procesa su: vrijeme zadržavanja u taložniku 2,2 h; površinsko opterećenje $4,0 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$; vrijeme zadržavanja u reaktoru 3' i 40".
- e) Filtriranje je izvršeno na otvorenim gravitacionim filterima (osam filtera, površine po 56 m^2 ($L/B = 14/4 \text{ m}$). Filtri su brzi gravitacioni, sa monomedijumskom ispunom od

kvarcnog pijeska, granulacije $d_{\min} = 0,9$ mm; $d_{\max} = 2,0$ mm; $d_{10} = 0,95$ mm; $d_e = 1,35$ mm. Visina filterske ispune je 1,1 m, a radna visina vodenog stuba 0,50 m. Regulacija nivoa vode nad filterskom ispunom u svim filterskim poljima odvija se automatski. Brzina filtracije u uobičajenim uslovima kretala se od 5,2 do 5,8 m/h, a u periodu uklanjanja sedimenta i poplavnog talasa 4,3 m/h i 4,6 m/h, redom. Filteri su se prali po principu protustrujnog toka vode i vazduha, pri čemu je ciklus između dva pranja trajao oko 24 sata u uobičajenim uslovima rada, a oko 12 sati i manje u u uslovima pogoršanog kvaliteta riječne vode. Nakon filtracije voda ulazi u rezervoar filtrirane vode koji se nalazi ispod filtera, pri čemu dio vode zaostaje u njemu za potrebe pranja filtera, a veći dio vode odlazi preko preliva u integrisani rezervoar vode za piće.

- f) Završna dezinfekcija gasovitim hlorom u koncentraciji od 0,1-0,3 mg/l, sprovodi se na prelivnom mlazu vode, pomoću perforirane cijevi, nakon čega se voda prebacuje u rezervoar vode za piće i dalje u distribuciju potrošačima.

Na slici 19 prikazana je šema industrijskog postrojenja za pripremu vode za piće sa obilježanim mjestima uzorkovanja vode. Mjesta označena na šemi brojevima 1, 4, 5 i 6 su određena u cilju praćenja efikasnosti procesa pripreme vode za piće pri stabilnim uslovima kvaliteta sirove vode i pri uticaju značajnih prirodnih i antropogenih faktora.

Mjesta uzorkovanja za analizu mutnoće vode bila su sledeća: 1 - sirova voda; 4 - poslije taložnika; 5 - poslije filtracije; 6 - voda za piće. Uzorkovanje je vršeno svakih 2 h.

Za analizu amonijum i nitritnog jona uzorci vode uzeti su na mjestu: 1 - sirova voda i 6 - voda za piće. Frekvencija uzorkovanja je bila svakih 8 h.

Za analizu organskih materija (utrošak kalijum-permanganata za oksidaciju organskih materija u kiseloj sredini) uzorci vode uzeti su na mjestu: 1 - sirova voda; 4 - poslije taložnika; 6 - voda za piće. Frekvencija uzorkovanja je bila svakih 24 h.

Brojevima 2 i 3 obilježena su mjesta uzorkovanja vode u cilju praćenja procesnih parametara, pH vrijednosti i rastvorenog aktivnog hlora. Uzorkovanje vode za provjeru pH vrijednosti se vršilo frekvencijom dva puta dnevno i poslije svake promjene doze CO_2 , a rastvorenog aktivnog hlora svaka 2 h.

3.5. Opis procesa tretmana vode za piće na poluindustrijskom istraživačkom (pilot) postrojenju

3.5.1. Opis procesa ozonizacije i biološke filtracije i mjesta uzorkovanja na poluindustrijskom postrojenju

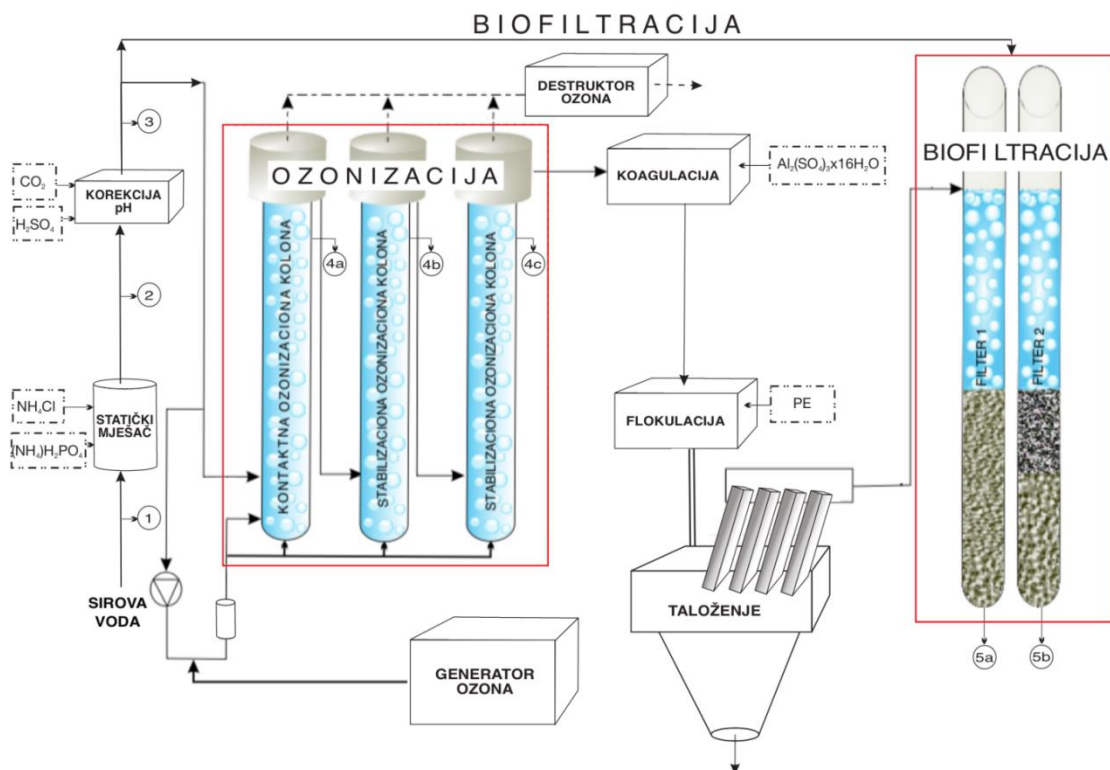
Na pilot postrojenju (šema postrojenja prikazana na slici 20), unapređenim procesom oksidacije ozonom i biološkim postupkom na jednomedijumskim i dvomedijumskim filtrima sprovedena su ispitivanja efikasnosti datih procesa u uklanjanju amonijum i nitritnog jona.

- **Ozonizacija**

Ozonizacija vode je izvršena u kolonama (tri) koje su bile redno vezane. Postojala je mogućnost premošćavanja pojedine kolone, tako da su u funkciji mogle biti sve tri, dvije ili samo jedna kolona. Radna visina kolona je bila 4,5 m, a ukupna visina 5,5 m. Prečnik I kolone je bio 11,5 cm, II kolone 22 cm i III kolone 18 cm. Kontaktno vrijeme iznosilo je 2, 6 i 4 minuta za prvu, drugu i treću kolonu, redom. Ozon je uvođen u dno kolona pomoću injektora. Voda je takođe uvođena u donji dio kolona. Na vrhu kolona se nalazio sistem za odvajanje gasne faze. Neizreagovani ozon je odvođen u destruktor ozona sa ispunom od granulisanog aktivnog uglja. Za produkciju ozona korišten je okolni vazduh. Proces koagulacije i flokulacije su se izvodili u zasebnim sudovima, koji su bili snabdjeveni mješalicama, a čija je ukupna randna zapremina iznosila 1 m³. Sudovi su bili u direktnoj hidrauličkoj vezi. Voda je uvođena u prvi sud gdje je doziran koagulant, zatim u sud za kontakt sa flokulantom i nakon toga u sud gdje se izvodila flokulacija vode. Doziranje koagulanata i flokulanata vršeno je membranskom pumpom. Taloženje flokula je izvršeno u lamelarnom taložniku (4 lamele), gdje je zapremina dijela za istaloženi mulj bila 0,53 m³. Izbistrena voda se sa preliva na lamelama odvodila na filtraciju.

- **Biofiltracija**

Proces biofiltracije izveden je na filterima sa filtracionim slojem od kvarcnog pijeska (jednomedijumski filter) i kombinacijom antracita i kvarcnog pijeska (dvomedijumski filteri). Odnos pijeska (granulacije od 0,7 – 1,2 mm) i antracita (granulacije od 1,6 – 2,5 mm) i visina ispune je sledeća: F I (120 cm pijeska) i F IV (80 cm pijeska + 40 cm antracit). Visina vodenog stuba iznad filtracionog sloja bila je 1,5 m. Zapremina filtracionog medijuma 0,146 m³. Ukupna visina filtera je bila 3,5 m, poprečni presjek 0,126 m².



Slika 20. Šema poluindustrijskog istraživačkog postrojenja. Mjesta uzorkovanja: **a) ozonizacija** 1- sirova voda; 2 - nakon statičkog mješača; 3 - nakon korekcije pH; 4 (a,b,c) - nakon ozonizacije; 5 (a,b) - nakon filtracije **b) biofiltracija** 1 - sirova voda; 2 - nakon statičkog mješača; 3 - nakon korekcije pH; 5 (a,b) - nakon biofiltracije

3.5.1.1. Plan istraživanja na pilot postrojenju

(a) Uticaj procesa ozonizacije na uklanjanje amonijum i nitritnog jona iz vode

Istraživanja su izvršena pri hidrauličkom opterećenju pilot postrojenja od $2 \text{ m}^3/\text{h}$. Eksperiment je rađen sa korekcijom pH sirove vode (pH oko 8,0) na ulazu u postrojenje, gdje su primjenjene doze H_2SO_4 (za postizanje pH oko 7,45), iznosile 41-45 mg/l. Primjenjene su različite doze ozona da bi se mogao ispitati stepen oksidacije amonijum jona sa ozonom: 0,50; 0,80 i 1,60 mgO_3/l . Ukupno kontaktno vrijeme u reaktoru za ozon bilo je 12 minuta. U fazi koagulacije i flokulacije

korišten je hidratizirani aluminijum-sulfat u dozama od 8-12 mg/l i polielektrolit A110 čija je doza iznosila 0,10 mg/l. Filtracija je vršena na jednomedijumskom i dvomedijumskom filteru sa brzinom filtracije od 5 m/h. Anhidrovani amonijum-hlorid (NH_4Cl) korišćen je kao izvor amonijum jona u dozi od $2,0 \text{ mgNH}_4^+/\text{l}$ vode i kontinuirano doziran u statički cijevni mješač. Na taj način su simulirani uslovi uklanjanja sedimenta iz akumulacije.

Uzorci vode za analizu amonijum i nitritnog jona su uzimani na mjernim mjestima prikazanim na slici 20. pH vrijednost vode mjerena je na mjernom mjestu broj 3 nakon doziranja H_2SO_4 i CO_2 .

(b) Biološko uklanjanje amonijum jona iz vode

Istraživanja su izvršena pri hidrauličkom opterećenju pilot postrojenja od $1 \text{ m}^3/\text{h}$ i brzini filtracije 0,8; 1,6; 3,2; 4,0 i 5,0 m/h. Eksperimenti su sprovedeni sa korekcijom pH sirove vode na ulazu u postrojenje, gdje su primjenjene doze ugljen-dioksida iznosile 20-24 mg/l. Kao izvor amonijum jona i fosfora korišćeni su NH_4Cl i $(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$. Praćen je uticaj brzine filtracije, temperature vode, dodatak inokuluma i fosfora na efikasnost biološkog procesa. U toku izvođenja ovog eksperimenta jedinice za ozonizaciju, koagulaciju, flokulaciju i taloženje su bile isključene.

Uzorkovanje vode za analizu amonijum jona u vodi je izvršeno na mjernim mjestima koja su prikazana na slici 20. Ispitivanje uticaja brzine filtracije i temperature sirove vode na efikasnost uklanjanja amonijum jona izvršeno je pri sledećim uslovima:

- brzina filtracije 5 m/h; $T = 14,5-15,7 \text{ }^\circ\text{C}$; vrijeme zadržavanja na filteru 0,24 h; $\text{pH} = 7,84-7,99$; rastvoreni kiseonik = 10,78-11,32 mgO_2/l ; doza $\text{NH}_4^+ = 1,1-1,2 \text{ mg/l}$,
- brzina filtracije 4 m/h; $T = 4,9-8,7^\circ\text{C}$; vrijeme zadržavanja na filteru 0,36 h; $\text{pH} = 7,80-8,04$; rastvoreni kiseonik = 9,63-12,11 mgO_2/l ; doza $\text{NH}_4^+ = 0,7-1,7 \text{ mg/l}$,
- brzina filtracije 0,8 m/h; $T = 7,1-9,8^\circ\text{C}$; vrijeme zadržavanja na filteru 1,5 h; $\text{pH} = 7,77-8,0$; rastvoreni kiseonik = 10,63-11,21 mgO_2/l ; doza $\text{NH}_4^+ = 1,1-2,1 \text{ mg/l}$.

Uslovi procesa pri ispitivanju uticaja dodatog fosfora na efikasnost uklanjanja amonijum jona su bili sledeći:

- brzina filtracije 0,8 m/h; $T = 7,1-9,8^\circ\text{C}$; vrijeme zadržavanja na filteru 1,5 h; $\text{pH} = 7,77-7,93$; rastvoreni kiseonik = 11,20-12,15

mgO₂/l; doza NH₄⁺ = 1,1-2,1-4,3 mg/l; doza fosfora = 0,61-0,80 mgPO₄-P/l.

Inokulacija mikroflora (nitrifikacione bakterije) za pospješanje i ubrzanje procesa biofiltracije izvršena je ubacivanjem određene količina filterske ispune iz dvomedijumskog filtera koji je bio u radu u prethodnom ljetnom i jesenjem periodu, gdje su sačuvane aktivne nitrifikacione bakterije.

3.6. Metode uzorkovanja i analize vode

Uzorkovanje površinske vode. Površinski uzorci vode uzorkovani su prema uputstvu za uzimanje uzoraka iz prirodnih i vještačkih jezera (ISO 5667-4:2019) i smjernica za uzimanje uzoraka iz rijeka i potoka (ISO 5667-6:2017). Uzorci su transportovani i skladišteni u laboratoriji na temperaturi 4 °C prema standardnoj metodi ISO 5667-3:2018. **Uzorkovanje trenutnih uzoraka vode za piće** izvršeno je prema preporukama datim u standardnim metodama za ispitivanje higijenske ispravnosti vode za piće (*Škunca-Milovanović i sar., 1990*).

3.6.1. Metode analize fizičko-hemijskih i hemijskih parametara

Temperatura je određena digitalnim termometrom sa podjelom 0,1°C, *Oakton* (*Škunca-Milovanović i sar., 1990*, metod P-IV-1).

pH vrijednost je mjerena primjenom pH-metra, Schott, elektroda sa integrisanom temperaturnom sondom (*Škunca-Milovanović i sar., 1990*, metod P-IV-6).

Mutnoća. Nefelometrijska metoda, primjenom turbidimetra, prema standardnom formazinskom polimeru na turbidimetru H a c h 2100 AN IS (*APHA, 1998*, metod 2130 B).

Boja. Kolorimetrijska metoda pomoću Pt-Co skale u *Nessler*-epruветama (*Škunca-Milovanović i sar., 1990*, metod P-IV-5).

Nitrati su određeni kolorimetrijskom metodom sa brucinom (*Škunca-Milovanović i sar., 1990*, metod P-V-31/B).

Nitriti. Kolorimetrijska metoda sa alfa-naftilaminom i sulfanilnom kiselinom, u *Nessler*-epruветama (*Škunca-Milovanović i sar., 1990*, metod P-V-32/A).

Amonijum jon je određen primjenom jon-selektivne elektrode „*ORION*” *Expandable ion Analyzer EA 940* (*APHA, 1998*, metod 4500-NH₃ D).

Ukupan fosfor. Spektrofotometrijska metoda sa amonijum-molibdatom i kalajnom trakom (uz persulfatnu digestiju), UV-VIS Spektrofotometar *Shimadzu UV-1700* (APHA, 1998, metod 4500-P).

Mangan, olovo, bakar, hrom, kadmijum, cink i nikel su određeni metodom atomsko-apsorpcione spektrofotometrije, *Unicam 969, SOLAAR, GFAAS* (APHA, 1998, metod 3113 B).

Željezo. Za uzorke mutnoće >5NTU: kolorimetrijski sa o-fenantrolinom, nakon digestije u kiseloj sredini (HNO₃ i HCl), *Hellige komparator*. Za uzorke vode <5NTU: fotometrijski, *WTW* fotometar S12, (*Škunca-Milovanović i sar.*, 1990, metod P-V-17/A).

Živa. Besplamena atomsko-apsorpciona spektrofotometrija, *PYE Unicam SPI92*, kvarcna kiveta (APHA, 1998, metod 3113 B).

Utrošak kalijum-permanganata za oksidaciju organskih materija u kiseloj sredini, titracijom prema Kübel-Tiemannu, Standardne metode za ispitivanje vode za piće (*Škunca-Milovanović i sar.*, 1990, metod P-IV-9a).

UV-apsorbancija mjerena je na 254 nm na UV spektrofotometru *Shimadzu UV-1700* i u kivetima od 1 cm (APHA, 1998, metod 5910 B).

Ukupni organski ugljik je određen na UV Pastelu (ISO 9001-2008; ETL certificirani) i *Elementar LiquiTOCII* (SRPS ISO 8245:2007).

Hlorofil „a“. Spektrofotometrijska metoda ekstrakcijom sa acetonom, u kivetima 1cm, UV-VIS spektrofotometar *Shimadzu UV-1700* (APHA, 1998, metod 10200 H).

3.6.2. Metode analize specifičnih organskih materija

3.6.2.1. Određivanje organohlorovanih pesticida (OCP), polihlorovanih bifenila (PCB) i hlorovanih benzena

Određivanje OCP, PCB i halogenovanih benzena vršeno je pomoću gasnog hromatografa sa detektorom sa zahvatom elektrona (GC/μECD) nakon tečno-tečne ekstrakcije sa heksanom. Priprema uzoraka izvedena je na sledeći način: 30 ml uzorka ekstrahovano je sa 3 ml heksana tokom 10 minuta. Nakon ekstrakcije 0,5 ml ekstrakta preneto je u vijal za GC analizu i dodato je 1 μl internog standarda pentahloronitrobenzena (PCNB). Uslovi hromatografisanja bili su sledeći: početna temperatura rerne iznosila je 70 °C tokom 1 min. Zatim, temperatura raste brzinom od 20 °C/min do 180 °C (0 min.); a potom brzinom od 10 °C/min do 230 °C

(3 min); nakon čega temperatura raste brzinom od 5 °C/min do 300 °C (5 min). Injektovano je 2 µl u splitless modu. Temperatura injektora iznosila je 250 °C, dok je temperatura detektora bila 300 °C.

3.6.2.2. Određivanje policikličnih aromatičnih ugljovodonika

Određivanje policikličnih aromatičnih ugljovodonika vršeno je pomoću gasnog hromatografa sa masenim detektorom (Agilent 7890A/5975C, GC/MSD) nakon tečno-tečne ekstrakcije sa heksanom. Priprema uzoraka izvedena je na sledeći način: 30 ml uzorka ekstrahovano je sa 3 ml heksana tokom 10 minuta. Nakon ekstrakcije 0,5 ml ekstrakta preneto je u vijal za GC analizu i dodato je 2 µl internog standarda fenantrena-d10. Uslovi hromatografisanja bili su sledeći: početna temperatura rerne iznosila je 55 °C koju drži 1 minut, nakon toga temperatura raste brzinom od 25 °C/min do 350 °C, gdje drži 3 minute. Primjenjuje se pulsirajući splitless mod injektiranja. Temperatura injektora iznosila je 300 °C, temperatura jonskog izvora 230 °C, temperatura kvadrupola 150 °C i temperatura transfer linije 280 °C.

3.6.3. Metode određivanja mikrobioloških parametara

Ukupan broj aerobnih mezofilnih bakterija. Određen je na agaru nakon inkubacije 48 h na temperaturi 310,16 K (37 °C) u 1 ml vode i nakon inkubacije 72 h na temperaturi 293,16 K (20 °C) u 1 ml vode (Škunca-Milovanović i sar., 1990).

Ukupan broj koliformnih bakterija. U određivanju ukupnog broja koliformnih bakterija korišćene su dvije metode, određivanje najvjerojatnijeg broja (*eng.* Most Probable Number) prema metodi ISO 9308-3 i membranska filtracija, prema metodi ISO 9308-1.

Termotolerantne koliformne bakterije. Određene su kao najverovatniji broj u 100 ml vode prema metodi ISO 9308-2.

Sporogene sulfito-redukujuće klostridije. Broj crnih kolonija u sulfitnom agaru u 100 ml vode, metoda ISO 6461/2.

3.6.4. Određivanje koncentracije hlora i ozona u vodi

Količina ozona u ulaznom i izlaznom gasu i u vodi određivana je jodometrijskom metodom (APHA, 1998). Koncentracija ozona u vodi

izračunata je direktno na osnovu utroška titracionog sredstva. Transferovana koncentracija ozona računata je na osnovu razlike u sadržaju ozona u ulaznom i izlaznom gasu, pri normalnim uslovima temperature i pritiska (273 K i 101,2 kPa) (APHA, 1998).

$$\text{Doza O}_3 \text{ (mg O}_3\text{/l)} = (C_{ul} \cdot V_{ul} - m_{iZl}) / V_{vode} \quad (24)$$

gdje je :

C_{ul} - koncentracija ozona u ulaznom gasu (mg/NTP l),

V_{ul} - zapremina ozona koja je prošla kroz reaktor računata pri NTP uslovima

m_{iZl} - masa ozona u izlaznom gasu računata direktno iz utroška titracionog sredstva ($m_{iZl} = 24 \cdot C_i \cdot V_t$; gdje je C_i koncentracija titracionog sredstva, a V_t utrošak titracionog sredstva)

V_{vode} - zapremina vode (l).

Koncentracija hlora u vodi određivana je kolorimetrijskom metodom sa o-tolidinom na komparatoru *Hellige* (*Škunca-Milovanovi i sar., 1990*, metod P-V-18/B).

Određivanje prevojnje tačke rađeno je eksperimentalno u laboratoriji. Uzeti su uzorci sirove vode (12 flaša), i u svaki uzorak (1 L vode) dozirana je određena količina hlora. Doza hlora se kretala od 0-16 mg/l; nakon mješanja i stajanja uzorka (2 h) određen je rezidualni hlor.

3.7. Metoda uzorkovanja i određivanja kvalitativnog i kvantitativnog sastava fitoplanktona

Kvalitativna analiza fitoplanktonske zajednice sprovedena je filtriranjem 20 litara vode kroz planktonsku mrežicu, promjera 22 μ m. Uzorci za kvantitativnu analizu prikupljeni su integrisanim uzorkivačem vodenog stuba od površine do dubine od 1 m. Uzorci su fiksirani Lugolovim rastvorom na licu mjesta. Posmatrani su na *Olympus CX41* mikroskopu, uz upotrebu ključeva za determinaciju, invertni mikroskop *Leica* (APHA, 1998, metod 10200 B-E).

3.8. Metode analize plastike i stiropora

Kvalitativna gasnohromatografska analiza uzoraka plastike i stiropora vršena je pomoću gasnog hromatografa sa masenim detektorom

(Agilent 7890A/5975C, GC/MSD) nakon tečno-čvrste ekstrakcije sa heksanom. Priprema uzoraka plastike i stiropora za analizu sastojala se u ekstrakciji 3 g materijala sa 15 ml smješe rastvarača, primjenom ultrazvuka u trajanju od 15 min. Ekstrakcija je ponovljena još dva puta sa novim porcijama rastvarača. Ekstrakti su propušteni kroz lijevak sa anhidrovanim natrijum-sulfatom, a sadržaj je prikupljen u staklene balone od 100 ml i oni su uparavani strujom azota do male zapremine od 2 ml.

Nakon uparavanja vršeno je prečišćavanje ekstrakata na silika gelu pri čemu su dobijene tri frakcije:

- (1) I frakcija - 5 ml pentana
- (2) II frakcija - 25 ml smješe pentan/metilen-hlorid (1:1,5)
- (3) III frakcija - 10 ml smješe metilen-hlorid/metanol (9:1)

Izolovane frakcije se uparavaju u blagoj struji azota do suva i rekonstituišu u 1 ml rastvora fenantrena-d10 u smješi metilen-hlorid/hexan. Injektira se 2 μ l uzorka i analiza se vrši primjenom gasne hromatografije.

Uslovi hromatografisanja bili su slijedeći: korišćena je hromatografska kolona Agilent J&W Scientific DB-5MS 30 m x 0.25 mm ID x 0.25 μ m. Kao gas nosač korišćen je helijum. Početna temperatura rerne bila je 60 °C. Nakon 3 minuta temperature rerne je povećavana do 300 °C brzinom 3 °C/min i nakon čega je ova temperatura (300 °C) održavana 10 min. Injektovanje je vršeno u *splitless* uslovima pri temperaturi injektora od 270 °C. Temperatura detektora je bila 150 °C, i skenirane su mase od 35-700 Amu.

Identifikacija jedinjenja vršena je primjenom softvera za dekonvoluciju (*Deconvolution Reporting Software - DRS*) i identifikaciju (*Automated Mass Spectral Deconvolution and Identification System - AMDIS*). Svi maseni spektri dobijeni pomoću AMDIS softvera poređeni su sa referentnim spektrima NIST (National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, USA) baze podataka za dodatnu identifikaciju. Smatrano je da je jedinjenje prisutno u uzorku ukoliko je, vjerovatnoća njegovog prisustva dobijena pomoću AMDIS softvera i NIST baze podataka, veća od 70%. Nije rađena dodatna potvrda identifikovanih jedinjenja poređenjem sa hromatogramima čistih standarda.

3.8.1 Određivanje organohlornih pesticida, polihlorovanih bifenila i hlorovanih benzena

Određivanje je vršeno pomoću gasnog hromatografa sa detektorom sa zahvatom elektrona (GC/ μ ECD) nakon tečno-čvrste ekstrakcije sa

smješom aceton-heksan. Priprema uzoraka plastike i stiropora za analizu sastojala se u ekstrakciji 3 g materijala sa 15 ml smješe rastvarača, primjenom ultrazvuka u trajanju od 15 min. Ekstrakcija je ponovljena još dva puta sa novim porcijama rastvarača. Ekstrakti su propušteni kroz lijevak sa anhidrovanim natrijum-sulfatom, a sadržaj je prikupljen u staklene balone od 100 ml i oni su uparavani strujom azota do male zapremine od 2 ml.

Nakon uparavanja vršeno je prečišćavanje ekstrakata na florisilu pri čemu su dobijene tri frakcije:

- (1) I frakcija - 20 ml heksana
- (2) II frakcija - 20 ml smješe metilen-hlorid/ heksan (26:74)
- (3) III frakcija - 20 ml smješe aceton-heksan (1:1).

Izolovane frakcije su uparavane u blagoj struji azota do suva i rekonstituisane u 1 ml TCMX u heksanu. Injektira se 2 μ l uzorka i analiza se vrši primjenom gasne hromatografije.

Uslovi hromatografisanja bili su isti kao i pri određivanju ovih jedinjenja u vodi.

3.8.2. Određivanje policikličnih aromatičnih ugljovodonika

Određivanje policikličnih aromatičnih ugljovodonika vršeno je pomoću gasnog hromatografa sa masenim detektorom (Agilent 7890A/5975C, GC/MSD) nakon tečno-čvrste ekstrakcije sa heksanom. Priprema uzoraka plastike i stiropora za analizu sastojala se u ekstrakciji 3 g materijala sa 15 ml smješe rastvarača, primjenom ultrazvuka u trajanju od 15 min. Ekstrakcija je ponovljena još dva puta sa novim porcijama rastvarača. Ekstrakti su propušteni kroz lijevak sa anhidrovanim natrijum-sulfatom, a sadržaj je prikupljen u staklene balone od 100 ml i oni su uparavani strujom azota do male zapremine od 2 ml.

Nakon uparavanja vršeno je prečišćavanje ekstrakata na silika gelu pri čemu su dobijene tri frakcije:

- (1) I frakcija - 5 ml pentana
- (2) II frakcija - 25 ml smješe pentan/metilen-hlorid (1:1,5)
- (3) III frakcija - 10 ml smješe metilen-hlorid/metanol (9:1).

Izolovane frakcije se uparavaju u blagoj struji azota do suva i rekonstituišu u 1 ml rastvora fenantrena-d10 u smješi metilen-hlorid/heksan. Injektira se 2 μ l uzorka i analiza se vrši primjenom gasne

hromatografije. Uslovi hromatografisanja bili su isti kao i pri određivanju policikličnih aromatičnih ugljovodonika u vodi.

3.9. Izračunavanje indeksa robusnosti bistrenja vode na industrijskom postrojenju

Procjena robusnosti sistema bistrenja vode izvršena je pojedinačno za periode uobičajenih uslova rada i pri izraženom prirodnom i antropogenom uticaju (meteorološki uslovi i uklanjanje sedimenta iz akumulacije „Jajce II“). Za izračunavanje indeksa robusnosti korišćena je ciljna vrijednost kvaliteta filtrirane vode 0,5 NTU.

Za izračunavanje indeksa robusnosti korišćena je formula (*Huck i Coffey, 2004*):

$$TRI_{90} = \left[\frac{T_{90}}{T_{50}} + \frac{T_{50}}{T_{cilj}} \right] \times 0,5 \quad (25)$$

gdje je:

TRI_{90} - indeks robusnosti

T_{cilj} - ciljna vrijednost mutnoće filtrirane vode, 0,5 NTU

T_{90} i T_{50} – vrijednosti 90 i 50% pojave mutnoće

0,5 - faktor ponderisanja

U jednačini (25) prvi termin predstavlja uniformnost performansi tokom jednog ciklusa filtracije, dok drugi dio predstavlja ukupni učinak filtera u odnosu na cilj i oba termina su sa jednakim ponderisanjem čime je data jednaka važnost varijabilnosti performansi filtera i ispunjavanju cilja.

U svrhu dobijanja informacije o vremenu stabilnih uslova rada filtera tj. vremenu rada filtera u toku jednog ciklusa kada je mutnoća filtrirane vode niža od zadate ciljne vrijednosti, korišćena je sljedeća modifikovana formula (*Hartshorn i sar., 2015*):

$$TRI_{90,J} = \left[\left(1 - \frac{G\%}{100} \times \frac{T_{90}}{T_{50}} \right) \right] + \left[\frac{T_{50}}{T_{cilj}} \times \frac{G\%}{100} \right] \quad (26)$$

gdje je TRI_{90} vrijeme stabilnih uslova rada filtera, G je procentualni dio vremena u ukupnom vremenu ciklusa rada filtera kada je mutnoća vode niža od ciljne vrijednosti, dok ostali članovi imaju gore navedeno značenje.

U cilju poređenja performansi, indeks je računat u periodu uobičajenih uslova i u toku identifikovanih uticaja na kvalitet vode rijeke Vrbas (period pražnjenja akumulacije i period pojave poplavnog talasa), a dobijeni rezultati primjenom obe formule su upoređeni. Praćenje performansi tehnoloških jedinica koagulacija-flokulacija-taloženje-filtracija izvršeno je na osnovu kriterijuma za stabilne tj. nestabilne uslove rada date u tabeli 12.

Tabela 12. Kriterijumi za stabilne i nestabilne uslove rada

| Kriterijum | Stabilni uslovi | Nestabilni uslovi |
|-------------------------|--|--|
| Mutnoća filtrirane vode | < 0,5 NTU bez velikih operativnih promjena Operativni periodi: - stabilni uslovi rada filtera - uslovi sazrijevanja i probijanja mutnoće, zaustavljanja i ponovnog rada | > 0,5 NTU Operativni periodi: - promjene u kvalitetu sirove vode - neoptimalni uslovi koagulacije i flokulacije |

Deskriptivna statistička analiza podataka mutnoće vode nakon primijenjenih tehnoloških jedinica, za period uobičajenih i vanrednih uslova rada sprovedena je korišćenjem programa Microsoft Office Excel 2010. Za utvrđivanje statistički značajne razlike između srednjih vrijednosti mutnoće vode primijenjen je z-Test testiranjem nulte ($\mu_1 - \mu_2 = 0$) i alternativne hipoteze ($\mu_1 - \mu_2 \neq 0$) za $\alpha = 0,05$ u istoj softverskoj aplikaciji.

3.10. Model neuronske mreže u predviđanju mutnoće vode

Neuronska mreža je funkcija ulaznih podataka u kojoj figurišu nepoznati parametri. Nepoznati parametri određeni su tako da razlika između predviđenih i stvarnih podataka (odnosno odgovarajuća funkcija cilja) bude minimalna. Promjenjive su podjeljene na podatke za treniranje mreže i podatke za testiranje. Podaci za treniranje su dalje podjeljeni na grupe; te grupe su ulazni podaci za neuronsku mrežu i to hronološki, od

istorijski najranijih do najskorijih. Uspješnost predviđanja provjerena je na test podacima. Razmatrano je nekoliko vrsta neuronskih mreža:

- (1) Jednostavan linearan model
- (2) Model sa funkcijama aktivacija.

Takođe razmatrani su i različiti brojevi slojeva i neurona (arhitekture). Korišćena su dva tipa podataka i razmatrana dva modela.

Korišćen je pristup nezahtijevne operacije i Adam optimajzer, koji predstavlja metod za efikasnu stohastičku optimizaciju a koji koristi samo gradijente prvog reda i zahtijeva malo memorije. Model je implementiran u Tensorflow-u, u Python programskom jeziku.

3.10.1. Dugoročni model i srednji dnevni podaci

Za period 2003-2017. godine posmatrane su srednje dnevne vrijednosti mutnoće. Dugoročni model pokušava da predvidi vrijednosti mutnoće na dva načina: koristeći samo istorijsku mutnoću i koristeći i ostale dostupne promjenjive: vodostaj i količinu padavina. Arhitektura neuronske mreže je takva da uzima 365 vrijednosti ovih promjenljivih ($[x]_{3 \times 365}$) i pomoću njih predviđa narednih 365 dana. Ovde su $[y]_{1 \times 365}$ predviđene vrijednosti, a $[t]_{1 \times 365}$ stvarne vrijednosti. Na ovaj način moguće je izraziti i eventualan sezonski karakter promjenljivih. Razmatrani su slijedeći modeli:

- (1) Jednostavan linearni model:

$$y = ((x \cdot W + b)^T \cdot w)^T \quad (27)$$

koji se može posmatrati kao neuronska mreža sa jednim unutrašnjim slojem i bez funkcija aktivacije. Ovde je W matrica dimenzija 365×365 , b je dimenzije 1×365 i w je dimenzije 3×1 u slučaju modela koji koristi sve promjenjive. Izlazno y je oblika:

$$y_i = w_1 \left(\sum_j x_j^1 w_{ij} + b_i \right) + w_2 \cdot \left(\sum_j x_j^2 w_{ij} + b_i \right) + w_3 \cdot \left(\sum_j x_j^3 w_{ij} + b_i \right), \quad i = 1, \dots, 365, \quad (28)$$

gdje su x^1, x^2, x^3 istorijske vrijednosti padavina, vodostaja i mutnoće.

- (2) Model sa slojevima i model sa funkcijama aktivacija. Preciznije,

$$y = \sigma(w_n (\dots (w_2 (w_1 x + b_1) + b_2) \dots) + b_n) \quad (29)$$

i

$$y = \sigma(w_n (\dots \tanh(w_2 \tanh(w_1 x + b_1) + b_2) \dots) + b_n) \quad (30)$$

gdje je σ sigmoid funkcija.

Nepoznati parametri određeni su minimizacijom funkcije cilja:

$$l = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - t_i)^2 \quad (31)$$

prema promjenjivim W , b i w ($n = 365$ u slučaju godišnjeg modela).

Greška u predviđanju mjerena je pomoću srednje kvadratne greške (RMSE). Osim godišnjeg modela, razmatran je i model koji pomoću 365 dana predviđa narednih 30.

Testirane su različite arhitekture modela i izabran model koji daje najmanju test RMSE. Razmatran je i kratkoročni model na dvočasovnim podacima u koji su unijete određene izmjene.

3.10.2. Kratkoročni model i dvočasovni podaci

Kreiran je samo model više promjenljivih koji se bolje pokazao u slučaju dnevnih vrijednosti. U cilju dodatnog prilagođavanja modela predviđanju ekstremnih vrijednosti mutnoće, korišćena je drugačija funkcija cilja:

$$l = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n L(y_i - t_i) \quad (32)$$

Ovde je L definisano na sledeći način:

$$L(e) = \begin{cases} q \cdot e, & e \geq 0, \\ (q-1) \cdot e, & e < 0, \end{cases} \quad (33)$$

izabrano $q = 0.01$. Na ovaj način se dobija funkcija cilja kvantilne regresije.

Testiran je model na 100 vrijednosti u kojima se nalazi posljednji pik u podacima – 3. avgust 2018. u 23:00. Uspješnost modela se ne mjeri pomoću RMSE, već su traženi parametri koji su najuspješniji u predviđanju pika u mutnoći. Ostatak podataka je korišćen za trening na slijedeći način.

Iz skupa podataka eliminisano je 7500 (od ukupno 8768) vrijednosti manjih od 50 NTU. Preciznije, model je za svaku od preostalih vrijednosti (takvi da se nalaze u trening podacima) uzeo prethodnih 20 i pokušao da predvidi narednih 20 vrijednosti. Na ovaj način skup na kojem se model

trenira sadrži veći procenat velikih vrijednosti mutnoće. Takođe, različite izbačene vrijednosti utiču različito na ishod predviđanja. Zbog toga su vrijednosti koje treba da se izbace određene testiranjem: nasumično određenih 7500 vrijednosti koje treba izbaciti, trenirano je i testiran model, a zatim izvršeno ponavljanje. Nakon 10 ovakvih testova fiksirano je 7500 vrijednosti bez kojih model najbolje predviđa.

Ono što je takođe fiksirano su veličine ulaznih podataka (20 vrijednosti), veličina intervala koji se predviđa ($n = 20$ vrijednosti), kao i veličina podataka za testiranje (100 vrijednosti). Ponovo, model uči hronološki kako prethodne vrijednosti utiču na naredne i ovaj proces se završava sa najskorijih 40 vrijednosti iz podataka za trening.

Kao i u dugoročnom modelu, testirane su različite arhitekture neuronske mreže (funkcije aktivacije, broj slojeva i broj neurona), a sa očiglednim izmjenama u dimenzijama matrica.

Zbog velikog broja parametara koji utiču na model, neki od njih su izabrani testiranjem, dok su pojedini unaprijed fiksirani, vodeći se željenim rezultatom. Ovi parametri su sumirani u tabeli 13.

Tabela 13. Izabrani i testirani parametri kratkoročnog modela

| Parametar | Izabran/testiran |
|--------------------------------|-------------------------|
| Granična vrijednost za mutnoću | 50 NTU |
| Broj izbačenih vrijednosti | 7500 |
| q | 0.01 |
| Veličina grupa za treniranje | 20 |
| Broj dana koji se predviđa | testiran |
| Tip mreže | testiran |
| Broj slojeva | testiran |
| Broj neurona | testiran |
| Veličina grupe za testiranje | 100 |

4. REZULTATI I DISKUSIJA

4.1. Uticaj prirodnih i antropogenih faktora na kvalitet vode rijeke Vrbas

U ovom poglavlju će se razmotriti prirodni i antropogeni faktori u slivu rijeke Vrbas i njihov uticaj na kvalitet ove riječne vode. Predstaviće se osnovne karakteristike svakog faktora uticaja pojedinačno. Korišćenjem istorijskih podataka, rezultata sprovedenog monitoringa i pojedinačnih analiza vode ustanoviće se značaj datih faktora u smislu rizika po kvalitet vode. U skladu sa dosadašnjim saznanjima i literaturnim podacima o promjenama koje ovi faktori mogu da prouzrokuju, posmatraće se određeni i indikativni iz grupe fizičko-hemijskih, hemijskih (posebnu grupu predstavljaju specifične organske materije), mikrobioloških i bioloških pokazatelji kvaliteta. Ova analiza će na dalje poslužiti u identifikaciji onih događaja/faktora uticaja koji dovode do značajnog pogoršanja kvaliteta vode rijeke Vrbas.

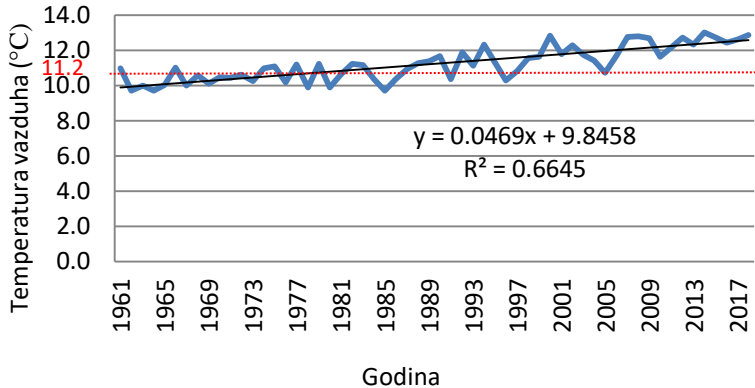
4.1.1. Meteorološki uslovi i uticaj na kvalitet rijeke Vrbas

4.1.1.1. Faktori uticaja: temperatura vazduha i količina padavina

Meteorološke promjene koje za posljedicu mogu imati i promjene u hidrološkom režimu površinskih voda, predstavljaju potencijalni faktor rizika po kvalitet vode za piće koja se dobija iz površinskih voda, a samim tim i po zdravlje ljudi (*Talbot i sar., 2018; Graff, 2019*). Data hipoteza testirana je u ovom radu analizom meteoroloških (temperatura vazduha i količina padavina) i hidroloških (vodostaj rijeke) podataka u slivu rijeke Vrbas i procijenjen je njihov značaj kada je u pitanju kvalitet vode. Analizirani su dugoročni trendovi meteoroloških parametara korišćenjem dostupnih podataka (1961-2018. godina) na mjernoj stanici Banja Luka (*Anon., 2015*).

Srednje godišnje vrijednosti temperature vazduha izračunate iz dnevnih vrijednosti mjerenja predstavljene su na slici 21. Posmatrajući cjelokupan period od skoro 6 decenija ove vrijednosti su se kretale od 9,7 °C do 13,0 °C, pri čemu je srednja vrijednost temperature za cijeli posmatrani period bila 11,2 °C. Regresionom analizom uočen je linearan trend porasta srednjih godišnjih vrijednosti, posebno izražen u posljednje dvije decenije. Ovo povećanje temperature vazduha poklapa se sa

tendencijama koje su ustanovili pojedini autori na različitim geografskim područjima (*Fратиanni i Acquaotta, 2010; Šerban i Dragotā, 2013*). Posmatrajući temperaturne razlike između godina, podaci ukazuju na to da su do 1985. godine ove promjene bile u opsegu od 10-11 °C, dok su u narednim godinama (post-industrijski period u ovom regionu) zabilježene razlike u temperaturi između godina dosezale i vrijednosti preko 2 °C.

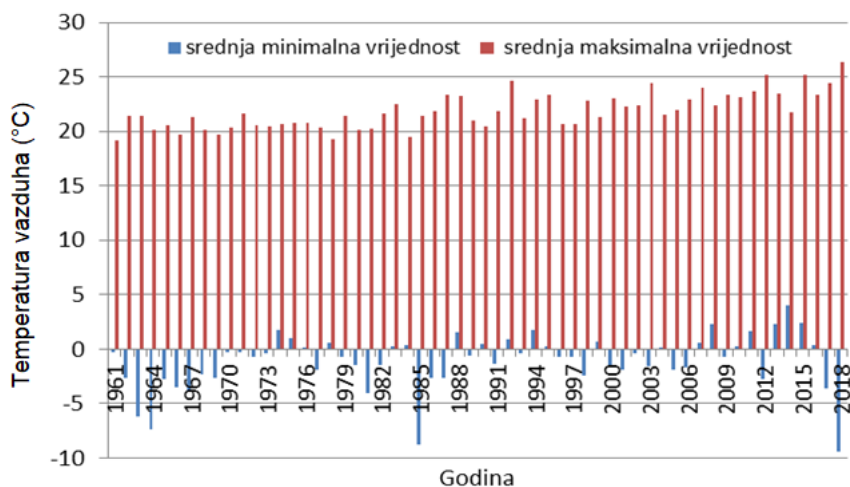


Slika 21. Srednje godišnje vrijednosti temperature vazduha, meteorološka stanica Banja Luka (1961-2018. godina)

Srednja minimalna vrijednost temperature vazduha viša je za oko 0,9 °C a srednja maksimalna temperatura za oko 2 °C u posljednje dvije decenije. Posmatrajući po pojedinačnim godinama, najniža srednja minimalna (-9,4 °C) i najviša srednja maksimalna (26,4 °C) temperatura vazduha zabilježena je 2018. godine (slika 22).

Na osnovu ovakvog trenda rasta temperature može se pretpostaviti da će u narednim decenijama doći do intenzivnijeg isparavanja, odnosno gubitka vode koja je neophodna za održavanje vodnih resursa što na dalje može imati za posljedicu češću pojavu obilnih padavina. Prema jednom od primjenjenih klimatskih modela na globalnom nivou, HadCM3, rizik od pojave poplava će se sa povećanjem temperature za 1,5 °C, što predstavlja i porast temperature koji je uočen u posljednje dvije decenije na mjornoj stanici Banja Luka, povećati za čak 187% (*Arnell i Gosling 2016; Alfieri i sar., 2017*).

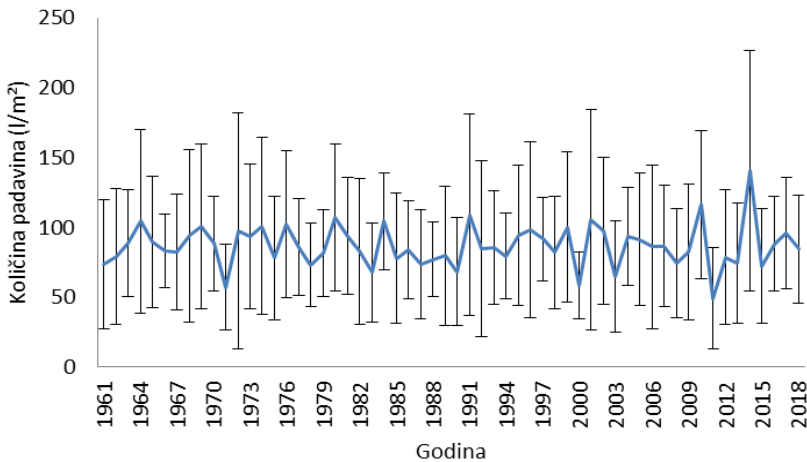
Ovakva pojava takođe može dovesti do pojave sušnih perioda koji smanjuju propusnost površine tla i dovode do povećanog spiranja, a koji na dalje mogu prouzrokovati bujice i poplave (*WHO, 2016*).



Slika 22. Srednje minimalne i maksimalne godišnje temperature vazduha, meteorološka stanica Banja Luka (1961-2018. godina)

Pored temperature vazduha, količina padavina predstavlja bitan parametar u hidrološkom ciklusu vode (Arnold i sar., 2011). Obradom podataka o količini padavina za posljednjih šest decenija (slika 23), nije zabilježen trend prema pravilu linearnih promjena, $r^2=0$. Karakteristično za područje Banja Luke je da pripada oblasti sa umjereno kontinentalnom klimom (Anon., 2015), koju karakterišu izražene ekstremne temperature i padavinski događaji, odnosno sve je veći broj dana sa visokim ili niskim temperaturama, kao i dani sa ekstremno obilnim padavinama. Ove pojave su posebno bile izražene u posljednjoj dekadi posmatranog perioda. Naime, poređenjem sa srednjom vrijednošću padavina za analizirani period, 1042 l/m^2 , značajno veća količina padavina od $1395,2 \text{ l/m}^2$ izmjerena je u 2010. godini, dok je 2014. godine količina padavina iznosila 1686 l/m^2 , što predstavlja apsolutni maksimum za posmatrani period. Sa druge strane, karakteristično je i to da je najniža ukupna godišnja količina padavina, $588,2 \text{ l/m}^2$ izmjerena u istoj dekadi (2011. godina).

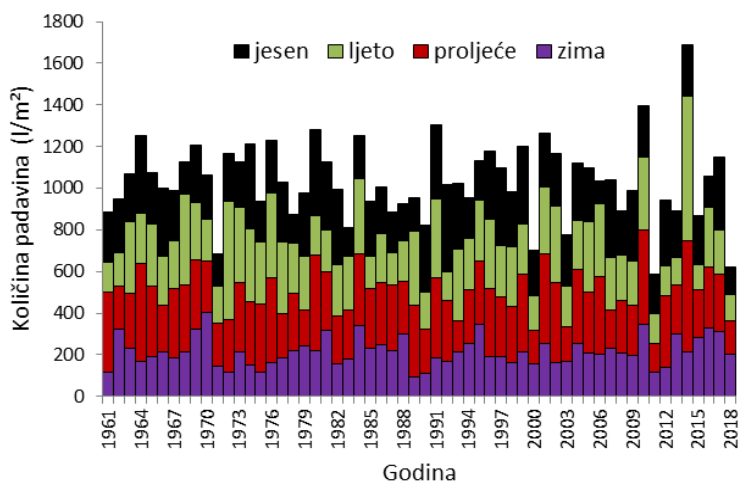
Analizirajući posmatrani višedecenijski period po godinama, najmanje varijacije u količini padavina zabilježene su u prvoj dekadi, 10614 ± 113 , a najveće u posljednjoj, 10175 ± 278 . Ova činjenica govori u prilog sve učestalijih ekstremnih meteoroloških događaja, koji uključuju obilne kiše i poplave sa jedne strane i sušne periode sa druge strane.



Slika 23. Srednje, minimalne i maksimalne godišnje vrijednosti količine padavina, hidrostanica Banja Luka (1961-2018.godina)

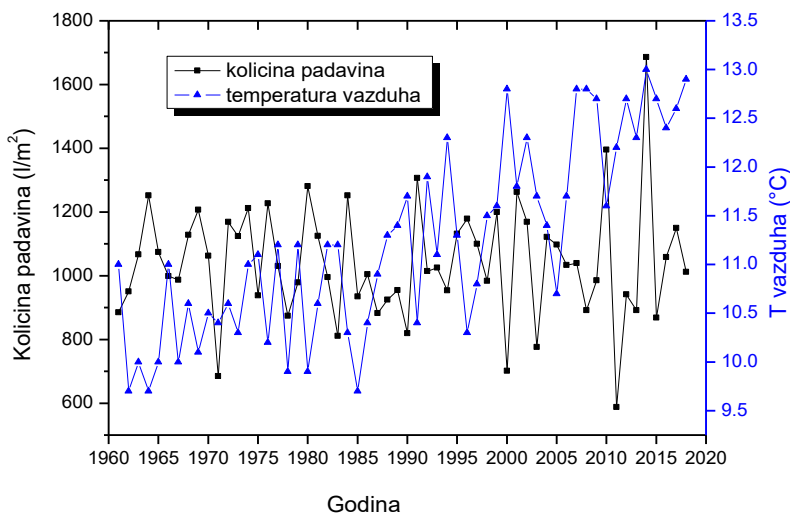
Sezonske varijacije u padavinama u periodu protekle dvije decenije su takođe veoma izražene, što je uočljivo sa slike 24. Ovakve varijacije mogu prouzrokovati izraženiji sušni i poplavni period u određenim dijelovima godine (Savić, 2018).

Proljećne bujične padavine i poplavni talasi koji potiču od topljenja snijega karakterističnu su za ovaj sliv i značajno utiču na varijabilnost u količini padavina na godišnjem nivou. Međutim, iz mjesečnih podataka uočeno je da je ljetnji period u posljednjoj deceniji takođe karakterističan po količini i varijabilnosti u padavinama. Najveće varijacije u količini padavina na mjesečnom nivou za tri karakteristične godine u posljednjoj deceniji (2010, 2014 i 2016) zabilježene su u maju, junu, julu, avgustu i septembru mjesecu. Kišnih dana u ovim mjesecima je bilo između 15 i 21 sa varijacijama u količini padavina u jednom mjesecu od 0,5-79 l/m² (avgust 2014). Izuzetak po broju kišnih dana je jul 2016. godine kada je bilo svega 10 kišnih dana ali su takođe izmjerene značajne razlike u količini padavina, između 0,3-72,5 l/m². Kišni periodi su u prosjeku trajali oko 7 dana u kontinuitetu.



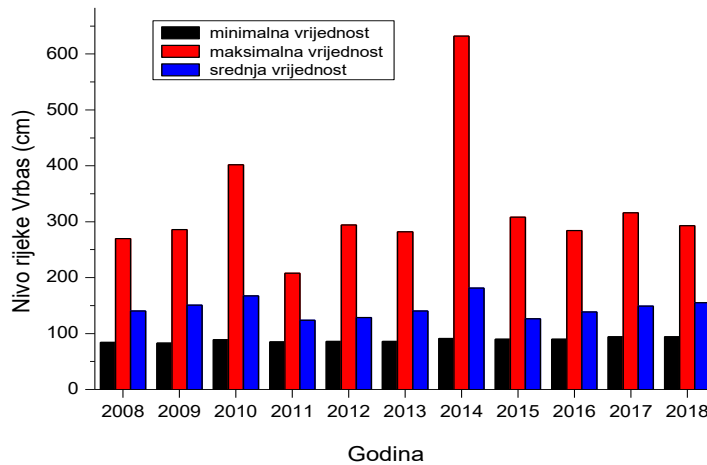
Slika 24. Sezonske varijacije količine padavina izražene preko srednjih godišnjih vrijednosti, hidrostanica Banja Luka (1961-2018. godina)

Korelacijom temperature vazduha i količine padavina nije uočena značajna zavisnost (slika 25), naročito u ljetnjem i ranom jesenjem periodu što je posljedica uticaja ostalih faktora pored temperature vazduha na količinu padavina, kao što je vlažnost vazduha, vazdušni pritisak, vjetar, oblačnost i dr.



Slika 25. Odnos srednjih godišnjih vrijednosti količine padavina i temperature vazduha, hidrostanica Banja Luka (1961-2018. godina)

U posljednjoj deceniji (2008-2018) kada je uočena značajna promjena i varijabilnost u količini padavina u odnosu na ostale decenije, izmjeren je i maksimalan nivo rijeke Vrbas od 632 cm (2014. godine) kada je došlo do pojave poplavnog talasa (slika 26) što ukazuje na to da su hidrološki uslovi pod direktnim uticajem velikih količina padavina. Poplavni talas koji je trajao od 14.05.-24.05.2014. godine zahvatio je naselja u Banja Luci, Doboju, Prijedoru, Bijeljini i šire u prekograničnim područjima. Iz korita su se izlile rijeke Vrbas, Bosna, Drina, Sana, Sava i druge. Zbog brzog i velikog povećanja nivoa rijeke Vrbas došlo je do plavljenja kuća i saobraćajnica, te je proglašeno vanredno stanje za cijeli region, kao i za grad Banja Luka. Poplavljen je bio veliki dio gradskog i prigradskog područja koji se snabdijeva vodom iz fabrike vode „Novoselija“ Banja Luka.



Slika 26. Minimalna, maksimalna i srednja vrijednost nivoa rijeke Vrbas, hidrostanica Banja Luka (2008-2018. godina)

Obradom prikazanih višedecenijskih podataka ustanovljene su meteorološke i posljedične hidrološke promjene u slivu rijeke Vrbas. Ustanovljen je trend porasta srednjih godišnjih vrijednosti temperature vazduha u posljednje dvije decenije. Pojava dugotrajnijih padavina u ljetnjem periodu ali i veća frekvencija naglih, obilnih i intenzivnih padavina u posljednjoj analiziranoj deceniji od 2008-2018. godine predstavljali su osnovu za analizu uticaja ovih meteoroloških pojava na kvalitet vode riječnog toka, uzvodno od i na samom vodozahvatu „Novoselija“ namjenjenom snabdijevanju vode za piće grada Banja Luka.

4.1.1.2. Uticaj na kvalitet vode rijeke Vrbas

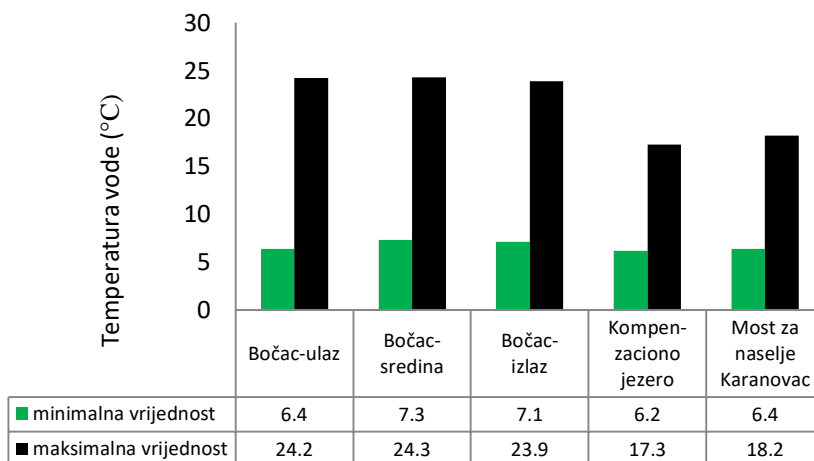
Za analizu rezultata kvaliteta vode rijeke Vrbas u posljednjoj deceniji ispitivanih meteoroloških uslova (karakteristična po pojavi tzv. sušne godine i godina sa obilnim padavinama i pojavom poplave) korišćeni su podaci ranije sprovedenih monitoring programa na lokalitetu jezero „Bočac“ i nizvodnim lokalitetima (kompenzaciono jezero i most za naselje Karanovac) do izvorišta „Novoselija“. Treba napomenuti da je broj dostupnih podataka dobijenih analizom kvaliteta vode izvorišta bio značajnije veći, obzirom da se voda sa ovog lokaliteta direktno zahvata za potrebe vodosnabdijevanja i oni su posebno obrađeni u ovom poglavlju. Dodatno, u posljednje dvije godine decenije ispitivanje je dodatno intezivirano u cilju sticanja pouzdanih podataka.

Rezultati koji će biti predstavljeni u narednom dijelu teksta dobijeni su analizom vode u periodima prirodnih sezonskih varijacija u kvalitetu vode (stabilni meteorološki uslovi) i u toku intenzivnih padavina. Razlog tome je činjenica da je karakterizacija prirodnih sezonskih promjena u kvalitetu površinske vode važan aspekt u evaluaciji značaja meteoroloških uslova koji mogu da dovedu do dodatnih promjena tj. pogoršanja kvaliteta (*Singh i sar., 2005, Barakat i sar., 2016*).

Uticaj na temperaturu vode. Temperatura riječne vode je, pored temperature atmosfere, usko povezana sa geografskom širinom, kao i sa dubinom i širinom korita (*Mayer, 2004*) i zavisna od faktora kao što su prenos toplote mješanjem, povezanost sa podzemnim vodama, stoga se predstavljeni podaci mogu posmatrati kao opšta slika promjena temperature vode prouzrokovane meteorološkim uslovima.

Sezonske varijacije temperature jezera „Bočac“ na tri lokaliteta (ulaz, sredina i izlaz iz akumulacije), prikazane su preko minimalnih i maksimalnih izmjerenih vrijednosti (slika 27). Naime, minimalna vrijednost temperature jezera „Bočac“ izmjerena je u zimskom periodu (januar 2016. godina) i iznosila je 6,4 °C, na ulazu u akumulaciju, a maksimalna 24,3 °C (srednja vrijednost 13,02±5,40; n=20) u ljetnom periodu (jul 2008. godina), na sredini akumulacije. Zapaženo je da su temperature na lokalitetima sredina akumulacije „Bočac“ i izlaz iz akumulacije značajno više u odnosu na ulaz u akumulaciju, u kasnom proljetnom i kasnom jesenjem periodu. Temperaturna razlika iznosi i do 7 °C. Razlog tome je što se lokalitet ulaz u akumulaciju nalazi neposredno nakon ulijevanja pritoka Ugar i Crna rijeka, koje su brdsko planinskog tipa sa nižom temperaturom, što utiče na vrijednost temperature vode u tom dijelu akumulacije. Pri povišenoj temperaturi povećava se brzina

nepoželjnih reakcija, na primjer razvijanje opasnih i štetnih gasova. Ovakvi uslovi mogu za posljedicu imati negativan uticaj na akvatični svijet u vodi akumulacije (Paerl i sar., 2012).

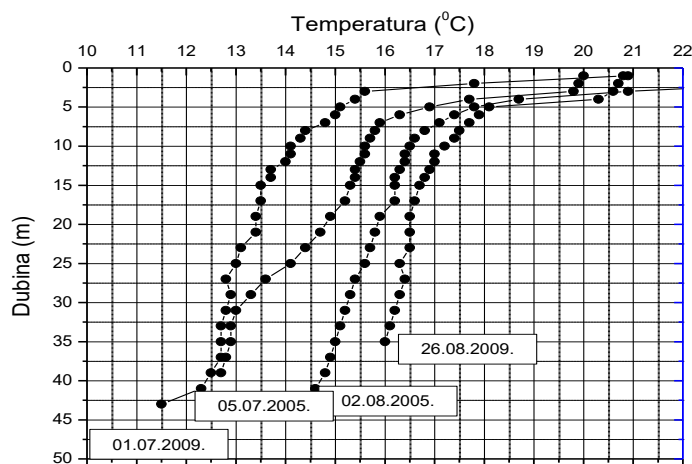


Slika 27. Minimalna i maksimalna temperatura vode rijeke Vrba na lokalitetu akumulacija "Bočac" i nizvodnim lokalitetima do izvorišta "Novoselija" (2008-2018. godina)

Evidentna je značajno niža vrijednost maksimalne temperature (niža za oko 7 °C) rijeke Vrba na lokalitetima kompenzaciono jezero i most za naselje Bočac u odnosu na akumulaciju. Razlog tome je to što rijeka na izlazu iz akumulacije ponovo poprima brdsko-planinski karakter (brži tok, tok kroz klisure i usjeko, obale djelimično obrasle rastinjem), koji doprinosi sniženju temperature.

Za razliku od riječne vode, uticaj klimatskih promjena na temperaturni profil jezerske vode zavisi ne samo od promjene temperature i energetskeg bilansa, već i od karakteristika jezera kao što je dubina i stepen mješanja. Karakteristična prirodna pojava za većinu jezera umjerenih krajeva (dimiktična jezera), kakvo je jezero „Bočac“ jeste termička stratifikacija (Ricklefs i Miller, 1997), odnosno „raslojavanje“ vode. Epilimnion, kao gornji sloj vode koji se prema rezultatima monitoringa koji je obuhvatio duži vremenski period od navedenog na izlazu iz akumulacije (Anon., 2009) nalazio na dubini od oko 5 m i u njemu je temperatura progresivno opadala (slika 28). Gradijent temperature (°C) po metru dubine u epilimnionu kretao se od 0,56-1,32. Najveća vrijednost gradijenta temperature zabilježena je u avgustu mjesecu kada je spoljna temperatura u prosjeku iznosila 25 °C i nisu bile

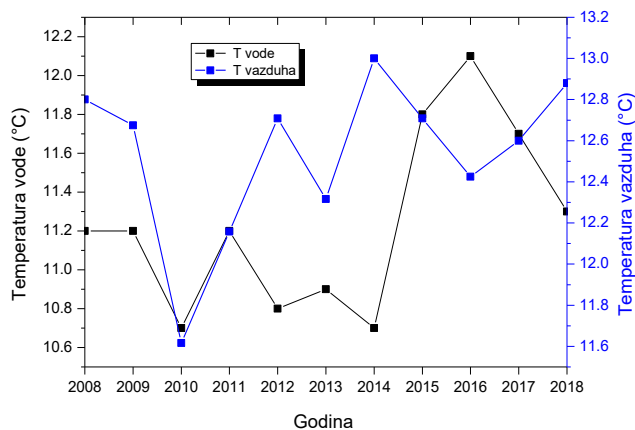
zabilježene padavine. U metalimnionu (srednji sloj) gdje je temperatura najsporije opadala, gradijent temperature kretao se od 0,09-0,14. U hipolimnionu, donjem sloju vode u kome je temperatura sporo opadala sa povećanjem dubine, utvrđen je i najmanji temperaturni gradijent, 0,03-0,10, što ukazuje na malu vrijednost temperaturne razlike između metalimniona i hipolimniona. Podaci o termičkom režimu jezera „Bočac“ su važni sa aspekta praćenja razvoja fitoplanktona. Termička stratifikacija kao fizički proces predstavlja bitan faktor koji reguliše sastav i brojnost fitoplanktona, posebno tokom ljetnjeg perioda. Takođe, faktori koji su povezani sa klimom (temperatura vazduha, vjetar, padavine) a koji se razmatraju u ovom radu kao jedan od prirodnih faktora uticaja mogu imati višestruke i dalekosežne uticaje na jezera. Prema *Adrian i sar. (2009)* i *Jennings i sar. (2012)*, kombinovani efekti promjena klime mogu uticati na fenologiju i sukcesiju planktona u vodenim ekosistemima što je razmatrano u poglavlju 4.1.4.



Slika 28. Promjena temperature vode po dubini jezera "Bočac"

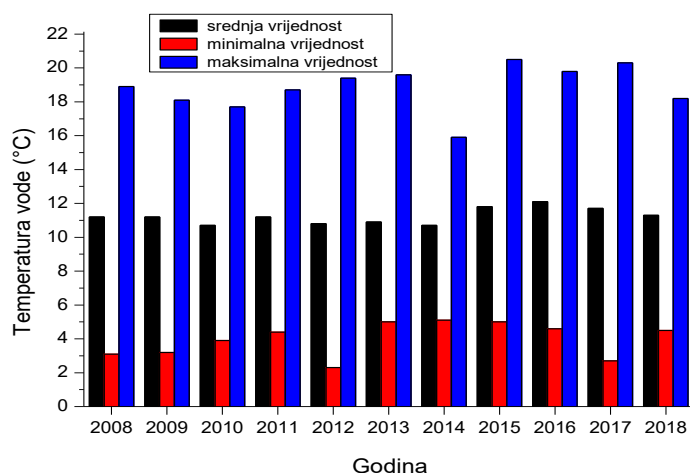
Analizom rezultata mjerenja sprovedenih u samom toku rijeke Vrbas ustanovljeno je da je temperatura vode u pojedinim analiziranim godinama bila u direktnoj zavisnosti od temperature vazduha. Srednja godišnja temperatura vode bila je u granici od 10,7-12,1 °C, a temperatura vazduha od 12,2-13,0 °C. Zavisnost temperature vode od temperature vazduha (srednje godišnje vrijednosti) prikazane su na slici 29. Evidentno je da nakon 2014. godine, koju karakteriše najveća srednja godišnja

vrijednost temperature vazduha, u naredne tri godine dolazi do značajnijeg porasta temperature vode. Ovi podaci jasno ukazuju na promjene izazvane meteorološkim uticajima. Pored toga što utiče na brzinu bioloških reakcija, rastvorljivost kiseonika kao i brojnost mikroorganizama (Bečelić i Tamaš, 2004; Paerl i sar., 2012), temperatura je direktno povezana sa operativnim uslovima u tehnološkom procesu. Temperatura utiče na rastvorljivost proizvoda koagulacije i flokulacije, tako da je sa te strane efikasniji rad na nižim temperaturama. Sa druge strane, na nižim temperaturama se formiraju flokule manje gustine što je nepoželjno za proces taloženja (Klašnja i Šćiban, 2009). Generalno, povećanje temperature vode u sistemu za proizvodnju i distribuciju vode može uticati na kvalitet vode, odnosno povećati rizik pojave zagađujućih supstanci (zbog same kinetike hemijskih reakcija), pojavu patogenih mikroorganizama, rast biofilma i povećanje sporednih proizvoda dezinfekcije (Fisher i sar., 2012, 2011).



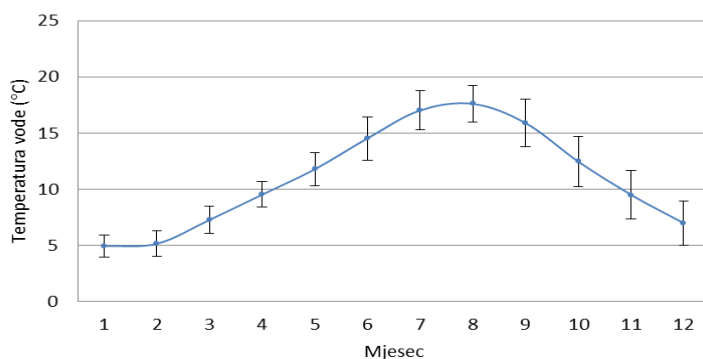
Slika 29. Promjene srednjih godišnjih temperatura rječne vode i temperatura vazduha, hidrostanica Banja Luka (2008-2018. godina)

U vodozahvatu „Novoselija”, ekstremne vrijednosti temperature vode takođe su karakteristične za topliji i hladniji period godine. Tako je u posmatranom periodu, minimalna vrijednost temperature zabilježena u februaru 2012. godine iznosila 2,3 °C, a maksimalna 20,5 °C u avgustu 2015. godine, dok je srednja godišnja temperatura bila u opsegu od 10,7-12,1 °C. Minimalne, maksimalne i srednje vrijednosti temperature na vodotahvatu „Novoselija“ prikazane su na slici 30.



Slika 30. Minimalne, maksimalne i srednje vrijednosti temperature vode, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)

Srednje mjesečne vrijednosti temperature (slika 31) značajne su za proces pripreme vode za piće u smislu optimizacije procesa tehnoloških jedinica i procjenu troškova na godišnjem nivou. Ove vrijednosti bile su u granicama od 4,9 °C (januar) do 17,6 °C (avgust). Od ranog proljećnog do ljetnjeg perioda, zabilježen je porast prosječne mjesečne temperature za oko 5 °C, u jesenjem periodu pad vrijednosti temperature bilježi sličan trend, dok su u zimskom periodu temperature vode prilično ujednačene. Najniže odstupanje od srednje vrijednost (standardna devijacija 0,96) zabilježena je u zimskom period (januar), a najviše u jesenjem (oktobar) periodu 2,23.

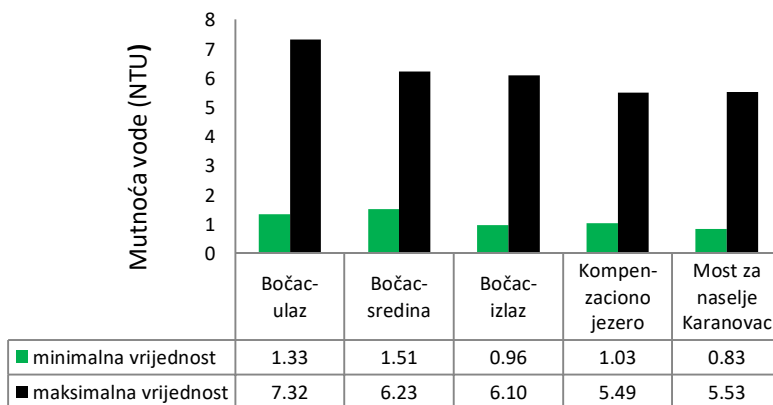


Slika 31. Srednje mjesečne vrijednosti temperature sirove vode vodozahvat “Novoselija” (2008-2018. godina)

Uticaj na mutnoću vode. Izmjerene vrijednosti mutnoće vode za ispitivani period u akumulaciji „Bočac“ kretale su se u relativno uskom intervalu vrijednosti. Minimalna mutnoća iznosila je 0,96 NTU, avgust mjesec 2009. godine, na izlazu iz akumulacije, a maksimalna 7,32 NTU (srednja vrijednost $3,72 \pm 1,69$; $n=20$), mart mjesec 2018. godine na ulazu u akumulaciju.

Rezultati mjerenja prikazani su na slici 32. Mutnoća vode u akumulaciji „Bočac“ je veća na početku akumulacije, da bi u samoj akumulaciji (zbog njene velike dužine) došlo do sedimentacije čestica mutnoće, tako da je na izlazu iz akumulacije voda znatno bistrija (stepen bistrenja i do 80%), izuzev u slučaju pojave mutnih struja koje se kreću po dnu akumulacije.

Ovo objašnjava veliki stepen zamuljenosti akumulacije „Bočac“, čak do 70%. Izuzetak su situacije kada su obilne padavine prisutne u području nizvodno od akumulacije, tako da spiranje okolnih terena i same obale povećava mutnoću unutar tog dijela riječnog toka. Nizvodno od akumulacije maksimalna vrijednost mutnoće bila je nešto niža, i kretala se do 5,53 NTU.



Slika 32. Mutnoća vode rijeke Vrbas na lokalitetu akumulacija "Bočac" i nizvodnim lokalitetima do izvorišta "Novoselija" (2008-2018. godina)

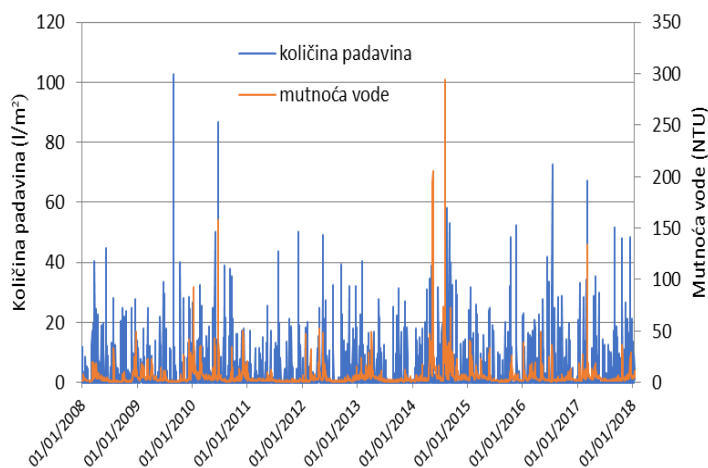
Rezultati dvočasovnih dnevnih mjerenja mutnoće vode na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“, predstavljeni su u tabeli 14 kao minimalne, maksimalne i srednje godišnje vrijednosti za dati period. Uočljivo je da su maksimalne vrijednosti mutnoće vode (1600 NTU i 497 NTU) detektovane u godinama kada je zabilježena najveća i najmanja količina padavina, u 2014. i 2011. godini, što ukazuje na to da količina padavina, kao prvi analizirani faktor ne predstavlja i jedini uticaj na pojavu visokih

vrijednosti mutnoće vode vodozahvata. Na to ukazuju i rezultati dnevnih srednjih vrijednosti mutnoće vode i padavina predstavljeni na slici 33.

Tabela 14. Deskriptivna analiza godišnjih podataka mutnoće vode, vodozahvat „Novoselija“

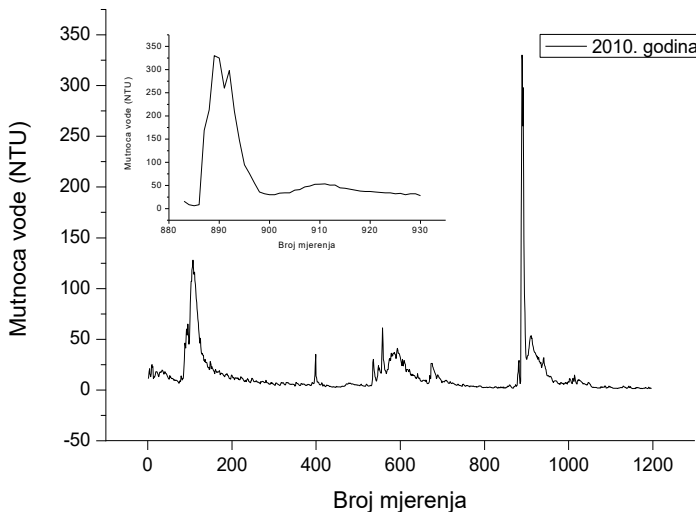
| Godina | Minimalne vrijednosti | Maksimalne vrijednosti | Srednja vrijednost ± standardna devijacija |
|--------|-----------------------|------------------------|--|
| 2008 | 0,50 | 100 | 4,47 ± 5,36 |
| 2009 | 0,54 | 145 | 4,15 ± 5,18 |
| 2010 | 0,67 | 330 | 7,94 ± 20,38 |
| 2011 | 0,60 | 497 | 2,30 ± 3,53 |
| 2012 | 0,45 | 210 | 3,76 ± 5,38 |
| 2013 | 0,75 | 119 | 4,84 ± 3,60 |
| 2014 | 0,88 | 1600 | 10,82 ± 21,17 |
| 2015 | 0,60 | 75 | 4,89 ± 4,84 |
| 2016 | 0,70 | 160 | 4,67 ± 4,93 |
| 2017 | 0,90 | 360 | 5,48 ± 6,51 |
| 2018 | 0,90 | 206 | 5,63 ± 5,88 |

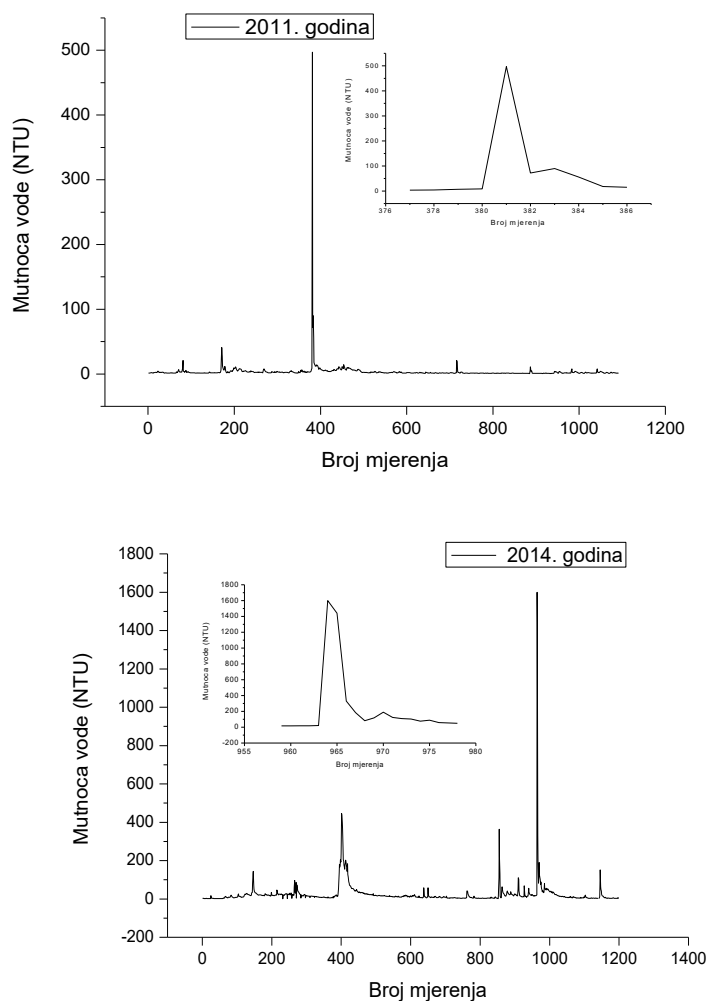
U periodima sa padavinama, uočen je porast mutnoće vode, međutim, nije ustanovljena uska zavisnost između ovih promjenjivih. Naime, pri istim količinama dnevnih padavina ne dolazi do istog, značajnog povećanja mutnoće vode. Do istih zaključaka su došli i *Göransson i sar. (2013)* u studiji ispitivanja značajnih faktora uticaja na mutnoću regulisane površinske vode kakva je i rijeka Vrbas.



Slika 33. Zavisnost srednjih dnevnih vrijednosti mutnoće vode od količine padavina na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)

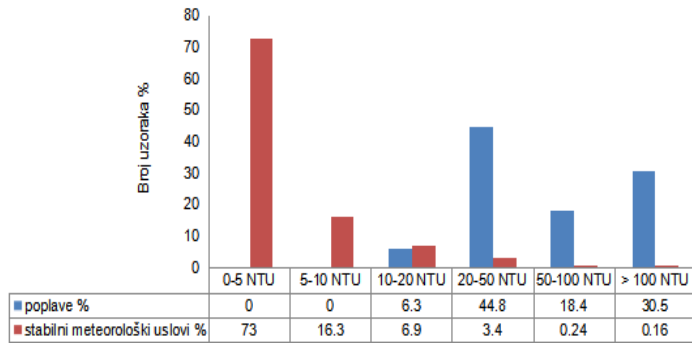
Drugi meteorološki faktor uticaja na povećanje mutnoće vode koji je analiziran je obrazac padavina (slika 34). Ekstremna, maksimalna detektovana vrijednost (1600 NTU), u avgustu mjesecu 2014. godine posljedica je kratkotrajnijih (4 dana) ali obilnijih padavina, kada je u osam uzoraka vode (na skali x-ose od 964-973 mjerenja) detektovana mutnoća >100 NTU. Sa druge strane, dugotrajnije padavine manjeg intenziteta, kako je već napomenuto, prouzrokovale su u maju, iste 2014. godine pojavu poplave u slivu u trajanju od 11 dana, (maksimalna 445 NTU) u 27 mjerenja (od 394-421 mjerenja). Isto tako i u 2010. godini koja je okarakterisana kao godina sa velikom količinom padavina, mutnoća vode se kretala do 325 NTU, a vrijednosti >100 NTU zabilježene su u dvanaest mjerenja (za broj mjerenja na skali x-ose od 886-898), što je izdvojeno na pozadinskom dijagramu. Naglo, kratkotrajno povećanje mutnoće zabilježeno je i u 2011. godini, koja je bila sušna sa najmanjom količinom padavina u posmatranoj dekadi, kada je mutnoća dostizala vrijednost do 497 NTU, što je zabilježeno samo u jednom mjerenju, dok su sva ostala mjerenja imala vrijednost ispod 90 NTU. Pojava poplavnog talasa prouzrokovala je i promjene u mutnoći vode sa nižim izmjerenim vrijednostima od pomenute ekstremne vrijednosti, ali sa dugotrajnijim efektom. Mutnoća vode iznad 20 NTU, detektovana je u trajanju od devet dana. Ove pojave predstavljaju jedan od najvećih problema za prilagođavanje tehnologije pripreme vode za piće u smislu blagovremene promjene doza hemikalija i brzine filtracije. Povećane mutnoće sirove vode zahtijevaju veće količine koagulanta i sredstva za dezinfekciju i oksidaciju u toku pripreme vode za piće.





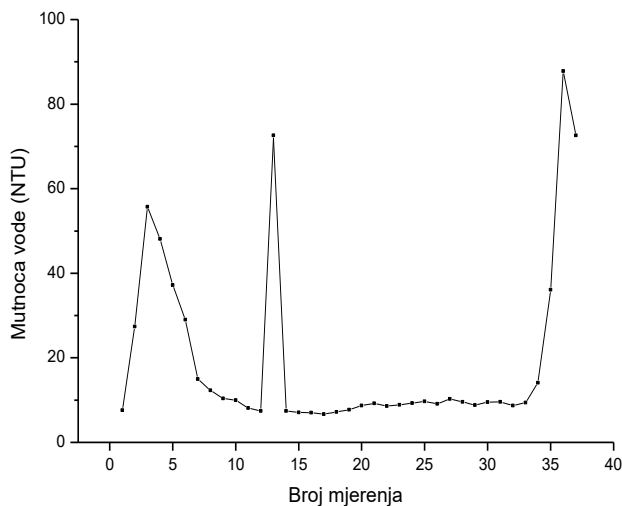
Slika 34. Mutnoća vode rijeke Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ u periodima sa najmanjom (2011. godina) i najvećom (2014 i 2010. godina) godišnjom količinom padavina

Na značajnu varijabilnost u izmjeranim vrijednostima mutnoće vode rijeke Vrbas ukazuju vrijednosti standardnih odstupanja od srednje godišnje vrijednosti (tabela 14), posebno izraženih u 2010 i 2014. godini u odnosu na ostale godine. Poređenje procentualnog udjela pojave mutnoće vode pri relativno stabilnim meteorološkim uslovima i pri pojavi dugotrajnih padavina dato je na primjeru 2014. godine i prikazano na slici 35. Posmatrajući sve izmjerene vrijednosti, ustanovljena je značajna razlika u frekvenciji pojavljivanja mutnoće vode iznad 20 NTU kao i veliki procenat uzoraka (iznad 30%) sa izmjerenom vrijednošću >100 NTU u toku poplave u odnosu na ostali analizirani period.



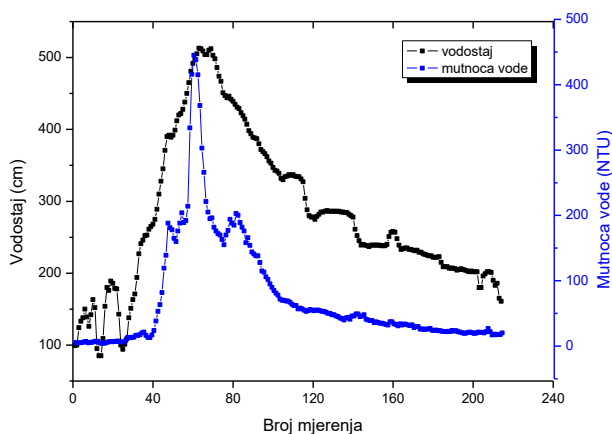
Slika 35. Procentualna zastupljenost vrijednosti mutnoće vode u vodozahvatu „Novoselija“ u periodu padavina (poplava) i pri stabilnim meteorološkim uslovima

Podaci dobijeni obradom izmjerenih vrijednosti mutnoće vode u stabilnim meteorološkim uslovima ukazuju na činjenicu da je najveći broj ispitivanih uzoraka, preko 70%, imao vrijednosti mutnoće do 5 NTU. Ukoliko bi ovakav kvalitet vode bio konstantan duži vremenski period, bilo bi moguće primjeniti pojednostavljenu tehnologiju pripreme vode za piće kao što je direktna filtracija (Klašnja, 2006). Međutim, i u ovim periodima godine javljaju se u kratkom vremenskom intervalu nagla i kratkotrajna povećanja mutnoće vode, čije su vrijednosti daleko niže u odnosu na period intenzivnih padavina, ali koje ipak onemogućavaju primjenu ovakvih tehnologija. Kao ilustracija visoke varijabilnosti mutnoće vode u kratkom vremenskom intervalu, na slici 36 prikazan je primjer promjene vrijednosti ovog parametra u toku 48-časovnog mjerenja.



Slika 36. Varijacija mutnoće vode u toku 48 h, vodozahvat „Novoselija“

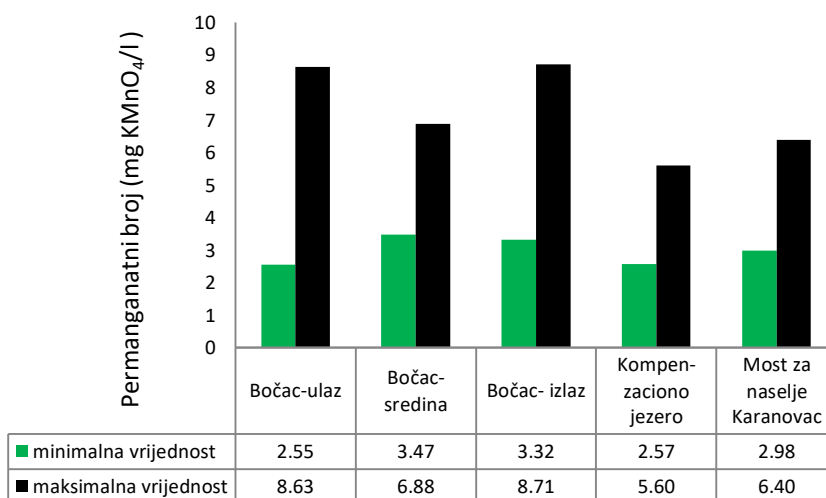
Posljednji razmatran uticaj na mutnoću vodozahvata je regulacija uzvodne akumulacije „Bočac“. Naime, povremeni, nagli porast vodostaja rijeke Vrbas na vodozahvatu posljedica je dotoka veće količine vode iz akumulacije „Bočac“, zbog rasterećenja hidroenergetskog sistema. U tom periodu ne dolazi do naglog i značajnog povećanja mutnoće vode (vrijednost mutnoće od 10-15 NTU). Međutim, sa istovremenim dotokom dodatne količine vode, kao posljedice padavina, dolazi do pojave poplavnog talasa i do postepenog i značajnog porasta i vodostaja i mutnoće vode. Na slici 37 predstavljeni su podaci izmjerene vodostaja i mutnoće vode vodozahvata u periodu pojave poplavnog talasa. Protok vode rijeke Vrbas u tom periodu je značajan, maksimalni izmjereni protok na hidrostanici Banjaluka iznosio $1398 \text{ m}^3/\text{s}$ (17.05.2014.) što je značajno više u odnosu na srednju vrijednost protoka rijeke Vrbas od oko $74,3 \text{ m}^3/\text{s}$, koliko je izračunato za višedecenijski period, od 1961-2018. godine. Ovakva vrsta uticaja predstavlja kombinaciju prirodnog i antropogenog uticaja, obzirom da meteorološki uslovi u pojedinim dijelovima godine diktiraju rad hidroelektrane „Bočac“ u smislu ispuštanja viška vode i optimizacije procesa rada i održavanja sigurnosti brane. Posljedica toga je plavljenje nizvodnih područja i resuspenzija nataloženog sedimenta, što na dalje može da utiče na povećanje mutnoće vode.



Slika 37. Promjena mutnoće vode sa vodostajem rijeke Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ (14.05.-24.05.2014.)

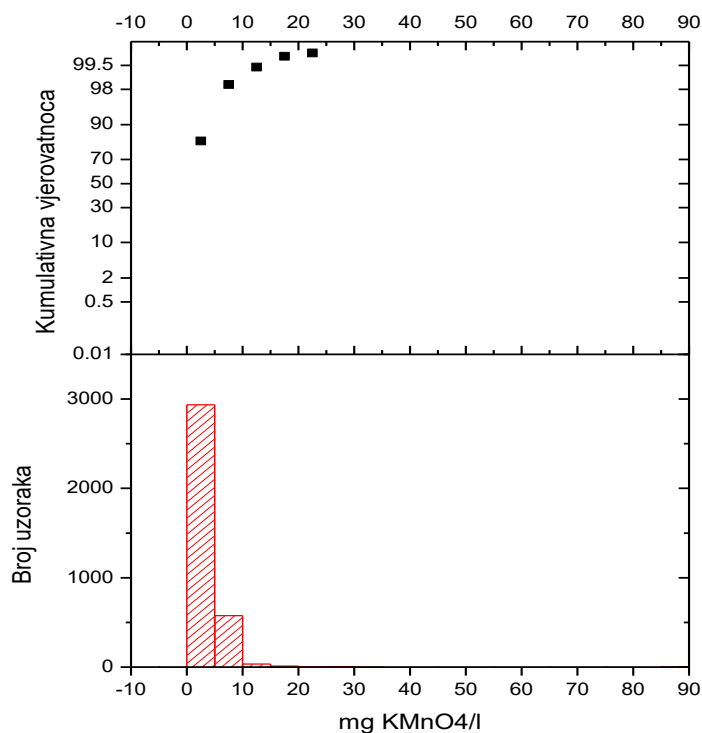
Uticaj na sadržaj organskih materija. Karakterizacija kvaliteta vode jezera „Bočac“ u pogledu sadržaja ukupnih organskih materija izvršena je određivanjem utroška kalijum-permanganata u kiseloj sredini (permanganatni broj, PB). Praćenje ovog pokazatelja kvaliteta u vodi za

piće se zahtijeva zakonodavstvom (*Sl. gl. Republike Srpske, br. 40/03*), stoga je analiza njegovog sadržaja u vodi rijeke Vrbas važna. Pored toga, koristi se u cilju određivanja efikasnosti primjenjene tehnologije u fabrici vode za piće. Izmjerene vrijednosti sadržaja organskih materija izražene preko utroška kalijum-permanganata u kiseloj sredini u jezerskoj vodi kretale su se u opsegu od 2,55-8,71 mgKMnO₄/l (srednja vrijednost 4,47±1,23 mgKMnO₄/l; n=20) (slika 38). Vrijednost od 8,71 mg KMnO₄/l zabilježena je na izlazu iz akumulacije, kod same brane, gdje se nalazi velika količina plivajućeg otpada. Ove izmjerene vrijednosti ukazuju da se radi o visokom statusu vodnog tijela, odnosno da jezero „Bočac“ pripada drugoj klasi površinskih voda prema Uredbi o klasifikaciji voda i kategorizaciji vodotoka. Poređenjem sa Direktivom EU (95/83/EC), kojom se propisuje maksimalna koncentracija oksidabilnih materija u vodi za piće, 5 mg O₂/l, odnosno 20 mg KMnO₄/l, može se zaključiti da kvalitet sirove vode u pogledu teško oksidabilnih materija zadovoljava kvalitet vode namjenjene vodosnabdijevanju. Maksimalna izmjerena vrijednost ovog pokazatelja, na lokalitetima nizvodno od akumulacije, bila je još niža i iznosila je 5,6 mg KMnO₄/l, što ukazuje na uticaj brzog toka rijeke Vrbas i prirodnog procesa samoprečišćavanja.



Slika 38. Sadržaj organskih materija u rijeci Vrbas na lokalitetu akumulacija „Bočac“ i nizvodnim lokalitetima do izvorišta „Novoselija“ (2008-2018. godina)

Slične vrijednosti sadržaja organskih materija izmjerene su i u vodi vodozahvata „Novoselija“. Kako je prikazano na slici 39, 80% uzoraka imalo je vrijednost <5 mgKMnO₄/l, a do 10 mgKMnO₄/l izmjereno je u 98,5%. Srednje godišnje vrijednosti za ovaj period su se kretale od 3,65-4,84 mgKMnO₄/l, pri čemu je minimalna vrijednost iznosila 1,83 mgKMnO₄/l, a najveća izmjerena vrijednost 88,0 mgKMnO₄/l (22.06.2010.godina). Nešto više vrijednosti od srednjih godišnjih detektovane su u proljetnom i kasnom jesenjem periodu.

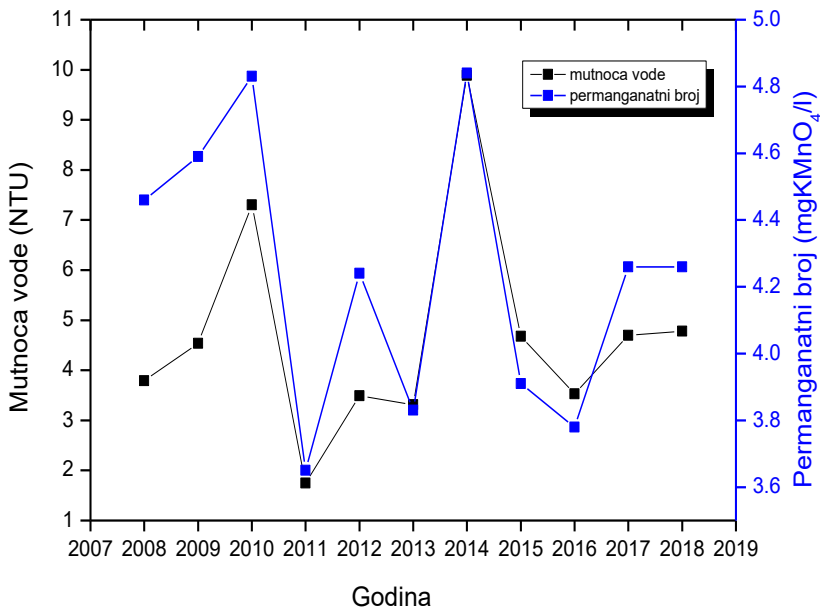


Slika 39. Vjerovatnoća pojavljivanja organskih materija izraženih preko permanganatnog broja, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)

U cilju ispitivanja uticaja meteoroloških uslova na sadržaj organskih materija izvršeno je poređenje sa mutnoćom vode, parametrom za koji je ustanovljena promjena u zavisnosti od ovih uslova. Na slici 40 dato je poređenje promjena srednjih godišnjih vrijednosti ovog parametra i mutnoće vode tokom analizirane dekade.

Uočljive su iste promjene izračunatih vrijednosti posmatrajući cijelu dekadu, što je indicija da su padavine uzročnik promjene u sadržaju onog dijela organskih materija koje oksiduju u uslovima primjenjene metode.

Predpostavlja se da je povećan sadržaj organskih materija i mutnoće vode u površinskim vodama posljedica površinskog spiranja i transporta sedimenta tokom ovih događaja, što je dokazano u jednom od objavljenih istraživanja (Kitchener i sar., 2017).

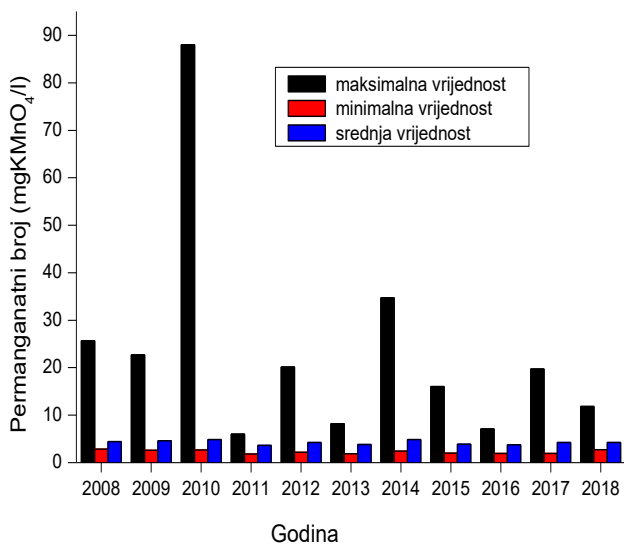


Slika 40. Srednje godišnje vrijednosti permanganatnog broja i mutnoće vode, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)

Nadalje, kako bi se utvrdio uticaj obrasca padavina (količina i intenzitet) na sadržaj organskih materija, izvršeno je poređenje maksimalnih vrijednosti PB (slika 41).

Iako u značajno manjem procentu u analiziranom periodu od 2008-2018. godine, identifikovana je godina sa izmjerenom visokom vrijednosti ovog pokazatelja kvaliteta. Naime, u periodu intenzivnih padavina u 2010. godini, detektovana je vrijednost utroška KMnO₄ od 88,0 mgKMnO₄/l što je značajno viša vrijednost u odnosu na prosječnu godišnju. Međutim, ova promjena u kvalitetu vode nije tipična i za

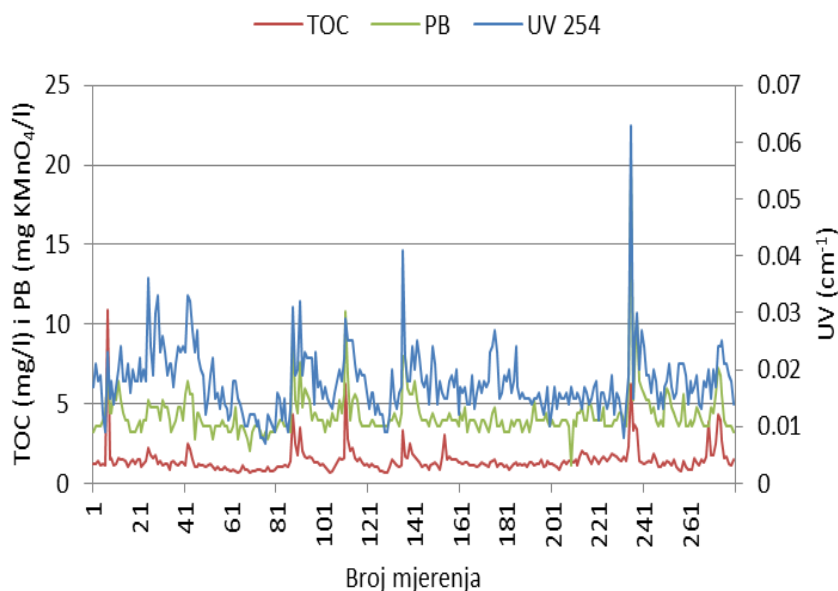
dugotrajnije padavine manjeg obima (kakve su zabilježene 2014. godine, u periodu pojave poplavnog talasa). Maksimalna izmjerena vrijednost ovog parametra iznosila je 34,8 mgKMnO₄/l što može ukazati na pad koncentracije ovih materija zbog razblaženja usljed velikih protoka vode (Wollheim i sar., 2017) izmjerenih u ovoj godini.



Slika 41. Minimalne, maksimalne i srednje godišnje vrijednosti permanganatnog broja, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)

Imajući u vidu da je potrošnja KMnO₄ samo uslovno mjerilo sadržaja organskih materija u vodi, u periodu intenzivnog ispitivanja u okviru ovog rada, izvršena je analiza u uzorcima vode na dodatna dva pokazatelja, ukupan organski ugljik i sadržaj organskih materija koje apsorbuju u UV-Vis oblasti (254 nm). Sadržaj huminskih i fulvinskih kiselina, kao i ostalih organskih komponenti koje apsorbuju zračenje u vidljivom dijelu spektra kretao se u opsegu vrijednosti od 0,007–0,063 cm⁻¹ (srednja vrijednost 0,018±0,006; n= 301). Srednje godišnje vrijednosti TOC su uglavnom bile ujednačene, a srednja vrijednost je iznosila 1,87±1,88; n=301. Pored činjenice da su sva tri pokazatelja prisustva organskih materija u značajnoj korelaciji (slika 42), ustanovljene su i povremene razlike, koje su izražene u proljetnom i jesenjem periodu kada je vrijednost permanganatnog broja niska, a UV apsorbcija visoka. Razlike između materija koje se mogu detektovati datim pokazateljima u površinskim vodama su brojne. KMnO₄ može da izvrši oksidaciju mikrobnih ćelija koje ne apsorbuju UV, dok huminske materije koje nastaju raspadom lišća i koje su najčešće braon boje

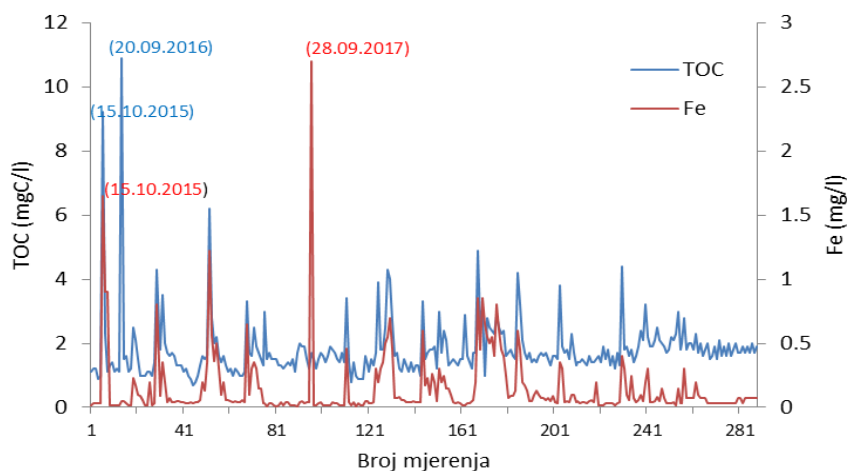
apsorbuju svjetlost u UV oblasti što omogućava njihovu detekciju primjenjenom UV-Vis. Sa druge strane, glikol grupe i dvostruke veze u organskim materijama lignina (drveta) lako se oksiduju permanganatom što omogućava primjenu obe metode i uspostavljanje korelacije između vrijednosti dobijenih primjenom ovih metoda.



Slika 42. Promjene pokazatelja prisustva sadržaja organskih materija, vodozahvat „Novoselija“ na godišnjem nivou

Poznato je da prirodne organske materije iz različitih izvora u slivu mogu pokazivati svojstva vezivanja metala (*Neubauer i sar., 2013; Sarkkola i sar., 2013*), stoga u periodu velikih protoka vode sa značajnim sadržajem organskih materija dolazi do njihovog transporta riječnim tokom. Veće poplave dovode i do većeg rizika od mobilizacije metala (*Garneau i sar., 2015*). Obzirom da željezo može da utiče na organoleptičke osobine vode za piće, poželjno je da njegova vrijednost u sirovoj vodi, koja služi kao resurs vode za piće, bude u granicama druge klase (0,1 - 0,2 mg/l). Analizom podataka u periodu pojave poplavnog talasa, uočena je značajno viša izmjerena vrijednost ovog metala u vodi rijeke Vrbas (maksimalna izmjerena vrijednost 8 mg Fe/l), u odnosu na prosječne vrijednosti u stabilnim meteorološkim uslovima koje su iznosile oko 0,1 mg Fe/l (srednja vrijednost $0,1 \pm 0,20$; $n=540$). Uočena je značajna korelacija sadržaja ukupnog organskog ugljenika i željeza u određenim

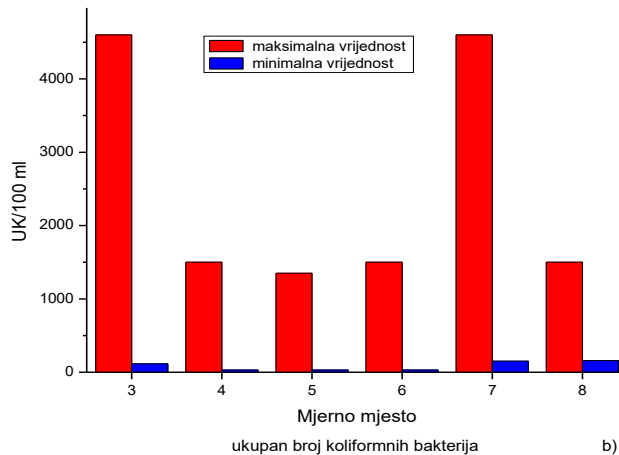
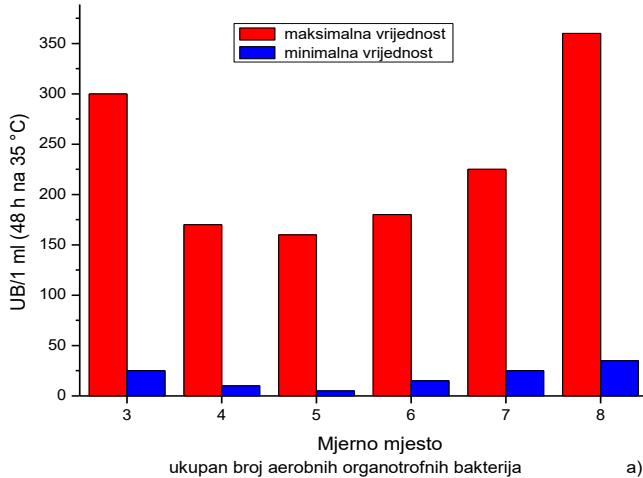
sezonskim vremenskim serijama u vodi vodozahvata „Novoselija“ koja ukazuje na pojavu kompleksiranja Fe i organske materije (slika 43) (Sarkkola i sar., 2013). Niže vrijednosti TOC zabilježene su u ljetnjem periodu, što ukazuje na njegovu manju raspoloživost za mobilizaciju u slivu tokom ovog perioda. Porast koncentracije ukupnog organskog ugljenika u površinskim vodama (jesenji period slika 43) kao posljedice spiranja zavisi i od vrste zemljišta. Sliv rijeke Vrbas smješten je u nekoliko različitih geotektonskih jedinica Dinarida, koje se razlikuju po svom sastavu, strukturi i genezi. Kao najznačajnije mogu se izdvojiti tipični nekarstni (silikatni); tipični karstni i karbonatno-silikatni tereni (Pujin, 1998). Obradivog zemljišta u okviru ukupnih površina poljoprivrednog zemljišta ima 5-6%, pri čemu treba naglasiti da se najvažnije poljoprivredne obradive površine nalaze u donjem toku Vrbasa od Banja Luke prema ušću Vrbasa u Savu. Stoga se može pretpostaviti da sadržaj organskih materija u vodi ne potiče od ove vrste zemljišta, već od zemljišta u šumskom priobalju sliva rijeke Vrbas.



Slika 43. Sadržaj ukupnog organskog ugljenika i željeza u sezonskim vremenskim serijama, vodozahvat „Novoselija“

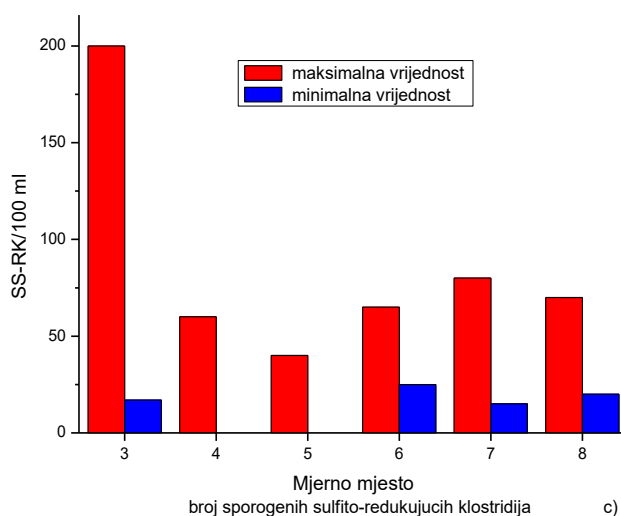
Uticaj na broj i vrstu mikroorganizama. U cilju poređenja kvaliteta vode rijeke Vrbas kada je u pitanju broj i vrsta mikroorganizama i identifikacija mogućih uticaja, predstavljeni su podaci kvaliteta ovog riječnog toka bez značajnih meteoroloških uticaja i izvršeno je poređenje sa kvalitetom vode u toku pojave poplavnog talasa. Rezultati sprovedenih analiza u višegodišnjem periodu posmatrani su prostorno, po lokalitetima nizvodno od jezera „Bočac“ (lokalitet 3) do vodozahvata „Novoselija“ (lokalitet 8) (slika 44, a-c).

Ukupan broj aerobnih organotrofnih bakterija (UB, 35 °C, 48 h) kretao se od 5-360/1 ml vode. Najveća brojnost ovih bakterija, indikatora fekalnog zagađenja, bila je na vodozahvatu u avgustu mjesecu.



Ukupan broj koliformnih bakterija, koje su najpodobnija grupa indikatorskih bakterija za vrjednovanje stepena fekalnog zagađenja, odnosno higijenske ispravnosti vode, kretao se od 30-4600/100 ml vode (slika 44b). Maksimalna vrijednost od 4600/100 ml vode, zabilježena je na lokalitetu sredina akumulacije „Bočac“ (lokalitet 3) i most za naselje Karanovac (lokalitet 7). Loš kvalitet u pogledu mikrobioloških parametara na sredini akumulacije je posljedica mirnog toka vode u tom dijelu, gdje se dugo zadržava različita vrsta otpada, kao i povećane

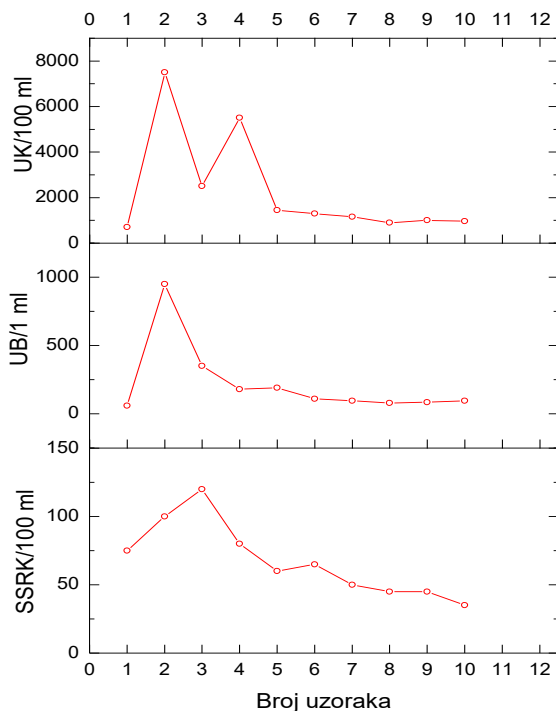
temperature u kasnom proljetnom i ljetnjem periodu koje pogoduju razvoju mikroorganizama. Ove visoke vrijednosti nalaze se na gornjoj granici maksimalno dozvoljene vrijednosti za drugu klasu vodotoka, što navodi na potrebu za sveobuhvatnijim i frekventnijim monitoringom i zaštitu rijeke Vrbas, namjenjene za vodosnabdijevanje grada Banja Luka bezbjednom vodom za piće. Sporogene sulfito-redukujuće klostridije (SSRK) detektovane su u najvećem broju (200/100 ml vode) na na sredini akumulacije „Bočac“ (mjerno mjesto 3), sredinom maja 2009. godine. Međutim, veliki broj SSRK, 80/100 ml, zabilježen je i krajem maja, na lokalitetu most za naselje Karanovac, koji se nalazi uzvodno od vodozahvata (oko 5 km), i direktno utiče na kvalitet vode na vodozahvatu (maksimalan broj SSRK na vodozahvatu iznosio je 70).



Slika 44. Minimalne i maksimalne izmjerene vrijednosti: a) ukupnog broja aerobnih organotrofnih bakterija; b) ukupnih koliformnih bakterija; c) sporogenih sulfito-redukujućih klostridija u rijeci Vrbas na nizvodnim lokalitetima od jezera „Bočac“ do vodozahvata „Novoselija“ (2008-2018. godina)

Rijeka Vrbas svojim najvećim dijelom teče uz saobraćajnicu i jednim dijelom kroz naseljeno područje (čiji kanalizacioni sistem nije do kraja izgrađen), a koje je neposredno uzvodno od vodozahvata „Novoselija“. Predpostavlja se da je razlog značajnog mikrobiološkog zagađenja i velike razlike u minimalnim i maksimalnim izmjerenim vrijednostima to što se vodozahvat nalazi u naseljenom području koje nema obezbjeđen adekvatan odvod otpadnih, oborinskih i kanalizacijskih voda.

Na slici 45, brojevima su označeni uzorci analizirani po danima u vremenskom periodu pojave poplave za ukupan broj detektovanih mikroorganizama, kada se pratio samo vodozahvat, zbog nemogućnosti pristupa uzvodnim lokalitetima. Najmanje varijacije u brojnosti su pokazale sporogene sulfito-redukujuće klostridije čiji se broj kretao od 35-120/100 ml vode. Iako se smatraju indikatorom starijeg fekalnog zagađenja, najveći broj zabilježen je trećeg dana poplava (17.05.2014) na vrhu poplavnog talasa, kako je prikazano na slici 37 (vodostaj rijeke Vrbas). Poređenjem sa maksimalnim brojem ovog patogena u uslovima bez značajnih meteoroloških promjena (dugotrajnih padavina) (slika 44 c), detektovan broj je bio niži. Sporogene sulfito-redukujuće klostridije služe za kontrolu uspješnosti primjene dezinfekcije, jer je poznato da su one mnogo otpornije na djelovanje hlora od koliformnih bakterija (IAWPRC, 1991; Barrell i sar., 2000) i iz tog razloga je njihova detekcija i brojnost i u vodi za piće od značaja. Ako prežive dezinfekciju, iako su koliformne bakterije inaktivirane, velika je vjerovatnoća da će npr. *Giardia*, *Cryptosporidium*, neki virusi i dr., za koje se zna da su otporni na vrlo visoke doze hlora, takođe preživjeti (Marić, 2003). Maksimalna vrijednost ukupnog broja aerobnih organotrofnih bakterija 950/1 ml vode (slika 45) na vodozahvatu (lokalitet 8) znatno je veća u odnosu na broj ovih bakterija u uslovima bez značajnih dugotrajnih padavina čija je vrijednost iznosila 360/1 ml vode (slika 44 a). Isto tako ukupan broj koliformnih bakterija u periodu poplava kretao se do 7500/100 ml vode što je zabilježeno drugog dana poplava, dok je maksimalan broj, u uslovima bez padavina iznosio 1500/100 ml vode. Promjenjiv kvalitet vode i veći broj datih bakterija bio je karakterističan za prvih 5-6 dana od dana pojave poplavnog talasa kada je izvršena regulacija nivoa vode rijeke Vrbas. Poređenjem sa Uredbom o klasifikaciji voda i kategorizaciji vodotoka, samo dva ispitivana uzorka vode su bila izvan granica druge klase voda (druga klasa voda su vode sa 50-5000 koliformnih bakterija /100 ml vode). Khan i sar. (2014) navode da periodi intenzivnih padavina i pojava poplavnih talasa mogu prouzrokovati izlivanje značajne količine otpadnih voda, što za posljedicu može imati povećan broj mikroorganizama u površinskim vodama i pojavu epidemije akutnih oboljenja probavnog sistema. Međutim, ne postoje pouzdani podaci o prekomjernom ispuštanju otpadnih voda iz koncentrisanih izvora zagađivanja u toku padavina i pojave poplavnog talasa, stoga se kratkoročna pojava većeg broja analiziranih mikroorganizama u vodi izvorišta „Novoselija“ ne može sa sigurnošću povezati sa ovakvim uticajem.



Slika 45. Broj mikroorganizama (UB/1ml, UK/100ml i SSRK/100ml) u periodu poplave na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“

Prikazani rezultati ukazali su na prirodne sezonske promjene u kvalitetu vode rijeke Vrbas kao i na dodatni uticaj promjenjivih meteoroloških uslova karakterističnih za posljednju dekadu višedecenijskog analiziranog perioda. Promjene u srednjim godišnjim temperaturama vode posebno su bile izražene nakon 2014. godine (poplavni talas) u kojoj je izmjerena najviša temperatura vazduha. Tako su najviše srednje vrijednosti temperature vode, u posmatranoj dekadi, izmjerene u 2015 i 2016. godini. Maksimalna vrijednost mutnoće vode, 1600 NTU detektovana je u avgustu mjesecu 2014. godine kao posljedica kratkotrajnijih ali obilnijih padavina, što pokazuje da je obrazac padavina jedan od važnih faktora uticaja na mutnoću vode. Dugotrajnije padavine manjeg intenziteta prouzrokuju veću frekvenciju pojavljivanja dnevnih vrijednosti mutnoće vode >100 NTU. Pri stabilnim meteorološkim uslovima, procentualna zastupljenost ovakvih vrijednosti mutnoće vode manja je od 1%. Pored padavina, značajan uticaj na mutnoću vode ima

regulacija uzvodne akumulacije „Bočac“. Period intenzivnih padavina imao je značajan negativan uticaj na sadržaj organskih materija. Značajno pogoršanje kvaliteta vode izvorišta „Novoselija“ posmatrano prema broju ispitivanih mikroorganizama ustanovljeno je u periodu poplave, na prvom mjestu kao posljedica regulisanja nivoa, tj. ispuštanja vode iz akumulacije „Bočac“. Na ovo ukazuje analiza ukupnih koliformnih bakterija i srogenih sulfito-redukujućih klostridija, mikroorganizama koji su u najvećem broju detektovani upravo u vodi ove akumulacije.

4.1.2. Uticaj uklanjanja sedimenta iz akumulacije HE „Jajce II“ na kvalitet rijeke Vrbas

4.1.2.1. Faktor uticaja: uklanjanje sedimenta

Uklanjanje sedimenta iz akumulacije HE „Jajce II“ vrši se povremeno u cilju čišćenja dna i remonta opreme. Dio ispuštene količine mulja sa različitim zagađujućim materijama, dospijeva u nizvodni tok rijeke Vrbas na čijim se određenim riječnim dionicama nalazi akumulacija „Bočac“, kompenzaciono jezero i vodozahvat „Novoselija“. Jedan dio mulja se zadrži u koritu rijeke Vrbas, od akumulacije „Jajce II“ do akumulacije „Bočac“, u kojoj, zbog njene dvadeset puta veće zapremine dolazi do razrijeđenja ispuštenog mulja. Pri svakom uklanjanju sedimenta iz HE „Jajce II“ u gradskom vodovodu se proglašavaju vanredni uslovi rada.

Pregledom istorijskih podataka (uklanjanje sedimenta 1972 i 1983. godine) ustanovljeno je da je najveći problem predstavljao povećan sadržaj azotnih materija u vodi rijeke Vrbas kao posljedica uklanjanja sedimenta akumulacije (*Kapić i Karaselimović, 1984*). Zbog ograničenja u monitoringu i laboratorijskim mogućnostima, za ova dva događaja nisu dostupni podaci o kvalitetu sedimenta i sadržaju specifičnih i toksičnih zagađujućih materija.

Tokom posljednjeg sprovedenog uklanjanja sedimenta i čišćenja akumulacije sprovedeno je opsežnije istraživanje ovog antropogenog uticaja na kvalitet rijeke. Obradeni podaci su prikazani u narednom dijelu teksta. Rezultati analize metala u sedimentu akumulacionog jezera „Jajce II“ (tabela 15 Prilog) ukazali su na prisustvo željeza (3164 mg/kg), žive (0,756 µg/kg) i nikla (0,1 µg/kg), dok su vrijednosti mangana, cinka, olova, bakra, hroma i kadmijuma bile ispod granice detekcije (*Anon., 2006*). Željezo u sedimentu može predstavljati problem ako dođe do

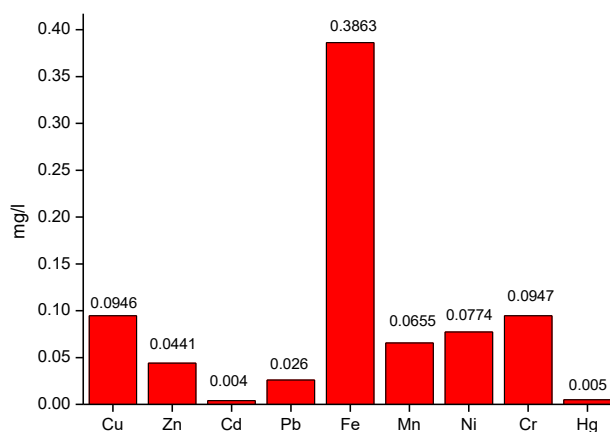
njegovog transporta kroz vodeni stub, što je sasvim izvjesno pogotovo tokom poplavnih talasa (*Peraza-Castro i sar., 2016*). Organski profil uzorka sedimenta sa dna akumulacije „Jajce II“ prikazan je u tabeli 16 (Prilog). Kao detektovana jedinjenja navedena su ona koja su identifikovana sa vjerovatnoćom $\geq 70\%$: 2,7-dimetil-naftalen (94%); 1-tetradekan (93%); 2-metil-naftalen (91%) i 3-metil-dodekan (91%). Nešto niža vjerovatnoća pojavljivanja ustanovljena je za organske spojeve: 5-oktadekan, (E)- i eikosan (87%); 3-hlorbenzonitril, heptadekan, tridekan (86%); 2,6,10-trimetilpentadekan (83 %); 1-hloroktadekan (78%); dodekan (74%); heksatriakontan (72%); 3,4-dimetil-1,1-bifenil (70%). Policiklični aromatični ugljovodonici su uglavnom detektovani u koncentracijama nižim od praktične granice određivanja ($< 3 \mu\text{g/kg}$), ili uopšte nisu detektovani ($< 1 \mu\text{g/kg}$). Izuzetak su naftalen ($3,1 \mu\text{g/kg}$) i fluoren ($4,4 \mu\text{g/kg}$), ali čije koncentracije nisu značajne sa aspekta zagađenosti sedimenta. Nadalje, u grupi pesticida kvantifikovani su 4,4'-DDT ($3,4 \mu\text{g/kg}$), 4,4'-DDD ($2,3 \mu\text{g/kg}$) i 4,4'-DDE ($0,79 \mu\text{g/kg}$), dok se ostali pesticidi nalaze ispod granice detekcije (tabela 17 Prilog). DDT je detektovan u koncentraciji koja ukazuje na mogući negativan uticaj na akvatične organizme, ali sa aspekta izmuljivanja sedimenta ne predstavlja problem.

4.1.2.2. Uticaj na kvalitet vode rijeke Vrbas

Uticaj na sadržaj specifičnih i potencijalno toksičnih zagađujućih materija. Uticaj uklanjanja sedimenta na kvalitet vode rijeke Vrbas u pogledu ovih zagađujućih materija određen je na osnovu analize vode na lokalitetu na kojem je izvršeno izmuljivanje, akumulacija „Jajce II“ i nizvodno na lokalitetima most za naselje Bočac i vodozahvat „Novoselija“.

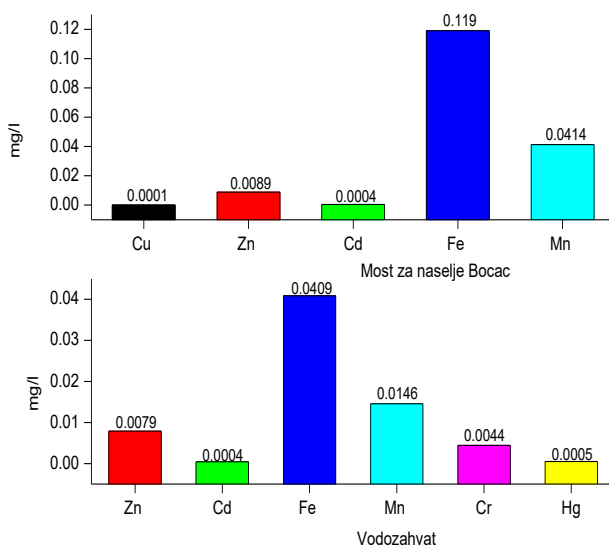
Sadržaj metala u uzorku vode sa lokaliteta akumulaciono jezero „Jajce II“ u toku uklanjanja sedimenta iz akumulacije prikazan je na slici 46. Najveća izmjerena vrijednost od svih analiziranih metala je vrijednost izmjerena za željezo ($0,3863 \text{ mg/l}$), čija je koncentracija u sedimentu imala vrijednost od 3164 mg/l , što ukazuje na značajan transport ovog metala kroz vodeni stub. Zabilježen je i uticaj sedimenta na koncentraciju žive i nikla u vodi, izmjerene koncentracije iznosile su $0,005 \text{ mg/l}$ (pri stabilnim uslovima $< 0,5 \text{ mg/l}$) i $0,0774 \text{ mg/l}$ (pri stabilnim uslovima $< 0,01 \text{ mg/l}$), redom. Nadalje, od toksičnih metala u vodi treba istaći koncentraciju Cd ($0,004 \text{ mg/l}$) i Pb ($0,026 \text{ mg/l}$), koji su u sedimentu bili

ispod granice detekcije. Na osnovu datih rezultata koncentracije metala u vodi, može se konstatovati da je samo mangan bio u granici druge kategorije voda (0,0655 mg/l), željezo u granici treće (0,3863 mg/l), dok su mjerene vrijednosti za Cu, Cd, Pb, Ni i Cr (0,0946 mg/l, 0,004 mg/l, 0,026 mg/l, 0,0774 mg/l i 0,0947 mg/l, redom) se nalazili značajno iznad gornje granice za treću kategoriju površinskih voda na osnovu Uredbe o klasifikaciji voda i kategorizaciji vodotoka (*Sl.gl. Republike Srpske, 42/01*). Teški metali se ubrajaju u grupu perzistentnih zagađujućih supstanci, koje uključivanjem u lanac ishrane ispoljavaju niz štetnih uticaja na biološke sisteme čak i pri veoma niskim koncentracijama.



Slika 46. Sadržaj metala u vodi akumulacionog jezera „Jajce II“ u toku uklanjanja sedimenta

Nizvodno od akumulacije „Jajce II“ (most za naselje Bočac i vodozahvat „Novoselija“), vidno je smanjenje koncentracije praćenih metala, gdje se vrijednosti nalaze u okviru druge kategorije vodotoka (slika 47). Tako na lokalitetu most za naselje Bočac nisu detektovani Pb, Ni, Cr i Hg, a na vodozahvatu Cu, Pb i Ni. Na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“, u odnosu na lokalitet most za naselje Bočac, došlo je do dodatnog smanjenja koncentracije Zn, Fe i Mn, što navodi na zaključak da je došlo do taloženja metala u sedimentu duž vodotoka. Koncentracija Cd na vodozahvatu je ostala ista kao na lokalitetu most za naselje Bočac.



Slika 47. Sadržaj metala u vodi rijeke Vrbas na lokalitetima most za naselje Bočac i vodozahvat „Novoselija“

Treba napomenuti, da je u stabilnim uslovima kvaliteta vode, koncentracija metala u rijeci Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ uglavnom ispod granice detekcije. Tako je vrijednost za Cu, Zn, Pb, Ni i Cr <0,01 mg/l, za Cd <0,001 mg/l i za Hg <0,0005 mg/l. Prosječna vrijednost mangana je od 0,01-0,03 mg/l, a željeza oko 0,1 mg/l.

Rezultati analize specifičnih organskih toksičnih materija ukazali su na prisustvo naftalena (0,1 µg/l) i hloroforma (2,0 µg/l) u vodi akumulacionog jezera „Jajce II“. Niske vrijednosti oba detektovana jedinjenja ne predstavljaju značaj za kvalitet površinske vode.

Uticaj na mutnoću vode, sadržaj organskih i azotnih materija. Praćenje kvaliteta vode rijeke Vrbas na osnovu ovih pokazatelja izvršeno je na dodatne dvije lokacije između akumulacije „Bočac“ i izvorišta „Novoselija“ (kompenzaciono jezero i most za naselje Karanovac). Trajalo je sve vrijeme uklanjanja sedimenta iz akumulacije i nastavljeno do 20-tog dana od dana početka uklanjanja sedimenta (24.08. – 15.09. 2006. god.).

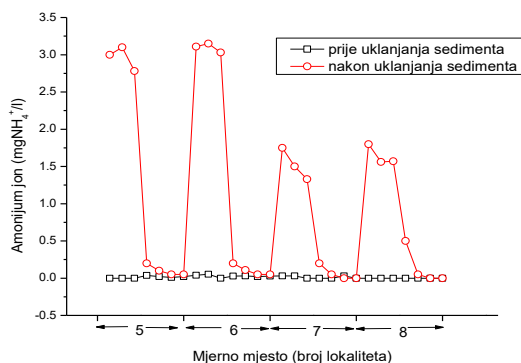
Mutnoća vode u periodu nakon pražnjenja akumulacije „Jajce II“ najviše vrijednosti dostigla je četvrtog dana od dana završetka uklanjanja sedimenta na svim mjernim profilima nizvodno. Maksimalna izmjerena vrijednost bila je >240 NTU na profilu vodozahvat „Novoselija“.

Činjenica je da su se i u periodu prije uklanjanja sedimenta iz akumulacije, kako je već napomenuto, detektovale povremene više vrijednosti mutnoće vode od prosječnih. Međutim, u periodu poslije uklanjanja sedimenta, ustanovljena je viša prosječna vrijednost ovog parametra duž cijelog riječnog toka.

U periodu nakon uklanjanja sedimenta, vrijednost organskih materija koje se oksiduju kalijum-permanganatom u kiseloj sredini na svim mjernim profilima kretala se od minimalne 4,0 mgKMnO₄/l do maksimalne 16,65 mgKMnO₄/l, koja je zabilježena na vodozahvatu. Pored uticaja ispuštenog mulja, uticaj na promjenjiv kvalitet vode na ovim profilima imala je i kompenzaciona akumulacija, što se primjećuje i u ostalim periodima godine.

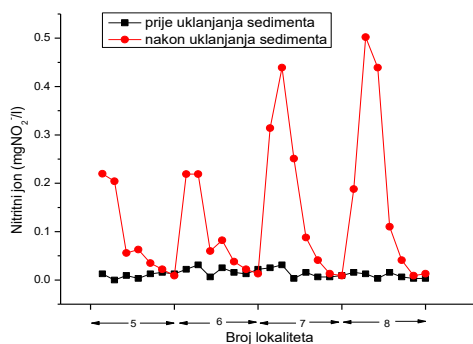
Sadržaj amonijum jona u vodi rijeke Vrbas prije uklanjanja sedimenta stalan je i nizak, što ukazuje da u nizvodnom toku od akumulacije na ovoj rijeci nema dovoljno sedimentne podloge koja podržava rast nitrifikacionih bakterija i ciklus nutrijenata. Međutim, uklanjanje sedimenta iz akumulacije imalo je efekta na koncentraciju ovog jona u vodi. Izmjerene vrijednosti amonijum jona prikazane na slici 48 ukazuju na najveću koncentraciju, 3,15 mgNH₄⁺/l (lokalitet 5), četvrti dan nakon uklanjanja sedimenta. Izmjerena vrijednost svrstava kvalitet rijeke Vrbas u petu klasu. U vodozahvatu, najveća zabilježena koncentracija iznosila je 1,80 mgNH₄⁺/l. U ostalom dijelu godine, maksimalna izmjerena koncentracija na svim profilima iznosila je 0,070 mgNH₄⁺/l.

Za razliku od mutnoće vode i sadržaja organskih materija, do porasta amonijum jona u vodi na nizvodnim lokalitetima (lokalitet 5 i 6) dolazi u inicijalnom periodu nakon uklanjanja sedimenta, pri čemu ove povišene koncentracije ostaju relativno stabilne naredna tri dana što je pretpostavlja se posljedica resuspenzije sedimenta. Prema *Morgan i sar., 2012*, može se očekivati da ovaj period traje i do 100 h. Naime, dio amonijačnog azota nastao dekompozicijom organskih materija u sedimentu pod dejstvom aerobnih bakterija, kroz pornu vodu dopijeva u vodeni stub povećavajući samim tim i njegovu koncentraciju u vodi. *Morse i Morin (2005)* su ovu pojavu objasnili njegovom desorpcijom sa resuspendovanih čestica sedimenta. Koncentracija amonijum jona u svim uzorcima bila je u znatnom padu peti dan nakon uklanjanja sedimenta, a dvadesetog dana, na lokalitetu 7 i 8 vrijednosti su bile ispod granice detekcije usled odvijanja procesa hemijske oksidacije, ili kako su rezultati istraživanja *Hasan i sar. (2020)* ukazali, uslijed brze asimilacije od strane biote.



Slika 48. Uticaj uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ na koncentraciju amonijum jona (lokaliteti: 5 - Most za naselje Bočac, 6 - Kompenzaciono jezero, 7 - Most za naselje Karanovac, 8 - Vodozahvat „Novoselija“)

Prisustvo nitritnog jona u vodi ukazuje na opterećenost vode organskim materijama u raspadanju. Ovaj fenomen nije prije uklanjanja sedimenta iz akumulacije primjećen (maksimalne izmjerene koncentracije su iznosile 0,031 odnosno 0,057 mgNO₂⁻/l). Međutim, u prvim danima nakon završetka uklanjanja sedimenta, na mjernim profilima 5 i 6 ustanovljen je porast koncentracije nitritnog jona sličan trendu porasta koncentracije amonijum jona. Nitritni joni u mulju nastali su, pretpostavlja se, dejstvom nitrobakterija koje su dio amonijum jona transformisale u nitritni jon (Hasan i sar., 2019) koji je u procesu izmuljivanja oslobođen u vodu. Na nizvodnijim mjernim profilima od mjesta ispuštenog mulja, suprotno od nižih detektovanih koncentracija amonijum jona, izmjerene su više koncentracije nitritnog jona pri čemu je njihov porast i opadanje imalo postepen trend i može da ukaže na proces oksidacije amonijum jona. Maksimalan sadržaj zabilježen je upravo na vodozahvatu (lokalitet 8), 0,502 mgNO₂⁻/l, četvrti dan nakon završetka uklanjanja sedimenta (slika 49).



Slika 49. Uticaj uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ na koncentraciju nitritnog jona (lokaliteti: 5 - Most za naselje Bočac, 6 - Kompenzaciono jezero, 7 - Most za naselje Karanovac, 8 - Vodozahvat „Novoselija“)

Primjetno je da je ova maksimalna koncentracija nitritnog jona znatno veća od koncentracije nitritnog jona u prethodnom uklanjanju sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ kada je izmjerena vrijednost iznosila $0,079 \text{ mgNO}_2^-/\text{l}$, što može ukazivati na starenje akumulacije, odnosno povećanje njene zamuljenosti, gdje su donji slojevi potpuno anoksični.

Imajući u vidu činjenicu da je održavanje akumulacija uzvodno od vodozahvata „Novoselija“ neophodno, sadržaj azotnih materija u vodi tokom ovih aktivnosti može povećati rizik po sigurno vodosnabdijevanje, obzirom na limitirane mogućnosti njihovog uklanjanja postojećim tretmanom vode za piće.

4.1.3. Uticaj pucanja brane plutajućeg otpada na kvalitet vode rijeke Vrbas

4.1.3.1. Faktor uticaja: pucanje brane

Svake godine velika količina plutajućeg otpada završi u rijeci Vrbas na području jezera „Bočac“ (slika 50). U svrhu zaštite, 2003. godine je postavljena ekološka mreža za sakupljanje plutajućeg otpada na jezeru „Bočac“ i na ušću Crne rijeke u Vrbas. Mreža se nalazi na granici Republike Srpske i Federacije BiH, pa većina otpada stiže iz Jajca, Bugojna, Gornjeg i Donjeg Vakufa. Otpad je vađen pomoću specijalizovanog broda, na kome se jednim dijelom vršila njegova obrada. Nakon toga otpad se odvozio u Eko centar, gdje je nastavljena dalja obrada, pri čemu se odvaja drvo i koristi za loženje, a plastika i stiropor se recikliraju, dok se ostali neiskoristivi otpad odvozi na deponiju. Godišnji prosjek otpada se kreće od 9 000-10 000 m^3 .

U maju 2019. godine došlo je do pucanja ekološke mreže na jezeru „Bočac“ i oslobađanja oko 10 000 m^3 nakupljenog otpada.

Analizom otpada je ustanovljeno da isti u najvećoj mjeri čini drvo, razne vrste plastičnog otpada, autogume, frižideri, aluminijumski otpad i uginule životinje. U ukupnoj količini otpada drvo je činilo oko 60%, plastika oko 35%, a razni sitni otpad oko 5%. Od plastične ambalaže 55% je PET, a 45% polietilen i polipropilen.



Slika 50. Plutajući otpad na jezeru „Bočac“ koji se nakuplja na eko mreži

Analizirane su sorbovane zagađujuće materije na površini plutajućeg otpada (*plastične flaše i stiropor*). Ovi uzorci otpada su uzeti na sredini akumulacije „Bočac“ gdje je došlo do pucanja brane.

Rezultati prikazani u tabelama 18, 19 i 20 ukazuju na to da plastika i stiropor tokom stajanja u vodi na svoju površinu adsorbuju brojna organska jedinjenja iz različitih grupa, kao što su alifatični ugljovodonici, alkoholi, ftalati, fenoli, policiklični aromatični ugljovodonici i dr. Najzastupljeniji su alkani dugog niza, sa više od deset ugljenikovih atoma, koji su karakteristični sastojci dizel goriva, ulja za podmazivanje i električnih instalacija. Takođe, detektovan je i značajan broj policikličnih aromatičnih ugljovodonika, koji takođe ukazuju na zagađenje naftom i derivatima. Prisustvo alkohola, ketona i aldehida na površini analiziranih polimera predstavlja indikatore različitog zagađenja antropogenog porijekla. Tako, na primjer, benzofenon, acetofenon, kao i njihovi derivati predstavljaju sastojke krema za sunčanje. 1-heksadekanol je sastojak kozmetičkih proizvoda, šampona i sredstava za ličnu higijenu kao što su zubne paste, sapuni i antimikrobni sprejevi, dok je 2-etil-1-heksanol sastojak sredstava za zaštitu od sunca. Dalje, fenoli su aktivni sastojci sredstava za zaštitu od insekata, dok se ftalati koriste kao plastifikatori i u kozmetičkim preparatima. U oba uzorka detektovan je bis (2-etilheksil) ftalat, koji je prioritarna supstanca na listi prioriternih supstanci evropske direktive (*Direktiva EU, 2013*), kao i dietil-ftalat i dibutil-ftalat. S obzirom da se detektovani ftalati koriste kao plastifikatori mogu poticati i iz samog materijala koji je analiziran. Na stiroporu je

detektovan niz derivata benzena, koji se najčešće koriste kao industrijske hemikalije i imaju različite primjene.

Broj identifikovanih jedinjenja značajno se razlikovao u zavisnosti od vrste polimernog materijala. Tako je na plastici, primjenom GC-MS analize, identifikovano 28, a na stiroporu 47 organskih jedinjenja. Ovo ukazuje na to da različiti polimerni materijali adsorbuju različite vrste polutanata koji se nalaze u okruženju i mogu predstavljati posrednike u transportu polutanata kroz životnu sredinu, a posebno vodene ekosisteme, na šta ukazuju i pregledni radovi objavljeni posljednjih godina (*Rodrigues i sar., 2019; Torres i sar., 2021*).

U tabelama (18 i 19) predstavljeni su rezultati kvantitativne gasno-hromatografske analize (GC-MS) plastike i stiropora, u kojima je praćen sadržaj organohlornih pesticida, polihlorovanih bifenila, prioritetnih pesticida i policikličnih aromatičnih ugljovodonika, dok su u tabeli 20 predstavljeni rezultati kvalitativnog GC-MS skrininga uzoraka polimernih materijala plastike i stiropora (alifatični ugljovodonici, alkoholi, aldehidi i ketoni, ftalati, fenoli, policiklični aromatični ugljovodonici, derivati benzena i ostalo) izvađenih iz rijeke Vrbas.

Tabela 18. Rezultati kvantitativne GC-MS analize plastike i stiropora (organohlorni pesticidi; polihlorovani bifenili; ostalo)

| Jedinjenje | Jedinica mjere | Plastika | Stiropor |
|--------------------------|----------------|----------|----------|
| Heptahlor | µg/kg | - | 1274,41 |
| Polihlorovani bifenil 52 | µg/kg | - | 35,43 |
| Pentahlorbenzen | µg/kg | 0,39 | 17,24 |
| Heksahlorbenzen | µg/kg | 0,13 | 6,29 |

Analizom pesticida i polihlorovanih bifenila utvrđeno je prisustvo malih količina pentahlorbenzena (0,39 µg/kg) i heksahlorbenzena (0,13 µg/kg) na plastici, dok je količina ovih jedinjenja određena na stiroporu bila oko 45 puta veća. Takođe, na površini stiropora su određeni još i heptahlor i PCB 52 u veoma visokim koncentracijama.

Tabela 19. Rezultati kvantitativne GC-MS analize plastike i stiropora (policiklični aromatični ugljovodonici)

| PAH | Jedinica mjere | Plastika | Stiropor |
|-------------|----------------|----------|----------|
| Naftalen | µg/kg | 0,69 | 518 |
| Acenaftilen | µg/kg | 0,54 | 23,4 |
| Acenaften | µg/kg | 2,21 | 34,8 |
| Fluoren | µg/kg | 1,11 | 240 |
| Fenantren | µg/kg | 4,94 | 60,8 |
| Antracen | µg/kg | 4,96 | 60,0 |
| Fluoranten | µg/kg | 303 | 156 |

| nastavak tabele 19. | | | |
|---|-------|------|------|
| Piren | µg/kg | 60,0 | 98,3 |
| Benzo(a)antracen | µg/kg | 1,57 | 17,9 |
| Krizen | µg/kg | 1,69 | 20,9 |
| Benzo(b)fluoranten + benzo(k) fluoranten | µg/kg | 41,9 | 404 |
| Benzo(a)piren | µg/kg | 5,56 | 132 |

U skladu sa rezultatima kvalitativne GC-MS analize, kvantitativnom analizom je utvrđeno da se policiklični aromatični ugljovodonići adsorbuju na površini plastike i stiropora u značajnoj količini. Detektovano je 13 jedinjenja iz ove grupe na oba analizirana materijala. Na plastici se najviše adsorbovao fluoranten (303 µg/kg), dok je najmanje adsorbovana količina određena za acenaftilen i naftalen. Nasuprot tome, na stiroporu je u najvećoj koncentraciji detektovan naftalen (518 µg/kg), dok se benzo(a)antracen adsorbovao u najmanjoj količini (17,9 µg/kg). Velika koncentracija naftalena (518 µg/kg) detektovana na uzorku stiropora ukazuje da je došlo do sorpcije datog organskog jedinjenja iz vode (koncentracija u vodi 53,2 ng/l) na površinu stiropora.

Tabela 20. Rezultati kvalitativnog GC-MS skrininga uzoraka polimernih materijala plastike i stiropora (*alifatični ugljovodonići, alkoholi, aldehidi i ketoni, ftalati, fenoli, policiklični aromatični ugljovodonići, derivati benzena i ostalo*) izvađenih iz rijeke Vrbas

| Naziv jedinjenja | Uzorak | |
|---------------------------------|----------|----------|
| | Plastika | Stiropor |
| <i>Alifatični ugljovodonići</i> | | |
| 2-metil-dekan | + | - |
| Dodekan | - | + |
| Tridekan | + | - |
| Tridekan | - | + |
| Tetradekan | - | + |
| Pentadekan | + | + |
| 2,6,10,14-tetrametil-pentadekan | + | + |
| Heksadekan | + | + |
| 1-heksadecen | + | + |
| Heptadekan | + | + |
| Oktadekan | + | + |
| Eikosan | + | + |
| Dokosan | + | + |
| Trikosan | + | - |
| Tetrakosan | + | + |
| Heksakosan | + | + |
| Heptakosan | + | + |

| nastavak tabele 20. | | |
|--|-----------|-----------|
| Oktakosan | + | + |
| Triakontan | + | + |
| <i>Alkoholi, aldehidi i ketoni</i> | | |
| 1-undekanol | + | - |
| 1-dodekanol | - | + |
| 1-oktadekanol | + | + |
| 1-heksadekanol | + | + |
| 2-etil-1-heksanol | - | + |
| α, α -dimetil-benzenmetanol | - | + |
| Borneol | - | + |
| Benzaldehid | - | + |
| 2-undekanon | - | + |
| Benzofenon | + | + |
| Acetofenon | - | + |
| 2-hloro-acetofenon | - | + |
| 2-tridekanon | - | + |
| <i>Ftalati</i> | | |
| Dietilftalat | + | + |
| Dibutilftalat | + | + |
| Bis(2-etilheksil) ftalat | + | + |
| Bis(2-metilpropil) estar, 1,2 - benzendikarboksilna kiselina | + | + |
| <i>Fenoli</i> | | |
| 2,4-bis(1,1-dimetil)-fenol | + | + |
| <i>Policiklični aromatični ugljovodonici</i> | | |
| Naftalen | - | + |
| 2-metil-naftalen | - | + |
| 1,2-dimetil-naftalen | - | + |
| 1,5-dimetil-naftalen | - | + |
| 1,3-dimetil-naftalen | - | + |
| Antracen | + | + |
| Piren | + | - |
| 2,7-dimetil-fenantren | - | + |
| <i>Derivati benzena</i> | | |
| Propil-benzen | - | + |
| 1-metilpropil-benzen | - | + |
| o-ksilen | - | + |
| Bifenil | - | + |
| Difenilmetan | - | + |
| Stiren | - | + |
| <i>Ostalo</i> | | |
| 1,1,2,3,4,4-heksahloro-1,3 butadien | + | + |
| UKUPAN BROJ JEDINJENJA | 28 | 47 |

Izvedenim analizama je utvrđeno da se na plastici i stiroporu adsorbiraju različita organska jedinjenja, zbog čega oni mogu predstavljati vektore njihovog prenosa u ispitivanoj površinskoj vodi, kao izvoru vode za piće. Rezultati kvalitativne i kvantitativne gasno-hromatografske analize ukazuju na to da se na stiroporu zadržava značajno veći broj i količina jedinjenja, u odnosu na plastiku, a posebno policikličnih aromatičnih ugljovodonika, derivata benzena i pesticida.

4.1.3.2. Uticaj na kvalitet vode rijeke Vrbas

U tabeli 21 su prikazane vrijednosti osnovnih fizičko-hemijskih i hemijskih parametara kvaliteta vode na lokalitetima nizvodno od akumulacije „Bočac“ nakon pucanja eko mreže. Najveće izmjerene vrijednosti parametara koji ukazuju na prisustvo organske materije detektovane su upravo na sredini akumulacije „Bočac“ (lokalitet 3), gdje je i došlo do pucanja eko mreže. Vrijednosti PB i TOC iznosile su 14,0 mgKMnO₄/l; 1,79 mgC/l, redom. Takođe, nešto viša pH vrijednost zabilježena je na datom lokalitetu (8,35).

Tabela 21. Rezultati fizičko-hemijskih i hemijskih parametara kvaliteta sirove vode rijeke Vrbas na odabranim lokalitetima nakon pucanja eko mreže.

| Parametar | Lokalitet* | | | | |
|------------------------------|------------|------|------|------|------|
| | 3 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Temperatura (°C) | 12,9 | 12,9 | 13,1 | 13,2 | 13,4 |
| Mutnoća (NTU) | 7,52 | 5,63 | 7,9 | 3,98 | 5,73 |
| pH | 8,35 | 7,87 | 7,89 | 8,13 | 8,01 |
| Elektroprovodljivost (μS/cm) | 272 | 353 | 354 | 358 | 358 |
| PB (mgKMnO ₄ /l) | 14,0 | 4,26 | 3,41 | 3,69 | 3,76 |
| TOC (mgC/l) | 1,79 | 1,52 | 1,21 | 1,08 | 1,66 |

3 - Akumulacija jezera Bočac - sredina akumulacije, 5 - Most za naselje Bočac, 6 - Kompenzaciono jezero, 7 - Most za naselje Karanovac, 8 - Vodozahvat „Novoselija“

Nadalje, rezultati analize organskih jedinjenja u vodi rijeke Vrbas na odabranim lokalitetima nakon pucanja eko mreže (tabela 22) ukazuju da uzorci sirove vode rijeke Vrbas (na lokalitetima 3,5,6,7 i 8) ne sadrže organska jedinjenja (vrijednosti su ispod granica detekcije) iz grupa: organohlorni pesticidi (OCP), prioritetni pesticidi i alkilfenoli. Iz grupe PAH, koji potiču uglavnom od zagađenja vode naftom i njenim derivatima, detektovan je samo naftalen čije su vrijednosti izražene u

ng/l i iznosile su 53,2; 67,6; 54,2; 62,3; 69,2 za lokalitete 3,5,6,7 i 8, redom.

Tabela 22. Rezultati analize organskih jedinjenja u vodi rijeke Vrbas na odabranim lokalitetima nakon pucanja eko mreže

| Lokalitet | | 3 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|-------------------|-------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Parametar | jed. mjere | Organohlorni pesticidi | | | | |
| <i>Alfa-BHC</i> | ng/l | <5,00 | <5,00 | <5,00 | <5,00 | <5,00 |
| <i>Beta-BHC</i> | ng/l | <5,00 | <5,00 | <5,00 | <5,00 | <5,00 |
| <i>Gama-BHC</i> | ng/l | <3,25 | <3,25 | <3,25 | <3,25 | <3,25 |
| <i>Delta-BHC</i> | ng/l | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 |
| <i>Heptahlor</i> | ng/l | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 |
| <i>Heptahlorepoksid</i> | ng/l | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 |
| <i>Aldrin</i> | ng/l | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 |
| <i>Dieldrin</i> | ng/l | <6,25 | <6,25 | <6,25 | <6,25 | <6,25 |
| <i>Endrin</i> | ng/l | <6,25 | <6,25 | <6,25 | <6,25 | <6,25 |
| <i>Endrinaldehid</i> | ng/l | <1,75 | <1,75 | <1,75 | <1,75 | <1,75 |
| <i>Endosulfansulfat</i> | ng/l | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 |
| <i>Endosulfan I</i> | ng/l | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 |
| <i>Endosulfan II</i> | ng/l | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 | <2,50 |
| <i>4,4' DDT</i> | ng/l | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| <i>4,4' DDD</i> | ng/l | <2,00 | <2,00 | <2,00 | <2,00 | <2,00 |
| <i>4,4' DDE</i> | ng/l | <4,75 | <4,75 | <4,75 | <4,75 | <4,75 |
| Prioritetni pesticidi | | | | | | |
| <i>Alahlor</i> | ng/l | <20,0 | <20,0 | <20,0 | <20,0 | <20,0 |
| <i>Atrazin</i> | ng/l | <40,0 | <40,0 | <40,0 | <40,0 | <40,0 |
| <i>Simazin</i> | ng/l | <20,0 | <20,0 | <20,0 | <20,0 | <20,0 |
| <i>Hlorpirifos</i> | ng/l | <20,0 | <20,0 | <20,0 | <20,0 | <20,0 |
| <i>Trifluralin</i> | ng/l | <7,62 | <7,62 | <7,62 | <7,62 | <7,62 |
| <i>Pentahlorbenzen</i> | ng/l | <5,45 | <5,45 | <5,45 | <5,45 | <5,45 |
| <i>Heksahlorbenzen</i> | ng/l | <9,67 | <9,67 | <9,67 | <9,67 | <9,67 |
| Alkilfenoli | | | | | | |
| <i>4-nonilfenol</i> | ng/l | <40,0 | <40,0 | <40,0 | <40,0 | <40,0 |
| <i>4-oktilfenol</i> | ng/l | <20,0 | <20,0 | <20,0 | <20,0 | <20,0 |
| PAH | | | | | | |
| <i>Naftalen</i> | ng/l | 53,2 | 67,6 | 54,2 | 62,3 | 69,2 |
| <i>Acenaftilen</i> | ng/l | <9,00 | <9,00 | <9,00 | <9,00 | <9,00 |
| <i>Acenaften</i> | ng/l | <10,3 | <10,3 | <10,3 | <10,3 | <10,3 |
| <i>Fluoren</i> | ng/l | <6,15 | <6,15 | <6,15 | <6,15 | <6,15 |
| <i>Fenantren</i> | ng/l | <6,90 | <6,90 | <6,90 | <6,90 | <6,90 |
| <i>Antracen</i> | ng/l | <4,43 | <4,43 | <4,43 | <4,43 | <4,43 |
| <i>Fluoranten</i> | ng/l | <6,50 | <6,50 | <6,50 | <6,50 | <6,50 |
| <i>Piren</i> | ng/l | <4,45 | <4,45 | <4,45 | <4,45 | <4,45 |
| <i>Benzo(a)antracen</i> | ng/l | <19,1 | <19,1 | <19,1 | <19,1 | <19,1 |
| <i>Krizen</i> | ng/l | <20,5 | <20,5 | <20,5 | <20,5 | <20,5 |
| <i>Benzo(b)fluoranten+</i> <i>Benzo(k)fluoranten</i> | ng/l | <24,7 | <24,7 | <24,7 | <24,7 | <24,7 |

| nastavak tabele 22. | | | | | | |
|--|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <i>Benzo(a)piren</i> | ng/l | <30,0 | <30,0 | <30,0 | <30,0 | <30,0 |
| <i>Benzo(g,h,i)perilen</i> | ng/l | <30,0 | <30,0 | <30,0 | <30,0 | <30,0 |
| <i>Dibenzo(a,h)antracen+</i> <i>Indeno(1,2,3-cd)piren</i> | ng/l | <30,0 | <30,0 | <30,0 | <30,0 | <30,0 |

Rezultati analize sadržaja metala u vodi (tabela 23), na datim lokalitetima, ukazuje na prisustvo Cr (ukupni) na lokalitetu 5 i 8 čije su koncentracije iznosile 1,30 µg/l i 3,28 µg/l, redom. Mangan je detektovan u koncentraciji od 4,78 µg/l, i 4,58 µg/l, na lokalitetima 5 i 6, redom, a bakar 3,37 µg/l, na lokalitetu 8. Svi detektovani metali se nalaze na donjoj granici prve kategorije površinskih voda na osnovu Uredbe o klasifikaciji voda i kategorizaciji vodotoka (*Sl.gl. Republike Srpske, 42/01*). Koncentracija ostalih ispitivanih metala (Fe, Ni, Zn, Cd, Pb, As i Hg), na svim lokalitetima, bila je ispod granice detekcije.

Tabela 23. Rezultati analize sadržaja metala u vodi rijeke Vrbas na odabranim lokalitetima nakon pucanja eko mreže

| Lokalitet | | 3 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---------------------|------------|----------------------|--------|--------|--------|--------|
| Parametar | jed. mjere | Izmjerena vrijednost | | | | |
| <i>Željezo</i> | mg/l | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| <i>Mangan</i> | µg/l | <2,34 | 4,78 | 4,58 | <2,34 | <2,34 |
| <i>Nikl</i> | µg/l | <2,2 | <2,2 | <2,2 | <2,2 | <2,2 |
| <i>Cink</i> | µg/l | <0,023 | <0,023 | <0,023 | <0,023 | <0,023 |
| <i>Kadmijum</i> | µg/l | <0,15 | <0,15 | <0,15 | <0,15 | <0,15 |
| <i>Hrom, ukupni</i> | µg/l | <0,9 | 1,30 | <0,9 | <0,9 | 3,28 |
| <i>Bakar</i> | µg/l | <0,9 | <0,9 | <0,9 | <0,9 | 3,37 |
| <i>Olovo</i> | µg/l | <5,9 | <5,9 | <5,9 | <5,9 | <5,9 |
| <i>Arsen</i> | µg/l | <2,6 | <2,6 | <2,6 | <2,6 | <2,6 |
| <i>Živa</i> | µg/l | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |

Studije koje su do sada objavljene uglavnom su bile usredsređene na hemijske efekte u smislu sposobnosti mikroplastike da sorbuje na svojoj površini zagađujuće materije i na koncentraciju ovih materija u mikroplastici u morskom okruženju (*WHO, 2019*). Pojedini autori (*Lohman, 2017*) su ukazali na značajnu koncentraciju perzistentnih organskih zagađujućih materija na polimerima, čak 10^6 puta veću u odnosu na koncentraciju u vodenoj sredini.

Rezultati analize vode nakon pucanja brane plutajućeg otpada nisu ukazali na rizik po kvalitet vode izvorišta i vode za piće. Međutim, u cilju sprječavanja ovakvih događaja i eventualnog potencijalnog uticaja u budućem periodu, neophodna je saradnja državnih institucija, industrije, nevladinih organizacija i građana u ovom slivu. Posebno se smatraju važnim rezultati dobijeni analizom stiropora obzirom da se na ovoj vrsti materijala zadržava značajan broj i količina različitih jedinjenja, među

njima i perzistentna jedinjenja, stoga na sanaciju ove vrste otpada prije dospijevanja u rijeku treba obratiti posebnu pažnju. Jedna od vrlo važnih mjera kada je u pitanju plastični otpad navedena u literaturi od strane Prata i sar. (2019); Nielsen i sar. (2020); Schmalz i sar. (2020) je primjena inovativnih tehnika koje na osnovu životnog ciklusa (proizvodnja, potrošnja, upravljanje otpadom) smanjuju količinu produkovane plastike i sprječavaju njeno dospijevanje u površinske vode. Druga grupa tehnika se odnosi na one tehnike kojima se vrši prikupljanje i sprječavanje daljeg širenja dospjele plastike u površinske vode (Schmalz i sar., 2020).

Unapređenje saradnje sa uzvodnim korisnicima jedan je od važnih koraka za sve navedene rizike identifikovane u slivu rijeke Vrbas na lokalitetu akumulacija „Bočac“ i izvorište „Novoselija“.

4.1.4. Uticaj pojave algi na kvalitet vode rijeke Vrbas

4.1.4.1. Faktor uticaja: pojava algi

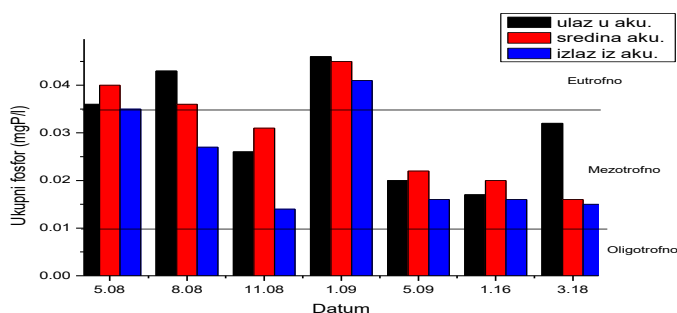
U ovom radu dat je pregled podataka ustanovljenih vrsta algi u periodu od 2008-2018. godine u akumulaciji „Bočac“ i izvorištu „Novoselija“ i rezultati analize uticaja posljednje pojave algi (2019. godine), na kvalitet rijeke Vrbas u pogledu fizičko-hemijskih i hemijskih parametara kvaliteta.

Karakteristični periodi cvjetanja algi u rijeci Vrbas su proljeće i jesen (maj, septembar i oktobar mjesec). Akumulacija „Bočac“ je karakteristična po raznovrsnosti prisutnih razdjela algi (*Cyanobacteria*, *Bacillariophyta*, *Chrysophyta*, *Pyrrophyta*, *Euglenophyta*, *Chlorophyta*). Najveća raznovrsnost algi u akumulaciji utvrđena je u ljetnjem dijelu godine, kada osnovu zajednice čine modrozeleno, silikatno, vatrene i zlatne alge (dominacija prikazana redom). Sastav zajednice ukazuje na veliku brojnost i raznovrsnost indikatorskih taksona koji su pokazatelji II klase kvaliteta vodotoka.

Svaki razvoj algi u velikom broju, tzv. „cvjetanje“, predstavlja potencijalni negativan uticaj na hemizam vode akumulacije, pa samim tim i opstanak živog svijeta u njima (Mariotti i sar., 2011).

Podaci monitoringa (Anon., 2019) su ukazali na njihov razvoj u masi, u datom vremenskom periodu, na osnovu relativne brojnosti što je loš pokazatelj stanja akumulacije. Ova pojava može predstavljati rizik po kvalitet vode rijeke Vrbas nizvodno od akumulacije, kvalitet vode na vodozahvatu, a samim tim i na kvalitet vode za piće.

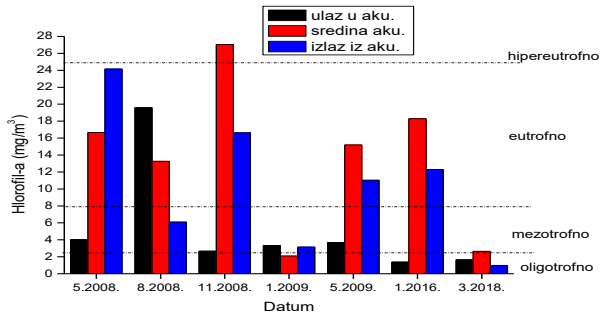
Trofičnost jezera određena je mjerenjem koncentracije ukupnog fosfora i hlorofila-a. Vrijednost ukupnog fosfora se kretale od 0,014-0,046 mgP/l kako je prikazano na slici 51. Poređenje je izvršeno prema OECD vrijednostima: koncentracija fosfora $\leq 4 \mu\text{g/l}$ -ultraoligotrofna jezera; $\leq 10 \mu\text{g/l}$ -oligotrofna jezera; između 10 i 35 $\mu\text{g/l}$ -mezotrofna i eutrofna jezera sa koncentracijom fosfora $> 35 \mu\text{g/l}$. Poređenje sa izmjerenim vrijednostima ukazuje da je jezero „Bočac“ 62% mezotrofno i 38% eutrofno. Eutrofne karakteristike po parametru ukupni fosfor najizraženije su bile u zimskom periodu (januar 2009. godine), kao i u proljetnom i ljetnom periodu (maj i avgust 2008. godine). Mezotrofna jezera se odlikuju srednjim sadržajem biogenih materija, sa produkcijom fitoplanktona i algi (*Sedmak i sar., 2011*). Izmjerena koncentracija hlorofila-a (slika 52) ukazuje na eutrofičnost jezera što je posljedica intenzivne produkcije fitoplanktona i viših algi a što na dalje može dovesti do velikog taloženja organskih materija na dnu jezera (*Falconer i Humpage, 2005*), na čiju razgradnju se troši veća količina rastvorenog kiseonika.



Slika 51. Trofično stanje jezera „Bočac“ na osnovu koncentracije ukupnog fosfora (2008 -2018. godina)

Koncentracija hlorofila-a klasifikovala je jezero kao: 19,1% oligotrofno; 33,3% mezotrofno; 42,9% eutrofno i 4,8% hipereutrofno. Poređenje je takođe izvršeno prema OECD klasifikaciji, prema kojoj su jezera sa sadržajem hlorofila-a $\leq 2,5 \text{ mg/m}^3$ oligotrofna; $2,5-8 \text{ mg/m}^3$ mezotrofna; $8-25 \text{ mg/m}^3$ eutrofna i > 25 hipereutrofna. Poređenjem sa ranijim godinama, period 2002-2003. godine (15% mezotrofno, 60% eutrofno i 25% hipereutrofno) (*Bečelić, 2007*), može se primjetiti nešto niži stepen trofičnosti u ovom periodu. Na osnovu rezultata prikazanih na slici 52 skoro cijelo jezero je bilo eutrofno, osim u zimskom periodu (januar 2009 i mart 2018. godine), kao i lokalitet ulaz u akumulaciju „Bočac“ u proljetnom, jesenjem i zimskom periodu (maj 2008, 2009; novembar 2008; januar 2016. godine), te lokalitet izlaz iz akumulacije u

ljetnom periodu (avgust 2008. godine). Hipereutrofne karakteristike su zabilježene u jesenjem periodu na lokalitetu sredina akumulacije (novembar 2008.godina).

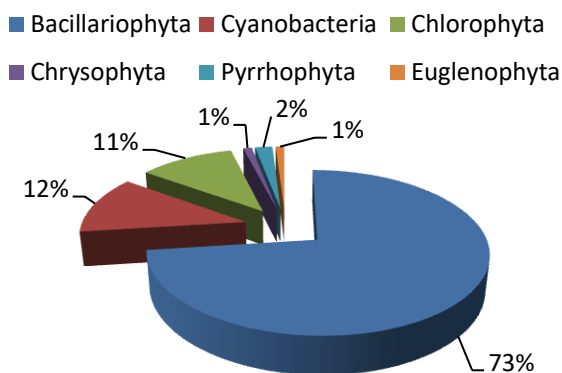


Slika 52. Trofično stanje jezera „Bočac“ na osnovu koncentracije hlorofila-a (2008 – 2018. godina)

Biološka karakterizacija vode rijeke Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ ukazala je na prisustvo šest razdjela algi koje su bile prisutne i u jezeru „Bočac“: *Bacillariophyta*, *Cyanobacteria*, *Chlorophyta*, *Chrysophyta*, *Pyrrophyta* i *Euglenophyta*. *Bacillariophyte* odnosno *silikatne alge* ili *dijatomeje*, bile su dominantan razdio (na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“) u cijelom prikazanom periodu, gdje se broj taksona kretao od 6 do 26. U tabeli 24 su prikazane konstatovane vrste algi i broj taksona, indeks saprobnosti, saprobni nivo i klasa boniteta, a na slici 53 je prikazana procentualna zastupljenost pojedinih konstatovanih razdjela algi. Najveća brojnost silikatnih algi (26 taksona) zabilježena je u prvoj polovini juna mjeseca 2015. godine. Razlog veće brojnosti u ovoj godini je, pretpostavlja se, veći fluks organskog ugljenika u riječnom toku Vrbasa u toku poplavnog talasa prethodne godine (kako je naprijed prikazano na slici 43) i porast temperature vode obzirom da temperatura vode kontroliše stope rasta fitoplanktona, makrofita i epifita (Whitehead i sar., 2015). Iako su silikatne alge poznate kao bioindikator čistoće vode, međutim, među njima su i vrste čiji se broj povećava u eutrofnim vodama (optimalni uslovi su slabo alkalna vodena sredina i temperatura vode od 10-20 °C). *Chlorophyte* (zelene alge) i *Cyanobacteria* (modrozelenne alge) su bile subdominantne uz ostale prisutne razdjelje. Ostali konstatovani razdjeli su se pojavljivali pojedinačno, i to ne u svim ciklusima ispitivanja. Indeks saprobnosti kretao se od 1,58 do 2,26, što sirovu vodu rijeke Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ svrstava u β - mezosaprobne vode, klasa boniteta II, prema Uredbi o klasifikaciji voda i kategorizaciji vodotoka (Sl.gl.Republike Srpske, br.42/01).

Tabela 24. Konstatovane vrste algi i broj taksona, indeks saprobnosti (po Pantle-Bucku), saprobni nivo i klasa boniteta, vodozahvat „Novoselija” (2008-2018.godina)

| Razdio | Broj taksona | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|--|--|--|--|--|--|--|--|---|--|------------------------------|
| | 2008 08.06 | 2009 29.09. | 2010 21.06. | 2011 11.06. | 2012 04.06. | 2013 29.07. | 2014 25.03. | 2015 09.06. | 2016 13.06. | 2017 20.05. | 2018 14.06. |
| <i>Bacillariophyta</i> | 7 | 6 | 9 | 13 | 11 | 9 | 17 | 26 | 17 | 8 | 14 |
| <i>Cyanobacteria</i> | 2 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 4 | 7 | 1 | 1 | 2 |
| <i>Chlorophyta</i> | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 2 | 4 | 3 | | 1 | 1 |
| <i>Chrysophyta</i> | | | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | | 1 |
| <i>Pyrrhophyta</i> | 1 | | | | | | 1 | | 2 | 1 | |
| <i>Euglenophyta</i> | | | | | | | | | 1 | | |
| Ukupno | 12 | 9 | 12 | 19 | 16 | 13 | 26 | 37 | 22 | 11 | 18 |
| Indeks saprobnosti (Pantle-Bucku) | 1,91 | 1,97 | 1,88 | 2,02 | 1,82 | 2,26 | 2,2 | 1,92 | 1,58 | 1,87 | 1,77 |
| Saprobnni nivo | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni | β- mezo- saprobnni |
| Klasa boniteta | II | II | II | II | II | II | II | II | II | II | II |
| Hlorofil-a (mg/m ³) | 1,74 (oligo- trofičan; klasa I) | 1,03 (oligo- trofičan; klasa I) | 1,98 (oligo- trofičan; klasa I) | 3,10 (oligo- trofičan; klasa I) | 13,35 (mezo- trofičan; klasa III) | 2,14 (oligo- trofično, klasa I) | 2,14 (oligo- trofično, klasa I) | 0,53 (oligo- trofično, klasa I) | 3,74 (oligo- mezo- trofično; klasa I) | 1,60 (oligo- trofično; klasa I) | 2,13 (oligo- trofično) |
| Rastvoreni kiseonik (mg/l) | 9,66 | 8,21 | 8,31 | 9,12 | 8,01 | 7,99 | 9,78 | 8,22 | 5,7 | 9,42 | 8,22 |



Slika 53. Zastupljenost pojedinih razdjela algi, vodozahvat „Novoselija“ (2008-2018. godina)

Do pojave i cvijetanja vatrene alge kao dominantne vrste 2019. godine u akumulacionom jezeru „Bočac“ došlo je u periodu od 25.05. do 20.06., što se manifestovalo pojavom crveno-smeđe boje na površini vode, kako se vidi na slici 54 b. Periodu pojave algi prethodile su obilne padavine i pucanje brane plutajućeg otpada na jezeru „Bočac“.



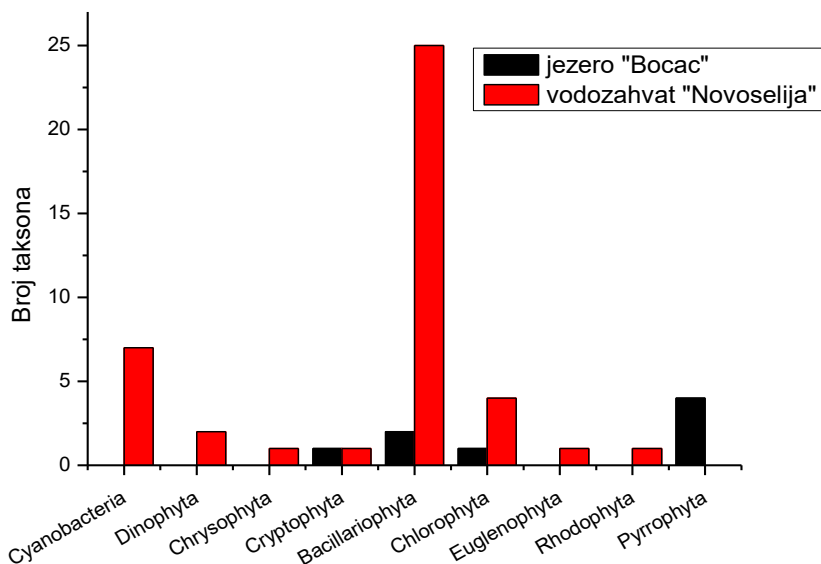
Slika 54. Izgled jezera „Bočac“ u periodu prije (a) i tokom pojave vatrenih algi (b)

Rezultati kvalitativne i kvantitativne analize fitoplanktona jezera „Bočac“ i izvorišta vode „Novoselija“ prikazani su na slici 55. U jezerskoj vodi je u ovom periodu utvrđena prisutnost četiri grupe algi: *Pyrrophyta*, *Bacillariophyta*, *Chlorophyta* i *Chrysophyta*. Vatrene alge predstavljale su, za razliku od prethodnog perioda (2008-2018) ispitivanja, dominantnu vrstu (odakle i potiče crvena boja u jezeru „Bočac“), gdje su konstatovana 4 taksona, a ukupan broj individua iznosio 194. Kod *Bacillariophyte* su konstatovana dva taksona sa pet individua, a po jedan takson kod *Chlorophyta* u *Chrysophyta*, sa brojem individua 12 i 4, redom.

U vodi rijeke Vrbas na vodozahvatu „Novoselija“ utvrđena je prisutnost osam grupa algi: *Cyanobacteria*, *Dinophyta*, *Chrysophyta*, *Cryptophyta*, *Bacillariophyta*, *Chlorophyta*, *Euglenophyta* i *Rhodophyta*, sa ukupnim brojem taksona 44. Algotloška analiza je pokazala dominaciju *Bacillariophyta* ili silikatnih algi, jer su pokazale najveću raznovrsnost i brojnost, gdje je konstatovano 25 taksona i 11055 ćelija/l. Subdominantne vrste su bile *Cyanobacteria*, *Chlorophyta* i *Dinophyta*, sa znatno manjim konstatovanim brojem taksona, 7, 4 i 2, redom (slika 55), i brojem ćelija /l 1418, 1170 i 1714, redom. Na osnovu gore navedenog može se zaključiti da je veća brojnost i raznovrsnost algi na vodozahvatu nego u jezeru „Bočac“ u posmatranom periodu. *Bacillariophyte* su grupa najrasprostranjenijih autotrofnih algi u slatkoj i slanoj vodi. Mogu da predstavljaju značajan problem u tretmanu vode ako se ne izvrši adekvatna koagulacija, flokulacija i taloženje, jer mogu u fazi filtracije dovesti do smanjenja propusnosti i potpunog začepljenja filtera. *Bacillariophyte* imaju dodatke koji mogu spriječiti ili redukovati kontakt između ćelija algi za uspješnu aglomeraciju, pa i onda kada je negativno površinsko naelektrisanje neutralizovano (Pan i sar., 2018). Nadalje, *Cyanobacteria* su druga vrsta po broju taksona i karakterične su po tome što sadrže toksine (cijanotoksini) koji su produkti njihovog sekundarnog metabolizma, a sprječavanje kontaminacije vode cijanotoksinima jeste prevencija pojave cvjetanja cijanobakterija (Zhao i sar., 2019). Ako dospiju u proces pripreme vode, mogu biti u velikom broju uklonjene koagulacijom, flokulacijom, taloženjem, flotacijom i filtracijom. Međutim, u kontaktu sa oksidansom, ćelije bivaju lizirane što dovodi do oslobađanja toksina, koji se ne mogu ukloniti pomenutim postupcima.

Biološka karakterizacija vode rijeke Vrbas potvrdila je direktan uticaj kvaliteta vode u akumulaciji „Bočac“ na kvalitet vode na vodozahvatu „Novoselija“. Na izvorištu „Novoselija“ u periodu

posljednje pojave algi zabilježen je do tada najveći broj taksona (44), u odnosu na podatke za posljednju dekadu (2008-2018.godine). Ovo ukazuje na pogoršan kvalitet vode zbog povećane brojnosti i raznovrsnosti algi, prvenstveno u vodi vodozahvata.



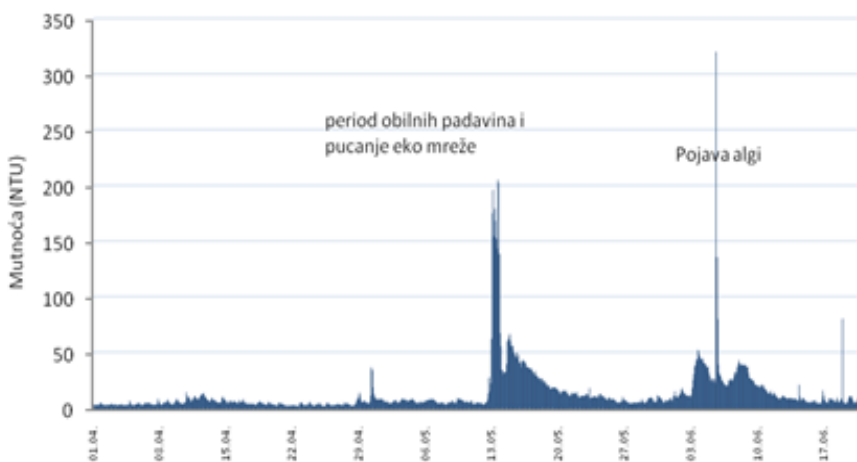
Slika 55. Sadržaj fitoplanktona u vodi rijeke Vrbas na lokalitetu jezero „Bočac“ i vodozahvat „Novoselija“ (dominacija vatrenih algi, 2019. godina)

4.1.4.2. Uticaj na kvalitet vode rijeke Vrbas

Rezultati analize fizičko-hemijskih i hemijskih pokazatelja kvaliteta vode jezera „Bočac“, u periodu nakon uočene pojave vatrenih algi ukazuju na promjene vrijednosti pojedinih pokazatelja. Vrijednost mutnoće vode u jezeru „Bočac“ iznosila je 25,8 NTU što je značajno viša vrijednost u odnosu na maksimalno detektovanu (slika 32) u protekloj deceniji i pokazatelj je prisutne algalne biomase. Kako je napomenuto, pojavi vatrenih algi u dominaciji prethodile su obilne padavine koje su prouzrokovale talas povećanih mutnoća vode na vodozahvatu u trajanju od 5 dana, kada je zabilježena maksimalna vrijednost mutnoće vode od 206 NTU.

Pojava algi u jezerskoj vodi nakon prolaska ovog talasa zamućenja vode dovela je do značajnijeg pogoršanja (mutnoća vode dostigla je vrijednost >300 NTU) (slika 56). Rezultati intenzivnog mjerenja ovog parametra ukazuju da je najvjerojatniji uzrok cvijetanja algi bio prethodni period sa obilnim padavinama, pri čemu se okolno zemljište i obala spira, što povećava unos azota i fosfora, kao izvora hranljivih materija.

Uticaj meteoroloških uslova na pojavu vatrene alge kao i promjene koje njihova pojava prouzrokuje u kvalitetu vode rijeke Vrbas potvrđen je i rezultatima analize ostalih fizičko-hemijskih i hemijskih parametara kvaliteta na lokalitetima jezero „Bočac“ i izvorište „Novoselija“ prikazanih u tabeli 25. Detektovana koncentracija ukupnog fosfora u akumulaciji „Bočac“, jednog od najvažnijih faktora uticaja na pojavu algi u površinskim vodama, iznosila je 0,313 mgP/l što je desetostruko viša vrijednost u odnosu na prosječnu.



Slika 56. Izmjerene vrijednosti mutnoće vode u vodozahvatu „Novoselija“ neposredno prije (period obilnih padavina i pucanje brane plutajućeg otpada) i pri pojavi algi

Povećan sadržaj suspendovanih materija u jezeru „Bočac“, 73,2 mg/l (28.05., treći dan od pojave algi), posljedica je intenzivnih padavina. Čestične materije mogu predstavljati izvor mikroelemenata i organskih materija i uticati na potencijal rasta algi.

Izmjerena vrijednost sadržaja organskih materija izraženih preko utroška kalijum-permanganata u kiseloj sredini iznosila je 78 mgKMnO₄/l

što je značajno viša vrijednost od prosječnih godišnjih vrijednosti ovog parametra u jezerskoj vodi (2,54-8,76 mgKMnO₄/l). Rastvoreni kiseonik, kao jedan od ključnih parametara za procjenu statusa vodnih tijela, iznosio je 16,2 mgO₂/l u akumulaciji „Bočac“, (prosječne godišnje vrijednosti 10,29-14,3 mgO₂/l) što ukazuje na visok stepen produkcije algi koje procesom fotosinteze oslobađaju kiseonik (vrijednost hlorofil-a iznosila je 127,6 mg/m³).

Visok stepen produkcije organskih materija i algalne biomase potvrđen je analizom vode sprovedenom neposredno nakon uočavanja pojave algi. Na prisutnost algi ukazuje i boja vode koja je dostizala vrijednost do 25 °Pt-Co-sk. U istom periodu zabilježena je visoka vrijednost permanganatnog broja (117 mgKMnO₄/l) i hlorofil-a (1770 mg/m³).

Značajan pad vrijednosti PB i hlorofila-a detektovan je 10.06., kada su izmjerene vrijednosti iznosile 9,6 mgKMnO₄ i 59,3 mg/m³, redom. Niska vrijednost rastvorenog kiseonika od 3,64 mgO₂/l zabilježena je na samom kraju ispitivanja uticaja pojave algi na hemijski kvalitet vode (20.06.) što ukazuje na visok nivo biološke razgradnje organske materije u datom periodu. Treba napomenuti da je temperatura vode jezera „Bočac“ bila nešto veća (14,2 °C) od srednje godišnje vrijednosti za maj mjesec u periodu 2008-2018. godina (13,7 °C).

Visoke vrijednosti PB i hlorofil-a u jezeru „Bočac“ nisu imale uticaja na kvalitet vode na vodozahvatu, gdje su zabilježene niske vrijednosti PB od 4,0-6,4 mgKMnO₄/l, što je približno srednjim godišnjim vrijednostima (3,56-4,84 mgKMnO₄/l). Isto tako najveća vrijednost hlorofila-a u vodi na vodozahvatu iznosila je 3,14 mg/m³ što je u granicama srednjih godišnjih vrijednosti (2,03-3,58 mg/m³).

Veće vrijednosti boje sirove vode na vodozahvatu (10 i 15 °Pt-Co-sk) od srednjih godišnjih (2-7 °Pt-Co-sk) su zabilježene u uzorcima vode uzorkovanim 03. i 10.06. Sirova voda ovakvog kvaliteta nije predstavljala problem u tehnološkom procesu pripreme vode za piće.

Tabela 25. Fizičko-hemijski i hemijski pokazatelji kvaliteta vode jezera „Bočac“ i izvorišta „Novoselija“ u periodu nakon uočene pojave vatrenih algi

| Fizičko – hemijski i hemijski pokazatelji kvaliteta vode | Lokalitet | | | | | | | | | | | | | |
|--|--------------------------------|--|-------|-------|-------|-------|-------|--------------------------------|--|-------|-------|-------|-------|-------|
| | Prosječne godišnje vrijednosti | Jezero “Bočac” | | | | | | Prosječne godišnje vrijednosti | Izvorište “Novoselija” | | | | | |
| | | Vrijednosti izmjerene u periodu pojave vatrenih algi | | | | | | | Vrijednosti izmjerene u periodu pojave vatrenih algi | | | | | |
| | | 25.05 | 26.05 | 28.05 | 03.06 | 10.06 | 20.06 | | 25.05 | 26.05 | 28.05 | 03.06 | 10.06 | 20.06 |
| T(°C) | 6,4-24,3 | 14,1 | 14,3 | 14,2 | 14,5 | 14,7 | 15,0 | 2,31-20,5 10,7-12,1 | 11,6 | 11,8 | 12,2 | 11,6 | 13,2 | 14,6 |
| Suspendovane materije (mg/l) | 1,2-3,9 | 62,8 | 27,1 | 73,2 | 7,6 | 1,5 | 1,2 | 0,9-4,5 | 2,0 | 1,5 | 2,1 | 2,7 | 2,3 | 1,6 |
| Mutnoća (NTU) | 0,85-7,32 | 103 | 43,9 | 31,5 | 21,8 | 2,30 | 3,56 | 4,5-5,5 | 8,18 | 8,65 | 5,15 | 15,8 | 18,6 | 7,13 |
| PB (mgKMnO ₄ /l) | 2,54-8,76 | 117 | 90,8 | 78 | 15,6 | 9,6 | 5,6 | 3,56-4,84 | 4,0 | 4,0 | 4,1 | 4,8 | 6,4 | 4,4 |
| Ukupan fosfor (mgP/l) | 0,014-0,046 | 0,296 | 0,198 | 0,313 | 0,258 | 0,045 | 0,058 | 0,010-0,050 | 0,05 | 0,04 | 0,04 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| Rastvoreni kiseonik (mgO ₂ /l) | 10,29-14,3 | 14,1 | 15,9 | 16,2 | 15,0 | 15,18 | 3,64 | 10,8-12,4 | 10,61 | 10,27 | 10,36 | 11,28 | 10,14 | 9,99 |
| Hlorofil-a (mg/m ³) | 0,98-27,06 | 1770 | 256 | 127,6 | 177 | 59,3 | 16,06 | 2,03-3,58 | 0,98 | 1,36 | 2,14 | 2,38 | 3,14 | 2,10 |
| Boja vode (°Pt-Co-sk) | 2-5 | 25 | 25 | 20 | 15 | 7 | 5 | 2-7 | 4 | 3 | 3 | 10 | 15 | 5 |

Na osnovu rezultata sprovedenih laboratorijskih analiza može se zaključiti da pojava vatrenih algi u jezeru „Bočac“ nije imala značajan uticaj na kvalitet vode vodozahvata „Novoselija“. Predpostavlja se da je razlog tome velika udaljenost mjesta zahvata vode od jezera (36 rkm). Kvalitet vode je bio u granicama I i II klase površinskih voda, na osnovu Uredbe o klasifikaciji voda i kategorizaciji vodotoka (*Sl.gl. Republike Srpske, br.42/01*).

Obzirom da se voda namjenjena vodosnabdijevanju direktno zahvata iz vodozahvata, izvršena je analiza prisutva cijanotoksina u vodi. Rezultati analize nisu potvrdili prisustvo mikrocistina YR, LR i RR, toksične produkte algalnog raspadanja cijanobakterija odnosno modrozelenih algi.

Analizom identifikovanih prirodnih i antropogenih faktora koji mogu imati potencijalni uticaj i sprovedenim analizama kvaliteta vode rijeke Vrbas zaključeno je da meteorološki uslovi i uklanjanje sedimenata iz akumulacije „Jajce II“ značajno utiču na pogoršanje kvaliteta vode u vodozahvatu „Novoselija“. Dati uticaji prouzrokuju visoke vrijednosti mutnoće vode i povećan sadržaj organskih i azotnih materija u odnosu na kvalitet vode pri stabilnim meteorološkim uslovima i pri uobičajenom radu hidroelektrane. Stoga je u narednom poglavlju izvršena procjena efikasnosti industrijskog postrojenja za pripremu vode za piće u uslovima kvaliteta vode prouzrokovanih datim faktorima identifikovanim kao značajnim.

4.2. Efikasnost tehnoloških procesa u uklanjanju mutnoće vode i organskih materija na industrijskom postrojenju

Promjene kvaliteta vode izvorišta „Novoselija“ uslovljavaju uslove tretmana vode na industrijskom postrojenju. U ovom poglavlju su predstavljeni rezultati ispitivanja efikasnosti tehnološkog procesa (bistrenja vode) u pripremi vode za piće na industrijskom konvencionalnom postrojenju i izvršena procjena robusnosti sistema na osnovu mutnoće vode. Na osnovu naprijed navedenih podataka ustanovljena je niska frekvencija pojavljivanja ekstremnih vrijednosti mutnoće vode (>1000 NTU), te se za ovakav kvalitet vode nisu pratile performanse tehnoloških procesa. Takođe, ispitana je i efikasnost bistrenja vode u uklanjanju organskih materija.

4.2.1. Efikasnost procesa bistrenja u uklanjanju mutnoće vode

Za analizu efikasnosti i robusnosti primjenjenih tehnoloških jedinica bistrenja vode (prethodno bistrenje procesom taloženja i završno bistrenje procesom filtracije) razmatrana su tri scenarija:

- I - nagle, kratkotrajne promjene mutnoće vode (tipičan kvalitet vode rijeke Vrbas u toku većeg dijela godine i uobičajeni uslovi rada postrojenja za pripremu vode za piće),
- II - nagle, kratkotrajne promjene sa značajno višim vrijednostima mutnoće vode u odnosu na tipične vrijednosti (kvalitet vode ustanovljen prilikom uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“) i
- III - visoke vrijednosti mutnoće vode koje se zadržavaju duži vremenski period (kvalitet vode ustanovljen prilikom pojave poplavnog talasa).

Pri značajnom povećanju mutnoće vode u vodozahvatu „Novoselija“ uspostavljeni su hidraulički i tehnološki parametri: protok sirove vode na ulazu u postrojenje, brzina filtracije, količina koagulacionog sredsta (aluminijum-sulfat) i doza dezinfekcionog sredstva (hlor). Ovi parametri su se, imajući u vidu pogoršan kvalitet vode na ulazu u postrojenje, razlikovali u odnosu na uobičajene uslove rada. Prosječne vrijednosti značajnih tehnoloških parametara su prikazane u tabeli 26.

Tabela 26. Prosječne vrijednosti značajnih tehnoloških parametara pripreme vode za piće u uobičajenim uslovima rada, uslovima uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ i u periodu poplave

| Tehnološki parametri | Uslovi rada | | | |
|--|--|---|--|---|
| | Uklanjanje sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ | | Poplava | |
| | Godišnja prosječna vrijednost prije uklanjanja sedimenta | Prosječna vrijednost u periodu uklanjanja sedimenta | Godišnja prosječna vrijednost prije pojave poplave | Prosječna vrijednost u periodu poplavnog talasa |
| Protok sirove vode, m³/h | 2303 | 1910 | 2600 | 2359 |
| Doza koagulanta (Al₂(SO₄)₃×16 H₂O, mg/l | 8,7 | 13,0 | 12,3 | 31,8 |
| Brzina filtracije, m/h | 5,2 | 4,3 | 5,8 | 4,6 |
| Doza hlora, mgCl₂/l | 2,0 | 4,9 | 2,1 | 2,3 |

Smanjenje protoka vode izvršeno je u cilju produžavanja kontaktnog vremena potrebnog za reakcije oksidacije, dezinfekcije, koagulaciono-flokulacionog i sedimentacionog procesa. Primjenjene doze CO₂, za korekciju pH vrijednosti, kretale su se u opsegu od 16-18 g/m³.

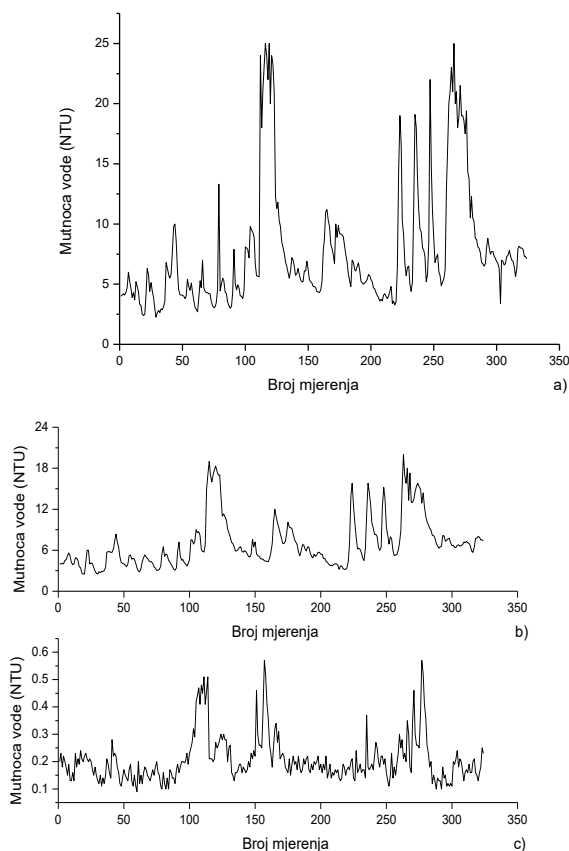
Primjenjene doze tečnog hlora i aluminijum-sulfata zavisile su od mutnoće vode rijeke Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“ i prikazane su u tabeli 27.

Tabela 27. Zavisnost primjenjene doze tečnog hlora i aluminijum-sulfata od mutnoće sirove vode rijeke Vrbas na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“

| Mutnoća sirove vode (NTU) | 5-10 | 10-20 | 20-30 | 30-40 | 40-50 | 50-60 | 60-70 | 70-80 | 80-90 | 90-100 | 100-120 | 120-140 | 140-180 | 180-250 | 250-350 | 350-450 |
|-------------------------------------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Doza hlora (g/m ³) | 1,5 | 1,7 | 1,8 | 2,0 | 2,0 | 2,1 | 2,1 | 2,1 | 2,1 | 2,2 | 2,2 | 2,4 | 2,6 | 2,6 | 3,1 | 3,3 |
| Doza Al-sulfata (g/m ³) | 7,0 | 12,6 | 14,2 | 21,2 | 24,5 | 28,7 | 31,6 | 32,5 | 32,5 | 32,5 | 33,0 | 39,2 | 40,3 | 42,4 | 44,5 | 46,4 |

Scenario I

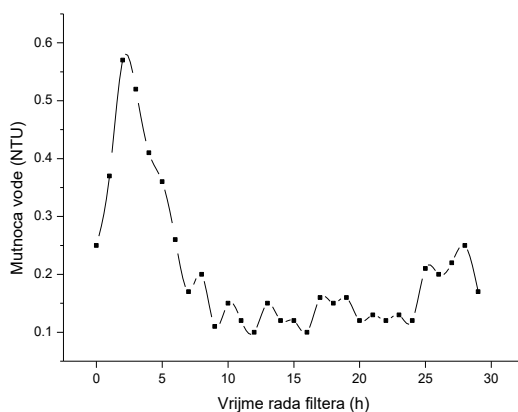
Tipičan kvalitet vode na ulazu u industrijsko postrojenje i nakon primjenjenih procesa prikazan je na slici 57 (a,b,c). Mutnoća vode se za period od dva časa, koliki je vremenski razmak između dva mjerenja, promijeni i za 15 NTU. Poređenjem sa sirovom vodom, uočen je isti trend promijena vrijednosti mutnoće tretirane vode. Mutnoća sirove vode bila je u opsegu od 2,25 do 25,0 NTU. Srednje vrijednosti sa izračunatim standardnim devijacijama za ukupan broj mjerenja n= 324 iznosile su: sirova voda 7,71±5,03 NTU; voda nakon prethodnog bistrenja 7,05±3,68 NTU i filtrirana voda 0,2±0,08 NTU. Pri niskim vrijednostima ovog pokazatelja kvaliteta (najniža izmjerena vrijednost u setu prikazanih podataka iznosi 2,25 NTU) procesi taloženja, koagulacije i flokulacije nemaju efekat, dok se procesom filtracije vrijednost mutnoće vode smanji za oko 80%. Pri višim vrijednostima mutnoće (oko 25 NTU), prethodnim procesom bistrenja se ukloni oko 40% i završnim bistrenjem 97% mutnoće vode, respektivno. Razlog niske efikasnosti uklanjanja mutnoće procesom glavnog bistrenja (pri vrijednostima mutnoće sirove vode od 10-25 NTU) (slika 68 b, od 100-120 i 220-270 mjerenja), je značajan udio koloidne mutnoće (2-5 NTU) u ukupnoj izmjerenoj mutnoći vode. Kako je dotadašnjim radom fabrike za pripremu vode ustanovljeno, veliki dio koloidne mutnoće se ne ukloni procesom taloženja istovremeno čineći manje efikasnim proces filtracije, naročito pri povećanoj brzini kakva je bila u uobičajenim uslovima rada.



Slika 57. Mutnoća vode: a) na ulazu u postrojenje; b) nakon prethodnog bistrenja i c) nakon završnog bistrenja (tipičan kvalitet)

Takođe, razlike u kvalitetu filtrirane vode usko su zavisne od perioda rada filtera tj. perioda nakon pranja filtera (posmatrajući 12 i 24-časovni ciklus rada filtera). Imajući u vidu da se dati operativni uslovi ne mogu odvojiti od cjelokupnog ciklusa rada filtera, isti se posmatraju u procjeni stabilnosti procesa filtracije. Kada se nakon pranja (pranje traje od 8 – 10 min) filter čija ispuna ekspandira 20–30%, pusti u ponovni rad, vrijeme potrebno za vraćanje filterske ispune pod pritiskom vodenog stuba u normalno stanje je relativno dugo. Da bi se skratilo to vrijeme, prije potpunog formiranja filtera, vrši se otvaranje regulacionog ventila za filtriranje što dovodi do stvaranja vakuma u kratkom periodu. Posljedica toga jeste smanjenje veličine pora između čestica filterske ispune, nakon

čega filter dobija svoj puni kapacitet u pogledu uklanjanja čestica mutnoće. U vremenskom periodu od otvaranja regulacionog ventila do potpunog formiranja filterske ispune dolazi do povećanja mutnoće vode efluenta. Na slici 58 dat je ilustrativni primjer povećane mutnoće filtrirane vode, neposredno nakon pranja filtera tj. na početku njegovog ciklusa rada.



Slika 58. Ilustrativni primjer povećane mutnoće vode nakon pranja filtera

Posmatrajući cjelokupan period uobičajenih uslova rada tehnoloških jedinica posmatrano za izabrani period, u 92,9% uzoraka filtrirane vode zabilježena je vrijednost mutnoće $\leq 0,3$ NTU, a u 5,9% uzoraka te vrijednosti su bile u opsegu od 0,3 do 0,5 NTU. Ove vrijednosti ukazuju na to da je u najvećem dijelu perioda tehnološki proces bio optimizovan tj. sistem je bio stabilan.

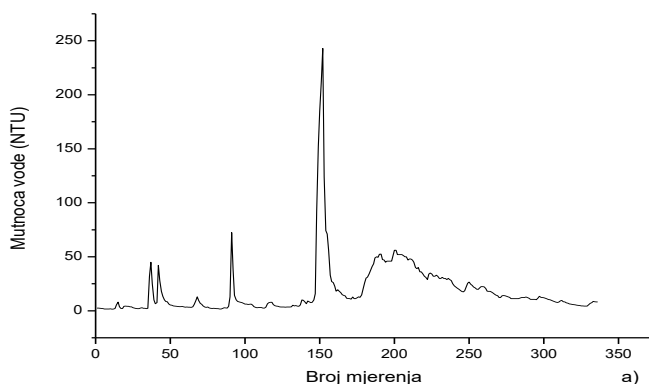
Scenario II

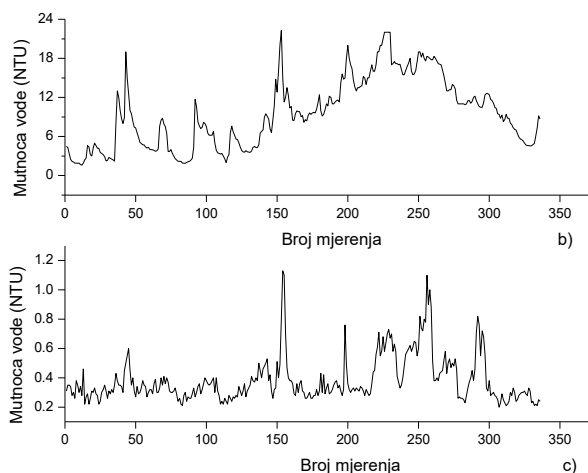
Kvalitet sirove vode i vode nakon procesa bistrenja u periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije prikazan je na slici 59 (a,b,c). Mutnoća sirove vode kretala se u širokom opsegu (<2 NTU do >240 NTU). Srednja vrijednost je iznosila $18,5 \pm 26,2$ NTU ($n=325$).

Zapažena je značajna varijacija tj. odstupanje od srednje vrijednosti mutnoće vode u ovom periodu. Varijabilnosti doprinose visoke vrijednosti mutnoće prouzrokovane dospijevanjem suspendovanih materija nakon uklanjanja sedimenta iz akumulacije do izvorišta, što je prouzrokovalo i maksimalnu izmjerenu vrijednost mutnoće vode, 243 NTU.

Naime, suspendovane materije su posljedica odvajanja dijelova mulja sa dna akumulacije koji se *by-pass* putevima pored akumulacije transportuje riječnim tokom nizvodno do izvorišta. Korišćenjem višegodišnjih podataka mutnoće sirove vode u avgustu i septembru mjesecu (ne uzimajući u obzir pogoršanje kvaliteta vode usled meteoroloških uticaja), izračunate su srednje vrijednosti mutnoće vode koje su se kretale od 0,98 do 5,78 NTU, u zavisnosti od analizirane godine što predstavljaju značajno niže vrijednosti od srednje vrijednosti izračunate u periodu uklanjanja sedimenta, koji se vršio u istom, ljetnjem, periodu godine.

Posmatrajući opseg detektovanih vrijednosti, mutnoća filtrirane vode se kretala od 0,20 do 1,13 NTU (srednja vrijednost $0,38 \pm 0,16$ NTU). Iako u relativno malom broju analiziranih uzoraka (tri uzorka), ipak je izmjerena vrijednost mutnoće bila iznad 1 NTU što je maksimalno dozvoljena vrijednost za vodu za piće prema Pravilniku o higijenskoj ispravnosti vode za piće (*Sl.gl. Republike Srpske 40/03*). Ove vrijednosti su zabilježene neposredno nakon maksimalnih detektovanih vrijednosti mutnoće sirove vode i mutnoće nakon primijenjenih procesa koagulacije-flokulacije-taloženja. Naime, maksimalna izmjerena vrijednost nakon taloženja u tom periodu iznosila je 22,3 NTU, a srednja vrijednost $9,52 \pm 5,37$ NTU (koloidna mutnoća je bila 2,1-4,74 NTU). Ovaj maksimum je izmjeren pri mutnoći sirove vode od 124 NTU i značajno višoj dozi koagulant (60,5 g/ m³), što je za posljedicu imalo izmjerenu mutnoću filtrirane vode iznad 1 NTU. Ovo su tipični nestabilni uslovi rada tj. neoptimalni uslovi koagulacije i flokulacije (*Bratby, 2006*) kako je napomenuto u kriterijumima datim u tabeli 12.





Slika 59. Mutnoća vode: a) na ulazu u postrojenje; b) nakon prethodnog bistrenja i c) nakon završnog bistrenja (period uklanjanja sedimenta iz akumulacije)

Pored negativnog uticaja na mutnoću vode, prekomjerno doziranje koagulanta dovodi do povećanja rezidualnog aluminijuma u filtriranoj vodi preko 0,2 mg/l (*Martyn i sar., 1989; Letterman i Pero, 1990*), što je MDK za vodu za piće prema Pravilniku o higijenskoj ispravnosti vode za piće. Razlog neoptimalnih uslova koagulacije je na prvom mjestu taj što sam sistem operativnog monitoringa nije prilagođen na način da bi se moglo preventivno djelovati na velike fluktuacije mutnoće sirove vode. Monitoring kvaliteta sirove vode započinje na samom vodozahvatu, dakle neposredno prije tehnološkog procesa. U tom slučaju operater nema dovoljno vremena da adekvatno prilagodi doze koagulanta promjeni mutnoće (nema automatskog sistema doziranja koagulanta u odnosu na mutnoću sirove vode).

Ovi značajni pikovi u izmjeranim vrijednostima mutnoće pripadali su dužem vremenskom intervalu (mjerenja od 180-250), kada je ustanovljen komplementaran porast mutnoće vode rijeke Vrbas (slika 59a) i mutnoće vode nakon taloženja i filtracije (slika 59 (b,c)). Iako se očekivalo, imajući u vidu temperature sirove vode (avgust i septembar) u periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije, da će proces koagulacije biti efikasniji, naprijed navedeni podaci nisu to potvrdili. Stoga se

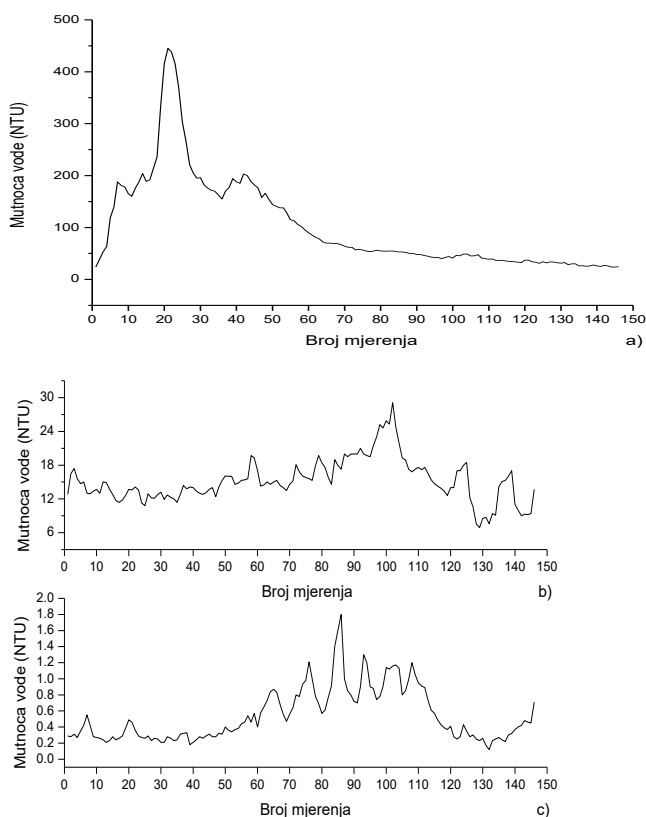
pretpostavlja da je razlog za povećanje mutnoće vode u prirodi suspendovanih i koloidnih čestica koje čine mutnoću, kao i njihove nedovoljno intenzivne interakcije sa koagulantom (*Dalmacija i Ivančev-Tumbas, 2002*). Treba napomenuti da u tehnološkom i hidrauličkom pogledu veliki doprinos za nedovoljnu efikasnost procesa ima i rad sistema za odmuljivanje taložnika. Tada je frekvencija odmuljenja taložnika veća do pet puta u odnosu na uobičajene uslove bistrenja vode.

Scenario III

Na slici 60 (a,b,c) prikazan je kvalitet sirove vode i vode nakon tretmana u periodu poplave. Znatno veće vrijednosti mutnoće rijeke Vrbas detektovane su u dužem vremenskom periodu u odnosu na tipične uslove kvaliteta i kretale su se u opsegu od 23,8 do 445 NTU (srednja vrijednost $104,6 \pm 90,3$ NTU). Vrijednosti mutnoće vode >150 NTU detektovane su u kontinuitetu 4 dana. Maksimalna i minimalna vrijednost detektovana je 15.5.2014. godine, što ukazuje na činjenicu da se i u toku jednog dana javljaju velike varijacije izmjenog parametra u datom periodu. Varijabilnosti mutnoće vode doprinosi dospijevanje suspendovanih materija poplavnim talasom u izvorište za vodosnabdijevanje.

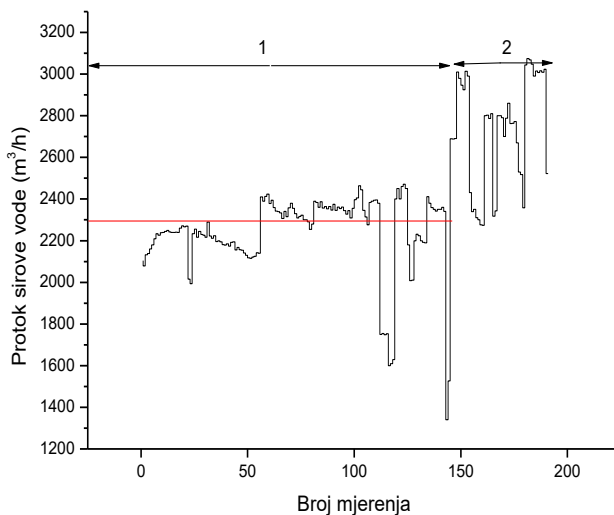
Na osnovu predstavljenih podataka može se zaključiti da značajan porast mutnoće sirove vode nije uticao na efikasnost procesa bistrenja vode. Srednja izračunata vrijednost mutnoće vode nakon prethodnog bistrenja bila je značajnije veća u odnosu na ovu vrijednost u I i II scenariju ($15,3 \pm 3,89$ NTU). Međutim, u jednom periodu, uočene su negativne promjene u kvalitetu vode nakon tretmana, iako je kvalitet sirove vode bio stabilan, a izmjerene vrijednosti se kretale do 50 NTU (od 80-120 mjerena na slici 60 (b,c)).

Ove negativne promjene su posljedica pojave da poslije perioda visokih mutnoća sirove vode dolazi do zasićenja filterske ispune (akumulirane čestice mutnoće) i do proboja mutnoće u filtriranu vodu (mutnoća filtrirane vode > 1 NTU u 14 uzoraka), bez obzira što je došlo do pada mutnoće sirove vode. Iako se pranje filtera u ovakvim uslovima odvija 2-3 puta u toku 24h, to pretstavlja nedovoljnu frekvenciju da bi se uklonile sve čestice koje čine mutnoću vode. Veća potrošnja vode za pranje filtera (do potpuno čistog filtera) nije moguća zbog potreba kontinuirane isporuke dovoljne količine vode potrošačima.



Slika 60. Mutnoća vode: a) na ulazu u postrojenje; b) nakon prethodnog bistrenja i c) nakon završnog bistrenja (period poplave)

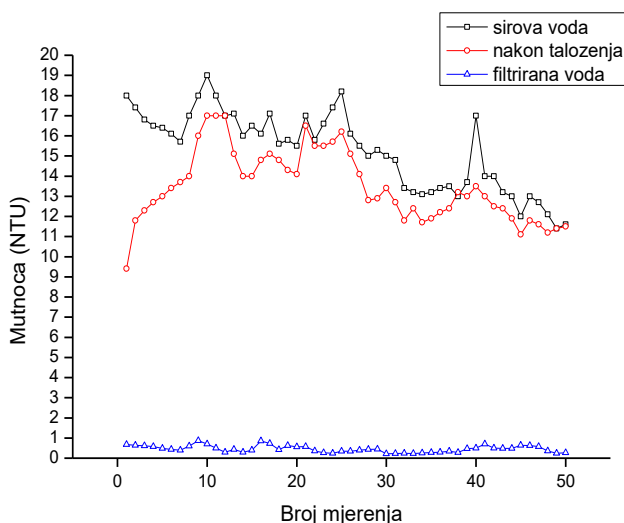
Tehnološki parametri konvencionalnog tretmana bili su izmijenjeni u uslovima uklanjanja sedimenta i poplave u odnosu na uslove uobičajenog kvaliteta vode, kao što se može vidjeti u tabeli 26. U toku uklanjanja sedimenta iz akumulacije izvršeno je smanjenje protoka sirove vode i do 30%, na osnovu dotadašnjeg iskustva rada, kada je primijećeno da u vrijeme povećane mutnoće sirove vode i njenom velikom protoku (samim tim i velikoj brzini filtracije) dolazi do tzv. „proboja“ mutnoće ispod filtera i skraćivanja vremena njegovog rada. Smanjenje brzine filtracije direktno utiče na bolji transport suspendovanih čestica te kvalitetniju aglomeraciju i taloženje čestica unutar filterske ispune (Bogner i Stanojević, 2006). Takođe, u periodu poplave, smanjen je protok sirove vode u skladu sa mutnoćom sirove vode kako je prikazano do 150 broja mjerenja na slici 61 (horizontalnom crvenom linijom je obilježena srednja vrijednost protoka vode u većem dijelu godine).



Slika 61. Protok sirove vode pri : 1) uobičajenoj potrošnji vode; 2) povećanoj potrošnji vode

Nadalje, mjerenja prikazana na slici 61 pokazuju povećanje količine sirove vode u postrojenju za pripremu vode neposredno poslije poplave, zbog velike potrebe stanovništva za vodom nakon poplavnog talasa. Velike količine vode potrebne za čišćenje i pranje mulja (poplavljeni objekti i saobraćajnice), zaostalog nakon povlačenja vode sa poplavljenog područja. Ovo je prouzrokovalo znatno opterećenje postrojenja (protok sirove vode preko $3000 \text{ m}^3/\text{h}$, brzina filtracije $5,8 \text{ m/h}$). To je za posljedicu imalo ponovno nestabilan rad sistema (slika 62), iako je tada prosječna dnevna mutnoća sirove vode bila $15,05 \text{ NTU}$ ($15,05 \pm 1,47 \text{ NTU}$).

Sve ove promjene hidrauličkih parametara direktno su se reflektovale na pogoršanje kvaliteta vode nakon procesa glavnog bistrenja, kada je srednja vrijednost mutnoće izbistrene vode bila $13,49 \text{ NTU}$ ($13,49 \text{ NTU} \pm 1,23$), što ukazuje na relativno loš učinak taložnika, a što se odrazilo na mutnoću filtrirane vode koja je bila značajno veća ($0,87 \text{ NTU}$) u odnosu na srednju vrijednost ($0,45 \text{ NTU}$). Ovo pokazuje da je najveći dio čestica mutnoće uklonjen procesom filtracije, što je za posljedicu imalo brzo zasićenje filtera, a samim tim i povećan utrošak vode za pranje filtera.



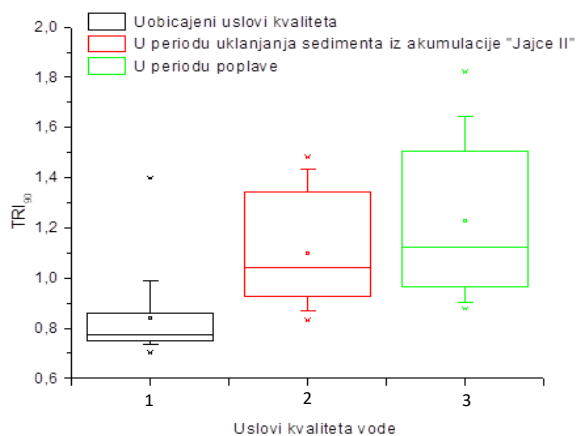
Slika 62. Vrijednosti mutnoće sirove i tretirane vode u uslovima povećanog protoka (nakon poplavnog talasa)

Predstavljeni rezultati ukazuju da su značajno pogoršanje kvaliteta vode rijeke Vrbas i povećan protok tj. potrošnja vode značajni uzročnici opterećenja tehnoloških jedinica bistrenja u pripremi vode za piće.

4.2.2. Procjena sposobnosti (robusnosti) završnog procesa bistrenja vode

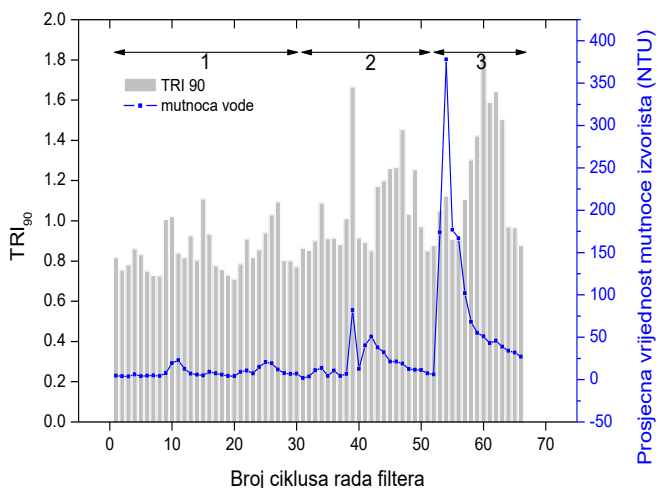
Procjena robusnosti sistema vode za piće sa aspekta osjetljivosti na varijacije u kvalitetu sirove vode izvršena je izračunavanjem indeksa robusnosti. Indeks je dobijen kao bezdimenzioni podatak, pri čemu niže vrijednosti ovog parametra (do 1) ukazuju na proces tretmana kojim se postiže cilj kvaliteta vode sa relativno niskom varijacijom i istovremeno se sistem ocjenjuje kao robusniji. Varijacije TRI_{90} u sva tri scenarija (uzeti su u obzir svi ciklusi rada filtera) prikazane su kutijastim dijagramom (eng. *box and whisker plot*) na slici 63. Stepen raspršenosti i asimetričnosti TRI_{90} značajno je veći u toku pražnjenja akumulacije i poplave u odnosu na uobičajene uslove. Najviša izračunata vrijednost TRI_{90} iznosi 1,8 u periodu poplave. Razlog značajne razlike u izračunatim TRI_{90} je to što su i u periodima pražnjenja akumulacije i poplave, kako je napomenuto, postignuti stabilni uslovi rada. Ovaj efekat je posebno izražen u toku pražnjenja akumulacije sa vrijednostima mutnoće izbistrene vode $<0,5$ NTU i sa TRI_{90} između 0,8 i 1. Sa druge strane

određen broj dana sistem je funkcionisao u tzv. nestabilnim uslovima prouzrokujući prevazilaženje ciljne vrijednosti mutnoće vode i sa velikom varijabilnošću između 50 i 90% vrijednosti mutnoće vode. Ovo je posebno izraženo u periodu poplave. Svakako, i u jednim i u drugim uslovima rada pojavljuju se ekstremne vrijednosti (označene sa * na dijagramu).



Slika 63. TRI_{90} u sva tri scenarija (1- tipičan kvalitet vode; 2 - u periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije; 3 - u periodu pojave poplave)

Poređenjem TRI_{90} po dnevnim ciklusima rada filtera sa prosječnim vrijednostima mutnoće vode izvorišta, nije u svim slučajevima uočena značajna zavisnost (slika 64). Generalno posmatrajući, vrijednosti TRI_{90} više su na kraju perioda uklanjanja sedimenta iz akumulacije i u periodu prolaska poplavnog talasa, kada su izračunate prosječne vrijednosti mutnoće sirove vode niže od maksimalno detektovanih, što navodi na zaključak da su zavisne od operativnih uslova postrojenja za pripremu vode za piće. Naime, prolazak talasa zagađenja i sedimentacija suspendovanih materija u izvorištu imalo je za posljedicu pad vrijednosti mutnoće sirove vode (na slici 81, od 42 do 51 i od 58 do 64 ciklusa rada filtera), ali izračunate vrijednosti TRI_{90} ukazuju na nedovoljnu efikasnost pomenutih procesa. Indeksi performansi procesa su u većini slučajeva rada filtera u periodu pražnjenja akumulacije niži od 1, osim u sedam ciklusa kada TRI_{90} prevazilazi datu vrijednost, dok je u periodu poplave za 9 ciklusa rada filtera zabilježena vrijednost indeks bila veća od 1. U uobicajenim uslovima kvaliteta vode, povećane mutnoće filtrirane vode, neposredno nakon pranja filtera uslovile su neznatno veću vrijednost indeksa od 1 u petnaestom i dvadeset sedmom ciklusu (TRI_{90} iznosio je 1,1).



Slika 64. Zavisnost TRI_{90} i mutnoće vode izvorišta od ciklusa rada filtera: 1 - tipičan kvalitet vode; 2 - u periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije; 3 - u periodu pojave poplave

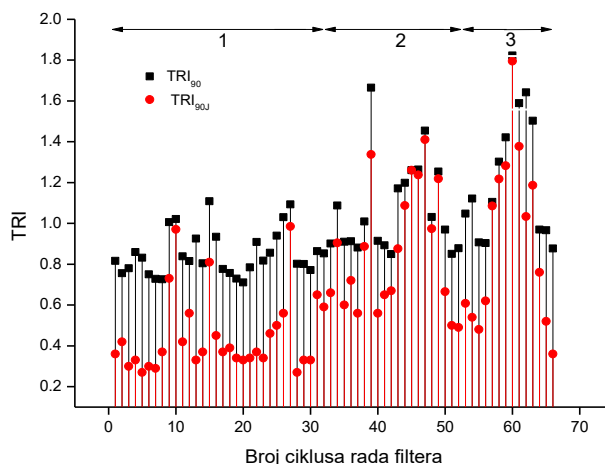
Analiza stabilnosti uslova rada filtera u okviru vremenskog perioda njihovog ciklusa tj. izračunati indeks TRI_{90J} predstavljen je na slici 65. U cilju poređenja efikasnosti i stabilnosti procesa filtracije, izračunate vrijednosti su predstavljene zajedno sa TRI_{90} . Veći broj izračunatih vrijednosti TRI_{90J} niži je od TRI_{90} , ali su u pojedinim ciklusima date vrijednosti bile izjednačene, a identifikovani su i slučajevi kada je $TRI_{90J} > TRI_{90}$.

U uslovima tipičnog kvaliteta vode rijeke Vrbas na izvorištu „Novoselija“, od ukupno 334 analizirana uzorka, samo 3 uzorka su imala nešto višu vrijednost od 0,5 NTU (dva uzorka 0,57 NTU i jedan 0,52 NTU). Na osnovu jednačine 25 i TRI_{90J} , može se zaključiti da je postignuta uniformnost performansi tokom najvećeg broja filtracionih ciklusa (približno 99% filtriranih uzoraka imalo je vrijednost mutnoće vode ispod ciljne vrijednosti).

Izračunate vrijednosti $TRI_{90J} \approx 1$ ukazuju da nisu detektovane vrijednosti mutnoće vode niže od ciljne vrijednosti (0,5 NTU). Ovo je bio slučaj u dva filtraciona ciklusa u toku uklanjanja sedimenta iz akumulacije. Međutim, ova pojava je izražena u periodu poplave.

Izračunate vrijednosti $TRI_{90J} > 1$ indikacija su određenog vremenskog perioda u toku rada filtera kada su uzorci imali vrijednost mutnoće vode $> 0,5$ NTU. Što je ovaj indeks veći, veći dio vremena je učinak filtracije bio takav da je postignuta vrijednost viša od ciljne vrijednosti. Ovo je ustanovljeno za dva filtraciona ciklusa u toku

uklanjanja sedimenta iz akumulacije, kada su i TRI_{90} vrijednosti u ovom periodu bile iznad 1. To u ovom slučaju istovremeno ukazuje na nedovoljnu efikasnost pomenutog procesa i veliku varijabilnost u izmjerenim vrijednostima mutnoće vode.



Slika 65. Vrijednosti parametara TRI_{90} i TRI_{90J} : 1 - tipičan kvalitet vode; 2 - u periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije; 3 - u periodu pojave poplave

Sumirani rezultati dobijeni praćenjem efikasnosti procesa bistrenja vode (mjeranjem mutnoće vode) i procjenom robusnosti sistema ukazuju na sljedeće zaključke:

- bez značajnog uticaja prirodnih i antropogenih faktora (detektovane vrijednosti mutnoće vode do 10 NTU), ovaj proces je u većem dijelu analiziranog perioda bio efikasan i stabilan. Postignut kvalitet u pogledu parametra mutnoća vode je takav da su postignute vrijednosti ispod ciljne zadate u ovom radu (0,5 NTU), a što je značajno niže od maksimalno dozvoljene nacionalnim zakonodavstvom (1 NTU). Pri mutnoći vode rijeke Vrbas od 10-25 NTU, efikasnost procesa bistrenja procesima koagulacija, flokulacija i taloženje smanji se za oko 40%;
- u periodu pojave poplave i pri uklanjanju sedimenta iz akumulacije „Jajce II“, faktora koji prouzrokuju pogoršanje kvaliteta vode i pojavu visokih vrijednosti mutnoće vode, taloženje vode se sprovodilo otežano, što je imalo za posljedicu povremeno odstupanje kvaliteta vode od preporučenih vrijednosti nakon filtracije. Posebno je uočeno da je u periodima naglih, kratkotrajnijih promjena sa značajno višim vrijednostima mutnoće

vode u odnosu na tipične vrijednosti (kakav je bio slučaj u toku pražnjenja akumulacije), sistem bio efikasan u odnosu na kvalitet sirove vode, ali su operativni parametri tehnološkog procesa uticali na smanjenje efikasnosti tj. više detektovane vrijednosti mutnoće vode od ciljane vrijednosti, a u pojedinim slučajevima i od MDK. Naime, neadekvatna doza koagulanta u toku pripreme vode za piće utiče na opterećenje sistema i samim tim povećanje mutnoće vode nakon sprovedenog procesa taloženja. Nedostatak automatskog doziranja koagulanta nedostaje, što u pojedinim slučajevima prouzrokuje neadekvatne doze ili neadekvatan period doziranja većih doza koagulanta. Takođe, postrojenje je projektovano za mutnoću vode do 300 NTU, što bi značilo da bi, za sve mutnoće iznad ove vrijednosti, bilo potrebno predtaloženje, koje uklanja značajan dio mutnoće, prije nego što voda uđe u tehnološki proces. Ovo tehnološko rješenje nije isplativo imajući u vidu činjenicu frekvencije pojavljivanja visokih vrijednosti mutnoće vode, kako je napomenuto u prethodnom dijelu teksta (oko 70-80% uzoraka vode ima vrijednost manju od 5 NTU).

Iz naprijed navedenih razloga, a imajući u vidu podatke ustanovljenih promjena meteoroloških uslova u posljednjoj analiziranoj dekadi i njihovog potencijalnog uticaja na kvalitet vode u budućem periodu, kao i potrebu za održavanjem akumulacija smještenih uzvodno od vodozahvata „Novoselija“, u ovom radu su razmatrane mogućnosti unapređenja postojećih kontrolnih mjera vezanih za izvorište i onih mjera koje se primjenjuju u okviru fabrike za pripremu vode za piće.

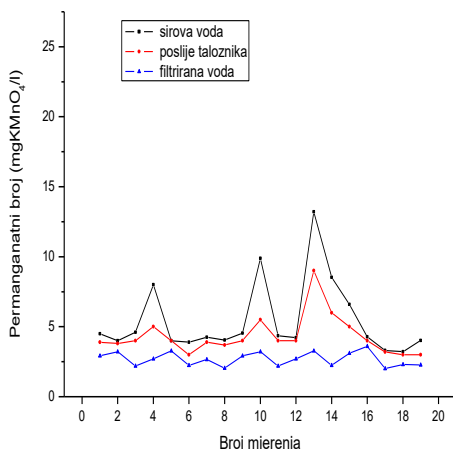
4.2.3. Efikasnost procesa bistrenja vode u uklanjanju organskih materija

Ispitivanja efikasnosti tehnoloških jedinica pripreme vode za piće u uklanjanju organskih materija praćeno je mjerenjem parametra permanganatni broj, u uslovima tipičnog kvaliteta vode rijeke Vrbas i u periodu sa značajnim faktorima uticaja kao što je uklanjanje sedimenta iz akumulacije i period poplavnog talasa (slika 66, 67 i 68).

Tipičan kvalitet sirove vode na vodozahvatu „Novoselija“ detaljno je obrađen u poglavlju 4.1.

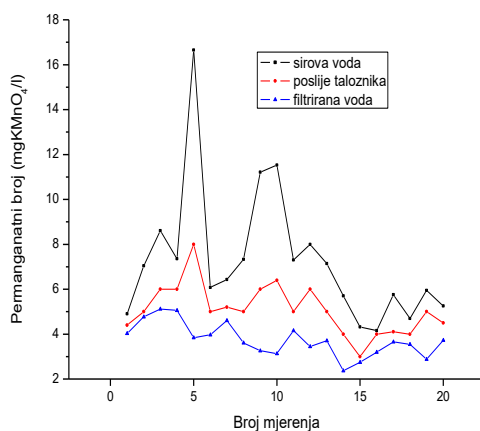
U periodu bez značajnih faktora uticaja sadržaj organskih materija u sirovoj vodi iznosio je 3,21-8,53 mgKMnO₄/l (4,86±1,62 mgKMnO₄/l, n=19). Nakon primjenjenog procesa koagulacije, flokulacije i taloženja,

sadržajaj organskih materija je smanjen za 17%, a dodatno, procesom filtracije, 45% u odnosu na kvalitet vode na ulazu u postrojenje.



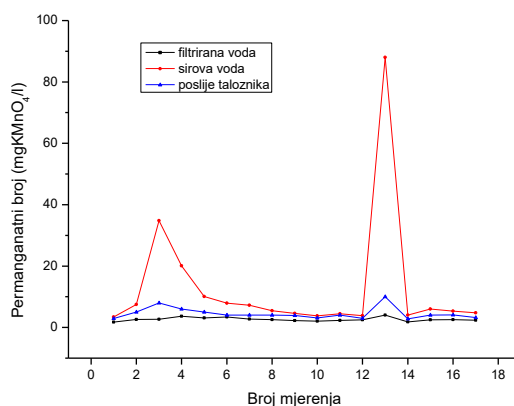
Slika 66. Dnevne vrijednosti permanganatnog broja: na ulazu u postrojenje, nakon glavnog i nakon završnog bistenja (tipičan kvalitet)

Uklanjanje sedimenta iz akumulacije dovelo je do povećanja sadržaja organskih materija u sirovoj vodi na vodozahvatu, pri čemu je maksimalna vrijednost iznosila 16,65 mgKMnO₄/l (7,23±2,97 mgKMnO₄/l). Ovo povećanje se nije značajno odrazilo na efikasnost tehnoloških jedinica bistenja vode (slika 67). Sadržaj organskih materija nakon glavnog bistenja redukovano je za 25-30% a nakon završnog bistenja za 42-48%, u odnosu na kvalitet sirove vode na ulazu u postrojenje.



Slika 67. Dnevne vrijednosti permanganatnog broja: na ulazu u postrojenje, nakon glavnog i nakon završnog bistenja (period uklanjanja sedimenta iz akumulacije)

Značajno povećanje sadržaja organskih materija u sirovoj vodi na vodozahvatu (slika 68) desilo se u periodu poplave kada je maksimalna detektovana vrijednost iznosila 34,8 mgKMnO₄/l (9,44±9,20 mgKMnO₄/l), pri mutnoći vode od 281 NTU. Procesi bistrenja vode su i pri ovakvom kvalitetu ulazne vode pokazali zadovoljavajuću efikasnost. Sadržaj organskih materija redukovan je za 72%. Ekstremno visoka vrijednost utroška kalijum permanganata (period intenzivnih padavina u 2010. godini) koja je iznosila 88,0 mgKMnO₄/l (što je zabilježeno samo u jednom uzorku sirove vode), nakon procesa koagulacije, flokulacije i taloženja smanjena je za 88,6%, a završnim bistrenjem za 95,5% u odnosu na kvalitet vode na ulazu u postrojenje.



Slika 68. Dnevne vrijednosti permanganatnog broja: na ulazu u postrojenje, nakon glavnog i nakon završnog bistrenja (period poplave)

Na osnovu navedenih rezultata može se zaključiti da je efikasnosti tehnoloških jedinica bistrenja vode u uklanjanju organskih materija pri značajnim faktorima uticaja zadovoljavajuća. Sve vrijednosti ovog parametra u filtriranoj vodi su značajno ispod MDK za vodu za piće, čija vrijednost iznosi 20 mgKMnO₄/l (*Sl.gl.Republike Srpske, br. 88/17*).

4.3. Ispitivanje mogućnosti unapređenja postojećih i uvođenja dodatnih kontrolnih mjera u eliminaciji rizika od povećane mutnoće vode

Jedna od razmatranih opcija u ovom radu je unaprijeđenje postojeće kontrolne mjere, procesa koagulacije i flokulacije dodatkom polielektrolita u toku pripreme vode za piće. Ispitana je pri stabilnim uslovima kvaliteta, bez uticaja identifikovanih faktora koji dovode do

značajnog pogoršanja kvaliteta vode. Na osnovu ovih rezultata procjenjena je mogućnost uvođenja date kontrolne mjere u uslovima pogoršanog kvaliteta vode.

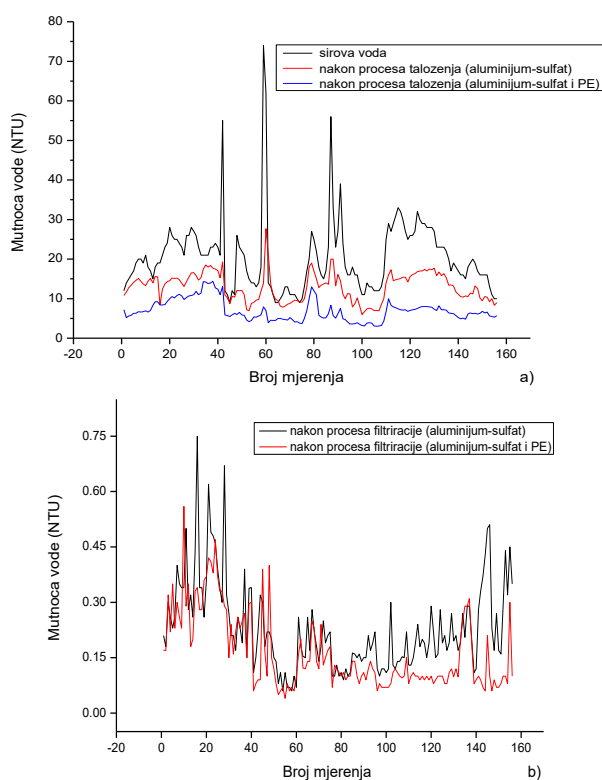
Druga ispitana mjera odnosila se na mogućnost korišćenje modela (primjena neuronskih mreža) u cilju uspostavljanja sistema ranog upozorenja o pogoršanju kvaliteta riječne vode, tj. pojave ekstremnih i dugotrajnih povišenih vrijednosti mutnoće vode kao posljedice faktora uticaja.

4.3.1. Optimizacija procesa koagulacije i flokulacije na konvencionalnom industrijskom postrojenju

Problem u fazi flokulacije i separacije flokula primjenom samo aluminijum-sulfat kao koagulanta, pri mutnoći sirove vode od 10-25 NTU i pri nižim temperaturama vode, prepoznat je u toku rada industrijskog postrojenja pripreme vode za piće (poglavlje 4.2.1.). Iz tog razloga izvršeno je ispitivanje efikasnosti bistrenja vode sa aluminijum-sulfatom uz dodatak polielektrolita (poliakrilamid anijonskog oblika) u fazi flokulacije vode. U cilju minimizovanja ili potpunog prevazilaženja navedenog problema izvršeno je dodavanje flokulanta u niskoj dozi (0,1 mg/l) uz prethodno dodavanje koagulanta aluminijum-sulfata u dozama koje su bile prilagođene datom kvalitetu sirove vode (tabela 13). Rezultati izmjerenih mutnoća vode nakon glavnog (taloženje) i završnog (filtracija) procesa bistrenja vode prikazani su na slici 69 (a,b).

Mutnoća sirove vode na ulazu u postrojenje kretala se od 9-74 NTU ($n=160$). Povremena pogoršanja kvaliteta vode vidljiva na grafiku u vidu izraženih pikova bila su kratkotrajna. Srednja vrijednost mutnoće vode u toku izabranog perioda iznosila je 20,4 NTU (u najvećem broju uzoraka mutnoća sirove vode se kretala do 30 NTU). Nakon procesa koagulacije-flokulacije-taloženja (primjenom samo aluminijum-sulfata), maksimalna izmjerena vrijednost mutnoće iznosila je 27,7 NTU, a srednja vrijednost $12,9 \pm 3,6$ NTU, dok su primjenom aluminijum-sulfata i polielektrolita ove vrijednosti bile značajno manje. Tako je maksimalna mutnoća bila 14,4 NTU, a srednja vrijednost $6,9 \pm 2,7$ NTU. Ovo je za posledicu imalo i značajno nižu vrijednost mutnoće filtrirane vode primjenom polielektrolita ($0,16 \pm 0,10$ NTU) u odnosu na primjenu samo aluminijum-sulfata kao koagulanta ($0,23 \pm 0,12$ NTU). Efikasnost procesa bistrenja nakon taloženja, pri datim mutnoćama sirove vode, upotrebom aluminijum-sulfata i polielektrolita, iznosi oko 66%, dok je bez upotrebe polielektrolita taj procenat skoro duplo manji (38%). U oba slučaja

efikasnost uklanjanja mutnoće nakon završnog bistrenja je uglavnom zadovoljavajuća (<1 NTU), s tom razlikom što je zasićenje filterske ispune značajno veće i brže kod upotrebe samo Al-sulfata kao koagulanta, što povremeno ima za posljedicu povećanu mutnoću filtrirane vode. Dodatno, frekvencija pranja filtera je značajno veća. Treba napomenuti da se ovim ispitivanjima došlo do zaključka, da pri istim vrijednostima mutnoće vode nakon taloženja, primjena Al-sulfat uz PE daje znatno niže vrijednosti mutnoće filtrirane vode, što se može dovesti u vezu sa veličinom i oblikom flokula koje se efikasnije zadržavaju unutar filterske ispune.



Slika 69. Detektovane vrijednosti mutnoće vode sa i bez primjene polielektrolita kao flokulanta: a) nakon procesa taloženja; b) nakon procesa filtracije

Na osnovu navedenih rezultata mutnoće vode nakon procesa glavnog i završnog bistrenja, može se zaključiti da upotrebom niske doze polielektrolita sa primjenom aluminijum-sulfata, čini proces bistrenja vode značajno efikasnijim. U ovakvim uslovima polielektrolit vrši dodatno finije razelektrisanje koaguliranih čestica i povezuje ih u veće

aglomerate (flokule). Nastale flokulisane čestice se brže talože u zoni glavnog bistenja i efikasnije odvajaju u procesu završnog bistenja filtracijom (Karlović, 2002).

Na osnovu ispitanoг učinka polielektrolita u relativno stabilnim uslovima, aproksimativnom procjenom za periode nestabilnih uslova kada su značajno veće mutnoće sirove vode (uslovi kvaliteta vode pri uklanjanju sedimenta iz akumulacije i pojavi poplavnog talasa), očekuje se povećana efikasnost uklanjanja mutnoće u fazi bistenja i do 40%. Primjenom ove kontrolne mjere bi se pri uticaju datih faktora na kvalitet izvorišta, smanjilo opterećenje filtera u fazi završnog bistenja, čime bi se produžio njihov rad. Veća frekvencija pranja filtera ima za posljedicu, pored povećane ukupne količine utrošene vode, značajan gubitak filterske ispune, što sa tehnoeкономskog stanovišta predstavlja dodatan problem.

4.3.2. Primjena modela neuronskih mreža u cilju predviđanja mutnoće vode rijeke Vrbas i uspostavljanja sistema ranog upozorenja

Neadekvatan monitoring kvaliteta vode rijeke Vrbas uzvodno od izvorišta „Novoselija“ jedan je od najvažnijih uzročnika, kako je napomenuto u poglavlju 4.2.1., neoptimalnih uslova bistenja vode procesima koagulacije, flokulacije i taloženja pri identifikovanim faktorima uticaja. Nedovoljna robusnost sistema ovih tehnoloških jedinica u pripremi vode za piće izražena je u uslovima naglih promjena kvaliteta riječne vode. Postojeći monitoring koji se sprovodi na samom izvorištu ne predstavlja mjeru ranog upozorenja kojom se može pravovremeno reagovati u periodima intenzivnih i obilnih padavina.

Iz tog razloga, ispitana je mogućnost primjene modela neuronskih mreža (NN) u istu svrhu a to je predviđanje promjena kvaliteta vode u zavisnosti od meteoroloških uslova. Modeli neuronskih mreža se koriste kao alternativa statističkim metodama za različite probleme kao što je potreba za procjenom, klasifikacija, klaster analiza, izdvajanje određenih osobina uzoraka itd. Obzirom da su ovi modeli najčešće nelinearni, daju bolje procjene u poređenju sa linearnim statističkim modelima. NN metoda je karakteristična po fleksibilnosti u prilagođavanju tzv. nasumičnim podacima i njenom relativno jednostavnom razvoju (Patil i Deo, 2017). U većini do sada objavljenih radova u modelima riječnih sistema, jezera i uređaja za prečišćavanje otpadnih voda u cilju predviđanja korišćene su hemijske promjenjive kvaliteta kao što su

rastvoreni kiseonik, HPK, BPK, fizičke promjenjive i to u najvećoj mjeri pH, mutnoća i hlorofil-a kao indikator promjena bioloških elemenata kvaliteta (*Chen i sar., 2020*). Modeli uključuju sezonalnost i unošenjem višegodišnjih podataka postepeno „uče“ kako prethodne vrijednosti podataka utiču na buduće.

U ovom radu, modelovanje je izvršeno na osnovu parametra mutnoća vode rijeke Vrbas, kao visoko varijabilan i zavisian od prirodnih i antropogenih faktora uticaja a koji se istovremeno koristi u optimizaciji procesa tretmana vode za piće. Korišćena je neuronska mreža koja se prema *Kourentzes i Crone (2008)* pokazala pogodnom za predviđanje podataka visoke frekvencije. Konvencionalne metode za ovakve podatke potencijalno nisu odgovarajuće (*Granger, 1998*).

Korišćene su “low-level” operacije i Adam optimajzer, metoda za efikasnu stohastičku optimizaciju koji zahtijeva samo gradijente prvog reda (*Kingma i Ba, 2014*). Model je implementiran u Tensorflow-u. Stopa učenja koja je korišćena je 0.0001.

Posmatrana su dva skupa podataka mutnoće vode i ostalih promjenjivih od interesa. Promjenjive od interesa su one koje imaju uticaj na pojavu viših vrijednosti mutnoće vode i njenu varijabilnost. Kako je navedeno, ove promjenjive su padavine, kao prirodni faktor uticaja, i nivo vode rijeke Vrbas koji je pod direktnim uticajem padavina sa jedne strane i regulisanja protoka rijeke sa druge strane.

Prvi skup podataka čine prosiječne dnevne vrijednosti promjenjivih (vremenske serije za period od 5479 dana: 2003-2017. godine). Od ovog skupa podataka kreirana su dva sistema ranog upozorenja.

Drugi skup podataka čine vrijednosti promjenjivih mjerene dvočasovnom frekvencijom (vremenske serije za period od 8768 dana: 31.12.2016. 9:00 do 31.12.2018. 23:00). Podaci iz ovog skupa korišćeni su za kreiranje modela neuronske mreže koji se koristi za predviđanje i analizu promjenljivih odnosa.

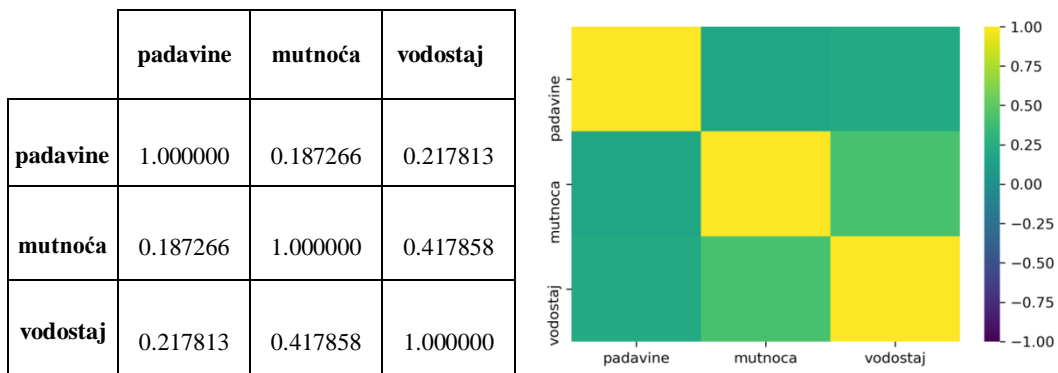
4.3.2.1. Testiranje modela za predviđanje mutnoće vode u kratkoročnom i dugoročnom periodu

Prva analiza je izvršena u cilju procjene i poređenja mogućnosti kratkoročnih (60 dana) i dugoročnih predviđanja (godinu dana) mutnoće vode.

Posmatrana su dva modela, jedan koji vrši predviđanje samo na osnovu istorijskih podataka mutnoće vode („model jedna promjenjiva“) i

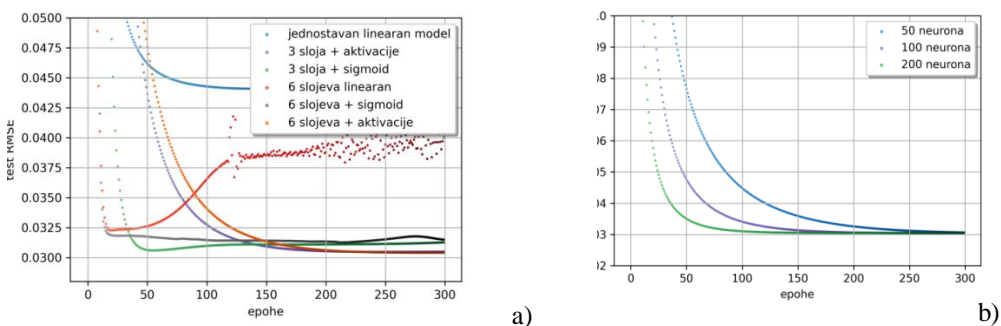
drugi („model više promjenjivih“) koji uključuje i istorijske podatke ostalih napomenutih promjenjivih od interesa.

Analizom korelacije između datih promjenjivih ustanovljena je najveća zavisnost između mutnoće vode i vodostaja rijeke Vrbas (slika 70).



Slika 70. Korelacija između promjenjivih (padavine, mutnoća vode i vodostaj rijeke Vrbas) korišćenih u predviđanju modelom neuronskih mreža

Dugoročno predviđanje mutnoće vode izvršeno je za 2017. godinu, na osnovu podataka iz prethodne, 2016. godine. Testirane su različite arhitekture modela. Pored jednostavnog linearnog modela, razmatran je i model sa slojevima i model sa slojevima i funkcijama aktiviranja. Na slici 71a predstavljena je srednja kvadratna greška na test podacima (RMSE). Model sa šest slojeva i funkcijom aktivacije postiže RMSE od oko 4%, nešto niže od troslojne mreže sa funkcijama aktivacije. Rezultati testa različitih brojeva neurona za 6-slojnu mrežu ukazuju na to da mreža sa 200 neurona daje najbrže smanjenje greške (slika 71b).

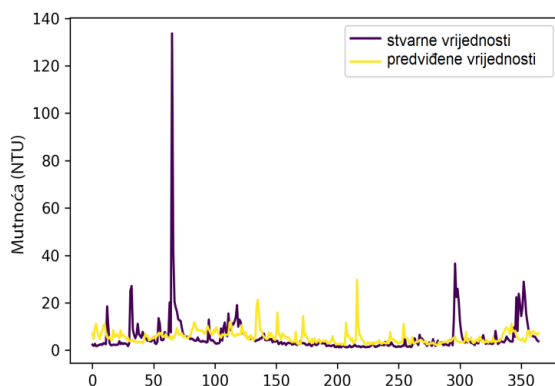


Slika 71. Arhitektura modela: a) RMSE za različite arhitekture; b) šestoslojna mreža sa različitim brojem neurona

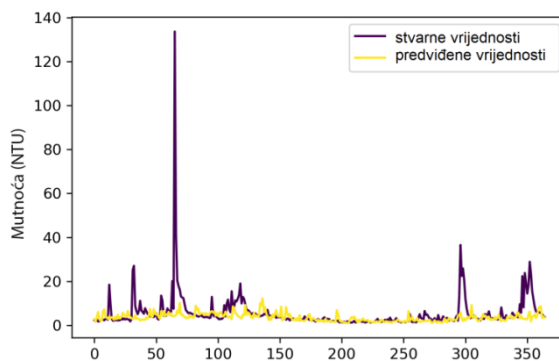
Sličnom analizom došlo se do zaključka da je u slučaju modela sa više promjenjivih odgovarajuća arhitektura mreža sa 6 slojeva, 300 neurona po sloju i sigmoid funkcijom kao aktivacijom u posljednjem sloju. Model svih promjenjivih postiže sličnu RMSE kao model sa jednom promjenjivom, 2,9–3% nakon 600 epoha (iteracija).

Poređenjem oba modela, može se primjetiti da dugoročni model svih promjenjivih ima nešto bolja predviđanja (slike 72 i 73). Takođe, analizom izvoda po različitim promjenjivim u modelu, ustanovljeno je da veći uticaj na mutnoću vode imaju padavine u odnosu na nivo vode. Međutim, ono što je uočljivo je da model ne uspijeva da predvidi ekstremne vrijednosti mutnoće vode kao pokazatelja kvaliteta rijeke Vrbas koje utiču na godišnju varijabilnost.

Slična test greška se postiže ako se za predviđanje koriste samo istorijski podaci i padavine. U ovom modelu izvodi po obema promjenjivima su u istom rasponu, što ukazuje na to da su padavine podjednako važne kao i istorijski podaci u predviđanju mutnoće vode.

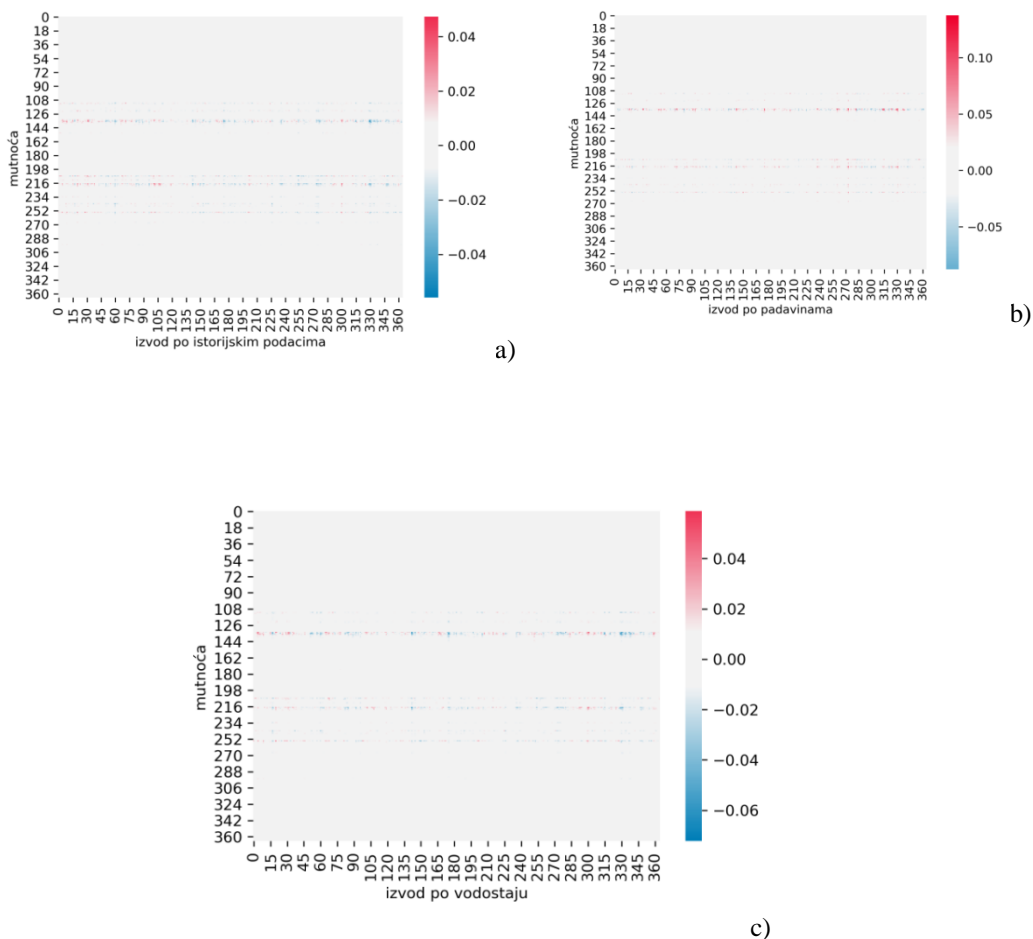


Slika 72. Dugoročno predviđanje bazirano na modelu jedne promjenjive (mutnoća vode)



Slika 73. Dugoročno predviđanje bazirano na modelu više promjenjivih (mutnoća vode, vodostaj rijeke i količina padavina)

U modelu više promjenjivih uočeno je nekoliko specifičnih dana među predviđenim danima. Razlog za ovo bi mogli biti dani sa ekstremnim vrijednostima mutnoće (mutnoća vode >100 NTU) od kojih su: 2/8 u avgustu (293,89 NTU i 103,14, NTU), 3/8 u maju (194,55 NTU, 205,75 NTU, 107,08 NTU), 2/8 u junu (156,36 NTU i 157,88 NTU) i 1/8 je u martu mjesecu (133,66 NTU). Najviša vrijednost je bila 5. avgusta 2014, što bi moglo odgovarati predviđenom 216. danu, na slikama od 74a do 74c, dok je druga dominantna linija (između 126 i 140 dana) u prvoj polovini maja.



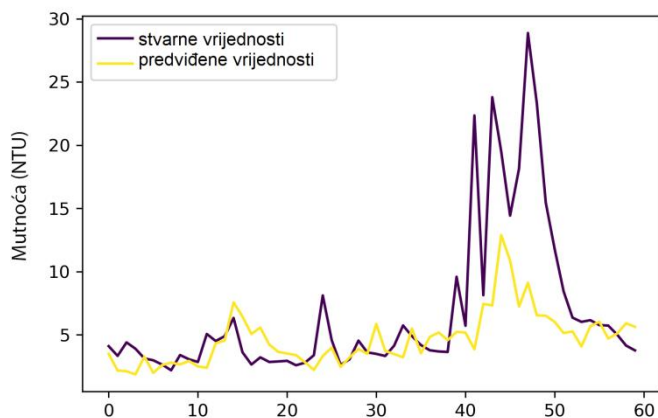
Slika 74. Izvod predviđenih vrijednosti mutnoće po: a) istorijskim podacima; b) padavinama; c) vodostaju

Na osnovu gore navedenih rezultata analize, posebno imajući u vidu ograničenost modela u predviđanju ekstremnih vrijednosti mutnoće vode, korišćen je kratkoročni model (2x30 dana).

Cilj primjene ovog modela je na prvom mjestu predviđanje pojave visokih vrijednosti mutnoće vode prouzrokovanih padavinama koje takođe imaju efekat na vodostaj rijeke Vrbas.

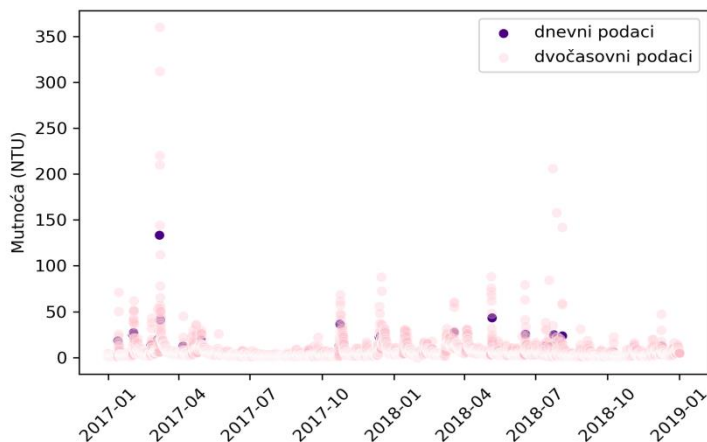
Model je u stanju da postigne test RMSE od 1,5% (slika 75), pri čemu je uočen znatno veći uticaj padavina. Izvodi su u opsegu (-0,07,0,01), dok su za promjenjivu vodostaj u intervalu (-0,002,0,002).

Zajedno sa korelacijom i zaključcima iz godišnjeg modela (padavine podjednako važne kao i istorijski podaci), ovo opravdava upotrebu sistema ranog upozorenja zasnovanog na padavinama. Međutim, primjećuje se da je i ovaj kratkoročni model uspješan samo za niže vrijednosti mutnoće vode rijeke Vrbas koje ne predstavljaju problem u tehnološkom procesu pripreme vode za piće.



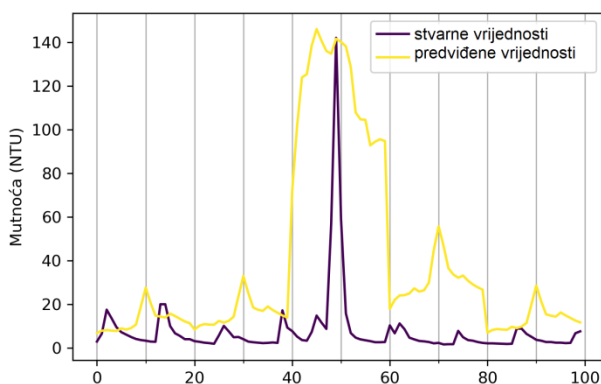
Slika 75. Kratkoročno predviđanje mutnoće vode (2x30 dana)

Kako bi se prevazišao problem ograničenosti datog kratkoročnog modela u predviđanju ekstremnih vrijednosti mutnoće vode, izvršena je druga analiza u kojoj su korišćeni rezultati mjerenja na svaka dva sata. Jednostavnim poređenjem datih podataka sa srednjim prosječnim vrijednostima, kako je prikazano na slici 76, zaključeno je da dvočasovni podaci daju više uvida u ekstremne vrijednosti mutnoće vode koje se modelima pokušavaju predvidjeti.



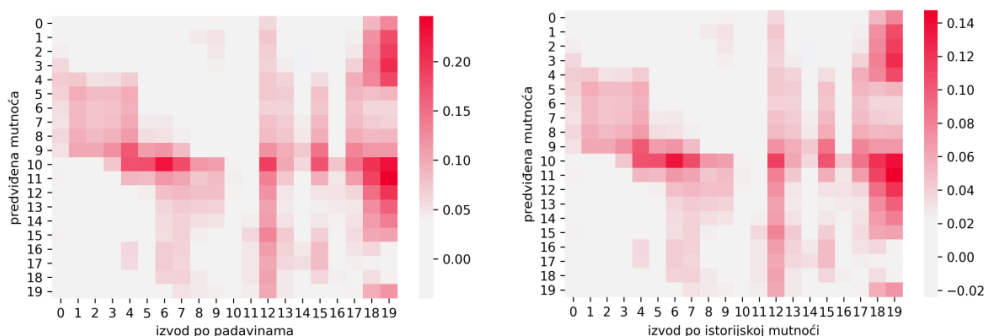
Slika 76. Poređenje prosječnih dnevnih i 2-časovnih podataka mjerenja mutnoće vode u istom periodu

Za novi model primjenjeno je više promjenjivih, što se prethodnom analizom pokazalo kao bolje rješenje. U ovom modelu korišćeno je prethodnih 20 izmjerenih vrijednosti da predvidimo narednih 20 (40 h) vrijednosti mutnoće vode. Model je testiran na posljednjih 100 vrijednosti mutnoće vode i pokazao se kao uspješan u predviđanju visokih vrijednosti ovog parametra (slika 77). Analiza senzitivnosti pokazuje najveći uticaj padavina, a svi uticaji su pozitivni (slika 78 i 79).

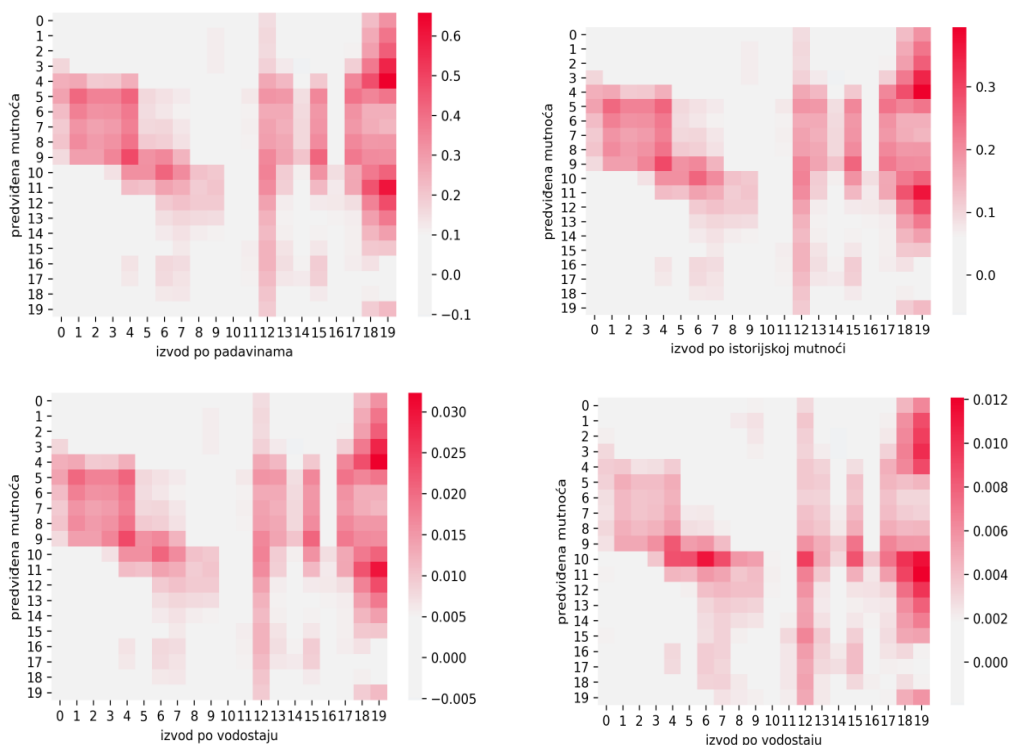


Slika 77. Kratkoročno predviđanje mutnoće vode (40h)

Model predviđa da će veće vrijednosti padavina u prethodnim časovima imati za posljedicu veću mutnoću vode u narednim (i isto važi za istorijske podatke mutnoće i vodostaja). Takođe, u cijelom setu podataka, tzv. najskorije vrijednosti najviše utiču na predviđanje, osim u slučaju sredine intervala koji se predviđa, gdje se očekuje skok mutnoće (ovde većina od 20 prethodnih podataka ima značajan uticaj).

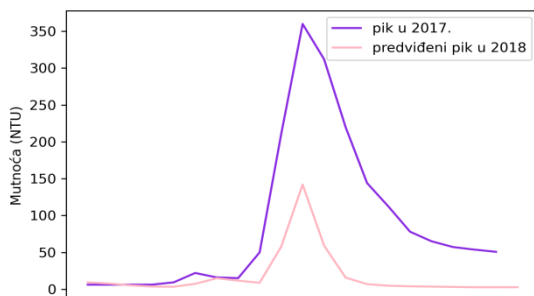


Slika 78. Analiza senzitivnosti za prvih 20 podataka dvočasovnog modela



Slika 79. Analiza senzitivnosti za posljednjih 20 podataka dvočasovnog modela

Visoka vrijednost mutnoće koju je model predvidjeo desila se 8. avgusta 2018, kada je prosječna dnevna vrijednost mutnoće bila 24,02 NTU. Jedan od razloga za uspješno predviđanje je, pretpostavlja se, to što izmjerene vrijednosti ovog dana nisu bile “previsoke”. Na slici 80 dato je poređenje sa pikom koji se desio 7. marta 2017. godine (133,67 NTU) i kojeg model ne uspeva da predvidi.



Slika 80. Kratkoročno predviđanje u danu sa visokom prosječnom dnevnom vrijednošću mutnoće vode

4.3.2.2. Sistem ranog upozorenja

Kao dopunu predviđanju visokih vrijednosti mutnoće vode, testirana su dva sistema ranog upozorenja, na osnovu vodostaja i količine padavina.

Značajno povećanje mutnoće vode rijeke Vrbas u vodozahvatu „Novoselija“ je posljedica i rada uzvodne hidroelektrane „Bočac“, ispuštanja viška vode i optimizacije procesa rada u periodu obilnih padavina, kako je napomenuto u poglavlju 4.1.1.2., slika 37. Ova pojava praćena je porastom vodostaja koji na dalje dovodi do porasta mutnoće vode u kratkom vremenskom intervalu.

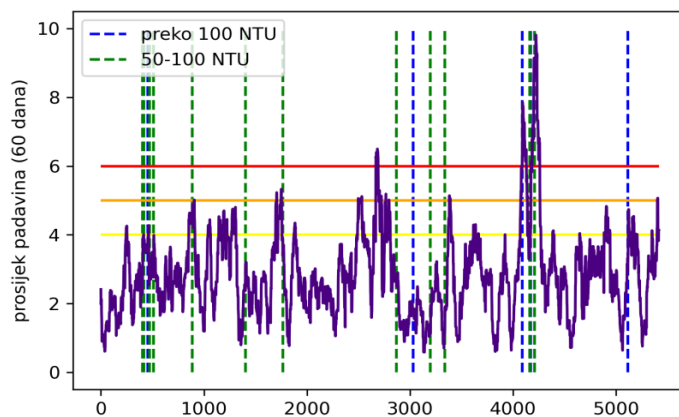
Iz navedenog razloga, prvo je razmatran tzv. trenutni uticaj (u okviru 24h) vodostaja na mutnoću vode. Ovo predviđanje je izvršeno prema unaprijed zadatim graničnim vrijednostima mutnoće vode od 50 NTU i 100 NTU. Iako se ove vrijednosti u posmatranim istorijskim podacima pojavljuju niskom frekvencijom, dovode do značajnih i naglih promjena (doprinosu značajnoj promjenjivosti kvaliteta vode) i stoga su vrlo značajne sa tehnološkog aspekta pripreme vode za piće. Analizom podataka, ustanovljeno je da je broj podataka sa vrijednošću vodostaja iznad 70 cm ukupno 62 podatka. Pri datom vodostaju rijeke, u 7 uzoraka

vode izmjerena je mutnoća iznad 50 NTU a 55 ispod 50 NTU. Ako se posmatra skok vodostaja preko 100 cm, onda je to ukupno 17 podataka od kojih je 5 vrijednosti mutnoće preko 50 NTU, a 12 ispod date vrijednosti. Možemo smatrati da je to mogućnost od oko 30% (5/17) da se desi porast vrijednosti mutnoće vode istog dana kada dolazi do porasta vodostaja iznad 100 cm dok je 7/62 tj. 11% pri porastu iznad 70 cm (tabela 28).

Tabel 28. Izmjerene vrijednosti mutnoće vode pri vodostaju iznad 70 cm

| Mutnoća vode (NTU) | Vodostaj (cm) |
|--------------------|---------------|
| 62.333332 | 126 |
| 67.68333 | 99 |
| 194.55833 | 213 |
| 205.75 | 101 |
| 107.083336 | 113 |
| 103.14167 | 122 |
| 133.66667 | 70 |

Što se tiče padavina, rezultati predstavljeni u prethodnom poglavlju ovog rada ukazali su na pojavu porasta mutnoće vode nakon dužeg vremenskog perioda padavina. Iz tog razloga su u ovom predviđanju korišćene prosječne vrijednosti padavina prethodnih 60 dana. Kako je prikazano na slici 81, najveće vrijednosti mutnoće (plave, zelene vertikalne linije) poklapaju se sa prosjekom padavina preko 6 l/m², pri čemu je 2,7% ovih prosjeka iznad date količine padavina. Možemo uzeti ovu granicu kao značajan rizik za porast mutnoće vode. Takođe, 4,3% vrijednosti prosjeka je preko 5 l/m², što takođe može biti znak upozorenja u smislu pogoršanja kvaliteta vode.



Slika 81. Pokretni prosjek padavina

Na osnovu gore navedenih rezultata može se zaključiti da se kratkoročni modeli neuronskih mreža sa više promjenjivih (mutnoća vode, vodostaj, padavine) mogu uspješno primjeniti za predviđanje mutnoće vode u narednih 40h. Zato su se pokazali adekvatnim rezultati 2-časovnih mjerenja mutnoće. Predviđanje nagle pojave visokih vrijednosti mutnoće (obilni iznenadni pljuskovi ili naglo topljenje snijega) je uspješnije ukoliko su prosječne dnevne vrijednosti niže. Porast količine padavina iznad 6 l/m^2 se može smatrati alarmom za rano upozorenje pogoršanja kvaliteta vode u pogledu ovog pokazatelja kvaliteta. Na dalje je važno povezivanje podataka o količinama padavina sa podacima (snimcima) radarskih sistema. Preuzimanjem radarskih snimaka, može se, za naredna 24h zaključiti, na osnovu kretanja oblačnog sistema, koji tip padavina se može očekivati a samim tim predvidjeti i promjene u kvalitetu vode.

4.4. Efikasnost tehnoloških procesa u uklanjanju amonijum i nitritnog jona na industrijskom i pilot postrojenju

U ovom poglavlju prikazani su rezultati efikasnosti uklanjanja amonijačnog i nitritnog jona konvencionalnim procesom oksidacije hlorom (na industrijskom postrojenju) pri uslovima kvaliteta vode prouzrokovanih uklanjanjem sedimenta iz akumulacije „Jajce II“.

U drugom dijelu predstavljani su rezultati dobijeni na poluindustrijskom (pilot) postrojenju simulacijom antropogenog uticaja uklanjanja sedimenta iz akumulacije. Ispitana je efikasnost primjene unapređenog oksidacionog procesa (primjenom ozona) i biološke filtracije kao potencijalnih kontrolnih mjera u uklanjanju datih jona.

4.4.1. Efikasnost oksidacije hlorom u uklanjanju amonijum i nitritnog jona (industrijsko postrojenje)

Operativni uslovi rada na industrijskom postrojenju koje se sastoji od tehnoloških jedinica prethlorisanje, koagulacija, taloženje, filtracija i završno hlorisanje dati su u tabeli 27. Uspostavljeni su na osnovu munoće vode izvorišta „Novoselija“ što predstavlja praksu u svakodnevnom radu vodovodnog preduzeća. Rezultati postignute efikasnosti pri ulaznom kvalitetu vode u postrojenje u realnim uslovima tokom uklanjanja sedimenta i dozama hlora prikazani su u tabeli 29.

Tabela 29. Efikasnost uklanjanja amonijum i nitritnog jona iz vode u zavisnosti od kvaliteta vode na ulazu u industrijsko postrojenje i doze hlora tokom uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“.

| Amonijum jon (mg NH ₄ ⁺ /l) | | | Nitritni jon (mg NO ₂ ⁻ /l) | | | Doza hlora (mgCl ₂ /l) | Rezidualni hlor (mgCl ₂ /l) |
|---|--------------|--------------|---|--------------|--------------|-----------------------------------|--|
| Vodozahvat | Voda za piće | % uklanjanja | Vodozahvat | Voda za piće | % uklanjanja | | |
| 1,80 | 1,30 | 27,0 | 0,192 | 0,041 | 78,3 | 6,3 | 0,10 |
| 1,56 | 1,46 | 6,4 | 0,510 | 0,034 | 93,1 | 5,7 | 0,15 |
| 1,57 | 1,37 | 12,7 | 0,450 | 0,012 | 97,1 | 4,8 | 0,10 |
| 0,50 | < 0,01 | 100,0 | 0,112 | < 0,01 | 100,0 | 3,6 | 0,20 |
| 0,05 | < 0,01 | 100,0 | 0,042 | < 0,01 | 100,0 | 1,9 | 0,25 |
| < 0,01 | < 0,01 | 100,0 | 0,009 | < 0,01 | 100,0 | 1,6 | 0,25 |

Koncentracija amonijum jona na ulazu vode u industrijsko postrojenje u periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije iznosila je 1,80; 1,56; 1,57; 0,50 i 0,05 mgNH₄⁺/l, drugog, četvrtog, petog, osmog i devetnaestog dana nakon završetka pražnjenja akumulacije, redom. Izmjerene vrijednosti bile su značajno više u odnosu na koncentraciju amonijum jona (do 0,020 mgNH₄⁺/l) u periodu prije uklanjanja sedimenta.

Primjenjene doze hlora iznosile su 3,6-6,3 mgCl₂/l vode, za ulazne koncentracije amonijum jona od 0,50 do 1,80 mgNH₄⁺/l. U svrhu određivanja potrebe vode za hlorom, laboratorijskom analizom određena je prevojna tačka (slika 82), koja se nalazila u području oko 10 mgCl₂/l sirove vode, odnosno ≈ 6 mg Cl₂/mgNH₄⁺, što je blizu teorijske potrošnje od 7,6 mgCl₂/mgNH₄⁺ i predstavlja maksimalnu količinu hlora koja se mogla dozirati putem postojećeg dozirnog sistema.

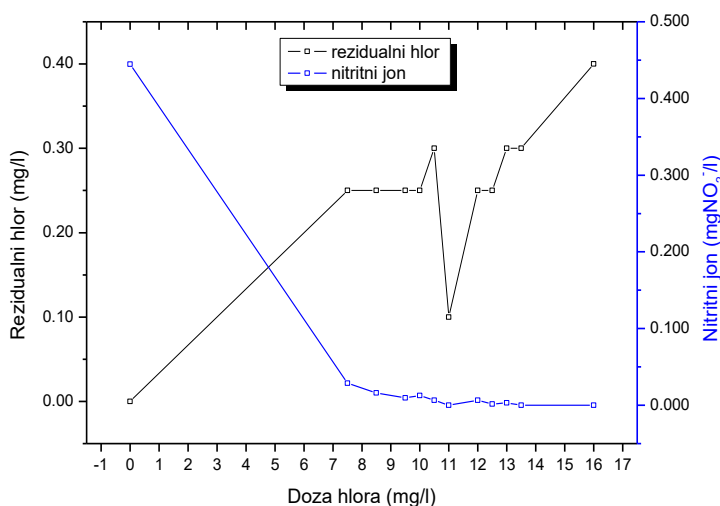
Podaci prikazani u tabeli 29 ukazuju na nizak procenat (12,7-27,0%) uklanjanja amonijum jona pri koncentraciji u vodi izvorišta >1,0 mg/l i pored primjenjene maksimalne doze hlora kao oksidacionog sredstva. Nizak procenat uklanjanja amonijum jona prouzrokovalo je njegovu pojavu u vodi za piće (1,46 mgNH₄⁺/l). Izmjerene koncentracije prevazilazile su graničnu vrijednost 0,5 mgNH₄⁺/l datu u Direktivi vode za piće EU i Pravilniku o zdravstvenoj ispravnosti vode za piće Republike Srpske. Amonijum jon u vodi za piće nije od primarnog značaja za zdravlje ljudi, međutim utiče na organoleptička svojstva, što izaziva primjedbe potrošača i može da onemogući njenu upotrebu.

Pri izmjerenim koncentracijama amonijum jona od 0,05 i 0,50 mgNH₄⁺/l u vodi na ulazu u postrojenje postignuto je njegovo potpuno uklanjanje. Međutim, za sve primjenjene doze hlora postignut je nizak

rezidual hlora (0,20-0,25 mgCl₂/l) završnim hlorisanjem, stoga se i pored visoke efikasnosti uklanjanja ovog jona pri nižim koncentracijama u ulaznoj vodi dati proces smatra neadekvatnim.

Efikasnost uklanjanja nitritnog jona iznosila je 78,3; 93,1 i 97,1%, za ulaznu koncentraciju od 0,192; 0,510 i 0,450 mgNO₂⁻/l, redom. Pojava više koncentracije nitritnog jona u dva uzorka vode za piće, 0,041 i 0,034 mgNO₂⁻/l nego što je dozvoljeno po Pravilniku o zdravstvenoj ispravnosti vode za piće Republike Srpske koji je bio važeći u vrijeme izrade ovog rada (0,009 mgNO₂⁻/l) posljedica je nepotpune oksidacije nitritnog do nitratnog azota pri primjeni hlora. Za sve niže izmjerene vrijednosti u ulaznoj vodi uklanjanje je bilo potpuno.

Ekperimentalnim određivanjem prevojne tačke u laboratorijskim uslovima za ulaznu koncentraciju nitritnog jona od 0,445 mgNO₂⁻/l doza hlora iznosila je 7,5 mg/l, kada je došlo do značajnog smanjenja koncentracije nitritnog jona na 0,006 mgNO₂⁻/l (rezidualni hlor 0,25 mg/l). Do potpunog uklanjanja nitritnog jona došlo je pri dozi hlora od 11 mg/l pri značajnom padu reziduala sa 0,25 na 0,10 mgCl₂/l. Daljnjim povećanjem doze hlora (do 16 mg/l) nastavljeno je uklanjanje nitrita ali i porast reziduala hlora do 0,40 mg/l.



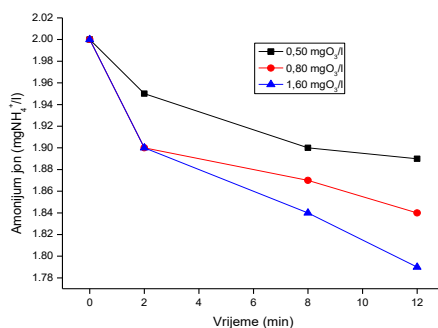
Slika 82. Određivanje prevojne tačke i uklanjanje nitritnog jona u zavisnosti od doze hlora

4.4.2. Efikasnost oksidacije ozonom u uklanjanju amonijum i nitritnog jona (pilot postrojenje)

Obzirom da se oksidacija hlorom na industrijskom postrojenju pokazala kao nedovoljno efikasan tretman u uklanjanju amonijum i nitritnog jona, ispitivanja na pilot postrojenju su imala za cilj ustanovljavanje potencijalnih novih kontrolnih mjera kojima bi se obezbjedio adekvatan kvalitet vode za piće.

Proces oksidacije ozonom sproveden je primjenom sledećih doza ozona: 0,50; 0,80 i 1,60 mgO₃/l. Simulacija kvaliteta vode pri uklanjanju sedimenta iz akumulacije izvršena je doziranjem amonijum-hlorida (2,0 mgNH₄⁺/l). Vrijeme kontakta vode sa ozonom u sve tri kolone ozon reaktora iznosilo je 12 minuta (vrijeme kontakta u: I koloni 2 min, II koloni 6 min i III koloni 4 min). pH vrijednost vode iznosila je ≈ 7,45. Pri datim uslovima ozonizacije postignuta je efikasnost uklanjanja datog jona od 6,0%, 8,1% i 10,5%, respektivno. Najveći ali i nedovoljan stepen redukcije amonijum jona postignut je pri najvišoj dozi ozona i najdužem vremenu kontakta (slika 83).

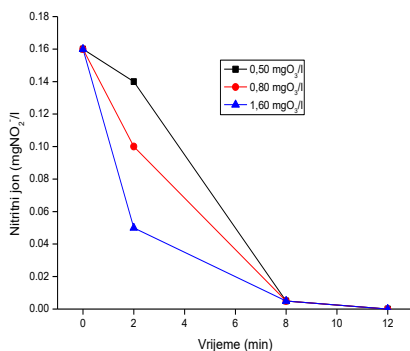
Poredeći učinak hlora primjenjenog kao oksidaciono sredstvo na industrijskom postrojenju i ozona (pilot postrojenje), može se zaključiti sledeće: pri dozi hlora od oko 6,3 mgCl₂/l i ulaznoj koncentraciji amonijum jona od 1,64 mgNH₄⁺/l, postignuta je redukcija oko 15%. Pri koncentraciji ozona od 1,6 mgO₃/l, uklanjanje amonijum jona iznosilo je 10,5%, pri ulaznoj koncentraciji amonijum jona od 2,0 mgNH₄⁺/l. Dakle, za približno isti učinak bila je potrebna tri puta veća doza hlora u odnosu na dozu ozona.



Slika 83. Uticaj doze ozona i kontaktnog vremena na uklanjanje amonijum jona iz sirove vode

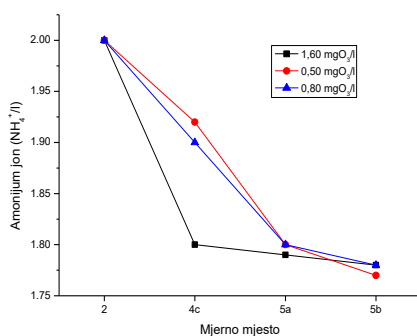
Uklanjanje nitritnog jona bilo je potpuno pri svim ispitivanim dozama ozona (slika 84) nakon 12 min kontaktnog vremena u procesu

ozonizacije. Visoka efikasnost uklanjanja, do 97%, postignuta je takođe na industrijskom postrojenju ali pri dozama hlora većim deset puta u odnosu na dozu ozona.



Slika 84. Uticaj doze ozona i kontaktnog vremena na uklanjanje nitritnog jona iz sirove vode

Nakon ozonizacije, primjenjeni procesi glavnog bistrenja na lamelarnom taložniku (uz dodatak aluminijum-sulfata i polielektrolita), i završnog bistrenja filtracijom (jednomedijumski i dvomedijumski filteri) nisu imali značajnog uticaja na sadržaj amonijum jona u vodi za piće (slika 85). Prosječna vrijednost uklanjanja amonijum jona na oba filtera iznosila do 5%.



Slika 85. Uticaj različitih doza ozona i procesa glavnog i završnog bistrenja na uklanjanje amonijum jona iz sirove vode

Na osnovu dobijenih rezultata, može se zaključiti da ozon u bilo kojoj primjenjenoj dozi ne utiče značajno na redukciju amonijum jona u vodi. Prema autorima *Gottschalk (2000)*, *Khuntia i sar. (2012)* i *Luo i sar. (2015)*, značajno veći kapacitet oksidativne degradacije ovog jona ozonom postiže se pri višim pH vrijednostima (pH 9) testiranog alkalnog opsega. Međutim, primjenom ovog procesa na višim inicijalnim pH vrijednostima vode na industrijskom postrojenju, pri pH >8 se ne bi mogli

postići optimalni uslovi koagulacije tj. došlo bi do povećanja koncentracije rezidualnog aluminijuma u vodi za piće (Zorić, 2008). Pored toga, dolazi do značajnog smanjenja koncentracije hipohloraste kiseline pri rastvaranju hlora u vodi i zadovoljavanje pH vrijednosti vode za piće prema postojećim zahtjevima zakonodavstva ne bi bilo ispunjeno (zahtijevalo bi ponovnu korekciju pH vrijednosti). Iz navedenih razloga, primjena procesa ozonizacije pri višim pH vrijednostima nije razmatrana. Međutim oksidacija nitritnog azota bila je brza i potpuna, neposredno nakon kontakta vode sa ozonom u ozonizacionim kolonama, za sve primjenjene doze ozona.

4.4.3. Efikasnost biološke filtracije u uklanjanju amonijum i nitritnog jona (pilot postrojenje)

Eksperimentalna istraživanja uklanjanja amonijum i nitritnog jona na pilot postrojenju obuhvatila su uticaj brzine filtracije, temperature vode, dodatka inokuluma i nutrijenata na efikasnost biološkog procesa. Ispitivanje je trajalo ukupno pet mjeseci u godišnjim periodima ljeto, jesen i zima.

Rezultati biološkog uklanjanja amonijum jona iz sirove vode kao i sadržaj amonijačnog, nitritnog i nitratnog oblika azota u zavisnosti od brzine filtracije (opseg temperature vode od 4,9-15,7 °C) prikazani su u tabeli 30.

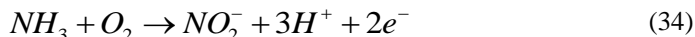
Tabela 30. Sadržaj amonijačnog, nitritnog i nitratnog oblika azota u vodi u zavisnosti od brzine filtracije i ulazne koncentracije amonijum jona u procesu biofiltracije

| Brzina filtracije (m/h) | Sadržaj NH_4^+ (mg/l) | | Efikasnost uklanjanja NH_4^+ (%) | Sadržaj NO_2^- (mg/l) | | Sadržaj mgNO_3^- /l) | |
|-------------------------|--------------------------------|-------|---|--------------------------------|--------|-------------------------------|-------|
| | S | F | | S | F | S | F |
| 5 | 1,1- | 1,1- | bez uklanjanja | 0,002- | 0,002- | 0,52- | 0,97- |
| | 1,2 | 1,2 | | 0,004 | 0,004 | 0,60 | 1,10 |
| 4 | 0,7- | 0,02- | 70,0- | 0,002- | 0,300- | 0,43- | 0,94- |
| | 1,7 | 0,03 | 98,80 | 0,020 | 0,500 | 0,72 | 1,51 |
| 0,8 | 1,1- | 0,02- | 52,40- | 0,001- | 0- | 0,41- | 1,38- |
| | 4,3 | 1,0 | 99,85 | 0,005 | 0,009 | 0,86 | 2,57 |

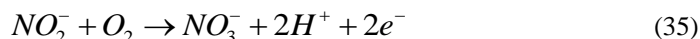
S-sirova voda na ulazu u filter
F-filtrirana voda

U prvoj fazi procesa, fazi formiranja mikroflora na filteru koja je trajala 24 dana, pri temperaturi sirove vode Vrbasa $\approx 15,7$ °C, brzini filtracije od 5 m/h nije došlo do redukcije amonijum jona. U daljem periodu ispitivanja, smanjivanjem brzine filtracije na 4 m/h došlo je do skoro potpunog uklanjanja amonijum jona (do 98,8%) koje je praćeno

povećanjem sadržaja nitritnog jona usljed nepotpune nitrifikacije koja je trajala oko 60 dana. Naime, u prvoj fazi nitrifikacije, amonijak-oksidujuće bakterije oksiduju amonijum jon do nitritnog azota prema sledećoj jednačini:



Nitrosomonas je najčešći rod zaslužan za ovu fazu nitrifikacije, pored ostalih rodova, uključujući *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobu* i *Nitrosovibrio* (Bhaskar i Charyulu, 2005). U drugoj fazi nitrifikacije, najčešće učestvuje rod *Nitrobacter*, kao i ostali rodovi, uključujući, *Nitrosococcus* i *Nitrospira* (Peng i Zhu, 2006; Manser, 2005), koji mogu autotrofno oksidovati nitrite do nitrata prema reakciji:



Smanjivanjem brzine filtracije na 0,8 m/h, i povećavanjem hidrauličkog vremena zadržavanja na filterima sa 0,36 h (pri brzini filtracije 4m/h) na 1,5h (pri brzini filtracije od 0,8m/h) dolazi do potpune nitrifikacije. Ovaj period trajao je od kraja oktobra do početka decembra (63 dana), pri prosječnoj temperaturi vode od 9,6 °C. Tokom ovog perioda gotovo cjelokupna količina amonijum jona prevedena je u nitratni azot, dok pojava nitritnog azota u vodi nakon biofiltracije nije zabilježena. Promjena ulazne koncentracije amonijum jona (1,1 - 1,5 mgNH₄⁺/l) nije se negativno odražavala na nitrifikacioni proces. Potpuna nitrifikacija pri navedenim uslovima vođenja procesa izvedena je i pri temperaturi sirove vode od 8,8 °C (najniža izmjerena vrijednost temperature u ovom periodu).

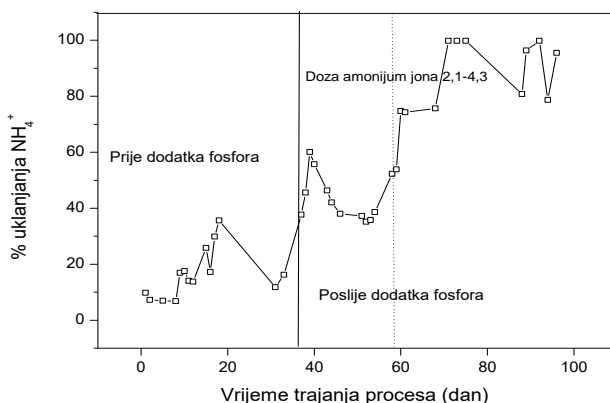
Nadalje, padom temperature vode na 7,5 °C, uočeno je da se proces nitrifikacije (njegova prva faza) ne odvija u potpunosti. U ovoj fazi ispitivanja dolazi do proboja amonijum jona u filtriranu vodu, dok je koncentracija nitritnog jona ostala niska. Pad temperature uzrokuje smanjenje efikasnosti nitrifikacionog procesa sa 98% (u periodu potpune nitrifikacije) na 52,4%. Povećavanjem temperature sirove vode sa 7,5 °C ponovo na 8,8 °C dolazi do porasta procenta uklanjanja amonijum jona sa 52,5% na 70%.

Ispitivanje mogućnosti biološkog uklanjanja amonijum jona u zimskom periodu pri nižoj temperaturi (od 4,9-8,7 °C) izvršeno je pri brzini filtracije od 0,8 m/h, kako je navedeno, optimalnom za potpuni proces nitrifikacije.

Početak biološkog uklanjanja amonijum jona zabilježen je 15 dana nakon puštanja sistema u rad. Za prirodni proces inokulacije, prema *Maletić (2009)*, potrebno je 1-3 mjeseca, da bi se postigla zadovoljavajuća efikasnost uklanjanja. Razlog relativno brzog početka nitrifikacije, jeste u činjenici da je u filter unešena određena količina biološki aktivnog materijala sa filtera koji je prethodno (u ljetnom periodu) korišten u svrhu biofiltracije. Ukupno vrijeme trajanja procesa za potpunu nitrifikaciju iznosilo je oko tri mjeseca.

Hidrauličko vrijeme zadržavanja u biofilteru je variralo u zavisnosti od promjene brzine filtracije i iznosilo je 1,50 h; 0,75 h; 0,38 h; 0,36 h za brzine filtracije 0,80 m/h; 1,60 m/h; 3,2 m/h; 4,0 m/h; redom.

Prosječna vrijednost uklanjanja amonijum jona za prvih 36 dana, kada se dozirao samo amonijum-hlorid kretala se oko 16,4%, (slika 86), što znači da nije došlo do formiranja dovoljnog broja nitrifikacionih bakterija, kada su vrijednosti temperature vode bile oko 7 °C, što je daleko ispod optimalnog temperaturnog režima za ovaj proces, koji prema *Head i Oleszkiewicz (2005); Zhang i sar. (2009)*, iznosi 25 – 30 °C.



Slika 86. Efikasnost uklanjanja amonijum jona biološkom filtracijom u zavisnosti od dužine trajanja procesa i dodatka fosfora

Nakon pada temperature na 4,9 °C (što je i minimalna izmjerena vrijednost u toku ovog ciklusa), proces nitrifikacije bio je značajno ugrožen, jer na temperaturi ispod 4-5 °C dolazi do potpune inhibicije bakterijskog rasta (*Maletić, 2009*).

Sa druge strane, pad koncentracije nutrijenata u sirovoj vodi (zimski period), pogotovo fosfora (čija se vrijednost kretala do 18 µgP/l), koji značajno poboljšava rast mikroflore, dodatno je usporio proces. U ljetnom periodu ukupni fosfor u rijeci Vrbas se kretao do 28 µgP/l. Usporenje i pad rasta nitrifikacionih bakterija na biofilterima prema *Van der Aa i sar.*

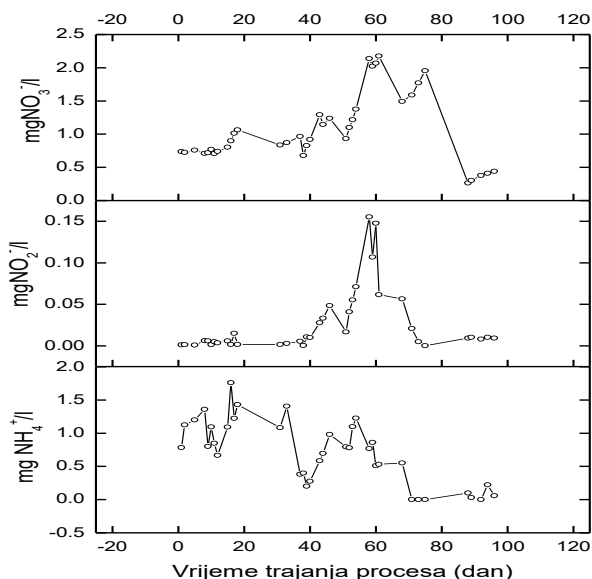
(2002) može biti prouzrokovan koncentracijom fosfora nižom od 15 $\mu\text{gP/l}$.

Iz tog razloga izvršeno je dodavanje fosfora u sistem biofiltracije, nakon čega je došlo do blagog povećanja procenta uklanjanja amonijum jona (slika 86). U početnom periodu dodavanja fosfora, uklanjanje amonijum jona iznosilo je oko 35%. U narednih mjesec dana došlo je do redukcije amonijum jona u vodi (sa 35% na oko 75 %), ali ne i do potpunog uklanjanja pod ovim uslovima.

U svrhu daljeg poboljšanja i ubrzanja biološkog rasta povećana je doza amonijum jona sa 2,1 na 4,3 mg/l (šezdeseti dan procesa, slika 86) što je imalo za posljedicu rast procenta uklanjanja sa 75% na 99,8% u vremenu trajanja od 20 dana (uz kontinuirano doziranje fosfora). Na osnovu dobijenih rezultata može se konstatovati da je došlo skoro do potpunog uklanjanja amonijum i nitritnog jona u filtriranoj vodi, odnosno do njihove oksidacije do nitratnog azota. Dakle, vještački dodan amonijum jon i fosfor uticali su pozitivno na biološki rast što je ustanovljeno dobijenim rezultatima, kada je efikasnost procesa dostigla vrijednost oko 99,8%.

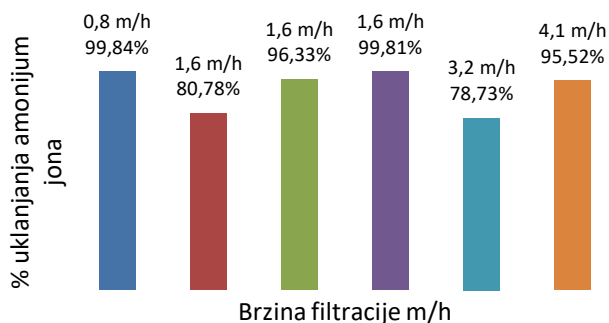
Koncentracija fosfora u filtriranoj vodi tokom cijelog perioda biofiltracije bila je u granicama od 0,15-0,20 mg/l.

Promjena koncentracije amonijum, nitritnog i nitratnog jona u filtriranoj vodi u toku biološkog uklanjanja amonijum jona iz vode za piće prikazana je na slici 87.



Slika 87. Promjena koncentracije amonijum, nitritnog i nitratnog jona u filtriranoj vodi u toku biološkog uklanjanja amonijum jona iz vode za piće

Nakon uspostavljanja potpune nitrifikacije (99,8%) pri brzini filtracije 0,8 m/h, izvršeno je povećanje brzine filtracije na 1,6 m/h što je prouzrokovalo neznatno smanjenje efikasnosti uklanjanja amonijum jona (sa 99,8% na 80,8%), koji se nadalje povećava sa dužinom trajanja procesa i vrlo brzo dostiže vrijednost od 99,9%. Takođe, daljim povećanjem brzine filtracije na 3,2 m/h odnosno 4,0 m/h dolazi do kratkotrajnog smanjenja efikasnosti (slika 88), što ukazuje da promjena brzine filtracije ne utiče značajno na proces biofiltracije kada je već formirana biomasa.



Slika 88. Efikasnost uklanjanja amonijum jona u zavisnosti od promjene brzine filtracije

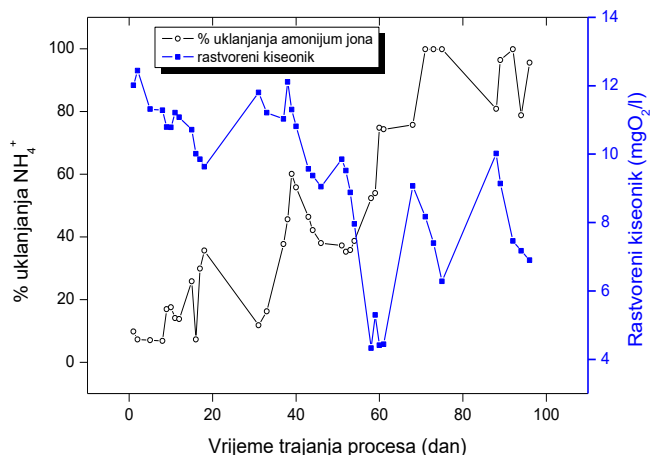
Analizirajući rezultate uticaja različite filterske ispune (kvarcni pijesak i kvarcni pijesak-antracit) u biofilterima na uklanjanje amonijum jona, pri različitim brzinama filtracije (tabela 31), može se zaključiti da gotovo nije bilo značajne razlike u efikasnosti uklanjanja amonijum jona (razlika je bila ispod 1%). Rezultati pokazuju da je nešto veći procenat uklanjanja amonijum jona (0,74%) pokazao filter sa kvarcnim pijeskom (u odnosu na kvarcni pijesak i antracit) pri brzini filtracije 4,1 m/h. Pri brzini filtracije od 0,8 m/h, 1,6 m/h i 3,2 m/h efikasnost uklanjanja je bila neznatno veća na dvomedijumskom filteru i to 0,01%, 0,30% i 0,69%, redom.

Tabela 31. Uticaj različite filterske ispune u biofilterima na efikasnost uklanjanja amonijum jona

| Brzina filtracije (m/h) | % uklanjanja amonijum jona | |
|-------------------------|-----------------------------|--|
| | Filter sa kvarcnim pijeskom | Filter sa kvarcnim pijeskom i antracitom |
| 0,8 | 99,84 | 99,85 |
| 1,6 | 80,78 | 81,08 |
| 3,2 | 78,73 | 79,42 |
| 4,1 | 95,52 | 94,78 |

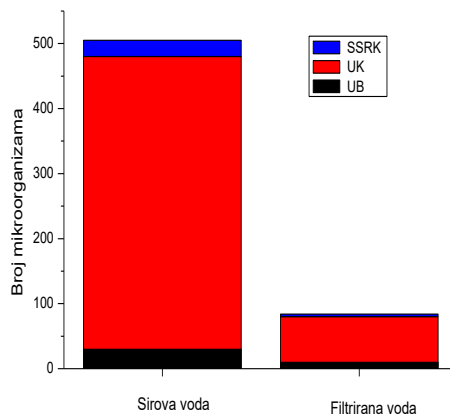
pH vrijednost u toku ispitivanja bila je u granicama od 7,77 do 8,04, što je u skladu sa optimalnim granicama za izvođenje procesa nitrifikacije (7,2 – 8,5), na osnovu istraživanja *Zhang i sar. (2009)*.

U toku procesa nitrifikacije praćena je i koncentracija kiseonika u sirovoj vodi. Vrijednosti u vodi u toku izvođenja eksperimenata kretale su se od 9,63 do 12,15 mgO₂/l. Na osnovu istraživanja *Kihn i sar. (2000)*, potrebna količina kiseonika za potpunu oksidaciju 1 mg NH₄⁺/l jona iznosi 4,27 do 4,57 mg O₂/l. Koncentracija kiseonika u tretiranoj vodi se kretala od 4,33 – 10,81 mg O₂/l. Najveći pad koncentracije kiseonika zabilježen je nakon dva mjeseca od početka procesa (4,33 mgO₂/l), kad se vjerovatno i formirao značajan broj nitrifikacionih bakterija, što je imalo za posljedicu povećanje efikasnosti procesa nitrifikacije. Promjena sadržaja koncentracije rastvorenog kiseonika u toku biološke filtracije prikazana je na slici 89.



Slika 89. Promjena sadržaja koncentracije rastvorenog kiseonika u toku procesa nitrifikacije

Nakon sprovedene biološke filtracije ustanovljena je redukcija broja mikroorganizama (u odnosu na sirovu vodu). Tako se redukcija ukupnog broja bakterija/1 ml, 37°C kretala od 66,6-80%; ukupnih koliformnih /100 ml 68,8-91,3%; SSRK 84-100% (slika 90). Visok stepen uklanjanja datih mikroorganizama stvara realnu mogućnost primjene ovog procesa pri proizvodnji vode za piće, pri čemu je za potpuno uklanjanje mikroorganizama, nakon biološke filtracije, potrebno izvršiti završnu dezinfekciju filtrirane vode.



Slika 90. Efikasnost uklanjanja mikroorganizama iz sirove vode primjenom biološki aktivnih filtera

Na osnovu rezultata ispitivanja biološkog uklanjanja amonijum i nitritnog jona može se zaključiti da do potpune nitrifikacije dolazi pri manjoj brzini filtracije (0,8 m/h) i pri hidrauličkom vremenu zadržavanja na biofilteru od 1,5 h. Kada je već formirana biomasa, povećanje brzine filtracije ne utiče značajno na proces nitrifikacije. Dodavanjem fosfora u sistem biofiltracije u svrhu poboljšanja biološkog rasta dolazi do povećanja procenta uklanjanja amonijum jona.

5. ZAKLJUČAK

U radu su predstavljeni rezultati ispitivnja uticaja prirodnih i antropogenih faktora na kvalitet vode rijeke Vrbas koja se koristi kao resurs za vodosnabdijevanje grada Banja Luka i efikasnost procesa pripreme vode za piće pri datim uticajima. Takođe, razmotrena je mogućnost unapređenja postojećih i uvođenja novih kontrolnih mjera neophodnih za postizanje ciljanog kvaliteta vode za piće i smanjenje potencijalnog rizika po zdravlje stanovništva. Dobijeni rezultati su predstavljeni kroz prethodno definisane faze istraživanja. Istraživanje uticaja prirodnih i antropogenih faktora na kvalitet rijeke Vrbas je izvršeno prikupljanjem podataka o prirodnim (meteorološki uslovi i pojava algi) i antropogenim faktorima (uklanjanje sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ i plutajući otpad) uticaja. Kvalitet vode rijeke Vrbas kao posljedica ovih faktora praćen je na više lokaliteta duž toka rijeke Vrbas, od akumulacije „Jajce II“ do izvorišta „Novoselija“.

Analiza dugoročnih trendova meteoroloških parametara, temperatura vazduha i količina padavina, izvršena korišćenjem dostupnih višedecenijskih podataka za period od 1961-2018. godine na mjernoj stanici Banja Luka, ukazala je na meteorološke i njima uslovljene hidrološke promjene u slivu rijeke Vrbas. Regresionom analizom uočen je linearan trend porasta srednjih godišnjih vrijednosti temperature vazduha. Srednja maksimalna temperatura vazduha viša je za oko 2 °C u posljednje dvije decenije u odnosu na prethodne. Pojava dugotrajnijih padavina u ljetnjem periodu ali i veća frekvencija naglih, obilnih i intenzivnih padavina su posebno bile izražene u posljednjoj dekadi posmatranog perioda. Najveća količina padavina izmjerena je 2014. godine (1686 l/m²) koju karakteriše najveća srednja godišnja vrijednost temperature vazduha. U ovoj godini je došlo do značajnih promjena hidroloških uslova, izlivanja vode rijeke Vrbas iz riječnog korita i pojave poplavnog talasa. Najniža ukupna godišnja količina padavina, 588,2 l/m² izmjerena je u istoj dekadi, 2011. godine. Na sve učestalije ekstremne meteorološke događaje u posljednjim godinama ukazuju i izračunate više vrijednosti standardnih devijacija od srednjih vrijednosti korišćenih podataka.

Rezultati analize vode u periodima prirodnih sezonskih varijacija (stabilni meteorološki uslovi), u toku i nakon obilnih i intenzivnih padavina ukazali su promjene pojedinih pokazatelja kvaliteta na lokalitetu vodozahvat „Novoselija“. U dvogodišnjem periodu nakon 2014. godine koju karakteriše najveća srednja godišnja vrijednost temperature vazduha zabilježen je porast temperature vode sa srednjim godišnjim

vrijednostima višim od 1 °C u odnosu na prethodni period. Maksimalna vrijednost mutnoće vode, 1600 NTU detektovana je u vrijeme kratkotrajnijih ali obilnijih padavina što ukazuje na to da je obrazac padavina jedan od važnih faktora uticaja na mutnoću vode. Dugotrajnije padavine manjeg intenziteta prouzrokuju veću frekvenciju pojavljivanja dnevnih vrijednosti mutnoće vode >100 NTU. Pri stabilnim meteorološkim uslovima, procentualna zastupljenost ovakvih vrijednosti mutnoće vode u ukupnom broju uzoraka manja je od 1%. Pored padavina, značajan uticaj na mutnoću vode ima regulacija uzvodne akumulacije „Bočac“. Ovakva vrsta uticaja predstavlja kombinaciju prirodnog i antropogenog uticaja, obzirom da meteorološki uslovi u pojedinim dijelovima godine uslovljavaju rad hidroelektrane „Bočac“ u smislu ispuštanja viška vode i optimizacije procesa rada. Najveća i značajno viša izmjerena vrijednost sadržaja organskih materija, 88,0 mgKMnO₄/l, u odnosu na prosječne godišnje u posljednjoj dekadi (3,65-4,84 mgKMnO₄/l), detektovana je u periodu intenzivnih padavina u 2010. godini što je posljedica površinskog spiranja i transporta sedimenta tokom ovih događaja. Uočena je značajna korelacija između ukupnog organskog ugljenika i željeza u određenim sezonskim vremenskim serijama koja ukazuje na pojavu kompleksiranja Fe i organske materije. Međutim, značajno viša vrijednost ovog metala u vodi rijeke Vrbas (maksimalna izmjerena vrijednost 8 mgFe/l) u odnosu na prosječnu (0,1 mgFe/l) izmjerena je u periodu pojave poplavnog talasa što ukazuje na veći rizik od mobilizacije metala u toku ove pojave. Značajno pogoršanje kvaliteta vode izvorišta „Novoselija“ posmatrano prema broju ispitivanih mikroorganizama takođe je posljedica poplavnog talasa, tj. regulisanja nivoa u akumulaciji „Bočac“. Na ovo ukazuje analiza ukupnih koliformnih bakterija i sporogenih sulfito-redukujućih klostridija, mikroorganizama koji su u najvećem broju (4600/100 ml vode i 200/100 ml vode, redom) detektovani upravo u vodi akumulacije.

Tokom posljednjeg sprovedenog uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“, hemijskom analizom sedimenta ustanovljeno je prisustvo Fe (3164 mg/kg), Hg (0,756 µg/kg) i Ni (0,1 µg/kg). Organska jedinjenja identifikovana sa vjerovatnoćom $\geq 70\%$ su (2,7-dimetil-naftalen (94%); 1-tetradekan (93%); 2-metil-naftalen (91%) i 3-metil-dodekan (91%). DDT je detektovan u koncentraciji koja ukazuje na mogući negativan uticaj na akvatične organizme. Izmjerene vrijednosti Cu, Cd, Pb, Ni i Cr (0,095 mg/l, 0,004 mg/l, 0,026 mg/l, 0,077 mg/l i 0,095 mg/l, redom) u vodi akumulacije u toku uklanjanja sedimenta nalazile su se iznad gornje granice za treću kategoriju površinskih voda na osnovu Uredbe o klasifikaciji voda i kategorizaciji vodotoka Republike

Srpske. Nizvodno od ove akumulacije, kvalitet vode je prema sadržaju metala pripadao drugoj kategoriji vodotoka. Uklanjanje sedimenta iz akumulacije imalo je efekat na sadržaj organskih materija i koncentraciju amonijum jona u riječnoj vodi. Četvrti dan nakon uklanjanja sedimenta iz akumulacije u vodi je izmjerena najveća koncentracija, $3,15 \text{ mgNH}_4^+/\text{l}$, dok je u vodi na lokalitetu vodozahvat detektovana koncentracija $1,80 \text{ mgNH}_4^+/\text{l}$, što predstavlja skoro 25 puta višu vrijednost u odnosu na prosječnu koncentraciju ovog jona u vodi na datom lokalitetu. Ove povišene koncentracije ostaju relativno stabilne naredna tri dana nakon uklanjanja sedimenta što je, pretpostavlja se, posljedica resuspenzije sedimenta. Sličan trend porasta koncentracije ustanovljen je i kada je u pitanju nitritni jon. Maksimalan sadržaj zabilježen je upravo na vodozahvatu, $0,502 \text{ mgNO}_2^-/\text{l}$, što je istovremeno značajno veća koncentracije ovog jona u odnosu na izmjerenu koncentraciju u toku prethodnog uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“. Ovi rezultati ukazuju na starenje akumulacije, odnosno povećanje njene zamuljenosti, gdje su donji slojevi potpuno anoksični.

Analizom sorbovanih zagađujućih materija na površini otpada (plastične flaše i stiropor) na sredini akumulacije „Bočac“ gdje je došlo do pucanja ekološke mreže utvrđeno je da se na ovim vrstama plutajućeg otpada adsorbuju različita organska jedinjenja. Rezultati kvalitativne i kvantitativne gasno-hromatografske analize ukazuju na to da se na stiroporu zadržava značajno veći broj i količina jedinjenja, u odnosu na plastiku, a posebno policikličnih aromatičnih ugljovodonika, derivata benzena i pesticida. Na plastici se najviše adsorbovao fluoranten ($303 \text{ } \mu\text{g}/\text{kg}$), dok je najmanje adsorbovana količina određena za acenaftilen i naftalen. Nasuprot tome, na stiroporu je u najvećoj koncentraciji detektovan naftalen ($518 \text{ } \mu\text{g}/\text{kg}$). Velika koncentracija naftalena detektovana na uzorku stiropora ukazuje da je došlo do sorpcije datog organskog jedinjenja iz vode (koncentracija u vodi $53,2 \text{ ng}/\text{l}$) na površinu stiropora. Iako ova vrsta otpada može predstavljati vektore prenosa zagađujućih supstanci u ispitivanoj površinskoj vodi, kao izvoru vode za piće, sadržaj ostalih organskih jedinjenja (iz grupe organohlorni pesticidi, prioritetni pesticidi i alkilfenoli) bio je ispod granice detekcije. Međutim, na sredini akumulacije „Bočac“, gdje je i došlo do pucanja eko mreže izmjerena je vrijednost permanganatnog broja koja je viša od maksimalne vrijednosti detektovane u posljednjoj dekadi što može ukazivati na uticaj ovog antropogenog faktora na sadržaj organskih materija u vodi.

Akumulacija „Bočac“ i vodozahvat „Novoselija“ bili su u posljednjoj deceniji karakteristični po prisutnosti šest razdjela algi

(*Bacillariophyta*, *Cyanophyta*, *Chlorophyta*, *Chrysophyta*, *Pyrrophyta* i *Euglenophyta*). Najveća brojnost silikatnih algi na vodozahvatu „Novoselija“ (26 taksona) zabilježena je u prvoj polovini 2015. godine kao posljedica većeg fluksa organskog ugljenika u riječnom toku Vrbasa u toku poplavnog talasa prethodne godine i porasta temperature vode. Periodu pojave i cvijetanja vatrene alge, kao dominantne vrste (4 taksona i 194 individue), u akumulacionom jezeru „Bočac“ prethodile su obilne padavine i pucanje brane plutajućeg otpada. U jezerskoj vodi je u ovom periodu utvrđena prisutnost četiri grupe algi: *Pyrrophyta*, *Bacillariophyta*, *Chlorophyta* i *Chrysophyta*, dok je na lokalitetu vodozahvat, pored ovih grupa, utvrđena veća brojnost i raznovrsnost algi i prisustvo još četiri grupe, *Cyanobacteria*, *Dinophyta*, *Bacillariophyta*, *Euglenophyta* i *Rhodophyta*, sa ukupno 44 taksona.

Meteorološki uslovi (obilne padavine) prouzrokovali su tzv. „domino efekat“, tj. doveli su do povećanog unosa nutrijenata, kao izvora hranljivih materija i posljedično pojave algi u jezeru „Bočac“. Detektovana koncentracija ukupnog fosfora u akumulaciji „Bočac“ iznosila je 0,313 mgP/l što je desetostruko viša vrijednost u odnosu na prosječnu. Rezultati analize nisu potvrdili prisustvo mikrocistina YR, LR i RR, toksične produkte algalnog raspadanja cijanobakterija odnosno modrozelenih algi. Pojava algi u jezerskoj vodi uticala je na značajno povećanu vrijednost mutnoće vode, >300 NTU, sadržaj organskih materija (117 mgKMnO₄/l), koncentraciju hlorofila-a (1770 mg/m³) i koncentraciju rastvorenog kiseonika (16,2 mgO₂/l). Međutim, pojava vatrene alge u jezeru „Bočac“ nije imala značajan uticaj na kvalitet vode vodozahvata „Novoselija“ zbog njihove udaljenosti.

Analiza kvaliteta vode za piće pri značajnim faktorima uticaja (meteorološki uslovi i uklanjanje sedimenata iz akumulacije „Jajce II“) se sprovodila u realnim uslovima rada fabrike, pri operativnim uslovima koji su postavljeni na osnovu dotadašnjeg iskustva u upravljanju tehnološkim jedinicama pripreme vode za piće. Istovremeno, izvršeno je poređenje sa učinkom tehnoloških jedinica fabrike pri stabilnim uslovima kvaliteta vode, tj. bez identifikovanih faktora uticaja.

Rezultati dobijeni praćenjem efikasnosti procesa bistrenja vode (mjeranjem mutnoće vode) i procjenom robusnosti industrijskog sistema na osnovu istog pokazatelja kvaliteta ukazuju na sledeće zaključke:

- u periodu bez značajnog uticaja prirodnih i antropogenih faktora, pri mutnoći vode rijeke Vrbas od 10-25 NTU, efikasnost procesa bistrenja procesima koagulacije, flokulacije i taloženje smanji se za oko 40% u odnosu na postignutu efikasnost pri mutnoćama

vode do 10 NTU, što ima uticaja i na efikasnost procesa filtracije. Razlog niže efikasnosti uklanjanja navedene povećane mutnoće procesom glavnog bistrenja jeste u činjenici da je pri datim mutnoćama sirove vode značajan udio koloidne mutnoće, što predstavlja problem naročito pri povećanoj brzini filtracije. Posmatrajući cjelokupan analizirani period uobičajenih uslova rada tehnoloških jedinica, u 92,9% uzoraka filtrirane vode zabilježena je vrijednost mutnoće $\leq 0,3$ NTU, što ukazuje na stabilan tj. optimizovan tehnološki proces. Na uniformnost performansi tokom najvećeg broja filtracionih ciklusa ukazuju i vrijednosti indeksa robusnosi sistema TRI_{90J} .

- U periodu uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“ i pojave poplave bistrenje vode se sprovodilo otežano sa povremenim odstupanjem kvaliteta vode od preporučenih vrijednosti. Meteorološki uslovi i pojava poplavnog talasa u trajanju od nekoliko dana doveli su do opterećenja taložnika, zasićenja filterske ispune i „proboja“ čestica koje prouzrokuju mutnoću vode (detektovane vrijednosti >1 NTU). Takođe, povećan protok sirove vode >3000 m³/h i brzine filtracije, 5,8 m/h neposredno poslije poplave, zbog velike potrebe stanovništva za vodom imalo je za posljedicu nestabilan rad sistema, što se odrazilo na mutnoću filtrirane vode koja je bila značajno veća (0,87 NTU) u odnosu na prosječnu vrijednost (0,45 NTU). U toku uklanjanja sedimenta iz akumulacije vrijednosti mutnoće vode su se nakon filtracije kretale od 0,2 do 1,13 NTU. Vrijednosti mutnoće vode iznad 1 NTU su detektovane pri pogoršanom kvalitetu sirove vode i značajno višoj dozi koagulanta (60,5 g/m³) u odnosu na prosječne doze koje se primjenjuju, što je za posljedicu imalo neoptimalne uslove koagulacije i flokulacije. Razlog neoptimalnih uslova ovih tehnoloških jedinica je, na prvom mjestu, način sprovođenja operativnog monitoringa kojim nije omogućeno preventivno djelovanje na velike fluktuacije mutnoće sirove vode. Izračunate vrijednosti $TRI_{90} >1$ bile su karakteristične za periode uticaja ovih faktora, iako su prosječne dnevne vrijednosti mutnoće sirove vode bile niže od maksimalno detektovanih. Na manju stabilnost u radu filtera ukazuje i odnos: $TRI_{90J} > TRI_{90}$. Visokom efikasnošću uklanjanja organskih materija izraženih preko utroška kalijum-permanganata procesom glavnog (do 88,6%) i završnog bistrenja (do 99,5%) zadovoljeni su standardi kvaliteta vode za piće.

Razmatranje unaprijeđenja postojećih i uvođenje dodatnih kontrolnih mjera u eliminaciji rizika od povećane mutnoće vode za piće odnosilo se na tehnološki proces bistrenja vode i sistem monitoringa kvaliteta rijeke Vrbas tj. uspostavljanje sistema ranog upozorenja.

Mogućnost unaprijeđenja postojećih industrijskih tehnoloških kontrolnih mjera ispitana je dodatkom anijonskog polielektrolita (0,1 mg/l poliakrilamida) u fazi koagulacije i flokulacije vode, pri stabilnim uslovima kvaliteta sirove vode. Primjena polielektrolita imala je pozitivan uticaj na proces taloženja i značajno nižu vrijednost mutnoće filtrirane vode. Efikasnost procesa glavnog bistrenja, pri mutnoćama vode 10-25 NTU upotrebom aluminijum-sulfata i polielektrolita, iznosi oko 66%, dok je bez upotrebe polielektrolita taj procenat skoro duplo manji (38%). Na osnovu ispitivanog učinka polielektrolita u relativno stabilnim uslovima, aproksimativnom procjenom za periode nestabilnih uslova prouzrokovanih prirodnim i antropogenim faktorima uticaja, očekuje se povećana efikasnost uklanjanja mutnoće u fazi bistrenja i do 40%. Primjenom ove kontrolne mjere bi se pri uticaju datih faktora na kvalitet izvorišta, smanjilo opterećenje filtera u fazi završnog bistrenja, čime bi se produžio njihov rad i smanjio rizik pojave viših vrijednosti mutnoće vode za piće od dozvoljenih.

Rezultati ispitivanja mogućnosti primjene modela neuronskih mreža (NN) u svrhu ranog upozorenja u sistemu monitoringa kvaliteta rijeke Vrbas ukazali su na zaključak da se kratkoročni modeli neuronskih mreža sa više promjenjivih (mutnoća vode, vodostaj, padavine), uz korišćenje rezultata 2-časovnih mjerenja mutnoće riječne vode, mogu uspješno primijeniti za predviđanje promjena vrijednosti datog parametra za period od narednih 40h. Predviđanje nagle pojave visokih vrijednosti mutnoće kao posljedice obilnih pljuskova ili naglog topljenja snijega je uspješnije za korišćen set podataka sa nižim prosječnim dnevnim vrijednostima. Porast količine padavina iznad 6 l/m² se može smatrati alarmom za rano upozorenje pogoršanja kvaliteta vode rijeke Vrbas u pogledu ovog pokazatelja kvaliteta.

Oksidacija hlorom na industrijskom postrojenju pokazala se kao nedovoljno efikasan tretman u uklanjanju amonijum i nitritnog jona. Pri koncentraciji amonijum jona >1,0 mgNH₄⁺/l, koliko je izmjereno u vodi izvorišta u toku uklanjanja sedimenta iz akumulacije „Jajce II“, postignuta je maksimalna efikasnost od 27% što je prouzrokovalo njegovu pojavu u vodi za piće u koncentraciji 1,46 mgNH₄⁺/l. Oksidacija nitritnog jona je bila potpuna neposredno nakon kontakta vode sa ozonom u ozonizacionim kolonama, za sve primjenjene doze ozona.

Ispitivanja na poluindustrijskom postrojenju su imala za cilj ustanovljavanje potencijalnih novih kontrolnih mjera (primjena procesa biološke filtracije) pri pogoršanom kvalitetu vode prouzrokovanom uklanjanjem sedimenta iz akumulacije. Cilj je bio uklanjanje amonijum jona pri koncentraciji u riječnoj vodi kolika je izmjerena pri ovom faktoru uticaja. Rezultati istraživanja ukazali su značaj optimizacije tehnoloških uslova datog procesa. Do potpune nitrifikacije dolazi pri najmanjoj od primjenjenih brzina filtracije (0,8 m/h) i pri hidrauličkom vremenu zadržavanja na biofilteru od 1,5h. Ovi tehnološki uslovi su od značaja za uklanjanje amonijum jona iz vode prije formiranja biomase na filterima, nakon čega povećanje brzine filtracije ne utiče značajno na proces nitrifikacije. Temperatura pri kojoj je postignuta zadovoljavajuća efikasnost biološke filtracije kretala se od 7,1-9,8 °C. Pad temperature riječne vode na 4,9 °C u toku zimskog perioda sprovedenih ispitivanja prouzrokovao je inhibiciju bakterijskog rasta i pad koncentracije nutrijenata. Dodavanje amonijum jona (4,3 mgNH₄⁺/l) i fosfora (0,80 mgPO₄-P/l) u ovim uslovima u sistem biofiltracije, dovelo je do povećanja procenta uklanjanja amonijum jona, do 99,8%.

Svi obrađeni podaci i rezultati dobijeni sprovedenim istraživanjem ukazuju na negativan uticaj prirodnih (meteorološki uslovi) i antropogenih (uklanjanje sedimenta iz akumulacije „Jajce II“) faktora po kvalitet vode rijeke Vrbas na lokalitetu izvorište „Novoselija“. Pogoršan kvalitet i način sprovođenja monitoringa riječne vode kao i nedovoljna robusnost industrijskog sistema za pripremu vode za piće u datim uslovima zahtijeva primjenu korektivnih mjera. Primjena polielektrolita u fazi koagulacije i flokulacije kao tehnološke kontrolne mjere omogućava efikasnije uklanjanje mutnoće procesima bistrenja i produžava rad filtera. Od ispitivanih procesa uklanjanja amonijum jona iz vode, proces biološke filtracije se pokazao najefikasnijim, stoga je potrebno uzeti u razmatranje mogućnost primjene ovog procesa na industrijskom postrojenju. Unaprjeđenje postojećeg sistema monitoringa kvaliteta rijeke Vrbas i određivanje granice ranog upozorenja tokom padavina moguće je izvršiti primjenom kratkoročnih modela neuronskih mreža.

6. LITERATURA

1. Abate, B., Woldesenbet, A., Fitamo, D. (2015) Water quality assessment of Lake Hawassa for multiple designated water uses. *Water Utility Journal*, 9:47–60.
2. Abebe, L. S., Chen, X., Sobsey, M.D. (2016) Chitosan Coagulation to Improve Microbial and Turbidity Removal by Ceramic Water Filtration for Household Drinking Water Treatment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13, 269.
3. Adrian, R., Reilly, C. O., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone, D.M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G.A. (2009) Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54, 2284–2297.
4. Agbaba, J. (2005) Dezinfekcioni nusproizvodi, u knjizi *Dezinfekcija vode* (Ed. Dalmacija, B., Agbaba, J. i Klašnja, M.), Water Workshop 2005, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, 252-275.
5. Ågren, A., Berggren, M., Laudon, H., Jansson, M. (2008) Terrestrial export of highly bioavailable carbon from small boreal catchments in spring floods. *Freshwater Biology*, 53 (5), 964–972.
6. Ahmed, W., Angel, N., Edson, J., Bibby, K., Bivins, A., O'Brien, J.W., Choi, P.M. Kitajima, M., Simpson, S.L., Li, J., Tschärke, B., Verhagen, R., Smith, W.J.M., Zaugg, J., Dierens, L., Hugenholtz, P., Thomas, K.V., Mueller, J.F. (2020) First confirmed detection of SARS-CoV-2 in untreated wastewater in Australia: A proof of concept for the wastewater surveillance of COVID-19 in the community. *Science of The Total Environment*, 728, 138764.
7. Akcay, M. U., Avdan, Z. Y., Inan, H. (2015) Effect of biofiltration process on the control of THMs and HAAs in drinking water. *Desalination and Water Treatment*, 1-9.
8. Alemu, M. M. (2016) Integrated watershed management and sedimentation. *Journal of Environmental Protection*, 7 (4), 490–494.
9. Alfieri, L., Bisselink, B., Dottori, F., Naumann, G., Wyser, K., Feyen, L., de Roo, A. (2017) Global projections of river flood risk in a warmer world. *Earth's Future*, 5:171–182

10. Alford, J., Walker, M. (2013) Managing the flood pulse for optimal fisheries production in the Atchafalaya River Basin, Louisiana (USA). *River Research and Applications* 29, 279–296.
11. Alpaslan Kocamemi, B., Kurt, H., Sait, A., Sarac, F., Saatci, A., Pakdemirli, B. (2020) SARS-CoV-2 Detection in Istanbul Wastewater Treatment Plant Sludges.
12. Andersen, D. O., Alberts, J. J., Takács, M. (2000) Nature of Natural Organic Matter (NOM) in Acidified and Limed Surface Waters, *Water Research*, 34(1), 266-278.
13. Andrady, A. L. (2015) Persistence of plastic litter in the oceans, in *Marine anthropogenic litter*, Cham, Switzerland: Springer, 57-72.
14. Annandale, G.W., Morris, G.L., Karki, P. (2016) Extending the Life of Reservoirs, Sustainable Sediment Management for Dams and Run-of-River Hydropower, International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank, Washington
15. Anon. (2006) Ispitivanja rijeke Vrbas u vrijeme pražnjenja akumulacije HE “Jajce II”, “Vodovod” a.d. Banja Luka i “Institut za vode “ d.o.o. Bijeljina
16. Anon. (2009) Istraživanja stanja kvaliteta vode jezera Bočac i uspostavljanje monitoringa, Izvještaj za period 2005 i 2009.godina, “Institut za vode “ d.o.o. Bijeljina.
17. Anon. (2019) Istraživanja stanja kvaliteta vode jezera Bočac i uspostavljanje monitoringa, Izvještaj za period 2015 - 2019. godina, “Institut za vode “ d.o.o. Bijeljina.
18. Anon. (2015) Hidrološki i meteorološki podaci mjerenja u okviru monitoringa na hidrostanici Banjaluka, Hidrološko meteorološki zavod Republike Srpske, Banja Luka.
19. APHA, AWWA and WPCF. (1998) Standard Method for Examination of Water and Wastewater. 20 edition, *American Public Health Association*, Washington D.C.
20. Arnell, N.W., Gosling, S.N. (2016) The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climate Change*, 134, 387–401.
21. Arnold, G., Henk, B., Doef, R., Goud, R., Kielen, N., van Lujin, F. (2011) Water management in the Netherlands. *Joint Publication of the Ministry of Infrastructure and Environment Regional Water System Management*.

22. Ashbolt, N., Grabow, W., Snozzi, M. (2001) Indicators of microbial water quality, in *Water Quality: Guidelines, Standards and Health. Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*, (ed. Fewtrell, L. and Bartram, J.), IWA Publishing, Cornwall, 289-316.
23. Atanasova, N., Dei, R., Scott, C., Li, Q., Pang, X., Ashbolt, N.J. (2018) Persistence of infectious enterovirus within free-living amoebae. A novel waterborne risk pathway. *Water Research*, 144, 204-214.
24. Baoligao, B., Xu, F., Chen, X., Wang, X., Chen, W. (2016) Acute impacts of reservoir sediment flushing on fishes in the Yellow River. *Journal of Hydro-Environmental Research*, 13, 26-35.
25. Barakat, A., El Baghdadi, M., Rais, J., Aghezzaf, B., Slassi, M. (2016) Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. *International Soil and Water Conservation Research*, 4, 284-292.
26. Barrell, R. A. E., Hunter, P. R., Nichols, G. (2000) Microbiological standards for water and their relationship to health risk. *Communicable Disease and Public Health*, 3(1), 8-13.
27. Bates, B.C., Kundzewicz, Z.W., Wu, S., Palutikof, J.P. (2008) Climate change and water. Geneva: Technical paper of the Intergovernmental Panel on Climate change. IPCC Secretariat.
28. Beaudreau, P., Schwartz, J., Levin, R. (2014) Drinking water quality and hospital admissions of elderly people for gastrointestinal illness in Eastern Massachusetts, 1998-2008. *Water research*, 52, 188-198.
29. Bečelić, M. (2007) Uticaj ozona na uklanjanje zagađujućih materija iz površinske vode procesima koagulacije, flokulacije i adsorpcije, Novi Sad, PMF, *Doktorska disertacija*.
30. Bečelić, M., Pešić, V. (2006) Fizičko-hemijski parametri kvaliteta vode za piće, u knjizi *Kontrola kvaliteta vode za piće* (Ed. Dalmacija, B. i Agbaba, J.), Water Workshop, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, 180-196.
31. Bečelić, M., Tamaš, Z. (2004) Analiza i kontrola kvaliteta fizičko-hemijskih parametara, u knjizi *Analiza vode-kontrola kvaliteta, tumačenje rezultata* (Ed. Dalmacija, B. i Ivančev-Tumbas, I.), Water Workshop, Prirodno-matematički fakultet,

- Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, 51-79.
32. Bello, A-A. D., Hashim, N.B., Haniffah, M.R. (2017) Predicting Impact of Climate Change on Water Temperature and Dissolved Oxygen in Tropical Rivers. *Climate*, 5(3), 58.
 33. Berhardt, E. S., Hall, R. O., Likens, G. E. (2002) Whole-system Estimates of Nitrification and Nitrate Uptake in Streams of the Hubbard Brook Experimental Forest. *Ecosystems* 5(5), 419-430.
 34. Best, J. (2019) Anthropogenic stresses on the world's big rivers. *Nature Geoscience*, 12(1), 7–21.
 35. Beutel, M. W., Horne, A. J., Taylor, W.D., Losee, R.F., Whitney, R.D. (2008) Effects of oxygen and nitrate on nutrient release from profundal sediments of a large, oligo-mesotrophic reservoir, Lake Mathews, California. *Lake and Reservoir Management*, 24(1), 18-29.
 36. Beutel, M.W., Leonard, T.M., Dent, S.R., Moore, B.C. (2008) Effects of aerobic and anaerobic conditions on P, N, Fe, Mn, and Hg accumulation in waters overlaying profundal sediments of an oligo-mesotrophic lake. *Water Research*, 42(8–9), 1953-1962.
 37. Bhaskar, K. V, Charyulu, P. B. B. N., (2005), Effect of environmental factors on nitrifying bacteria isolated from the rhizosphere of *Setaria italica* (L.) Beauv. *African Journal of Biotechnology*, 4(10), 1145-1146.
 38. Biginagwa, F. J., Mayoma, B. S., Shashoua, Y., Syberg, K., Khan, F. R. (2016) First evidence of microplastics in the African Great Lakes: Recovery from Lake Victoria Nile perch and Nile tilapia. *Journal of Great Lakes Research*, 42(1), 146–149.
 39. Blettler, M. C., Ulla, M. A., Rabuffetti, A. P., Garello, N. (2017) Plastic pollution in freshwater ecosystems: Macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11), 581.
 40. Bogner, M., Stanojević, M.(2006) *O vodama*. ETA, Beograd.
 41. Boholm, Å., Prutzer, M. (2017) Experts' understandings of drinking water risk management in a climate change scenario. *Climate Risk Management*, 16 133–144.
 42. Bond, T., Goslan, E. H., Parsons, S.A., Jefferson, B. (2012) A critical review of trihalomethane and haloacetic acid formation from natural organic matter surrogates. *Environmental Technology Reviews*, 1 (1), 93-113.

43. Bond, T., Templeton, M.R., Rifai, O., Ali, H., Graham, N.J. (2014) Chlorinated and nitrogenous disinfection by-products formation from ozonation and post-chlorination of natural organic matter surrogates. *Chemosphere*, 111, 218-224.
44. Borga, M., Stoffel, M., Marchi, L., Marra, F., Matthias, J. (2014) Hydrogeomorphic response to extreme rainfall in headwater systems: flash floods and debris flows. *Journal of Hydrology*, 518, 194-205.
45. Bratby, J. (2006) Coagulants, in *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. 2nd ed., IWA Publishing, London.
46. Bright, C., Mager, S., Horton, S. (2020) Response of nephelometric turbidity to hydrodynamic particle size of fine suspended sediment. *International Journal of Sediment Research*, 35, 444-454.
47. Bruesewitz, D.A., Tank, J.L., Hamilton, S.K. (2012) Incorporating spatial variation of nitrification and denitrification into rates of whole-lake nitrogen dynamics. *Journal of Geophysical Research*, 117:G00NO7.
48. Bruge, A., Barreau, C., Carlot, J., Collin, H., Moreno, C., Maison, P. (2018) Monitoring litter inputs from the Adour River (Southwest France) to the marine environment. *Journal of Marine Science and Engineering*, 6(1), 24.
49. Brunetti, M., Maugeri, M., Nanni, T. (2001) Changes in total precipitation rainy days and extreme events in northeastern Italy. *International Journal of Climatology*, 21, 861-871.
50. Bryndal, T., Franczak, P., Krocak, R., Cabal W., Kolodziej, A. (2017) The impact of extreme rainfall and flash floods on the flood risk management process and geomorphological changes in small Carpathian catchments: a case study of the Kasiniczanka river (Outer Carpathians, Poland). *Natural Hazards*, 88, 95-120.
51. Bunte, K., Swingle, K.W., Turowski, J.M., Abt, S.R., Cenderelli, D.A. (2016) Measurements of coarse particulate organic matter transport in steep mountain streams and estimates of decadal CPOM exports. *Journal of Hydrology*, 539, 162-176.
52. Cann, K.F., Thomas, D.R., Salmon, R.L., Wyn-Jones, A.P., Kay, D. (2013) Extreme water-related weather events and waterborne disease. *Epidemiology and Infection*, 141 (4), 671-686.
53. Carey, R., Wollheim, W. M., Mulukutla, G. K. (2014) Characterizing storm-event nitrate fluxes in a fifth order

- suburbanizing watershed using in situ sensors. *Environmental Science and Technology*, 48, 7756–7765.
54. Castro-Jiménez, J., González Fernández, D., Fornier, M., Schmidt, N., Sempéré, R. (2019) Macro-litter in surface waters from the Rhone River: Plastic pollution and loading to the NW Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 60-66.
55. Chen, D., Hu, M., Guo, Y., Dahlgren, R.A. (2016) Changes in river water temperature between 1980 and 2012 in Yongan watershed, eastern China: Magnitude, drivers and models. *Journal of Hydrology*, 533, 191-199.
56. Chen, Q., Shi, W., Huisman, J., Maberly, S.C., Zhang, J., Yu, J., Chen, Y., Tonina, D., Yi, Q., (2020) Hydropower reservoirs on the upper Mekong River modify nutrient bioavailability downstream. *National Science Review* 7, 1449-1457.
57. Chen, S. C., Chao, Y. C., Chan, H. C. (2013) Typhoon-dominated influence on wood debris distribution and transportation in a high gradient headwater catchment. *Journal of Mountain Science*, 10, 509-521.
58. Chen, W., Olden, J.D. (2017) Designing flows to resolve human and environmental water needs in a dam-regulated river. *Nature Communications*, 8, 2158.
59. Chen, Y., Song, L., Liu, Y., Yang, L., Li, D. (2020) A Review of the Artificial Neural Network Models for Water Quality Prediction. *Applied Sciences*, 10, 5776.
60. Chorus, I., Niesel, V. (2011) Phytoplankton species response to oligotrophication, in *Oligotrophication of lake tegel and schlachtensee, Berlin. Analysis of system components, causalities and response thresholds compared to responses of other waterbodies.* (ed. Chorus, I., Schauser, I.) Umweltbundesamt, Dessau, S, 22–58.
61. Chung, E.S., Park, K., Lee, K.S. (2011) The relative impacts of climate change and urbanization on the hydrological response of a Korean urban watershed. *Hydrological Processes*, 25, 544–560.
62. Clark, J. M., Lane, S. N., Chapman, P. J., Adamson, J. K. (2007) Export of dissolved organic carbon from an upland peatland during storm events: Implications for flux estimates. *Journal of Hydrology*, 347, 438–447.
63. Conchubhair, D. Ó., Fitzhenry, D., Lusher, A., King, A. L., van Emmerik, T., Lebreton, L., Ricaurte-Villota, C.,

- Espinosa, L., O'Rourke, E. (2019) Joint effort among research infrastructures to quantify the impact of plastic debris in the ocean. *Environmental Research Letters*, 14(6), 065001.
64. Cooney, E.M., McKinney, P., Sterner, R. (2019) Tale of two storms: impact of extreme rain events on the biogeochemistry of lake superior. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 123(5),1719–1731.
65. Corcoran, P. L. (2015) Benthic plastic debris in marine and fresh water environments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(8), 1363–1369.
66. Crittenden, J.C., Trussell, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J., Tchobanoglous, G. (2005) *Water Treatment: Principles and Design*, 2nd edition, John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
67. Crosti, R., Arcangeli, A., Campana, I., Paraboschi, M., González-Fernández, D. (2018) Down to the river: amount, composition, and economic sector of litter entering the marine compartment, through the Tiber river in the Western Mediterranean Sea. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 29, 859.
68. Curriero, F.C., Patz, J.A., Rose, J.B., Lele, S. (2001) The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948-1994. *American journal of public health*, 91(8), 1194-1199.
69. Dadi, T., Rinke, K., Friese, K. (2020) Trajectories of Sediment-Water Interactions in Reservoirs as a Result of Temperature and Oxygen Conditions. *Water*, 12, 1065.
70. Dalmacija, B. (2002) Organske materije u void kod nas – problem kvalitetnog snabdevanja, u knjizi *Prirodne organske materije u void* (Ed. Dalmacija B. i Ivančev-Tumbas, I.), *Water Workshop 2002*, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, NoviSad.
71. Dalmacija, B., Ivančev-Tumbas, I. (2002) Koagulacija i flokulacija, u knjizi *Prirodne organske materije u vodi* (ed. Dalmacija, B. i Ivančev-Tumbas, I.) PMF, Departman za hemiju, Novi Sad; 3: 101-115. (in Serbian).
72. de Brouwer, J.H.F., Eekhout, J.P.C., Besse-Lototskaya, A.A., Hoitink, A.J.F., Ter Braak, C.J.F., Verdonschot PFM (2017) Flow thresholds for leaf retention in hydrodynamic wakes downstream of obstacles. *Ecohydrology* 10:e1883.

73. Deborde M., von Gunten U. (2008) Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment – Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research*, 42(1-2), 13-51.
74. Delpla, I., Jung, A. -V., Baures, E., Clement, M., Thomas, O. (2009) Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International*, 35, 1225–1233.
75. Delpla, I., Rodriguez, M. J. (2017) Variability of disinfection by-products at a full-scale treatment plant following rainfall events. *Chemosphere*, 166, 453-462.
76. Ding, W., Jin, W., Cao, S., Zhou, X., Wang, C., Jiang, Q., Huang, H., Tu, R., Han, S.F., Wang, Q. (2019) Ozone disinfection of chlorine-resistant bacteria in drinking water. *Water Research*, 160, 339-349.
77. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC as regards priority substances in the field of water policy.
78. Dodds, W. K. , Whiles, M. W. R., (2010) *Freshwater Ecology*, 2nd edition. Elsevier Inc.
79. Dzialowski, A.R., Wang , S. H., Lim, N.C., Beury, J.H., Huggins, D.G. (2008) Effects of sediment resuspension on nutrient concentrations and algal biomass in reservoirs of the Central Plains. *Lake and Reservoir Management*, 24(4), 313-320.
80. Edwards, M., Benjamin, M. M. (1991) A mechanistic study of ozone-induced particle destabilization. *Journal AWWA*, 83, 96-105.
81. Edzvald, J. K. (1993) Coagulation in drinking water treatment: particles, organics, and coagulants. *Water Science and Technology*, 27 (11), 21-35.
82. Espa, P., Brignoli, M. L., Crosa, G., Gentili, G., Quadroni, S. (2016) Controlled sediment flushing at the Cancano Reservoir (Italian Alps): management of the operation and downstream environmental impact. *Journal of Environmental Management*, 182,1-12.
83. Espa, P., Castelli, E., Crosa, G., Gentili, G. (2013) Environmental effects of storage preservation practices: controlled flushing of fine sediment from a small hydropower reservoir. *Environmental Management*, 52, 261-276.
84. Evans, C. D., Monteith, D. T. (2001) Chemical trends at lakes and streams in the UK Acid Waters Monitoring Network, 1988 -

- 2000: Evidence for recent recovery at national scale. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5(3), 351-366.
85. Falconer, I. R., Humpage, A. R. (2005) Health risk assessment of cyanobacterial (Blue-green algal) toxins in drinking water. *In International Journal of Environmental Research and Public Health*, 43-50.
86. Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., De Alencastro, L. F. (2015) Plastic pollution in Swiss surface waters: Nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry*, 12(5), 582–591.
87. Fenshel, T., King, G.M., Blackburn, T.H. (2000) *Bacterial Biogeochemistry: The Ecophysiology of Mineral Cycling*. 2nd edition. Academic Press.
88. Fisher, I, Kastl, G., Sathasivan, A. (2012) A suitable model of combined effects of temperature and initial condition on chlorine bulk decay in water distribution systems. *Water Research*, 46(10), 3293–3303.
89. Fisher, I., Kastl, G., Sathasivan, A., Jegatheesan, V. (2011) Suitability of Chlorine Bulk Decay Models for Planning and Management of Water Distribution Systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(20), 1843–1882.
90. Fratianni S., Acquotta F. (2010) Les tendances et les indices de changement climatique des series historiques dans le Nord-Ouest de l'Italie. XXIII ieme Colloque de l'Association Internationale de Climatologie "Risques et changement climatique", Actes du Colloque, Rennes, France, 233-238.
91. Fremier, A. K., Seo, J. I., Nakamura, F. (2010) Watershed controls on the export of large wood from stream corridors. *Geomorphology* 117, 33-43.
92. Frias, J.P.G.L., Nash, R. (2019) Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145-147.
93. Gardoni, D., Vailati, A., Canziani, R., (2012) Decay of Ozone in Water: A Review, *Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, 34 (4), 233-242.
94. Garneau, C., Sauvage, S., Probst, A., Sánchez-Pérez, J.M., (2015) Modelling of trace metal transfer in a large river under different hydrological conditions (the Garonne River in southwest France). *Ecological Modelling*, 306, 195–204.
95. Gauquie, J., Devriese, L., Robbens, J., De Witte, B. (2015) A qualitative screening and quantitative measurement of organic

- contaminants on different types of marine plastic debris. *Chemosphere*, 138, 348-356.
96. George, G., Hurley, M., Hewitt, D. (2007) The impact of climate change on the physical characteristics of the larger lakes in the English Lake District. *Freshwater Biology*, 52, 1647-1666.
97. Gewert, B., Plassmann, M.M., MacLeod, M. (2015) Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 17, 1513–1521.
98. Gjessing, E. T. (2003) Short term and long term changes and variation in water quality. Extended abstract submitted to the *Work shop on Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences*, Atna 21-23.
99. Gleason, J. A., Fagliano, J. A. (2017) Effect of drinking water source on associations between gastrointestinal illness and heavy rainfall in New Jersey. *PLoS ONE* 12(3), e0173794.
100. Golterman, H. L. (2001) Phosphate release from anoxic sediments or ‘What did Mortimer really write. *Hydrobiologia*, 450, 99–106.
101. Göransson, G., Larson, M., Bendz, D. (2013) Variation in turbidity with precipitation and flow in a regulated river system – river Göta Älv, SW Sweden. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 2529–2542.
102. Goslan, E.H., Seigle, C., Purcell, D., Henderson, R., Parsons, S.A., Jefferson, B., Judd, S.J. (2017) Carbonaceous and nitrogenous disinfection by-product formation from algal organic matter. *Chemosphere*, 170, 1-9.
103. Gottschalk, C., Libra, J.A., Saupe, A., (2000) *Ozonization of Water and Waste Water, A Practical Guide to Understanding Ozone and its Application*, 2nd edition, Wiley-VCH, Weinheim.
104. Gough, R., Holliman, P.J., Cooke, G.M., Freeman, C. (2015) Characterisation of algogenic organic matter during an algal bloom and its implications for trihalomethane formation. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 468-469, 228-239.
105. Graca, B., Bełdowska, M., Wrzesień, P., Zgrundo, A. (2014) Styrofoam debris as a potential carrier of mercury within ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 2263–2271.

106. Graff, R. A. (2019) Multifaceted analysis of the relationship between daily temperature of river water and air. *Acta Geophysica*, 67, 905-920.
107. Granger, C.W. J. (1998) Extracting information from megapanel panels and high-frequency data. *Statistica Neerlandica*, 52, 3, 258-272.
108. Groisman, P.Y., Knight, R.W., Easterling, D.R., Karl, T.R., Hegerl, G.C., Razuvaev, V.N. (2005) Trends in intense precipitation in the climate record. *Journal of Climate* 18(9),1326–1350.
109. Guerrero-Latorre, L., Ballesteros, I., Villacrés-Granda, I., Granda, M. G. Freire-Paspuel, B., Ríos-Touma, B. (2020) SARS-CoV-2 in river water: Implications in low sanitation countries. *Science of The Total Environment*, 743, 140832.
110. Hahladakis, J. N., Velis, C.A., Weber, R., Iacovidou, E., Purnell, P. (2018) An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199.
111. Haramoto, E., Malla, B., Thakali, O., Kitajima, M. (2020) First environmental surveillance for the presence of SARS-CoV-2 RNA in wastewater and river water in Japan. *Science of The Total Environment*, 737, 140405.
112. Harper, S. L., Edge, V.L., Schuster-Wallace, C. J., Berke, O., McEwen, S.A. (2011) Weather, water quality and infectious gastrointestinal illness in two Inuit communities in Nunatsiavut, Canada: potential implications for climate change. *EcoHealth*, 8(1), 93-108.
113. Hartshorn, A. J., Prpich, G., Upton, A., Macadam, J., Jefferson, B., Jarvis, P. (2015) Assessing filter robustness at drinking water treatment plants. *Water and Environment Journal*, 29,16-26.
114. Hasan, H.A., Muhammad, M.H., Ismail, N.I., (2020) A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101035.
115. Hasan, H.A., Muhammad, M.H., Sabri, N.N.M., Abdullah, S.R.S. (2019) Biofilters as alternative method for ammonia removal in Water treatment plant. *International Journal of Engineering and Technology*, 8, 256-261.
116. Hauer, C., Haimann, M., Holzappel, P., Flödl, P., Wagner, B., Hubmann, M., Hofer, B., Habersack, H., Schletterer, M. (2020) Controlled Reservoir Drawdown—Challenges for

- Sediment Management and Integrative Monitoring: An Austrian Case Study—Part A: Reach Scale. *Water*, 12(4), 1058.
117. Haun, S., Kjærås, H., Løvfall, S., Olsen, N.R.B., (2013) Three-dimensional measurements and numerical modelling of suspended sediments in a hydropower reservoir. *Journal of Hydrology*, 479, 180–188.
118. He, W., Lee, J.-H., Hur, J. (2016) Anthropogenic signature of sediment organic matter probed by UV–visible and fluorescence spectroscopy and the association with heavy metal enrichment. *Chemosphere*, 150, 184–193.
119. He, X.Q., Bai, Y., Chen, C.T.A., Hsin, Y.C., Wu, C.R., Zhai, W.D., Liu, Z.L., Gong, F. (2014) Satellite views of the episodic terrestrial material transport to the southern Okinawa Trough driven by typhoon. *Geophysical Research: Oceans*, 119 (7), 4490–4504.
120. Head, M.A., Oleszkiewicz, J.A., (2005) Nitrifying bacteria addition into reactors operating near washout conditions for nitrification. *Journal Environmental Engineering Science*, 4, 257-264.
121. Heerhartz, S. M., Toft, J. D., Cordell, J. R., Dethier, M. N., Ogston, A. S. (2016) Shoreline armoring in an estuary constrains wrack-associated invertebrate communities. *Estuar Coasts* 39,171–188.
122. Helali, S., Polo-López, M.I., Fernández-Ibáñez, P., Ohtani, B., Amano, F., Malato, S., Guillard, C. (2014) Solar photocatalysis: A green technology for E.coli contaminated water disinfection. Effect of concentration and different types of suspended catalyst. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 276, 31-40.
123. Hestir, E. L., Brando, V., Campbell, G., Dekker, A., Malthus, T. (2015) The relationship between dissolved organicmatter absorption and dissolved organic carbon in reservoirs along a temperate to tropical gradient. *Remote Sensing of Environment*, 156, 395–402.
124. Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E.R., Farrington, J.W., Reddy, C.M., Peacock, E.E., Ward, M.W. (2011) Organic micropollutants in marine

- plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8),1683-1692.
125. Hoigné, J. (1998) Chemistry of aqueous ozone, and transformation of pollutants by ozonation and advanced oxidation processes, in *The handbook of environmental chemistry quality and treatment of drinking water*. (ed. Hubrec, J.), Springer, Berlin.
126. Holmes, L.A., Turner, A., Thompson, R.C. (2012) Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, 160(1), 42-48.
127. Horton, A. A., Jürgens, M. D., Lahive, E., van Bodegom, P. M., Vijver, M. G. (2018) The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK. *Environmental Pollution*, 236, 188–194.
128. Hoslett, J., Massara, T. M., Malamis, S., Ahmad, D., van den Boogaert, I., Katsou, E., Ahmad, B., Ghazal, H., Simons, S., Wrobel, L., Jouhara, H. (2018) Surface water filtration using granular media and membranes: A review. *Science of The Total Environment*, 639, 1268 – 1282.
129. Hsieh, J.L., Nguyen, T.Q., Matte, T., Ito, K. (2015) Drinking water turbidity and emergency department visits for gastrointestinal illness in New York City, 2002-2009. *PloS one*, 10(4), e0125071.
130. Huang, C. C., Lai, J. S., Lee, F.Z., Tan, Y.C. (2018) Physical model based investigation of reservoir sedimentation processes. *Water*, 10 (4), 352.
131. Huck, P. M., Coffey, B. M. (2004) The Importance of Robustness in Drinking-Water Systems. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 67(20-22), 1581-1590.
132. Hung, C.C., Gong, G.C., Chou, W.C., Chung, C.C., Lee, M.A., Chang, Y., Chen, H.Y., Huang, S.J., Yang, Y., Yang, W.R., Chung, W.C., Li, S.L., Laws, E., (2010) The effect of typhoon on particulate organic carbon flux in the southern East China Sea. *Biogeosciences*, 7(3), 3007–3018.
133. Hurley, R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018) Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11(4), 251.
134. Hussain, K., Shahab, M. (2020) Sustainable sediment management in a reservoir through flushing using HEC-RAS model: case study of Thakot Hydropower Project (D-3) on the Indus river. *Water Supply*, 20(2), 448-458.

135. IAWPRC Study Group on Health Related Water Microbiology (1991) Bacteriophages as model viruses in water quality control. *Water Research*, 25, 529-545.
136. Jacangelo, J.G., DeMarco, J., Owen, D.M., Randtke, S. J. (1995) Selected processes for removing NOM: an overview. *Journal AWWA*, 87(1), 64-77.
137. 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.
138. Jamil, A., Farooq, S., Hashmi, I., 2017. Ozone disinfection efficiency for indicator microorganisms at different pH values and temperatures. *Ozone: Science and Engineering*, 39(6), 407-416.
139. Jang, M., Shim, W.J., Han, G.M., Rani, M., Song, Y.K., Hong, S.H. (2016) Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms. *Environmental Science and Technology*, 50, 4951–4960.
140. Jennings, E., Jones, S., Arvola, L., Staehr, P.A., Gaiser, E., Jones, I.D., Weathers, K.C., Weyhenmeyer, G.A., Chiu, C., De Eyto, E. (2012) Effects of weather-related episodic events in lakes: an analysis based on high frequency data. *Freshwater Biology*, 57, 589–601.
141. Jun, H-B., Lee, Y-J., LeeB-D., Knappe, D.R.U. (2001) Effectiveness of coagulants and coagulant aids for the removal of filter-clogging *Synedra*. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 50, 135-148.
142. Kapić, I., Karaselimović, S. (1984) Neka praktična iskustva prečišćavanja vode u vanrednim uslovima. *Zaštita i unapređenje čovjekove sredine*, 2, 35 – 40 (in Serbian).
143. Karlović, E. (2002) Koagulacija i flokulacija, u knjizi *Prirodne organske materije u vodi* (ed. Dalmacija, B., i Ivančev-Tumbas, I.), *Water Workshop*, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, 101-115.
144. Khan, M. G., Yoshioka, T., Konohira, E., Tanoue, E. (2007) Photodegradation of fluorescent dissolved organic matter in river waters. *Geochemical Journal*, 41, 323 – 331.

145. Khan, S., Wang, L., Hashim, N.H., McDonald, J.A. (2014.) Distinct Enantiomeric Signals of Ibuprofen and Naproxen in Treated Wastewater and Sewer Overflow. *Chirality*, 26, 739–746.
146. Khan, S.J., Deere, D., Leusch, F.D.L., Humpage, A., Jenkins, M., Cunliffe, D. (2015) Extreme weather events: Should drinking water quality management systems adapt to changing risk profiles? *Water Research*, 85, 124-136.
147. Khuntia, S., Ghosh, S.K., 2012. Removal of ammonia from water by ozone microbubbles. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 52 (1), 318–326.
148. Kihn, A., Laurent, P., Servais, P., (2000) Measurement of potential activity of fixed nitrifying bacteria in biological filters used in drinking water production. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 24, 161-166.
149. Kingma, D.P., Ba, J. (2014) “Adam: A method for stochastic optimization”, *arXiv preprint arXiv:1412.6980*.
150. Kistemann, T., Classen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. Exner, M. (2002) Microbial Load of Drinking Water Reservoir Tributaries during Extreme Rainfall and Runoff. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(5), 2188–2197.
151. Kitchener, B. G. B., Wainwright, J., Parsons, A.J. (2017). A review of the principles of turbidity measurement. *Progress in Physical Geography*, 41(5), 620-642.
152. Klašnja, M. (2005) Primena hlora za dezinfekciju vode, u knjizi *Dezinfekcija vode*. (ed. Dalmacija, B., Agbaba, J., Klašnja, M.) *Water Workshop*, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, 105-134.
153. Klašnja, M. (2006) Osnovne postavke tehnologije pripreme vode za piće, u knjizi *Kontrola kvaliteta vode za piće* (ed. Dalmacija, B. i Agbaba, J.), *Water Workshop*, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, 364-391.
154. Klašnja, M., Šćiban, M. (2009) Osnovni tehnološki procesi u pripremi vode za piće, u knjizi *Savremene metode u pripremi vode za piće* (ed. Dalmacija, B., Agbaba, J., Klašnja, M.), *Water Workshop*, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, 196-266.
155. Klašnja, M., Markov, S. (2001) Hlorisanje vode za potrebe mlekarne. *Prehrambena Industrija*, 12 (1-2), 79-87.

156. Klavarioti, M., Mantzavinos, D., Kassinos, D. (2009) Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environmental International*, 35, 402-417.
157. Koelmans, A.A., Bakir, A., Burton, G.A., Janssen, C.R. (2016) Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental Science & Technology*, 50 (7), 3315-3326 .
158. Koelmans, A. A., Nor, N. H. M., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., De France, J., (2019) Microplastics in freshwaters and drinking water: critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410-422.
159. Köhler, S.J., Buffam, I., Laudon, H., Bishop, K. (2008) Climate's control of intra-annual and interannual variability of total organic carbon concentration and flux in two contrasting boreal landscape elements. *Journal of Geophysics Research*, 113, G03012.
160. Köhler, S.J., Buffam, I., Seibert, J., Bishop, K.H., Laudon, H. (2009) Dynamics of stream water TOC concentrations in a boreal headwater catchment: Controlling factors and implications for climate scenarios. *Journal of Hydrology*, 373, 44–56.
161. Kondolf, G.M., Gao, Y., Annandale, G.W., Morris, G.L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., (2014) Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Future*, 2, 256–280.
162. Kooi, M., Besseling, E., Kroeze, C., van Wezel, A. P., Koelmans, A. A. (2018) Modeling the fate and transport of plastic debris in freshwaters: review and guidance. In: *Freshwater microplastics. The handbook of environmental chemistry*, (eds. Wagner, M. and Lambert, S.), vol. 58. Springer, Cham.
163. Kortelainen, P. (2003) Spatial variation and the impact of land use on DOM concentrations and transport from Finnish catchments, Extended abstract submitted to the *Workshop on Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences*, Atna 21-23.
164. Kourentzes, N., Crone, S. (2008) Forecasting high-frequency Time Series with Neural Networks-an analysis of modelling

- challenges from increasing data frequency, Proceedings of the International Conference on Data Mining, DMIN'08, Las Vegas, USA, CSREA, 37-42.
165. Kourentzes, N., Crone, S. (2008). Automatic modelling of neural networks for time series prediction - in search of a uniform methodology across varying time frequencies.
 166. Kramer, N., Wohl, E. (2017) Rules of the road: a qualitative and quantitative synthesis of large wood transport through drainage networks. *Geomorphology*, 279,74–97.
 167. Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T. C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., Tassin B. (2018) Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, 236, 661–671.
 168. Langbein, W. B., Schumm, S.A. (1958) Yield of Sediment in Relation to Mean Annual Precipitation. *Transactions, American Geophysical Union*, 30(6), 1076–1084.
 169. Langlais, B., Reckhow, D.A., Brink, D.R. (Ed.) (1991) Ozone in water treatment: application and engineering, *AWWA Research Foundation and Lewis Publishers. Inc.*, Chelsea, USA.
 170. Laurent, A., Fennel, K. (2019) Time-Evolving, Spatially Explicit Forecasts of the Northern Gulf of Mexico Hypoxic Zone. *Environmental Science & Technology*, 53(24) 14449–14458.
 171. Lautenschlager, K., Chiachi Hwang, Wen-Tso Liu, Nico Boon, Oliver Köster, Hans Vrouwenvelder, Thomas Egli, Frederik Hammes, A microbiology-based multi-parametric approach towards assessing biological stability in drinking water distribution networks, *Water Research*, 47 (9), 3015-3025.
 172. Le Gall, M., Ayrault, S., Evrard, O., Lacey, J., Gateuille, D., Lefèvre, I., Mouchel, J., Meybeck, M., (2018) Investigating the metal contamination of sediment transported by the 2016 Seine River flood (Paris, France). *Environmental pollution* 240, 125- 139.
 173. Le Lay, Y.F., Piégay, H., Moulin, B. (2013) Wood entrance, deposition, transfer and effects on fluvial forms and processes, problem statements and challenging issues. In *Treatise on geomorphology* (eds. Shroder, J. and Wohl, E.), Academic Press, 12, 20–36.
 174. Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., Hajbane, S., Noble, K. (2018) Evidence that

- the great Pacific garbage patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific Reports*, 8(1), 4666.
175. Le Chevallier, M. W., Au, K - K. (2004) Water Treatment and Pathogen Control in Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water, WHO Publishing, London, UK.
176. Leenheer, J. A., Croué, J. P. (2003) Characterizing aquatic dissolved organic matter. *Environmental Science and Technology*, 37, 18A-26A.
177. Lenart-Boroń, A., Wolanin, A.A., Jelonkiewicz, Ł., Żelazny, M. (2016) Factors and Mechanisms Affecting Seasonal Changes in the Prevalence of Microbiological Indicators of Water Quality and Nutrient Concentrations in Waters of the Białka River Catchment, Southern Poland. *Water, Air and Soil Pollution*, 227, 302-312.
178. Letcher, B.H., Hocking, D.J., O'Neil, K., Whiteley, A.R., Nislow, K.H., O'Donnell, M.J.(2016) A hierarchical model of daily stream temperature using air-water temperature synchronization, autocorrelation, and time lags. *PeerJ*, 4(10), 1727.
179. Letterman, R.D., Pero, R.W. (1990) Contaminants in polyelectrolytes used in water treatment. *Journal AWWA*, 82, 87-97.
180. Li, H., Helm, P. A., Paterson, G., Metcalfe, C. D. (2011) The effects of dissolved organic matter and pH on sampling rates for polar organic chemical integrative samplers (POCIS). *Chemosphere*, 83, (3), 271-280.
181. Li, Z.R., Sheng, Y.Q., Yang, J., Burton, E.D., (2016) Phosphorus release from coastal sediments: impacts of the oxidation-reduction potential and sulfide. *Marine Pollution Bulletin*, 113, 176–181.
182. Lin, I.I. (2012) Typhoon-induced phytoplankton blooms and primary productivity increase in the western North Pacific subtropical ocean. *Geophysical Research: Oceans*, 117 (3).
183. Lohmann, R. (2017) Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans—but should microplastics be considered POPs themselves. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13, 460–465.
184. Luo, X., Yan, Q., Wang, C., Luo, C., Zhou, N., Jian, C., 2015. Treatment of ammonia nitrogen wastewater in low

- concentration by two-stage ozonization. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12, 11975–11987.
185. Maavara, T., Lauerwald, R., Regnier, P., Van Cappellen, P., (2017) Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *Nature Communications*, 8, 15347.
186. Maavara, T., Parsons, C.T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Dürr, H.H., Powley, H.R., Van Cappellen, P., (2015) Global phosphorus retention by river damming. *Proceedings of National Academy of Sciences of the USA*, 112 (51), 15603–15608.
187. Maletić, S. (2009) Uklanjanje specifičnih organskih i neorganskih polutanata iz vode za piće, *Savremene metode u pripremi vode za piće* (Ed. Dalmacija, B., Agbaba, J.,Klašnja, M.), Water Workshop, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, 408-433.
188. Manasfi, T., (2021) Ozonation in drinking water treatment: an overview of general and practical aspects, mechanisms, kinetics and byproduct formation. *Comprehensive Analytical Chemistry*, 92, 85-116.
189. Mani, T., Primpke, S., Lorenz, C., Gerdts, G., Burkhardt-Holm, P. (2019) Microplastic pollution in benthic mid-stream sediments of the Rhine River. *Environmental Science & Technology*, 53(10), 6053–6062.
190. Manser, R. (2005) Population dynamics and kinetics of nitrifying bacteria in membrane and conventional activated sludge plants, *Doctoral thesis*, Swiss federal institute of technology Zurich.
191. Mao, J., Cao, X., Olk, D.C., Chu, W., Schmidt-Rohr, K., (2017) Advanced solid-state NMR spectroscopy of natural organic matter. *Progress in Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy*, 100, 17-51.
192. Marić, P. (2003) Sanitarno-bakteriološke karakteristike sirove vode i pitke vode banjalučkog vodovoda, zbornik radova, treće međunarodno savjetovanje *Upravljanje kvalitetom vode, gubici vode iracionalna potrošnja vode uvod o vodnim sistemima- tehnologija i merni uređaji* (Ed. Popović, S.), Pale, Jahorina, 22-32.
193. Martyn, C.N., Barker, D.J.P., Osmond, C., Harris, E.C., Edwardson, J.A., Lacey, R.F. (1989) Geographical relation between

- Alzheimer's disease and aluminium in drinking water. *The Lancet*, 1, 59-62.
194. Mayer, D. (2004) Voda – Od nastanka do upotrebe, Zagreb: Prosvjeta, 2004.godina.
195. McCormick, A.R., Hoellein, T., London, M., Hittie, J., Scott, J., Kelly, J. (2016) Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*, 7(11), e01556.
196. McKie, M.J., Andrews, S.A., Andrews, R.C. (2016) Conventional drinking water treatment and direct biofiltration for the removal of pharmaceuticals and artificial sweeteners: a pilot-scale approach. *Science of Total Environment*, 544, 10-17.
197. Medema, G., Heijnen, L., Elsinga, G., Italiaander, R., Brouwer, A. (2020) Presence of SARS-Coronavirus-2 RNA in sewage and correlation with reported COVID-19 prevalence in the early stage of the epidemic in the Netherlands. *Environmental Science & Technology Letters*, PMC7254611.
198. Menéndez-Pedriza, A., Jaumot, J. (2020) Interaction of Environmental Pollutants with Microplastics: A Critical Review of Sorption Factors, Bioaccumulation and Ecotoxicological Effects, *Toxics*, 8(2), 40.
199. Miklos, D.B., Remy, C., Jekel, M., Linden, K.G., Drewes, J.E., Hübner, U., (2018) Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment. A critical review. *Water Research*, 139, 118-131.
200. Mohora, E., Rončević, S., Dalmacija, B., Agbaba, J., Watson, M., Karlović, E., Dalmacija, M., (2012) Removal of natural organic matter and arsenic from water by electrocoagulation/flotation continuous flow reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 235, 257-264.
201. Molnar, J. (2011) Efekti odabranih unapređenih procesa oksidacije i koagulacije na sadržaj prirodnih organskih materija u vodi, *Doktorska disertacija*, Novi Sad, PMF, Departman za hemiju, biohemiju i zaštitu životne sredine.
202. Morgan, B., Rate, A.W., Burton, E.D. (2012) Water chemistry and nutrient release during the resuspension of FeS-rich sediments in a eutrophic estuarine system. *Science of Total Environment*, 432, 47–56.

203. Moridi, A., Yazdi, J. (2017) Sediment Flushing of Reservoirs under Environmental Considerations. *Water Resources Management*, 31, 1899-1914.
204. Morris, G.L. (2015) Management Alternatives to Combat Reservoir Sedimentation In *Proceedings of the International Workshop on Sediment Bypass Tunnels*, Zurich, 27–29.
205. Morritt, D., Stefanoudis, P.V., Pearce, D., Crimmen, O.A., Clark, P.F. (2014) Plastic in the Thames: a river runs through it. *Marine Pollution Bulletin*, 78, 196–200.
206. Morse, J., Morin, J., (2005) Ammonium interaction with coastal marine sediments: influence of redox conditions on K^* . *Marine Chemistry*, 95(1-2), 107-112.
207. Nakamura, F., Seo, J.I., Akasaka, T., Swanson, F.J. (2017) Largewood, sediment, and flow regimes: their interactions and temporal changes caused by human impacts in Japan. *Geomorphology*, 279, 176–187.
208. Neubauer, E., Köhler, S. J., von der Kammer, F., Laudon, H., Hofmann, T. (2013) Effect of pH and Stream Order on Iron and Arsenic Speciation in Boreal Catchments. *Environmental Science and Technology*, 47, 7120–7128.
209. Newcombe, G., Chorus, I., Falconer, I., Lin, T-F. (2012) Cyanobacteria: impacts of climate change on occurrence, toxicity and water quality management. *Water Research*, (46) 1347–1348.
210. Nichols, G., Lane, C., Asgari, N., Verlander, N.Q., Charlett, A. (2009) Rainfall and outbreaks of drinking water related disease and in England and Wales. *Journal of water and health*, 7(1),1-8.
211. Nielsen, T.D., Hasselbalch, J., Holmberg, K., Stripple, J. (2020) Politics and the plastic crisis: A review throughout the plastic life cycle. *WIREs Energy and Environment*, 9 (1), e360.
212. Nowlin, W.H., Evarts, J.L., Vanni, M.J. (2015) Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biology*, 50, 301–322.
213. Oberbeckmann, S., Kreikemeyer, B., Labrenz, M. (2018) Environmental Factors Support the Formation of Specific Bacterial Assemblages on Microplastics. *Frontiers in Microbiology*, 8, 2709.
214. Orr, H.G., Simpson, G.L., Clers, S.C., Watts, G., Hughes, M., Hannaford, J., Dunbar, M.J., Laizé, C.L.R., Wilby, R.L., Battarbee, R.W., Evans, R. (2014) Detecting changing river

- temperatures in England and Wales. *Hydrological Processes*, 29, 752–766
215. Paerl, H. W., Paul, V. J. (2012) Climate change, Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46(5), 1349–1363.
216. Paerl, H. W., Gardner, W. S., Havens, K. E., Joyner, A.R., McCarthy, M.J., Newell, S.E., Qin, B., Scott, J.T. (2016) Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54, 213–222.
217. Paerl, H.W., Hall, N.S., Calandrino, E.S. (2011) Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of Total Environment*, 409, 1739–1745.
218. Paerl, H.W., Paul, V. (2012) Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46, 1349–1363.
219. Pan, Y., Guo, S., Li, Y., Yin, W., Qi, P., Shi, J., Hu, L., Li, B., Bi, S., Zhu, J. (2018) Effects of Water Level Increase on Phytoplankton Assemblages in a Drinking Water Reservoir. *Water*, 10, 256.
220. Papageorgiou, A., Papadakis, N., Voutsas, D. (2016) Fate of natural organic matter at a full-scale drinking water treatment plant in Greece. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(2), 1841-1851.
221. Patil, K., Deo, M.C. (2017) Prediction of daily sea surface temperature using efficient neural networks. *Ocean Dynamics*, 67, 357–368.
222. Pauer, J., Auer, M. (2000) Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system. *Water Research*, 34(4), 1247-1254.
223. Pei, Y., Yu, J., Guo, Z., Zhang, Y., Yang, M., Zhang, J., Junji, H. (2007) Pilot study on pre-ozonation enhanced drinking water treatment process. *Ozone: Science and Engineering*, 29(5), 317-323.
224. Peng, Y., Zhu, G. (2006) Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite partway. *Applied Microbiology and Biotechnology - Mini review*, 73, 15-26.
225. Peraza-Castro, M., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., Ruiz-Romera, E. (2016) Effect of flood events on transport of suspended

- sediments, organic matter and particulate metals in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). *Science of the Total Environment*, 569–570, 784–797.
226. Pernitsky, D.J., Edzwald, J. K. (2006) Selection of alum and polyaluminium coagulants: principles and applications, *Journal of Water Supply, Research and Technology-AQUA*, 55(2),121-141.
227. Pichel, N., Vivar, M., Fuentes, M. (2019) The problem of drinking water access: A review of disinfection technologies with an emphasis on solar treatment methods. *Chemosphere*, 218,1014-1030.
228. Plastics Europe (2018) Plastics—The facts 2018. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels, Belgium: Plastics Europe.
229. Poleneni, S.R., Inniss, E., Shi, H., Yang, J., Hua, B., Clamp, J. (2019) Enhanced Flocculation Using Drinking Water Treatment Plant Sedimentation Residual Solids. *Water*, 11(9), 1821.
230. Ponting, J., Kelly, T.J., Verhoef, A., Watts, M.J., Sizmur, T. (2021) The impact of increased flooding occurrence on the mobility of potentially toxic elements in floodplain soil – A review. *Science of the Total Environment*, 754, 142040.
231. Pramanik, B. K. Choo, K. H., Pramanik, S. K., Suja, F. Jegatheesan, V. (2015) Comparisons between biological filtration and coagulation processes for the removal of dissolved organic nitrogen and disinfection byproducts precursors. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 104, 164-169.
232. Pramanik, B.K., Roddick, F.A., Fan, L. (2015) A comparative study of biological activated carbon, granular activated carbon and coagulation feed pre-treatment for improving microfiltration performance in wastewater reclamation. *Journal of Membrane Science*, 475, 147-155.
233. Prata, J.C., Silva, A.L.P., da Costa, J.P., Mouneyrac, C., Walker, T.R., Duarte, A.C., Rocha- Santos, T., (2019) Solutions and integrated strategies for the control and mitigation of plastic and microplastic pollution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16 (13), 2411.
234. Puczko, K., Rudczyk, E. J. (2020) Extreme Hydro-Meteorological Events Influence to Water Quality of Small Rivers in Urban Area: A Case Study in Northeast Poland. *Scientific Reports*, 10:10255.

235. Pujin, V. (1998) Hidrobiologija, priručnik za studente i postdiplomce. *Novi Sad*.
236. Qiu, D.J., Zhong, Y., Chen, Y.Q., Tan, Y.H., Song, X.Y., Huang, L.M., (2019) Short-term phytoplankton dynamics during typhoon season in and near the Pearl River Estuary, South China Sea. *Biogeosciences*, 124 (2), 274–292.
237. Rahmadi, P., Kim, Y. R. (2014) Effects of different levels of ozone on ammonia, nitrite, nitrate, and dissolved organic carbon in sterilization of seawater, *Desalination and Water Treatment*, 52, 22-24, 4413-4422.
238. Ray, C., Jain, R. (2014) Chapter 3 – solar pasteurization, Lowcost emergency water purification technologies. *Integrated Water Security Service*, 31-53.
239. Reynolds, C., Ryan, P. G. (2018) Micro-plastic ingestion by waterbirds from contaminated wetlands in South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 126, 330–333.
240. Ricklefs, R.E., Miller, G.L. (1997) *Ecology*. Fourth Edition. W.H.Freeman and Company, New York, 822 pp.
241. Rimoldi, S.G. Stefani, F., Gigantiello, A., Polesello, S., Comandatore, F., Mileto, D., Maresca, M., Longobardi, C., Mancon, A., Romeri, F., Pagani, C., Cappelli, F., Roscioli, C., Moja, L., Gismondo, M.R., Salerno, F. (2020) Presence and infectivity of SARS-CoV-2 virus in wastewaters and rivers. *Science of The Total Environment*, 744, 140911.
242. Ritson, J. P., Graham, N. J. D., Templeton, M. R., Clark, J. M., Gough, R., Freeman, C. (2014) *The impact of climate change on the treatability of dissolved organic matter (DOM) i upland water supplies: A UK perspective*. *Science of The Total Environment*, 473– 474, 714–730.
243. Rochman, C.M., Manzano, C., Hentschel, B.T., Simonich, S.L.M., Hoh, E. (2013) Polystyrene plastic: A source and sink for polycyclic aromatic hydrocarbons in the marine environment. *Environmental Science and Technology*, 47,13976–13984.
244. Rodrigues, J.P., Duarte, A.C., Santos-Echeandía, J., Rocha-Santos, T. (2019) Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. *TrAC-Trends in Analytical Chemistry*, 111, 252–260.
245. Rostami, S., He, J., Hassan, Q.K. (2018) Riverine Water Quality Response to Precipitation and Its Change, *Environments*, 5, 8.

246. Rueda, F.J., Fleenor, W.E., De Vicente, I. (2007) Pathways of river nutrients towards the euphotic zone in a deep-reservoir of small size: Uncertainty analysis. *Ecological Modelling*, 202, 345–361.
247. Ruiz-Villanueva, V., Wyzga, B., Zawiejska, J., Hajdukiewicz, M., Stoffel, M. (2016) Factors controlling large-wood transport in a mountain river. *Geomorphology* 272, 21–31.
248. Sarkkola, S., Nieminen, M., Koivusalo, H., Laurén, A., Kortelainen, P., Mattsson, T., Palviainen, M., Piirainen, S., Starr, M., Finér, L. (2013) Iron concentrations are increasing in surface waters from forested headwater catchments in eastern Finland. *Science of the Total Environment*, 463–464, 683–689.
249. Savić, S., (2018) Trend kvaliteta vode sa aspekta klimatskih promena u Republici Srbiji, u knjizi *Mogućnosti održivog vodosnabdevanja i klimatske promene* (Ed. Dalmacija, B., Bečelić-Tomon, M., Maletić, S., Agbaba, J.), Water Workshop, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, 62-66.
250. Schallenberg, M., Burns, C. W. (2004) Effects of sediment resuspension on phytoplankton: teasing apart the influences of light, nutrients, and algal entrainment. *Freshwater Biology*, 49, 143-159.
251. Schilling, K., Streeter, M. (2018) Groundwater nutrient concentrations and mass loading rates at Iowa golf courses. *Journal of the American Water Resources Association*, 54, 211–224.
252. Schmaltz, E., Melvin, E.C., Diana, Z., Gunady, E.F., Rittschof, D., Somarelli, J.A., Viridin, J., Dunphy-Daly, M.M. (2020) Plastic pollution solutions: emerging technologies to prevent and collect marine plastic pollution. *Environment International*, 144, 106067.
253. Schulten, H.R., Leinweber, P. (2000) New insights into organic-mineral particles: composition, properties and models of molecular structure, *Biology and Fertility of Soils*, 30, 399-432.
254. Sedmak, B., Svirčev, Z., Bubik, A., Kosi, G., Tušek-Žnidarić, M. (2011), *Cijanobakterije i Njihovi Toksini-Ekološki i Toksikološki Rizici i Cvetanje Cijanobakterija u Srbiji*, Visoka Škola za varstvo okolja/ EPC- Enviromental Protection College, Velenje.

255. Seo, J.I., Nakamura, F., Chun, K.W., Kim, S.W., Grant, G.E. (2015) Precipitation patterns control the distribution and export of large wood at the catchment scale. *Hydrological Processes*, 29,5044–5057.
256. Șerban, E., Dragotă C.S. (2013) Long-term variability of precipitation and air temperature in Crisuri and Arad Plains. *Natural Resources and Sustainable Development*, Oradea, 3, 433-440.
257. Serrano, M., Montesinos, I., Cardador, M.J., Silva, M., Gallego, M., (2015) Seasonal evaluation of presence of 46 disinfection by-products throughout a drinking water treatment plant. *Science of the Total Environment*, 517, 246-258.
258. Shi, Y., Zhang, L., Li, Y., Zhou, L., Zhou, Y., Zhang, Y., Huang, C., Li, H., Zhu, G. (2020) Influence of land use and rainfall on the optical properties of dissolved organic matter in a key drinking water reservoir in China, *Science of the Total Environment*, 699, 134301.
259. Shumilova, O., Tockner, K., Gurnell, A.M., Langhans, S.D., Righetti, M., Lucía, A., Zarfl C. (2019) Floating matter: a neglected component of the ecological integrity of rivers, *Aquatic Sciences*, 81, 25.
260. Shumilova, O., Zak, D., Datry, T., et al (2019) Simulating rewetting events in intermittent rivers and ephemeral streams: A global analysis of leached nutrients and organic matter. *Global Change Biology*, 25, 1591– 1611.
261. Sillanapää, M. (2015) *Natural Organic Matter in Water* 1st Edition – Characterization and Treatment Methods. Butterworth-Heinemann.
262. Singer, P. C., Liang, L. (2004) Coagulation of natural organic material: effects on speciation of halogen at eddisinfectionby-products, *Water Supply*, 4 (4), 245–250.
263. Singer, P.C., Arlotta C., Snider-Sajdak N., Miltner R. (2003) Effectiveness of pre- and intermediate ozonation on the enhanced coagulation of disinfection by-product precursors in drinking water, *Ozone: Science and Engineering*, 25(6), 453-471.
264. Singh, K., Malik, A., Sinha, S. (2005) Water Quality Assessment and Apportionment of Pollution Sources of Gomti River (India) Using Multivariate Statistical Techniques – A Case Study. *Analytica Chimica Acta*, 538, 355-374.

-
265. Skjelkvåle, B. L., Mannio, J., Wiklander, A., Andersen, T. (2001) Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990-1999. *Hydrology and Earth System Sciences* 5, 327-337.
266. Skolasinska, K., Nowak, B. (2017) What factors affect suspended sediment concentration in rivers? A study of the upper Warta River (Poland). *River Research and Application*, 43, 112–123.
267. Službeni glasnik Republike Srpske br. 40/03, Banja Luka, (2003) Pravilnik o higijenskoj ispravnosti vode za piće.
268. Službeni glasnik Republike Srpske br. 88/17, Banja Luka, (2017) Pravilnik o zdravstvenoj ispravnosti vode za piće
269. Smith, J.S., Winston, R.J., Tirpak, R.A., Wituszynski, D.M., Boening, K.M., Martin, J.F. (2020) The seasonality of nutrients and sediment in residential stormwater runoff: Implications for nutrient-sensitive waters, *Journal of Environmental Management*, 276, 111248.
270. Stanković, S., Vasović, D., Živković, N. (2019) Impacts of extreme hydrological events on sustainable water resources management and human well-being. *Safety Engineering*, 9, 37–42.
271. Stettler, R., Courbat, R., von Gunten, U., Kaiser, H-P., Walther, J-L., Gaille, P., Jordan, R., Ramseirer, S., Revelly, P. (1998) Utilisation de l’ozone pour le traitement de eaux potables en Suisse, *Gas Wasser Abwasser*, 78, 76-890.
272. Strauss, E.A., Mitchell, N.L., Lamberti, G.A. (2002) Factors resulting nitrification in aquatic sediments: effects of organic carbon, nitrogen availability, and pH. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 554-563.
273. Sukenik, A., Teltch, B., Wachs, A.W., Shelef, G., Nir, I., Levanon, D. (1987) Effects of oxidants on microalgal flocculation, *Water Research*, 21,533-539.
274. Sumi, T., Kantoush, S., Esmaeili, T., Ock, G. (2017) Reservoir Sediment Flushing and Replenishment Below Dams: Insights from Japanese Case Studies” in *Gravel-Bed Rivers: Process and Disasters*, Chapter 14, edited by D. Tsutsumi and J.B. Laronne, John Wiley & Sons.
275. Šćiban, M., (2009) Osnovni tehnološki procesi u pripremi vode za piće, u knjizi *Savremene metode u pripremi vode za piće* (Ed. Dalmacija B., Agbaba J. i Klašnja M.) Prirodno matematički fakultet, Departman za hemiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.

276. Škunca-Milovanović, S., Feliks, R., Đurović, B. (Ed.) (1990) Voda za piće, Standardne metode za ispitivanje higijenske ispravnosti, *Savezni zavod za zdravstvenu zaštitu, NIP Privredni pregled*, Beograd.
277. Talbot, C.J., Bennett, E.M., Cassell, K., Hanes, D.M., Minor, E.C., Paerl, H., Raymond, P.A., Vargas, R., Vidon, P.G., Wollheim, W., Xenopoulos, M.A. (2018) The impact of flooding on aquatic ecosystem services. *Biogeochemistry*, 141, 439–461.
278. Talsness, C.E. (2008) Overview of toxicological aspects of polybrominated diphenyl ethers: A flame-retardant additive in several consumer products. *Environmental Research*, 108, 158–167.
279. Tengberg, A., Almroth, E., Hall, P. (2003) Resuspension and its effects on organic carbon recycling and nutrient exchange in coastal sediments: in situ measurements using new experimental technology. *Experimental Marine Biology and Ecology*, 285–286, 119–142.
280. Testa, J.M., Kemp, W.M., Boynton, W.R. (2018) Season-specific trends and linkages of nitrogen and oxygen cycles in Chesapeake Bay. *Limnology and Oceanography*, 63 (5), 2045–2064.
281. Toor, G., Occhipinti, M., Yang, Y., Majcherek, T., Haver, D., Oki, L. (2017) Managing urban runoff in residential neighborhoods: nitrogen and phosphorus in lawn irrigation driven runoff. *PloS One*, 12 (6), 0179151.
282. Torres, F.G., Dioses-Salinas, D.C., Pizarro-Ortega, C.I., De-la-Torre, G.E. (2021) Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends. *Science of the Total Environment*, 757, 143875.
283. Tramoy, R., Gasperi, J., Dris, R., Colasse, L., Fisson, C., Sananes, S., Rocher, V., Tassin, B. (2019) Assessment of the Plastic Inputs From the Seine Basin to the Sea Using Statistical and Field Approaches. *Frontiers in Marine Sciences*, 6, 151.
284. Tran, H. N., Le, G. T., Nguyen, D. T., Juang, R.S., Rinklebe, J., Bhatnagar, A., Lima, E.C., Iqbal, H.M.N., Sarmah, A.K., Chao, H.-P. (2021) SARS-CoV-2 coronavirus in water and wastewater: A critical review about presence and concern. *Environmental Research*, 110265.

-
285. Tranvik, L. (2003) Microbial and photochemical degradation of dissolved organic matter, Extended abstract submitted to the *Workshop on Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences*, Atna 21-23.
286. Uredba o klasifikaciji i kategorizaciji vodotoka. *Službeni glasnik Republike Srpske br. 42/01*. Banja Luka, 2001.
287. USEPA (1999a) Guidance Manuel for Compliance with the Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule: Turbidity Provisions, EPA815-R-99-010, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
288. USEPA (2006) *Initial distribution system valuation guidance manual, For the final stage 2 disinfectants and disinfection by products rule*, EPA815-B-06-002, U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
289. USEPA (1999b) *Microbial and disinfection by products rules*: EPA-815-R-99-012, U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
290. Van der Aa, L.T.J., Kors, L.J., Wind, A. P. M., Hofman, J.A.H.M., Rietveld, L.C., (2002) Nitrification in rapid sand filter: Phosphate limitation at low temperatures. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2 (1), 37-46.
291. Vandenberg, L.N., Mani, M.V., Sonnenschein, C., Rubin, B.S., Soto, A.M. (2009) Bisphenol-a and the great divide: A review of controversies in the field of endocrine disruption. *Endocrine Reviews*, 30, 75–95.
292. van Emmerik, T., Kieu-Le, T. C., Loozen, M., van Oeveren, K., Strady, E., Bui, X. T., Egger M, Gasperi J, Leberton L, Nguyen PD, Schwarz, A., Slat B., Tassin, B. (2018) A methodology to characterize riverine macroplastic emission into the ocean. *Frontiers in Marine Science*, 5, 372.
293. van Emmerik, T., Strady, E., Kieu-Le, T. C., Nguyen, L., Gratiot, N. (2019) Seasonality of riverine macroplastic transport. *Scientific Reports*, 9(1), 1–9.
294. Vaughan, D., Malcolm, R.E. (1985) Influence of humic substances on growth and physiological process. In *Soil organic matter and biological activity* (eds. Vaughan, D. and Malcolm, R.E.), Dordrecht: Kluwer Academic, p.37-75.
295. Vetter, T., Reinhardt, J., Flörke, M., van Griensven, A., Hattermann, F., Huang, S., Koch, H., Pechlivanidis, I.G., Plotner, S., Seidou, O., Su, B., Vervoort, R.W., Krysanova, V., (2017)

- Evaluation of sources of uncertainty in projected hydrological changes under climate change in 12 large-scale river basins. *Climatic Change*, 141, 419–433.
296. Volk K., Bell K., Ibrahim E., Verges D., Amy G., Lechevallier M. (2000) Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. *Water Research*, 34(12), 3247–3257.
297. Von Sperling, M., De Lemos Chernicharo, C. A. (2005) Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions, IWA Publishing, London, UK.
298. Wang, B., Chen, J.F., Jin, H.Y., Li, H.L., Huang, D.J., Cai, W.J. (2017) Diatom bloom derived bottom water hypoxia off the Changjiang River Estuary, with and without typhoon influence. *Limnology and Oceanography*, 62 (4), 1552–1569.
299. Wang, H., Shen, Z., Guo, X., Niu, J., Kang, B. (2010) Ammonia adsorption and nitritation in sediments derived from the Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Earth Sciences*, 60, 1653–1660.
300. Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., Cai, L. (2017) Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, 171, 248–258.
301. Wang, L.K., Hung, Y.T., Shammas, N.K. (2005) *Handbook of Environmental Engineering*, 3, Humana Press Inc., Totowa, New York.
302. Wang, T., Liu, G. P., Gao, L., Zhu, L.X., Fu, Q., Li, D.J., (2016) Biological and nutrient responses to a typhoon in the Yangtze estuary and the Adjacent Sea. *Coastal Research*, 32 (2), 323–332.
303. Wang, X.Y., Feng, J. (2007) Assessment of the Effectiveness of Environmental Dredging in South Lake, China. *Environmental Management*, 40, 314–322.
304. Webb, B.W., Hannah, D.M., Moore, R.D., Brown, L.E., Nobilis, F. (2008) Recent advances in stream and river temperature research, *Hydrological Processes*, 22, 902–918.
305. Weilhoefer, C.L., Pan, Y., Eppard, S. (2008) The effects of river floodwaters on floodplain wetland water quality and diatom assemblages. *Wetlands* 28(2), 473–486.

-
306. Welber, M., Bertoldi, W., Tubino, M. (2013) Wood dispersal in braided streams: results from physical modeling. *Water Resources Research*, 49,7388–7400.
307. Wendt-Potthoff, K., Kloß, C., Schultze, M., Koschorreck, M. (2014) Anaerobic metabolism of two hydromorphological similar pre-dams under contrasting nutrient loading (Rappbode Reservoir System, Germany). *International Review of Hydrobiology*, 99, 350–362.
308. Weston, N.B., Dixon, R.E., Joye, S.B. (2006) Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. *Journal of Geophys Research*, 111, G01009(14).
309. White, C. (1999) Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants, 4th Ed., A Wiley- Interscience Publication, John Wiley&Sons, Inc.
310. White, M.C., Thompson, J.D., Harrington, G.W., Singer, P.C. (1997) Evaluating criteria for enhanced coagulation compliance, *Journal of American Water Works Association*, 89(5),64.
311. Whitehead, P. G., Bussi, G., Bowes, M., Read, D.S., Hutchins, M. G., Elliott, J. A., & Dadson, S.J. (2015). Dynamic modelling of multiple phytoplankton groups in rivers with an application to the Thames river system in the UK. *Environmental Modelling & Software*, 74, 75-91.
312. Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, M., Wade, A. J. (2009) A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal*, 54, 101–123.
313. WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality - 4th ed.
314. WHO (2015) Technical Brief: Management of Cyanobacteria in Drinking-Water Supplies: Information for regulators and water suppliers, WHO/FWC/WSH/15.03
315. WHO (2016) Pregled potencijalnih hazarda u riječnom slivu i njihovi tipični izvori PROTECTING SURFACE WATER FOR HEALTH, IDENTIFYING, ASSESSING AND MANAGING DRINKING-WATER QUALITY RISKS IN SURFACE-WATER CATCHMENTS (Ed. Rickert, B., Chorus, I., Schmoll, O.), Geneva, Switzerland.
316. WHO (2017) Support to the revision of Annex I Council Directive 98/83/EC on the Quality of Water Intended for Human

- Consumption (Drinking Water Directive). Drinking Water Parameter Cooperation Project.
317. WHO (2019) Microplastics in drinking-water, Geneva, Switzerland, ISBN 978-92-4-151619-8.
318. Williams, R.J., Boorman, D.B. (2012) Modelling in-stream temperature and dissolved oxygen at sub-daily time steps: an application to the River Kennet, UK. *Science of Total Environment*, 423, 104-110.
319. Windsor, F. M., Durance, I., Horton, A. A., Thompson, R. C., Tyler, C. R., & Ormerod, S. J. (2019) A catchment-scale perspective of plastic pollution. *Global Change Biology*, 25(4), 1207–1221.
320. Wollheim, W.M., Mulukutla, G.K., Cook, C., Carey, R.O. (2017) Aquatic nitrate retention at river network scales across flow conditions determined using nested in situ sensors. *Water Resources Research*, 53, 9740–9756.
321. World Meteorological Organization (2003) Manual on Operational Methods for the Measurement of Sediment Transport (WMO-No. 686), Secretariat of the World Meteorological Organization-Geneva-Switzerland.
322. Wu, M., Yang, F., Yao, Q., Bouwman, L., Wang, P. (2020) Storm-induced sediment resuspension in the Changjiang River Estuary leads to alleviation of phosphorus limitation. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111628.
323. Xia, W., Rao, Q., Deng, X., Chen, J., Xie, P. (2020) Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. *Science of the Total Environment*, 732, 139065-139072.
324. Xie, W.M., He, Q., Zhang, K.Q., Guo, L.C., Wang, X.Y., Shen, J., Cui, Z. (2017) Application of terrestrial laser scanner on tidal flat morphology at a typhoon event timescale. *Geomorphology*, 292, 47–58.
325. Yang, Y., Pignatello, J.J., Ma, J., Mitch, W.A. (2014) Comparison of halide impacts on the efficiency of contaminant degradation by sulfate and hydroxyl radical-based advanced oxidation processes (AOPs). *Environmental Science and Technology*, 48(4), 2344-2351.
326. Zazouli, M. A., Kalankesh, L.R. (2017) Removal of precursors and disinfection by-products (DBPs) by membrane filtration

- from water; a review. *Journal of environmental health science & engineering*, 15, 25.
327. Zhai, H., He, X., Zhang, Y., Du, T., Adeleye, A., Li, Y. (2017) Disinfection byproduct formation in drinking water sources: A case study of Yuqiao reservoir. *Chemosphere*.
328. Zhang, Y., Love, N., Edwards, M., (2009) Nitrifikacija in Drinking Water Systems, *Critical Reviews in Environmental Science and Tehnology*, 39., 153-208.
329. Zhao, H., Han, G.Q., Zhang, S.W., Wang, D.X., (2013) Two phytoplankton blooms near Luzon Strait generated by lingering Typhoon Parma. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118 (2), 1–10.
330. Zhao, Z., Sun, W., Ray, A. K., Mao, T., Ray, M. B. (2019) Coagulation and disinfection by-products formation potential of extracellular and intracellular matter of algae and cyanobacteria. *Chemosphere*, 245, 125669.
331. Zheng, Q., Yang, X., Deng, W., Le, X.C., Li, X.F. (2016) Characterization of natural organic matter in water, for optimizing water treatment and minimising disinfection by-product formation. *Journal of Environmental Sciences*, 42(4), 1-5.
332. Zhou, Y., Jeppesen, E., Zhang, Y., Cheng, N., Shi, K., Liu, X., Zhu, G., Qin, B. (2015) Chromophoric dissolved organic matter of black waters in a highly eutrophic Chinese lake: freshly produced from algal scums. *Journal of Hazardous Materials*, 299 (6), 222–230.
333. Zorić, S. (2008) Optimizacija pripreme vode za piće iz površinske vode namijenjene za vodosnabdijevanje grada Banjaluka, *Specijalistički rad*, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, Novi Sad.
334. Zupanski, D., Ristic, R. (2012) Floating debris from the Drina river. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 7, 5–12.

7. PRILOG

Tabela 15. Rezultati kvantitativne analize metala u sedimentu iz akumulacionog jezera „Jajce II“

| Parametar | Jedinica | Koncentracija |
|-----------|----------|---------------|
| Mangan | mg/kg | <0,1 |
| Gvožđe | mg/kg | 3164 |
| Bakar | mg/kg | <0,1 |
| Hrom | µg/kg | <0,04 |
| Nikl | µg/kg | 0,1 |
| Kadmijum | µg/kg | <0,1 |
| Živa | µg/kg | 0,756 |

Tabela 16. Organski profil uzorka sedimenta iz akumulacionog jezera „Jajce II“

| Jedinjenje | Vjerovatnoća (%) | Jedinjenje | Vjerovatnoća (%) |
|----------------------|------------------|---------------------------|------------------|
| 3-hlorbenzoni-tril | 86 | heptadekan | 86 |
| dodekan | 74 | 1-tetradekan | 93 |
| 2-metil-naftalen | 91 | heksatriakontan | 72 |
| 3-metil-dodekan | 91 | 3,4'-Dimetil-1,1'-bifenil | 70 |
| 5-octadecene,(E)- | 87 | 2,6,10-trimetilpentadekan | 83 |
| 1-hloroktadekan | 78 | tridekan | 86 |
| 2,7-dimetil-naftalen | 94 | eikosan | 87 |

Tabela 17. Rezultati kvantitativne analize sedimenta iz akumulacionog jezera „Jajce II“, koji su obuhvatali policiklične aromatične ugljovodonike, pesticide, organohlorne pesticide i PCB.

| Parametar | Koncentracija (µg/kg) | Parametar | Koncentracija (µg/kg) |
|-----------------------|-----------------------|--|-----------------------|
| PAH | | Pesticidi, organohlorni pesticidi i PCB | |
| Naftalen | 3.1 | α-BHC | <0.2 |
| Acenaftilen | <3 | γ-BHC | <0.2 |
| Acenaften | <3 | β-BHC | <0.2 |
| Fluoren | 4.4 | Heptahlor | <0.2 |
| Fenantren | <3 | δ-BHC | <0.2 |
| Antracen | <3 | Aldrin | <0.2 |
| Fluoranten | <3 | Heptahlorepoksid | <0.2 |
| Piren | <3 | 4,4'-DDE | 0.79 |
| Benzo(a)antracen | <3 | Dieldrin | <0.2 |
| Krizen | <3 | Endrin | <0.2 |
| Benzo(b)fluoranten | <3 | 4,4'-DDD | 2.3 |
| Benzo(k)fluoranten | <3 | 4,4'-DDT | 3.4 |
| Benzo(a)piren | <3 | Endrinaldehid | <0.2 |
| Dibenzo(a,h)antracen | <1 | Endosulfansulfat | <0.2 |
| Benzo(g,h,i)perilen | <1 | PCB | <4 |
| Indeno(1,2,3-cd)piren | <1 | | |



Biografija

Slobodanka (rođena Mamlić) Zorić rođena je 22. jula 1962. godin u Bosanskoj Krupi. Osnovnu i srednju školu završila je u Bosanskoj Krupi. Diplomirala je 1988.godine na Tehnološkom fakultetu u Banja Luci, smjer hemisko-tehnološki, na temu *Rendgenska celulozna vlakna* i stekla zvanje diplomiranog inženjera tehnologije. Od 1989-2003. godine radila je u Fabrici papira, Srednjoj tehnološkoj školi i na poslovima površinske zaštite metala. Od 2003 do sada radi u „Vodovodu“ a.d. Banja Luka, najprije kao tehnolog operater na poluinduptrijskom istraživačkom postrojenju, a zatim kao glavni tehnolog u proizvodnji vode za piće na industrijskom postrojenju.

Specijalističke studije iz oblasti zaštite životne sredine na Departmanu za hemiju, Prirodno-matematičkog fakulteta u Novom Sadu završila je 2008.godine, gdje je odbranila specijalistički rad „Optimizacija pripreme vode za piće iz površinske vode namjenjene vodosnabdijevanju grada Banjaluka“. Pored odbranjenog specijalističkog rada, autor je jednog rada koji je saopšten na skupu međunarodnog značaja; jednog rada objavljenog u vrhunskom časopisu od nacionalnog značaja; rada objavljenog u časopisu od nacionalnog značaja i sedam radova saopštenih na skupu nacionalnog značaja štampanih u cjelini.

Овај Образац чини саставни део докторске дисертације, односно докторског уметничког пројекта који се брани на Универзитету у Новом Саду. Попуњен Образац укоричити иза текста докторске дисертације, односно докторског уметничког пројекта.

План третмана података

| |
|--|
| Назив пројекта/истраживања |
| Анализа утицаја природних и антропогених фактора на ефикасност процеса припреме воде за пиће из површинске воде |
| Назив институције/институција у оквиру којих се спроводи истраживање |
| а) „Водовод“ Бања Лука б) Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет |
| Назив програма у оквиру ког се реализује истраживање |
| Докторске академске студије заштите животне средине на Природно-математичком факултету, Универзитета у Новом Саду. Део истраживања обухваћених овом докторском дисертацијом био је у склопу пројекта |
| 1. Опис података |
| 1.1 Врста студије <i>Укратко описати тип студије у оквиру које се подаци прикупљају</i> <u>докторска дисертација</u> |
| 1.2 Врсте података |
| Ⓐ квантитативни |
| Ⓑ квалитативни |

1.3. Начин прикупљања података

- a) анкете, упитници, тестови
- б) клиничке процене, медицински записи, електронски здравствени записи
- в) генотипови: навести врсту _____
- г) административни подаци: навести врсту _____
- д) узорци ткива: навести врсту _____
- ђ) снимци, фотографије: фотографије локалитета узорковања воде реке Врбас
- е) текст, навести врсту: преглед научне литературе
- ж) мапа, навести врсту _____
- з) остало: описати лабораторијски експерименти и аналитичка мерења

1.3 Формат података, употребљене скале, количина података

1.3.1 Употребљени софтвер и формат датотеке:

- а) Excel фајл, датотека .xlsx; .csv
- б) SPSS фајл, датотека _____
- в) PDF фајл, датотека .pdf
- г) Текст фајл, датотека _____
- д) JPG фајл, датотека .jpg; .tiff
- е) Остало, датотека .orj; .png

1.3.2. Број записа (код квантитативних података)

- а) број варијабли 24
- б) број мерења (испитаника, процена, снимака и сл.) 10000-15000

1.3.3. Поновљена мерења

- а) да

б) не

Уколико је одговор да, одговорити на следећа питања:

а) временски размак између поновљених мера је дефинисан примењеном методом

б) варијабле које се више пута мере односе се на испитиване концентрације метала, специфичних органских материја у води и на плутајућем отпаду и осталих-општих параметара

в) нове верзије фајлова који садрже поновљена мерења су именоване као инкорпориране у постојеће фајлове

Напомене:

Да ли формати и софтвер омогућавају дељење и дугорочну валидност података?

а) Да

б) Не

Ако је одговор не, образложити

2. Прикупљање података

2.1 Методологија за прикупљање/генерисање података

2.1.1. У оквиру ког истраживачког нацрта су подаци прикупљени?

а) експеримент, навести тип лабораторијска анализа хемијских и биолошких показатеља квалитета воде и плутајућег отпада у циљу процене утицаја природних и антропогених фактора

б) корелационо истраживање, навести тип регресиона анализа прикупљених експерименталних података и примена модела неуронских мрежа

ц) анализа текста, навести тип прикупљање литературних података

д) остало, навести шта

2.1.2 Навести врсте мерних инструмената или стандарде података специфичних за одређену научну дисциплину (ако постоје).

pH-метар; турбидиметар; UV-Vis спектрофотометар; Атомско апсорпциони спектрофотометар (AAS); Анализатор укупног и раствореног органског угљеника (TOC); Гасна хроматографија са масеном спектрометријом (GC-MS); биолошки микроскоп; јон-селективне електроде.

2.2 Квалитет података и стандарди

2.2.1. Третман недостајућих података

а) Да ли матрица садржи недостајуће податке? Да Не

Ако је одговор да, одговорити на следећа питања:

а) Колики је број недостајућих података? _____

б) Да ли се кориснику матрице препоручује замена недостајућих података? Да Не

в) Ако је одговор да, навести сугестије за третман замене недостајућих података

2.2.2. На који начин је контролисан квалитет података? Описати

Квалитет података је контролисан и евалуиран на основу статистичке анализе и процене добијених резултата, одбацивањем екстремних резултата мерења и поређењем експериментално добијених резултата и теоријских података.

2.2.3. На који начин је извршена контрола уноса података у матрицу?

Статистичком контролом изведеног резултата

3. Третман података и пратећа документација

3.1. Третман и чување података

3.1.1. Подаци ће бити депоновани у Репозиторијум докторских дисертација на Универзитету у Новом Саду.

3.1.2. URL адреса <https://cris.uns.ac.rs/searchDissertations.jsf>

3.1.3. DOI _____

3.1.4. Да ли ће подаци бити у отвореном приступу?

- а) Да
- б) Да, али после ембарга који ће трајати до _____
- в) Не

Ако је одговор не, навести разлог _____

3.1.5. Подаци неће бити депоновани у репозиторијум, али ће бити чувани.

Образложење

3.2 Метаподаци и документација података

3.2.1. Који стандард за метаподатке ће бити примењен?

3.2.1. Навести метаподатке на основу којих су подаци депоновани у репозиторијум.

Ако је потребно, навести методе које се користе за преузимање података, аналитичке и процедуралне информације, њихово кодирање, детаљне описе варијабли, записа итд.

3.3 Стратегија и стандарди за чување података

3.3.1. До ког периода ће подаци бити чувани у репозиторијуму?

3.3.2. Да ли ће подаци бити депоновани под шифром? Да Не

3.3.3. Да ли ће шифра бити доступна одређеном кругу истраживача?

Да Не

3.3.4. Да ли се подаци морају уклонити из отвореног приступа после извесног времена?

Да Не

Образложити

4. Безбедност података и заштита поверљивих информација

Овај одељак МОРА бити попуњен ако ваши подаци укључују личне податке који се односе на учеснике у истраживању. За друга истраживања треба такође размотрити заштиту и сигурност података.

4.1 Формални стандарди за сигурност информација/података

Истраживачи који спроводе испитивања с људима морају да се придржавају Закона о заштити података о личности (https://www.paragraf.rs/propisi/zakon_o_zastiti_podataka_o_licnosti.html) и одговарајућег институционалног кодекса о академском интегритету.

4.1.2. Да ли је истраживање одобрено од стране етичке комисије? Да Не
Ако је одговор Да, навести датум и назив етичке комисије која је одобрила истраживање

4.1.2. Да ли подаци укључују личне податке учесника у истраживању?
Да Не

Ако је одговор да, наведите на који начин сте осигурали поверљивост и сигурност информација везаних за испитанике:

- a) Подаци нису у отвореном приступу
 - b) Подаци су анонимизирани
 - ц) Остало, навести шта
-

5. Доступност података

5.1. Подаци ће бити

јавно доступни

б) доступни само уском кругу истраживача у одређеној научној области

ц) затворени

Ако су подаци доступни само уском кругу истраживача, навести под којим условима могу да их користе:

Уз претходну комуникацију и писмено одобрење власника података

Ако су подаци доступни само уском кругу истраживача, навести на који начин могу приступити подацима:

Добијањем шифре од власника података за приступ подацима који су похрањени на Репозиторијуму Универзитета у Новом Саду

5.4. Навести лиценцу под којом ће прикупљени подаци бити архивирани.

Ауторство-некомерцијално

6. Улоге и одговорност

6.1. Навести име и презиме и мејл адресу власника (аутора) података

Слободанка Зорић, е-mail: szoricnf@gmail.com

6.2. Навести име и презиме и мејл адресу особе која одржава матрицу с подацима

Слободанка Зорић, е-mail: szoricnf@gmail.com

6.3. Навести име и презиме и мејл адресу особе која омогућује приступ подацима другим истраживачима

Слободанка Зорић, е-mail: szoricnf@gmail.com