



UNIVERZITET U BANJOJ LUCI
TEHNOLOŠKI FAKULTET



Mr. sc. Merima Toromanović

**„OPTIMIZACIJA RADA PILOT BILJNOG
UREĐAJA KOD OBRADE OTPADNIH VODA
RAZLIČITOG STEPENA BIORAZGRADIVOSTI“**

DOKTORSKA DISERTACIJA

BANJA LUKA, 2021.



UNIVERSITY OF BANJA LUKA
FACULTY OF TECHNOLOGY



MSc. Merima Toromanović

**„OPTIMIZATION OF PILOT PLANT
CONSTRUCTED WETLAND FOR WASTEWATER
TREATMENT OF DIFFERENT DEGREE OF
BIODEGRADABILITY”**

DOCTORAL DISSERTATION

BANJA LUKA, 2021.

Mentori: dr.sc. Jasmina Ibrahimpašić, vanredni profesor, Univerzitet u Bihaću, Biotehnički fakultet, Bosna i Hercegovina i dr.sc. Ljiljana Topalić - Trivunović, redovni profesor, Tehnološki fakultet, Univerzitet u Banjoj Luci, Bosna i Hercegovina

Naslov doktorske disertacije: „Optimizacija rada pilot biljnog uređaja kod obrade otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti“

Rezime:

Biljni uređaji (BU ili eng. *CW-Constructed wetlands*) su umjetno oblikovane močvare sa ciljem stvaranja uvjeta kojima se pospješuje prečišćavanje otpadnih voda koje kroz njih protječu.

Istraživanje za ovu doktorsku disertaciju se provodilo na edukacijskom pilot bilnjom uređaju, koji se nalazi na području općine Bihać, na parceli koju koristi Biotehnički fakultet u Bihaću. Biljni uređaj se sastoji od dva polja. Polje u višem, gornjem dijelu, zasađeno je s biljkom rogoz (*Typha latifolia*), a u nižem dijelu s običnom trskom (*Phragmites australis*). Supstrat i biljke se nisu mijenjali tokom istraživanja. U istraživanju se pored komunalnih otpadnih voda, pratila i efikasnost prečišćavanja tehnološke otpadne vode (otpadna voda mljekarske industrije "Milk-San" Sanski Most), kao i sintetske otpadne vode koja je pripremljena uz dodatak određene koncentracije teških metala (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co). Tokom provedenog istraživanja varirao je protok, kao i hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju. Kod komunalne otpadne vode vrijeme zadržavanja vode u uređaju je bilo 5 dana, dok je kod otpadne vode mljekare vrijeme zadržavanja vode u uređaju bilo 4,5 i 6 dana, a kod sintetske otpadne vode 5,7 i 9 dana. Vrijeme zadržavanja vode u uređaju kod otpadne vode mljekare i sintetske otpadne vode je produženo sa ciljem postizanja optimalnih uvjeta prečišćavanja. Kvalitet ulazne otpadne vode (influenta) i obrađene otpadne vode (efluenta) pratio se određivanjem niza analitičkih parametara: hemijska potrošnja kisika (HPK), biohemijska potrošnja kisika kroz pet dana (BPK₅), suspendirane tvari, spojevi s dušikom, ukupni fosfor, koncentracija teških metala, a primjenom membranske filtracije urađena je i mikrobiološka analiza uzorka.

Istraživanje se provodilo po sezonomama, tj. u proljeće, ljetu, jesen i zimu, kako bi se ispitalo u koje godišnje doba je najveća efikasnost prečišćavanja ovisno o vrsti otpadne vode.

Konačni recipijent prečišćenih otpadnih voda bio je potok Drobina, koji je od same lokacije udaljen oko 10m.

Ključne riječi: biljni uređaj, otpadne vode, efikasnost prečišćavanja

Naučna oblast: Tehničke nauke

Naučno polje: Hemijsko inženjerstvo

Klasifikaciona oznaka: T 270

Tip odabrane licence Kreativne zajednice: Autorstvo – nekomercijalno – bez prerade (CC BY-NC-ND)

Mentors: Jasmina Ibrahimpašić, PhD, Associate Prof., University of Bihać, Biotechnical faculty, Bosnia and Herzegovina and Ljiljana Topalić - Trivunović, PhD, Full Prof., Faculty of Technology, University of Banja Luka, Bosnia and Herzegovina.

Title of the doctoral dissertation: „Optimization of pilot plant constructed wetland for wastewater treatment of different degree of biodegradability”

Abstract:

Constructed wetlands (CW) are artificially shaped wetlands with the aim of creating conditions conducive to the purification of wastewaters flowing through them.

The research for this doctoral dissertation was conducted on an educational pilot constructed wetland, located in the municipality of Bihać, on a plot used by the Biotechnical Faculty in Bihać. The constructed wetland consists of two fields. The field in the higher, upper part, is planted with the rush plant (*Typha latifolia*), and in the lower part with the common reed (*Phragmites australis*). Substrate and plants did not change during the study. In addition to municipal wastewater, the research also monitored the efficiency of technological wastewater treatment (wastewater from the dairy industry “Milk-San” Sanski Most), as well as synthetic wastewater prepared with the addition of a certain concentration of heavy metals (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr and Co). During the research, the flow varied, as well as the hydraulic retention time of the water in the device. In the case of municipal wastewater, the retention time of water in the constructed wetland was 5 days, while in the case of dairy wastewater, the retention time of water in the constructed wetland was 4, 5 and 6 days, and in the case of synthetic wastewater 5, 7 and 9 days. The retention time of the water in the dairy wastewater and synthetic wastewater has been extended in order to achieve optimal treatment conditions.

The quality of incoming wastewater (influent) and treated wastewater (effluent) was monitored by determining of analytical parameters: chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand over five days (BOD₅), suspended solids, nitrogen compounds, total phosphorus, concentration of heavy metals, and microbiological analysis of samples was performed using membrane filtration.

The research was conducted by seasons; in spring, summer, autumn and winter, in order to examine in which season is the highest treatment efficiency, depending on the type of

wastewater. The recipient of purified wastewater was the Drobinica stream, which is about 10 m away from the site.

Keywords: constructed wetlands, wastewater, efficiency of purification

Scientific area: Technical sciences

Scientific field: Chemical engineering

Classification Code: T 270

Type the selected license Creative Communities: Authorship - non-commercial - without adaptations (CC BY-NC-ND)

ZAHVALNICA

Na samom početku, jer im je tu i mjesto, se zahvaljujem mojim roditeljima na bezuvjetnoj ljubavi i podršci tokom svih ovih godina. Hvala za beskrajno strpljenje, razumijevanje, snagu i vjeru u mene.

Zahvaljujem se mentorici dr.sc. Jasmini Ibrahimpović, vanr.prof. na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću na stručnoj pomoći, savjetima i podršci tokom izrade rada. Njeno zalaganje i posvećenost za mene su bili od neprocjenjive vrijednosti.

Zahvaljujem se komentorici dr.sc. Ljiljaní Topalić-Trivunović, vanr.prof. na Tehnološkom fakultetu Univerziteta u Banjoj Luci, koja je svojim znanjem i stručnim iskustvom, savjetima i podrškom doprinijela izradi ove doktorske disertacije.

Također se zahvaljujem dr.sc. Ljiljaní Vukić, red.prof. na Tehnološkom fakultetu Univerzitea u Banjoj Luci, koja me divno dočekala već prvi dan dolaska na Tehnološki fakultet, te svojim korisnim savjetima i sugestijama bila od velike pomoći prilikom prijave doktorske disertacije.

Iskreno se zahvaljujem i dr.sc. Ifetu Šišiću, red.prof. na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću, kao i dr.sc. Saši Papugi, vanr.prof. i dr.sc. Dijani Dršići, doc. na Tehnološkom fakultetu Univerziteta u Banjoj Luci, na znanstvenoj pomoći i savjetima pri tumačenju rezultata i pisanju rada.

Zahvaljujem se Dekanu i radnim kolegama sa Biotehničkog fakulteta Univerziteta u Bihaću na ukazanoj podršci i pomoći tokom istraživanja i pisanja rada.

Iskreno se zahvaljujem ljubaznom rukovodstvu i uposlenim JP „Vodovod“ d.o.o Bihać, koji su bili od velike pomoći oko održavanja biljnog uređaja, kao i Poljoprivrednom zavodu USK Bihać za pomoć tokom pripreme uzorka.

Veliko hvala i mljekari „Mlkk-San“ Sanski Most, koji su zaista bili susretljivi i ustupili otpadne vode njihove industrije, kako bi se ova doktorska disertacija mogla realizirati. Također se zahvaljujem i rukovodstvu i zaposlenim Bihaćke pivovare „Preminger“, koji su pomogli prilikom transporta spremnika sa vodom.

Hvala pripada i Federalnom hidrometeorološkom zavodu na ustupljenim podacima koji su korišteni prilikom pisanja ove doktorske disertacije.

Na kraju, hvala svim dragim osobama u mom životu koje su bile uz mene i u lijepim, ali i u manje lijepim trenucima, čija su mi ljubav i podrška bili oslonac onda kada je bilo najpotrebnije.

Nije teško biti sretan, potreбno je samo sreću prepoznati. Zahvalnost je prvi i najvažniji korak prema sreći, a čovjek u svakom trenutku ima barem jedan razlog da bude sretan.

Toromanović Merima

SADRŽAJ:

1.	UVOD	1
2.	PREGLED LITERATURE	4
2.1.	Nepovoljni uticaji ispuštanja neprečišćenih otpadnih voda u prirodne recipijente	5
2.2.	Postupci prečišćavanja otpadnih voda	7
2.2.1.	Mehanička prethodna obrada	8
2.2.2.	Fizičko–hemski postupci prečišćavanja otpadnih voda	9
2.2.3.	Biološka obrada otpadnih voda	10
2.3.	Biljni uređaji	11
2.3.1.	Vrste biljnih uređaja	12
2.3.2.	Komponente biljnog uređaja	17
2.3.3.	Biljke i supstrat u biljnim uređajima	20
2.3.4.	Biogeohemijski procesi u biljnim uređajima	25
2.3.4.1.	Kisik	25
2.3.4.2.	Sumpor	26
2.3.4.3.	Ugljik	26
2.3.4.4.	Dušik	27
2.3.4.5.	Fosfor	29
2.3.5.	Uticaj temperature na procese u biljnom uređaju	31
2.3.6.	Planiranje i projektovanje biljnih uređaja	33
2.3.7.	Primjena biljnih uređaja	37
2.3.7.1.	Biljni uređaji za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda	37
2.3.7.2.	Biljni uređaji za prečišćavanje industrijskih otpadnih voda	39
2.3.7.3.	Uklanjanje teših metala iz otpadnih voda primjenom biljnih uređaja	41
2.3.8.	Usporedba primjene biljnog uređaja za prečišćavanje otpadnih voda sa drugim metodama prečišćavanja sa osvrtom na efikasnost, brzinu, veličinu i ekonomsku isplativost	43
2.4.	Karakteristike posmatranog područja	49
2.4.1.	Unsko–sanski kanton, geografske i hidrogeološke karakteristike	49
2.5.	Zakonski okviri u oblasti otpadnih voda na nivou Federacije BiH	50
3.	CILJ RADA I HIPOTEZA	54
4.	MATERIJALI I METODE RADA	56

4.1.	Dizajn eksperimenta	56
4.2.	Opis edukacijskog pilot biljnog uređaja	57
4.3.	Projektni parametri biljnog uređaja i njegove funkcionalne jedinice	60
4.4.	Fizičko-hemiske analitičke metode	64
4.4.1.	Određivanje isparnog i žarenog ostatka	65
4.4.2.	Određivanje hemijske potrošnje kisika (HPK – vrijednost)	65
4.4.3.	Određivanje BPK5 vrijednosti metodom razblaženja	66
4.4.4.	Određivanje amonijakalnog dušika	66
4.4.5.	Određivanje nitrita	66
4.4.6.	Određivanje nitrata	67
4.4.7.	Određivanje ukupnog dušika	67
4.4.8.	Određivanje ukupnog fosfora	67
4.4.9.	Određivanje koncentracije teških metala	67
4.4.10.	Mikrobiološka analiza uzoraka.....	68
4.5.	Određivanje protoka i hidrauličkog vremena zadržavanja (HVZ) vode u uređaju .	68
4.6.	Statistička obrada podataka	70
5.	REZULTATI I DISKUSIJA	71
5.1.	Analiza komunalne otpadne voda u nastavnom centru „Grmeč“ i efikasnost prečišćavanja primjenom pilot biljnog uređaja	71
5.2.	Analiza industrijske otpadne vode (mljekara „Milk-San“ Sanski Most) i efikasnost prečišćavanja primjenom pilot biljnog uređaja	107
5.3.	Analiza sintetske otpadne vode i efikasnost prečišćavanja primjenom pilot biljnog uređaja	140
5.4.	Analiza ukupne efikasnosti prečišćavanja otpadnih voda (komunalna, industrijska i sintetska) primjenom pilot biljnog uređaja	181
5.4.1	Optimizacija rada uređaja	184
5.5.	Meteorološki uslovi tokom istraživanja	185
6.	ZAKLJUČAK	187
7.	LITERATURA	191
8.	PRILOZI	218

POPIS TABELA:

Tabela 1. Vrste onečišćivača u otpadnim vodama i štetne posljedice uslijed njihovog ispuštanja u vodene ekosisteme	7
Tabela 2. Tehnički aspekti pojedinih varijantnih rješenja	45
Tabela 3. Ekološki aspekti pojedinih varijantnih rješenja	46
Tabela 4. Ekonomski aspekti pojedinih varijantnih rješenja	47
Tabela 5. Učestalost i vrijeme provođenja aktivnosti održavanja sistema za veličinu biljnog uređaja od 500 ES	48
Tabela 6. Koncentracija teških metala tokom pripreme sintetske otpadne vode	62
Tabela 7. Parametri i analitičke metode ispitivanja kvaliteta vode	64
Tabela 8. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta komunalne otpadne vode iz Nastavnog centra „Grmeč“ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2016/2017 godine.....	72
Tabela 9. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta komunalne otpadne vode iz Nastavnog centra „Grmeč“ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2017.godine	73
Tabela 10. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta komunalne otpadne vode iz Nastavnog centra „Grmeč“ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2017.godine	74
Tabela 11. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta komunalne otpadne vode iz Nastavnog centra „Grmeč“ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2017. godine	75
Tabela 12. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta otpadne vode mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2018. godine	109
Tabela 13. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta otpadne vode mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2018./2019. godine	110
Tabela 14. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta otpadne vode mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2019. godine	111
Tabela 15. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta otpadne vode mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2019. godine	112
Tabela 16. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta sintetske otpadne vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2020. godine	141
Tabela 17. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta sintetske otpadne vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2020. godine	142
Tabela 18. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta sintetske otpadne vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2020. godine	143

Tabela 19. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta sintetske otpadne vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2020. godine	144
Tabela 20. Rezultati statističke analize razlika u efikasnosti uklanjanja organskih tvari iz tretiranih otpadnih voda (komunalna, industrijska i sintetska).....	181
Tabela 21. Rezultati statističke analize razlika u efikasnosti uklanjanja organskih tvari iz tretiranih otpadnih voda u zavisnosti od godišnjeg doba	183
Tabela 22. Prosječne temperature (°C)	185
Tabela 23. Prosječne sume padavina (L/m ²)	186

POPIS GRAFIKONA:

Grafikon 1. Koncentracija nitrita, nitrata i fosfora u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2016/2017 godine [mg/L]	79
Grafikon 2. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2016/2017 godine [mg/L]	80
Grafikon 3. Koncentracija nitrita, nitrata i fosfora u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2017.godine [mg/L]	80
Grafikon 4. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2017.godine [mg/L]	81
Grafikon 5. Koncentracija nitrita, nitrata i fosfora u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2017.godine [mg/L]	81
Grafikon 6. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2017.godine [mg/L]	82
Grafikon 7. Koncentracija nitrita, nitrata i fosfora u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2017.godine [mg/L]	82
Grafikon 8. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2017.godine [mg/L]	83
Grafikon 9. Sadržaj organskih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK ₅ kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2016/2017. godine [mg/L]	88
Grafikon 10. Sadržaj organskih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK ₅ kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2017. godine [mg/L]	88
Grafikon 11. Sadržaj organskih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK ₅ kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2017. godine [mg/L]	89

Grafikon 12. Sadržaj organskih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK ₅ kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2017. godine [mg/L]	89
Grafikon 13. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja u toku radne sedmice, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimskom periodu 2016/2017 godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	90
Grafikon 14. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja toku radne sedmice, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2017. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	91
Grafikon 15. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja toku radne sedmice, ovisno o protoku i organskom opterećenju, u ljeto 2017. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	91
Grafikon 16. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja u toku radne sedmice, ovisno o protoku i organskom opterećenju, u jesen 2017. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	92
Grafikon 17. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja po sezonama u toku 2016/2017 godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	93
Grafikon 18. Efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija iz komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja, dobivena na osnovu aritmetičke sredine rezultata po sezonama u toku 2016/2017 godine [%]	97
Grafikon 19. Koncentracija teških metala u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2016/2017 godine [mg/L]	100
Grafikon 20. Koncentracija teških metala u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2017. godine [mg/L]	101
Grafikon 21. Koncentracija teških metala u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2017. godine [mg/L]	101
Grafikon 22. Koncentracija teških metala u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2017. godine [mg/L]	102
Grafikon 23. Koncentracija teških metala u biljkama (rogoz i trska) nakon završenih sezonskih ispitivanja prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom pilot biljnog uređaja [mg/kg]	104
Grafikon 24. Koncentracija nitrita i nitrata u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2018.godine [mg/L]	119

Grafikon 25. Koncentracija nitrita i nitrata u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2018/2019.godine [mg/L]	119
Grafikon 26. Koncentracija nitrita i nitrata u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2019.godine [mg/L]	120
Grafikon 27. Koncentracija nitrita i nitrata u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2019.godine [mg/L]	120
Grafikon 28. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2018.godine [mg/L]	121
Grafikon 29. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2018/2019.godine [mg/L]	122
Grafikon 30. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2019.godine [mg/L]	122
Grafikon 31. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2019.godine [mg/L]	123
Grafikon 32. Sadržaj organskih tvari u otpadnoj vodi mljekarske industrije izražen kao HPK i BPK ₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2018.godine [mg/L]	127
Grafikon 33. Sadržaj organskih tvari u otpadnoj vodi mljekarske industrije izražen kao HPK i BPK ₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2018/2019.godine [mg/L]	128
Grafikon 34. Sadržaj organskih tvari u otpadnoj vodi mljekarske industrije izražen kao HPK i BPK ₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2019.godine [mg/L]	128
Grafikon 35. Sadržaj organskih tvari u otpadnoj vodi mljekarske industrije izražen kao HPK i BPK ₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2019.godine [mg/L]	129

Grafikon 36. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2018. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	130
Grafikon 37. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2018/2019. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	131
Grafikon 38. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2019. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	131
Grafikon 39. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2019. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	132
Grafikon 40. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja po sezonama u toku 2018/2019. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	133
Grafikon 41. Efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija iz otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja, dobivena na osnovu aritmetičke sredine rezultata po sezonama u toku 2018/2019. godine [%]	137
Grafikon 42. Koncentracija nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2020.godine [mg/L]	149
Grafikon 43. Koncentracija nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2020.godine [mg/L]	149
Grafikon 44. Koncentracija nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2020.godine [mg/L]	150
Grafikon 45. Koncentracija nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2020.godine [mg/L]	150
Grafikon 46. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2020.godine [mg/L]	151
Grafikon 47. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2020.godine [mg/L]	152

Grafikon 48. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2020.godine [mg/L]	152
Grafikon 49. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2020.godine [mg/L]	153
Grafikon 50. Sadržaj organskih tvari u sintetskoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK ₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2020.godine [mg/L]	160
Grafikon 51. Sadržaj organskih tvari u sintetskoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK ₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2020.godine [mg/L]	161
Grafikon 52. Sadržaj organskih tvari u sintetskoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK ₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2020.godine [mg/L]	161
Grafikon 53. Sadržaj organskih tvari u sintetskoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK ₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2020.godine [mg/L]	162
Grafikon 54. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u proljeće 2020. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	163
Grafikon 55. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u ljeto 2020. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	163
Grafikon 56. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u jesen 2020. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	164
Grafikon 57. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u zimu 2020. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	164
Grafikon 58. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja po sezonama u toku 2020-te godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]	165

Grafikon 59. Efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija iz sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja, dobivena na osnovu aritmetičke sredine rezultata po sezonama u toku 2020-te godine [%]	169
Grafikon 60. Koncentracija teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2020.godine [mg/L]	172
Grafikon 61. Koncentracija teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2020.godine [mg/L]	173
Grafikon 62. Koncentracija teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2020.godine [mg/L]	173
Grafikon 63. Koncentracija teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2020.godine [mg/L] ...	174
Grafikon 64. Koncentracija teških metala u biljkama (rogoz i trska) nakon završenih sezonskih ispitivanja prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom pilot biljnog uređaja [mg/kg]	176
Grafikon 65. Ukupna efikasnost uklanjanja organskih tvari iz tretiranih otpadnih voda	181
Grafikon 66. Efikasnost uklanjanja organskih tvari iz tretiranih otpadnih voda po godišnjim dobjima	183

POPIS SLIKA:

Slika 1. Model pod površinskim biljnog uređaja sa vertikalnim vodnim tokom (BUVPT)	13
Slika 2. Model pod površinskim biljnog uređaja sa horizontalnim vodnim tokom (BUHPT)	15
Slika 3. Podjela biljnih uređaja za obradu otpadnih voda	17
Slika 4. Močvarne biljke za prečišćavanje otpadnih voda	22
Slika 5. Shematski prikaz uklanjanja dušika biološkim postupkom	28
Slika 6 i 7. Pilot biljni uređaj izgrađen na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću ...	57
Slika 8. Uzdužni presjek edukacijskog horizontalnog pilot biljnog uređaja na Biotehničkom fakultetu u Bihaću	59
Slika 9. Boja vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja	76
Slika 10. Određivanje spojeva s dušikom u komunalnoj otpadnoj vodi.....	87
Slika 11. Izgled biljnog uređaja u ljeto 2017. godine	96
Slika 12. Ukupni koliformi u influentu i efluentu	99

Slika 13. Priprema biljnog materijala za određivanje teških metala na AAS nakon primjene biljnog uređaja za prečišćavanje komunalne otpadne vode.....	104
Slika 14 i 15. Otpadna voda mljekare „Milk – San“ Sanski Most transportirana u plastičnom spremniku od 1000L i putem cijevi puštena kroz biljni uređaj	107
Slika 16. Otpadna voda mljekarske industrije na ulazu u biljni uređaj	113
Slika 17. Prečišćena otpadna voda mljekarske industrije nakon izlaska	113
Slika 18. Mutnoća otpadne vode mljekare prije prečišćavanja	114
Slika 19. Mutnoća otpadne vode mljekare šesti dan nakon izlaska iz biljnog uređaja	114
Slika 20. Mjerenje elektroprovodljivosti u otpadnoj vodi mljekarske industrije	115
Slika 21. Taložive materije po Imhoff-u	117
Slika 22. Određivanje koncentracije amonijaka u prečišćenoj otpadnoj vodi i otpadnoj vodi mljekarske industrije	126
Slika 23. Izgled biljnog uređaja u jesen 2018. godine	135
Slika 24. Izgled biljnog uređaja u ljeto 2019. godine	136
Slika 25. Mikrobiološka analiza vode na ulazu i izlazu biljnog uređaja primjenom membranske filtracije	136
Slika 26 i Slika 27. Određivanje ukupnih kolifomnih bakterija u otpadnoj vodi mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja	139
Slika 28. Čišćenje biljnog uređaja i priprema spremnika za sintetsku otpadnu vodu	140
Slika 29. Boja sintetske otpade vode prije prečišćavanja	145
Slika 30. Boja sintetske otpadne vode nakon prečišćavanja za HVZ od 9 dana	145
Slika 31. Spremnik od 1000L sa sintetskom otpadnom vodom	148
Slika 32. Priprema uzoraka za određivanje spojeva s dušikom i fosforom u sintetskoj otpadnoj vodi	154
Slika 33. Izgled biljnog uređaja u proljeće 2020. – te godine	158
Slika 34. Izgled biljnog uređaja u ljeto 2020 – te godine	158
Slika 35 i 36. Izgled pilot biljnog uređaja na Biotehničkom fakultetu u Bihaću u jesen 2020.	159
Slika 37. Izgled biljnog uređaja u zimu 2020-te godine tokom obrade sintetske otpadne vode	159
Slika 38 i 39. Mikrobiološka analiza uzoraka	170
Slika 40 i 41. Određivanje teških metala na atomcu marke Perkin Elmer u laboratoriji Biotehničkog fakulteta u Bihaću	172
Slika 42. Priprema biljnog materijala za određivanje teških metala na AAS	176

POPIS SKRAĆENICA:

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

BPK₅ – biohemijska potrošnja kisika kroz 5 dana

BU – biljni uređaj

BUHPT – horizontalni biljni uređaj sa pod površinskim tokom vode

BUVPT – vertikalni biljni uređaj sa podovršinskim tokom

Cd - kadmij

Co - kobalt

CO₂ – ugljen dioksid

Cr – hrom

Cu – bakar

ES - ekvivalent stanovnika

Fe - željezo

H₂S – sumporovodik

Hg - živa

HPK – hemijska potrošnja kisika

HRT - Hydraulic retention time (hidrauličko vrijeme reteniranja)

HVZ – hidrauličko vrijeme zadržavanja

ISO - International Organisation for Standardisation (Međunarodna organizacija za standardizaciju)

KMGPUZO - Kantonalno ministarstvo građenja, prostornog uređenja i zaštite okoliša

KMPVIŠ – Kantonalno ministarstvo poljoprivrede, vodoprivrede i šumarstva

MDK – maksimalno dopuštena koncentracija

N₂ – didušik

N₂O - dušikov oksid

NH₄ – N - amonijak

NH₄⁺ - amonijev ion

NO₂⁻ - nitritni ion

NO₃⁻ - nitratni ion

O₂ – kisik

Pb - olovo

PČ - polje za čišćenje

PF- polje za filtriranje

SBR - sequencing batch reactor (sekvencijalni šaržni reaktor)

ST - suspendirane tvari

TN – total nitrogen (ukupni dušik)

TP – total phosphorus (ukupni fosfor)

TSS – Total suspended solids (ukupno suspendirane tvari)

US EPA - United States Environmental Protection Agency (Američka agencija za zaštitu okoliša)

Zn – cink

1. UVOD

1. UVOD

Posljednjih godina količina otpadnih voda koje nastaju kao posljedica ljudskih aktivnosti se povećala kao rezultat poboljšanja životnog standarda, procesa industrijalizacije i urbanizacije. Iako razvijene zemlje otpadne vode tretiraju na odgovarajući način, u zemljama u razvoju se još uvijek velike količine neprečišćene otpadne vode ispuštaju u prirodne recipijente, što utiče na kvalitet okoliša. Kao rezultat toga, stanovništvo zemalja u razvoju se susreće sa mnogim okolišnim i zdravstvenim problemima, kao i bolestima koje se prenose putem vode.

Biljni uređaji su kompleksni biološki sistemi koji su projektirani i izgrađeni na način da se iskoriste prirodni procesi koji se dešavaju u močvarnom bilju i tlu, uključujući i mikroorganizme koji učestvuju u prečišćavanju vode. Oni su dizajnirani tako da oponašaju procese koji se dešavaju u prirodnim močvarama, ali pod kontrolisanim uvjetima (Vymazal, 2010; Nadilo, 2013). Biljni uređaji su se prvenstveno koristili za prečišćavanje komunalne otpadne vode, ali se danas sve češće koriste i za tretman poljoprivrednih i industrijskih otpadnih voda, kao i protočnih te procjednih otpadnih voda (Kadlec i Knight, 1996; Vymazal i sar., 1998; Kadlec i Wallace, 2008).

Ovi sistemi se uglavnom sastoje od određene vegetacije, supstrata, tla, mikroorganizma i vode, koristeći kompleksne postupke koji uključuju fizičke, hemijske i biološke mehanizme za uklanjanje raznih onečišćujućih tvari ili za poboljšanje kvaliteta vode (Wua i sar., 2014). Uklanjanje onečišćujućih tvari iz otpadnih voda primjenom biljnih uređaja je složen proces i ovisan je o različitim mehanizmima koji se odvijaju u toku procesa, uključujući sedimentaciju, filtriranje, taloženje, isparavanje, apsorpciju, kao i razne mikrobne procese (Wu i sar., 2014). U biljnim uređajima mikroorganizmi imaju glavnu ulogu u uklanjanju onečišćujućih tvari (Stottmeister i sar., 2003; Faulwetter i sar., 2009).

Iako više od 150 makrofitskih vrsta mogu imati primjenu u biljnim uređajima, danas se u stvarnosti koristi samo ograničen broj ovih biljnih vrsta (Wu i sar., 2014). Ovisno o biljnoj vegetaciji koja se koristi, postiže se raznolika efikasnost ukanjanja hranjivih tvari. Istraživanja su pokazala da je trska (*Phragmites australis*) otporna na velika organska opterećenja, suspenzije za prehranjivanje i klimatske promjene (Calheiros i sar., 2007; Daniels, 2001). Debing i sar. (2009) ukazuju na efikasnije uklanjanje organskih tvari, kao i uklanjanje ukupnog dušika i ukupnog fosfora kod istovremene primjene biljnih vrsta *Typha-Phragmites-Scirpus*. Neki autori su u svojim istraživanjima dokazali da upotreboom biljnih uređaja

zasađenih sa trskom, sa različitim supstratima (šljunak i pijesak, različitih granulacija) i sa različitim hidrauličkim opterećenjem i različitim vremenom zadržavanja (retencijsko vrijeme) otpadne vode u biljnog uređaju postižu uklanjanje ukupnih suspendiranih čestica (TSS – *Total suspended solids*) za 62-64%, HPK, 40-49%, NH₄-N za 88%, ukupnog dušika za 44%, ukupnog fosfora za 63% (Korkusuz, E. A.i sar., 2004). Osim sposobnosti da eliminiraju hranjive tvari (dušik i fosfor), onečišćujuće i toksične tvari, biljni uređaji su efikasni i za uklanjanje patogenih mikroorganizama. Njihovom primjenom se postiže uklanjanje indikatora fekalnog zagađenja, kao što su fekalni koliformi *Escherichia coli* i ukupni koliformi (Sleyter i sar, 2007., Istenič i sar., 2009).

Collison i Grismer (2013) su proveli istraživanja na horizontalnom bilnjom uređaju sa pod površinskim tokom vode u kojem je bio zasađen rogoz (lat. *Typha latifolia*). Oni su ispitivali efikasnost uklanjanja dušika i organskih sastojaka izraženih kao HPK vrijednost iz dvije vrste otpadnih voda, i to komunalne otpadne vode i sintetske otpadne vode u periodu od novembra do juna. Statistička obrada rezultata za ovaj vremenski period pokazala je da je efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK vrijednost iz komunalne otpadne vode iznosila 79%, a dušika 94%. S druge strane, efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK vrijednost iz sintetske otpadne vode iznosila je 90%, a dušika 97%. Oni smatraju da je veća efikasnost uklanjanja organskih sastojaka kod sintetske otpadne vode u odnosu na komunalnu rezultat veće koncentracije biljnih vlakana, tanina i lignina u komunalnoj otpadnoj vodi. Farnet i sar. (2009) su u svojim istraživanjima došli do rezultata po kojima je efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK iz otpadne vode mljekarske industrije čak 76%, i to bez prethodnog razrjeđenja otpadne vode. Prethodna obrada otpadne vode iz mljekarske industrije pomoći anaerobne biološke razgradnje može povećati efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK i do 94% (Travis i sar., 2012). Stopa uklanjanja teških metala primjenom biljnog uređaja može da ide i do 100% (Romero i sar., 2011). Sheoran i Sheoran (2006) su izvjestili da je efikasnost uklanjanja teških metala primjenom horizontalnog biljnog uređaja 75-99% za kadmij, 26% za olovo, 76% srebro i 67% cink, a efikasnost uklanjanja ukupno otopljenih tvari i organskih sastojaka izraženih kao HPK i BPK₅ je 75% do 80%. Istraživanja su pokazala da se metali najviše akumuliraju u lišću, izbojcima, rizomu s korijenom i u bočno korijenje, dok je najniža koncentracija teških metala nađena u mladici (Zachritz i sar., 2006).

Edukacijski horizontalni pilot biljni uređaj za prečišćavanje otpadnih voda na kojem su rađena istraživanja za ovu doktorsku disertaciju zauzima površinu od 20 m², a dimenzioniran je za 8-10 ES (ekvivalent stanovnika), te predviđen za eksperimentalno prečišćavanje

laboratorijskih voda (kao i različitih vrsta sintetskih otpadnih voda), te komunalnih otpadnih voda iz sanitarija laboratorija i ucionica. Biljni uređaj se sastoji od dva polja: polje za filtriranje (PF) i polje za čišćenje (PČ). Polje za filtriranje se nalazi u višem, gornjem dijelu, i zasađeno je s biljkom rogoz (*Typha latifolia*), a u nižem dijelu s običnom trskom (*Phragmites australis*), s gustoćom najmanje 7 biljaka/m² u svim dijelovima polja. Supstrat i biljke se nisu mijenjali tokom istraživanja. U istraživanju se pored komunalnih otpadnih voda, pratila i efikasnost prečišćavanja tehnološke otpadne vode (otpadna voda mljekarske industrije "Milk-San" Sanski Most), kao i sintetske otpadne vode koja je pripremljena uz dodatak određene koncentracije teških metala (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co). Tokom predviđenog istraživanja varirao je protok, kao i hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju, ovisno o vrsti otpadne vode, a sa ciljem postizanja optimalnih uvjeta prečišćavanja. Istraživanje se provodilo po sezonomama, kako bi se ispitalo u koje godišnje doba je najveća efikasnost prečišćavanja ovisno o vrsti otpadne vode. Konačni recipijent prečišćenih otpadnih voda bio je potok Drobina.

Uzorkovanje otpadnih voda vršilo se u skladu sa standardnim normativima za uzorkovanje otpadnih voda propisanih Pravilnikom o izmjenama i dopunama pravilnika o prirodnim mineralnim i prirodnim izvorskim vodama (Službeni glasnik BiH, br.32/2012), te u skladu sa domaćom zakonskom regulativom iz ove oblasti, Zakon o vodama (Sl. novine Federacije BiH, br. 70/06), Uredba o opasnim i štetnim tvarima u vodama (Sl.novine Federacije BiH, broj 43/07) i Uredba o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20). Analiza uzoraka otpadnih voda vršila se u laboratoriju za otpadne vode na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću. Tokom istraživanja pratio se kvalitet ulazne otpadne vode (influenta) i obrađene otpadne vode (efluenta), određivanjem niza analitičkih parametara primjenom odgovarajućih metoda propisanih Standardnim metodama (APHA - *American Public Health Association*) i ISO (engl. *International Organisation for Standardisation*) Standardima. Primjenom membranske filtracije urađena je i mikrobiološka analiza uzorka. Za određivanje koncentracije teških metala u uzorcima korišten je atomski apsorpcioni spektrofotometar Perkin Elmer AA800.

2. PREGLED LITERATURE

2. PREGLED LITERATURE

Voda je esencijalna za žive sisteme iz više razloga: univerzalni je rastvarač, medijum za biohemiske procese, učestvuje u biohemiskim procesima, omogućava transport kroz membranu i sl. Voda također omogućava transport hranjivih sastojaka u ćeliju i izlučivanje otpadnih tvari iz ćelije. Iako je tri četvrtiny Zemljine površine prekriveno vodom, veća količina te vode nije pogodna za ljudsku upotrebu. Danas stotine miliona ljudi u svijetu nema pristup vodi kako bi zadovoljili svoje osnovne potrebe. Prirodne katastrofe također stvaraju uslove koji ograničavaju dostupnost vode koja je pogodna za ljudsku upotrebu (Berrin, 2008).

Otpadne vode su sve potencijalno onečišćene tehnološke, otpadne vode iz domaćinstva, oborinske i druge vode. Nastaju upotrebom vode iz brojnih vodoopskrbnih sistema za određene namjene, pri čemu dolazi do promjena njenih osnovnih karakteristika: fizičkih, hemijskih i mikrobioloških.

U otpadne vode svrstavaju se (Tušar, 2004):

- *tehnološke otpadne vode* - nastale su upotrebom vode u procesu rada i proizvodnje, u industrijskim i drugim proizvodnim pogonima, te rashladne vode onečišćene temperaturom;
- *oborinske otpadne vode* - nastale od oborina koje se više ili manje onečišćuju u doticaju s nižim slojevima atmosfere, površinama tla, krovovima i slično;
- *sanitarne otpadne vode* - otpadne vode nastale upotrebom sanitarnih potrošača vode u kućanstvu, hotelima, uredima, kinima i u objektima industrijskih pogona koji imaju izgrađene sanitarne čvorove za radnike.

Ove tri grupe otpadnih voda uobičajeni su sastav komunalnih otpadnih voda, a njima se mogu priključiti i otpadne vode od pranja javnih prometnih površina i eventualno procjedne vode s odlagališta neopasnog otpada (Tušar, 2004).

Sastav otpadnih voda je promjenjiv i odraz je načina života i industrije društva koje stvara otpadne tvari prisutne u vodi (Gray, 1989). Različiti izvori onečišćenja uključuju otpadne vode iz sirovih ili tretiranih kanalizacija sela ili gradova, otpadne vode iz industrijskih zona, agropodručja ili pak čvrsti otpad iz onečišćenog zemljišta (Horan, 1990).

2.1. Nepovoljni uticaji ispuštanja neprečišćenih otpadnih voda u prirodne recipijente

Onečišćujuće tvari iz otpadnih voda štetni su za zdravlje ljudi i okoliš, a otrovni su i za vodene organizme. Prečišćavanjem otpadnih voda uklanjuju se onečišćujuće tvari iz vode kako bi se smanjilo njihovo opterećenje (Zhang i sar., 2010). Onečišćenje vode u određenim slučajevima događa kao rezultat prirodnih procesa, ali većina onečišćenja nastaje kao posljedica ljudskih aktivnosti (Wang i sar., 2004).

Otpadne vode potiču iz dva glavna izvora: kanalizacije i otpadne vode iz industrije. Onečišćujuće tvari u otpadnim vodama uključuju suspendirane tvari, biorazgradive topive organske tvari, neorganske tvari, nutrijente, teške metale, patogene mikroorganizme (Davies, 2005).

Sastav industrijskih otpadnih voda zavisi o proizvodnom procesu i one mogu sadržavati nerazgradive, kao i biorazgradive sastojke. Industrijske vode mogu sadržavati teške metale, kiseline, baze, anorganske soli, biocide, mineralna ulja i masti, ugljikovodike, fenole, aromatske spojeve, radioaktivne tvari i slično (Templeton i Butler, 2011).

Najučestaliji onečišćivači u vodama za piće su: koliformne bakterije, nitrati, pesticidi i njihove residue te teški metali, od kojih svi imaju štetan uticaj na ljudsko zdravlje (Aslan i Turkman, 2005; Cheng i sar., 2002).

Općenito, onečišćenja koja se pojavljuju u vodama mogu biti (Horan, 1990):

- a) hemijska (kiseline, alkalije, razne soli, pesticidi, deterdženti, fenoli i dr.),
- b) biološka (bakterije, virusi, alge, fekalije, lignini i dr.),
- c) fizička (toplota, boja, miris, radioaktivnost, suspendovane čvrste tvari, pjesak, mulj i sl.).

Suspendirane tvari su porijekлом od fecesa, ostataka hrane, toaletnog papira i sl. One se moraju ukloniti iz otpadnih voda (primarna obrada) da ne bi došlo do nakupljanja u kanalizacionim mrežama ili dijelovima prečišćivača (Templeton i Butler, 2011).

Biorazgradive topive organske tvari potiču uglavnom od proteina, ugljikohidrata i masti. Sve ove tvari u sebi sadrže dušik i mogu se pretvarati u dušik dioksid. Biorazgradive tvari se moraju ukloniti iz otpadnih voda, inače će povećati potrošnju kisika u otpadnim vodama i to je osnovni parametar, odnosno pokazatelj koncentracije organskih tvari u otpadnim vodama (Davies, 2005).

Teški metali prisutni u otpadnim vodama spadaju u otrovne tvari, najčešće su opasne za životinjske vrste prisutne u vodama. U teške metale prisutne u otpadnim vodama ubrajaju se: živa, olovo, kadmij, cink, mangan, željezo, bakar i drugi (Davies, 2005).

Otpadne vode također sadrže spojeve sa dušikom i fosforom, a koji porijeklo vode uglavnom od poljoprivrednih djelatnosti, te se moraju ukloniti iz nekoliko razloga: uzrokuju veću potrošnju kisika, otrovni su za ljude i životine, ali i većinu akvatičnih organizama, te uzrokuju i eutrofikaciju (proces obogaćivanja vode hranjivim tvarima, što rezultira povećanom primarnom proizvodnjom, odnosno produkcijom akvatičnih biljaka). U Tabeli 1 su prikazane štetne posljedice prisustva dušika i fosfora u otpadnim vodama.

Od mikroorganizama prisutnih u otpadnim vodama preovladavaju bakterije, virusi te protozoe. Štetne posljedice do kojih dolazi uslijed njihovog prisustva u vodi prikazane su u Tabeli 1. Većina prisutnih mikroorganizama je bezopasna i mogu se upotrijebiti za prečišćavanje otpadnih voda. Ipak, otpadne vode mogu da sadrže i patogene mikroorganizme koji uzrokuju veliki broj bolesti kao što su bakterije koje uzrokuju koleru, tuberkulozu i dr., virusi koji su uzročnici hepatitis, te protozoe koje uzrokuju dizenteriju (Lincoln i Earle, 1990).

Komunalna otpadna voda koja se ne prečišćava prije ispuštanja u vodene tokove uzrokuje ozbiljno onečišćenje u okolišu (Chauhan, 2014). Tri su glavne kategorije onečišćujućih tvari koje uzrokuju onečišćenje vode.

Prva kategorija uključuje agense koji uzrokuju bolesti poput virusa, praživotinja, parazitskih crva i bakterija, koji su prisutni u kanalizaciji i neobrađenom otpadu. Zbog obilja ovih agenasa, otpadne vode djeluju kao izvor bolesti poput dizenterije, kolere i tifusa. Druga kategorija onečišćivača vode uključuje otpad koji zahtijeva kisik, kao što su biljni ostaci i stajski gnoj, koji u vodu dospijevaju prirodno ili od strane ljudi. U prirodnim procesima razrgadjanje biološkog otpada koristi se kisik prisutan u kanalizacijskoj vodi što dovodi do potrošnje kisika. Kad se potroši sav kisik nastaju anaerobni uslovi, što vodu čini još onečišćenijom i ima poguban uticaj na živi svijet u vodi. U treću kategoriju onečišćivača vode ubrajaju se u vodi topivi anorganski polutanti poput kaustika, soli, kiselina i otrovnih metala. Onečišćujuće tvari poput nitrata i fosfata važne su hranjive tvari, koje pogoduju rastu algi i rezultiraju eutrofikacijom (Benit i Stella, 2015).

Istraživanja su pokazala da upotreba slatke vode zagađene industrijskim i komunalnim otpadnim vodama za navodnjavanje ima negativan uticaj na poljoprivredne proizvode, te da zbog spiranja voda sa njiva u slivove vodotoka dolazi do promjena u fizičko-hemijskim svojstvima sliva (Rani i Moreira, 2010). Otvorne hemikalije mogu uništiti vodene organizme,

što može rezultirati poremećajem prehrambenog lanca i vodenog ekosistema (Pallen, 1997). Odabir odgovarajućeg tretmana za prečišćavanje otpadnih voda određuje se na osnovu karakteristika otpadne vode, plus ekološki uvjeti i ekonomska isplativost (Mojeed i sar., 2018).

Tabela 1. Vrste onečišćivača u otpadnim vodama i štetne posljedice uslijed njihovog ispuštanja u vodene ekosisteme (Tušar, 2009).

Vrsta onečišćivača u otpadnim vodama	Štetne posljedice
Krupni kruti materijal (tkanina, plastika, papir)	Neuredan krajolik (naslage otpada na obalama rijeka), uslijed dodira postoji opasnost po zdravlje ljudi i životinja).
Organske tvari (otpaci hrane, fekalne tvari)	Prisutnost bakterija koje se hrane organskom tvari – smanjenje količine otpljenog kisika u vodnim sistemima → pomor riba i drugih vodenih organizama, neugodni mirisi
Ulja i masti	Na površini vode javlja se tanak nepropustan sloj → smanjena apsorpcija kisika iz atmosfere, nemogućnost prodora svjetla u vodu (fotosinteza).
Hranjive tvari – dušik, fosfor i tragovi štetnih tvari	Potiču rast algi i morskih trava, cvjetanje algi.
Bakterije i virusi, uzročnici bolesti	Onečišćenje voda koja se koriste za navodnjavanje poljoprivrede na kojima se uzgajaju kulture za prehranu; onečišćenje voda koje se koriste za uzgoj riba i školjaka te onečišćenje voda koje se koriste za sport i rekreaciju → razvoj bolesti (kolera, tifus, salmonela, ...)
Toksične tvari (najčešće iz industrijskih otpadnih voda)	Uništenje ili oštećenje vodene flore i faune; akumulacija štetnih tvari u mesu riba i drugih vodenih organizama koje se koriste u prehrani → trovanje ljudskog organizma.

2.2. Postupci prečišćavanja otpadnih voda

Otpadna voda je svaka voda čiji kvalitet je izmijenjen kao posljedica različitih aktivnosti. Sadrži tekući otpad koji se ispušta iz domaćinstva, komercijalnih usluga, industrije i/ili poljoprivrede i može obuhvatati širok spektar potencijalnih onečišćivača i njihovih različitih koncentracija (Benit i Stella, 2015).

Sastav otpadnih voda varira, od prisustva deterdženata i ostataka hrane u otpadnim vodama iz domaćinstva, do otrovnijih hemikalija, poput teških metala, lijekova i hlapivih organskih spojeva u industrijskim otpadnim vodama (Akuzuo, 2011). Uglavnom se otpadne

vode nakon ispuštanja preusmjeravaju na postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda. Da bi se odlučilo o adekvatnom postupku prečišćavanju, otpadne vode moraju se okarakterizirati mjerenjem njihovih glavnih komponenata i karakteristika, na osnovu kojih se određuje kvaliteta vode (Akuzuo, 2011).

Najprikladniji tretman obrade otpadnih voda utvrđuje se na temelju vrste otpadnih voda i socioekonomskih faktora. S obzirom na vrstu otpadne vode, otpadne vode koje imaju visoku koncentraciju onečišćujućih tvari obično se prečišćavaju anaerobnim reaktorima, dok se otpadne vode koje imaju nisku koncentraciju onečišćujućih tvari podvrgavaju aerobnim tretmanima (Chan i sar., 2009.). Ovisno o socioekonomskim faktorima, za odabir postupka prečišćavanja u obzir se uzima sljedeće: infrastruktura, dostupna tehnologija, zemljишni uvjeti, troškovi rada i održavanja te osoblje (Von Sperling, 2007). Bani (2011) je u svom istraživanju spomenuo da postoje dvije glavne metode prečišćavanja: konvencionalna i nekonvencionalna. Prva obično primjenjuje automatizirane tehnologije i zahtijeva pumpanje i napajanje. Neke konvencionalne tehnologije primjenjuju aktivni mulj, filtere i rotirajuće biodiskove. Nekonvencionalne tehnike obično su jeftine, manje zahtjevne u radu i održavanju. Obrada otpadnih voda ima ključnu ulogu u sektoru opskrbe i odvodnje vode.

Obrada otpadnih voda obavlja se primjenom fizičkih, hemijskih i bioloških procesa.

Postupke prečišćavanja otpadnih voda možemo svrstati u 3 glavne grupe (Chang i sar., 2001 ;Yunosov, 2011):

- 1) mehanička prethodna obrada;
- 2) fizičko-hemijska obrada i
- 3) biološka obrada.

Fizička obrada podrazumijeva sedimentaciju, flotaciju, filtraciju i membranske tehnike. Hemijska obrada podrazumijeva koagulaciju i flokulaciju koloidnih i suspendiranih čestica, kao i količinu otopljenih tvari. Biološki procesi su bazirani na kulturama koje sadrže jednostanične i višestanične organizme (Chang i sar., 2001).

2.2.1. Mehanička prethodna obrada

Ispuštanje otpadnih voda u okoliš bez prethodnog tretmana ili prečišćavanja uzrokuje onečišćenje prirodnih voda i moglo bi postati stvarna prijetnja za ekološku katastrofu u svim regijama. Zbog ove činjenice potrebno je provesti postupak prečišćavanja onečišćene vode prije ispuštanja u prirodni recipijent (Vania, 2017).

Tehnologija mehaničkog prečišćavanja obavezan je prvi korak za prečišćavanje komunalnih i industrijskih otpadnih voda (Mohamad i Platko, 2016; Vasileva i sar., 2013). Ovaj korak uključuje uklanjanje grubih čestica kako bi se spriječila oštećenja ili onečišćenje sljedećih tehnoloških koraka i olakšao postupak prečišćavanja. Mehanički tretman uključuje nekoliko koraka: prečišćavanje kroz rešetke i sita, ujednačavanje, taloženje i filtriranje.

Uklanjanje većih plutajućih i netopivih vlaknastih tvari vrši se uz pomoć rešetki i sita. Rešetke se koriste za zadržavanje najgrubljih materijala koji se nalaze u vodi, a sita su dizajnirana da zadrže relativno grubo dispergirane čestice. Slijedi postupak homogenizacije koji se koristi za ujednačavanje sastava otpadnih voda koje sadrže više od 500 mg/L suspendovanih čvrstih čestica. Proces se izvodi u takozvanom spremniku za miješanje i homogenizaciju (miješanje vodenih tokova i ujednačavanje njihovih parametara na izlazu). Pjesak, šljunak i druge čestice mineralnog porijekla uklanjuju se iz vode pomoću pjeskolova. Uklanjanje nafte i naftnih derivata vrši se u takozvanim separatorima ulja. Masti se odvode zajedno s muljem iz prethodnog taložnika do uređaja za obradu mulja. Završni stepen mehaničkog čišćenja je postupak filtracije. Otpadne vode izlaze iz mehaničke faze na daljnju obradu sa 60% smanjenim sadržajem suspendiranih čvrstih tvari, a udio organskih tvari smanjuju se za 15 do 35% (Vania, 2017).

2.2.2. Fizičko–hemski postupci prečišćavanja otpadnih voda

Onečišćujuće tvari iz neprečišćene otpadne vode je potrebno prethodno ukloniti radi sigurnog ispuštanja u površinska u vodna tijela (Devi i Dahiya, 2008). Nekontrolirano ispuštanje industrijskih i komunalnih otpadnih voda ima značajan negativan uticaj na kvalitet vodenih tokova (Saqib Nawaza i Ahsanb, 2014).

Fizičko-hemski postupci prečišćavanja kao što su koagulacija, flokulacija, napredna oksidacija i elektrohemski tehnika su efikasni, brzi i kompaktni, ali se generalno ne koriste previše zbog visokih operativnih troškova, kao i zbog stvaranja mulja (Ghoreishi i Haghghi, 2003; Sirianuntapiboon i sar., 2006).

Koagulacija i flokulacija čine okosnicu procesa u većini naprednih postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda. Koloidne čestice i druge fino dispergirane čestice aglomeriraju kako bi stvorile veće čestice koje se kasnije mogu efikasnije ukloniti. Tradicionalna upotreba koagulacije prvenstveno je bila za uklanjanje mutnoće kod vode za piće. Međutim, u novije vrijeme pokazalo se da je koagulacija efikasan postupak za uklanjanje mnogih drugih onečišćenja koji se mogu adsorbirati u koloidima poput metala, toksičnih organskih tvari,

virusa i radionuklida (Vesilind, 1979; US EPA, 1974). Koagulacija se obično postiže dodavanjem anorganskih koagulansa, kao što su soli na bazi aluminijuma ili željeza, i/ili sintetičkih organskih polimera koji su poznati polielektroliti.

Flokulacija je konvencionalna, ali najpouzdanija metoda za uklanjanje suspendiranih tvari u tretmanu otpadnih voda. Funkcija flokulacije je da optimizuje brzinu kontakta između destabiliziranih čestica, povećavajući njihovu brzinu sudara i dovodeći do vezivanja i agregacije čestica u veće i gušće flokule (flokulante). Dakle, proces flokulacije omogućava da se koloidne čestice spoje i upgrade u veće flokule koji su pogodniji za odvajanje taloženjem ili filtriranjem. Miješanje se može postići mehanički ili hidraulično (Wang i sar., 2005).

2.2.3. Biološka obrada otpadnih voda

Biološki tretman važan je i sastavni dio bilo kojeg postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda, bilo da se radi o otpadnim vodama iz domaćinstva ili industrijskim otpadnim vodama, ili pak mješavini ovih vrsta voda. Očigledna ekomska prednost biološkog tretmana i u pogledu kapitalnih ulaganja i operativnih troškova u odnosu na druge procese obrade poput hemijske oksidacije, termičke oksidacije i sl. dovela je do toga da ovaj proces ima svoje mjesto u bilo kojem integriranom postrojenju za prečišćavanje otpadnih voda (Arun, 2011).

Biološki postupak sa aktivnim muljem u praksi se primjenjuje već više od jednog stoljeća. Pod pritiskom da se udovolji sve strožijim standardima za ispuštanje otpadnih voda ili zabrana ispuštanja tretiranih otpadnih voda dovelo je posljednjih godina do primjene niza naprednih procesa biološkog tretmana.

Biološki procesi prečišćavanja voda mogu se odvijati kao aerobni i anaerobni, uz pomoć aerobnih ili anaerobnih mikroorganizama. Aerobni znači u prisustvu zraka (kisika); dok anaerobni znači u odsustvu zraka (kisika). Ova dva pojma direktno su povezana s vrstom bakterija ili mikroorganizama koji sudjeluju u razgradnji organskih nečistoća u određenoj otpadnoj vodi i uvjetima rada bioreaktora.

Aerobni procesi se odvijaju u prisustvu zraka i koriste one mikroorganizme (koji se nazivaju i aerobi), koji molekularnim/slobodnim kisikom asimiliraju organske nečistoće, tj. pretvaraju ih u ugljični dioksid, vodu i biomasu.

Anaerobni procesi obrade odvijaju se u odsustvu zraka (a time i molekularnog/slobodnog kisika) uz prisustvo onih mikroorganizama (koji se nazivaju anaerobi) kojima nije potreban kisik (molekularni/slobodni kisik) za asimilaciju organskih

nečistoća. Konačni proizvodi organske asimilacije u anaerobnom tretmanu su metan, ugljični dioksid i biomasa (Arun, 2011).

U literaturi i praksi postoji mnoštvo procesa i tehnologija aerobnog biološkog tretmana obrade otpadnih voda, ali danas se najčešće primjenjuju:

- postupak sa aktivnim muljem,
- bio-diskovi,
- biološka filtracija i
- aerobne/fakultativne lagune.

2.3. Biljni uređaji

Biljni uređaji su kompleksni biološki sistemi koji su projektirani i izgrađeni na način da se iskoriste prirodni procesi koji se dešavaju u močvarnom bilju i tlu, uključujući i mikroorganizme koji učestvuju u prečišćavanju vode. Oni su dizajnirani tako da oponašaju procese koji se dešavaju u prirodnim močvarama, ali pod kontrolisanim uvjetima (Vymazal, 2010; Nadilo, 2013). Ovi sistemi se uglavnom sastoje od određene vegetacije, supstrata, tla, mikroorganizma i vode, koristeći kompleksne postupke koji uključuju fizikalne, hemijske i biološke mehanizme za uklanjanje raznih onečišćujućih tvari ili za poboljšanje kvaliteta vode (Wua i sar., 2015). Biljni uređaji se sastoje od plitkih (obično manje od 1 m dubine) polja koji su napunjeni mješavinom pijeska i šljunka i zasađeni biljkama. U biljnim uređajima mogu da se koriste različite biljne vrste (Haberl i sar., 2003).

Biljni uređaji imaju veću stopu biološke aktivnosti od većine ekosistema, te mogu transformirati mnoge uobičajene onečišćujuće tvari koje se javljaju u konvencionalnim otpadnim vodama u bezopasne nusproizvode ili esencijalne hranjive sastojke koji se mogu koristiti za dodatnu biološku produktivnost. Biljni uređaji su sistemi koji imaju najmanje troškove obrade i održavanja. Zbog prirodnih izvora energija koji se koriste u sistemu biljnih uređaja, za obradu otpadne vode potrebno je minimalno energije i hemikalija za ispunjavanje ciljeva procesa (Kadlec i Wallace, 2009). Da bi biljni uređaj uspješno vršio proces prečišćavanja otpadnih voda, mora postojati adekvatan predtretman, te se osigurati dovoljna količina kisika.

2.3.1. Vrste biljnih uređaja

Moderni biljni uređaji su sistemi koje je stvorio čovjek, a koji su dizajnirani s ciljem stvaranja uvjeta kojima se pospješuje prečišćavanje otpadnih voda kroz njih protječu. Biljni uređaji mogu biti konstruisani u nekoliko hidroloških modela (Kadlec i Wallace, 2009).

Biljni uređaji mogu se podijeliti prema načinu nastanka (Ružinski i Anić Vučinić, 2010):

- prirodni biljni uređaji – postojeći močvarki sistemi koji se koriste za obradu otpadnih voda na mjestu gdje su prirodno nastali, i
- umjetno izvedeni biljni uređaji – smješteni na lokaciji gdje nisu nastali prirodno.

Dva su osnovna tipa biljnih uređaja koja se razlikuju u odnosu na tip tečenja otpadne vode kroz njih (Ružinski i Anić Vučinić, 2010):

- biljni uređaji sa slobodnim vodnim licem - sastoje se od relativno plitkih močvarnih bazena ili kanala kroz koje otpadna voda slobodnim tokom teče prema ispustu, a površina vode direktno je izložena uticaju atmosfere. Izgledom nalikuju prirodnim močvarama;
- podpovršinski biljni uređaji - biljni uređaji sa podpovršinskim tokom su plitki kanali ili bazeni, obloženi vodonepropusnim materijalom i ispunjeni poroznim supstratom. Različiti materijali mogu se koristiti kao supstrat, iako se najčešće primjenjuju pjesak, šljunak i kamen odgovarajuće granulacije. Tečenjem otpadne vode kroz supstrat dolazi do uklanjanja otpadne tvari procesima filtracije, sorpcije, taloženja i biološke razgradnje organske tvari.

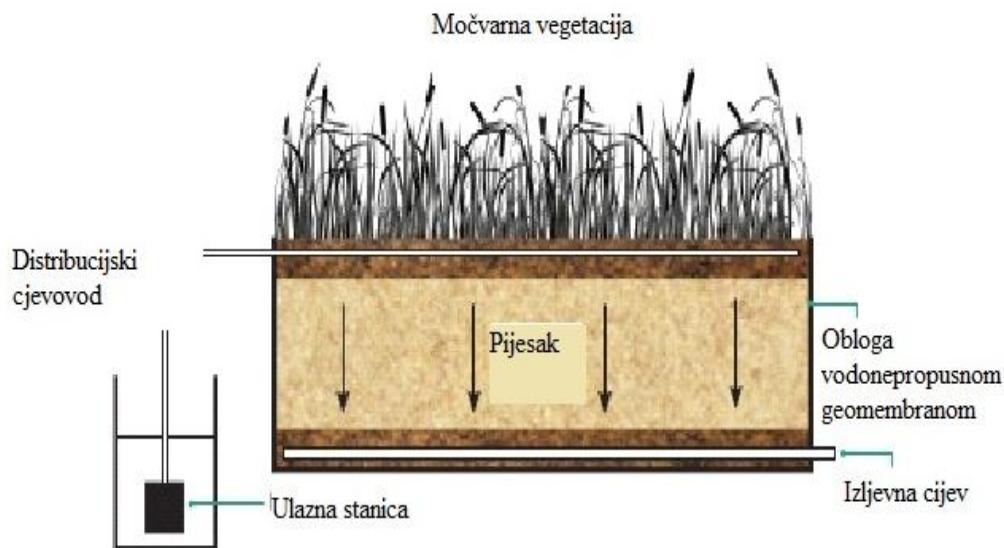
Prema načinu ulaska otpadne vode podpovršinski biljni uređaji mogu se podijeliti na (Ružinski i Anić Vučinić, 2010):

- vertikalni – otpadna voda uzlazi kroz površinu uređaja i procjeđuje se, a skuplja se na dnu i odvodi perforiranim cijevima do izlaza, supstrat nije uvijek zasićen pa se kisik lakše difuzijom prenosi iz atmosfere u voden medij, i
- horizontalni – otpadna voda ulazi i teče kroz njega horizontalno do izlazne zone, supstrat je stalno zasićen te se kisik iz atmosfere u voden medij najvećim dijelom prenosi uz pomoć biljaka.

Vertikalni biljni uređaj dizajnirao je Seidel (1965) kao predtretman u procesu prečišćavanja otpadnih voda primjenom horizontalnog biljnog uređaja. U vertikalnom biljnom uređaju omogućena je difuzija kisika iz zraka u uređaj. Vertikalni biljni uređaji su daleko aerobniji od horizontalnih biljnih uređaja i pružaju potrebne uvjete za proces nitrifikacije. S druge strane, vertikalni biljni uređaj ne obezbeđuje uvjete za proces denitrifikacije. Vertikalni biljni uređaji su vrlo efikasni u uklanjanju organskih i suspendiranih čvrstih tvari (Vymazal, 2010.). Uklanjanje fosfora je nisko, osim ako se ne upotrebljava medij koji ima visok sorpcijski kapacitet (Vymazal i Kröpfelová, 2008.).

Promatrano od površine prema dnu vertikalni biljni uređaj sa pod površinskim tokom vode (BUVPT) se sastoji od triju karakterističnih slojeva odgovarajuće debljine i karakteristika supstrata (Slika 1):

- površinski sloj sa supstratom od krupnog šljunka,
- srednji filterski sloj sa supstratom od pijeska (srednje do krupne granulacije) i
- drenažni sloj pri dnu sa supstratom od krupnog šljunka.



Slika 1. Model pod površinske biljne uređaje sa vertikalnim vodnim tokom (BUVPT)
(Malus i Vouk, 2012)

Kod BUVPT se prethodno izbistrena otpadna voda distribuira ravnomjerno po čitavoj površini uređaja kroz mrežu distribucijskih cijevi koje mogu biti položene na površinu supstrata (rijeđe se koristi u praksi) ili unutar samog površinskog sloja (češće se koristi u

praksi i ujedno se preporučuje). Distribucijski cjevovodi polažu se na način da ravnomjerno pokriju cjelokupnu površinu BUVPT, čime se osigurava ravnomjerna raspodjela otpadne vode unutar uređaja, što je neophodno za njegov uspješan rad. Istjecanje otpadne vode iz distribucijskih cijevi osigurano je kroz male otvore koji se buše na odgovarajućim razmacima.

Nakon toga otpadna voda pod djelovanjem gravitacije vertikalno se procjeđuje kroz čitavo tijelo biljnog uređaja i na tom se putu odvija njezino prečišćavanje. Središnji je filterski sloj najaktivniji u procesu prečišćavanja otpadnih voda u BUVPT-u i stoga je znatno deblji od površinskog i pridnenog sloja (Malus i Vouk, 2012).

Drenažni sloj pri dnu ima funkciju dreniranja procijedene i prečišćene vode te se unutar njega polažu drenažni odvodni cjevovodi, kroz koje prečišćena voda otječe iz BUVPT do kontrolnog okna. Drenažni sloj pri dnu s površinske strane oblaže se filterskom tkaninom (geotekstilom), čija je funkcija spriječavanje ispiranja supstrata iz središnjeg filterskog sloja (Malus i Vouk, 2012).

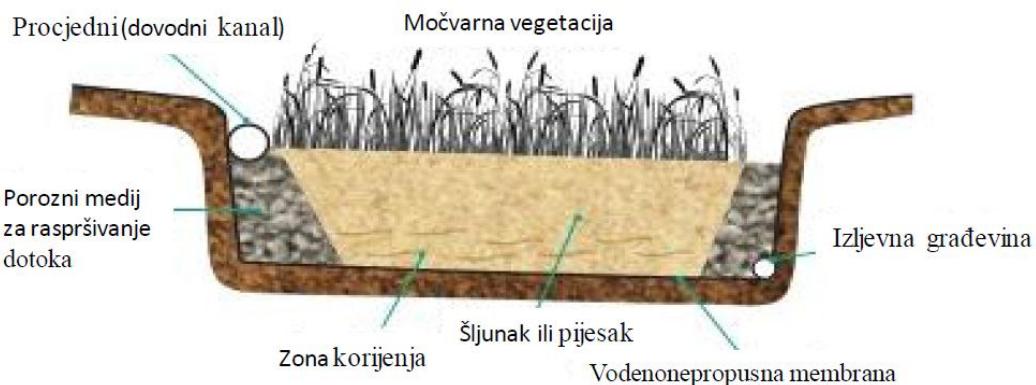
U normalnim pogonskim uvjetima poželjno je osigurati konstantnu potopljenost sloja koja se nalazi pri dnu u iznosu 90–100% njegove visine. Kod BUVPT iznimno je važno osigurati isprekidano dotjecanje otpadne vode, pri čemu se čitava površina uređaja potapa otpadnom vodom nekoliko puta na dan. Kod BUVPT se stoga u sklopu objekata prethodnog tretmana instalira manja pumpa, kojom se izbistrena otpadna voda u određenim vremenskim intervalima provodi kroz distribucijske cjevovode na površinu BUVPT. U periodu mirovanja između dva dotjecanja otpadne vode na površinu BUVPT omogućeno je prozračivanje središnjeg filterskog sloja (prodor zraka u pore ispune), što je važno za održavanje aerobnih uvjeta razgradnje organske tvari i postizanje potpune nitrifikacije (Malus i Vouk, 2012).

Vertikalni biljni uređaji se vrlo često koriste za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda, posebno kada se u njima nalazi veća koncentracija spojeva s dušikom. Međutim, u literaturi postoje brojni izvještaji o upotrebi vertikalnih biljnih uređaja za razne vrste otpadnih voda, poput otpadnih voda iz rafinerija (Aslam i sar., 2007.), procjedne otpadne vode (Lindenblatt, 2005.), otpadne vode iz mljekarske industrije (Veenstra, 1998.) i otpadne vode iz proizvodnje sira (Kern i Idler 1999.).

Horizontalni biljni uređaj se sastoji od šljunka i pijeska različitih granulacija, zasađenih močvarnom vegetacijom. Horizontalni biljni uređaji sa podpovršinskim tokom vode su građevine kod kojih otpadna voda teče horizontalno od uljevnog dijela prema izljevnom i pri tome se tečenje odvija ispod površine, unutar porozne ispune (supstrata). Samo tijelo horizontalnog biljnog uređaja sa podpovršinskim tokom vode (BUHPT) može se

podijeliti u tri karakteristične zone (promatrano od uljevnog prema izljevnom dijelu) odgovarajuće debljine i karakteristika supstrata (Malus i Vouk, 2012) (Slika 2):

- a) uljevni dio sa supstratom krupnije granulacije (krupnim šljunkom, kamenom)
- b) glavni središnji filterski dio sa supstratom od šljunka i
- c) izljevni drenažni dio sa supstratom krupnije granulacije (krupnim šljunkom, kamenom).



Slika 2. Model pod površinskim biljnog uređaja sa horizontalnim vodnim tokom (BUHPT) (Malus i Vouk, 2012)

Kod BUHPT prethodno izbistrena otpadna voda distribuira se unutar uljevnog dijela uređaja. Distribucijski cjevovod ugrađuje se plitko ispod površine uljevnog dijela uređaja, rijede na samu površinu, a najbolje u mali humak iznad uljevnog dijela uređaja. Dotjecanje otpadne vode do BUHPT može biti kontinuirano i isprekidano, ovisno o terenskim prilikama i mogućnostima konfiguriranja cjelokupnog uređaja.

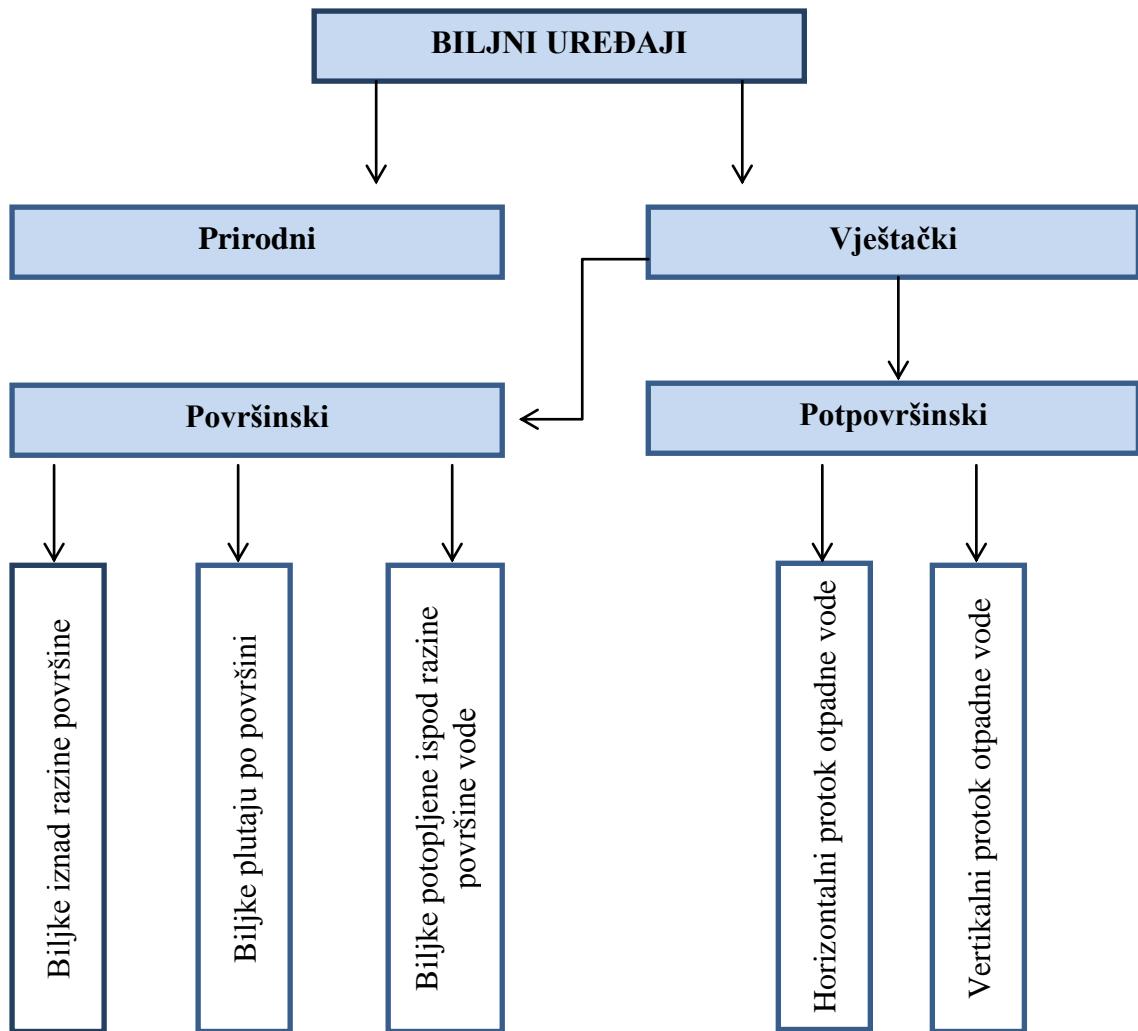
Neovisno o načinu dotjecanja, važno je osigurati ravnomjernu raspodjelu otpadne vode iz distribucijskih cijevi po čitavoj širini BUHPT, što je neophodno za njegov uspješan rad. Istjecanje otpadne vode iz distribucijskih cijevi membrana osigurano je kroz male otvore koji se buše na odgovarajućim razmacima.

Nakon istjecanja otpadne vode iz distribucijskih cijevi, ona se prvo procjeđuje kroz supstrat krupnije granulacije, čime se dodatno potpomaže ravnomjerna distribucija vode po čitavoj širini uređaja. Tečenje se nastavlja kroz glavni središnji porozni dio tijela uređaja od šljunka. Horizontalno tečenje potpomognuto je malim uzdužnim padom dna uređaja. Središnji je dio najaktivniji u procesu prečišćavanja otpadnih voda u BUHPT, stoga zauzima gotovo čitavo tijelo uređaja.

Prečišćena se voda nakon procjeđivanja kroz središnji dio uređaja prikuplja u izljevnom drenažnom dijelu koji je ispunjen supstratom krupnije granulacije. Pri dnu izljevnog dijela ugrađuje se drenažni cjevovod po cijeloj širini, koji drenira i prikuplja prečišćenu vodu. Na drenažni se cjevovod pomoću oblikovnih T- komada spajaju izljevne cijevi koje izlaze izvan tijela uređaja i završavaju u kontrolnim oknima koja se ugrađuju uz samo tijelo BUHPT. Visinom polaganja krajnjeg dijela izljevnog cjevovoda unutar kontrolnog okna kontrolira se razina vode unutar tijela BUHPT. Isplivavanje vode na površinu BUHPT smatra se nepoželjnim te ga je potrebno izbjegći pod svaku cijenu. Prečišćena voda iz kontrolnog okna istječe prema konačnom recipijentu (Malus i Vouk, 2012).

Organski spojevi se efikasno razgrađuju uglavnom mikrobnom razgradnjom u anoksično/anaerobnim uvjetima jer je koncentracija otopljenog kisika u poljima za filtraciju vrlo ograničena (Vymazal i Kröpfelová, 2008.). Dušik se u horizontalnom biljnom uređaju uklanja u toku procesa denitrifikacije. Što se tiče fosfora, osim ako se ne koriste posebni mediji, uklanjanje fosfora obično je jako nisko (Vymazal, 2007.).

Horizontalni biljni uređaj sa podpovršinskim tokom vode, kakav se i koristio u ovom istraživanju, u današnje vrijeme se ne koristi samo za komunalne otpadne vode, nego i za uklanjanje nekih specifičnih onečišćujućih tvari iz farmaceutske i hemijske industrije. Horizontalni biljni uređaji danas se koriste za prečišćavanje otpadnih voda iz rafinerije nafte, proizvodnje celuloze i papira, tekstilne industrije, klaonica i vinarske industrije, kao i za otpadne vode porijekлом iz prehrambene industrije (proizvodnja i prerada mlijeka, sira, šećera) (Vymazal, 2009.). Horizontalni biljni uređaj može da se koristi samostalno ili u kombinaciji sa nekom drugom vrstom biljnog uređaja u hibridnom sistemu (Vymazal, 2013., Nadilo, 2013.). Literatura navodi da su različito dizajnirani biljni uređaji najefikasniji u kontroli organske tvari (BPK), suspendirane tvari i hraničivih tvari (Reed i sar. 1995, Kadlec i Knight, 1996, Nairn i Mitsch 2000, Andersson i sar. 2005, Canga i sar.2010.).



Slika 3. Podjela biljnih uređaja za obradu otpadnih voda (Ružinski i Anić Vučinić, 2010)

2.3.2. Komponente biljnog uređaja

Voda, tlo i vegetacija su osnovne komponente prirodnih močvara, ali i konstruisanih biljnih uređaja. Ostale važne komponente ovih sistema, poput zajednica mikroorganizama i vodenih beskičmenjaka razvijaju se prirodno. Biljni uređaji tokom prečišćavanja otpadnih voda oponašaju prirodne procese koji se odvijaju u močvarama (Paul Emeka Eke, 2008.).

Voda - Močvare su područja u kojima je voda primarni faktor koji kontrolira životnu sredinu, kao i biljni i životinjski svijet. Močvare se javljaju tamo gdje se voda zadržava na površini zemlje ili blizu nje (Ramsar, 1971.). Močvare mogu nastati bilo gdje u prirodi oblikovanjem kopna za sakupljanje površinskih voda i stvaranjem bazena za zadržavanje vode.

Hidrologija je najvažniji faktor tokom izgradnje biljnih uređaja jer povezuje sve funkcije uređaja i često je primarni faktor za uspješno izgrađen biljni uređaj. Iako se hidrologija biljnih uređaja ne razlikuje bitno od hidrologije površinskih i podzemnih voda, ipak se razlikuje u nekoliko važnih aspekata.

Male promjene u hidrologiji mogu imati prilično značajan uticaj na biljni uređaj i na njegovu efikasnost zbog male dubine i velike površine vode. Ovi sistemi dolaze u interakciju sa atmosferom putem padavina i evapotranspiracije. Gustoća vegetacije močvarnog područja snažno utiče na hidrologiju (US EPA, 2000.). Važno je napomenuti da se područje klasificira kao močvarno zemljište na osnovu tri faktora - hidrologije, tla i vegetacije. Međutim, samo zato što voda postoji na nekom području ne znači da je to područje močvarno ili obrnuto; samo zato što nema očite vode ne znači da neko područje nije močvara. Močvare se ne javljaju uvijek u podnožju brda ili planine, gdje se sakuplja voda. Mogu se pojaviti i na vrhu brda.

Supstrat – supstrat ili medij koji se korsiti za izgradnju biljnog uređaja uključuje tlo, pijesak, šljunak, stijene i organske materijale poput komposta. Naučnici koji se bave biljnim uređajima počeli su kao supstrat koristiti industrijske nusproizvode poput mulja iz vodovoda i otpadnih materijala iz industrije, kao i prirodnih materijala s većim adsorpcijskim kapacetetom (Babatunde i Zhao, 2007, Johanson, 1996; Brooks i sar., 2000; Zhu i sar., 2002.).

Međutim, tlo je glavni materijal za rast biljaka u konstrukciji biljnih uređaja. Tlo presudno utiče na hidrauličke procese (Stottmeister i sar., 2003.). Tlo se sastoји od prirodnog materijala koji podržava ili je sposoban podržati život biljaka. Gornja granica tla sadrži zrak, a donja granica je ili temeljna granica ili granica biološke aktivnosti (ITRC, 2003.). Tla se uglavnom dijele na mineralna i organska. Tla mogu biti kategorizirana i na osnovu količine vlage.

Hidrična tla se razvijaju u dovoljno vlažnim uvjetima da izdržavaju vegetaciju koja je tipična za vlažna područja (hidrofitska vegetacija) (ITRC, 2003.). Fizička i hemijska svojstva tla i supstrata se mijenjaju kada je tlo poplavljeno. U zasićenom supstratu voda zamjenjuje atmosferske plinove i mikroorganizmi troše raspoloživi kisik. Budući da se kisik troši brže nego što se može zamijeniti difuzijom iz atmosfere, supstrat postaje anoksičan (bez kisika) (US EPA 2000.). Mješavina pijeska i šljunka se preporučuje za poboljšanje hidraulike, kao i za uklanjanje kontaminanata (IWA specijalistička grupa, 2000; Stottmeister i sar., 2003.).

Studija koju su proveli Scholz i Xu (2002) pokazala je da nema veće koristi kod upotrebe skupih adsorpcionih medija poput zrnastog aktivnog ugljena za poboljšanje filtracijskih performansi kod biljnog uređaja.

Makrofiti – Biljke su važna komponenta močvarnog sistema. I vaskularne (više biljke) i nevaskularne biljke (alge) su važne za izgradnju biljnog uređaja. Makrofiti mogu asimilirati onečišćujuće tvari u svom tkivu, a također pružaju i okruženje za rast mikroorganizama (Vymazal, 2002.).

Rast korijena biljke unutar supstrata pomaže u razgradnji organske materije i sprječava začepljenje. Fotosinteza algi povećava koncentraciju otopljenog kisika u vodi. Neke močvarne biljke oslobođaju dovoljno kisika u korijensku zonu kako bi poboljšali aerobnu mikrobnu aktivnost (Bodelier i sar., 1996; Armstrong i sar., 1990.), a to ponekad može predstavljati čak 90% ukupnog kisika koji ulazi u sastav supstrata (Reddy i sar., 1989.).

Neki istraživači koji se bave izgradnjom biljnih uređaja smatraju da je transport kisika kroz biljku značajan (DeBusk i DeBusk, 2001.), dok drugi smatraju da je zanemariv (US EPA, 2000.). Močvarni ekosistemi podržavaju biljne zajednice u kojima dominiraju vrste koje mogu podnijeti trajno ili periodično zasićenje kisikom (saturaciju). Kapacitet biljaka da opskrbljuju korijen kisikom varira među vrstama zbog razlika u vaskularnom tkivu, metabolizmu i distribuciji kroz korijen (Steinberg i Coonrod, 1994.). Biljni potencijal ispuštanja kisika u korijensku zonu može se povećati tokom hladnih dana, jer korijen i rizom tokom disanja troše relativno velike količine kisika koji se širi kroz biljne izdanke, a potreba za kisikom kod korijena i rizoma opada sa temperaturom (Callaway i King, 1996.).

Makrofiti se široko koriste u močvarnim sistemima za prečišćavanje otpadnih voda (Cooper i sar., 1996; Scholz, 2006.). Neki istraživači su dokumentirali da makrofiti mogu poboljšati uklanjanje onečišćujućih tvari (Cooper i sar., 1996 ;; Brix, 1997; Vymazal, 1999.; Kadlec i sar., 2000; Neralla i sar., 2000; Kadlec, 2002; Karathanasis i sar., 2003.). Međutim, uprkos takvoj sposobnosti makrofita, u poređenju sa mikroorganizmima, oni igraju samo sekundarnu ulogu u razgradnji organskih tvari (Stottmeister i sar., 2003.). Makrofiti prenose kisik u rizosferu, što stimulira aerobno razlaganje organske materije i rast nitrificirajućih bakterija (Brix, 1997.).

Mikroorganizmi - mikrobi koji žive u zemljištu imaju ključnu ulogu u biljnim uređajima. Mikroorganizmi koji prirodno žive u vodi, tlu i u korijenu močvarnih biljaka hrane se organskim materijama i/ili hranjivim sastojcima, te na taj način smanjuju, razgrađuju ili

potpuno uklanjaju širok spektar onečišćujućih tvari iz otpadnih voda. Mikroorganizmi su idealni za prečišćavanje otpadnih voda jer posjeduju enzime koji im omogućavaju da koriste onečišćujuće tvari kao izvor hrane i kako su mali, te lako mogu doći u kontakt sa polutantima (Francis, 1996). Mnogi od široko rasprostranjenih mikroorganizama u prirodi posjeduju sposobnost upotrebe ugljikovodika kao jedinog izvora ugljika (energije). Biljni uređaji ovise o autohtonim mikroorganizmima, koji uz dovoljnu količinu kisika i hranjivih tvari mogu da razgrade ugljikovodike i ostale organske tvari. Mikroorganizmi se prilagođavaju promjenama u vodi u kojoj se nalaze. Mikrobna populacija se može brzo proširiti ako se nalazi u odgovarajućem okolišu i u prisustvu tvari koje su izvor energije. Kada okolišni uvjeti nisu odgovarajući, mnogi mikroorganizmi miruju i mogu ostati uspavani godinama (Hilton, 1993.).

Mnogi mikrobi su sposobni da funkcionišu u aerobnim i u anaerobnim uvjetima (fakultativni anaerobi). U aerobnom procesu mikrobi koriste O₂ za oksidaciju dijela ugljika u ugljični dioksid (CO₂), a ostatak ugljika se koristi za proizvodnju nove ćelijske mase. Stoga su glavni nusprodukti aerobnog procesa ugljen dioksid, voda i povećanje populacije mikroorganizama (Francis, 1996, Christensen i sar., 1996, Riser-Roberts, 1992.). Do mikrobiološke transformacije organskih onečišćujućih tvari obično dolazi jer ih organizmi mogu koristiti za vlastiti rast i razmnožavanje. Organske onečišćujuće tvari imaju dvojaku ulogu za mikroorganizme: oni pružaju izvor ugljika, koji je jedan od osnovnih gradivnih jedinica novih ćelija, i daju elektrone, koje organizmi koriste za dobivanje energije (Christensen i sar., 1996.).

2.3.3. Biljke i supstrat u biljnim uređajima

Močvarne biljke su one koje rastu ukorijenjene na dnu vodenih staništa, a izvan vode strše njihovi listovi, stabljike, cvjetovi i plodovi (Krausch, 1996.; Baić i Kraš, 2015.). Močvarne biljke mogu rasti na staništima gdje je stalno prisutna voda ili na staništima gdje se voda zadržava kraći ili dulji period tokom godine. U močvarne biljke spadaju trska (*Phragmites australis*), rogoz (*Typha latifolia*) i šaš (*Carex*). Močvarne biljke se u literaturi zovu još i helofiti (Krausch, 1996).

Za vodene i močvarne biljke koristi se zajednički naziv makrofiti, koji podrazumijeva makroskopske biljke vidljive golim okom, a koje žive u i uz slatkovodne ekosisteme (Krausch, 1996). Makrofiti su biljke koje rastu djelomično ili potpuno u vodi.

Uloga biljaka u biljnom uređaju je prijeko potrebna. Biljke u biljnom uređaju povećavaju mikrobiološku raznolikost i aktivnost, a morfologija i razvoj korijena biljnih vrsta koje se koriste su ključni faktor koji utiče na mikrobiološku aktivnost (Gagnon i sar., 2007). Biljke su u stanju da translociraju kisik sa svojih izdanaka u korijenje čineći rizosferu (korijensku zonu) područjem u kojem aerobni mikroorganizmi mogu preživjeti (Mendelsson i Postek, 1982; Gray, 2004.). Biljke mikroorganizmima služe kao stanište i izvor kisika. Listovi, stabla i korjenje biljaka ispunjeni su sistemom zračnih šupljina, kojima se zrak iz atmosfere provodi do korijenja i u okolno zemljište. Dio zemljišta ostaje bez kisika što omogućuje da u procesu razgradnje sudjeluju i anaerobni mikroorganizmi. Razgrađene organske tvari biljke upgrade u svoje tkivo i time prečišćavaju otpadne vode. Ukoliko biljni materijal ne sadrži toksične materije, može se dalje koristiti za kompostiranje, proizvodnju energije ili u hortikultурne svrhe. Ukoliko biljke akumuliraju i otrovne tvari, kao što su teški metali, fenoli, pesticidi, formaldehidi, itd. i ako je koncentracija tih tvari preko dozvoljenih granica biljke se smještaju na deponij pod kontrolisanim uvjetima, ili se spaljuju.

Biljke koje se koriste u uređajima za prečišćavanje otpadnih voda bi trebale: biti tolerantne na visoku koncentraciju organskih i hranljivih sastojaka, imati bogate podzemne organe (tj. korjenje i rizome) kako bi se osigurao supstrat za bakterije i oksigenaciju područja uz korijen i rizom, te da su tolerantne na niske temperature tokom zime (ispod 0°C).

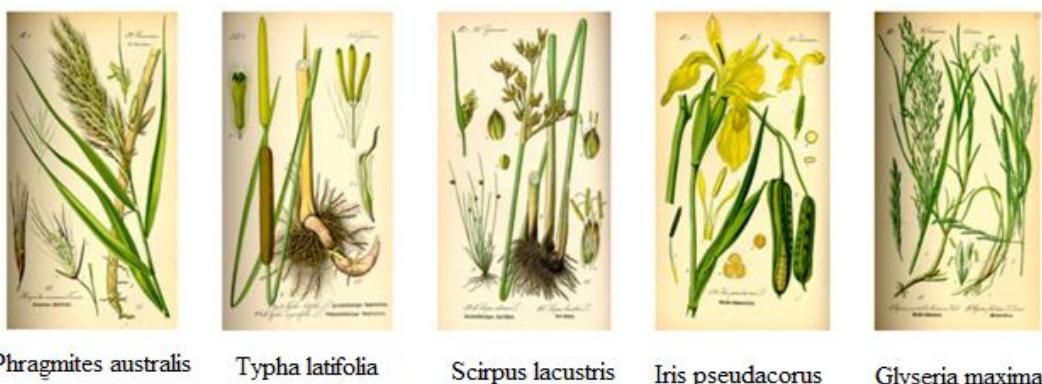
Jedna od karakteristika močvarnih biljaka koje se koriste u biljnim uređajima je i njihova široka rasprostranjenost i prilagođenost različitim uvjetima. Kad god je to moguće, preporučuje se odabir autohtone močvarne vegetacije.

Uloga močvarne vegetacije je višestruka (Brix, 1994.):

- sistem korijenja sa stabljikom povećava površinu raspoloživu za razvoj mikroorganizama,
- ove biljke su ukorijenjene u supstrat i u podzemnim organima imaju tkivo za prozračivanje, parenhim, što omogućava prenos kisika u zonu podzemnih organa,
- vegetacija na sebe veže i dio tvari iz otpadne vode (višak dušika i fosfora), pridonoseći visokoj efikasnosti prečišćavanja otpadnih voda,
- stabljike se pod uticajem vjetra niješu i na taj način rahle supstrat održavajući hidrauličku provodljivost. Time se ujedno sprječava mogućnost začepljenja tijela ispune, a dodatno se osigurava i prijenos kisika unutar ispune otapanjem iz atmosfere,

- uginula vegetacija osigurava hranjivo za rast i razvoj mikroorganizama koji sudjeluju u prečišćavanju otpadne vode.

Makrofiti koji se najčešće koriste u biljnim uređajima uključuju podzemne biljke, nadzemne biljake, kao i plutajuće biljke. Iako više od 150 makrofitskih vrsta mogu imati primjenu u biljnim uređajima, danas se u stvarnosti koristi samo ograničen broj ovih biljnih vrsta. Biljke koje se najčešće sade i siju u sklopu močvarnih sistema za prečišćavanje otpadnih voda su trska (*Phragmites australis*), rogoz (*Typha latifolia*), uspravni ježinac (*Sparganium erectum*), obični oblić (*Scirpus lacustris*), žuta perunika (*Iris pseudacorus*), šaševi (*Carex sp.*) itd. (Wu i sar., 2014).



Slika 4. Močvarne biljke za prečišćavanje otpadnih voda (Silviya i Bogdana, 2010)

Na osnovu morfologije i fiziologije mogu se razlikovati četiri grupe vodenih makrofita (Wetzel, 2001.):

1. Makrofiti koji se nalaze u zasićenim vodama ili potopljenom tlu odakle je vodostaj oko 0,5 m ispod površine tla do mjesta gdje je sediment prekriven sa oko 1,5 m vode (npr. *Acorus calamus*, *Carex rostrata*, *Phragmites australis*, *Scirpus lacustris*, *Typha latifolia*).
2. Makrofiti s plutajućim listovima ukorijenjeni u potopljenom sedimentu u vodenim dubinama od približno 0,5 do 3 m (*Nymphaea odorata*, *Nuphar luteum*).
3. Potopljeni makrofiti koji se javljaju na svim dubinama fotičke zone (*Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*).
4. Slobodno plutajući makrofiti koji nisu ukorijenjeni u supstrat, slobodno plutaju na vodi ili u vodi iobično su ograničeni na zaštićena područja (*Lemna minor*, *Spirodella polyrhiza*, *Eichhornia crassipes*).

Postoji niz radova koji govore o ulozi biljaka u sanaciji kontaminiranog tla i podzemnih voda (Paterson i sar., 1990 .; Shimp i sar., 1993.; Schnoor i sar., 1995.; Simonich i Hites, 1995.; Watanabe, 1997.; Chang i Corapcioglu, 1998.), u kojima je opisano kako biljke vrše proces remedijacije. Proces remedijacije pomoću biljaka uključuje:

1. Izmjenu fizičkih i hemijskih svojstava onečišćenog tla i vode;
2. Oslobođanje eksudata korijena, čime se povećava organski ugljik;
3. Poboljšanje aeracije ispuštanjem kisika direktno u zonu korijena, kao i povećanje poroznosti gornjih zona tla;
4. Presretanje i usporavanje kretanja toksičnih tvari;
5. Uticaj ko-metaboličkih mikrobnih i biljnih enzimskih transformacija;
6. Smanjivanje vertikalne i bočne migracije polutanata u podzemne vode izvlačenjem dostupne vode.

U mnogim procesima remedijacije, fitoremedijacija se koristi kao završni korak nakon prethodnog inicjalnog tretmana. Međutim, kada je u pitanju niska koncentracija onečišćujućih tvari fitoremedijacija kao zaseban proces može biti najekonomičniji i najefikasniji proces remedijacije (Jones, 1991; Susarala i sar., 2002).

Neki od faktora koji utiču na absorpciju i distribuciju toksičnih tvari unutar biljke su:

1. Fizička i hemijska svojstva spoja (npr. topljivost u vodi, pritisak i sl.);
2. Karakteristike okoliša (npr. temperatura, pH vrijednost, sadržaj organske tvari i sadržaj vlage u tlu); i
3. Osobine biljaka (npr. tip korijenovog sistema)

Remedijacija pomoću biljaka može da uključuje i procese kao što su: fitoekstrakcija (fitoakumulacija), fitostabilizacija, fitotransformacija/razgradnja, fitovolatizacija i rizodegradacija (Susarala i sar., 2002).

Ovisno o biljnoj vegetaciji koja se koristi, postiže se raznolika efikasnost ukanjanja spojeva s dušikom, fosforom i ugljikom. Tako npr. Debing i sar. (2009) ukazuju na efikasnije uklanjanje organskih tvari, kao i uklanjanje ukupnog dušika i ukupnog fosfora kod istovremene primjene biljnih vrsta *Typha-Phragmites-Scirpus*. Nadalje, neki autori (Langergraber i sar, 2009.) ukazuju i na sposobnost uklanjanja dušika za 53% upotrebom dvofaznog biljnog uređaja sa punjenjem različitih granulacija. Neki autori su u svojim istraživanjima dokazali da upotrebom biljnih uređaja (BU) zasađenih sa trskom, sa različitim supstratima (šljunak i pijesak, različitih granulacija) i sa različitim hidrauličkim opterećenjem

i različitim vremenom zadržavanja (retencijsko vrijeme) otpadne vode u biljnom uređaju postiže uklanjanje ukupnih suspendiranih tvari (TSS – *Total suspended solids*) za 62-64%, HPK, 40-49%, NH₄-N za 88%, ukupnog dušika za 44 %, ukupnog fosfora za 63% (Korkusuz, E. A.i sar., 2004). Osim sposobnosti da eliminiraju hranjive tvari, onečišćenja i toksične tvari, biljni uređaji su efikasni i za uklanjanje patogenih mikroorganizama. Baskar i sar. (2014) ispitivali su efikasnost prešićavanja biljnih uređaja ovisno o vrsti vegetacije, te su istraživanje proveli na dva mala pilot biljna uređaja. U jedan su zasadili *Typha latifolia*, a u drugi *Phragmites australis*, te kroz uređaj pustili komunalnu otpadnu vodu. Hidrauličko vrijeme zadržavanja (HVZ) je bilo 2, 4, 6 i 8 dana. U uređaju u kojem je bio zasađen *Phragmites australis*, uz pomenuto vrijeme zadržavanja, efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK vrijednost je iznosila 39%, 44%, 64% i 69%, respektivno. Efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao BPK₅ iznosila je 29%, 21%, 43% i 56%. Efikasnost uklanjanja ukupnog dušika je 23%, 7%, 31% i 45%, a ukupnog fosfora 25%, 28%, 39% i 75%, respektivno. U uređaju u kojem je bila zasađena *Typha latifolia* efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK vrijednost je iznosila 31%, 37%, 73% i 68%. Efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao BPK₅ iznosila je 25%, 30%, 46% i 52%, respektivno. Efikasnost uklanjanja ukupnog dušika bila je 26%, 17%, 34% i 36%, a ukupnog fosfora 40%, 50%, 48% i 77% za HVZ od 2, 4, 6 i 8 dana, respektivno. Istraživanja su pokazala da se u uređajima u kojima su prisutne dvije biljne vrste postiže bolja efikasnost prečišćavanja nego u onim uređajima u kojima je nalazi samo jedna biljna vrsta (Mudassar i sar., 2014).

Sastav supstrata u biljnom uređaju pažljivo se bira i zavisi od specifičnih uvjeta (biljne vrste, veličina uređaja i sl.). Načinjen je od pijeska, šljunka i zemlje u različitim omjerima. Pravilno izabranim omjerom između površine i dubine bazena postiže se najpogodnije vrijeme zadržavanja vode u sistemu. Odabir supstrata u biljnom uređaju može znatno uticati na efikasnost uklanjanja organskih tvari iz otpadne vode.

Močvarne biljke mogu pretrpjeti “okolišni stres” kada se u biljnom uređaju koriste za uklanjanje različitih onečišćujućih tvari. Okolišni stres može dovesti do direktnog oštećenja biljke, pa tako npr. eutrofikacija može inhibirati rast biljke ili čak dovesti do njenog nestajanja (Xu i sar., 2010).

2.3.4. Biogeohemijski procesi u biljnim uređajima

Za bolje razumijevanje fizičkih i hemijskih transformacija i procesa koji se događaju u biljnim uređajima, potrebno je znati više o biogeohemijskim procesima u samom uređaju.

2.3.4.1. Kisik

Budući da se močvare dovode u vezu sa preplavljenim tlima, koncentracija kisika unutar sedimenata i u vodi iznad njih je od ključne važnosti. Brzina difuzije kisika u vodu i sediment je spora, a udružena s mikrobnim i životinjskim respiracijskim procesima dovodi do gotovo anaerobnih uvjeta u mnogim močvarama (Moss, 1998). Ovi uslovi pogoduju brzom nakupljanju treseta, jer je stopa razgradnje organskog sadržaja u tlu niska. Nadalje, nedostatak kisika u takvim uvjetima utiče na aerobno disanje korijena biljaka i na dostupnost biljnih hranjivih sastojaka. Shodno tome močvarne biljke su evoluirale, tako da imaju sposobnost postojanja i u anaerobnim tlima.

Najpraktičniji način određivanja reduksijskog stanja je mjerenjem redoks potencijala, koji se naziva i oksidacijsko-reduksijski potencijal zasićenog tla ili vode. Redoks potencijal kvantitativno određuje da li je uzorak tla ili vode povezan sa redupcionim ili oksidacionim okruženjem. Redukcija je oslobođanje kisika (ili vodika) i dobitak elektrona, dok je oksidacija obrnuta; tj. dobitak kisika i gubitak elektrona (Mitsch i Gosselink, 2000). Na redoks potencijal utiču pH i temperatura.

Redoks kapacitet pod površinskim sistema može imati važne ekološke i biogeohemijske implikacije. Ekologija određenih mikrobnih zajednica vjerovatno će snažno ovisiti o redoks kapacitetu. Geološki i vodenim sistemima koji imaju velike redoks kapacitete pružaju relativno stabilno okruženje u kojem određene mikrobne zajednice mogu opstati.

Koncentracija otopljenog kisika u vodi ovisi o temperaturi, otopljenim solima i biološkoj aktivnosti koja se odvija u tom mediju (Ružinski i Anić Vučinić, 2010).

Kisik otopljen u otpadnoj vodi koja prolazi biljnim uređajem rezultat je:

- procesa fotosinteze i otpuštanja kisika iz biljke u vodu (vodene biljke),
- otapanja kisika na površini vode iz zraka, i
- prijenosa kisika zbog strujanja vode kroz supstrat.

2.3.4.2. Sumpor

U močvarama se sumpor transformiše mikrobiološkim procesima i javlja se u nekoliko oksidacijskih faza. Do redukcije može doći ako je redoks potencijal između 100 i 200 mV. Sulfati daju močvarama karakterističan miris „pokvarenog jajeta“. Asimilacijska redukcija sulfata postiže se obligatornim anaerobima kao što je *Desulfovibrio spp.*

Bakterije mogu koristiti sulfate kao terminalne akceptore elektrona u anaerobnom procesu u širokom rasponu pH, ali je njihova upotreba najveća u neutralnom pH području (Mitsch i Gosselink, 2000). Najveći gubitak sumpora iz slatkovodnih močvarnih sistema u atmosferu je putem sumporovodika (H_2S). Oksidacija sulfida u elementarni sumpor i sulfat može se dogoditi u aerobnom sloju nekih tala, a provode ga kemoautotrofni (npr. *Thiobacillus spp.*) i fotosintetski mikroorganizmi. Utvrđena je direktna toksičnost slobodnog sulfida u kontaktu sa korijenjem biljaka. Ulaz sulfata u slatkovodne močvare, u obliku eolske prašine ili kao antropogena kisela kiša, je značajan. Sulfati taloženi na močvarnim zemljиштимa mogu pretrpjeti disimilacijsku redukciju sulfata reakcijom s organskim supstratima.

U prisustvu svjetlosti, fotosintetske bakterije, poput purpurnih sumpornih bakterija slanih močvara i mulja, proizvode organsku tvar. To je slično procesu fotosinteze kod biljaka, osim što se kao elektron donor umjesto vode koristi sumporvodonik (Scholz, 2002).

2.3.4.3. Ugljik

Organska tvar unutar močvara obično se razgrađuje aerobnim ili anaerobnim procesima (npr. fermentacija i metanogeneza). Anaerobna razgradnja organske tvari manje je efikasna od razgradnje koja se događa u aerobnim uvjetima.

Fermentacija je proces u kojem organska tvar djeluje kao terminalni akceptor elektrona (umjesto kisika kao u aerobnom disanju). Ovim postupkom nastaju kiseline male molekulske mase (npr. mlječna kiselina), alkoholi (npr. etanol) i ugljični dioksid. Stoga je fermentacija često presudna u pružanju dalnjih biorazgradivih supstrata za druge anaerobne organizme u močvarama. Ciklus sumpora povezan je s oksidacijom organskog ugljika u nekim močvarama, posebno u obalnim sistemima bogatim sumporom. Organski spojevi niske molekularne mase koja su rezultat fermentacije (npr. etanol) koriste se kao organski supstrat od strane bakterija koje redukuju sumpor tokom konverzije sulfata u sulfid (Mitsch i Gosselink, 2000).

Prethodna istraživanja pokazuju da je metanogeneza glavni put ugljika u slatkoj vodi. Između 30 i 50% ukupnog bentoskog toka ugljika pripisuje se metanogenesi (Boon i Mitchell, 1995; Scholz, 2002).

2.3.4.4. Dušik

Dušik ima složen biogeohemijski ciklus sa višestrukim biotičkim/abiotičkim transformacijama koje uključuju sedam valentnih stanja (+5 do -3). Spojevi uključuju razne anorganske i organske oblike dušika koji su neophodni za cjelokupan biološki život. Najvažniji anorganski oblici dušika u močvarama su amonijev ion (NH_4^+), nitritni (NO_2^-) ion i nitratni (NO_3^-) ion. Plinoviti dušik može postojati kao didušik (N_2), dušikov oksid (N_2O), oksidi NO_2 i N_2O_4 i amonijak (NH_3).

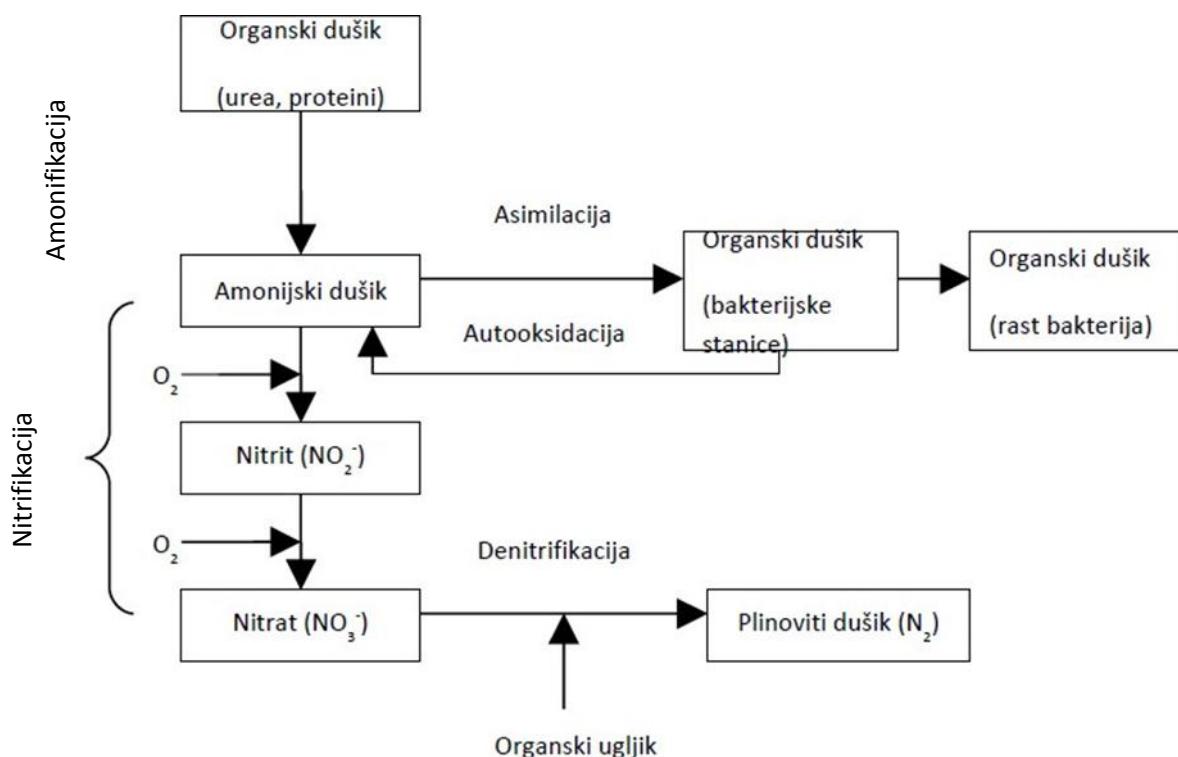
Razni oblici dušika kontinuirano su uključeni u hemijske transformacije iz neorganskih u organske spojeve i obratno, iz organskih u neorganske. Neki od ovih procesa zahtijevaju energiju (koja se obično dobiva iz organskog izvora ugljika), a drugi oslobađaju energiju koju organizmi koriste za rast i preživljavanje. Sve ove transformacije neophodne su za uspješno funkcioniranje močvarnih sistema, a većina hemijskih promjena kontrolira se proizvodnjom enzima i katalizatora živih organizama (Vymazal, 2007.).

Amonifikacija (mineralizacija) je postupak u kojem se organski dušik biološki pretvara u amonijak. Amonijak se dobiva iz organskih oblika (to su u prvom redu bjelančevine) pomoću složenih biohemskihs procesa, u više koraka, uz oslobađanje energije. U nekim slučajevima ovu energiju mikrobi koriste za rast, a amonijak se direktno ugrađuje u mikrobnu biomasu. Veliki dio organskog dušika (do 100%) se lako pretvara u amonijak (Kadlec i Knight, 1996.).

Nitrifikacija se obično definira kao biološka oksidacija amonijaka do nitrita i nitrata. Ova definicija ima određena ograničenja kada su uključeni heterotrofni mikroorganizmi, ali je prikladna za autotrofne i dominantne vrste (Hauck, 1984). Nitrifikacija je tipično povezana s hemoautotrofnim bakterijama (*Ralstonia*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Desulfovibrio*). Nitrifikanti preferiraju pH = 7,2 i više (Paul i Clark, 1996). Nitrificirajuće bakterije energiju dobivaju oksidacijom amonijaka i/ili nitrita, a ugljen dioksid se koristi kao izvor ugljika za sintezu novih ćelija. Proces nitrifikacije se odvija kroz dva koraka i uključuje dvije grupe mikroorganizama. Jedna mikrobna grupa oksidira amonijak do nitrita. To su bakterije koje u imenu imaju „nitroso“ prefiks (*Nitrosomonas*, *Notrosovibrio*, *Nitrosolobus*, *Nitrosococcus*). Druga grupa oksidira nitrite do nitrata (Paul i Clark, 1996; Schmidt i sar., 2001, 2003.). Drugi korak u procesu nitrifikacije, oksidaciju nitrita u nitrat, provode fakultativne hemolitrotrofne bakterije koje, pored nitrita, takođe mogu koristiti organska jedinjenja za proizvodnju energije za rast. To su bakterije koje u imenu imaju „nitro“ prefiks: *Nitrospira*, *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospina* (Grant i Long, 1981).

Denitrifikacija se najčešće definira kao postupak u kojem se nitratni ion pretvara u dušik posredstvom nitritnog iona, dušikovog oksida (Hauck, 1984; Paul i Clark, 1996; Jetten i sar., 1997.). S biohemijskog gledišta, denitrifikacija je bakterijski proces u kojem dušik oksidirajuće vrste (u ionskim i plinovitim oblicima) služe kao terminalni akceptori elektrona za respiratori transport elektrona. Elektroni se prenose iz elektron donor supstrata (obično, organska jedinjenja) kroz nekoliko sistema do više oksidirajućeg oblika dušika. Većina denitrificirajućih bakterija su hemoheterotrofi. Energiju dobivaju u procesu anaerobnog disanja i koriste organske spojeve kao elektron donore i kao izvor ugljika (Hauck, 1984.). Rodovi *Bacillus*, *Micrococcus* i *Pseudomonas* su vjerojatno najvažniji u tlima, a *Pseudomonas*, *Aeromonas* i *Vibrio* u vodenim sistemima (Grant i Long, 1981). Kada je dostupan kisik, ovi organizmi imaju aerobni metabolizam i oksidiraju ugljikohidratni supstrat do CO_2 i H_2O (Reddy i Patrick, 1984). Na Slici 5 je predstavljen šematski prikaz uklanjanja spojeva s dušikom biološkim putem (amonifikacija, nitrifikacija i denitrifikacija).

Faktori koji utiču na stopu denitrifikacije uključuju odsustvo O_2 , redoks potencijal, vlažnost tla, temperaturu, pH vrijednost, prisustvo denitrifikanata, vrstu tla, organsku tvar, koncentraciju nitrata i prisustvo vode iznad tla (Focht i Verstraete, 1977; Vymazal , 1995). Paul i Clark (1996.) su izvijestili da denitrifikanti imaju najveću sposobnost u rasponu pH od $6,5 < \text{pH} < 7,5$.



Slika 5. Shematski prikaz uklanjanja dušika biološkim postupkom (Tchobanoglou i sar., 2003.)

Dva oblika dušika koji se obično koriste za asimilaciju su amonijak i nitratni dušik. Budući da je amonijačni dušik energetski reducirani od nitrata, poželjan je izvor dušika za asimilaciju (Kadlec i Knight, 1996). U vodama bogatim nitratima, nitrat može postati važan izvor hranjivog dušika. Rast makrofita nije jedini potencijalni biološki proces asimilacije: mikroorganizmi i alge također koriste dušik. Amonijak ulazi u sastav aminokiselina mnogih autotrofa i mikrobioloških heterotrofa (Vymazal, 2007.).

Anaerobna oksidacija amonijaka (ANAMMOX) je anaerobna pretvorba NO_2^- i NH_4^+ u N_2 (Mulder i sar., 1995.). Pokazano je da je u ANAMMOX procesu nitratni ion korišten kao elektron akceptor. Tokom dalnjih ispitivanja ovog postupka dobiveni su pokazatelji da bi i nitrit mogao poslužiti kao odgovarajući elektron akceptor za ANAMMOX proces (van de Graaf i sar., 1995.). U novijim istraživanjima postalo je jasno da je nitritni ion ključni elektron akceptor (Strous i sar., 1997.).

Potrebljana su dodatna istraživanja kako bi se bolje razumjelo kako se mikrobi i amonijak oksidirajući procesi ponašaju u prirodi i različitim močvarnim sistemima (Hunt i sar., 2005.). Mehanizmi koji na kraju uklanjaju dušik iz otpadnih voda uključuju volatilizaciju (isparavanje) amonijaka, denitrifikaciju, prihvatanje biljaka (uz sakupljanje biomase), adsorpciju amonijaka, ANAMMOX i sagorjevanje organskog dušika. Ostali procesi (npr. amonifikacija ili nitrifikacija) "samo" pretvaraju dušik u različite oblike, ali zapravo ne uklanjaju dušik iz otpadne vode (Vymazal, 2007.).

2.3.4.5. Fosfor

Fosfor se u močvarnim područjima javlja kao fosfat u organskim i anorganskim spojevima. Slobodni ortofosfat jedini je oblik fosfora za koji se vjeruje da ga izravno koriste alge i makrofiti i stoga predstavlja glavnu poveznicu između organskog i anorganskog ciklusa fosfora u močvarama. Druga skupina anorganskih fosfornih spojeva su ciklični polifosfati. Organski vezan fosfor prisutan je npr. u fosfolipidima, nukleinskim kiselinama, nukleoproteinima ili organskim kondenziranim polifosfatima (koenzimi, ATP, ADP) (Vymazal, 1995).

Organski oblici fosfora mogu se općenito podijeliti u lako razgradivi fosfor (nukleinske kiseline, fosfolipidi, šećerni fosfati) i sporo razgradivi organski fosfor (inozitol fosfati, hitin) (Dunne i Reddy, 2005.). Močvarna područja pružaju okruženje za međusobnu konverziju svih oblika fosfora. Topivi reaktivni fosfor biljke uzimaju i pretvaraju u tkivni fosfor ili se mogu sorbirati u močvarno tlo i sediment. Većina studija o kruženju fosfora u močvarnim

područjima su pokazala da je akumulacija tla/treseta glavni dugoročni faktor koji utiče na koncentraciju fosfora, i da prirodna močvarna područja nisu osobito efikasna u uklanjanju fosfora u usporedbi sa kopnenim ekosistemima (Richardson, 1985). Kapacitet adsorpcije fosfora u tlu općenito se povećava sa udjelom gline ili mineralnih komponenata u samom tlu (Rhue i Harris, 1999). Ravnoteža između adsorpcije i desorpcije fosfora održava ravnotežu između čvrste faze i fosfora u porama vode u tlu.

U organskim tlima adsorpcija fosfora je povezana s visokom koncentracijom Al, Fe ili Ca, a sposobnost sorpcije fosfora močvarnog tla može se predvidjeti isključivo na temelju sadržaja amorfног aluminija koji se može ekstrahirati iz tla (Richardson 1985). Sorpcija fosfora u tlu zavisi od koncentracije fosfata u porama vode u tlu i sposobnosti čvrste faze da nadoknadi fosfat u porama vode tla. Kada se čestice tla zasite fosforom, a pore vode u tlu imaju nisku koncentraciju fosfora, dolazi do kretanja fosfora od tla do pora vode, dok se ne uspostavi ravnoteža koncentracije fosfora. Sorpcija se općenito može opisati u dva koraka:

1) fosfat se brzo izmjenjuje između pore vode u tlu i čestica tla ili mineralnih površina (adsorpcija), i

2) fosfat polako prodire u čvrste faze (apsorpcija).

Slično tome, desorpcija fosfora također se može odvijati u dvostepenom procesu (Dunne i Reddy, 2005.).

Mikrobiološki unos fosfora je vrlo brz, ali uskladištena količina je vrlo mala. Unos fosfora pomoću mikrobiota (bakterije, gljivice, alge, itd.) je također brz jer ti organizmi rastu i množe se velikom brzinom (Richardson i sar., 1997.). Mikroorganizmi koji se nalaze u tlu sudjeluju u solubilizaciji fosfora. Od značaja za količinu fosfora je i prisustvo algi, posebno u otvorenim vodnim područjima. Vymazal (1995) istaknuo je da se uloga algi u močvarama uglavnom zanemaruje, unatoč činjenici da alge mogu značajno uticati na ciklus hranjivih tvari u močvarama. Alge mogu uticati na ciklus fosfora direktno (usvajanje, ispuštanje) ili indirektno, putem fotosinteze, pri čemu dolazi do promjena parametara vode i tla (pH, otopljeni kisik).

Najveću koncentraciju fosfora uzima korijen biljke, dok je apsorpcija fosfora kroz lišće i izbojke uglavnom ograničena na određene vrste, ali je ta količina obično vrlo mala. Apsorpcija fosfora u makrofitne obično je najveća na početku vegetacijske sezone (u većini slučajeva tokom ranog proljeća), prije postizanja maksimalne stope rasta biljke (Boyd, 1969; Vymazal, 1995). Godišnja doba imaju uticaja na apsorpciju fosfora zbog prenošenja hranjivih tvari unutar same biljke. Prije jesenskog starenja biljke, većina važnih iona premješta se iz

izbojaka biljke u korijenje i rizome. Ove pohranjene hranjive tvari koriste se tokom ranog proljetnog rasta biljke (Dykyjová i Květ, 1978; Garver i sar., 1988).

Koje mjere će se provoditi za uklanjanje fosfora ovisi prije svega o vrsti biljnog uređaja. Adsorpcija i taloženje fosfora efikasno je u sistemima gdje otpadne vode dolaze u kontakt s filtracijskom podlogom. To znači da biljni uređaji sa pod površinskim tokom vode imaju najveći potencijal za uklanjanje fosfora. Biljni uređaji sa horizontalnim tokom vode imaju veću potencijalnu adsorpciju i taloženje jer je supstrat neprestano potopljen i nema puno fluktuacije redoks potencijala. Sistemi sa vertikalnim tokom vode, kod kojih se otpadna voda javlja povremeno, možda neće biti toliko efikasni jer oksigenacija može uzrokovati desorpciju i naknadno oslobođanje fosfora.

Materijali koji se obično koriste kao supstrat u biljnim uređajima sa pod površinskim tokom vode, pijesak i šljunak, obično pružaju vrlo mali kapacitet za sorpciju i taloženje. U biljnim uređajima je ispitano i nekoliko filtracijskih materijala poput laganih glinenih agregata (LECA). Efikasnost uklanjanja fosfora u ovom slučaju je bila vrlo visoka (Vohla i sar., 2005.; Jenssen i Krogstad, 2003.), ali važno je shvatiti da su sorpcija i taloženje zasićeni procesi i sorpcija se s vremenom smanjuje. Važno je razviti efikasnu i učestalu košnju kako bi se makrofiti održali u optimalnoj fazi rasta i kako bi se na taj način osiguralo optimalno uklanjanje fosfora.

2.3.5. Uticaj temperature na procese u biljnom uređaju

Temperatura je glavni faktor koji kontrolira sudbinu naftnih ugljikovodika u vodenom okolišu i mikrobna populacija koja razgrađuje ugljikovodike unutar vodenog ekosistema nije nužno optimalno prilagođena sezonskim promjenama temperature vode (Cooney, 1984).

Američka agencija za zaštitu okoliša (US EPA) provela je istraživanja na biljnim uređajima sa pod površinskim tokom vode, te identificirala neke ključne faktore, kao što su temperatura i sezonski uticaji na postupak prečišćavanja otpadnih voda (US EPA, 1993). Utvrđeno je da je temperatura ključni faktor tokom dizajniranja i optimizacije rada biljnih uređaja za uklanjanje ugljikovodika.

Mnogi istraživači, uključujući Kadleca i sar. (2000) i Scholza i sar. (2007), su provodili studije o uticaju temperature na biljni uređaj. Ove studije su bile usredotočene na izgradnju biljnih uređaja za prečišćavanje otpadnih voda čiji je cilj bio uklanjanje organskih sastojaka izraženih kroz biohemiju potrošnju kisika (BPK), dušika i fosfora. Kadlec i Reddy (2000) su istraživali uticaj temperature na mnoge procese koji se dešavaju unutar biljnog uređaja, kao

i na uklanjanje onečišćujućih tvari primjenom biljnog uređaja sa pod površinskim tokom vode. Zaključili su da temperatura utiče i na mikrobnu aktivnost; efikasnost biljnog uređaja bila je podložnija promjenama pri nižoj temperaturi ($<15^{\circ}\text{C}$), nego u optimalnom rasponu (20 do 35°C). Nadalje, primijetili su i da temperatura utiče na proces razgradnje organske tvari. U hladnijim klimatskim uvjetima ukupna efikasnost biljnog uređaja bila je relativno niska (Kadlec i Reddy, 2000.).

Postoje oprečna mišljenja o uticaju temperature na biljne uređaje. Nekoliko istražitelja izvijestilo je o sezonskim varijacijama, s najlošijim performansama biljnog uređaja koje su se dogodile zimi (Kuehn i sar., 1995; Leonard, 2000; Karathanasis i sar., 2003). Ostalo je neizvjesno da li su loše zimske performanse biljnog uređaja posljedica samo niskih temperatura, ili kombinacije niskih temperatura i povećanog hidrauličkog opterećenja. S druge strane, neke studije iznose da je uticaj temperature na biljne uređaje zanemariv (Harbel i sar., 1995; Knight i sar., 1999; Vymazal i sar., 1999; Neralla i sar., 2000.). To znači da mikrobi u tlu zimi još uvijek imaju sposobnost da razgrađuju organske tvari, te da niske temperature mogu pojačati aerobni metabolizam kroz povećanje zasićenosti otopljenog kisika. Rosso i sar. (1995) su dokazali uticaj temperature i pH vrijednosti na rast mikroba.

U istraživanju o uticaju temperature i protoka energije u biljnom uređaju sa pod površinskim tokom vode, u vrućim, sušnim klimatskim uvjetima, Kadlec (2006) je istaknuo važnost temperature vode u biljnom uređaju:

- Temperatura utiče na brzinu nekoliko ključnih bioloških procesa;
- Temperatura je ponekad parametar kvaliteta vode; i
- Temperatura vode glavna je odrednica gubitka vode tokom evaporacije.

Temperatura utiče na nekoliko biogeohemijskih procesa koji reguliraju uklanjanje nutrijenata u biljnom uređaju, što utiče i na ukupnu efikasnost biljnog uređaja (Kadlec i Reddy, 2000).

Temperaturni uvjeti u biljnom uređaju utiču na fizičke i biološke aktivnosti u sistemu. Poznato je da su biološke reakcije odgovorne za uklanjanje BPK, nitrifikaciju i denitrifikaciju, ovisne o temperaturi (Reed i Brown, 1995). Iz toga se da zaključiti da je temperatura vjerojatno važan kontrolni parametar tokom obrade ugljikovodika u biljnim uređajima. Temperatura također različito utiče i na topivost ugljikovodika (Foght i sar., 1996).

S obzirom na dokumentirana istraživanja koja ukazuju na oprečna mišljenja o uticaju temperature, potrebna su daljnja ispitivanja kako bi se utvrdio odnos između mikroba, promjenjivih klimatskih uvjeta i uklanjanja ugljikovodika u biljnim uređajima.

Sezonske varijacije u efikasnosti uklanjanja organskih tvari izraženih kao BPK primjenom biljnih uređaja je prijavilo nekoliko istraživača, pri čemu je najmanja efikasnost bila tokom zimskog perioda (Leonard, 2000; Karathanasis i sar., 2003.). I ovdje je istaknuto da nije dokazano da li je niska efikasnost posljedica samo niskih temperatura, ili je povezana sa povećanim hidrauličkim opterećenjem.

2.3.6. Planiranje i projektovanje biljnih uređaja

Planiranje i projektiranje biljnih uređaja najvažniji je i najzahtjevniji dio vezan uz njihovu primjenu. Da bi došlo do faze projektiranja biljnog uređaja, koja podrazumijeva njegovo oblikovanje i dimenzioniranje svakog pojedinog elementa, potrebno je prvo donijeti odluku o odabiru biljnog uređaja kao optimalnog tehnološkog rješenja za prečišćavanje otpadnih voda na konkretnoj lokaciji. Nakon toga potrebno je pomno razmotriti i definirati sve faze daljnje pripreme i izrade potrebne dokumentacije, prikupljanja potrebnih dozvola za građenje, samog građenja i kasnijeg pogona i održavanja biljnog uređaja (Lawrence, 2010).

Nadalje, oblikovanju i dimenzioniranju biljnih uređaja prethodi odabir optimalnog koncepta sistema u cijelosti, što podrazumijeva odabir optimalnog tipa biljnog uređaja (BUVPT, BUHPT) ili optimalne kombinacije različitih tipova kod hibridnih sistema (Lawrence, 2010).

Neki od zahtjeva koji se postavljaju kod izgrade biljnih uređaja su (Šišić i sar., 2016):

- efikasno uklanjanje spojeva dušika, fosfora i drugih toksičnih tvari, dok su glavni tehnički kriteriji rada uređaja:
 - osobine i kvalitet prečišćavanja (stabilnost procesa),
 - pouzdanost u pogledu rada i održavanja i
 - smanjena osjetljivost na varijacije opterećenja.

Početna faza analize vezana uz svaku potencijalnu primjenu biljnih uređaja obuhvaća razmatranje i definiranje potrebnog stepena prečišćavanja i tražene efikasnosti prečišćavanja cjelovitog sistema, odnosno maksimalnih dopuštenih vrijednosti koncentracija ključnih parametara kvaliteta vode efluenta. Tražena kvaliteta prečišćene vode u pravilu ovisi o odredbama iz relevantne zakonske regulative, te eventualnim dodatnim zahtjevima lokalne zajednice u skladu s odredbama iz relevantne prostorno – planske dokumentacije. Nakon toga, već u početnim fazama analize problema potrebno je odlučiti koji je oblik biljnog uređaja prihvatljiviji – protočni, kod kojega se javlja efluent iz uređaja, ili neprotočni, kod kojega je

količina efluenta jednaka nuli, odnosno cjelokupni se dotok otpadne vode zadržava u uređaju i gubi kroz evapotranspiraciju. Pri tomu su terenske karakteristike (klima, topografija, tlo, geologija, hidrogeologija i dr.) važni faktori vezani uz izgradnju protočnih biljnih uređaja, ali od presudnog značaja za uspješno funkcioniranje nepprotočnih biljnih uređaja (Lawrence, 2010).

Pri projektiranju biljnih uređaja za prečišćavanje otpadnih voda potrebno je uzeti u obzir karakteristike otpadnih voda koje će se prečišćavati. Glavne karakteristike otpadnih voda uključuju koncentraciju otopljenih tvari i čvrstih organskih spojeva, tj. biohemiju potrošnju kisika, suspendirane tvari, spojeve dušika i fosfora, teške metale, patogene bakterije i/ili virus.

Biljni uređaj treba biti projektiran za ukljanjanje tih karakteristika do dozvoljenih ograničenja. Projektiranje uređaja podrazumjeva određivanje hidrauličkog kapaciteta, razine opterećenja, vrijeme zadržavanja (reteniranja), vrste biljaka (Lawrence, 2010).

Hidraulički kapacitet može se definirati kao sposobnost biljnog uređaja da prečisti određeni volumen otpadne vode u danom vremenu. Ovo razdoblje se naziva hidrauličko vrijeme reteniranja (HRT - *Hydraulic retention time*), ovisno je o veličini zagađenja i zadanoj razini prečišćavanja. Karakteristično vrijeme zadržavanja za uklanjanje BPK₅ je 2-5 dana i 7-14 dana za uklanjanje dušika. HRT se može izračunati po slijedećoj formuli (Lawrence, 2010):

$$\text{HRT} = \frac{V}{Q} = \frac{LW(dmn+dw)}{Q} = \frac{A(dmn+dw)}{Q} \text{ (dan)} \quad (1)$$

gdje je:

V - volumen vode u bilnjnom uređaju (m³)

Q - srednji protok kroz biljni uređaj (m³/danu)

A - površina biljnog uređaja (m²)

L - dužina biljnog uređaja (m)

W - širina uređaja (m)

dm - debljina medija kroz koji voda prolazi (m)

dw - dubina vode od površine medija (m)

n - poroznost.

Procjena hidrauličkog opterećenja sistema osnova je provođenja procjene hidrauličkog opterećenja sistema za definiranje specifičnog dotoka otpadnih voda ($q_{spec}=l / stanovnik \cdot d$) na uređaj za prečišćavanje i kretanja broja priključenih stanovnika unutar razmatranog planskog razdoblja. Vrijednost specifičnog dotoka otpadnih voda često se definira u odnosu na poznate podatke o potrošnji vode, ukoliko su raspoloživi (Lawrence, 2010).

Kao rezime dosadašnjih razmatranja, procjena hidrauličkog opterećenja podrazumijeva prikupljanje i definiranje sljedećih parametara:

- a) prikupljanje i obradu meteoroloških podataka (oborine, broj sušnih dana, evapotranspiracija i dr.),
- b) definiranje mjerodavnog broja stanovnika za konačno plansko razdoblje, uz procjenu kretanja broja stanovnika za svakih 5 do 10 godina od sadašnjeg trenutka do kraja planskog razdoblja,
- c) definiranje potrebnog kapaciteta biljnog uređaja (ekvivalent stanovnika – ES)
- d) definiranje srednjeg dnevnog dotoka sanitarnih otpadnih voda na uređaj (Q_{sr} , dn – m^3/d , m^3/h),
- e) definiranje tuđih voda (m^3/d , m^3/h , l/s),
- f) maksimalni satni dotok otpadnih voda na uređaj (q_{max} , h – m^3/h , l/s),
- g) minimalni satni dotok otpadnih voda na uređaj (q_{min} , h – m^3/h , l/s).

Poznavanje pojedinih pokazatelja kvalitete otpadnih voda preduvjet je za kvalitetan odabir konceptualnog rješenja te pravilno oblikovanje i dimenzioniranje biljnog uređaja, stoga je analiza ili procjena kvaliteta otpadne vode koja dotječe na planirani biljni uređaj iznimno važan element u postupku planiranja i realizacije izgradnje biljnog uređaja. Ukoliko je sistem odvodnje već izgrađen, poželjnom praksom smatra se uzorkovanje otpadne vode na krajnjem dijelu sistema, te analiza osnovnih parametara kvalitete vode. Pri tome se preporučuje mjerjenje vrijednosti sljedećih parametara (Malus i Vouk, 2012):

- a) temperature otpadne vode ($^{\circ}C$),
- b) pH vrijednosti (–),
- c) električne provodljivosti ($\mu S/cm$),
- d) ukupne raspršene tvari (mg/l),
- e) taloživih tvari (mg/l),
- f) BPK_5 (mg/l),
- g) HPK (mg/l),
- h) amonijaka – NH_4 (mg/l),
- i) ukupnog dušika – TN (mg/l),

j) ukupnog fosfora – TP (mg/l).

Na sistem priključeni privredni subjekti (industrijsko postrojenje, restorani, hoteli, sale za svadbu i dr.):

- a) ulja i masti,
- b) teške metale (kadmij, krom, olovo, živa, cink i dr.),
- c) ostale metale (aluminij, bakar, željezo i dr.),
- d) ostale parametre (nitriti, nitrati, sulfidi, sulfati i dr.).

Oblikovanju i dimenzioniranju biljnog uređaja prethodi odabir optimalnog tipa biljnog uređaja (BUSV, BUVPT, BUHPT, HBU). Nakon odabira tipa biljnog uređaja, slijedi njegovo oblikovanje i dimenzioniranje.

Osnovu projektiranja svakog uređaja za prečišćavanje otpadnih voda, pa tako i biljnog uređaja, predstavlja definiranje potrebnog kapaciteta. Pri tome je od iznimne važnosti izvršiti procjenu broja priključenih korisnika i dinamike njihovog priključivanja unutar odabranog projektnog razdoblja. Pri definiranju hidrauličkog opterećenja važno je predvidjeti i dinamiku dotoka otpadne vode na uredaj. Npr. kod BUVPT je važno osigurati isprekidano dotjecanje otpadne vode i stoga je s ciljem optimalnog dimenzioniranja distribucijske mreže, uključujući i pripadne elektrostrojarske opreme, važno poznavati i dinamiku dotoka otpadne vode (Malus i Vouk, 2012). Uz definiranje koncentracija ulaznog opterećenja, potrebno je definirati i masene dotoke za ključne pokazatelje kvaliteta vode (BPK₅, HPK, ukupni dušik, ukupni fosfor) ili neke druge pokazatelje koji se žele ukloniti. Pri definiranju ulaznog opterećenja otpadnom tvari, važno je imati u vidu i efikasnost uklanjanja pojedinih parametara u sklopu predtretmana (septički tank).

Osnovna koncepcija rada biljnog uređaja proizila je iz nekoliko stajališta (Šišić i sar., 2016):

1. Uredaj treba pokazati pod kojim režimskim uslovima može zadovoljiti parametre kvalitete voda koje se ispuštaju u vodotok;
2. Svi sadržaji uređaja za prečišćavanje moraju funkcionirati kao zatvoreni sistem sa mogućnostima podešavanja vrsta i količina voda;
3. Uredaj mora imati mogućnost faznog rada u pogledu priključenog broja ES;
4. Uredaj treba da ima mogućnost dogradnje ili rekonstrukcije u pogledu unaprijedenja tokova procesa obrade voda ili izgradnje dopunske jedinice, tj. pozicije;
5. Uredaj treba biti fleksibilan u pogledu podešavanja količina i vrsta otpadnih voda a po zahtjevima efikasnosti prečišćavanja (optimalni uslovi i hidraulično opterećenje).

Proces planiranja izgradnje biljnog uređaja nije jednosmjeran. Dosadašnja iskustva pokazuju da proces planiranja rijetko završava provođenjem prvotno definiranog plana, već se često u pojedinim koracima njegovog provođenja javljaju potrebe za revidiranjem, izmjenama i dopunama, čak i povratku na korake koji su prethodno odrađeni (Malus i Vouk, 2012).

2.3.7. Primjena biljnih uređaja

2.3.7.1. Biljni uređaji za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda

Neki od prikladnih postupaka prečišćavanja komunalnih otpadnih voda uključuju biološke procese, kao što su postupak sa aktivnim muljem, biološki filteri i rotacijski diskovi. Međutim, ovi sistemi imaju visoke troškove rada i održavanja i teško ih je održavati. Također, prečišćene otpadne vode iz ovih sistema mogu zahtijevati dodatni tretman, kao što je tercijarni proces pomoću biljnih uređaja, kako bi se poboljšao kvalitet prečišćene otpadne vode (Metcalf i Eddy, 1998; Amelia, 2001).

Biljni uređaji se u svijetu uveliko koriste za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda (Brix, 1994.; He i Mankin, 2002; Nitisoravut i Klomjek, 2005; Paing i Voisin, 2005; Brix i Arias, 2005; Chungi sar., 2008.). Primjena biljnih uređaja je prepoznata kao široko prihvaćena i jeftina eko tehnologija, koja je posebno korisna u tretmanu komunalnih otpadnih voda manjih gradova, koji si ne mogu priuštiti skupe, konvencionalne sisteme za prečišćavanje (Sirianuntapiboon i sar., 2006.). Tokom ranjih godina (prije 1985.) razvoja tehnologije izgradnje biljnih uređaja gotovo sav naglasak je bio na sekundarnom i tercijarnom prečišćavanju komunalnih otpadnih voda nakon prethodnog mehaničkog tretmana (IWA, 2000). Kod primjene biljnih uređaja za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda izuzetno je važno osigurati prethodno prečišćavanje sirove otpadne vode. Pri tome je u sklopu predtretmana važno postići što efikasno uklanjanje suspendiranih tvari, te ulja i masti. U slučajevima u kojima nije osiguran predtretman javljaju se brojne poteškoće u radu biljnih uređaja (učestalo začepljenje, smanjena efikasnost prečišćavanja, pojava neugodnih mirisa i dr.), a često dolazi i do potpunog prekida rada biljnog uređaja. Predtretman sirove otpadne vode je stoga standardna praksa vezana uz primjenu biljnih uređaja, najčešće u obliku prethodnog taloženja u višekomornim septičkim tankovima (karakteristična praksa za manje uređaje) ili prethodnim taložnicima (karakteristična praksa za veće uređaje).

Broj izgrađenih biljnih uređaja sa podpovršinskim tokom vode u Evropi trenutno iznosi oko 5000 (Korkusuz, 2004.). Općenito je većina evropskih biljnih uređaja sa podpovršinskim

tokom vode dizajnirana za prečišćavanje otpadnih voda za manje od 500 ekvivalent stanovnika (ES). Međutim, većina sistema je dizajnirana za manje izvore onečišćenja (manje od 50 ES), a mnogi sistemi za individualna domaćinstva. Samo je mali broj sistema dizajniran za veće izvore onečišćenja (>1000 ES) (IWA, 2000). Iako razvijene zemlje uveliko koriste biljne uređaje za uspješno prečišćavanje komunalnih otpadnih voda pod različitim uvjetima, postoji sve veći interes za njihovu upotrebu i u zemljama u razvoju (Kivaisi, 2001.).

Na primjer, Mandi i sar. (1998.) proveli su istraživanje o prečišćavanju otpadnih voda iz domaćinstava u Maroku. U istraživanju je korišten biljni uređaj u kojem je bila zasađena trska *Phragmites australis*. Efikasnost uklanjanja HPK je iznosila od 48-62%, ukupno suspendiranih tvari od 58-67%, a mikrobiološka efikasnost od 71-95%, pri hidrauličkom opterećenju od $0,86-1,44\text{ m}^3/\text{d}$.

U Egiptu, Stotts i sar. (1998.) postigli su 100% uklanjanje parazitskih jajnih stanica iz otpadnih voda iz domaćinstava namijenjenih poljoprivredi. U Iranu je za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda testiran biljni uređaj sa pod površinskim tokom vode površine 150 m^2 u koji je zasađena trska (*Phragmites australis*). Na organsko opterećenje od 200 kg/ha,d , što je veće od preporučenog ($<133\text{ kg/ha,d}$) (Metcalf i Eddy, 1991.), dobivena je efikasnost uklanjanja od 86%, 90%, 89%, 34%, 56% i 99% za HPK, BPK₅, ukupno suspendirane tvari, ukupni dušik, ukupni fosfor i fekalne koliformne bakterije. Pri tome nije bilo problema sa začepljenjem samog uređaja (Korkusuz, 2004.).

Na Tajlandu su Koottatep i Polprasert (1997.) radili istraživanje sa *Typha augustifolia*, pri čemu su biljni uređaj koristili za uklanjanje dušika iz primarno prečišćene komunalne otpadne vode. Tokom 8 sedmica istraživanja, pri čemu je vrijeme retencije bilo 5 dana, dobiveno je najviše $7,5\text{ kg/ha,d}$ unosa dušika u biljke. To je popraćeno uklanjanjem ukupnog dušika u iznosu od 84-86%.

Potencijal biljnog uređaja za prečišćavanje otpadnih voda manjih naselja ispitano je i u Nepalu (Laber i sar., 2000.). Korišten je hibridni sistem koji se sastojao od horizontalnog i vertikalnog polja (140 m^2 horizontalno polje i 120 m^2 vertikalno polje) sa *Phragmites karka*, a istraživanje je trajalo godinu dana. Pri hidrauličkom opterećenju od 107 mm/d , efikasnost uklanjanja HPK, BPK₅, ukupnog dušika, ukupnog fosfora, ukupnih koliformnih bakterija, *Escherichie coli*, *Streptococcus sp.* i ukupno suspendiranih tvari iznosila je 93%, 97%, 99,7%, 74%, 99,99%, 99,995%, 99,97% i 98%.

U Indiji je 1997. na Sveučilištu Vikram izgrađen horizontalni biljni uređaj za prečišćavanje komunalnih otpadnih sa pod površinskim tokom vode, sa autohtonom biljkom *Phragmites karka* površine $41,8\text{ m}^2$. Izvješteno je da je efikasnost sistema za uklanjanje

BPK₅, ukupno suspendiranih tvari, ukupnog dušika i ukupnog fosfora iznosila 65%, 78%, 78% i 56,65% (Billiore i sar., 1999.).

U prečišćavanju komunalnih otpadnih voda primjenom biljnog uređaja može se postići visoka efikasnost prečišćavanja, ovisno o dizajnu samog uređaja, i to 60-88% u uklanjanju BPK₅ i 60-90% u uklanjanju suspendiranih tvari (Zaimoglu,2006.).

2.3.7.2. Biljni uređaji za prečišćavanje industrijskih otpadnih voda

Industrijski procesi prerade hrane proizvode otpadne vode s visokim udjelom biorazgradivih organskih tvari i organskog dušika. Te otpadne vode su obično prilično onečišćene i podvrgavaju se nekom obliku prethodnog tretmana. Međutim, smanjenje hranjivih sastojaka i organskih tvari do zakonski prihvatljive koncentracije sve više se postiže primjenom biljnih uređaja. Biljni uređaji su se pokazali kao interesantna opcija za prečišćavanje različitih vrsta industrijskih otpadnih voda (Vymazal, 2008; Kadlec i sar., 2000), uključujući i otpadne vode iz kožarske industrije (Calheiros i sar., 2008, 2007.; Kucuk i sar., 2003; Daniels, 2001.). Danas se biljni uređaji koriste za prečišćavanje otpadnih voda iz industrije proizvodnje vina, maslinovog ulja, industrije šećera, škroba, alkohola i mesa (Kadlec i Wallace, 2009). Uspješno se primjenjuju za obradu industrijskih otpadnih voda sa farmi, klaonica, procjednih voda sa odlagališta otpada i oborinskih dotoka s prometnicama (Malus i Vouk, 2012). Uklanjanje organskih tvari i teških metala iz otpadne vode važno je tokom cijele godine (Lemos i Antunes, 2000.). Dokazana je i efikasna upotreba biljnih uređaja u tretmanu agroindustrijskih otpadnih voda (Elif Asuman Korkusuz, 2004.).

Kako bi se koncentracija onečišćujućih tvari u efluentu smanjila u skladu sa zakonskom regulativom, otpadne vode iz industrije proizvodnje papira ponekad zahtijevaju obradu i izvan sekundarnog nivoa. Neki od ciljeva u prečišćavanju otpadnih voda iz ove industrije mogu biti redukcija BPK₅, redukcija ukupno otopljenih tvari, dušika, fosfora, boje, hloriranih organskih tvari (kao što su adsorbibilni organski halogenidi ili dioksin), kao i redukcija toksičnosti. Biljni uređaji u industriji proizvodnje celuloze i papira se koriste kao napredni sekundarni ili tercijarni tretman prečišćavanja (Kadlec i Wallace, 2009.).

Biljni uređaji pružaju napredni sekundarni ili tercijarni tretman u procesu prečišćavanja otpadnih voda kod sve većeg broja naftnih derivata (Knight i sar.,1997.). Tipične onečišćujuće tvari u otpadnim vodama iz industrije naftnih derivata su organske tvari, ulje i mast, ukupno suspendirane tvari, amonijak, fenoli, H₂S i teški metali. Koncentracija ovih onečišćivača se uglavnom smanjuje tokom prethodnog tretmana obrade otpadne vode, a biljni

uređaji se koriste kako bi se smanjila preostala koncentracija onečišćujućih tvari (Kadlec i Wallace, 2009.).

Industrija mlijeka je jedan od glavnih izvora industrijske otpadne vode u Europi (Demirel i sar., 2005.). Ova industrija temelji se na proizvodnji i preradi sirovog mlijeka u proizvode kao što su jogurt, sladoled, maslac, sir i razne vrste slastica primjenom različitih postupaka, kao što su pasterizacija, koagulacija, filtracija, centrifugiranje, hlađenje, itd. (Rivas i sar., 2010.). Karakteristike otpadnih voda iz mljekarske industrije mogu značajno varirati, ovisno o finalnom proizvodu i metodama koje se koriste u proizvodnji. Biljni uređaji se mogu koristiti za prečišćavanje otpadnih voda iz mljekarske industrije, s tim što je potrebno izvršiti prethodno uklanjanje masnoća iz otpadne vode (Comino i sar., 2011.), ili čak uklanjanje masnoća uz razrijedivanje pomoću komunalne otpadne vode (Farnet i sar., 2008.). Primarna uloga biljnih uređaja u obradi otpadne vode iz mljekarske industrije je smanjenje koncentracije hranljivih sastojaka, posebno dušika i fosfora. Izgrađeni biljni uređaji su se pokazali prilično efikasni u smanjenju koncentracije ovih sastojaka u mljekarskim otpadnim vodama (Hunt i Poach, 2000.).

Carvalho i sar. (2013) su istraživali primjenu biljnog uređaja za obradu otpadnih voda iz industrije proizvodnje sira i zaključili da se biljni uređaji mogu koristiti za prečišćavanje ovih otpadnih voda, ali uz njihovo razrjeđenje, tj. ovisno o količini komunalnih otpadnih voda, vode za pranje i količini sirutke u ovim otpadnim vodama. Farnet i sar. (2009.) su u svojim istraživanjima došli do rezultata po kojima je efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK iz otpadne vode mljekarske industrije čak 76%, i to bez prethodnog razrjeđenja otpadne vode. Prethodna obrada otpadne vode iz mljekarske industrije pomoću anaerobne biološke razgradnje može povećati efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK i do 94% (Travis i sar., 2012.). Primarni cilj prečišćavanja otpadnih voda iz mljekarske industrije je smanjenje koncentracije organskih tvari, osobito dušika i fosfora (Gottschall, 2005.). U svom istraživanju koje su proveli na nekoliko vrsta otpadnih voda od prerade mlijeka u Sjedinjenim Američkim Državama, Hunt i Poach (2000) su utvrdili da, iako postoji znatna varijabilnost između lokacija, svi biljni uređaji su bili vrlo efikasni u uklanjanju hranjivih tvari, a efikasnost uklanjanja ukupnog dušika i fosfora je bila između 86% i 83%.

U državi Maryland biljni uređaj za tretman otpadne vode iz mljekarske industrije pokazao se vrlo efikasan u prve četiri godine rada. Efikasnost uklanjanja dušika i fosfora bila je vrlo visoka, i to 98% za uklanjanje dušika i 96% za uklanjanje fosfora (Schaafsma i sar., 2000.). Newman i sar. (2000.), su na biljnom uređaju u Connecticutu utvrdili efikasnost

prečišćavanja otpadne vode iz mljekare, pri čemu je efikasnost uklanjanja dušika iznosila 53%, a fosfora 68% tokom prve tri godine rada.

U posljednje vrijeme se dosta istraživalo i uklanjanje farmaceutskih i sastojaka iz proizvoda za osobnu njegu primjenom biljnih uređaja. Prema Zhu i Chen (2014.), biljni uređaji mogu biti vrlo efikasni u uklanjanju preostalih sastojaka iz proizvoda za osobnu njegu, uključujući kofein i ibuprofen iz otpadnih voda. Međutim, s obzirom na adsorpciju polutanata tokom samog prečišćavanja, treba pronaći ispravno rješenje za zbrinjavanje prekomjernih količina mulja. Li, Zhu i sar. (2014.) istraživali su primjenu biljnih uređaja za uklanjanje farmaceutskih kontaminanata iz otpadnih voda i zaključili da, iako biljni uređaji imaju sposobnost njihovog uklanjanja tokom obrade otpadnih voda, njihova primjena zahtijeva daljnja istraživanja nekih važnih parametara kao što su dizajn uređaja, hidrauličke karakteristike, temperatura, pH vrijednost i koncentracija otopljenog kisika.

Značajna količina antibiotika dospijeva u okoliš putem otpadnih voda. Istraživanje koje su proveli Jeremy i saradnici (2010) pokazalo je da biljke u biljnom uređaju putem sorpcije uklanjaju mnoge spojeve iz grupe antibiotika. U svom istraživanju koristili su biljni uređaj koji je kontinuirano primao otpadne vode iz farmaceutske industrije, pa je od izuzetne važnosti bio i ukupni kapacitet biljnog uređaja da apsorbira sve te spojeve. Oni su koristili biljni uređaj s pod površinskim tokom otpadne vode s ciljem da pronađu dugoročan način za uklanjanje antibiotika iz otpadnih voda. U svom istraživanju su posebnu pažnju skrenuli na ciprofloxacin (CIP), ofloxacin (OFL) i norfloxacin (NOR). Biljke su apsorbirale ove spojeve u rasponu od 60 – 90% kod visokog i niskog opterećenja. Većina spojeva absorbitana je u prvih 20 sati, što ukazuje na to da biljke u biljnom uređaju ne trebaju dugo hidrauličko vrijeme zadržavanja od nekoliko sedmica kako bi uklonile ove spojeve.

2.3.7.3. Uklanjanje teših metala iz otpadnih voda primjenom biljnih uređaja

Teški metali u okolišu se mogu pojaviti kao produkti tehnološkog procesa, u industrijskom otpadu; iz rudarskih otpada, odlagališta otpada, procjednih voda, gnojiva, kanalizacijskog mulja i sl. (Manahan, 1994.). Također se mogu naći u plastici, pigmentima boja, baterijskim ulošcima, lemilicama i elektroničkoj opremi. Povećane koncentracije teških metala su uglavnom povezane s industrijskim ispustima. Međutim, neznatne količine teških metala mogu se naći i u komunalnim otpadnim vodama (Vymazal, 2005.). Osnovni teški metali povezani s otpadnim vodama i industrijom su hrom, željezo, živa, bakar, olovo, kadmij i cink (Thullen i sar., 2005.). Ovi metali se uklanjaju iz otpadnih voda pomoću biljnih uređaja

primjenom različitih postupaka, uključujući filtraciju i taloženje, adsorpciju, apsorpciju u biljni materijal i geochemijske procese (Stottmeister i sar., 2003.). Ovi procesi su međusobno ovisni jedan o drugom i cjelokupan proces uklanjanja teških metala primjenom biljnih uređaja je vrlo složen (Sheoran i Sheoran 2006.).

Metalni se uglavnom zadržavaju u tlu ili u supstratu. Metalni se mogu taložiti kao sulfidi i karbonati, ili ih biljke uzimaju u svoj biljni materijal (Renee, 2001.). Močvarne biljke koje se koriste u biljnim uređajima su autotrofni organizmi koji stvaraju biomasu redukcijom ugljikovih spojeva, a koja služi kao hrana raznim organizmima; mikro i makroskopskim. Ove biljke također imaju sposobnost uklanjanja teških metala koji se u otpadnoj vodi nalaze u tragovima, i to kroz biološki unos i površinsku adsorpciju (Williams, 2002; ITRC, 2003; Collins i sar., 2005.). Stopa uklanjanja teških metala primjenom biljnog uređaja može da ide i do 100% (Romero i sar., 2011.). Stopa uklanjanja teških metala od strane biljaka varira, ovisno o stopi rasta biljake i koncentraciji teških metala u biljnom tkivu. Stopa usvajanja teških metala po jedinici površine biljnog uređaja je često mnogo veća za zeljaste biljke, ili za makrofite (A.S. Sheoran i V. Sheoran 2006.).

Sheoran i Sheoran (2006) su izvjestili da je efikasnost uklanjanja teških metala primjenom horizontalnog biljnog uređaja 75-99% za kadmij, 26% za oovo, 76% srebro i 67% cink, a efikasnost uklanjanja ukupno otopljenih tvari i organskih sastojaka izraženih kao HPK i BPK₅ je 75% do 80%. Istraživanja su pokazala da se metalni najviše akumuliraju u lišću, izbojcima, rizomu s korijenom i u bočno korijenje, dok je najniža koncentracija teških metala nađena u mladici (Zachritz i sar., 2006.). Do ovih rezultata došlo se analizom pomenutih dijelova biljke, pri čemu su koncentracije teških metala određene korištenjem spektorfotometrijskih metoda. Neki autori (Ameršek, i sar., 2011.) opisuju efikasnost uklanjanja teških metala u horizontalnom i vertikalnom modelnom biljnom uređaju kapaciteta 0,3 m³, sa ispunom od karbonatnog pijeska različitih frakcija (0-8 mm) i zasađenih sa trskom, *Phragmites australis*. Oba modela imaju HVZ (hidrauličko vrijeme zadržavanja) od 60 h, a kroz uređaj je prolazila sintetska otpadna voda, u koju su dodavane otopine teških metala: hroma, željeza, nikla, bakra, cinka, kadmija i olova u koncentracijama za 5 do 10 ili čak 100 puta većim od zakonski maksimalno dozvoljenih koncentracija (MDK). Rezultati istraživanja pokazuju da se efikasnost uklanjanja teških metala za obje izvedbe uređaja, vertikalni i horizontalni, kreće od 73- 99%. Najveća efikasnost se pokazala u uklanjanju kadmija i olova, a najmanja cinka i antimona.

Kontaminacija tla i vode teškim metalima ima ozbiljan uticaj na okoliš i ljudsko zdravlje. Prirodne močvare i vještački konstruisani biljni uređaji omogućavaju prečišćavanje

otpadnih voda onečišćenih teškim metalima i sprječavaju širenje onečišćenja u površinske i podzemne vode. Razumijevanje osnovnih mehanizama i procesa u uklanjanju teških metala povećava mogućnost primjene biljnih uređaja u ove svrhe.

2.3.8. Usporedba primjene biljnog uređaja za prečišćavanje otpadnih voda sa drugim metodama prečišćavanja sa osvrtom na efikasnost, brzinu, veličinu i ekonomsku isplativost

Iako su isti biološki procesi osnova za većinu sistema za prečišćavanje otpadnih voda, broj tehnoloških rješenja za postizanje ciljeva prečišćavanja je nebrojan.

Konvencionalne tehnologije prečišćavanja otpadnih voda predstavljaju postrojenja velikih dimenzija koja su vrlo zahtjevna za projektovanje i izgradnju. Ona su skupa za održavanje i za njihov rad obično je potrebna velika količina električne energije. U procesu prečišćavanja otpadnih voda putem konvencionalnih tehnologija vrlo je česta i primjena raznih hemikalija, što dodatno poskupljuje proces prečišćavanja. Konvencionalne tehnologije koje vrše sekundarno prečišćavanje su: prokapnici, SBR (sekvencijalni šaržni reaktor), bazeni sa aktivnim muljem (bioaeracioni bazen) i sekundarni taložnici.

Nekonvencionalne tehnologije prečišćavanja otpadnih voda predstavljaju jednostavan način prečišćavanja otpadnih voda. Dakle, imaju jednostavan rad i održavanje. Posjeduju prirodan izgled i time se dobro uklapaju u prirodni ambijent. Nije potrebna energija za njihov rad, ili je potrebna u malim količinama. Kao idealno rješenje za ruralna područja nameću se nekonvencionalne tehnologije unutar decentraliziranih sistema. Nekonvencionalne tehnologije koje vrše sekundarno prečišćavanje su: bazeni za stabilizaciju otpadne vode (anaerobni bazen, fakultativni bazen i bazen za sazrijevanje) i biljni prečistači (biljni prečistači sa vertikalnim i horizontalnim tokom otpadne vode te hibridni biljni uređaji) (Karajić i Softić, 2015.).

Prirodni sistemi za prečišćavanje otpadnih voda razlikuju se od konvencionalnih sistema u pogledu održivosti. Koriste prirodnu obnovljivu energiju, oslanjaju se na atmosfersku difuziju i/ili fotosintezu kao glavni izvor kisika, a izrađeni su od minimalno umjetnih materijala. U toku rada ne stvaraju buku i nema neugodnih mirisa. Ipak zahtijevaju veću površinu zemlje nego konvencionalni sistemi (Karajić, 2014.). Osim adekvatnog prečišćavanja otpadnih voda, upotreba biljaka u ove svrhe rezultira i proizvodnjom viška biomase, koja se može koristiti u razne svrhe, poput proizvodnje energije, stočne hrane, pa čak i proizvodnje proteina (Gray, 2004.). Prema Grayu (2004), prirodni sistemi prečišćavanja

su: obrada zemljišta, sistemi na bazi makrofita i stabilizacijski bazeni. Biljni uređaji su jedan od sistema temeljenih na makrofitima.

Vymazal (2007) smatra da biljni uređaji mogu uspješno tretirati razrijedenu otpadnu vodu s niskim koncentracijama organskih tvari (biohemija potrošnja kisika kroz 5 dana - BPK_5), dok postrojenja za prečišćavanje na bazi aktivnog mulja zahtijevaju neke minimalne koncentracije BPK_5 (50-80 mg/L) kako bi se aktivni mulj mogao održavati. Horizontalni biljni uređaji sa pod površinskim tokom vode mogu prečišćavati otpadne vode koncentracije BPK_5 ispod 20 mg/L. Oni se dobro nose s fluktuacijama kvalitete i količine vode, te mogu raditi konstantno ili povremeno. Iz tog razloga se mogu koristiti i za otpadne vode u vikendicama, za kampove, sezonske restorane i rekreacijske površine. Oni zahtijevaju mnogo manje posla oko održavanja, ali redovito održavanje je prijeko potrebno. Horizontalni biljni uređaji sa pod površinskim tokom vode su tehnologija koja rijetko zakaže. Također se lijepo uklapaju u krajolik. S druge strane, postoje i neki nedostaci. Horizontalni biljni uređaji sa pod površinskim tokom vode zahtijevaju više zemlje od konvencionalnih sistema za obradu otpadnih voda. Ako je horizontalni biljni uređaji sa pod površinskim tokom vode dizajnirani za uklanjanje organskih i suspendiranih tvari, tada će efikasnost uklanjanja amonijaka i fosfora biti vrlo niska.

S druge strane, vertikalni biljni uređaji osiguravaju dobro uklanjanje organskih i suspendiranih tvari, ali i amonijaka. Vertikalni biljni uređaji pružaju malo prostora za denitrifikaciju i stoga se amonijačni dušik obično pretvara samo u nitratni dušik. Kao posljedica toga, uklanjanje ukupnog dušika je dosta nisko, obično niže nego kod horizontalnog biljnog uređaja. Uklanjanje fosfora u vertikalnom bilnjnom uređaju je također nisko, osim ako se ne koristi poseban filtracijski materijal s visokim sorpcijskim kapacitetom.

Zhou i sar. (2009) izvjestili su o usporednoj studiji sa biljnim uređajima i konvencionalnim tretmanima prečišćavanja otpadnih voda s tri reprezentativna slučaja u Pekingu. Uzimajući u obzir ekološke i ekonomski ulazne parametre i parametre prečišćene otpadne vode temeljene na energiji, otkrivene su različite karakteristike kod ova dva načina obrade otpadnih voda. Rezultati su pokazali da su biljni uređaji ekološki prihvatljivi, manje energetski intenzivni usprkos relativno niskoj efikasnosti uklanjanja ekološkog otpada i imaju manje troškove izgradnje, rada i održavanja u usporedbi s konvencionalnim postrojenjima za prečišćavanje otpadnih voda. Uz to, energetska analiza pokazala je da ciklički sistem sa aktivnim muljem ima veću efikasnost uklanjanja ekološkog otpada.

Zbog manje ulaganja u građevinske materijale, biljni uređaji prikladni su za manje gradove ili sela u kojima su cijene zemljišta jeftinije i gdje su prisutne poljoprivredne otpadne

vode s visokim koncentracijama ukupnog dušika i ukupnog fosfora. U urbanim područjima ciklički sistem sa aktivnim muljem je popularniji zbog visokih cijena zemljišta i onečišćenih kanalizacionih voda.

U Tabeli 2 prikazani su tehnički aspekti varijantnih rješenja.

Tabela 2. Tehnički aspekti pojedinih varijantnih rješenja (Malus i Vouk, 2012).

	Varijanta 1 Produženo prozračivanje	Varijanta 2 Imhoffov spremnik + faza denitrifikacije aktivnog mulja + prokapnik za nitrifikaciju, 'hladna' digestija svog mulja u Imhoffovom spremniku	Varijanta 3 Biljni uređaj
PREDNOSTI	<ol style="list-style-type: none"> 1. mala potreba za prostorom; pogonska fleksibilnost, 2. velika neovisnost o vremenskim uvjetima. 3. nije potrebna izgradnja prethodnog taložnika 4. stabilizacija mulja vrši se u istom reaktoru (aeracijskom spremniku) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. relativno mala potreba za površinom, 2. jednostavniji od postupaka s aktivnim muljem, 3. relativno niska razina mehanizacije, 4. korišteni mehanički uređaji su jednostavni 	<ol style="list-style-type: none"> 1. za djelovanje obično nije potrebna energija i mehanička oprema, 2. energija ugrađena u biljnu biomasu se može ponovno upotrijebiti (briketi, kompost, krma, itd.), 3. izgradnja je jednostavna i ne zahtjeva velike zahvate u prostoru, 4. održavanje je jednostavno i jeftino, 5. moguća višenamjenska upotreba prečišćene vode (navodnjavanje odnosno zalijevanje zelenih površina, gašenje požara, gajenje akvakultura,...)
NEDOSTACI	<ol style="list-style-type: none"> 1. to su sistemi s velikom potrebom za energijom 2. velika razina mehanizacije 3. potrebna obrada i uklanjanje mulja (ali nije potrebna stabilizacija mulja) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. manja pogonska fleksibilnosti nego kod postupaka s aktivnim muljem 2. relativna ovisnost o temperaturi zraka, 3. relativna osjetljivost prema toksičnim opterećenjima, 4. potrebna obrada i uklanjanje mulja, 5. veliki gubitak tlaka odnosno visine dizanja 	<ol style="list-style-type: none"> 1. veća potreba za zemljišnom površinom, 2. veća osjetljivost prema anaerobnim stanjima

Ekološki aspekti uređaja razmatrani su kroz pojavu rizika neugodnog mirisa, buke, sigurnosti ostvarenja definirane kvalitete efluenta, uticaja na okoliš u slučaju kvara itd. U Tabeli 3 prikazani su ekološki aspekti varijantnih rješenja.

Sve analizirane varijante zadovoljavaju postavljene zahtjeve za prečišćavanje (ostvarenja definirane kvalitete efluenta).

Tabela 3. Ekološki aspekti pojedinih varijantnih rješenja (Malus i Vouk, 2012).

	Varijanta 1 Produženo prozračivanje	Varijanta 2 Imhoffov spremnik + faza denitrifikacije aktivnog mulja + prokapnik za nitrifikaciju, 'hladna' digestija svog mulja u Imhoffovom spremniku	Varijanta 3 Biljni uredaj
PREDNOSTI	1. visoka efikasnost prečišćavanja (BPK_5), 2. moguće biološko uklanjanje N i P, 3. mala opasnost od pojave neugodnih mirisa i insekata,	1. visoka efikasnost prečišćavanja (BPK_5),	1. velika efikasnost prečišćavanja, 70 – 90 %, 2. kod razgradnje se određeni dio, 10 – 20% hranljivih tvari (fosfor, dušik, ugljik itd.), teških metala, pesticida i drugih toksičnih tvari ugraditi u biljnu biomasu koje kod drugih uredaja bez dodatnih hemikalija za uništavanje izlaze u okoliš, 3. ne uzrokuje razvoj neugodnih mirisa i insekata, jer je tok vode pod površinskim, 4. površine u urbanom okolišu doprinose biološkoj raznolikosti - predstavljaju održive ekosisteme za životinje (ptice, vodozemci) 5. lijepo se uklapaju u okoliš i doprinose ljepšem izgledu degradiranih područja.
NEDOSTACI	1. u slučaju kvara ili popravka mehaničkog dijela UPOV-a mikrobnoj populaciji potrebno je nekoliko dana za oporavak te se za to vrijeme sirova otpadna voda ispušta u okoliš	1. u slučaju kvara ili popravka mehaničkog dijela UPOV-a mikrobnoj populaciji je potrebno nekoliko dana za oporavak te se za to vrijeme sirova otpadna voda ispušta u okoliš	

U nastavku su prikazani **ekonomski aspekti** biljnog uređaja za prečišćavanje otpadnih voda od 550 ES (ekvivalent stanovnika). Ekonomski aspekti varijantnih rješenja razmatrani su kroz investicijske troškove i troškove pogona i održavanja. Projektni period u kojem se promatraju troškovi je 30 godina. Za izračun NPV (neto sadašnja vrijednost) troškova korištena je diskontna stopa od 4%. Amortizacija je računata na sljedeći način:

- Građevinski radovi 50 godina
- Elektrostrojarska oprema 15 godina
- Ugradnja supstrata 10 godina (potrebna je zamjena supstrata u prvom polju svakih 10 godina)

Iz Table 4 je vidljivo da je biljni uređaj (Varijanta 3) finansijski najisplativija varijanta, te također Varijanta 3 ima najmanje troškove pogona i održavanja na godišnjoj razini (cca 25 puta manji nego troškovi pogona i održavanja ostalih varijantnih rješenja).

U tabeli 4 prikazani su ekonomski aspekti varijantnih rješenja.

Tabela 4. Ekonomski aspekti pojedinih varijantnih rješenja (Malus i Vouk, 2012).

	Varijanta 1 Produženo prozračivanje	Varijanta 2 Imhoffov spremnik + faza denitrifikacije aktivnog mulja + prokapnik za nitritifikaciju, 'hladna' digestija svog mulja u Imhoffovom spremniku	Varijanta 3 Biljni uređaj
INVESTICIJSKI TROŠKOVI (EUR)	460.400	542.900	363.525
TROŠKOVI POGONA I ODRŽAVANJA (EUR/god)	22.350	22.380	1.661
NPV INVESTICIJSKIH TROŠKOVA	425.666	501.942	336.099
NPV OPERATIVNIH TROŠKOVA I ZAMJENE OPREME	845.263	900.562	149.411
NPV OSTATAK VRJEDNOSTI	89.432	123.450	89.432
NPV UKUPNO	-1.005.929	-1.102.833	-394.527

Aspekt održavanja biljnog uređaja - U sklopu redovnog održavanja provodi se kontrola općeg stanja biljnog uređaja. Pri tome je važno voditi dnevnik aktivnosti i opažanja poput opisa aktivnosti, datuma i vremena provođenja pojedine aktivnosti, razlog poduzimanja aktivnosti (redovito održavanje ili hitna intervencija), vremenskih uvjeta i ostalih zapažanja.

Tabela 5. Učestalost i vrijeme provođenja aktivnosti održavanja sistema za veličinu biljnog uređaja od 500 ES (Van Deun i sar., 2010.).

Aktivnost	Učestalost	Trajanje	Ukupno (sati/godišnje)
Generalna kontrola rada BU: predtretman,elektrostrojarska oprema, tijelo BU, okolni teren.	1/sedmično	30 minuta	26
Košenje zelenih površina oko tijela BU i objekta predtretmana, pokosa bočnih stranica tijela BU i nasipa.	6/godišnje	4 sata	24
Pregled uljevnih (distribucijskih) i izljevnih (drenažnih) objekata i njihovo čišćenje.	2/godišnje	2 sata	4
Košenje močvarne vegetacije i zbrinjavanje otpadnog materijala.	1/godišnje	24 sata	24
Pražnjenje istaložene i plivajuće tvari u objektu predtretmana.	*	8 sati	-

*učestalost pražnjenja sadržaja u objektu predtretmana ovisi o različitim utjecajnim faktorima (kapacitetu objekta predtretmana, karakteristikama sirove otpadne vode i dr.). Dosadašnja svjetska iskustva u radu velikog broja biljnih uređaja pokazuju da je učestalost pražnjenja sadržaja u objektu predtretmana jedanput godišnje do jedanput u dvije godine.

2.4. Karakteristike posmatranog područja

2.4.1. Unsko-sanski kanton, geografske i hidrogeološke karakteristike

Područje Unsko-sanskog kantona zauzima sjeverozapadni dio Bosne i Hercegovine sa ukupnom površinom od 4.841 km^2 ili 8,2 % ukupne površine BiH. Na njegovom prostoru živi oko 290.000 stanovnika u 8 općina (Bihać, Bosanska Krupa, Bosanski Petrovac, Bužim, Cazin, Velika Kladuša, Ključ i Sanski Most). Administrativno i upravno sjedište kantona je u Bihaću.

U morfološkoj strukturi područja ističu se brežuljci i niska polja, aluvijalne ravni i kotline, raščlanjene brojnim riječnim dolinama i potocima. Ovo područje je pod uticajem umjerenokontinentalne klime. Unsko-sanski kanton ima vrlo povoljan geoprometni položaj, bogat je vodama, poljoprivrednim zemljištem, šumama i mineralnim sirovinama. Također, prirodne ljepote stvaraju pogodnosti za razvoj turizma i klimu koja je povoljna za razvoj mnogih djelatnosti. Područje Unsko-sanskog kantona naseljeno je od davnina, što je potvrđeno ostacima iskopina iz ilirskog i rimskog doba.

U privrednoj strukturi Unsko-sanskog kantona zastupljene su primarna poljoprivredna proizvodnja i prehrambena industrija, šumarstvo i drvno-prerađivačka industrija, grafička industrija, metaloprerađivačka industrija, energetika i rudarstvo, građevinarstvo i industrija građevinskog materijala, tekstilna industrija i proizvodnja sanitetskog materijala, hemijska industrija, industrija gume i ambalaže, saobraćaj i veze, špedicija, trgovina, ugostiteljstvo i turizam, te ostale uslužne djelatnosti.

Vodovodna mreža je dosta devastirana, tako da se gubici vode kreću i preko 50%. Velik broj izvora, vodotoka i podzemnih rezervi pitke vode ukazuje na to da je područje USK vrlo bogato vodnim resursima putem kojih se mogu obezbijediti dovoljne količine vode za piće i industrijsku proizvodnju.

Voda i zaštita okoliša na području Unsko-sanskog kantona - Pitanjima u oblasti voda i zaštite okoliša na kantonalnom nivou se bave dva ministarstva – Poljoprivrede, vodoprivrede i šumarstva (KMPViŠ) i Građenja, prostornog uređenja i zaštite okoliša (KMGPUZO).

Novim Zakonom o vodama USK (donešen u martu 2011. godine), izvršena je preraspodjela prihoda od vodnih naknada u korist općina USK, pa je prema tome 67% pripalo općinama, a kantonalnom Ministarstvu poljoprivrede, vodoprivrede i šumarstva 33% prihoda od vodnih naknada. Usklađivanje planova upravljanja vodama između kantona, općina i viših

nivoa vlasti se vrši prema odredbama Zakona o vodama FBiH. Planiranje, koordinacija i praćenje realizacije projekata odvodnje na području općina kantona, kantonalna ministarstva prate na osnovu odredbi ugovora s općinama i terenskih obilazaka. Na kantonalm nivou ne postoji nivo organizacije za upravljanje otpadnim vodama. Također, ljudski resursi, kapaciteti i materijalna sredstva nisu dovoljni i postoji izražena potreba za njihovo unaprjeđenje. Kantonalna ministarstva nemaju uspostavljen Centar za Geografsko-informacioni sistem u sektoru voda i zaštite okoliša.

Prikupljanje i odvodnja otpadnih voda organizirana je na nivou općina, a te poslove obavljaju Javna preduzeća registrovana za snabdijevanje vodom i odvodnju otpadnih voda. Jedna od nadležnosti KMPViŠ je izdavanje vodnih akata za ispuštanje otpadnih voda u površinske i podzemne vode do 2000 ES. Također, ministarstvo provodi i monitoring zaštite izvorišta vode za piće i vodotoka koji nisu pod ingerencijom općina i viših nivoa vlasti, kao i provođenje inspekcijskog nadzora prema odredbama Zakona o vodama FbiH (Resursni centar za vode i okoliš, 2011.).

2.5. Zakonski okviri u oblasti otpadnih voda na nivou Federacije BiH

U Bosni i Hercegovini upravljanje otpadnim vodama je regulisano na nivou entiteta. Na osnovu člana 55. stav 1. Zakona o vodama (Službene novine Federacije BiH, 70/06.), donesena je Uredba o uvjetima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Službene novine Federacije BiH, 26/20). Ovom Uredbom definisane su neke opće odredbe.

Ovom Uredbom (Uredba, 2020) utvrđuju se: uslovi za prikupljanje, prečišćavanje i ispuštanje komunalnih otpadnih voda, uslovi prečišćavanja i ispuštanja tehnoloških otpadnih voda u okoliš ili javne kanalizacione sisteme, granične vrijednosti emisija otpadnih voda kod njihovog ispuštanja u okoliš ili sisteme javne kanalizacije, rokovi za dostizanje graničnih vrijednosti, te monitoring i ispitivanje otpadnih voda.

Organizovanje i provođenje mjera i aktivnosti na zaštiti okoliša utvrđenih ovom Uredbom ima za cilj da se ostvari zaštita okoliša od štetnih uticaja ili djelovanja zagađenja izazvanog komunalnim i tehnološkim otpadnim vodama na teritoriji Federacije BiH.

Ovom Uredbom (Uredba, 2020) definisani su neki osnovni pojmovi:

a) **Adekvatno prečišćavanje** podrazumijeva prečišćavanje komunalnih i/ili tehnoloških otpadnih voda bilo kojim procesom i/ili načinom ispuštanja kojim se omogućava da vodna tijela u koja se ispuštaju otpadne vode zadovoljavaju standarde kvaliteta okoliša (SKO) i

okolišne ciljeve propisane za to vodno tijelo;

- b) **Aglomeracija** podrazumijeva područje na kojem su stanovništvo i/ili privredne aktivnosti dovoljno koncentrisani da se komunalne otpadne vode mogu prikupljati i odvoditi do postrojenja za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda ili do krajnje tačke ispuštanja;
- c) **BAS** označava BiH akreditacione standarde;
- d) **Biorazgradive otpadne vode** su otpadne vode kompatibilne komunalnim otpadnim vodama, a označavaju otpadne vode koje sadrže organske tvari koje se mogu razgraditi djelovanjem mikroorganizama;
- e) **BPK₅** označava petodnevnu biohemiju potrošnju rastvorenog kisika potrebnog za biološku razgradnju organske materije;
- g) **ES** (ekvivalentni stanovnik) označava biorazgradivo organsko opterećenje koje ima petodnevnu biohemiju potrošnju kisika (BPK₅) od 60 g kisika na dan;
- i) **Eutrofikacija** označava obogaćivanje vode hranjivim tvarima, naročito spojevima dušika i/ili fosfora, koje ubrzavaju rast algi i viših oblika biljnog života koji dovodi do neželjenog poremećaja ravnoteže organizama prisutnih u vodi kao i kvaliteta vode;
- j) **Granična vrijednost emisije** označava masu specifičnog parametra, koncentraciju i/ili nivo emisije koji ne može biti prekoračen za vrijeme jednog ili više vremenskih perioda. Granična vrijednost emisije se može uspostaviti za određenu grupu, familiju ili kategoriju supstance datih u prilozima od 1 do 32 ove uredbe; po pravilu, Granična vrijednost emisije se primjenjuje u tački gdje otpadne vode napuštaju postrojenje pri čemu se za bilo kakvu kvantifikaciju istih svako razređenje mora zanemariti. U pogledu indirektnih ispuštanja u vodna tijela, efikasnost postrojenja za prečišćavanje može se uzeti u obzir ukoliko se garantuje ekvivalentan nivo zaštite okoliša u cjelini te ako ispuštanje otpadnih voda ne dovodi do povećanja zagađenja okoliša;
- k) **Indirektno ispuštanje** označava ispuštanje prečišćenih otpadnih voda sa filtracijom kroz površinske ili podzemne slojeve zemljišta u podzemne vode;
- l) **Kanalizacioni sistem** je sistem kojim se prikupljaju, odvode i prečišćavaju komunalne i/ili tehnološke otpadne vode;
- m) **Komunalne otpadne vode** označavaju sanitарне otpadne vode ili mješavina sanitarnih otpadnih voda s tehnološkim otpadnim vodama i/ili oborinskim vodama;
- n) **Ispuštanje otpadnih voda u okoliš** označava ispuštanje otpadnih voda u površinske vode i indirektno ispuštaje otpadnih voda u podzemne vode, uključujući i ispuštanje u javne kanalizacione sisteme bez prečišćavanja;
- o) **Monitoring otpadnih voda** označava proces uzimanja uzorka prema utvrđenom

programu, analiziranja, zapisivanja i razmjene podataka o karakteristikama otpadnih voda koji se najčešće provodi sa ciljem provjere pridržavanja dozvoljenih vrijednosti za kvalitet ispuštene vode;

u) **Primarno prečišćavanje** označava prečišćavanje komunalnih otpadnih voda fizikalnim i/ili hemijskim procesom koji obuhvaća taloženje suspendovanih krutih tvari ili druge procese u kojima se BPK₅ ulaznih otpadnih voda smanjuje za najmanje 20% prije ispuštanja, a ukupne suspendirane krute tvari ulaznih otpadnih voda se smanjuju za najmanje 50%;

z) **Sanitarne otpadne vode** označavaju otpadne vode iz stambenih, uslužnih i drugih objekata koje uglavnom potiču od ljudskog metabolizma i iz kućanskih aktivnosti;

aa) **Sekundarno prečišćavanje** označava prečišćavanje komunalnih otpadnih voda procesom koji općenito obuhvaća biološko prečišćavanje sa sekundarnim taloženjem ili druge procese u kojima se poštuju zahtjevi iz Tabele 1.2 Priloga 1. ove Uredbe (Uredba, 2020);

cc) **Tehnološke otpadne vode** označavaju sve otpadne vode koje nastaju u tehnološkim postupcima i ispuštaju se iz objekata u kojima se obavlja bilo kakva industrijska ili privredna aktivnost, osim sanitarnih otpadnih voda i oborinskih voda;

dd) **Tercijarno prečišćavanje** označava prečišćavanje komunalnih otpadnih voda putem kojeg se nakon sekundarnog prečišćavanja fosfor i/ili dušik dodatno uklanjuju u skladu sa zahtjevima iz člana 10. ove Uredbe (Uredba, 2020).

Zabranjeno je da se u javni kanalizacioni sistem odlaže otpad ili ispuštaju otpadne vode koje mogu izazvati:

- a) opasnost po zdravlje ljudi;
- b) prekid ili smanjenje proticaja u kanalizacionom sistemu ili doticaja na postrojenje za prečišćavanje;
- c) oštećenje kanalizacionog sistema ili postrojenja za prečišćavanje;
- d) probleme u radu ili održavanju postrojenja za prečišćavanje;
- e) restrikcije u korištenju mulja sa postrojenja za prečišćavanje u poljoprivredne svrhe.

Prije bilo kakvog ispuštanja u okoliš, komunalne otpadne vode trebaju biti izložene sekundarnom ili ekvivalentnom stepenu prečišćavanja.

Postrojenja za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda se projektuju, grade, upravljaju i održavaju kako bi se obezbijedilo ispunjavanje uslova propisanih ovom Uredbom (Uredba, 2020), te njihov dugoročan rad, u svim normalnim lokalnim klimatskim uslovima i pod svim

uobičajenim sezonskim varijacijama opterećenja, te sa minimalno negativnim uticajima na okoliš.

Tehnološke otpadne vode koje se namjeravaju ispustiti u javni kanalizacioni sistem, odnosno dovesti na postrojenje za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda, moraju biti predmet predtretmana da bi se:

- a) zaštito zdravlje radnika koji rade u sistemu javne kanalizacije i postrojenju za prečišćavanje otpadnih voda;
- b) osiguralo da kanalizacioni sistem, postrojenje za prečišćavanje otpadnih voda i pripadajuća oprema neće biti oštećeni;
- c) osiguralo da se ne ometa rad postrojenja za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda i tretman mulja;
- d) osiguralo da ispuštanja iz postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda nemaju štetan utjecaj na okoliš i kako bi se zaštitala vodna tijela, u skladu sa propisima kojima se uređuje zaštita okoliša;
- e) osiguralo da mulj može biti sigurno odložen na okolišno prihvatljiv način.

Kod ispuštanja tehnoloških otpadnih voda u javni kanalizacioni sistem svako pravno i fizičko lice iz industrijske ili privredne djelatnosti mora za sva ispuštanja otpadnih voda obezbijediti:

- a) odgovarajući stepen prethodnog prečišćavanja (predtretmana) koji će mu usloviti operator kanalizacionog sistema, pri čemu tako postavljeni zahtjevi ne mogu biti niži od zahtjeva potrebnih za primarno prečišćavanje;
- b) pridržavanje graničnih vrijednosti emisije propisanih ovom Uredbom.

Ova Uredba (Uredba, 2020) je donesena u cilju zaštite ljudi i ekosistema vezanih za vodne resurse od štetnih posljedica otpadnih voda. Jedan od najbitnijih razloga za donošenje Uredbe je definisanje graničnih vrijednosti emisije otpadnih voda kod ispuštanja istih u prirodne recipijente ili sisteme javne kanalizacije.

3. CILJ RADA I HIPOTEZA

3. CILJ RADA I HIPOTEZA

Prikupljanje i prečišćavanje otpadnih voda predstavlja prioritetni izazov u zaštiti okoliša za svaku regiju, pa tako i za cijeli Unsko-sanski kanton. U svrhu rješavanja tog problema realizovan je projekat izgradnje edukacijskog horizontalnog pilot biljnog uređaja sa pod površinskim tokom vode na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću.

Cilj ovog istraživanja je određivanje optimalnih parametara procesa razgradnje razgradivih i teško razgradivih otpadnih voda i utvrđivanje efikasnosti njihovog prečišćavanja primjenom ovog pilot biljnog uređaja. U cilju dobivanja relevantnih podataka za planirana istraživanja neophodno je bilo praćenje i analiza fizičko-hemijskih parametara kvaliteta tri vrste otpadnih voda (komunalna, tehnološka i sintetska) na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja. Posebna pažnja posvećena je praćenju promjena u sastavu i količini otpadne vode, poredeći te vrijednosti sa teoretski očekivanim, a s ciljem dobivanja izlaznih vrijednosti parametara u skladu sa zakonskom regulativom i Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20). Efikasnost prečišćavanja različitih vrsta otpadnih voda kontinuirano se pratila po sezonom. Ovo istraživanje je poslužilo kao osnova za izbor vrste i stepena opterećenja otpadnih voda koje će se kasnije prečišćavati na ovom pilot biljnom uređaju. Sve ovo daje smjernice za daljna istraživanja u cilju detaljnih analiza i praćenja razgradivih i teško razgradivih otpadnih voda, kao i postizanja optimalnih parametara za njihovo prečišćavanje. Također, ovaj rad ima za cilj da promoviše primjenu biljnih uređaja kao ekonomski prihvatljive tehnologije za prečišćavanje različitih vrsta otpadnih voda, a koje karakterišu niske cijene i visoka efikasnost.

Postavljeni ciljevi i odabrani pristupi problemu rješavanja otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti odredili su nekoliko osnovnih polaznih **naučnih hipoteza** ove doktorske disertacije i to:

- Parametri procesa: protok, hidrauličko vrijeme zadržavanja (HVZ), koncentracija onečišćenja u influentu i klimatski uslovi, direktno utiču na efikasnost rada biljnog uređaja;
- Uvođenjem funkcionalne ovisnosti između postavljenih parametara (protok, hidrauličko vrijeme zadržavanja (HVZ), klimatski uslovi, vrsta otpadne vode), mogu se postići optimalni uvjeti za razgradnju prisutne organske tvari i drugih primjesa (spojeva dušika i fosfora) u otpadnoj vodi;

- Variranjem masenog dotoka organske tvari (kgBPK_5/d i kgHPK/d) za sanitарne i tehnološke otpadne vode uz definirane hidrološke uvjete, moguće je procijeniti optimalno opterećenje biljnog uređaja, odnosno postići maksimalnu efikasnost rada uređaja;
- Parametri procesa - protok otpadne vode i hidrauličko vrijeme zadržavanja (HVZ) direktno utječu na stepen uklanjanja teških metala iz (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co) iz sintetske otpadne vode u kojoj je njihova koncentracija za 5 do 10 puta veća od zakonski maksimalno dozvoljenih koncentracija (MDK);
- Sezonske varijacije, odnosno različiti klimatski uvjeti različito utiču na efikasnost prečišćavanja otpadnih voda u biljnom uređaju, odnosno očekuje se povećana efikasnost tokom ljetnog perioda.

Naučni doprinos ove disertacije se ogleda u tome da bi rezultati ovih istraživanja mogli predstavljati značajan doprinos zaštiti i upravljanju okolišem kao jednom od strateških pravaca istraživanja u BiH i implementaciji biljnih uređaja, kao metode ekoremedijacije, ekološki prihvatljive tehnologije u Bosni i Hercegovini. Također, rezultati dobiveni u ovom istraživanju se primjenom određenih softverskih paketa mogu iskoristiti za simulaciju u svrhu optimizacije i projektovanja većih biljnih uređaja za tretman različitih vrsta otpadnih voda.

4. MATERIJALI I METODE RADA

4. MATERIJALI I METODE RADA

4.1. Dizajn eksperimenta

Istraživanje za potrebe ove doktorske disertacije se provodilo na edukacijskom pilot biljnom uređaju koji je izgrađen neposredno u blizini Biotehničkog fakulteta. Biljni uređaj se koristio za tretman komunalnih otpadnih voda, otpadne vode mljekare i sintetske otpadne vode, koja je pripremljena uz dodatak određene koncentracije teških metala. Pri tretmanu otpadnih voda primjenom ovog biljnog uređaja pratila se efikasnost rada uređaja mjeranjem niza parametara: boja, miris, mutnoća, suspendirane tvari, ukupno otopljene tvari, taložive tvari, HPK-vrijednost, BPK_5 , $N-NH_4$, $N-NO_3$, $N-NO_2$, ukupni dušik, PO_4-P , te teški metali (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co) i ukupne koliformne bakterije, a primjenom odgovarajućih metoda propisanih Standardnim metodama (APHA) i ISO Standardima.

Tokom predviđenog perioda istraživanja varirao je protok, kao i hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju. Kod komunalne otpadne vode protok se određivao tokom pet radnih dana i varirao je u toku sedmice, ovisno o dnevnom opterećenju, dok se kod tehnološke i sintetske otpadne vode protok manuelno podešavao (veći i manji protok). Vrijeme zadržavanja vode u uređaju kod komunalne otpadne vode je bilo 5 dana, dok je kod otpadne vode mljekare vrijeme zadržavanja vode u uređaju bilo 4,5 i 6 dana, a kod sintetske otpadne vode 5,7 i 9 dana. S obzirom da je tehnološka otpadna voda bila više opterećena sadržajem organskih tvari, kao i spojevima s dušikom i fosforom, a sintetska otpadna voda sa većom koncentracijom teških metala, kod ove dvije vrste voda išlo se sa produženim vremenom zadržavanja vode u uređaju u odnosu na komunalnu otpadnu vodu, na način da su protok i puštanje efluenta iz biljnog uređaja, ovisno o HVZ, regulisani mehanički, a sa ciljem postizanja što boljih rezultata, koji bi bili u skladu sa zakonskom regulativom (Uredba, 2020).

Istraživanje se provodilo po sezonomama, tj. u proljeće, ljeto i jesen i zimu, kako bi se ispitalo u koje godišnje doba je najveća efikasnost prečišćavanja ovisno o vrsti otpadne vode. Vrijednosti klimatskih parametara (temperatura i količina padavina.) koji su varirali i koji mogu uticati na efikasnost rada pilot biljnog uređaja, su dobiveni iz Federalnog hidrometeorološkog zavoda, dok se uzorkovanje otpadnih voda vršilo u skladu sa domaćom zakonskom regulativom iz ove oblasti.

Edukacijski pilot biljni uređaj na kojem se provodilo istraživanje se nalazi na području općine Bihać, na parceli K.Č. 530, K.O., koju koristi Biotehnički fakultet u Bihaću.

Laboratorij za analitička ispitivanja se nalazi u neposrednoj blizini. Edukacijski pilot biljni uređaj za prečišćavanje otpadnih voda zauzima površinu od 20 m^2 , a dimenzioniran je za 8-10 ES (ekvivalent stanovnika), te predviđen za eksperimentalno prečišćavanje laboratorijskih voda (kao i različitih vrsta sintetskih otpadnih voda) i komunalnih otpadnih voda iz sanitarija laboratorija, a za potrebe naučno-istraživačkog rada (Slike 6 i 7).



Slika 6 i 7. Pilot biljni uređaj izgrađen na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću

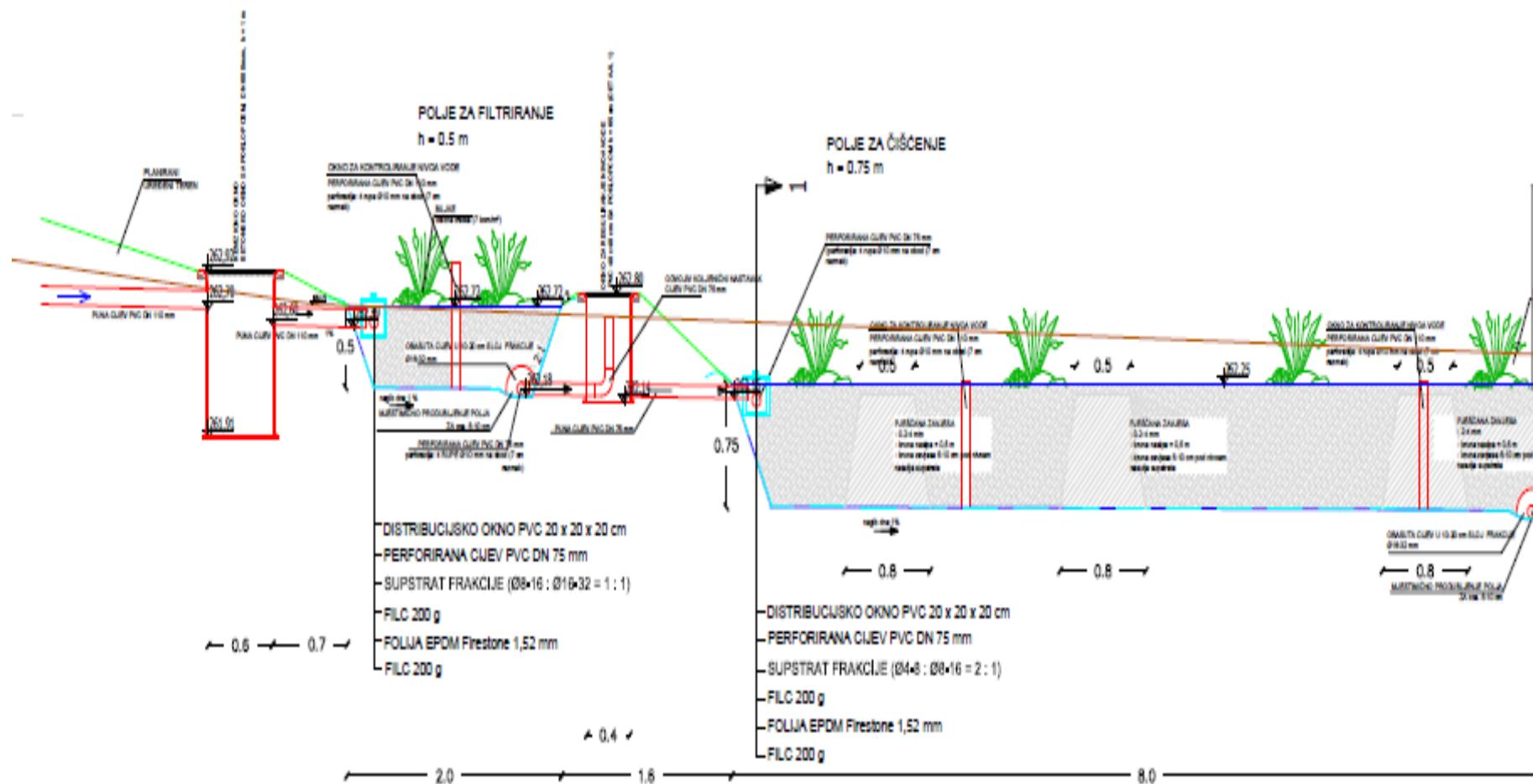
4.2. Opis edukacijskog pilot biljnog uređaja

Pilot biljni uređaj je izgrađen na prethodnoj pripremljenoj parceli i sastoji se od dva polja. Visinski položaj polja je utvrđen s obzirom na okolni teren, predviđeni dotok kanalizacijske cijevi i odvod vode iz biljnog uređaja. S obzirom na položaj terena omogućena je izvedba biljnog uređaja, te se zato iz tehnološkog aspekta ne predviđaju ni posebne teškoće u toku rada uređaja. Padine bočnih nasipa polja su izvedene u nagibu 2:1, a padine terena oko polja u nagibu 1:2. Nagib prema ispustu je 1 % .

Pilot biljni uređaj se sastoji od prvog polja - za filtriranje (PF) i drugog polja - za čišćenje (PČ). U polja je ugrađen supstrat različitih frakcija, od 0.2 - 36 mm, u različitim sastavu. U prvo polje je zasađen rogoz (*Typha latifolia*), a u drugo trska (*Phragmites australis*), s gustoćom najmanje 7 biljaka/ m^2 . Nakon polja biljnog uređaja ugrađeno je dodatno istraživačko okno koje služi za uklanjanje drugih onečišćujućih tvari iz vode. Predviđeno je za istraživanje i uklanjanje fosfora uz pomoć supstrata, kao što su to zeoliti ili kalciti, koji ga vežu. Izbor supstrata zavisi od vrste onečišćenja. Vodonepropusnost polja se osigura

vodonepropusnom folijom, koja mora biti također otporna na mehaničke utjecaje, UV zrake i rast korijena. Zbog zaštite folije od vanjskih utjecaja, ispod i iznad foliju stavljen je geotekstil.

Shematski prikaz uzdužnog presjeka edukacijskog horizontalnog pilot biljnog uređaja sa spomenutim elementima prikazan je na Slici 8.



Slika 8. Uzdužni presjek edukacijskog horizontalnog pilot biljnog uređaja na Biotehničkom fakultetu u Bihaću

4.3. Projektni parametri biljnog uređaja i njegove funkcionalne jedinice

Primarno čišćenje otpadne vode se izvodi u taložniku. Zbog pravilnog taloženja čestica potrebno je osigurati dovoljno dugo vrijeme zadržavanja u taložniku, koje omogućava 70% smanjenje parametra ST (suspendirane tvari). Pored toga u taložniku dolazi i do razgradnje organskih tvari te time smanjenja parametara HPK i BPK_5 za 30%. Ukupan efektivni volumen polja, gdje struji voda, predstavlja cca 30% ukupnog volumna i iznosi $4,20 \text{ m}^3$. Predviđen maksimalan dotok vode na BU je $1,2 \text{ m}^3/\text{dan}$. Dakle, vrijeme zadržavanja u samom BU je 84 h, a u taložniku za komunalne otpadne vode kao i u taložniku za laboratorijske otpadne vode iznosi 50 sati/taložnik. Predviđeno vrijeme ukupnog zadržavanja iznosi 134 h odnosno 5,58 dana, što predstavlja dovoljno dugo zadržavanje vode, koje je osnova za prečišćavanje komunalne otpadne vode do zahtijevanih graničnih vrijednosti emisija za otpadne vode.

Biljni uređaj je sastavljen iz sljedećih polja:

- Polja za filtriranje (PF),
- Polja za čišćenje (PČ).

Polje za filtriranje

Polje za filtriranje (PF) je prvo polje BU i zato je najopterećenije. Njegova funkcija je zadržavanje (filtriranje) suspendiranih i ostalih tvari, koje se neće prethodno zadržati u taložniku. PF predstavlja taložnik hranljivih i toksičnih tvari te na taj način štiti drugo polje BU od začepljenja. Tok vode je horizontalan, voda struji pod površinom. Prethodno istaložena otpadna voda se na polje distribuira gravitaciono. Dakle, u polju za filtriranje dolazi do uklanjanja najfinijih suspendiranih čestica, koje nije moguće taložiti u sklopu mehaničkog predtretmana, te do prvog stepena biološke razgradnje otopljenih i neotopljenih organskih tvari u otpadnoj vodi.

Supstrat:

- 50 cm sloj homogene mješavine drobljenca 8–16 mm; 16–32 mm; u razmjeru 1 : 1;
- Zasute distribucijske i odvodne perforirane cijevi s frakcijom 16–32 mm u debljini 10–20 cm.

Polje za čišćenje

U poljima za čišćenje se izvodi intenzivna razgradnja otpadnih tvari. Unos kisika se odvija uz pomoć aktivnosti biljaka i uz pomoć difuzije, što osigurava i efektivnije smanjene amonijevog dušika. Funkcije polja za čišćenje su zadržavanje, akumuliranje i kasnija ugradnja hranljivih tvari u biljnu i mikrobnu biomasu. U poljima dolazi do redukcije svih bakterija ljudskog i životinjskog izvora, uključujući redukciju patogenih bakterija. Tok vode je horizontalan, voda gravitacijski teče pod površinom. Polja za čišćenje predstavljaju drugi stepen biološke razgradnje, prvenstveno otopljenih organskih tvari u otpadnoj vodi.

Supstrat:

- 75 cm sloj homogene mješavine drobljenca 4 – 8 mm; 8 – 16 mm; u razmjeru 2 : 1;
- Zasute distribucijske i odvodne perforirane cijevi s frakcijom 16–32 mm u debljini 10 - 20 cm.;
- Zavjese frakcije 0,2-4mm.

Za potrebe istraživanja i drugih zagađujućih supstanci, na kraju BU predviđena su i tri istraživačka okna sa ukupnim vremenom zadržavanja od 30 min, što će omogućiti istraživanja apsorbiranja zagađujućih supstanci u medij. Dodatna istraživačka okna su prvenstveno projektirana za uklanjanje zaostalog fosfora uz pomoć supstrata, kao što su to zeoliti ili kalciti koji ga vežu, a s upotrebom druge vrste supstrata upotrebljiva su i za uklanjanje drugih otrovnih tvari. Koje onečišćujuće tvari će se određivati i koja vrsta supstrata će se korisiti, ovisit će od rezultata istraživanja za svaki uzorak otpadne vode. Predviđena su tri serijsko povezana okna. Među njima se nalaze i manja plitka okna za uzimanje uzoraka.

Vodonepropusnost polja je osigurana vodonepropusnom folijom, koja mora biti također otporna na mehaničke uticaje, UV zrake i rast korijena. Zbog zaštite folije od vanjskih uticaja, potrebno je ispod i iznad folije staviti geotekstil. U polja je ugrađen supstrat različitih frakcija, od 0.2 - 36 mm, u različitom sastavu (pijesak i šljunak). Polja su u višem, gornjem dijelu, zasađena s biljkom rogoz (*Typha latifolia*), a u nižem dijelu s običnom trskom (*Phragmites australis*), s gustoćom najmanje 7 biljaka/m² u svim dijelovima polja. Supstrat i biljke se nisu mijenjali tokom istraživanjima.

Kao recipijent prečišćenih otpadnih voda predviđen je potok Drobinača koji je od same lokacije udaljen oko 10 m. Na lokaciji BU je predviđana odvodnja oborinskih površinskih voda s područja u neposrednoj blizini uređaja za prečišćavanje putem obodnog kanala.

Taložnicu za komunalne otpadne vode je zbog toga potrebno prazniti najmanje jedanput na dvije godine.

U ovom istraživanju pored komunalnih otpadnih voda iz zgrade gdje je smještena laboratorija i učionice, pratila se i efikasnost prečišćavanja tehnološke otpadne vode (otpadna voda mljekarske industrije "Milk-San" Sanski Most), kao i sintetske otpadne vode koja je pripremljena uz dodatak različitih koncentracija teških metala (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co). Prije prolaska kroz biljni uređaj u influentu je urađena analiza i određeni fizičko-hemijski pokazatelji kvaliteta sve tri vrste otpadnih voda.

Istraživanje se po sezonomu prvo provodilo sa komunalnom otpadnom vodom, koja je najmanje opterećena organskim zagađujućim materijama, zatim sa tehnološkom otpadnom vodom i na kraju sa sintetskom otpadnom vodom, koja je pripremljena uz dodatak teških metala različitih koncentracija (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co). Kod pripreme sintetske otpadne vode onečišćene teškim metalima dodavane su soli teških metala, tako da koncentracija teških metala u otpadnoj vodi bude 4 – 5 puta veća u odnosu na maksimalno dopuštenu koncentraciju teških metala u vodi koja se ispušta u površinska vodna tijela, a koja je propisana Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20). S obzirom da je kod pripreme sintetske otpadne vode, koja je dobivena miješanjem komunalne otpadne vode i čiste vode u omjeru 90:10, te teških metala, korišten spremnik od 1000L, teški metali su dodavani u koncentracijama prikazanim u Tabeli 6.

Tabela 6. Koncentracija teških metala tokom pripreme sintetske otpadne vode

Soli teških metala	Koncentracija teških metala dodana u sintetsku otpadnu vodu (spremnik od 1000L)	Koncentracija teških metala propisana Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije
$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$	2,5 mg/L	0,5 mg/L
$3\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$	0,5 mg/L	0,1 mg/L
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	10 mg/L	2 mg/L
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	10 mg/L	2 mg/L
$\text{CoSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	5 mg/L	1 mg/L
$\text{CrN}_3\text{O}_9 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	2,5 mg/L	0,5 mg/L

Radi utvrđivanja organskog opterećenja za optimalan rad uređaja, napajanje se provodilo sa influentom različitog masenog dotoka organske tvari za svaku vrstu otpadne vode. Između promjene vrste otpadne vode koja se puštala kroz biljni uređaj bilo je potrebno da prođe 15 – 20 dana kako bi se uređaj očistio.

Tokom predviđenog istraživanja, varirao je protok, kao i hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju, ovisno o vrsti otpadne vode i postignutim rezultatima, a sa ciljem postizanja optimalnih uvjeta prečišćavanja.

Istraživanje se provodilo po sezonomama, tj. u proljeće, ljeto, jesen i zimu, kako bi se ispitalo u koje godišnje doba je najveća efikasnost prečišćavanja ovisno o vrsti otpadne vode. Vrijednosti svih klimatskih parametara (temperatura, količina padavina) koji mogu uticati na efikasnost rada pilot biljnog uređaja u periodu istraživanja su dobiveni iz Federalnog hidrometeorološkog zavoda.

Uzorkovanje i analiza otpadnih voda vršilo se u skladu sa domaćom zakonskom regulativom iz ove oblasti: Zakon o vodama (Sl. novine Federacije BiH, br. 70/06), Uredba o opasnim i štetnim tvarima u vodama (Sl.novine FBiH, broj 43/07) i Uredba o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20).

Analiza uzoraka otpadnih voda vršila se u laboratoriju za otpadne vode na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću. Tokom istraživanja pratio se kvalitet ulazne otpadne vode (influenta) i obrađene otpadne vode (efluenta), određivanjem niza analitičkih pokazatelja (parametara): boja, miris, ukupno otopljenе tvari, taložive tvari, HPK-vrijednost, BPK_5 , ukupni dušik, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, PO₄-P, primjenom odgovarajućih metoda propisanih Standardnim metodama (APHA) i ISO Standardima. U otpadnim vodama tokom mikrobiološke analize pratio se broj ukupnih koliformnih bakterija metodom membranske filtracije (Duraković, 2006).

Za određivanje koncentracije teških metala korišten je atomski apsorpcioni spetrofotometar Perkin Elmer AA800.

Za utvrđivanje fizičko-hemijskog sastava otpadnih voda korištene su standardne metode za ispitivanje vode i otpadnih voda, prikazane u Tabeli 7.

Tabela 7. Parametri i analitičke metode ispitivanja kvaliteta vode (Službeni novine Federacije BiH, br.50/2007)

Parametar	Opis metode	Metoda ispitivanja
pH vrijednost	Elektrohemiska, in situ	BAS EN ISO 10523:2013
Temperatura	Elektrohemiska, in situ	BAS DIN 38404-4:2010
Mutnoća	Elektrohemiska, in situ	BAS EN ISO 7027-1:2017
Elektroprovodljivost na 20 °C	Elektrohemiska, in situ	BAS EN 27888:2002
Otopljeni kisik	Elektrohemiska, in situ	BAS EN 5814:2014
Alkalitet	Volumetrijska	BAS EN ISO 9963-1:2000
Isparni ostatak 105 °C	Gravimetrijska	BAS DIN 38409-1:2010
Gubitak žarenjem	Gravimetrijska	BAS DIN 38409-1:2010
Ostatak poslije žarenja na 700 °C	Gravimetrijska	BAS DIN 38409-1:2010
Talog nakon 30 minuta taloženja	Taloženje u Imhoff-ovom lijevku	Standard methods 2540F, izd. APHA-AWWA-WEF,1995
Ukupne suspendovane materije	Gravimetrijska, filtriranje kroz filter pora 0,45 µm	BAS EN ISO 11923:2002
HPK vrijednost	Spektrofotometrijska	BAS ISO 6060:2000
BPK ₅	Metoda razblaženja, inkubacija 5 dana na 20°C	BAS ISO 5815-1:2004
Ukupni fosfor	Spektrofotometrijska	BAS EN ISO 6878:2006
Ukupni dušik	Spektrofotometrijska	Analiza prema interno razvijenoj metodi na aparatu Spektrofotometar photoLab® 6600 UV-VIS, a prema uputstvu za instrument i Merck kitove Spectroquant 1.14763
Nitratni dušik	Spektrofotometrijska	BAS ISO 7890-3:2002
Nitritni dušik	Spektrofotometrijska	BAS EN 26777:2000
Amonijačni dušik	Spektrofotometrijska	BAS ISO 7150-1:2002
Teški metali (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co)	AAS	BAS ISO 8288:1986 BAS ISO 6332:2000; BAS ISO 15586:2003;
Koliformne bakterije	Membranska filtracija	ISO 9308-1:2000/Cor 1:2007; EN ISO 9308-1:2000/AC:2008

4.4. Fizičko-hemiske analitičke metode

Svi analitički pokazatelji određivani su metodama koje propisuje APHA (APHA, 2017).

Određivane su vrijednosti: koncentracije organskih sastojaka izraženih kao HPK-vrijednost, BPK₅, ukupni dušik, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, PO₄-P, pH-vrijednost, temperatura, koncentracija otopljenog kisika, zasićenost kisikom, isparni ostatak, žareni ostatak i suspendirane tvari, taložive tvari, mutnoća vode, boja, miris.

Za određivanje koncentracije amonijakalnog, nitritnog i nitratnog dušika, kao i ukupnog dušika i fosfora te HPK-vrijednosti upotrebljeni su:

- Spektrofotometar photoLab® 6600 UV-VIS, proizvod firme WTW;
- Grijće tijelo Thermoreaktor CR 2200, proizvod firme WTW;
- Magnetna miješalica;
- Za mikrobiološki rad koristilo se standardno laboratorijsko posuđe.

Za određivanje pH-vrijednosti, elektroprovodljivosti i temperature pri istraživanju upotrebljena je elektroda za pH, elektroprovodljivost i temperaturu SensoDirect 150, Lovibona.

Za određivanje koncentracije otopljenog kisika i zasićenosti kisikom upotrebljena je kisikova elektroda SensoDirect 150, Lovibona.

Za određivanje suspendiranih tvari korišteni su vakum filteri ili gučevi.

Za mikrobiološku analizu korištena je oprema za vakuum filtraciju, tj. laboratorijska pumpa za pripremu mikrobioloških uzoraka koja radi na principu vakuum pumpe – membranska filtracija. U ovom istraživanju korištena je *Sartorius vakuum pumpa* za membransku filtraciju.

4.4.1. Određivanje isparnog i žarenog ostatka

Isparni ostatak predstavlja količinu otopljenih tvari, a ostatak nakon žarenja predstavlja količinu mineralnih tvari koje ne mogu biti uklonjene žarenjem.

Isparni i žareni ostatak su određivani gravimetrijski, pri čemu je korištena BAS DIN 38409-1:2010 metoda.

4.4.2. Određivanje hemijske potrošnje kisika (HPK - vrijednost)

Hemijska potrošnja kisika (HPK) je masena koncentracija kisika koja je potrebna da oksidiraju tvari suspendirane u 1L vode (mg O₂/L). Razna organska opterećenja razlažu se u vrućoj smjesi kalijevog dikromata i sumporne kiseline. Količina organskih tvari koje su oksidirale, izražene kao ekvivalent kisika, proporcionalna je utrošku kalijevog dikromata.

Hemijska potrošnja kisika se određivala spektrofotometrijski pomoću uređaja Spektrofotometar photoLab® 6600 UV-VIS. Metoda za određivanje hemijske potrošnje

kisika je dikromatna metoda i to BAS ISO 6060:2000, a u tu svrhu su korišteni Merck testovi, Cod Cell Test C4/25. HPK vrijednost se izražava u mgO₂/L.

4.4.3. Određivanje BPK₅ vrijednosti metodom razblaženja

Biohemidska potrošnja kisika jedan je od najčešće korištenih parametara određivanja organskog onečišćenja prirodnih i otpadnih voda. Biohemidska potrošnja kisika predstavlja količinu kisika potrebnu za biološku razgradnju organskih tvari u vodi djelovanjem mikroorganizama pri 20°C. Izražava se u mg O₂ u litri vode, i označava se kao BPK. Najčešće se određuje za vrijeme inkubacije, tj. biološke razgradnje tokom 5 dana, pa se označava i kao BPK₅.

BPK₅ vrijednosti se tokom istraživanja određivala BAS ISO 5815-1:2004 metodom.

Koncentracija kisika se određivala upotrebom kisikove elektrode. Iz razlike koncentracije kisika u ispitivanom uzorku na početku i nakon 5 dana inkubacije računala se BPK₅ vrijednost.

$$\text{BPK}_5 = \frac{(A - B) \times \text{volumen boce}}{\text{ml uzorka}} \quad (2)$$

4.4.4. Određivanje amonijakalnog dušika

Amonijakalni dušik (N-NH₄) određivan je spektrofotometrijski metodom po Nessleru na uređaju Spektrofotometar photoLab® 6600 UV-VIS. Vrijednost absorbancije se očitava pri 425 nm. Vrijednost amonijakalnog dušika izražava se u mg/L. Metoda određivanja amonijakalnog dušika je BAS ISO 7150-1:2002.

4.4.5. Određivanje nitrita

Nitriti su određivani spektrofotometrijskom metodom pomoću uređaja Spektrofotometar photoLab® 6600 UV-VIS, uz upotrebu Merck kitova Spectroquant 1.14776. Vrijednost absorbancije se očitava pri 515 nm. Vrijednost nitrita izražava se u mg/L. Metoda određivanja nitrita je BAS EN 26777:2000.

4.4.6. Određivanje nitrata

Nitrati su određivani spektrofotometrijskom metodom pomoću uređaja Spektrofotometar photoLab® 6600 UV-VIS, uz upotrebu Merck kitova Spectroquant 1.09713. Vrijednost absorbancije se očitava pri 525 nm. Vrijednost nitrata izražava se u mg/L. Metoda određivanja nitrata je BAS ISO 7890-3:2002.

4.4.7. Određivanje ukupnog dušika

Ukupni dušik je određen spektrofotometrijskom metodom pomoću uređaja Spektrofotometar photoLab® 6600 UV-VIS, uz upotrebu Merck kitova Spectroquant 1.14763. Vrijednost absorbancije se očitava pri 345 nm. Vrijednost ukupnog dušika izražava se u mg/L. Metoda određivanja ukupnog dušika je interna razvijena metoda na navedenom aparatu.

4.4.8. Određivanje ukupnog fosfora

Ukupni fosfor je određen spektrofotometrijskom metodom pomoću uređaja Spektrofotometar photoLab® 6600 UV-VIS, uz upotrebu Merck kitova Spectroquant 1.14848. Vrijednost absorbancije se očitava pri 420 nm. Vrijednost ukupnog fosfora izražava se u mg/L. Metoda određivanja ukupnog fosfora je BAS EN ISO 6878:2006.

4.4.9. Određivanje koncentracije teških metala

Koncentracija teških metala u uzorcima otpadne vode, kao i u uzorcima biljnog materijala, određena je primjenom visokoselektivne metode pomoću atomskog apsorpcionog spektrofotometra.

Za određivanje koncentracija Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co korištena je atomska apsorpciona spektroskopija u plamenu vazduh/acetilen uz primjenu gotovih standarda za svih šest teških metala (F-AAS, Flame AAS) (Perkin Elmer, AA800). Za njihovo određivanje korištene su metode BAS ISO 8288:1986, BAS ISO 6332:2000 i BAS ISO 15586:2003.

4.4.10. Mikrobiološka analiza uzorka (membranska filtracija)

Za mikrobiološku analizu uzorka u ovom istraživanju korištena je metoda membranske filtracije (ISO 9308-1:2000/Cor 1:2007; EN ISO 9308-1:2000/AC:2008) sa gotovim podlogama za određivanja ukupnih koliformnih bakterija.

Metoda membranske filtracije je danas najpovoljnija metoda za mikrobiološku analizu voda jer je praktična, jednostavna i ekonomična, ponovljiva i omogućuje kvantitativno određivanje mikroorganizama. Princip ove metode jest koncentriranje bakterijskih stanica na površinu membranskog filtra iz većeg volumena uzorka, te nacjepljivanje ovih bakterija na hranjivu podlogu.

4.5. Određivanje protoka i hidrauličkog vremena zadržavanja (HVZ) vode u uređaju

Metoda za određivanje protoka najčešće se odabire ovisno o uvjetima u kojima se mjeri protok i o zahtijevanoj tačnosti. U ovom slučaju korištena je volumetrijska metoda za mjerjenje protoka vode.

Volumetrijsko mjerjenje protoka je jednostavno, ali i relativno tačno, pa se često koristi za baždarenje drugih instrumenata. Volumetrijsko mjerjenje se zasniva na mjerenu vremenu (t), da količina vode predstavljena kroz protok (Q), a koja protiče kroz neki sistem, napuni posudu tačno poznatih dimenzija, odnosno volumena (V).

Protok je pritom definiran jednadžbom:

$$Q \text{ [m}^3/\text{s}] = \frac{\Delta V \text{ [m}^3]}{\Delta t \text{ [s]}} \quad (3)$$

Protok se kod komunalne otpadne vode mijenja tokom dana i sedmice, ovisno o dnevnom opterećenju, odnosno o broju korisnika (studenata i prisutnog osoblja), dok se kod tehnološke i sintetske otpadne vode protok podešavao manuelno u granicama manjeg i većeg protoka, a na osnovu zahtjeva ispitivanja rada uređaja pod različitim uslovima i opterećenjima.

Prilikom samog dimenzioniranja pilot biljnog uređaja izvršeno je ispitivanje komunalne i laboratorijske otpadne vode, kao i mjerjenje protoka volumetrijskom metodom. U periodu istraživanja protok je varirao, ali je u toku izvršenih mjerjenja maksimalan dotok vode na biljni uređaj bio $1,2 \text{ m}^3/\text{dan}$. Na osnovu izmjerene vrijednosti i procesnih parametara izračunato je

da ukupan efektivni volumen polja, gdje će strujati voda, predstavlja cca 30 % ukupnog volumna i iznosi $4,20 \text{ m}^3$. Vrijeme zadržavanja u samom biljnog uređaju je 84 h, a u taložniku za komunalne otpadne vode kao i u taložniku za laboratorijske otpadne vode iznosi 50 sati/taložnik. Vrijeme ukupnog zadržavanja tako iznosi 134 h, odnosno 5,58 dana, što predstavlja dovoljno dugo zadržavanje vode koje je osnova za prečišćavanje komunalne otpadne vode, do zahtijevanih graničnih vrijednosti emisija otpadne vode. Na osnovu formule (1), procesnih parametara i parametara kvaliteta komunalne otpadne vode koji su mjereni kroz određeni vremenski period, prilikom izgradnje samog biljnog uređaja izračunato je da je HVZ vode od 5 dana u ovom uređaju, kada je u pitanju komunalna otpadna voda, dovoljno da bi se postigli rezultati u skladu sa zakonskom regulativom. U skladu s tim i u ovoj doktorskoj disertaciji je prihvaćeno HVZ od 5 dana za komunalnu otpadnu vodu. U danima povećanog dotoka vode iznad maksimalno predviđenog prilikom dimenzioniranja samog uređaja, oticanje vode iz biljnog uređaja je regulisano mehanički, kako bi se ispoštovalo HVZ vode u uređaju od 5 dana i utvrdilo da li je uređaj efikasan i pri većem dotoku vode.

Kako je za komunalnu otpadnu vodu utvrđeno HVZ od 5 dana, kod tehnološke i sintetske otpadne vode je produženo vrijeme zadržavanja vode u uređaju. S obzirom da je tehnološka otpadna voda bila znatno više opterećena organskim tvarima, ali i spojevima s dušikom i fosforom, a sintetska otpadna voda onečišćena teškim metalima, kod ove dvije vrste voda je vrijeme zadržavanja vode u uređaju produženo na 6, odnosno 7 i 9 dana. Rezultati istraživanja su pokazali da ukoliko je HVZ kod tehnološke i sintetske otpadne vode 5 dana, u efluentu nisu postignuti rezultati u skladu sa dozvoljenim vrijednostima. Iz tog razloga je HVZ za tehnološku otpadnu vodu bilo 4,5 i 6 dana, a za sintetsku 5,7 i 9 dana, pri čemu se pratilo koje HVZ vode je optimalno za ove vode kako bi koncentracija onečišćujućih tvari u efluentu bila u granicama dozvoljenih vrijednosti. Protok se za ove dvije vrste voda regulisao manuelno, pri čemu je oticanje vode regulisano mehanički, ovisno o planiranom HVZ vode u uređaju. Cilj istraživanja je bio ispitati efikasnost rada uređaju i pri većem dotoku vode za planirano HVZ vode u uređaju.

Prilikom istraživanja, kako bi se mogao pratiti protok i HVZ vode u uređaju, komunalne otpadne vode iz nastavnog centra „Grmeč“ kada se nisu ispitivale, su preusmjerene na stari sistem odvodnje otpadnih voda postavljanjem mehaničke skretnice.

4.6. Statistička obrada podataka

Analiza efikasnosti prečišćavanja sve tri vrste otpadnih voda primjenom horizontalnog pilot biljnog uređaja izvršena je pomoću neparametrijskog testa Kruskal Wallis na nivou značajnosti 0,05 zbog narušenosti pretpostavke o homogenosti varijansi i odstupanaja reziduala od normalne raspodjele. Značajnost razlika između tretmana utvrđena je Mann-Whitney U testom, također na nivou značajnosti 0,05.

Nezavisne varijable tokom ove statističke obrade podataka dobivenih u istraživanju su protok vode koja prolazi kroz pilot biljni uređaj, kao i godišnja doba tokom kojih su rađena istraživanja, dok je zavisna varijabla u ovom slučaju efikasnost prečišćavanja biljnog uređaja.

Hipoteze:

Nulta hipoteza (H0) - ne postoji statistički značajan uticaj protoka vode i godišnjeg doba tokom kojeg je rađeno istraživanje na efikasnost rada pilot biljnog uređaja, odnosno efikasnost prečišćavanja je jednaka pri različitim protocima i godišnjim dobima.

Alternativna hipoteza (H1) – postoji statistički značaj uticaj različitog dotoka vode, kao i godišnjeg doba tokom kojeg je rađeno istraživanje, na efikasnost rada biljnog uređaja.

Cijeli set dobivenih podataka obrađen je računalnim statističkim programom Past (Hammer i sar., 2001). Tabelarni prikaz statističke obrade podatake uticaja protoka i godišnjih doba na efikasnost rada biljnog uređaja se nalazi u Prilogu (Prilog 1).

5. REZULTATI I DISKUSIJA

5. REZULTATI I DISKUSIJA

5.1. Analiza komunalne otpadne voda u nastavnom centru „Grmeč“ i efikasnost prečišćavanja primjenom pilot biljnog uređaja

Ispitivanje provedeno u ovoj doktorskoj disertaciji pokazuje efikasnost rada biljnog uređaja pod različitim uvjetima. U istraživanju je korišten edukacijski horizontalni biljni uređaj sa podpovršinskim tokom vode. Ispitivanja su provedena pod različitim vegetacijskim uvjetima, tj. "sa vegetacijom" i "bez vegetacije". Rezultati istraživanja su pokazali i uticaj vegetacije na efikasnost uklanjanja onečišćujućih tvari u različitim uzorcima otpadne vode primjenom biljnog uređaja.

U istraživanju sa komunalnom otpadnom vodom se pratilo uklanjanje ukupnih suspendiranih tvari, isparni i žareni ostatak, mutnoća, pH vrijednost, temperatura, elektroprovodljivost, koncentracija otopljenog kisika, koncentracija spojeva s dušikom, fosfor, te sadržaj organskih tvari izražen kroz HPK i BPK₅, kao i teški metali. Efikasnost biljnog uređaja praćena je i kroz mikrobiološku analizu, pri čemu je u uzorcima određen ukupan broj kolifomrnih bakterija metodom membranske filtracije. Hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju tokom sva četiri godišnja doba (proljeće, ljeto, jesen i zima) za komunalnu otpadnu vodu je bilo 5 dana i nije se mijenjalo, dok je protok varirao tokom cijelog perioda istraživanja, ovisno o dnevnom opterećenju, te se na taj način pratilo da li protok utiče na efikasnost prečišćavanja.

Tabela 8. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta komunalne otpadne vode iz Nastavnog centra „Grmeč“ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u zimskom periodu 2016/2017. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1	I1	U2	I2	U3	I3	U4	I4	U5	I5
Miris	Karakterističan	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa
Boja	Svijetlo smeđa	Bez boje	Smeda	Bez boje	Svijetlo smeđa	Bez boje	Svijetlo smeđa	Bez boje	Svijetlo smeđa	Bez boje
Mutnoća (NTU)	96,5	32	91,5	22	93	20	110,5	25,5	69,5	15
Temperatura (°C)	11,3	11,45	12,15	11,55	10,95	11,5	12	11,7	11,05	11,65
pH	7,92	7,66	9,95	7,71	7,15	7,3	7,51	7,81	7,98	7,35
Elektropr. (µS)	655	465,5	581	455	563,5	465,5	584	396	530	429
Zasićenost kisikom (%)	3,85	6,75	3,85	5,22	3,85	5	4,75	9,85	4,15	6,35
Otopljeni kisik (mg/L)	1,75	3,1	1,8	2,55	1,9	2,4	2,45	4,95	2,15	2,95
Isparni ostatak (mg/L)	865,5	613,5	765,5	579,5	981,5	561,5	864	628	608,5	429
Žareni ostatak (mg /L)	501	302	382,5	213,5	530	292,5	514	281	380	147,5
Suspendirane tvari (mg/L)	194	79,5	215	127,5	236	90	120,5	66,5	61,5	23,5
Ukupne koliforme(br./100ml)	$5,77 \times 10^5$	$2,11 \times 10^3$	$4,12 \times 10^4$	$3,46 \times 10^3$	$5,21 \times 10^5$	$3,03 \times 10^3$	$6,79 \times 10^6$	$2,01 \times 10^4$	$6,06 \times 10^5$	$2,47 \times 10^3$
Protok (m ³ /s)		$2,48 \times 10^{-5}$		$2,60 \times 10^{-5}$		$2,86 \times 10^{-5}$	$4,34 \times 10^{-6}$			$1,86 \times 10^{-5}$

U1 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1); I1 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta
 U2 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 2); I2 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta
 U3 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 3); I3 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta
 U4 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 4); I4 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta
 U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 5); I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

Tabela 9. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta komunalne otpadne vode iz Nastavnog centra „Grmeč“ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u proljeće 2017. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1	I1	U2	I2	U3	I3	U4	I4	U5	I5
Miris	Karakterističan	Bez mirisa								
Boja	Svijetlo smeđa	Bez boje	Svijetlo smeđa	Bez boje	Smeđa	Bez boje	Svijetlo smeđa	Bez boje	Žuta	Bez boje
Mutnoća (NTU)	53,76	17,26	57,77	17,85	72,54	18,66	62,60	13,07	38	15,22
Temperatura (°C)	14,9	13,9	13,3	13,4	13,7	14,6	14,03	14,53	14,8	15,2
pH	8,1	8,46	7,98	8	8,09	7,87	8,23	8,08	8,29	8,15
Elektropr. (µS)	490,33	292,66	384	270,33	456,66	386,33	475,33	402,33	447,66	338
Zasićenost kisikom (%)	2,53	8,83	2,63	6,1	3,23	7,9	4,53	9,86	2,66	6,86
Otopljeni kisik (mg/L)	1,16	4,26	1,23	2,96	1,53	3,66	2,13	4	1,23	3,2
Isparni ostatak (mg/L)	430,33	283	490,66	351,33	578	401	573,33	330,66	392,33	238,33
Žareni ostatak (mg /L)	280,66	143,66	344	193	310,66	214	319,33	176,66	188,66	148
Suspendirane tvari (mg/L)	77,33	33,66	54,33	15,66	84	19	82,66	18,33	75,33	26,66
Ukupne koliforme (br./100ml)	$3,41 \times 10^4$	$2,35 \times 10^2$	$3,11 \times 10^4$	$1,89 \times 10^2$	$5,12 \times 10^5$	$2,93 \times 10^2$	$6,46 \times 10^6$	$2,63 \times 10^3$	$4,71 \times 10^4$	$2,17 \times 10^3$
Protok (m ³ /s)	$1,33 \times 10^{-5}$		$2,01 \times 10^{-5}$		$1,26 \times 10^{-5}$		$7,02 \times 10^{-6}$		$2,72 \times 10^{-5}$	

U1 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 1); I1 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

U2 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 2); I2 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

U3 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 3); I3 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

U4 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 4); I4 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

U5 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 5), I5 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

Tabela 10. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta komunalne otpadne vode iz Nastavnog centra „Grmeč“ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u ljetu 2017. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1	I1	U2	I2	U3	I3	U4	I4	U5	I5
Miris	Karakterističan	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa
Boja	Svijetlo smeđa	Bez boje	Svijetlo smeđa	Bez boje	Smeđa	Bez boje	Smeđa	Bez boje	Žuta	Bez boje
Mutnoća (NTU)	50,16	16,6	65	14,5	86	23,5	147	25	57,5	14
Temperatura (°C)	15,1	13,5	13,8	13,5	13,8	13,3	13,7	13,8	13,6	13,4
pH	7,7	7,62	8	7,89	8	7,9	8,32	7,95	7,7	7,71
Elektropr. (µS)	480	403,5	590	466,5	614	365	604,5	454,5	446,5	369
Zasićenost kisikom (%)	3,65	7,1	3,2	10,3	2,9	9	3,3	11,2	3,9	10,5
Otopljeni kisik (mg/L)	1,8	3,5	1,6	5,1	1,5	4,6	1,7	5,8	2	5,3
Isparni ostatak (mg/L)	501	454,5	578	366	1069	91	1079,5	683,5	512,5	406
Žareni ostatak (mg /L)	208	172	212	140,5	450,5	219	555,5	340	181,5	112
Suspendirane tvari (mg/L)	66	22,6	51	19	227,5	51,5	418	39,5	53	15,6
Ukupne koliforme (br./100ml)	$5,07 \times 10^6$	$3,88 \times 10^4$	$4,66 \times 10^5$	$2,22 \times 10^4$	$6,36 \times 10^5$	$3,14 \times 10^3$	$7,54 \times 10^6$	$4,11 \times 10^5$	$3,69 \times 10^5$	$1,94 \times 10^3$
Protok (m ³ /s)	$2,49 \times 10^{-5}$			$1,98 \times 10^{-5}$		$2,60 \times 10^{-5}$		$5,62 \times 10^{-6}$		$3,1 \times 10^{-5}$

U1 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 1); I1 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

U2 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 2); I2 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

U3 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 3); I3 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

U4 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 4); I4 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

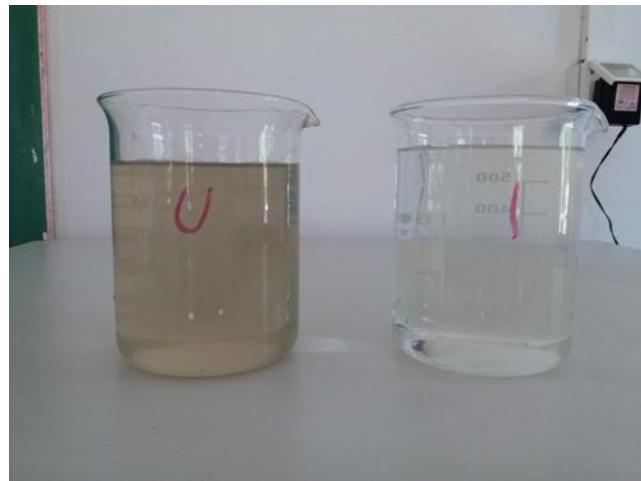
U5 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 5); I5 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

Tabela 11. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta komunalne otpadne vode iz Nastavnog centra „Grmeč“ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u jesen 2017. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1	I1	U2	I2	U3	I3	U4	I4	U5	I5
Miris	Karakterističan	Bez mirisa								
Boja	Smeda	Bez boje	Svjetlosmeda	Bez boje	Smeda	Bez boje	Smeda	Bez boje	Žuta	Bez boje
Mutnoća (NTU)	80	19,7	86	21,3	87,9	24	100	20,3	47,6	16,53
Temperatura (°C)	12,8	12,5	13,5	13	13,1	12,5	12,8	12,06	12,7	11,9
pH	7,4	7,6	8	7,8	7,4	7,3	7,4	7,4	6,36	6,8
Elektropr. (µS)	524	391	584,3	521	555	427,3	603	437,6	478	416
Zasićenost kisikom (%)	2,2	5,8	2,03	6,1	2,9	6,3	2,5	5,9	3,2	8,3
Otopljeni kisik (mg/L)	1,06	2,9	1,16	3	1,5	3,1	1,4	3	1,6	4,2
Isparni ostatak (mg/L)	870	542	853,3	660	672	519	855,66	683,33	558	411,6
Žareni ostatak (mg /L)	326	135	332	201	278	118	408,6	167,6	209,3	130,33
Suspendirane tvari (mg/L)	125	20	129	18,6	67,3	15,8	94,6	19,3	38,66	15,6
Ukupne koliforme (br/100ml)	$5,45 \times 10^5$	$2,86 \times 10^3$	$6,24 \times 10^5$	$3,19 \times 10^3$	$3,31 \times 10^4$	$2,66 \times 10^3$	$5,12 \times 10^5$	$2,31 \times 10^3$	$4,03 \times 10^4$	$3,09 \times 10^3$
Protok (m ³ /s)	$2,53 \times 10^{-5}$		$4,13 \times 10^{-6}$		$4,73 \times 10^{-6}$		$2,66 \times 10^{-5}$		$3,17 \times 10^{-5}$	

U1 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 1); II – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta
 U2 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 2); I2 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta
 U3 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 3); I3 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta
 U4 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 4); I4 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta
 U5 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 5); I5 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

Komunalna otpadna voda na ulazu u biljni uređaj tokom sva četiri godišnja doba imala je karakterističan, jak miris i boju. Boja ulaznih uzoraka voda se kretala od žute do smeđe. Nakon hidrauličkog vremena zadržavanja u biljnog uređaju tokom 5 dana, komunalna otpadna voda koja je prošla proces prečišćavnja bila je bez mirisa i bez boje, tokom sva četiri godišnja doba.



Slika 9. Boja vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja

U tabelama 8 – 11 se može vidjeti da se temperatura komunalne otpadne vode na ulazu u biljni uređaj kretala u rasponu od $10,95^{\circ}\text{C}$ tokom zimskog perioda, do $15,1^{\circ}\text{C}$ u ljetnom periodu. Temperatura komunalne otpadne vode na izlazu iz biljnog uređaja (efluenta) bila je nešto niža ($11^{\circ}\text{C}-13^{\circ}\text{C} \pm 0,5$) tokom sva četiri godišnja doba. Temperatura u influentu je veća jer mikroorganizmi u vodi ubrzavaju hemijske reakcije i dovode do povećanja prosječne temperature vode. Na mnoge pojedinačne procese u biljnog uređaju, poput mikrobioloških reakcija, utiče temperatura. To znači da temperatura utiče na sve procese koji reguliraju razgradnju organskih tvari i sve reakcije ciklusa dušika (mineralizacija, nitrifikacija i denitrifikacija) (Kadleč i Reddy, 2001). Temperatura komunalne otpadne vode izmjerena tokom sva četiri godišnja doba pogodno je djelovala na razgradnju organskih tvari, ali i spojeva s dušikom i fosforom.

Elektroprovodljivost u svim uzorcima infuenta kod komunalne otpadne vode tokom sva četiri godišnja doba je bila veća nego kod efluenta. Najniža elektroprovodljivost u influentu izmjerena je u proljeće i iznosila je $384 \mu\text{S}/\text{cm}$, a najviša u zimu, $655 \mu\text{S}/\text{cm}$. Najniža elektroprovodljivost u efluentu je izmjerena također u proljeće, $270,33 \mu\text{S}/\text{cm}$. Karajić (2014) je u svom istraživanju također dobila veće vrijednosti za elektroprovodljivost u influentu nego u efluentu. Izmjerene vrijednosti za elektroprovodljivost po danima, ovisno o ptotoroku, i godišnjim dobima, su prikazane tabelarno u tabelama 8 – 11.

Na osnovu rezultata prikazanih u tabelama 8 – 11 može se vidjeti da postoje varijacije u pH vrijednosti. pH vrijednost u influentu tokom sva četiri godišnja doba se kretala u rasponu od 7,15 do 9,95, što zavisi od sastava otpadne vode. Prosječna pH vrijednost u influentu je iznosila 7,50, a pH raspon od približno 7,5-8,5 je optimalan za proces nitrifikacije (Platzer, 1996). U efluentu najniža izmjerena pH vrijednost je iznosila 6,8. pH vrijednost u efluentu tokom sva četiri godišnja doba je bila niža nego u influentu. Ovi rezultati pokazuju da se pH otpadne vode smanjuje kao rezultat oslobađanja H^+ iona tokom oksidacije amonijevog iona, što je u skladu sa rezultatima koje su dobili Villaverde i sar. (1997) i Karajić (2014). pH vrijednost je varirala, i tokom dana i godišnjih doba, ovisno o sastavu vode.

Koncentracija kisika u efluentu je bila veća nego u influentu, jer mikroorganizmi u otpadnoj vodi troše kisik. Prosječna koncentracija kisika u influentu za komunalnu otpadnu vodu tokom sva četiri godišnja dobila je iznosila 1,63 mg/L, a u efluentu 3,72 mg/L. Najveća koncentracija otopljenog kisika izmjerena je u ljetnom periodu, i to 5,8 mg/L. U tabelama 8 – 11 se mogu vidjeti vrijednosti koncentracije kisika u influentu i efluentu tokom sva četiri godišnja doba.

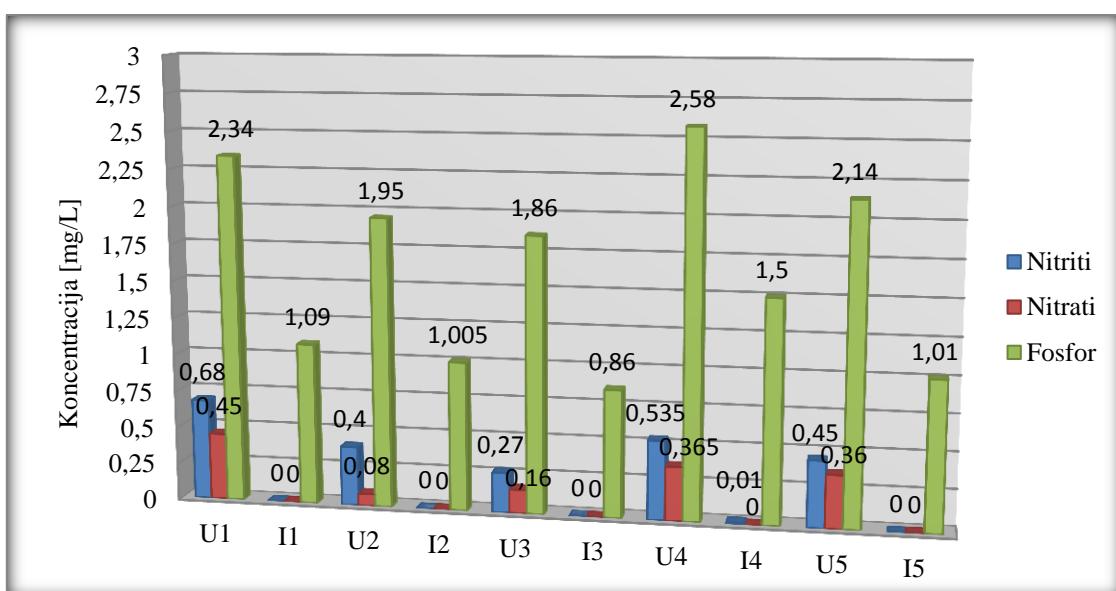
Primarno čišćenje komunalne otpadne vode se izvodi u taložniku. Zbog pravilnog taloženja čestica potrebno je osigurati dovoljno dugo vrijeme zadržavanja u taložniku, koje omogućava 70% smanjenja suspendiranih tvari. Biljni uređaj na kojem je rađeno istraživanje se sastoji od polja za filtriranje i polja za čišćenje. Uloga polja za filtriranje je zadržavanje (filtriranje) suspendiranih i ostalih tvari, koje se nisu prethodno zadržale u taložniku. Polje za filtriranje predstavlja taložnik hranljivih i toksičnih tvari, te na taj način štiti drugo polje biljnog uređaja od začepljenja. Dakle, u polju za filtriranje dolazi do uklanjanja najfinijih suspendiranih čestica, koje nije moguće taložiti u sklopu mehaničkog predtretmana. Vrijednosti suspendiranih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi (influent) tokom sva četiri godišnja doba kretale su se u rasponu od 38,66 mg/L (najniža vrijednost suspendiranih tvari je izmjerena u jesen) do 418 mg/L (najviša vrijednost suspendiranih tvari je izmjerena u ljetnom periodu). Vrijednosti suspendiranih tvari u infuentu i efluentu prikazane su u tabelama 8 – 11, u kojima se može vidjeti koncentracija suspendiranih tvari tokom sva četiri godišnja doba. Prema Uredbi o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) granična vrijednost suspendiranih tvari da bi se voda mogla ispustiti u površinska vodna tijela iznosi 35 mg/L. Vrijednosti suspendiranih tvari u efluentu su varirale, ali u većini slučajeva nisu prelazile graničnu vrijednost propisanu Uredbom. Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je varirala neovisno o protoku, što znači da protok nije značajno uticao na efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari, za razliku od godišnjih

doba. Najveća efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je bila u jesen i iznosila je 77,07%. Najmanja efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je bila u zimskom periodu i to 53,69%. Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari u proljeće je bila 69,61%, a u ljetnom periodu 73,4%. Iz rezultata se vidi da je efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari bila veća u periodu sa vegetacijom i višim temperaturama, a manja u periodu bez vegetacije. Na efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je također uticala i njihova početna koncentracija. U studiji koju je proveo Vymazal (2010) efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari u horizontalnom biljnom uređaju je bila 75%, dok je u biljnom uređaju sa vertikalnim tokom vode efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari bila nešto veća i iznosila je 89%.

Ovisno o dizajnu biljnog uređaja, može se postići visoka efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi. Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari kreće se u rasponu od 60 – 90% (Karathanasis i sar., 2003; Reed i sar., 1988). Merlin i sar. (2002) su svoje istraživanje proveli na trofaznom horizontalnom pilot biljnom uređaju sa pod površinskim tokom otpadne vode, te svoju globalnu procjenu o efikasnosti ovog uređaja donijeli nakon 6 godina njegovog rada. Korišten je za prečišćavanje komunalne otpadne vode i dimenzioniran za 350 ekvivalent stanovnika (ES). Pošto je riječ o trofaznom biljnom uređaju, u uređaju su bile zasađene tri vrste biljaka i to *Typha latifolia*, *Phragmites australis* i *Scirpus maritimus*. Hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju je bilo 4-5 dana, ali u ljetnom periodu vrijeme zadržavanja se povećalo na 6 dana zbog evapotranspiracije. Tokom rada biljnog uređaja nije došlo do njegovog začepljenja i hidraulička vodljivost je bila jako dobra i stabilna. Primjenom biljnog uređaja postignuta je visoka efikasnost uklanjanja ukupnih suspendiranih tvari tokom cijele godine i to u prosjeku oko 95,6% ($\pm 3,6\%$) već u prvoj fazi. Fizikalni procesi (dekantiranje, filtracija) povezani sa biološkom oksidacijom bili su ključni faktori za uklanjanje ukupnih suspendiranih tvari. Rezultati njihovog istraživanja, u odnosu na rezultate dobivene u ovoj doktorskoj disertaciji, su pokazali da je efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari iz komunalne otpadne vode veća kada se u uređaju koristi više biljnih vrsta zbog korijena različite dužine, ali i što je duže vrijeme zadržavanja vode u uređaju. Slične rezultate je dobila i Zaimoglu (2006). U istraživanju koje je provela Zaimoglu (2006), a koje je trajalo godinu dana, hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju je uticalo na efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari. Što je vrijeme zadržavanja vode u uređaju bilo duže, to je i efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari bila veća. Istraživanje je provedeno na trofaznom biljnom uređaju u Turskoj (Adana), a korištene su biljke *Typha latifolia*, *Juncus acutus* i *Iris versicolor*. Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari tokom

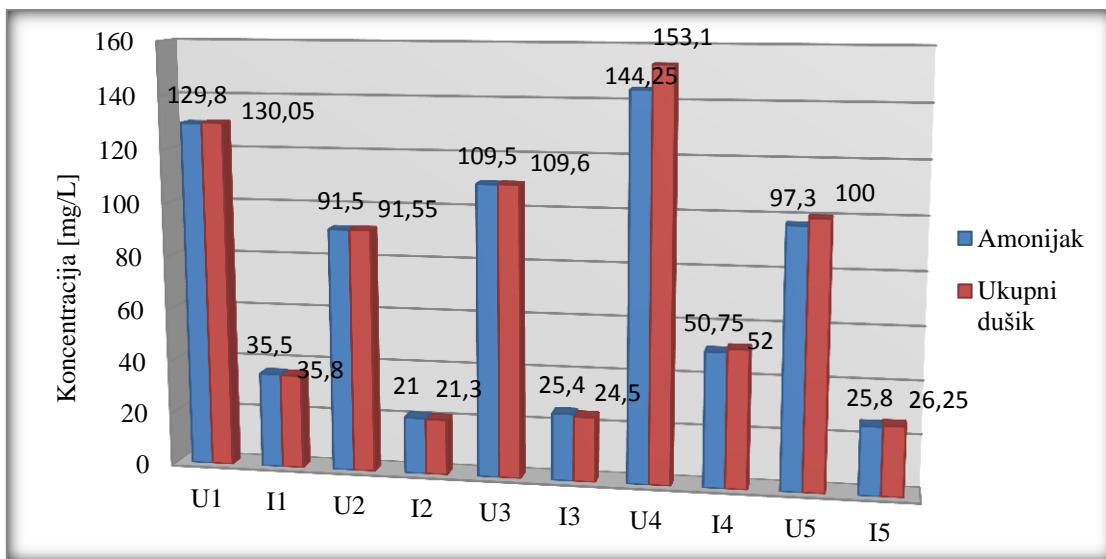
perioda istraživanja je iznosila 95,2%, što autor rada povezuje sa podpovršinskim tokom vode i korištenjem biljaka sa „dlakavim“ korijenom.

Od spojeva s dušikom, u otpadnoj i prečišćenoj vodi određena je koncentracija amonijaka, nitritia, nitrata i ukupnog dušika. U uzorcima je također određena i koncentracija ukupnog fosfora, koji u komunalne otpadne vode najčešće dospijeva zbog upotrebe deterdženata i sredstava za čišćenje. Koncentracije svih ovih spojeva su propisane Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20). U Grafikonima 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 i 8 su prikazane vrijednosti amonijaka, nitrita, nitrata, ukupnog dušika i fosfora u influantu i efluentu tokom sva četiri godišnja doba.



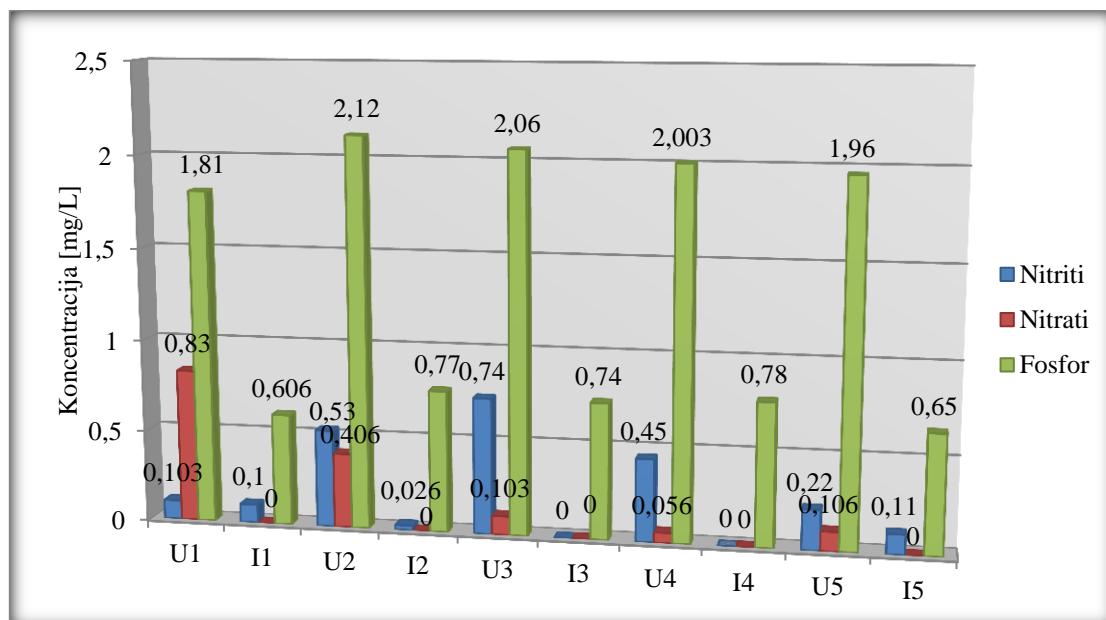
U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 1. Koncentracija nitrita, nitrata i fosfora u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2016/2017 godine [mg/L]



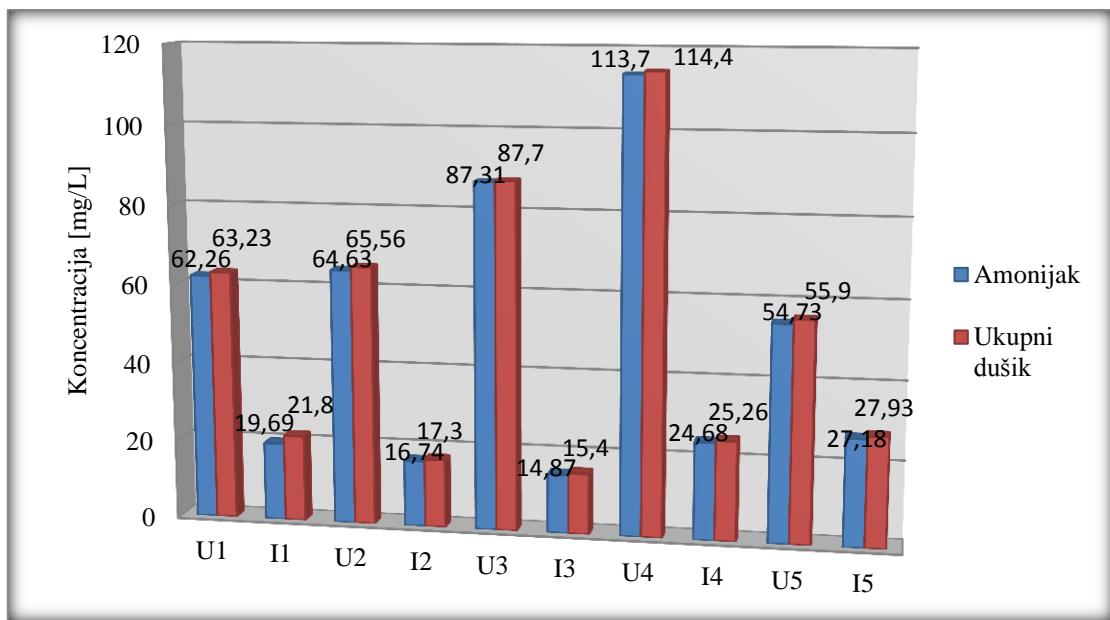
U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 2. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2016/2017 godine [mg/L]



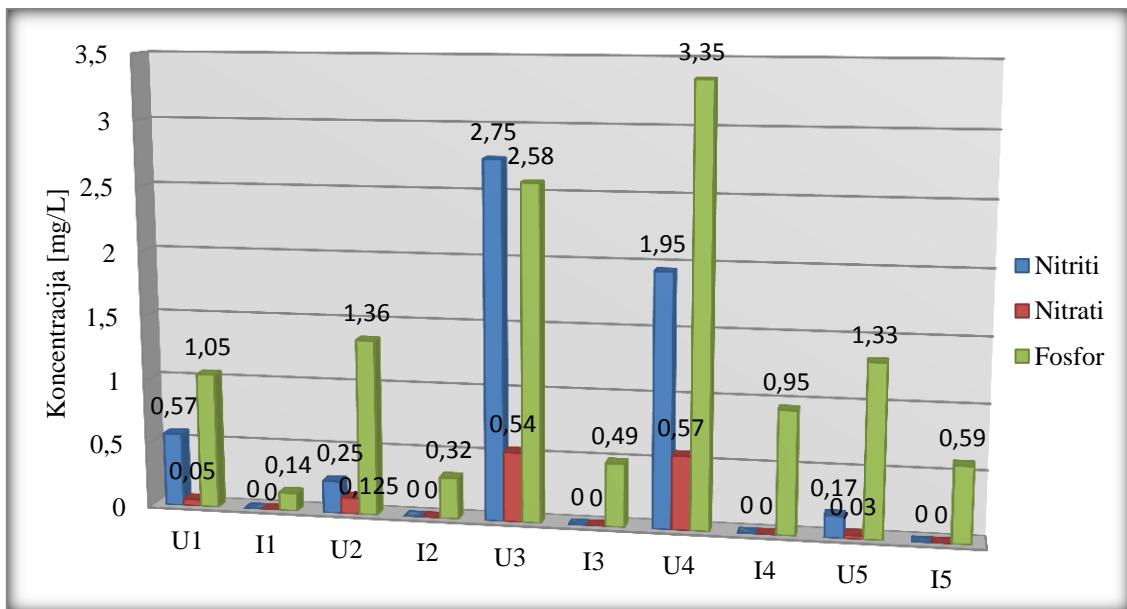
U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 3. Koncentracija nitrita, nitrata i fosfora u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2017.godine [mg/L]



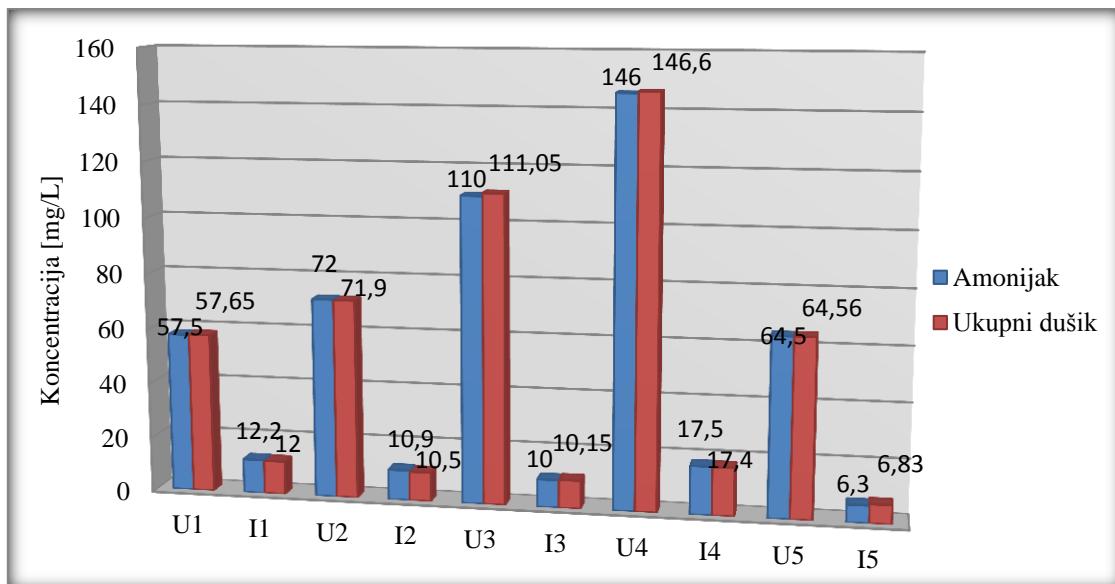
U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 4. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2017.godine [mg/L]



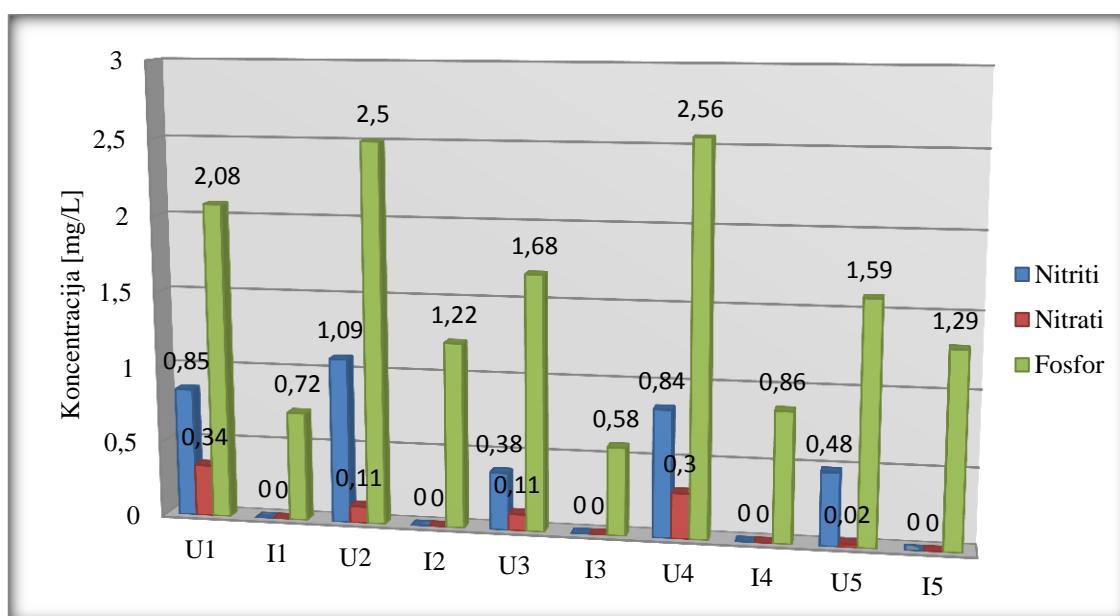
U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 5. Koncentracija nitrita, nitrata i fosfora u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2017.godine [mg/L]



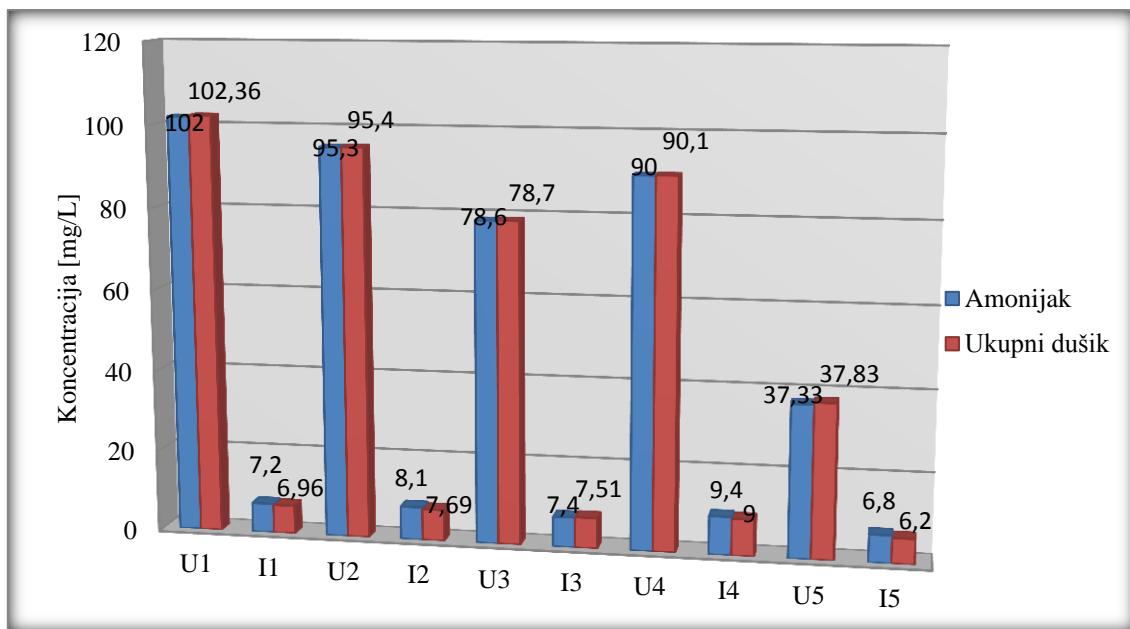
U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 6. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2017.godine [mg/L]



U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 7. Koncentracija nitrita, nitrata i fosfora u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2017.godine [mg/L]



U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 8. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2017.godine [mg/L]

Koncentracija nitrita i nitrata u komunalnoj otpadnoj vodi na ulazu u biljni uređaj je bila niska tokom sva četiri godišnja doba i nije prelazila MDK propisane Uredbom (Uredba, 2020) (Grafikoni 1,3,5 i 7). Najveća koncentracija nitrita u komunalnoj otpadnoj vodi je izmjerena u ljeto i iznosila je 2,75 mg/L, a nitrata u proljeće i iznosila je 0,83 mg/L. Nakon 5 dana, koliko je bilo vrijeme zadržavanja vode u bilnjom uređaju za sve uzorce kroz sva četiri godišnja doba, koncentracija nitrita i nitrata u efluentu za većinu uzoraka je bila 0 mg/L. To znači da je efikasnost uklanjanja nitrita i nitrata u komunalnoj otpadnoj vodi, kroz različita godišnja doba, u najvećem brojem slučajeva bila 100%. Kako koncentracija ovih spojeva u komunalnoj otpadnoj vodi nije prelazila MDK propisane Uredbom (10 mg/L), oni nisu uticali na rad i efikasnost biljnog uređaja.

Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika na ulazu u biljni uređaj je bila izrazito visoka i prelazila je MDK propisanu Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) tokom sva četiri godišnja doba. Na grafikonima 2,4,6 i 8 prikazane su prosječne vrijednosti amonijaka i ukupnog dušika u influentu u proljeće, ljeto, jesen i zimu, tokom 5 radnih dana, pri različitom dnevnom protoku, kao i koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u efluentu nakon 5 dana zadržavanja vode u bilnjom uređaju.

Efikasnost uklanjanja amonijaka iz komunalne otpadne vode je bila najveća u ljeto- 86,58% i u jesen - 89,28%. Efikasnost uklanjanja amonijaka je bila najmanja u proljeće, na

početku vegetacije, i iznosila je 70,82%. U zimskom periodu efikasnost uklanjanja amonijaka je bila 72,96%. Efikasnost uklanjanja amonijaka je varirala ovisno i o protoku, a u većini slučajeva efikasnost je bila veća pri manjem dotoku vode. Pararelno s tim i efikasnost uklanjanja ukupnog dušika je bila najveća u ljeto, 86,60% i u jesen, 89,71%. Efikasnost uklanjanja ukupnog dušika je bila najmanja na početku vegetacije, tj. u proljeće i iznosila je 69,85%. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u efluentu nakon 5 dana, u ljeto i jesen, je bila u skladu sa zakonskom regulativom i nije prelazila MDK propisane Uredbom (10 mg/L za amonijak i 15 mg/L za ukupni dušik). Koncentracija ovih spojeva u efluentu u zimu i proljeće je prelazila MDK, ali produženo vrijeme zadržavanja vode u uređaju bi vjerovatno smanjilo koncentraciju ovih spojeva ispod MDK. Istraživanje je pokazalo da je efikasnost uklanjanja spojeva s dušikom veća u periodu sa bujnijom vegetacijom, zbog aktivnosti u korijenskoj zoni koja potpomaže razgradnju organskih tvari, jer je dostupnost kisika veća oko korijena biljaka. Sezonske varijacije se mogu objasniti i time da je u zimskom periodu zbog niže temperature i voda hladnija, te zbog dovoljne količine kisika prevladava proces nitrifikacije. U vezi s tim, dobiveni rezultati su u skladu sa rezultatima koje je dobio Dakuta u svom istraživanju (2015).

Sposobnost korijenovog sistema za apsorpciju spojeva s dušikom ovisi o izvoru dušika i asimilaciji. Asimilacija amonijaka zahtijeva manje energije nego asimilacija nitrata, jer asimilacija amonijaka ne zahtijeva procese redukcije, koji su neophodni za asimilaciju nitrata. Većina amonijaka je vjerovatno asimilirana odmah u korijenu, jer je akumulacija slobodnog amonijaka u biljci toksična. Također je moguće da se asmilicija nitrata odvija u nadzemnim dijelovima biljke, nakon što je transportiran iz korijena (Nakamura i sar., 2010).

Koncentracija fosfora u komunalnoj otpadnoj vodi na ulazi u biljni uređaj nije značajno prelazila MDK propisanu Uredbom (Uredba, 2020). Najveća koncentracija fosfora je izmjerena u ljeto i iznosila je 3,35 mg/L. Efikasnost uklanjanja fosfora je bila najveća u ljeto i to 74,29%, a najmanja u zimu, 50,06%. Koncentracije fosfore su prikazane grafički u grafikonima 1,3,5 i 7, gdje se mogu vidjeti vrijednosti fosfora u influentu i efluentu, nakon HVZ vode u uređaju od 5 dana, za sva četiri godišnja doba. Uočeno je da je efikasnost uklanjanja fosfora bila veća pri manjem dotoku vode, a manja pri većem dotoku. Primjenom biljnog uređaja, tokom sva četiri godišnja doba, koncentracija fosfora u efluentu je bila u skladu sa zakonskom regulativom (MDK 2 mg/L). U istraživanju koje je provela Karajić (2014), efikasnost uklanjanja fosfora i fosfata je bila 68% i 64%. Ukupni fosfor i fosfati uglavnom se iz otpadne vode uklanjaju na način da ih usvaja biljka i adsorpcijom na poroznim podlogama (Kadlec i Knight, 1996). Niska efikasnost uklanjanja fosfora može

nastati kao posljedica nedostatka kisika i anaerobnih uvjeta, jer se u anaerobnim uvjetima stvaraju kiseline što može dovesti do otapanja minerala i oslobađanja fosfora (Reed i sar., 1995 .; Kadlec i Knight, 1996.). Efikasnost uklanjanja fosfora iz komunalne otpadne vode je bila zadovoljavajuća tokom sva četiri godišnja doba, ali treba uzeti u obzir da nisu bile visoke ni koncentracije fosfora u influentu, što je pogodovalo da njegova koncentracija u efluentu bude u skladu sa zakonskom regulativom. Na efikasnost uklanjanja fosfora pored njegove početne koncentracije, godišnjeg doba, protoka, utiče i sastav vode, tj. prisustvo onečišćujućih tvari u vodi. O efikasnosti uklanjanja ovih spojeva iz komunalnih otpadnih voda govore mnogi autori u svojim naučnim radovima.

Tako su Merlin i sar. (2002) svoje istraživanje proveli na trofaznom horizontalnom pilot biljnom uređaju sa pod površinskim tokom otpadne vode, te svoju globalnu procjenu o efikasnosti ovog uređaja donijeli nakon 6 godina njegovog rada. Korišten je za prečišćavanje komunalne otpadne vode. Efikasnost uklanjanja dušika bila je u prosjeku oko 57% ($\pm 21\%$), a fosfora 69% ($\pm 27\%$). Ovakav rezultat predstavlja prosječnu vrijednost uklanjanja fosfora i dušika kroz 6 godina i sva godišnja doba, pri čemu su varirali vremenski uvjeti i sastav otpadne vode. Uticaj temperature je bio neznatan jer nije bilo značajne sezonske varijacije na efikasnost procesa. Collison i Grismer (2013) su proveli istraživanja na horizontalnom biljnom uređaju sa pod površinskim tokom vode u kojem je bio zasađen rogoz (lat. *Typha latifolia*). Oni su ispitivali efikasnost uklanjanja dušika i organskih sastojaka izraženih kao HPK vrijednost iz dvije vrste otpadnih voda, i to komunalne otpadne vode i sintetske otpadne vode u periodu od novembra do juna. Statistička obrada rezultata za ovaj vremenski period pokazala je da je efikasnost uklanjanja dušika iz komunalne otpadne vode iznosila 94%.

Većina močvarnih vrsta dobro podnosi anaerobne uslove u zoni korijena, nižu pH i povećanu koncentraciju nerazgrađene organske tvari i amonijaka. U tom pogledu se posebno ističu *Typha* vrste, jer su one adaptirane na takve uslove, sa više vode u tlu. *Typha* ima široku ekološku valencu u odnosu na *Phragmites*.

Typha latifolia može da raste u uvjetima kada se kao izvor dušika javljaju i amonijak i nitrati i to u području neutralne pH vrijednosti, ali ova biljka ima veću relativnu stopu rasta, veću koncentraciju glavnih hranjivih tvari u tkivu, veći sadržaj adeninskih nukleotida i veći afinitet za unos anorganskog dušika kada se kao izvor dušika javlja samo amonijak. Bez obzira da li se radi o veći koncentraciji amonijaka ili nitrata, rast biljke se gotovo potpuno zaustavlja pri pH 3,5. Do toga dolazi kao posljedica uticaja pH na integritet plazmatske membrane i H^+ iona unutar stanica korijena. Istraživanja pokazuju da na dugoročni rast *Typha latifolia* bolje djeluje amonijak, odnosno da ova biljna vrsta bolje raste u prisustvu amonijaka kao izvora

dušika, nego nitrata. *Typha latifolia* može da raste i u prisustvu nitrata kao izvora dušika, ali tad bolje raste pri blago kiselim pH razinama. U vrlo kiselim uvjetima (pH 3,5) brzina rasta biljke je vrlo niska, koncentracije glavnih hranjivih tvari i adenina je ozbiljno smanjena i sposobnost usvajanja anorganskog dušika je niska, i to niža kod biljaka kod kojih je izvor dušika nitrat, nego kod biljaka kod kojih je izvor dušika amonijak (Brix i sar., 2002).

Biljni uređaji se danas koriste kao tercijarni način za uklanjanje hranjivih tvari iz otpadnih voda primjenom fizičkih, hemijskih i bioloških procesa. Ukoliko su ispravno izgrađeni, većina biljnih uređaja je sposobna za istovremeno uklanjanje dušika i fosfora. Vymazal i Brezinova (2014) su dokazali dugoročnu efikasnost uklanjanja hranjivih tvari u četiri biljna uređaja sa horizontalnim pod površinskim tokom vode. Efikasnost uklanjanja amonijakalnog dušika se tokom vremena povećala na 53%, dok je efikasnost uklanjanja ukupnog fosfora bila stabilna na razini od oko 59% za 18 godina zapažanja.

Doktorska disertacija je rađena na dvofaznom biljnom uređaju u kojem su zasađene dvije biljne vrste. Ovisno o biljnoj vegetaciji koja se koristi, postiže se raznolika efikasnost uklanjanja hranjivih tvari. Istraživanja su pokazala da se u uređajima u kojima su prisutne dvije vrste biljne vegetacije postiže bolja efikasnost prečišćavanja nego u onim uređajima u kojima je nalazi samo jedna biljna vegetacija (Mudassar i sar., 2014). U doktorskoj disertaciji je praćena efikasnost uklanjanja spojeva s dušikom i fosforom u uzorcima nakon što je otpadna voda prošla kroz oba polja, pri čemu rezultati istraživanja prikazani u radu pokazuju da korištene biljne vrste (*Typha latifolia* i *Phragmites australis*) postižu odlične rezultate u uklanjanju ovih spojeva, naročito spojeva s dušikom. Rezultati dobiveni u ovoj doktorskoj disertaciji uspoređeni su i sa rezultatima drugih autora, koji su u svojim istraživanjima pratili efikasnost uklanjanja ovih spojeva primjenom višefaznih biljnih uređaja.

Tako npr. Debing i sar. (2009) ukazuju na efikasnije uklanjanje ukupnog dušika i ukupnog fosfora kod istovremene primjene biljnih vrsta *Typha-Phragmites-Scirpus*. Nadalje, neki autori (Langergraber i sar, 2009.) ukazuju i na sposobnost uklanjanja dušika za 53% upotrebom dvofaznog biljnog uređaja sa punjenjem različitih granulacija. Neki autori su u svojim istraživanjima dokazali da upotrebom biljnih uređaja zasađenih sa trskom, sa različitim supstratima (šljunak i pijesak, različitim granulacijama) i sa različitim hidrauličkim opterećenjem i različitim vremenom zadržavanja (vrijeme reteniranja) otpadne vode u biljnom uređaju se postiže uklanjanje NH₄-N za 88%, ukupnog dušika za 44% a ukupnog fosfora za 63% (Korkusuz, E. A.i sar., 2004).

Baskar i sar. (2014) ispitivali su efikasnost prečišćavanja biljnih uređaja ovisno o vrsti vegetacije, te su istraživanje proveli na dva mala pilot biljna uređaja. U jedan su zasadili

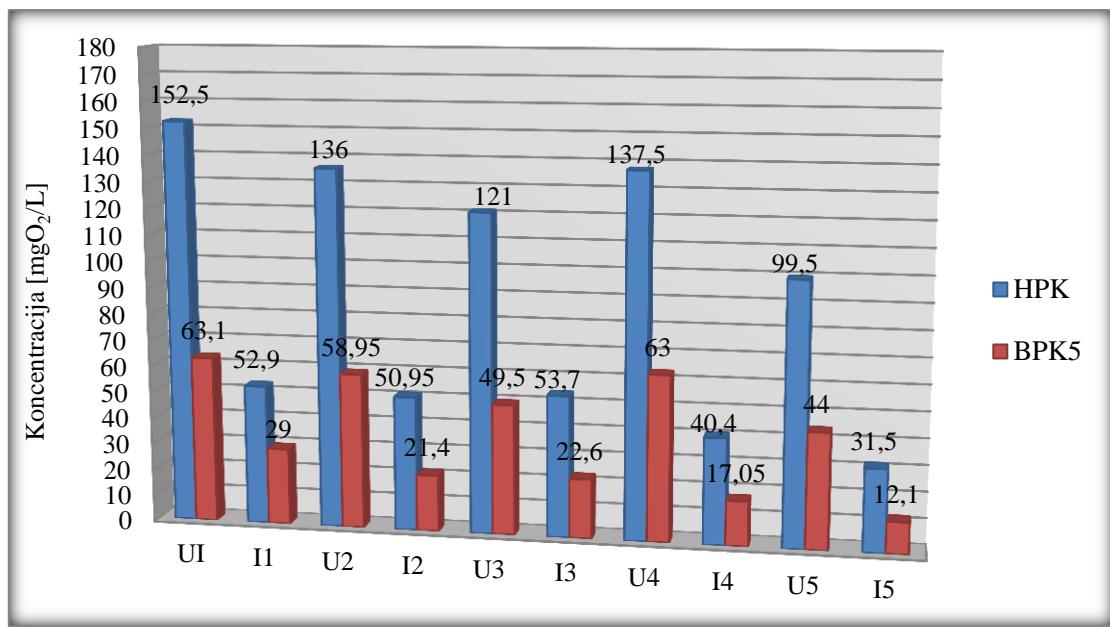
Typha latifolia, a u drugi *Phragmites australis*, te kroz uređaj pustili komunalnu otpadnu vodu. Hidrauličko vrijeme zadržavanja (HVZ) je bilo 2,4, 6 i 8 dana. U uređaju u kojem je bio zasađen *Phragmites australis*, uz pomenuto vrijeme zadržavanja, efikasnost uklanjanja ukupnog dušika je bila 23%, 7%, 31% i 45%, a ukupnog fosfora 25%, 28%, 39% i 75%, respektivno. U uređaju u kojem je bila zasađena *Typha latifolia* efikasnost uklanjanja ukupnog dušika bila je 26%, 17%, 34% i 36%, a ukupnog fosfora 40%, 50%, 48% i 77% za HVZ od 2,4, 6 i 8 dana, respektivno.

Na osnovu pregleda literature može se vidjeti da su rezultati dobiveni u ovoj doktorsoj disertaciji u skladu sa rezultatima drugih autora koji su se bavili ovom problematikom. Na Slici 10. prikazani su neki od uzoraka otpadnih voda tokom određivanja spojeva s dušikom i fosfora.



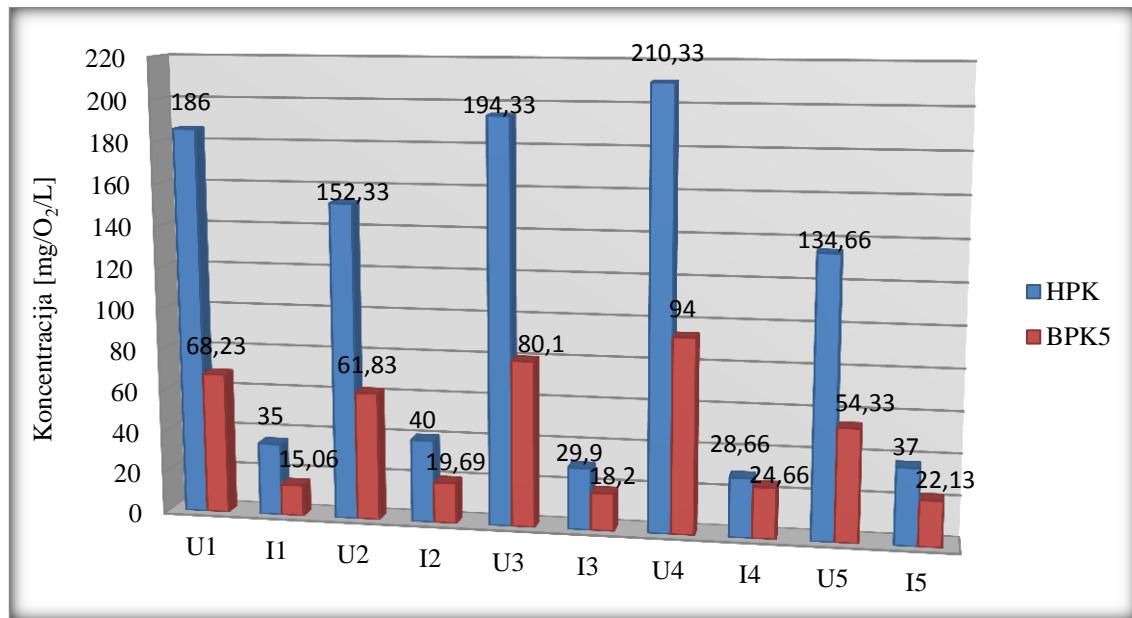
Slika 10. Određivanje spojeva s dušikom u komunalnoj otpadnoj vodi

Jedan od najznačajnijih pokazatelja efikasnosti rada biljnog uređaja jeste sadržaj organskih tvari. Tokom ovog istraživanja sadržaj organskih tvari u influentu i efluentu se pratio kroz HPK i BPK₅. Maksimalno dopuštene koncentracije (MDK) HPK i BPK₅ su propisane Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20).



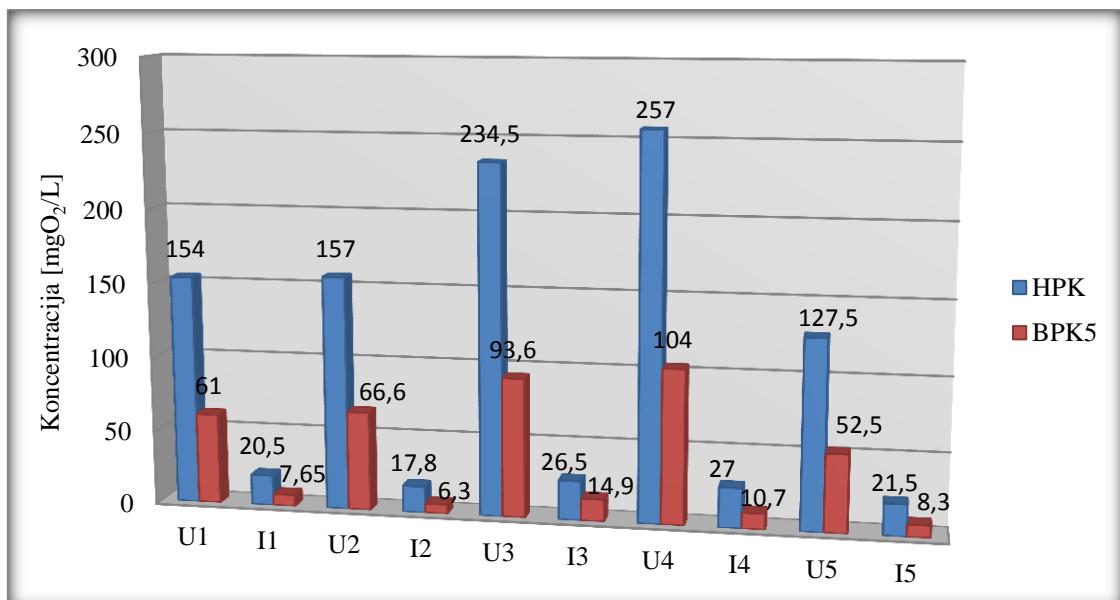
U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 9. Sadržaj organskih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK₅ kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2016/2017. godine [mg/L]



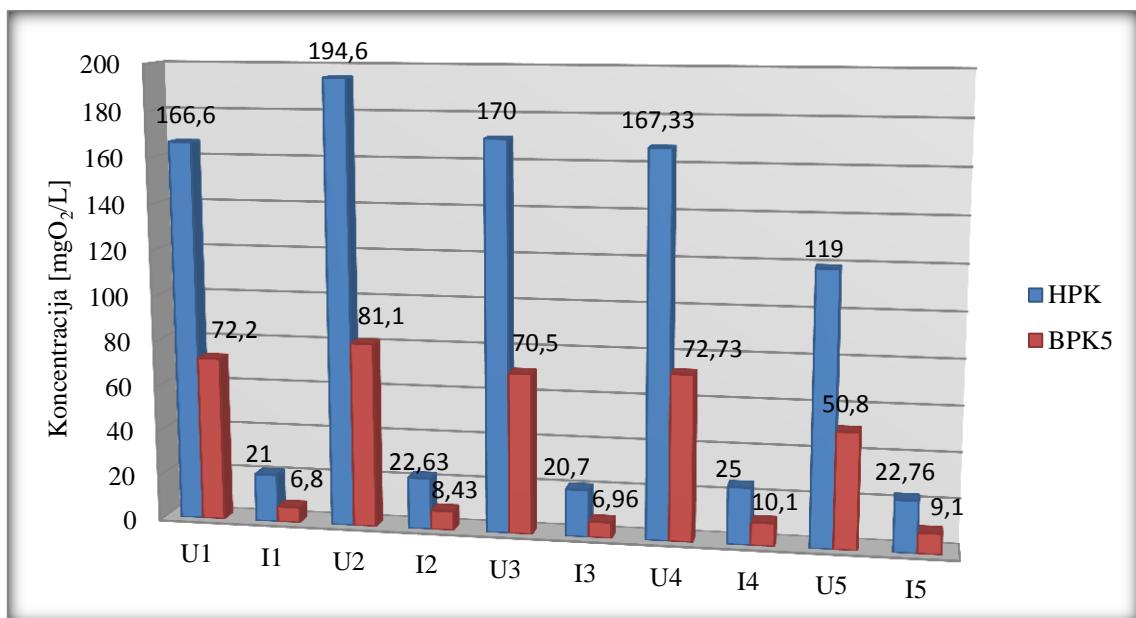
U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 10. Sadržaj organskih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK₅ kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2017. godine [mg/L]



U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

Grafikon 11. Sadržaj organskih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK₅ kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2017. godine [mg/L]



U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uredaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uredaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

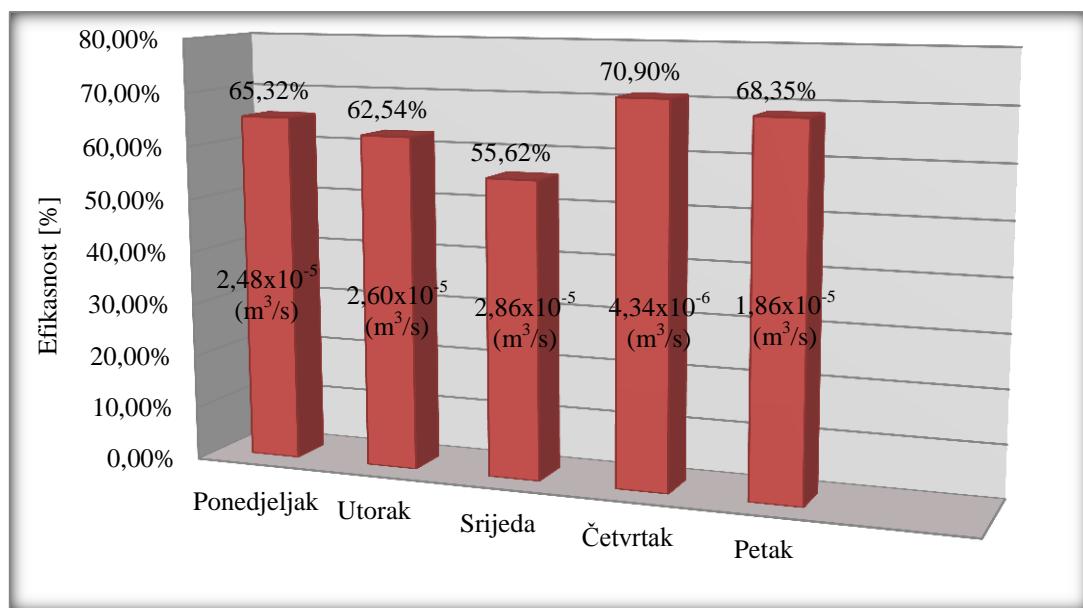
Grafikon 12. Sadržaj organskih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK₅ kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2017. godine [mg/L]

Na Grafikonima 9, 10, 11 i 12 se može vidjeti da je sadržaj organskih tvari u svim uzorcima influenta tokom sva četri godišnja doba bio iznad MDK propisane Uredbom (Uredba, 2020), dok je njihova koncentracija u efluentu nakon prečišćavanja, tokom HVZ od

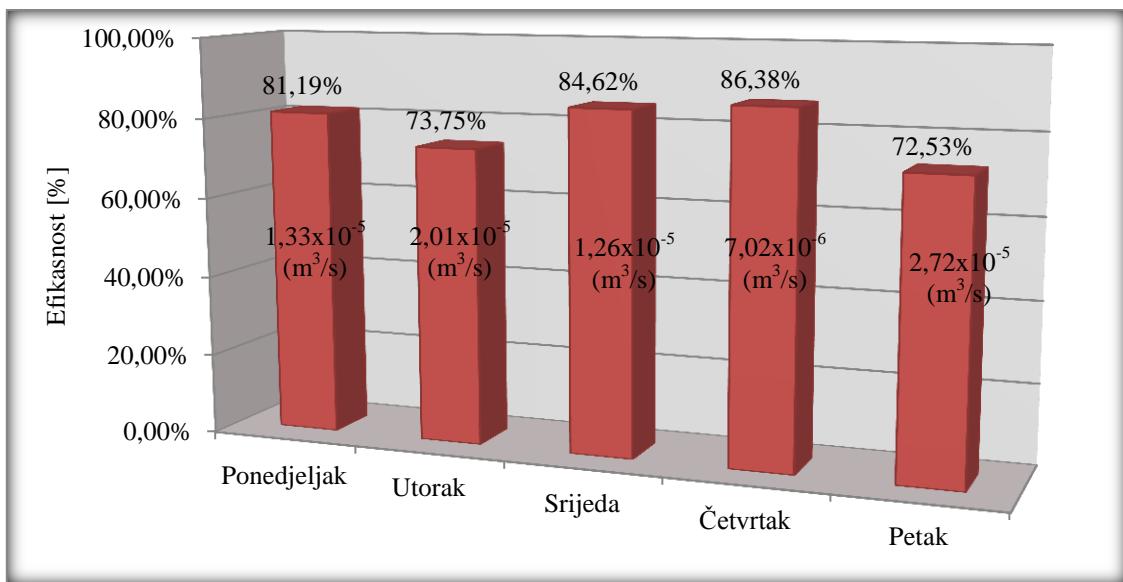
5 dana, bila u skladu sa zakonskom regulativom. Najniža HPK vrijednost u influentu je izmjerena u zimu i iznosila je 99,5 mg/L, a najveća u ljeto, 257 mg/L. Najniža BPK₅ vrijednost u influentu je izmjerena također u zimu, 44 mg/L, a najveća u ljeto, 104 mg/L. U Grafikonima 9 – 12 se može vidjeti da je sadržaj organskih tvari u inflentu varirao po danima, ovisno o dnevnom opterećenju, al i tokom godišnjih doba. Hidrauličko vrijeme zadržavanja ili reteniranja vode (HVZ) u biljnog uređaju je bilo 5 dana. Ovo razdoblje ovisno je o veličini zagađenja i zadanoj razini prečišćavanja. Karakteristično vrijeme zadržavanja za uklanjanje BPK₅ je 2-5 dana.

Parametri su praćeni kroz 5 dana, pri čemu je protok varirao ovisno o sedmičnom opterećenju studenata. Protok se kretao od $4,34 \times 10^{-6}$ m³/h do $2,86 \times 10^{-5}$ m³/h. Konačni recipijent je bio potok Drobina, koji se nalazi u blizini nastavnog centra.

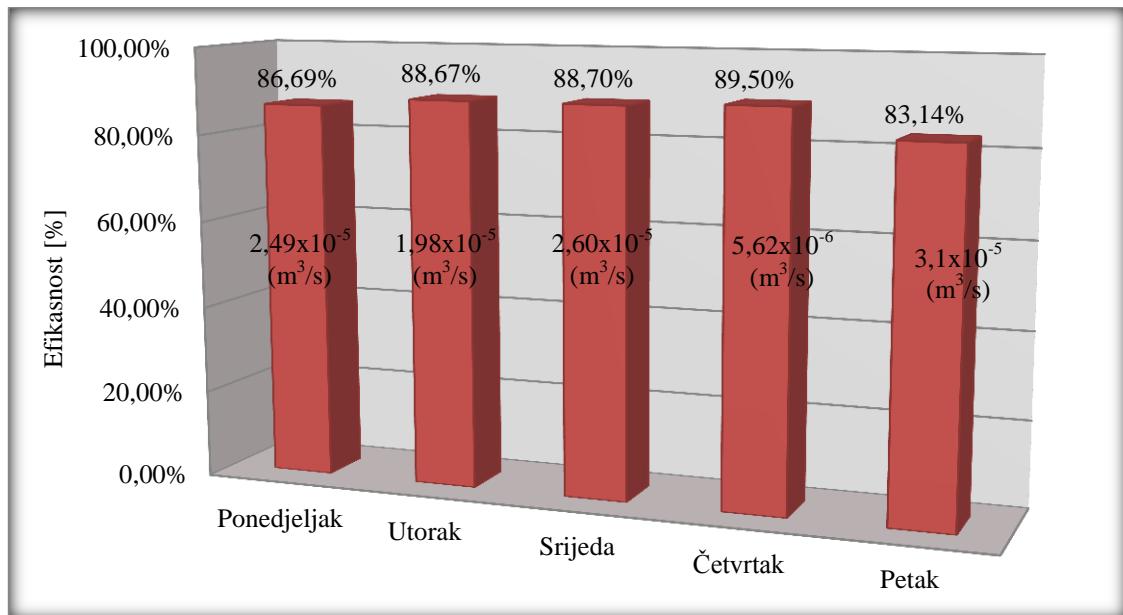
Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja u toku radne sedmice, ovisno o protoku i organskom opterećenju, tokom sva četiri godišnja doba, prikazana je na Grafikonima 13 – 17.



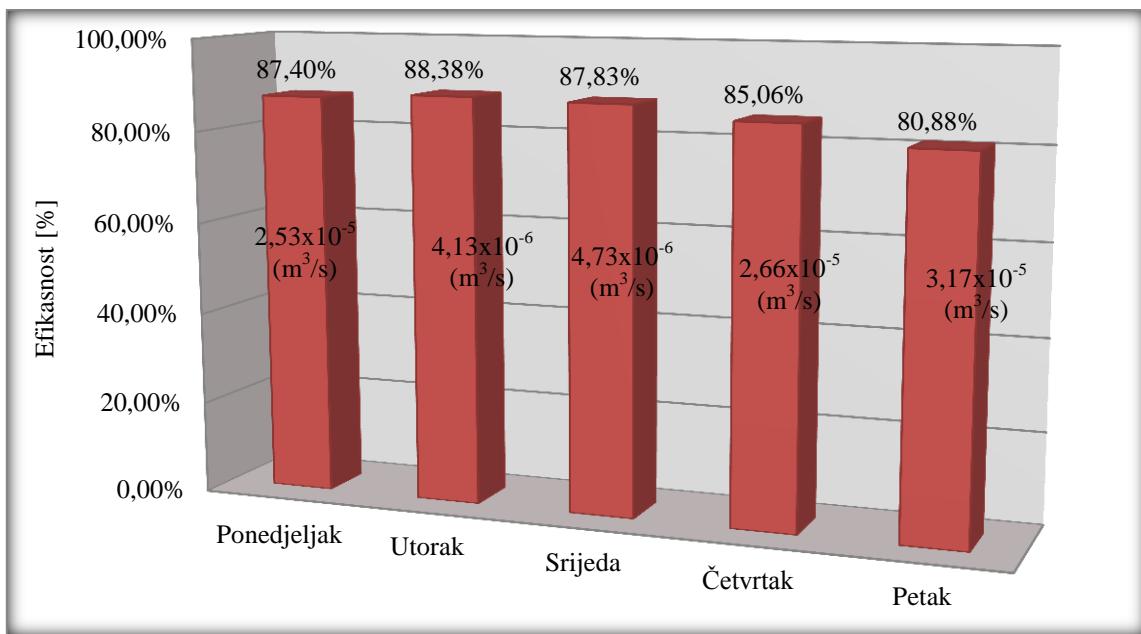
Grafikon 13. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja u toku radne sedmice, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimskom periodu 2016/2017 godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]



Grafikon 14. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja u toku radne sedmice, ovisno o protoku i organskom opeterećenju u proljeće 2017. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]

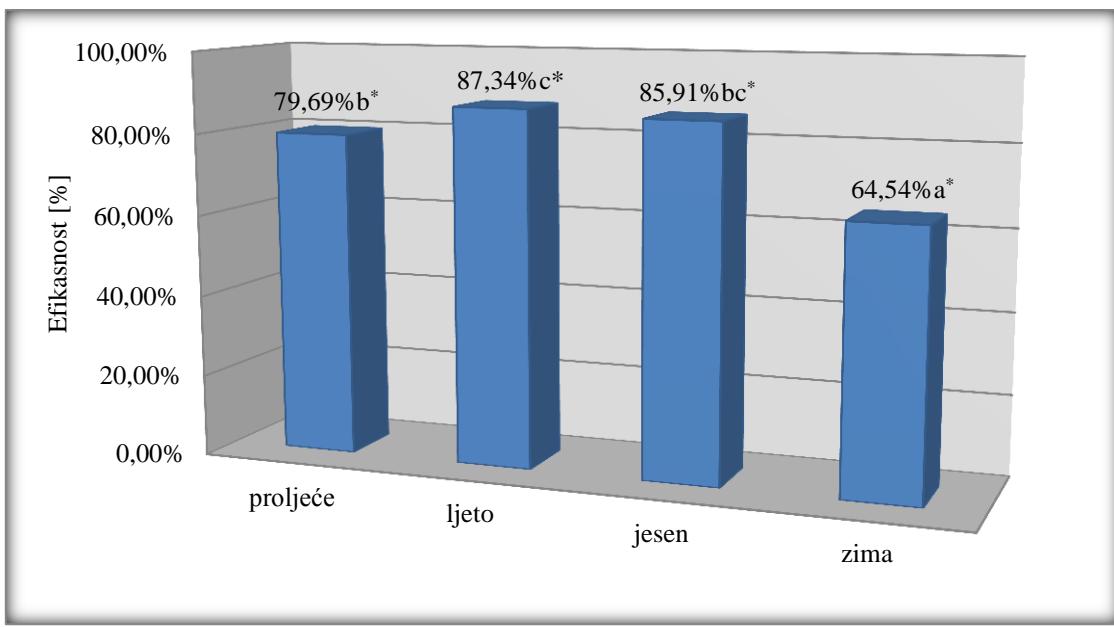


Grafikon 15. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja u toku radne sedmice, ovisno o protoku i organskom opeterećenju, u ljeto 2017. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]



Grafikon 16. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja u toku radne sedmice, ovisno o protoku i organskom opeterećenju, u jesen 2017. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]

Efikasnost uklanjanja organskih tvari je varirala ovisno o protoku i godišnjem dobu, ali statističkom obradom podataka na osnovu rezultata Kruskal Wallis testa može se konstatovati da nisu utvrđene statistički značajne razlike ($p>0,05$) između efikasnosti prečišćavanja komunalne otpadne vode u zavisnosti od protoka (Grafikoni 13,14,15 i 16). U ovom slučaju se prihvata nulta hipoteza. Kada su u pitanju godišnja doba, efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom horizontalnog biljnog uređaja sa podpovršinskim tokom vode izražena kroz HPK je bila najmanja u zimskom periodu, 64,54%. Sa početkom vegetacije, tj. u proljeće, efikasnost uklanjanja organskih tvari se povećala, i za HPK je iznosila 79,69%. Najveća efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK je bila u ljeto, 87,34%, a u jesen 85,91% (Grafikon 17).



*Prosječne vrijednosti označene istim slovom se ne razlikuju značajno prema Mann-Whitney U - testu na razini $P \leq 0,05$.

Grafikon 17. Efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja po sezonomama u toku 2016/2017 godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]

Kada je u pitanju godišnje doba kao faktor uticaja na efikasnost prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom pilot biljnog uređaja, možemo konstatovati da je godišnje doba signifikantno ($p \leq 0,05$) uticalo na efikasnost prečišćavanja. U ovom slučaju se odbacuje nulta hipoteza, a prihvata alternativna. Efikasnost prečišćavanja i uklanjanja sadržaja organskih tvari izraženih kao HPK je bila najmanja u zimskom periodu, te je na osnovu značajnosti razlika testiranih Mann-Whitney U testom, vidljivo da se zima statistički značajno razlikuje u odnosu na druga godišnja doba. Također statistički značajne razlike u efikasnosti prečišćavanja imaju između proljeća i ljeta, dok između proljeća i jeseni, te ljeta i jeseni, nije bilo statistički značajne razlike u efikasnosti, odnosno uklanjanju sadržaja organskih tvari izraženih kao HPK ($p > 0,05$).

Efikasnost uklanjanja organskih tvari izražena kao BPK₅ je također bila najmanja u zimskom periodu i iznosila je 67,92%. Efikasnost rada biljnog uređaja i razgradnja organskih tvari izraženih kao BPK₅ se povećala u proljeće, kada je iznosila 71,28%. U ljetnom periodu je ta efikasnost iznosila 87,20%. Uredbom (Uredba, 2020) MDK za HPK i BPK₅, da bi se voda mogla ispustiti u površinska vodna tijela je 125 mg/L, odnosno 25 mg/L. HPK i BPK₅ vrijednosti u svim uzorcima efluenta, tokom sva četiri godišnja doba, nisu prelazile MDK propisanu Uredbom.

Procesi prečišćavanja zbivaju se u tlu, pa je efikasnost prečišćavanja otpadne vode primjenom biljnih uređaja vrlo visoka i zimi, kad iznosi 70-80%. Ljeti je efikasnost veća i dostiže čak 90-99% (Stefanakis Tsihrintzis, 2009). Rezultati istraživanja pokazuju da toplji klimatski uvjeti, te period bujnije vegetacije povoljno djeluju na efikasnost uklanjanja organskih tvari primjenom ovog biljnog uređaja. S obzirom na prisustvo vegetacije i aktivnost u korijenskoj zoni tokom ljetnog perioda, uređaj je efikasniji u uklanjanju organskih tvari u ovom periodu nego tokom zime.

Ispitivanjem efikasnosti biljnih uređaja i uklanjanjem organskih tvari iz otpadnih voda bavili su se mnogi autori u svojim istraživanjima. Tako su npr. Merlin i sar. (2002) svoje istraživanje proveli na trofaznom horizontalnom pilot biljnom uređaju sa pod površinskim tokom otpadne vode, te svoju globalnu procjenu o efikasnosti ovog uređaja donijeli nakon 6 godina njegovog rada. Korišten je za prečišćavanje komunalne otpadne vode i dimenzioniran za 350 ekvivalent stanovnika (ES). U uređaju su bile zasađene tri vrste biljaka i to *Typha latifolia*, *Phragmites australis* i *Scirpus maritimus*. Hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju je bilo 4-5 dana, ali u ljetnom periodu vrijeme zadržavanja se povećalo na 6 dana zbog evapotranspiracije. Tokom rada biljnog uređaja nije došlo do njegovog začepljenja i hidraulička vodljivost je bila jako dobra i stabilna. Primjenom biljnog uređaja efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK i BPK₅ u prvoj fazi bila je u prosjeku oko 60%, a na izlazu iz biljnog uređaja i veća od 90%. Uticaj temperature je bio neznatan jer nije bilo značajne sezonske varijacije na efikasnost procesa. Minimalni standardi kvaliteta otpadnih voda (30 mg/L ukupno otopljenih suspendiranih tvari, 120 mg/L HPK i 40 mg/L BPK₅) su svaki put bili ispoštovani. U hladnom razdoblju unos hranjivih tvari je bio smanjen, ali je i dalje bio u prosjeku oko 60%.

Collison i Grismer (2013) su proveli istraživanja na horizontalnom biljnom uređaju sa pod površinskim tokom vode u kojem je bio zasađen rogoz (lat. *Typha latifolia*). Oni su ispitivali efikasnost uklanjanja dušika i organskih sastojaka izraženih kao HPK iz dvije vrste otpadnih voda, i to komunalne otpadne vode i sintetske otpadne vode u periodu od novembra do juna. Statistička obrada rezultata za ovaj vremenski period pokazala je da je efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK iz komunalne otpadne vode iznosila 79%.

U istraživanju koje je proveo Dakuta (2015) na horizontalnom biljnom uređaju sa pod površinskim tokom vode, najveća vrijednost za BPK u uzorcima influenta je bila 190 mg/L, a za HPK 637 mg/L. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao BPK bila je 97% u periodu sa vegetacijom, a 94% u periodu bez vegetacije. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK bila je 90% u periodu sa vegetacijom, a 88% u periodu bez

vegetacije. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK i BPK je bila veća u periodu sa vegetacijom zbog aktivnosti u korijenskoj zoni koja pomaže uklanjanje organskog sadržaja uslijed veće količine dostupnog kisika koji se nalazi u otvorenim zonama oko korijena. Također je uočeno da je efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK i BPK rasla sa vremenom zadržavanja vode u uređaju (Dakuta, 2015).

U istraživanju u Adani (Turska) koje je provedeno na trofaznom pilot biljnog uređaju sa komunalnom otpadnom vodom iz kampusa, a koje je trajalo u periodu od septembra 2001. godine do maja 2002. godine, sadržaj organskih tvari u influentu izražen kao HPK se kretao u rasponu od 294 - 734 mg/L i od 115 – 312 mg/L izražen kao BPK₅. Najveća efikasnost uklanjanja organskih tvari izražena kao HPK je bila 88,1%, a najmanja 53,7%. Najviša stopa uklanjanja BPK₅ u ovom istraživanju je bila 79,4%, a najmanja 53,7%. Efikasnost uklanjanja HPK je bila veća od one za BPK₅, što može biti rezultat karakteristika influenta, koje pokazuju više HPK/BPK₅ vrijednosti u ovoj studiji (Zaimoglu, 2006).

Sirianuntapiboon i sar. (2006) su proveli istraživanje sa komunalnom otpadnom vodom na horizontalnom biljnog uređaju sa podpovršinskim tokom vode i različitim medijom (pijesak i zemlja), pri čemu je vrijeme zadržavanja vode u uređaju bilo maksimalno 3 dana. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK za 0,75 dana je bila 84%, a za BPK 88%. Efikasnost uklanjanja sadržaja organskih tvari se povećala sa vremenom zadržavanja vode u uređaju, te je nakon 3 dana efikasnost za HPK bila 90%, a za BPK 91%.

U studiji koju je proveo Jan Vymazal (2010), efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao BPK u biljnog uređaju sa horizontalnim tokom vode je bila 75%.

Na osnovu navedenog može se vidjeti da su vrijednosti za efikasnost rada biljnog uređaja prikazane kroz HPK i BPK₅ u skladu su sa rezultatima drugih autora na ovom polju istraživanja.

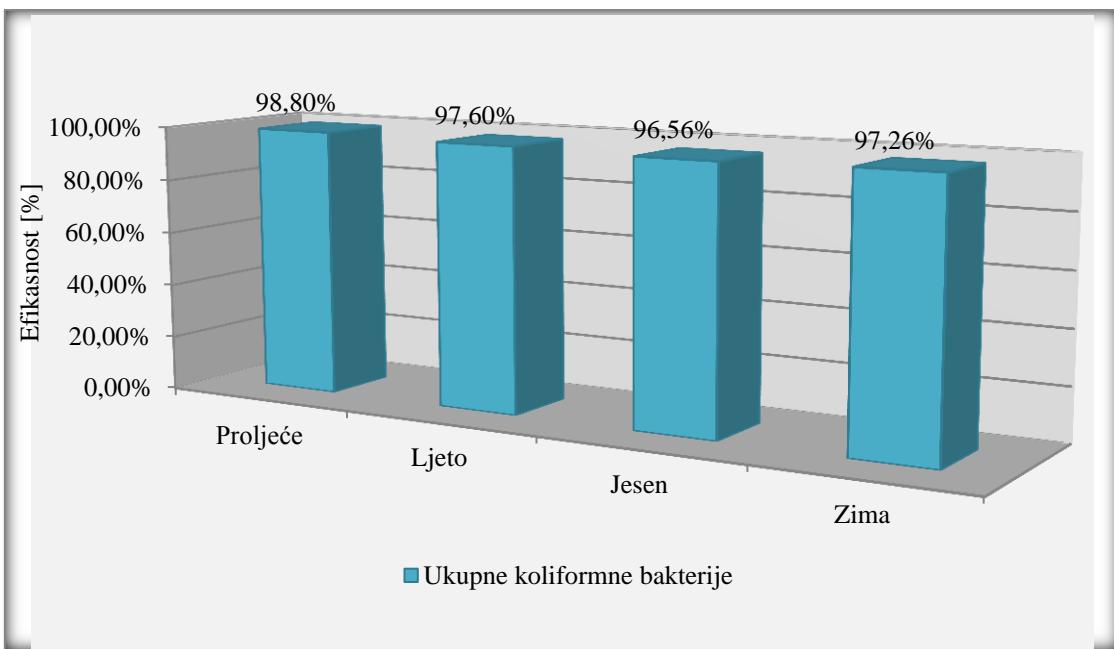


Slika 11. Izgled biljnog uređaja u ljeto 2017. godine

Osim sposobnosti da eliminiraju hranjive tvari, onečišćenja i toksične tvari, biljni uređaji su efikasni i za uklanjanje patogenih mikroorganizama. Njihovom primjenom se postiže uklanjanje indikatorskih organizama, kao što su fekalni koliformi *Escherichia coli* i ukupni koliformi (Sleyterisar, 2007., Isteniči sar., 2009). Visoko uklanjanje (90%) patogenih mikroba kao što su *Enterococci*, *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumonia*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium perfringens*, *Staphylococcus aureus* i *Salmonella* može se postići primjenom vodenih biljnih vrsta kao što su *Typha latifolia*, *Cyperus papirus*, *Cyperus alternifolius*, *Phragmites mauritianus*, *Pistia stratiotes*, *Lemna paucicostata*, *Spirodela polyrhiza*, *Eichhornia crassipes*. Uklanjanje patogena pomoću ovih biljnih vrsta uglavnom se odvija kroz vezivanja patogena na korijenje biljaka, nakon čega slijedi filtracija (Dhir, 2020).

U toku istraživanja za potrebe ove doktorske disertacije urađena je i mikrobiološka analiza, tj. metodom membranske filtracije određen je ukupan broj koliformnih bakterija na ulazu (influent) i izlazu (efluent) iz biljnog uređaja., pri čemu su korištene gotove podloge za određivanje ukupnih koliformnih bakterija.

U tabelama 8,9,10 i 11 prikazane su vrijednosti ukupnih koliformnih bakterija u influentu i efluentu, nakon HVZ od 5 dana, tokom svih četiri godišnja doba. Ukupna efikasnost uklanjanja koliformnih bakterija, po sezonom, prikazana je na Grafikonu 18.



Grafikon 18. Efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija iz komunalne otpadne vode primjenom biljnog uređaja, dobivena na osnovu aritmetičke sredine rezultata po sezonama u toku 2016/2017 godine [%]

Najveća vrijednost za ukupne koliforme u influantu je bila 10^6 (br/100ml), neovisno o godišnjem dobu, a najmanja vrijednost koliformih bakterija je bila 10^2 (br/100ml). Efikasnost uklanjanja kolifomnih bakterija je bila najveća u proljeće i ljeto i to 98,80% i 97,60%. Efikasnost uklanjanja koliformnih bakterija u jesen je bila 96,56%, a u zimu 97,26% (Grafikon 18). Efikasnost uklanjanja je bila veća u periodu bujnije vegetacije. Uočeno je i da je veća efikasnost bila pri manjem dotoku otpadne vode. Uklanjanje ukupnih koliforma i enterokoka je manje-više proporcionalno zadržavanju vode u svakom dijelu biljnog uređaja. Efikasno uklanjanje patogena iz otpadnih voda primjenom biljnih uređaja se postiže zbog različitih fizičkih, hemijskih i bioloških procesa koji se u njima dešavaju.

Proces uklanjanja patogena pomoću vodenih biljaka odvija se kroz različite mehanizme: (1) Hemijske tvari, tj. antimikrobnii spojevi, koji se proizvode u korijenu vodenih biljaka, smanjuju preživljavanja patogena poput bakterija (Sundaravadivel i Vigneswaran, 2001., Stottmeister i sar., 2003.); (2) Biljke reguliraju opskrbu korijena kisikom. Kisik je presudan za aktivnost i metabolizam mikroorganizama kao što su protozoe, nematode, bakterije i virusi (Stottmeister i sar., 2003., Vymazal, 2005.); (3) Opsežni korijeni makrofita ili biofilmovi nastali na biljnom materijalu pružaju površinu za vezivanje/prijanjanje mikroorganizama, uključujući bakterije poput *E. coli* (Stevik i sar., 2004., Stott i Tanner, 2005.); (4) Sekundarni

obrambeni spojevi koji se oslobađaju prilikom „napada“ patogena ili insekata na biljaku također utiču na preživljavanje patogena (Taiz i Zeiger, 2006).

Sposobnost vodenih biljaka da uklanjuju patogene je promjenjiva i ovisi o svojstvima kao što su površina prostora, jedinstveni biofilmovi i kvaliteta vode (Hogan i sar., 2013.). Temperatura, pH, salinitet i interakcija patogena i sedimenta još su neki od faktora koji također utiču na uklanjanje patogena (mikroba) (Searcy i sar., 2006., Hogan i sar., 2013.). Nedavna istraživanja su pokazala da ksilem u biljkama ima sposobnost uklanjanja bioloških onečišćenja, poput patogena. Ksilem je porozni materijal i djeluje kao membrana koja se sastoji od nanopora (nekoliko nanometara do oko 500 nm). Te pore djeluju kao idealan sistem za filtriranje patogena. Ksilem može efikasno filtrirati bakterije poput *E. coli* iz vode i to čak i do 99,9% (Boutilier i sar., 2014.).

U doktorskoj disertaciji pH vrijednost, odabrane biljne vrste, temperatura i vrijeme zadržavanja vode u uređaju su pozitivno djelovali na efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija, te je ukupna efikasnost za njihovo uklanjanja u skladu sa rezultatima istraživanja drugih autora.

Merlin i sar. (2002) su utvrdili da je 50% enterobakterija uklonjeno već u prvom dijelu biljnog uređaja, oko 90% u drugom dijelu i 98% do 99,98% na izlazu iz biljnog uređaja. Ukupna efikasnost uklanjanja enterobakterija u komunalnoj otpadnoj vodi je varirala od 90% do 99,98%. U istraživanju koje je proveo Maharam (2015) na horizontalnom biljnom uređaju, postignuta je visoka efikasnost uklanjanja fekalnih koliformnih bakterija. Efikasnost uklanjanja fekalnih koliforma je bila od 98% - 99% u periodu sa vegetacijom i 95% - 97% u periodu bez vegetacije.

U istraživanju u Adani (Turska) koje je provedeno na trofaznom pilot biljnom uređaju sa komunalnom otpadnom vodom, a koje je trajalo u periodu od septembra 2001. godine do maja 2002. godine, efikasnost uklanjanja fekalnih koliforma je bila 95,2% (Zaimoglu, 2006). Rivera i sar. (1995) su potvrđili efikasnost pojačanog uklanjanja bakterija (*E. coli*) u rizosferi *Phragmites* i *Typha* (35–91%). Međutim, nije bilo značajnih razlika u efikasnosti između ove dvije biljne vrste (*Phragmites* i *Typha*). Tokom pilot istraživanja, niža stopa eliminacije zabilježena je zimi nego ljeti.

Po Uredbi o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) propisana je samo granična vrijednost emisije za ispuštanje prečišćenih otpadnih voda iz postrojenja za prečišćavanje urbanih otpadnih voda u površinske vode koje se koriste za kupanje i rekreaciju. Granična vrijednost je određena za crijevne enterokoke (400 cfu/100ml za unutrašnje površinske vode i 200 cfu/100ml za

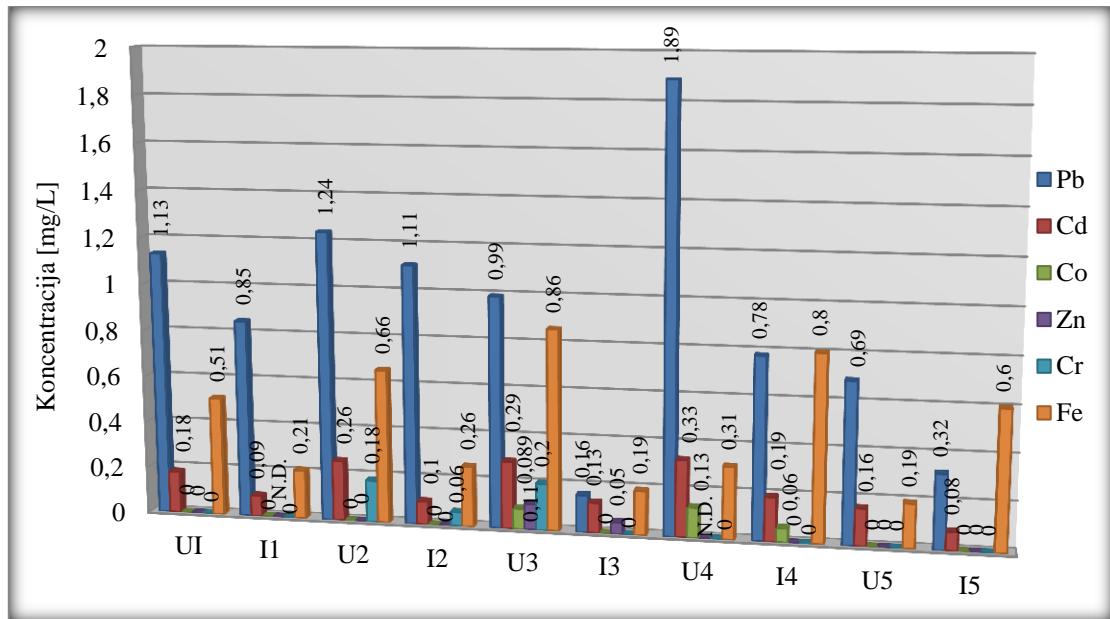
priobalne i prijelazne vode) i *Escherichiu coli* (1000 cfu/100ml za unutrašnje površinske vode i 500 cfu/100ml za priobalne i prijelazne vode).



Slika 12. Ukupni koliformi u influentu i efluentu na 37°C/24h (broj/100 ml)

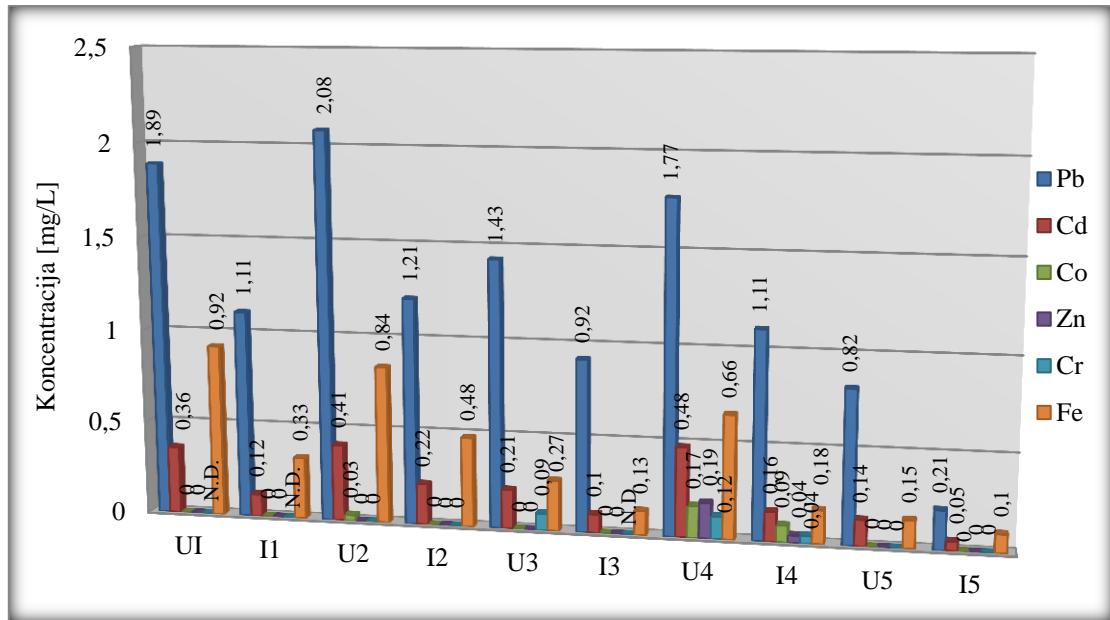
U ovom istraživanju efikasnost rada biljnog uređaja se pratila i mjerjenjem koncentracije teških metala. Koncentracija teških metala u uzorcima otpadne vode, kao i u uzorcima biljnog materijala, određena je primjenom visokoselektivne metode pomoću atomskog apsorpcionog spektrofotometra. Za određivanje koncentracija Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co korištena je atomska apsorpciona spektroskopija u plamenu vazduh/acetilen uz primjenu gotovih standarda za svih šest teških metala (F-AAS, Flame AAS) (PerkinElmer, AA800).

Teški metali poput olova, cinka, bakra i kadmija se nalaze u vrlo niskim koncentracijama, ali kada se ispuštaju u otpadne vode u visokim koncentracijama su potencijalno otrovne vrste i mogu upućivati, ali i dovesti do poremećaja ekološke ravnoteže. Nakon ispuštanja u okoliš, njihova potencijalna toksičnost ovisi uglavnom od njihovih fizičko-hemijskih oblika u kojima se nalaze. Poznato je da se metali u tragovima akumuliraju u organizmima u procesu koji se zove bioakumulacija; zatim dolazi do biomagnifikacije tj. pojava u kojoj se povećane koncentracije mogu pojavit u potrošačima duž hranidbenog lanca (Kadlec i Wallace, 2009). Povećane koncentracije teških metala su uglavnom povezane s industrijskim ispustima. Međutim, neznatne količine teških metala mogu se naći i u komunalnim otpadnim vodama (Vymazal, 2005).



U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
 I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)
 N.D. – nije detektovamo

Grafikon 19. Koncentracija teških metala u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u zimu 2016/2017 godine [mg/L]

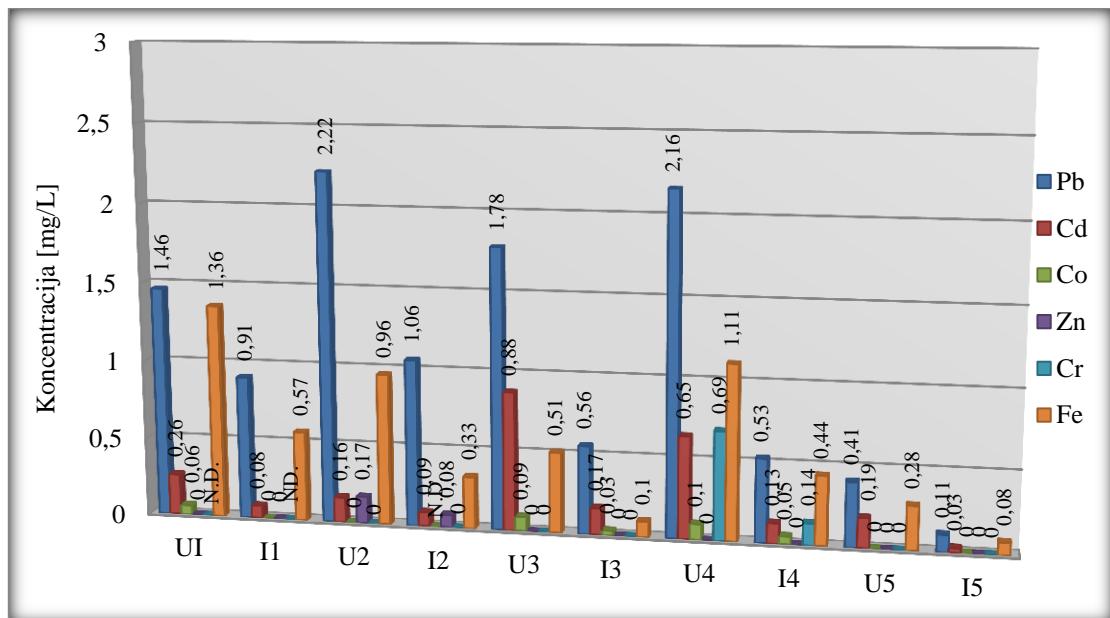


U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);

I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

N.D. – nije detektovamo

Grafikon 20. Koncentracija teških metala u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u proljeće 2017. godine [mg/L]

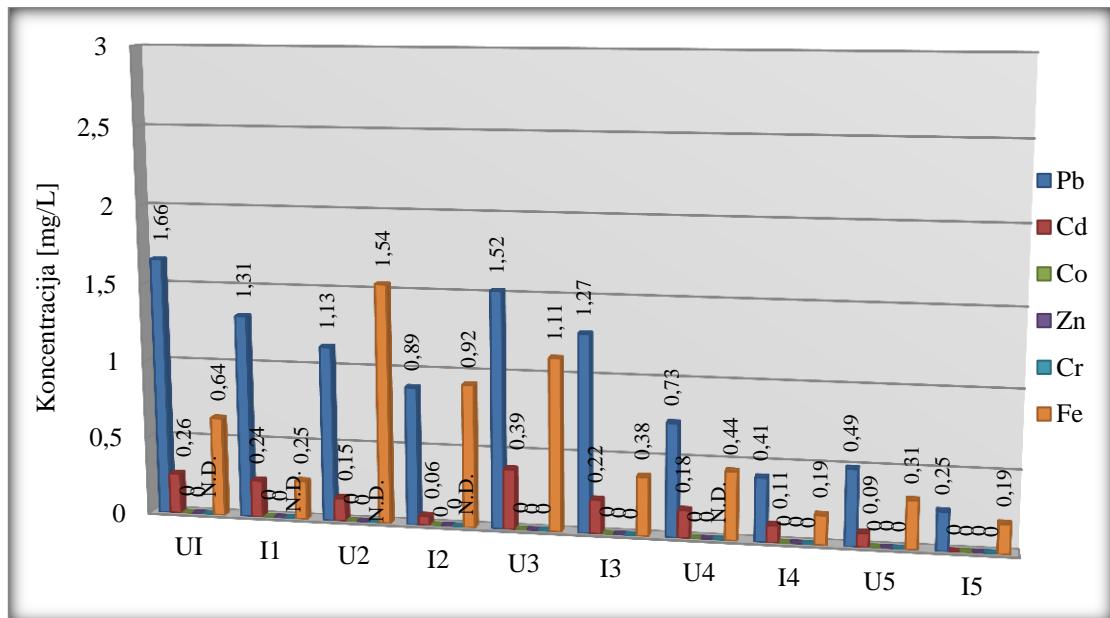


U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);

I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)

N.D. – nije detektovamo

Grafikon 21. Koncentracija teških metala u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u ljeto 2017. godine [mg/L]



U1, U2, U3, U4, U5 – Ulaz u biljni uređaj (uzorak 1, 2, 3, 4, 5);
 I1, I2, I3, I4, I5 – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta (uzorak 1, 2, 3, 4, 5)
 N.D. – nije detektovamo

Grafikon 22. Koncentracija teških metala u komunalnoj otpadnoj vodi kroz pet dana na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja u jesen 2017. godine [mg/L]

Na Grafikonima 19, 20, 21 i 22 se može vidjeti da koncentracija teških metala (Co, Zn, Cr i Fe) u influentu sva četiri godišnja doba nije prelazila MDK propisanu Uredbom (Uredba, 2020).

Od svih teških metala čija je koncentracija određivana u ovom istraživanju (Pb, Cd, Co, Zn, Cr i Fe), jedino je koncentracija Cd i Pb u influentu u zimskom periodu bila iznad MDK i to Cd 0,33 mg/L (MDK za Cd je 0,1 mg/L), a najveća izmjerena koncentracija Pb je bila 1,89 mg/L (MDK za Pb je 0,5 mg/L). Nakon HVZ od 5 dana u biljnom uređaju, koncentracija svih teških metala u efluentu je bila u skladu sa Uredbom (Uredba, 2020), osim Pb u pojedenim uzorcima. Najveća izmjerena koncentracija Pb u efluentu u zimskom periodu je bila 1,11 mg/L.

U proljeće i ljeto koncentracija Pb i Cd u influentu je prelazila MDK propisanu Uredbom, dok je koncentracija ostalih teških metala bila u skladu sa Uredbom (Uredba, 2020). Najveća koncentracija Pb i Cd je izmjerena u ljeto i to Pb 2,22 mg/L pri protoku $1,98 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$, a Cd 0,65 mg/L, pri protoku vode od $5,62 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$. Koncentracija Pb i Cd u skoro svim uzorcima efluenta u proljeće i ljeto nakon HVZ od 5 dana nije bila u skladu sa Uredbom i prelazila je MDK (MDK za Pb 0,5 mg/L i za Cd 0,1 mg/L).

I u jesen je koncentracija Cd i Pb u influentu bila iznad MDK propisane Uredbom, dok je koncentracija ostalih teških metala (Co, Zn, Cr i Fe) bila ispod MDK. Najveća koncentracija Cd u komunalnoj otpadnoj vodi u jesen je bila 0,39 mg/L, a Pb 1,66 mg/L. Koncentracija Pb je i u jesen u većini uzoraka efluenta prelazila MDK. Efikasnost uklanjanja Pb je bila najmanja u jesen, 30,32%, te u zimu, 46,29%, dok je najveća efikasnost uklanjanja Pb iz komunalne otpadne vode bila u ljeto i to 61,42%.

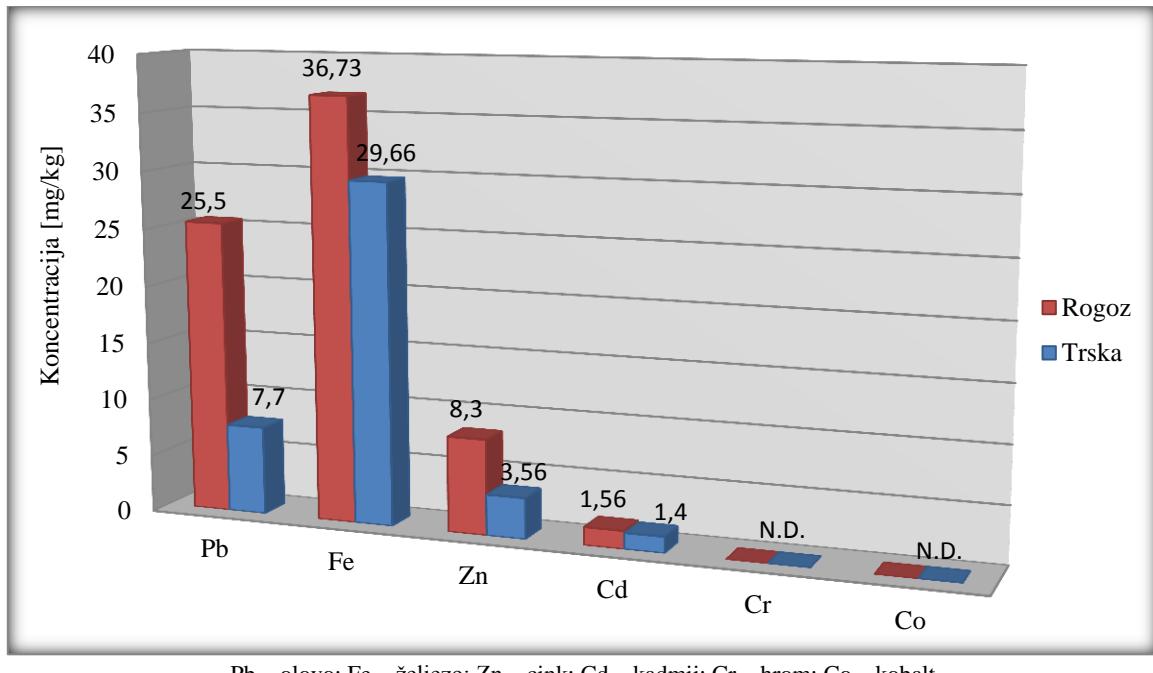
Koncentracija Cd u efluentu je varirala i nekad je bila u skladu sa Uredbom, a ponekad je prelazila MDK propisanu Uredbom (Uredba, 2020). Najmanja efikasnost uklanjanja Cd je bila u jesen i zimu. U jesen je efikasnost uklanjanja Cd bila 50,01%, a u zimu 51,83%. U periodu bujnije vegetacije, tj. u proljeće i ljeto, bila je i veća efikasnost uklanjanja Cd. U proljeće je ta efikasnost bila 58,73%, a u ljeto čak 71,58%. Na efikasnost uklanjanja Cd nije uticao protok, ali su joj pogodovale bujnija vegetacija i ljetni uvjeti.

S obzirom da je biljni uređaj pokazao da je efikasan u uklanjanju teških metala u komunalnoj otpadnoj vodi, ali je koncentracija pojedenih metala (Pb i Cd) i nakon 5 dana bila iznad MDK propisane Uredbom, HVZ duže od 5 dana bi povećalo efikasnost uklanjanja Pb i Cd i smanjilo njihovu koncentraciju na prihvatljivu vrijednost. Pri određivanju koncentracije teških metala u influentu i efluentu, protok je varirao ovisno o sedmičnom opterećenju studenata, dok je HVZ tokom sva četiri godišnja doba bilo 5 dana. I kod teških metala uređaj je bio efikasniji u periodu viših temperatura i bujnije vegetacije, zbog same aktivnosti u korijenskoj zoni biljaka.

Nakon završenih ispitivanja efikasnosti prečišćavanja komunalne otpadne vode po sezonomama, primjenom pilot biljnog uređaja, urađena je analiza teških metala u korištenim biljkama (rogoz i trska). Za analizu teških metala korišten je nadzemni dio biljke, tačnije list. Uzorci rogoza i trske za analizu teških metala su uzeti metodom slučajnog odabira (15 – 20 biljaka), a mjerjenja su urađena u tri ponavljanja.



Slika 13. Priprema biljnog materijala za određivanje teških metala na AAS nakon primjene biljnog uređaja za prečišćavanje komunalne otpadne vode



Grafikon 23. Koncentracija teških metala u biljkama (rogoz i trska) nakon završenih sezonskih ispitivanja prečišćavanja komunalne otpadne vode primjenom pilot biljnog uređaja [mg/kg]

Na Grafikonu 23 može se vidjeti da je najveća koncentracija teških metala (Pb, Fe, Zn i Cd) detektirana u listovima rogoza, koji se nalazi u prvom polju biljnog uređaja, dok je u listovima trske koncentracija navedenih teških metala bila manja. U listovima biljaka najveće koncentracije su zabilježene za Pb i Fe. Koncentracija Fe u listovima rogoza je bila 36,73 mg/kg, a u listovima trske 29,66 mg/kg, dok je koncentracija Pb u listovima rogoza bila 25,5 mg/kg, a u listovima trske 7,7 mg/kg. Cr i Co nisu detektirani u listovima rogoza i trske.

Veća koncentracija teških metala (Pb, Fe, Zn i Cd) je zabilježena u listovima biljke koja je zasađena u prvom polju biljnog uređaja (rogoz). Rogoz se često u praksi sadi u prvo polje višefaznog biljnog uređaja jer ima veću sposobnost absorpcije od trske, mada su neki autori u svojim istraživanjima došli do rezultata u kojima se trska pokazala bolja za akumulaciju teških metala. U ovom slučaju se ipak rogoz pokazao kao bolji fitoakumulator, ali se u kombinaciji sa trskom postiže bolja efikasnost rada uređaja, pri čemu je određena koncentracija pojedinih teških metala zabilježena i u listovima trske. Ovom problematikom su se bavili i neki autori u svojim radovima. Tako su npr. Kumari i Tripathi (2015) proveli istraživanje u kojem su za uklanjanje bakra (Cu), kadmija (Cd), hroma (Cr), nikla (Ni), željeza (Fe), olova (Pb) i cinka (Zn) iz komunalnih otpadnih voda pomiješanih sa industrijskim otpadnim vodama koristili biljke *Phragmites australis* i *Typha latifolia*. Uz pomoć ovih biljnih vrsta uzgajanih samostalno i u kombinaciji, napravljeni su eksperimenti za procjenu uklanjanja teških metala iz otpadnih voda. Rezultati su otkrili da je *Phragmites australis* imao bolje rezultate od *Typha latifolia* za uklanjanje Cu, Cd, Cr, Ni, Fe, Pb i Zn, dok je miješanjem ovih biljnih vrsta dodatno pojačano uklanjanje Cu na $78,0 \pm 1,2\%$, Cd do $60,0 \pm 1,2\%$, Cr do $68,1 \pm 0,4\%$, Ni do $73,8 \pm 0,6\%$, Fe do $80,1 \pm 0,3\%$, Pb do $61,0 \pm 1,2\%$ i Zn do $61,0 \pm 1,2\%$. Utvrđeno je da je došlo do povećanja brzine uklanjanja teških metala s povećanjem vremena zadržavanja vode u biljnom uređaju. *Phragmites australis* je pokazao veći akumulacijski kapacitet za Cu, Cd, Cr, Ni i Fe od *Typha latifolia*.

U doktorskoj disertaciji je određena koncentracija teških metala samo u listovima biljaka, ali je distribucija teških metala kroz biljku različita, ovisno o kom teškom metalu je riječ. Različiti dijelovi biljaka imaju različitu sposobnost akumulacije teških metala. Rasprostranjenost i ponašanje mnogih vodenih biljaka je često u korelaciji s kvalitetom vode. Vodene biljke mogu akumulirati teške metale kroz svoje korijenje, stabljike i lišće. Razne vrste pokazuju različito ponašanje u pogledu njihove sposobnosti da akumuliraju teške metale u svoje organe (Baldantoni i sar. 2004). Biljke koje imaju relativno visoku sposobnost akumuliranja metala u nadzemnim dijelovima biljke mogli bi biti dobri kandidati za fitoekstrakciju. Ostale biljne vrste koje imaju sposobnost da smanje translokaciju metala iz

korijena u izdanke, mogu se koristiti kao fitostabilizatori kod zemljišta onečišćenog teškim metalima (Deng i sar. 2006). *Typha latifolia* je makrofit koji efikasno akumulira teške metale i stoga se može koristiti u bioindikaciji onečišćenja teškim metalima. Ovo je ekspanzivna vrsta i brzo se širi stvaranjem vlaknastog korijenskog sistema i rizoma.

U istraživanju koje su proveli Klink i sar. (2013) pratili su akumulaciju Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Co i Cr u različitim dijelovima biljke *Typha latifolia L.* Utvrđeno je da su Pb, Cu, Co i Zn najmanje pokretni i njihova akumulacija u dijelove biljke je bila: korijenje > rizomi > donji dio lista > gornji dio lista > stabljika. Mn, metal koji se lako transportira u biljku, je pokazao slijedeću akumulacijsku sposobnost: korijenje > gornji dio lista > donji dio lista > rizomi > stabljike. Ni, Cr i Fe su se akumulirali na slijedeći način: korijenje > rizomi > gornji dio lista > donji dio lista > stabljika. Što se tiče Cd, njegov raspored u dijelovima biljke je bio slijedeći: korijenje > rizomi > stabljika.

Činjenica da *Typha latifolia L.* najveći udio svih teških metala akumulira u korijen, sugerira postojanje neke vrsta zaštitne barijere koja sprječava prodiranje toksičnih spojeva iz korijena u rizome i nadzemni dio biljke.

Podzemni dijelovi vodenih biljaka uglavnom se čine kao dobri filtri za nekoliko teških metala. Tu se prije svega misli na biljne vrste kao što su *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Typha angustifolia*, *Potamogeton pektinatus*, *Carex rostrata*, *Nuphar lutea* i *Potamogeton nodosus* (Drzewiecka i sar., 2010). Neki autori su primjetili transport Pb do nadzemnih dijelova biljaka, na primjer u *Phragmites australis* (Liu i sar., 2007.) i *Eriophorum angustifolium* (Stoltz i Greger, 2002).

Stopa uklanjanja teških metala primjenom biljnog uređaja može da ide i do 100% (Romero i sar., 2011). Sheoran i Sheoran (2006) su izvjestili da je efikasnost uklanjanja teških metala primjenom horizontalnog biljnog uređaja sa pod površinskim tokom vode 75-99% za kadmij, 26% za olovo, 76% srebro i 67% cink. Istraživanja su pokazala da se metali najviše akumuliraju u lišću, izbojcima, rizomu s korijenom i u bočno korijenje, dok je najniža koncentracija teških metala nađena u mladici (Zachritz i sar., 2006).

5.2. Analiza tehnološke otpadne vode (mljekara „Milk-San“ Sanski Most) i efikasnost prečišćavanja primjenom pilot biljnog uređaja

Industrija mlijeka je jedan od glavnih izvora industrijske otpadne vode u Europi (Demirel i sar., 2005). Ova industrija temelji se na proizvodnji i preradi sirovog mlijeka u proizvode kao što su jogurt, sladoled, maslac, sir i razne vrste slastica primjenom različitih postupaka, kao što su pasterizacija, koagulacija, filtracija, centrifugiranje, hlađenje, itd. (Rivas i sar., 2010). Karakteristike otpadnih voda iz mljekarske industrije mogu značajno varirati, ovisno o finalnom proizvodu i metodama koje se koriste u proizvodnji. Biljni uređaji se mogu koristiti za prečišćavanje otpadnih voda iz mljekarske industrije, s tim što je potrebno izvršiti prethodno uklanjanje masnoća iz otpadne vode (Comino i sar., 2011), ili čak uklanjanje masnoća uz razrijedivanje pomoću komunalne otpadne vode (Farnet i sar., 2008). Carvalho i sar. (2013) su istraživali primjenu biljnog uređaja za obradu otpadnih voda iz industrije proizvodnje sira i zaključili da se biljni uređaji mogu koristiti za prečišćavanje ovih otpadnih voda, ali uz njihovo razrjeđenje, tj. ovisno o količini komunalnih otpadnih voda, vode za pranje i količini sirutke u ovim otpadnim vodama.



Slike 14 i 15. Otpadna voda mljekare „Milk – San“ Sanski Most transportirana u plastičnom spremniku od 1000L i putem cijevi puštena kroz biljni uređaj

U ovom dijelu istraživanja je korištena otpadna voda mljekare „Milk-San“ Sanski Most, iz koje su prethodno uklonjene masti i ulja. U influentu i efluentu su određeni isti parametri kao i kod komunalne otpadne vode: boja, miris, ukupne suspendirane tvari, isparni i žarenost, mutnoća, pH vrijednost, temperatura, elektroprovodljivost, koncentracija otopljenog kisika, koncentracija spojeva s dušikom, fosfor, te sadržaj organskih tvari izražen kroz HPK i

BPK₅. I kod otpadne vode mljekare, kao i prečišćene otpadne vode, urađena je mikrobiološka analiza uzorka. Ukupan broj koliformnih bakterija je određen metodom membranske filtracije. Vrijeme zadržavanja vode u uređaju tokom sva četiri godišnja doba (proljeće, ljeto, jesen i zima), za različite protoke, je bilo 4, 5 i 6 dana. Efikasnost rada biljnog uređaja se pratila kroz produženo vrijeme zadržavanja vode u uređaju, s ciljem dobivanja optimalnih vrijednosti parametara. To znači da su uzorci efluenta za analizu uzimani 4,5 i 6 dan, pri čemu se protok podešavao manuelno.

U Tabelama 12, 13, 14 i 15 prikazane su vrijednosti pojedinih parametara koji su određeni u inflentu i efluentu.

Tabela 12. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta otpadne vode mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u jesen 2018. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1a	I1a	I2a	I3a	U1b	I1b	I2b	I3b
Miris	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa
Boja	Svijetlo siva	Bijela	Bez boje	Bez boje	Svijetlo siva	Bijela	Bez boje	Bez boje
Mutnoća (NTU)	158,6	34	21	12,7	182,6	59	39	18
Temperatura (°C)	14,1	12,8	12,5	12,1	14	11,9	12	11,9
pH	6,4	6,5	6,6	6,8	7,2	7,4	7,5	6,9
Elektropr. (µS)	2,21mS	367	397	393,6	2,32mS	266	302	352
Zasićenost kisikom (%)	1,6	2,2	3,3	4,8	1,7	2,5	2,8	3,8
Otopljeni kisik (mg/L)	0,7	1,1	1,6	2,3	0,8	1,2	1,3	1,9
Isparni ostatak (mg/L)	5252	2426	1977	1733	5332	3743	2929	2209
Žareni ostatak (mg /L)	1195	1051	967	765	1189	1047	905	815
Suspendirane tvari (mg/L)	12644	5325	1047	454	12651	6325	2660	698
Taložive materije po Imhoff-u (ml/1000ml)	450	8	1	0	369	13,5	4	0
Ukupne koliforme (br/100ml)	$7,1 \times 10^6$	$5,4 \times 10^5$	$1,6 \times 10^5$	$6,7 \times 10^3$	$7,9 \times 10^6$	$6,1 \times 10^5$	$5,5 \times 10^4$	$8,3 \times 10^3$
Protok (m^3/s)				$8,68 \times 10^{-6}$				$1,56 \times 10^{-5}$

U1a – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1); U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 2)

I1a – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta

I2a – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

I3a – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta; I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta

a – protok $8,68 \times 10^{-6}$ b – protok $1,56 \times 10^{-5}$

Tabela 13. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta otpadne vode mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u zimu 2018./2019. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1a	I1a	I2a	I3a	U1b	I1b	I2b	I3b
Miris	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa
Boja	Svijetlo siva	Mlijecačna	Bez boje	Bez boje	Svijetlo siva	Bijela	Bez boje	Bez boje
Mutnoća (NTU)	175,3	59	28	10	195,66	76	35,6	14,6
Temperatura (°C)	12,6	12,3	12,5	12,4	12,0	11,8	12,2	12
pH	6,7	6,9	6,9	6,8	7,6	7,8	7,3	6,9
Elektropr. (µS)	2,13mS	326	383	411,6	3,07 mS	287,3	344,4	405,6
Zasićenost kisikom (%)	1,3	2,0	2,8	3,4	1,6	2,7	3,2	3,7
Otopljeni kisik (mg/L)	0,6	1,0	1,3	1,7	0,8	1,3	1,6	1,8
Isparni ostatak (mg/L)	6113	3009	1228	622	6628	3222,3	2058	1259,6
Žareni ostatak (mg /L)	220	1122	740,3	351,3	2928	1126	952	609,6
Suspendirane tvari (mg/L)	11034	6152	1896	506,9	11910	6468,4	2013,5	583
Taložive materije po Imhoff-u (ml/1000ml)	385	6,5	2	0,1	330	10	2,5	0,5
Ukupne koliforme (br/100ml)	$8,8 \times 10^7$	$6,1 \times 10^5$	$4,4 \times 10^4$	$7,1 \times 10^3$	$8,1 \times 10^6$	$8,3 \times 10^4$	$1,5 \times 10^4$	$5,9 \times 10^3$
Protok (m^3/s)								$1,31 \times 10^{-5}$

U1a – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1); U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 2);

I1a – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta

I2a – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

I3a – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta; I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta

a – protok $6,59 \times 10^{-6}$ b – protok $1,31 \times 10^{-5}$

Tabela 14. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta otpadne vode mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u proljeće 2019. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1a	I1a	I2a	I3a	U1b	I1b	I2b	I3b
Miris	Karakterističan	Bez mirisa	Bez mirisa	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Bez mirisa	Bez mirisa
Boja	Bijela	Mliječna	Bez boje	Bez boje	Bijela	Mliječna	Bez boje	Bez boje
Mutnoća (NTU)	>1000	31,1	14,5	1,77	>1000	27	12,1	2,1
Temperatura (°C)	14,4	16,6	17	16,6	13,2	15,6	16,5	16,7
pH	7,4	7,5	8,1	7,6	7,19	7,2	7,34	7,4
Elektropr. (µS)	2,32 mS	467	534,3	574	2,41 mS	502	567	582
Zasićenost kisikom (%)	1,8	2,7	3,6	4,1	1,8	3,1	3,9	4,2
Otopljeni kisik (mg/L)	0,9	1,4	1,6	2	0,8	1,6	1,8	2,1
Isparni ostatak (mg/L)	3609	1082	507	275	3238	984	467	253
Žareni ostatak (mg /L)	1576	616	390	204	1228	492	291,5	192
Suspendirane tvari (mg/L)	979	381	136	55,6	949	324	124	43,7
Taložive materije po Imhoff-u (ml/1000ml)	20	10	1,5	0,2	15	2	0,5	0
Ukupne koliforme (br/100ml)	$5,3 \times 10^6$	$5,9 \times 10^4$	$1,6 \times 10^4$	$3,8 \times 10^3$	$5,8 \times 10^6$	$6,6 \times 10^4$	$9,2 \times 10^3$	$3,1 \times 10^3$
Protok (m^3/s)			$8,68 \times 10^{-6}$				$6,25 \times 10^{-7}$	

U1a – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1); U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 2);

I1a – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta

I2a – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

I3a – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta; I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta

a – protok $8,68 \times 10^{-6}$ b – protok $6,25 \times 10^{-7}$

Tabela 15. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta otpadne vode mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u ljetu 2019. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1a	I1a	I2a	I3a	U1b	I1b	I2b	I3b
Miris	Karakterističan	Bez mirisa	Bez mirisa	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Bez mirisa	Bez mirisa
Boja	Bijela	Mliječna	Bez boje	Bez boje	Bijela	Mliječna	Bez boje	Bez boje
Mutnoća (NTU)	>1000	209	32	3,9	>1000	307	50	4,8
Temperatura (°C)	14,4	13,6	13,5	13,5	13,6	14,6	14,7	14,5
pH	6,96	7,2	7,3	7,3	7,3	7,2	7,2	7,4
Elektropr. (µS)	2,24 mS	387	456	592	2,07 mS	215	364	497
Zasićenost kisikom (%)	2,1	3,9	4,0	4,3	1,86	3,0	3,6	4
Otopljeni kisik (mg/L)	1,1	1,9	2,0	2,1	0,93	1,5	1,8	1,9
Isparni ostatak (mg/L)	4125	1030	736	302	4867	1136	696	402
Žareni ostatak (mg /L)	2314	513	358	124	2428	609	417	202
Suspendirane tvari (mg/L)	1040	412	97	42	1067	500	108	40
Taložive materije po Imhoff-u (ml/1000ml)	7	2	0,2	0	12	1,5	0,5	0
Ukupne koliforme (br/100ml)	$6,6 \times 10^7$	$7,8 \times 10^5$	$4,4 \times 10^4$	$2,9 \times 10^3$	$7,1 \times 10^7$	$1,6 \times 10^5$	$2,2 \times 10^4$	$4,5 \times 10^3$
Protok (m^3/s)			$6,94 \times 10^{-7}$				$1,18 \times 10^{-5}$	

U1a – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1); U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 2);

I1a – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta

I2a – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

I3a – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta; I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta

a – protok $6,94 \times 10^{-7}$ b – protok $1,18 \times 10^{-5}$

Otpadna voda mljekare na ulazu u biljni uređaj tokom sva četiri godišnja doba imala je karakterističan miris i uglavnom bijelu boju. Boja ulaznih uzoraka vode je bila svijetlo siva do intenzivno bijela. Nakon hidrauličkog vremena zadržavanja u bilnjom uređaju od 6 dana, efluent je bio mirisa i bez boje, tokom sva četiri godišnja doba.



Slika 16. Otpadna voda mljekarske industrije na ulazu u biljni uređaj

Slika 17. Prečišćena otpadna voda mljekarske industrije nakon izlaska

Temperatura otpadne vode mljekare na ulazu u biljni uređaj kretala se u rasponu od 12°C tokom zimskog perioda, do 14°C u ljetnom periodu. Najniža temperatura otpadne vode mljekare na izlazu iz biljnog uređaja (efluenta) je izmjerena u jesen, 11,9°C, dok je najviša izmjerena temperatura bila u proljeće, 16,7°C. Na mnoge pojedinačne procese u bilnjom uređaju, poput mikrobioloških reakcija, utiče temperatura. To znači da temperatura utiče na sve procese koji reguliraju razgradnju organskih tvari i sve reakcije ciklusa dušika (mineralizacija, nitrifikacija i denitrifikacija) (Kadlec i Reddy, 2001).

Mutnoća vode u uzorcima influenta i efluenta je određena nefelometrijskom metodom, pomoću turbidimetra. U proljeće i ljeto vrijednosti za mutnoću u influentu su bile >1000 NTU (nefelometrijska jedinica). Aparat je pokazao ovakav rezultat jer je maksimalna vrijednost mutnoće koju može očitati 1000 NTU. Na Slikama 18 i 19 prikazane su neke od izmjerениh vrijednosti mutnoće u infleantu i efluentu.



Slika 18. Mutnoća otpadne vode mljekare prije prečišćavanja

Slika 19. Mutnoća otpadne vode mljekare šesti dan nakon izlaska iz biljnog uređaja

U jesen i zimu mutnoća vode u influentu je bila manja, te se mogla izmjeriti turbidimetrom. Najveća izmjerena vrijednost mutnoće u influentu u jesen je bila 182,6 NTU, a u zimu 195,66 NTU. Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) nije propisana MDK za mutnoću, da bi se voda mogla ispustiti u površinska vodna tijela. Bez obzira na to, biljni uređaj se pokazao jako efikasan u uklanjanju mutnoće iz otpadne vode mljekare, s obzirom na jako visoke ulazne rezultate. Ta efikasnost je bila veća u proljeće i ljeto, pri čemu je najmanja mutnoća u proljeće u efluentu, nakon HVZ od 6 dana, iznosila 1,77 NTU, a u ljeto 3,9 NTU. U jesen najmanja mutnoća u efluentu nakon HVZ od 6 dana je bila 12,7 NTU, a u zimskom periodu 10 NTU. Ovakav rezultat se može dovesti i u vezu sa količinom suspendiranih tvari, čije vrijednosti su bile znatno veće u jesen i zimu. U istraživanju koje su proveli Nyaki i Njau (2016) mutnoća otpadne vode mljekare se kretala od 191 do 302 NTU.

Elektroprovodljivost u uzorcima influenta je izmjerena u milisimensima. Najmanja elektroprovodljivost u influentu je izmjerena u ljeto i to 2,07 mS, a najveća u zimskom periodu, 3,07 mS. Elektroprovodljivost u efluentu svih uzoraka tokom sva četiri godišnja doba je izmjerena u mikrosimensima. Elektroprovodljivost u efluentu, nakon HVZ od 6 dana, se kretala u rasponu od 352 μ S (izmjerena u jesen) do 592 μ S (izmjerena u ljeto). U istraživanju koje su proveli Nyaki i Njau (2016) elektroprovodljivost otpadne vode mljekare se kretala u rasponu od 670 μ S do 839 μ S. Uredbom (Uredba, 2020) nije definisana vrijednost za

elektroprovodljivost da bi se prečišćena tehnološka otpadna voda mogla ispustiti u prirodni recipijent. Na Slici 20 prikazana je jedna od izmjerениh vrijednosti za elektroprovodljivost.



Slika 20. Mjerenje elektroprovodljivosti u otpadnoj vodi mljekarske industrije

U tabelama 12 – 15 mogu se vidjeti vrijednosti pH za influent i effluent tokom sva četiri godišnja doba. pH vrijednost u influentu tokom sve četiri sezone se kretala u rasponu od 6,4 do 7,6. Može se vidjeti da postoje manje varijacije u pH vrijednosti, što se povezuje sa vrstom proizvoda, tj. planom prozvodnje i sastavom otpadnih voda koje pri tom nastaju. U istraživanju koje su proveli Nyaki i Njau (2016) pH vrijednost otpadne vode mljekare se kretala u rasponu od 7,03 do 7,075, dok su Bhanuse i Bhosale (2017) u svom istraživanju tokom analize otpadne vode mljekare i ispitivanja efikasnosti rada biljnog uređaja izmjerili pH vrijednosti u influentu u rasponu od 7,20 do 7,76. U istraživanju koje su proveli Mantovi i sar. (2003), prosječna pH vrijednost otpadne vode mljekare je bila 7,82. pH vrijednost u effluentu, ovisno o HVZ u uređaju, je varirala. Na početku je došlo do porasta pH vrijednosti, ali se nakon HVZ od 6 dana pH vrijednost smanjila, te se za sva četiri godišnja doba kretala u rasponu od 6,8 do 7,6. Uredbom (Uredba, 2020) propisana je granična pH vrijednost da bi se tehnološka otpadna voda nakon prečišćavanja mogla ispustiti u površinska vodna tijela. S obzirom da je po ovoj Uredbi granična pH vrijednost u rasponu od 6,5 do 9, pH vrijednosti za sve uzorke effuenta tokom sva četiri godišnja doba su u skladu sa Uredbom (Uredba, 2020). Rezultati pokazuju da su odabrane biljne vrste, protok vode, HVZ, ali i godišnja doba povoljno uticali na održavanje optimalne pH vrijednosti u prečišćenoj otpadnoj vodi.

Koncentracija kisika u influentu se kretala u rasponu od 0,6 do 1,1 mg/L, neovisno o godišnjem dobu. Prema istraživanju koje su proveli Nyaki i Njau (2016), koncentracija

otopljenog kisika u otpadnoj vodi mljekarske industrije se kretala od 0,65 – 0,67 mg/L. Koncentracija kisika u svim uzorcima efluenta je bila veća, te su se njegove vrijednosti povećavale sa vremenom zadržavanja vode u uređaju. Nakon HVZ od 6 dana koncentracija otopljenog kisika tokom sve četiri sezone je bila u rasponu od 1,7 – 2,3 mg/L.

U analiziranoj otpadnoj vodi mljekare „Milk-San“ Sanski Most izmjerene su velike koncentracije suspendiranih tvari. Zbog pravilnog taloženja čestica potrebno je osigurati dovoljno dugo vrijeme zadržavanja u taložniku, koje omogućava 70% smanjenja suspendiranih tvari. S obzirom da u jesen i zimu nije bilo dovoljno dugo zadržavanje vode u taložniku, bila je i manja efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari. Upravo iz toga razloga u proljeće i ljeto uzorci otpadne vode mljekare su ostavljeni par dana da se istalože suspendirane tvari, kako bi se voda kao takva mogla pustiti kroz uređaj, da ne bi došlo do eventualnog začepljena uređaja zbog visokih vrijednosti suspendiranih tvari.

Vrijednosti suspendiranih tvari u otpadnoj vodi mljekare (influent) tokom sva četiri godišnja doba kretale su se u rasponu od 949 mg/L (najniža vrijednost suspendiranih tvari je izmjerena u proljeće) do 12651 mg/L (najviša vrijednost suspendiranih tvari je izmjerena u zimskom periodu) (Tabele 12,13, 14 i 15). Prema Uredbi (Uredba, 2020) granična vrijednost suspendiranih tvari da bi se voda mogla ispustiti u površinska vodna tijela iznosi 35 mg/L. S obzirom da su vrijednosti suspendiranih tvari određivane tokom HVZ od 4,5 i 6 dana, rezultati pokazuju da je najveća efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari nakon 4 dana, te se koncentracija suspendiranih tvari dodatno smanjivala produžavanjem HVZ vode u uređaju.

Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je varirala ovisno o dotoku vode na uređaj, ali i o godišnjem dobu. Najveća efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je bila u ljetnom periodu i iznosila je 96,11%. Najmanja efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je bila u proljeće i zimu i to 94,86%, odnosno 95,25%. U jesen je ta efikasnost bila 95,45%. Rezultati za efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari su dobiveni na osnovu vrijednosti suspendiranih tvari u influantu i suspendiranih tvari u efluentu i to za HVZ u uređaju od 6 dana (Tabele 12,13, 14 i 15). Vrijednosti suspendiranih tvari u efluentu nakon HVZ od 6 dana su prelazile MDK propisanu Uredbom (Uredba, 2020). U proljeće i ljeto te vrijednosti su bile malo iznad MDK propisane Uredbom, dok su u jesen i zimu te vrijednosti značajno prelazile MDK. Rezultati ukazuju na to da produženo vrijeme prethodnog taloženja vode, kao i duže vrijeme zadržavanja vode u uređaju povećava efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari. Također je efikasnost bila veća u ljetnom periodu, pri višim temperaturama i bujnijoj vegetaciji, kao i pri manjem protoku vode. Visoke vrijednosti suspendiranih tvari u efluentu u jesen i zimu su bile više i zbog njihove znatno više početne koncentracije.

Neki autori su u svojim istraživanjima dokazali da upotreboom biljnih uređaja zasađenih sa trskom, sa različitim supstratima (šljunak i pijesak, različitih granulacija), sa različitim hidrauličkim opterećenjem i različitim vremenom zadržavanja (vrijeme reteniranja) otpadne vode u biljnom uređaju se postiže uklanjanje ukupnih suspendiranih tvari (TSS – *Total suspended solids*) za 62-64% (Korkusuz, E. A.i sar., 2004). U istraživanju koje su proveli Nyaki i Njau (2016) vrijednost suspendiranih tvari u otpadnoj vodi mljekare se kretala od 250 mg/L do 775 mg/L. Otopljene tvari u vodi nose značajan dio organske tvari koja može u velikoj mjeri pridonijeti organskom opterećenju otpadne vode, a to može povećati BPK i do 60% u otpadnim vodama, što rezultira potrošnjom kisika (Pawar i Kolhe 2011).

Suspendirane tvari je neophodno ukloniti iz otpadne vode prije puštanja kroz biljni uređaj kako ne bi došlo do njegovog začepljenja.

Pored suspendiranih tvari, u istraživanju su određene i taložive materije. Za određivanje taloživih materija korišten je Imhoffov lijevak (Slika 21). Zapremina taloživih materija u influentu se kretala od 7 ml/1h do 450 ml/1h (Tabele 12,13,14 i 15). Najveća zapremina taloživih materija je bila u jesen i zimu, kada je bila znatno veća i količina suspendiranih tvari u uzorku. Zapremina taloživih materija u efluentu kroz sva četiri godišnja doba, nakon HVZ od 6 dana, je bila od 0 do 0,5 ml/1h. Zapremina taloživih materija se također smanjivala sa dužim HVZ vode u uređaju. Kako je Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) MDK za taložive materije da bi se voda mogla ispustiti u prirodni recipijent 0,5 ml/1h, vrijednost taloživih materija u svim uzorcima efluenta je bila u skladu sa Uredbom. Rezultati istraživanja pokazuju da je zapremina taloživih materija direktno povezana sa količinom suspendiranih tvari u uzorku.

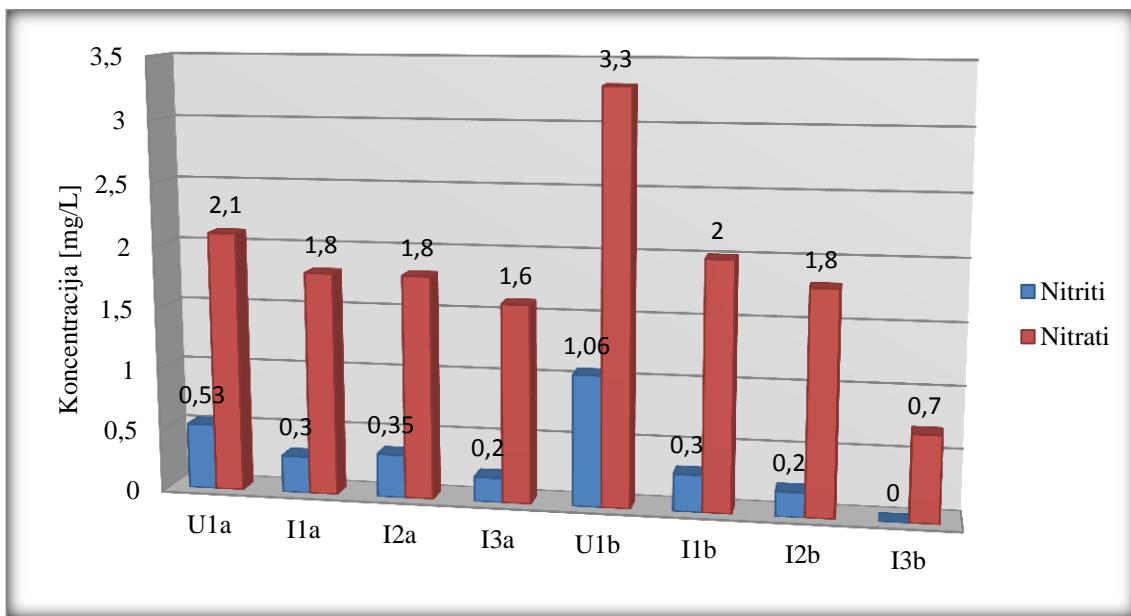


Slika 21. Taložive materije po Imhoff-u

Primarni cilj prečišćavanja otpadnih voda iz mljekarske industrije je smanjenje koncentracije onečišćujućih tvari, osobito dušika i fosfora (Gottschall, 2005).

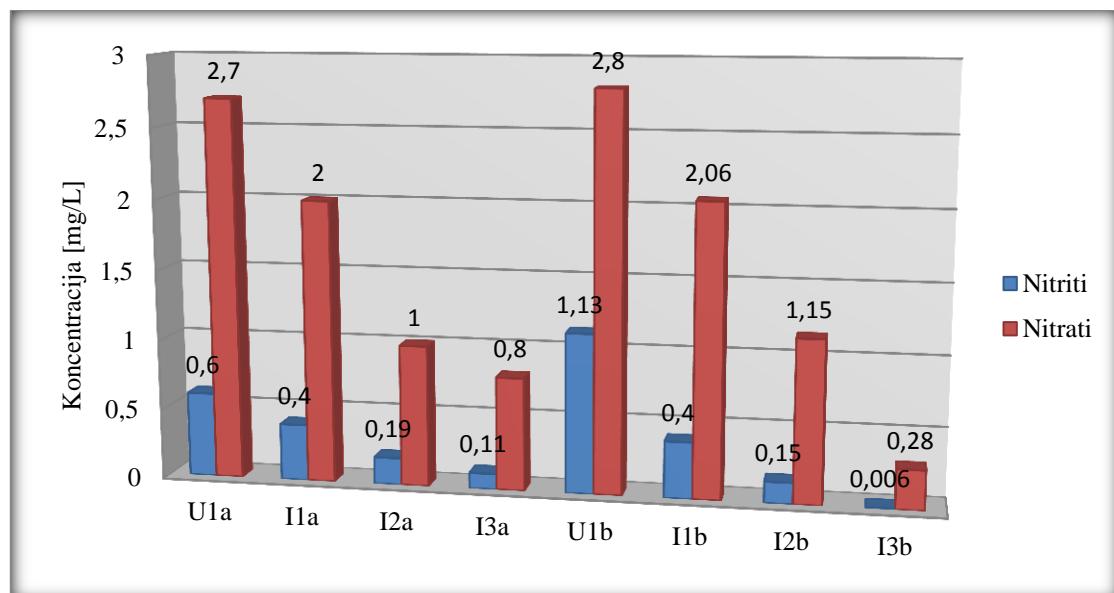
Dušik se u močvarama nalazi u raznim organskim i anorganskim oblicima i dok je većina pohranjena u tlu, značajne količine se zadržavaju u biomasi, mikroorganizmima i sedimentu. Kada su u pitanju biljni uređaji, najkritičniji oblici dušika koji se javljaju u prirodi su anorganski, a tipično uključuju amonijak i nitrat. Dok su prisutni ionizirani i neionizirani oblici amonijaka, ionizirani oblik je uglavnom rasprostranjen u močvarnom okruženju. Ionizirani amonijev dušik je lako dostupan biljkama i preferirani je oblik za većinu močvarnih vrsta. Neionizirani amonijak može izazvati zabrinutost zbog njegove toksičnosti za vodene organizme već pri niskim koncentracijama. Amonijak također ima potencijal za veliku potrošnju kisika, jer za njegovu oksidaciju treba približno 4,3 g kisika po gramu amonijaka. Biljke također lako apsorbiraju nitrat, koji može predstavljati problem kada je u pitanju kvaliteta vode, zbog svog toksičnog djelovanja na dojenčad, te potencijalno može uzrokovati gušenje (dovodi do metilglobanemija) kada je prisutan u zalihamama pitke vode (Gottschall, 2005.).

Koncentracija nitrita i nitrata je prikazana grafički na Grafikonima 24 – 27, a njihova vrijednost u otpadnoj vodi mljekare je bila niska tokom sva četiri godišnja doba i nije prelazila MDK propisanu Uredbom (Uredba, 2020). MDK propisana Uredbom za nitrate i amonijak, da bi se voda mogla ispustiti u površinska voda tijela, iznosi 10 mg/L, a za ukupni dušik 15 mg/L.



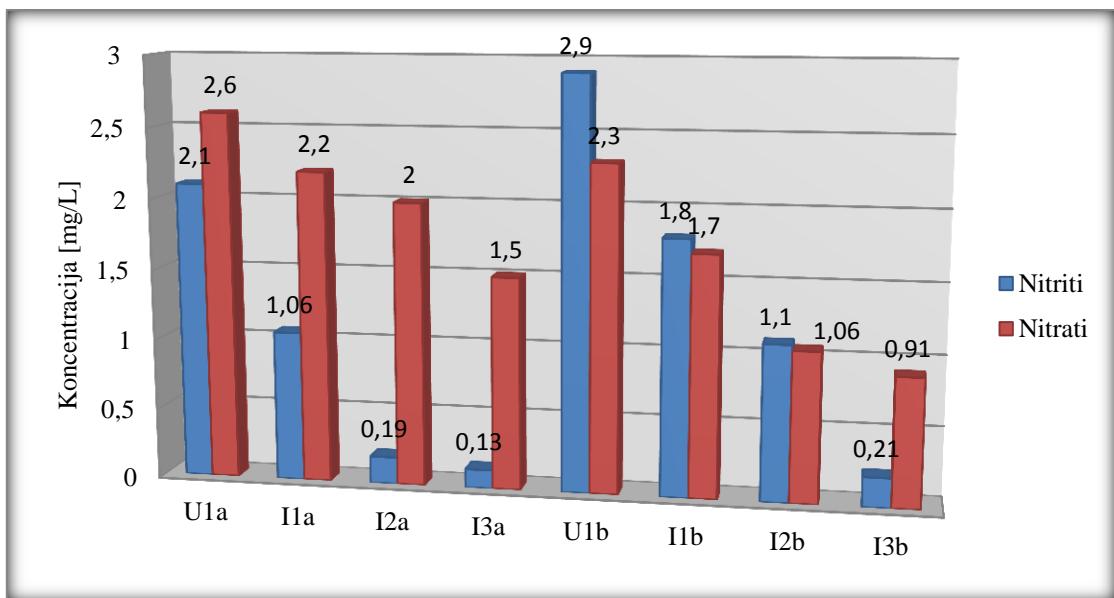
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 24. Koncentracija nitrita i nitrata u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2018.godine
[mg/L]



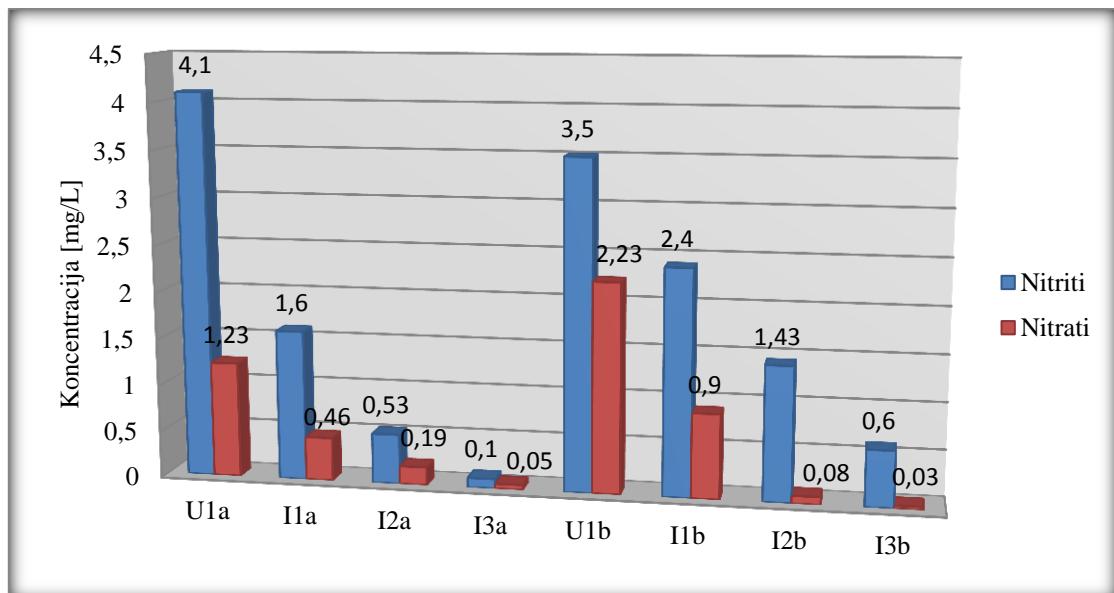
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 25. Koncentracija nitrita i nitrata u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2018/2019.godine
[mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 26. Koncentracija nitrita i nitrata u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2019.godine
[mg/L]

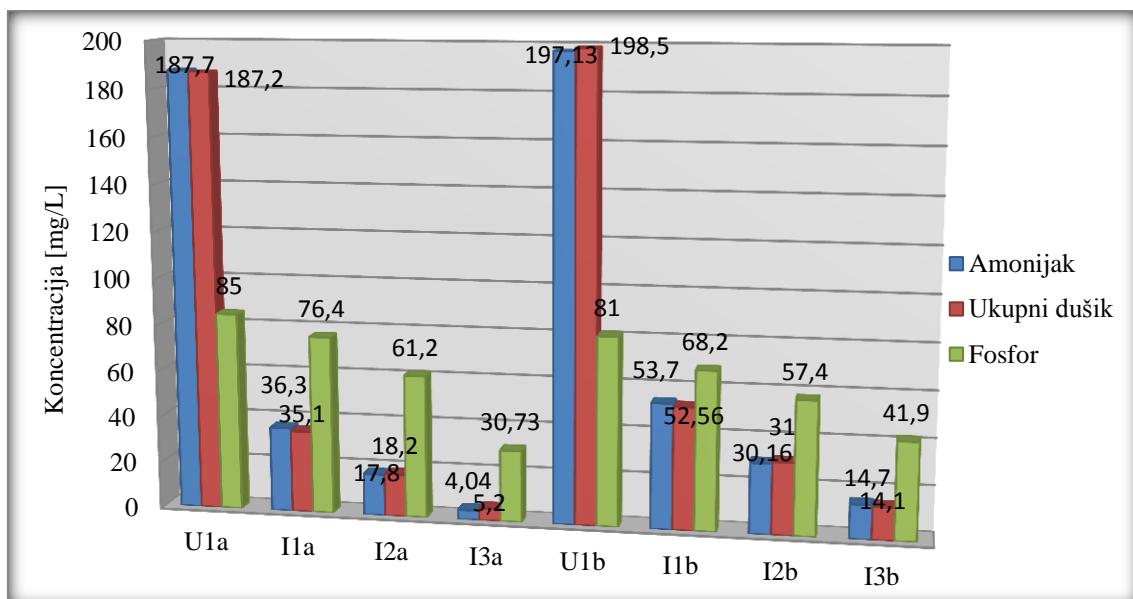


U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 27. Koncentracija nitrita i nitrata u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2019.godine
[mg/L]

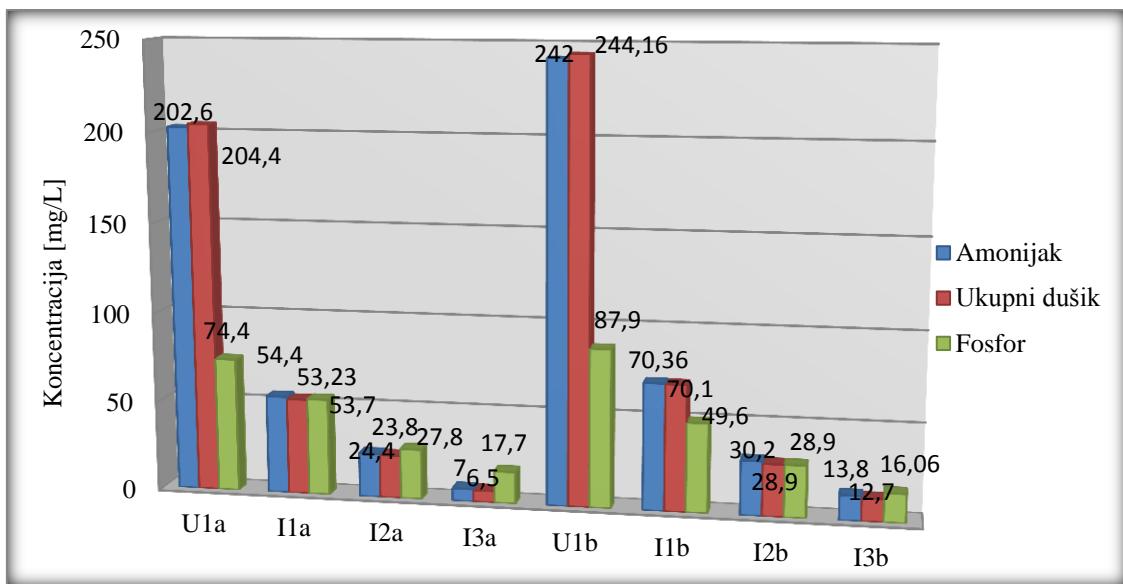
Najveća koncentracija nitrita u otpadnoj vodi mljekare je izmjerena u ljeto i iznosila je 4,1 mg/L, a nitrata u jesen i iznosila je 3,3 mg/L. Nakon HVZ od 6 dana, koliko je bilo najduže vrijeme zadržavanja vode u biljnog uređaju za sve uzorke kroz sva četiri godišnja doba, koncentracija nitrita i nitrata u efluentu za većinu uzoraka je bila <1 mg/L. Koncentracija ovih spojeva u influentu svakako nije prelazila MDK propisane Uredbom (10 mg/L), te oni nisu značajno uticali na rad i efikasnost biljnog uređaja.

Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u otpadnoj vodi mljekare je bila izrazito visoka i prelazila je MDK propisanu Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) tokom sva četiri godišnja doba. Na grafikonima 28,29,30 i 31 prikazane su prosječne vrijednosti amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u influentu u proljeće, ljeto, jesen i zimu, kao i njihova koncentracija u efluentu tokom HVZ od 4,5 i 6 dana u biljnog uređaju.



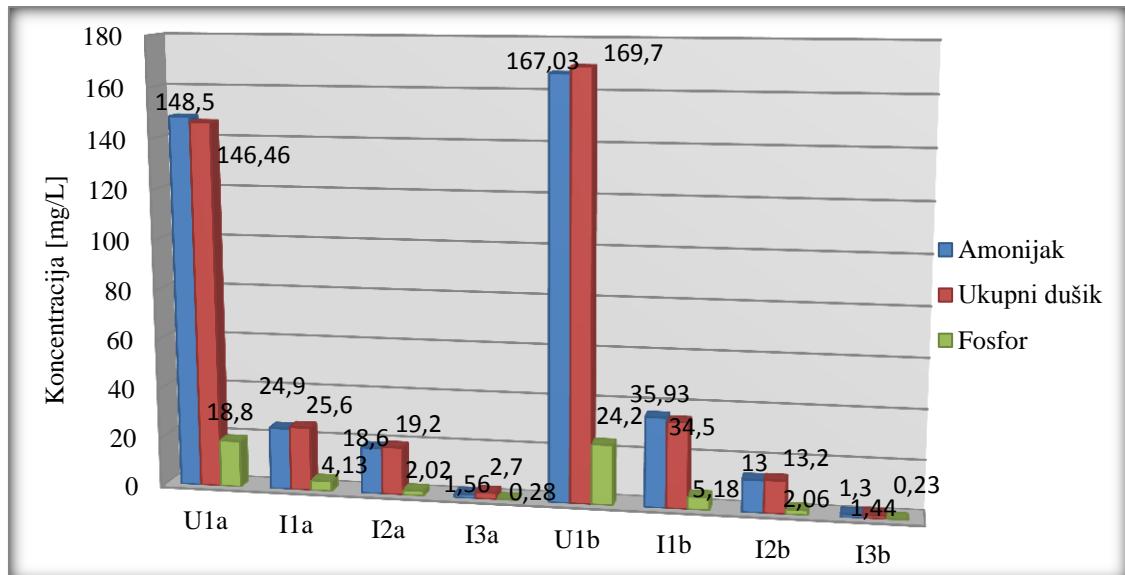
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 28. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2018.godine [mg/L]



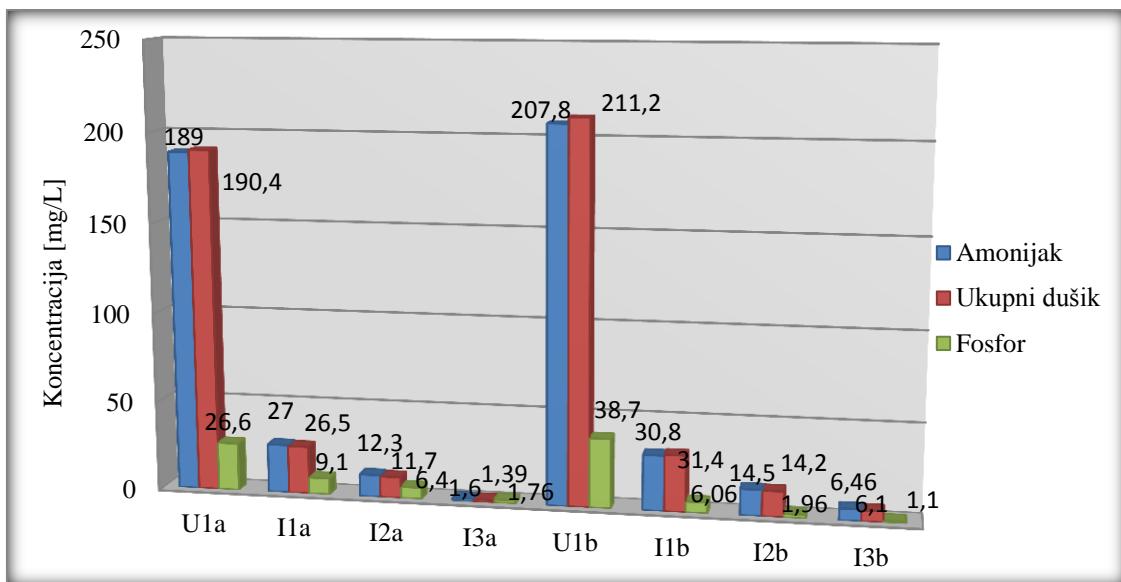
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 29. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2018/2019.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 30. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2019.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 31. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u otpadnoj vodi mljekarske industrije na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2019.godine [mg/L]

Efikasnost uklanjanja amonijaka iz otpadne vode mljekare je nakon HVZ od 6 dana bila najveća u proljeće i ljeto, 99,09% i 98,03%. Efikasnost uklanjanja amonijaka je bila veća u periodu viših temperatura i bujnije vegetacije. U jesen i zimu efikasnost uklanjanja amonijaka iz otpadne vode mljekare je bila nešto niža, ali i dalje iznimno visoka i iznosila je 95,2% i 95,4%. Efikasnost uklanjanja amonijaka je varirala ovisno i o protoku, te je u svim slučajevima efikasnost bila veća pri manjem protoku. Paralelno s tim i efikasnost uklanjanja ukupnog dušika je bila najveća u proljeće i ljeto, 98,66% i 98,19%. Efikasnost uklanjanja ukupnog dušika, kao i amonijaka, je bila najmanja u jesen i zimu, 95,06% i 95,81%. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u efluentu nakon HVZ od 6 dana, tokom sva četiri godišnja doba, je bila u skladu sa zakonskom regulativom i nije prelazila MDK propisane Uredbom (10 mg/L za amonijak i 15 mg/L za ukupni dušik). Izuzetak je jedino koncentracija amonijaka u jesen i zimu pri većem protoku, kada je koncentracija amonijaka bila malo iznad MDK (14,7 mg/L u jesen i 13,8 mg/L u zimu). Istraživanje je pokazalo da je efikasnost uklanjanja spojeva s dušikom veća u periodu sa bujnijom vegetacijom, kao što je slučaj sa komunalnom otpadnom vodom, zbog aktivnosti u korijenskoj zoni koja potpomaže razgradnju organskih tvari, jer je dostupnost kisika veća oko korijenja biljaka. U vezi s tim, dobiveni rezultati u ovoj doktorskoj disertaciji su u skladu sa rezultatima koje je dobio Dakuta u svom istraživanju (2015). Rezultati pokazuju da se bolji rezultati u uklanjanju ovih spojeva postižu

što je duže vrijeme zadržavanja vode u uređaju, te su konačni rezultati za efikasnost uklanjanja ovih spojeva dobiveni za HVZ od 6 dana.

Otpadne vode mogu sadržavati fosfor, organski i anorganski. Uklanjanje fosfora kroz posebne namjenske sisteme za prečišćavanje potrebno je zbog eutrofikacije i ne odnosi se više samo na jezera ili močvarna okruženja. Izvor fosfora u vodi obično je iz otpadnih voda mliječne industrije i sredstava za čišćenje (Wang i sar. 2006). Na kraju pilot biljnog uređaja na kojem je rađeno istraživanje predviđena su i tri istraživačka okna sa ukupnim vremenom zadržavanja od 30 min, što omogućuje istraživanje apsorbiranja zagađujućih supstanci u medij. Dodatna istraživačka okna su prvenstveno projektirana za uklanjanje zaostalog fosfora uz pomoć supstrata, kao što su to zeoliti ili kalciti koji ga vežu, a s upotrebom druge vrste supstrata upotrebljiva su i za uklanjanje drugih otrovnih tvari. Za potrebe doktorske disertacije u istraživačka okna nije postavljan supstrat, nego se pratila efikasnost uklanjanja fosfora bez primjene supstrata.

Koncentracija fosfora u otpadnoj vodi mljekare "Milk-San" Sanski Most je varirala, ali je tokom sva četiri godišnja doba prelazila MDK propisanu Uredbom (Uredba, 2020) (Grafikoni 28, 29, 30 i 31). Koncentracija fosfora u otpadnoj vodi mljekare je bila znatno veća u jesen i zimu, dok je u proljeće i ljeto, kada je i produženo vrijeme taloženja prije uzimanja uzorka za početnu analizu i puštanja kroz uređaj, bila manja. Najveća koncentracija fosfora u influentu u periodu jesen/zima je bila 87,8 mg/L, a u periodu proljeće/ljeto 38,7 mg/L. Efikasnost uklanjanja fosfora je bila najveća u proljeće i ljeto, 98,78% i 95,27%, dok je u jesen i zimu efikasnost bila 56,06%, odnosno 78,97%. U svim uzorcima efluenta u proljeće i ljeto koncentracija fosfora nije prelazila MDK propisanu Uredbom (MDK 2 mg/L). U jesen i zimu, kada je i efikasnost uklanjanja fosfora bila manja, koncentracija fosfora u svim uzorcima efluenta je prelazila MDK propisanu Uredbom. Najveća koncentracija fosfora u efluentu je izmjerena u jesen, 41,9 mg/L. Rezultati upućuju na to da se pri obradi otpadne vode koja ima visoku koncentraciju fosfora, a posebno u periodu jesen/zima, mora koristiti supstrat za uklanjanje fosfora (zeoliti, kalciti), koji se postavlja u dodatna istraživačka okna, kako bi se koncentracija fosfora u vodi smanjila u skladu sa Uredbom prije ispuštanja u konačni recipijent. I u ovom slučaju, efikasnost je bila veća u periodu bujnije vegetacije i viših temperatura, a u većini slučajeva i pri manjem protoku. Ukupni fosfor i fosfati uglavnom se iz otpadne vode uklanjaju na način da ih usvaja biljka i adsorpcijom na poroznim podlogama (Kadlec i Knight, 1996).

Biljni uređaji su se pokazali vrlo efikasni u smanjenju koncentracije hranjivih tvari u otpadnim vodama iz mljekarske industrije (Hunt i Poach, 2000). U svom istraživanju koje su

proveli na nekoliko vrsta otpadnih voda od prerade mlijeka u Sjedinjenim Američkim Državama, Hunt i Poach (2000) su utvrdili da, iako postoji znatna varijabilnost između lokacija, svi biljni uređaji su bili vrlo efikasni u uklanjanju hranjivih tvari, a efikasnost uklanjanja ukupnog dušika i fosfora je bila između 86% i 83%.

U istraživanju nekoliko biljnih uređaja za tretman otpadnih voda industrije za obradu mlijeka i mliječnih proizvoda u Sjedinjenim Državama, Hunt i Poach (2000) su otkrili da, iako je postojala značajna varijabilnost između mjesta, svi uređaji su bili efikasni za uklanjanje hranjivih sastojaka i efikasnost uklanjanja za ukupni dušik i ukupni fosfor je bila visoka, čak 86%, odnosno 83%.

U državi Maryland sistem za prečišćavanje otpadnih voda iz industrije mliječnih proizvoda je bio vrlo efikasan u prve 4 godine rada, pri čemu je efikasnost uklanjanja ukupnog dušika bila 98%, a ukupnog fosfora 96% (Schaafsma i sar., 2000.). Newman i sar. (2000) su utvrdili da je u biljnom uređaju za tretman otpadnih voda iz mljekare u Connecticutu efikasnost uklanjanja ukupnog dušika bila 53%, a ukupnog fosfora 68%, tokom prve 3 godine rada.

U jednom istraživanju prečišćavanja otpadnih voda iz industrije mliječnih proizvoda na Novom Zelandu ispitivan je efekat brzine punjenja hranjivim tvarima na efikasnost uklanjanja dušika i fosfora. Tanner i sar. (1995) su utvrdili da je ukupno uklanjanje dušika između 48% do 75% i ukupno uklanjanje fosfora od 37% do 74%, pri visokim i niskim stopama punjenja, odnosno u biljnim uređajima tokom dvije godine rada.

U istraživanju koje su proveli Crolla i Kinsley (2002) u Ontariu, Canada, korišten je biljni uređaj za tretman otpadnih voda iz industrije mliječnih proizvoda sa dvije vrste biljaka, *Typha latifolia* i *Typha angustifolia*. Istraživanje je trajalo 4 godine. Tokom tog perioda istraživanja utvrđena je efikasnost uklanjanja ukupnog dušika od 72%, a ukupnog fosfora od 58%.

Mantovi i sar. (2003) su ispitivali rad biljnog uređaja koji se koristio za tretman otpadne vode mljekare, a istraživanje je trajalo dvije godine (april 2000. - april 2002.), pri čemu je uzorkovanje provedeno 34 puta u intervalima od 15-30 dana, uzimajući ukupno 237 uzorka. Horizontalni biljni uređaj se sastojao od dva polja, koji su bili postavljeni paralelno jedan do drugog, a u koje je bila zasadjena trska (*Phragmites australis*). Efikasnost uklanjanja ukupnog dušika je bila 50%, a ukupnog fosfora 60%. Efikasnost uklanjanja je uvijek bila veća u prvom nego u drugom polju.

U istraživanju koje su proveli Nyaki i Njau (2016) vrijednosti dušikovih spojeva u otpadnoj vodi mljekare su se kretale od 0,115 do 32,5 mg/L za NO₃-N, 0,33 do 0,62 mg/L za

$\text{NO}_2\text{-N}$, 3,65 do 17,0 mg/L za $\text{NH}_3\text{-N}$, 4,25 do 16 mg/L za $\text{NH}_4^+\text{-N}$ i 4,13 do 16 mg/L za NH_3 . Što se tiče fosfora, raspon je bio od 9,47 do 16,0 mg/L za PO_4^{3-} , 3,25 do 6,4 mg/L za P- i 4,13 do 16,0 mg/L za P_2O_5 . Niže vrijednosti zabilježene su za nitritni dušik jer se koristi kao akceptor elektrona u anaerobnoj digestiji za pretvorbu amonijaka u plinoviti dušik i nitrat (Yamamoto i sar. 2006).

Prisutnost hranjivih sastojaka u velikoj koncentraciji u vodi može uzrokovati višak rasta korova i algi (Scheffer i Van Nes, 2007).

Biljni uređaji koriste biljke i mikrobne zajednice iz rizosfere za eliminaciju raznih organskih i/ili anorganskih hemijskih onečišćenja. Ova tehnologija predstavlja dobro ekološko rješenje.

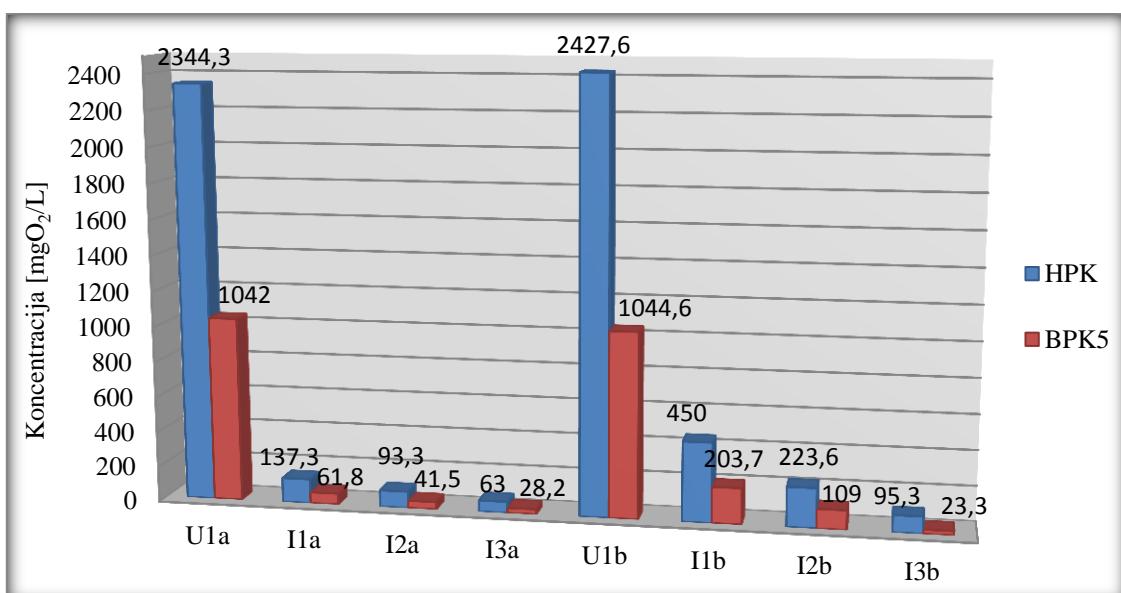
Što se tiče amonijaka i ukupnog dušika, te fosfora, može se vidjeti da su provedena mnoga istraživanja u svrhu njihovog uklanjanja iz otpadne vode mljekare primjenom biljnog uređaja, te su dobiveni i različiti rezultati. Dok su neki autori dobili manju efikasnost njihovog uklanja, drugi su dobili znatno bolje rezultata, pri čemu je efikasnost njihovog uklanjanja išla i preko 95%. Efikasnost uklanjanja ovih spojeva ovisi o vegetaciji, sastavu otpadne vode, protoku, ali i o HVZ vode u uređaju. Povećavanjem HVZ postižu se bolji rezultati.



Slika 22. Određivanje koncentracije amonijaka u prečišćenoj otpadnoj vodi i otpadnoj vodi mljekarske industrije

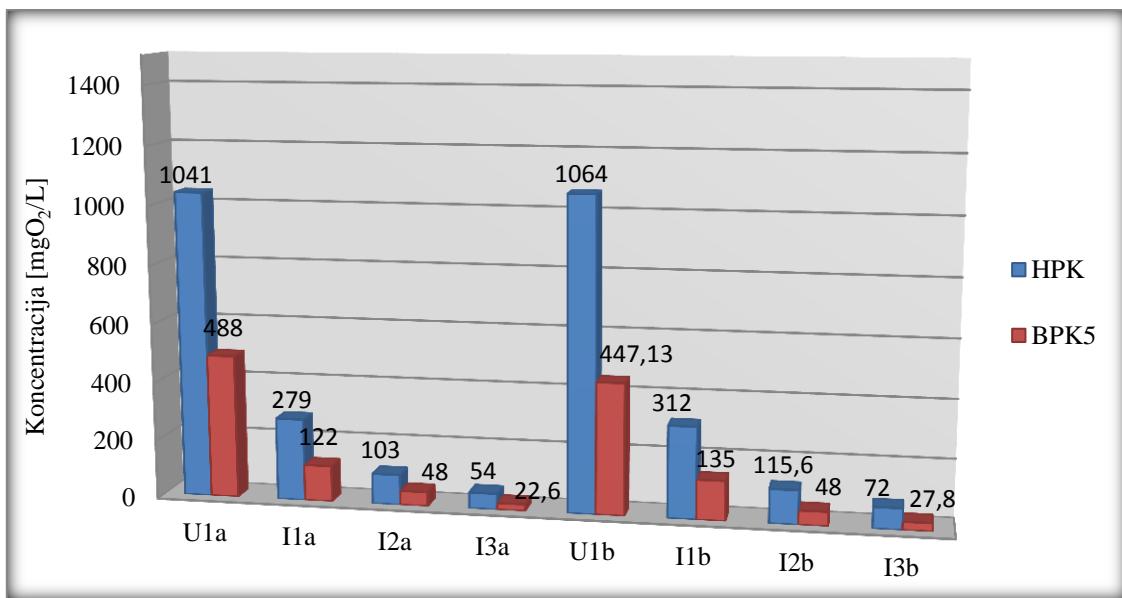
Zbog posebnih karakteristika otpadne vode iz mljekare, upotreba biljnih uređaja za tretman ovih otpadnih voda ima i neka ograničenja. Ovakve otpadne vode trebaju prethodni tretman za prethodno uklanjanje masnoće (Comino i sar., 2011), ili čak uklanjanje masti plus razrjeđivanje s otpadnim vodama iz domaćinstva (Farnet i sar., 2008).

S obzirom na visoku koncentraciju sadržaja organskih tvari u otpadnoj vodi mljekare, one su bile jedan od najznačajnijih pokazatelja efikasnosti rada biljnog uređaja. Tokom ovog istraživanja sadržaj organskih tvari u influentu i efluentu se pratio kroz HPK i BPK₅. S obzirom na HVZ od 4,5 i 6 dana, ovi parametri su određivani u efluentu za sve navedene dane, kako bi se mogla pratiti efikasnost razgradnje organske tvari ovisno o HVZ. MDK za HPK i BPK₅ su propisane Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20), gdje su tačno definisane granične vrijednosti emisija otpadnih voda iz prerade mlijeka i proizvodnje mliječnih proizvoda.



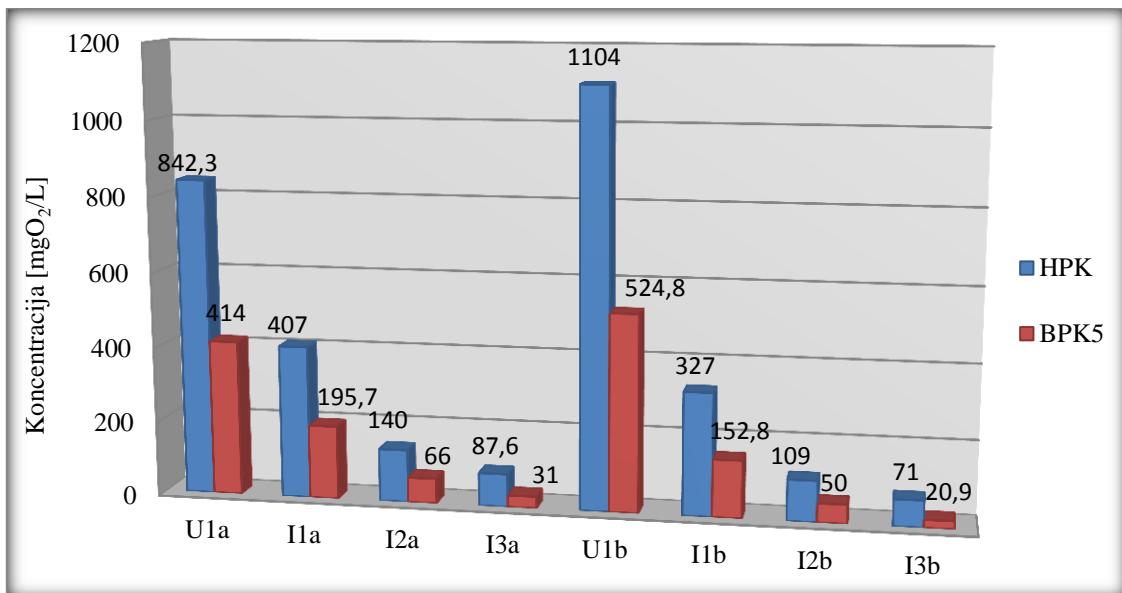
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 32. Sadržaj organskih tvari u otpadnoj vodi mljekarske industrije izražen kao HPK i BPK₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2018.godine [mg/L]



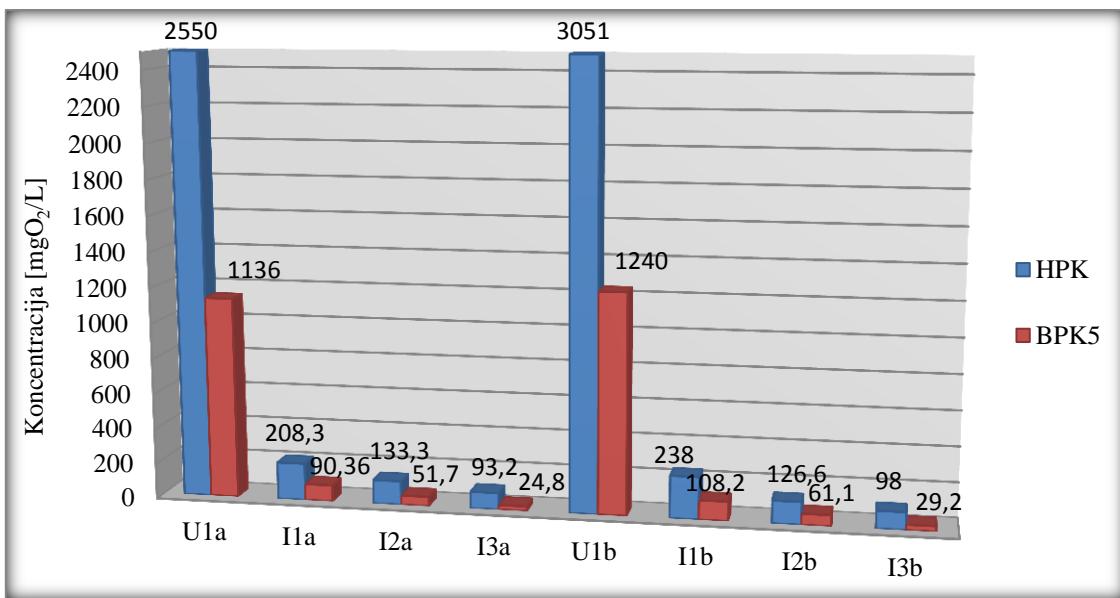
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 33. Sadržaj organskih tvari u otpadnoj vodi mljekarske industrije izražen kao HPK i BPK₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2018/2019.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 34. Sadržaj organskih tvari u otpadnoj vodi mljekarske industrije izražen kao HPK i BPK₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2019.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uredaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja četvrti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja šesti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

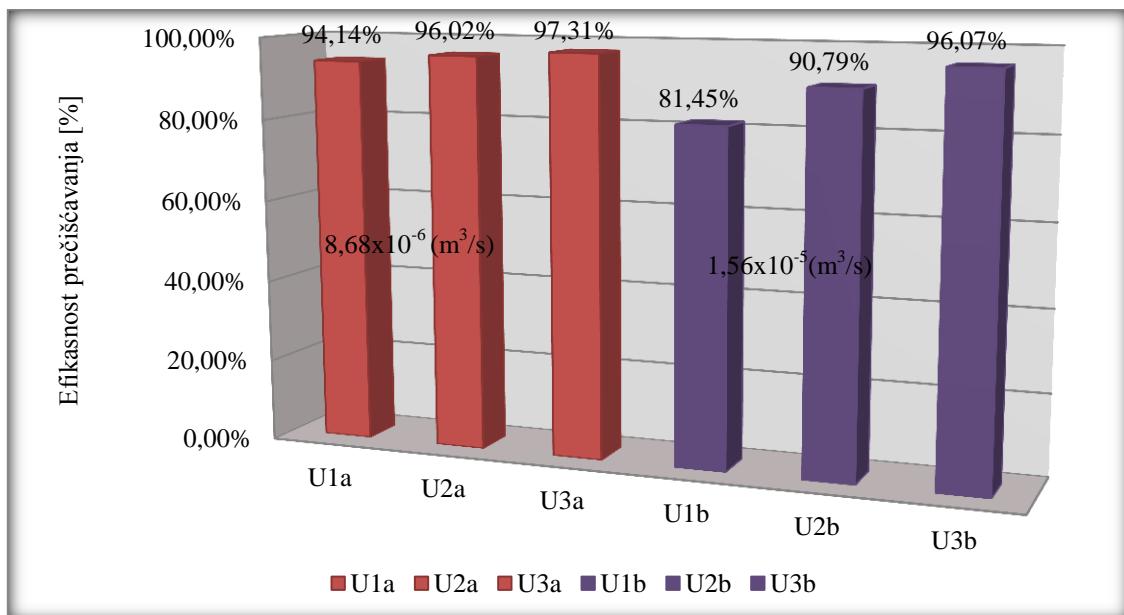
Grafikon 35. Sadržaj organskih tvari u otpadnoj vodi mljekarske industrije izražen kao HPK i BPK₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2019.godine [mg/L]

Najniža HPK vrijednost u influantu je izmjerena u proljeće i iznosila je 842 mg/L, a najveća u ljeto, 3051 mg/L. Najniža BPK₅ vrijednost u influantu je izmjerena također u proljeće, 414 mg/L, a najveća u ljeto, 1240 mg/L.

Na grafikonima 32, 33, 34 i 35 se vidi da se najbolja efikasnost, odnosno najmanja koncentracija organskih tvari izraženih kao HPK u prečišćenoj vodi postiže sa povećanjem HVZ vode u uređaju. Najveća efikasnost, odnosno najmanja koncentracija organskih tvari u prečišćenoj otpadnoj vodi je bila za HVZ od 6 dana tokom sva četiri godišnja doba. I BPK₅ vrijednosti su se smanjivale ovisno o HVZ vode u uređaju. Najbolja efikasnost u uklanjanju organskih tvari izraženih kao BPK₅ je također bila za HVZ od 6 dana, kroz sva četiri godišnja doba. I efikasnost uklanjanja BPK₅ je bila veća pri manjem dotoku vode u uređaj. Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) propisane su granične vrijednosti emisija otpadnih voda iz prerade mlijeka i proizvodnje mliječnih proizvoda za HPK i BPK₅. Da bi se voda mogla ispustiti u površinska vodna tijela MDK za HPK je 125 mg/L, odnosno 25 mg/L za BPK₅. HPK vrijednosti u svim uzorcima efluenta, tokom sva četiri godišnja doba za HVZ vode od 6 dana nisu prelazile MDK propisanu Uredbom. S druge strane, vrijednosti BPK₅ su u nekim slučajevima malo prelazile MDK propisanu Uredbom, pri čemu je najveća vrijednost BPK₅ u

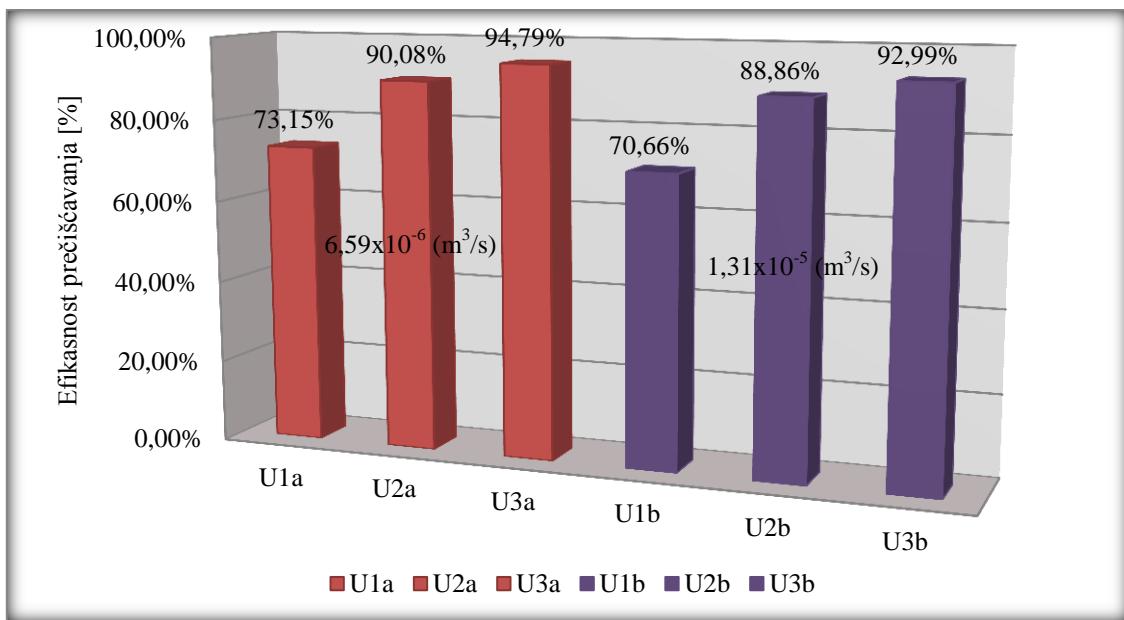
eluentu za HVZ od 6 dana izmjerena u proljeće, 31 mg/L. S obzirom na početnu visoku koncentraciju organskih tvari u otpadnoj vodi mljekare, produženo vrijeme zadržavanja vode u uređaju za bar još jedan dan bi smanjilo BPK_5 vrijednost ispod MDK.

Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekare, odnosno uklanjanje sadržaja organskih tvari izraženih kao HPK primjenom biljnog uređaja, pri različitim protocima i organskom opeterećenju, tokom sva četiri godišnja doba, prikazana je na Grafikonima 36 – 40.



U1a, U2a, U3a – efikasnost prečišćavanja nakon 4, 5 i 6 dana (uzorak 1)
U1b, U2b, U3b – efikasnost prečišćavanja nakon 4, 5 i 6 dana (uzorak 2)

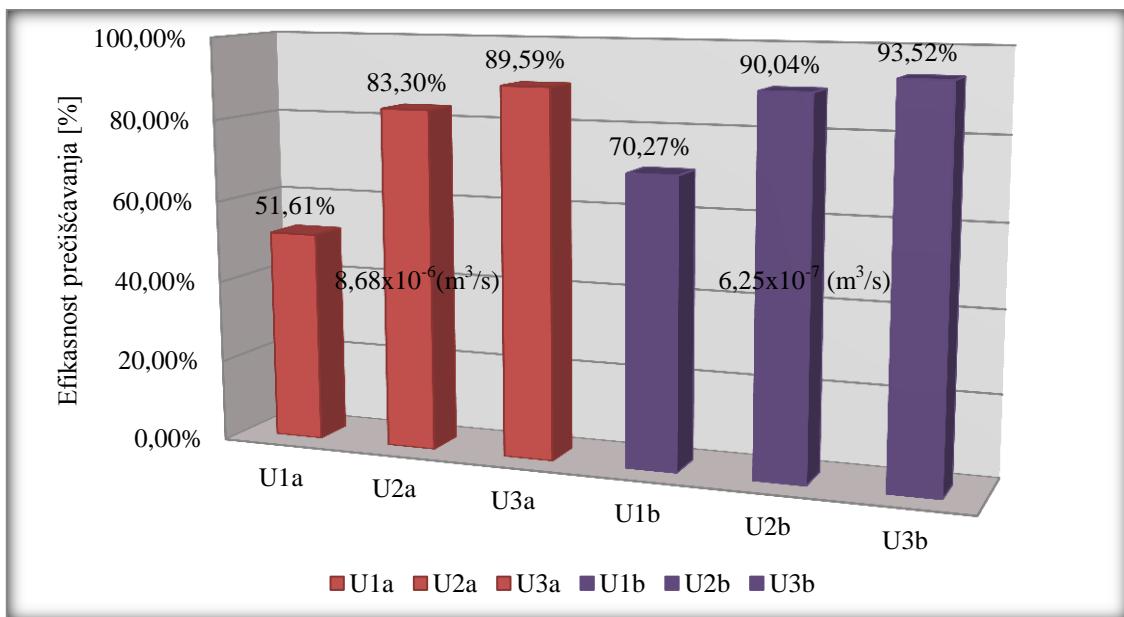
Grafikon 36. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u jesen 2018. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]



U1a, U2a, U3a – efikasnost prečišćavanja nakon 4, 5 i 6 dana (uzorak 1)

U1b, U2b, U3b – efikasnost prečišćavanja nakon 4, 5 i 6 dana (uzorak 2)

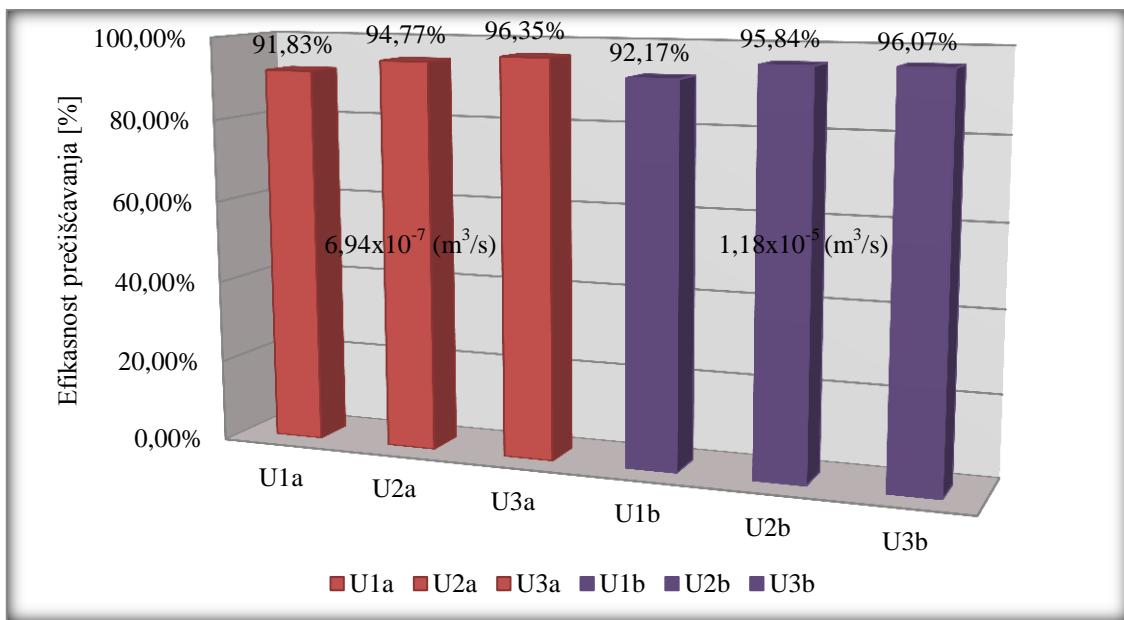
Grafikon 37. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u zimu 2018/2019. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]



U1a, U2a, U3a – efikasnost prečišćavanja nakon 4, 5 i 6 dana (uzorak 1)

U1b, U2b, U3b – efikasnost prečišćavanja nakon 4, 5 i 6 dana (uzorak 2)

Grafikon 38. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u proljeće 2019. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]

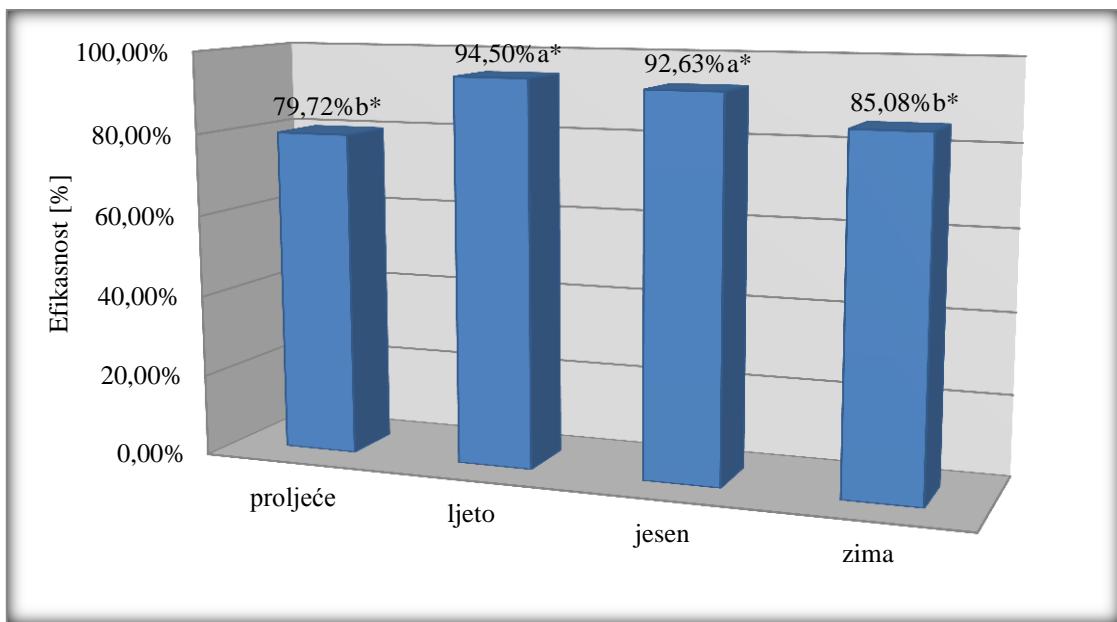


U1a, U2a, U3a – efikasnost prečišćavanja nakon 4, 5 i 6 dana (uzorak 1)

U1b, U2b, U3b – efikasnost prečišćavanja nakon 4, 5 i 6 dana (uzorak 2)

Grafikon 39. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u ljeto 2019. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]

Efikasnost uklanjanja organskih tvari je varirala ovisno o protoku i godišnjem dobu, ali se i u ovom slučaju, kao i kod komunalne otpadne vode, statističkom obradom podataka na osnovu rezultata Kruskal Wallis testa može konstatovati da nisu utvrđene statistički značajne razlike ($p>0,05$) između efikasnosti prečišćavanja otpadne vode mljekare u zavisnosti od protoka. To znači da se u ovom slučaju prihvata nulta hipoteza. Kada su u pitanju godišnja doba, efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekare primjenom horizontalnog biljnog uređaja sa pod površinskim tokom vode izražena kroz HPK je bila najmanja u zimu i proljeće, 85,08% i 79,72%. U ljeto je ta efikasnost bila najveća, 94,50%, a u jesen 92,63% (Grafikon 40). Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao BPK₅ je također bila najmanja u proljeće i zimu, 94,27% i 94,58%. Efikasnost rada biljnog uređaja i razgradnja organskih tvari izraženih kao BPK₅ se povećala u ljeto, kada je iznosila 97,73%.



*Prosječne vrijednosti označene istim slovom se ne razlikuju značajno prema Mann-Whitney U - testu na razini $P \leq 0,05$

Grafikon 40. Efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja po sezonomama u toku 2018/2019. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]

Kada je u pitanju godišnje doba kao faktor uticaja na efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekare primjenom pilot biljnog uređaja, možemo konstatovati da je godišnje doba signifikantno uticalo na efikasnost prečišćavanja ($p \leq 0,05$) (Grafikon 40). Efikasnost prečišćavanja i uklanjanja sadržaja organskih tvari izraženih kao HPK je bila najveća u ljeto i u jesen, te je na osnovu značajnosti razlika testiranih Mann-Whitney U testom vidljivo da se statistički značajno razlikuje u odnosu na efikasnost u zimu i proljeće ($p \leq 0,05$). Statistički značajne razlike nisu utvrđene u efikasnosti uklanjanja sadržaja organskih tvari između zime i proljeća ($p > 0,05$). U ovom slučaju se odbacuje nulta, a prihvata alternativna hipoteza.

Pošto se procesi prečišćavanja zbivaju u tlu, efikasnost prečišćavanja otpadne vode primjenom biljnih uređaja vrlo je visoka i zimi. Ljeti je efikasnost veća i dostiže čak 90-99% (Stefanakis i Tsirhrintzis, 2009).

Korištenje biljnih uređaja za tretman otpadne vode iz mljekare može biti moguće ovisno o količini otpadnih voda iz domaćinstva, vode za pranje i proizvedene sirutke. Farnet i sar. (2009) su izvijestili da je efikasnost uklanjanja HPK u nerazrijeđenoj otpadnoj vodi iz mljekare 76%. Predtretman otpadnih voda mliječne industrije s anaerobnom biorazgradnjom može povećati uklanjanje HPK na 94% (Travis i sar., 2012.).

U istraživanju koje su proveli Nyaki i Njau (2016), tokom analize otpadne vode iz industrije prerade mlijeka izmjerene su vrijednosti za HPK od 1945 mg/L i BPK₅ 975 mg/L. Izmjerene vrijednosti se nalaze u intervalu vrijednosti dobivenih u ovoj doktorskoj disertaciji. Mantovi i sar. (2003) su ispitivali rad horizontalnog biljnog uređaja sa pod površinskim tokom vode, a koji se koristio za tretman otpadne vode mljekare. Istraživanje je trajalo dvije godine, a u dvofazni biljni uređaj je bila zasađena trska (*Phragmites australis*). Protok vode u uređaju je bio 6,3 m³/dan, a HVZ vode u uređaju 3 dana. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK i BPK₅ je uvijek bila preko 90%, tokom cijelog perioda istraživanja.

Korištenje biljnih uređaja za kombinirano tretiranje otpadnih voda iz proizvodnje sira s ostalim otpadnim vodama, može biti moguće ovisno o količini otpadnih voda iz domaćinstva, vode za pranje i otpadne vode iz prozvodnje sirutke (Carvalho i sar., 2013.). Farnet i sar. (2009) su izvijestili da je u otpadnoj vodi mlijecne industrije, bez razrjeđenja, efikasnost uklanjanja HPK 76%.

Što se tiče efekta različitih biljnih vrsta na efikasnost rada biljnog uređaja za tretman otpadne vode mljekare, Dipu i sar. su ispitivali razne biljne vrste, tj. *Typha sp.*, *Eichhornia sp.*, *Salvinia sp.*, *Pistia sp.*, *Azolla sp.* i *Lemna sp.* Općenito, čini se da biljke neutraliziraju pH od početnih alkalnih vrijednosti zabilježenih u mljekarstvu otpadne vode. Također su otkrili da *Azolla sp.* i *Eichhornia sp.* imaju veću efikasnost uklanjanja organskih tvari (83,2%), nego biljni uređaji u kojima se nalazi *Typha sp.* (80%). Ipak, ove razlike su bile neznačajne.

Pokazalo se da su horizontalni biljni uređaji efikasniji za tretman otpadne vode mljekare od vertikalnih biljnih uređaja, što je potvrđeno kroz 17 provedenih eksperimenata koji su rađeni u tu svrhu. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK primjenom biljnih uređaja je bila u rasponu od 28–99% (Akratos i sar., 2018).

U ispitivanju efikasnosti rada biljnih uređaja sa otpadnom vodom iz industrije prerade mlijeka, a koje je provedeno u Belgiji na nekoliko horizontalnih i vertikalnih biljnih uređaja, Akratos i sar. (2018) su dobili vrijednosti za HPK u rasponu od 170 mg/L do 5900 mg/L, a za BPK 117 mg/L do 3190 mg/L. Efikasnost uklanjanja HPK je bila veća na horizontalnim biljnim uređajima. Jedan takav uređaj je smješten u Geert Poppe-u u Belgiji, za koji je efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK bila 97,5%, a za BPK 99,7%.

U istraživanju koje je provedeno na zapadu Grčke, za tretman otpadne vode iz industrije prerade mlijeka korišten je horizontalni biljni uređaj u kojem je bila zasađena biljka *Phragmites australis*. Istraživanje je trajalo dvije godine, pri čemu je prvu godinu HVZ vode u uređaju bilo 4 dana, a drugu godinu 2 dana. HPK vrijednost u uzorcima influenta se kretala u rasponu od 120 – 6135 mg/L. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih preko HPK je

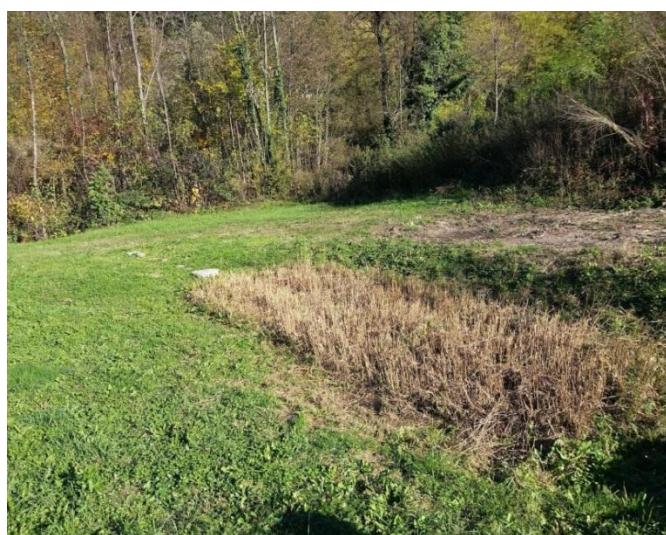
bila 83% tokom dvije godine istraživanja, s tim da je ANOVA test pokazao da HVZ nije značajno uticalo na efikasnost rada biljnog uređaja (Akratos i sar., 2018).

Pachpute i sar. (2014) su proveli istraživanje na horizontalnom biljnom uređaju koji je nalazi u Kashti Tal Shrigonda. U uređaj je bila zasađena *Canna indica*, a protok vode je bio 50 L/dan. Istraživanje je počelo 1.septembra 2012. godine i trajalo je sedam sedmica. Rezultati istraživanja za navedeni period su pokazali da je efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK bila između 75 – 80%, a BPK 85 – 90%.

Mirunalin i sar. (2014) su proveli istraživanje u Indiji sa integrisanim biljnim uređajem, sa horizontalnim i vertikalnim tokom vode. U uređaju su bile zasađene biljne vrste iz roda *Typha* i *Phragmites*, a korišten je za obradu otpadne vode iz industrije mlijeka. Prosječan protok vode je bio 2,8 m³/dan, a HVZ 24,48 i 72 sata. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK je bila 66%, a BPK 25%. Istraživanje je pokazalo da duže HVZ vode u uređaju može poboljšati efikasnost rada uređaja.

Bhanuse i Bhosale (2017) su u svom istraživanju na horizontalnom biljnom uređaju, u kojem je bila zasađena biljka *Canna indica*, a koji se koristio za tretman otpadne vode iz industrije mlijeka, dobili efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK od 91,1% do 94%, a BPK 94,46% do 96,39%.

Na osnovu pregleda literature može se vidjeti da su rezultati dobiveni za efikasnost uklanjanja sadržaja organskih tvari izraženih preko HPK i BPK₅ u ovoj doktorskoj disertaciji u skladu sa rezultatima drugih autora. Biljni uređaj se pokazao efikasan u uklanjanju organskih tvari tokom sva četiri godišnja doba (sa i bez vegetacije), pri različitom dotoku vode, različitom HVZ, kao i različitom organskom opterećenju, pri čemu je i odabir biljnih vrsta u uređaju doprinijeo ovoj efikasnosti.



Slika 23. Izgled biljnog uređaja u jesen 2018. godine

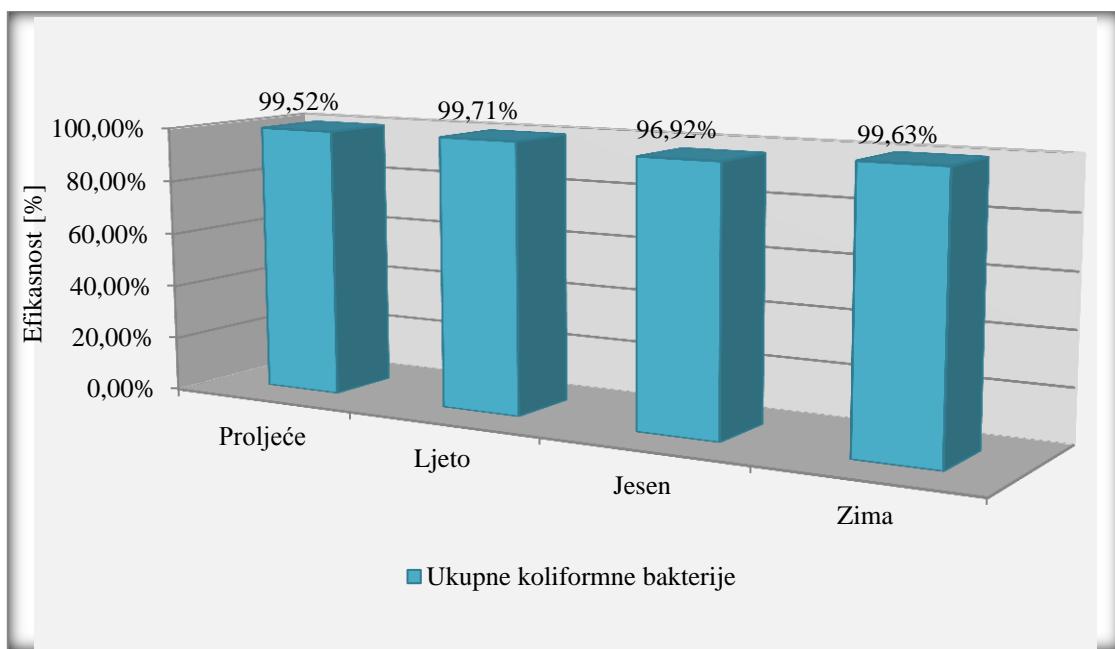


Slika 24. Izgled biljnog uređaja u ljeto 2019. godine

Mikrobiološka analiza uzoraka otpadne vode mljekare, kao i prečišćene otpadne vode, rađena je postupkom membranske filtracije. Mikrobiološka analiza efluenta je radena za HVZ od 4,5 i 6 dana, a u Tabelama 12, 13, 14 i 15 prikazane su vrijednosti za ukupan broj koliformnih bakterija u influantu, tokom sva četiri godišnja doba. Na Grafikonu 41 je prikazana efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija na kraju svake sezone, za HVZ od 6 dana. Grafikon prikazuje rezultate dobivene na osnovu aritmetičke sredine rezultata za sva četiri godišnja doba.



Slika 25. Mikrobiološka analiza vode na ulazu i izlazu biljnog uređaja primjenom membranske filtracije



Grafikon 41. Efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija iz otpadne vode mljekarske industrije primjenom biljnog uređaja, dobivena na osnovu aritmetičke sredine rezultata po sezonomama u toku 2018/2019. godine [%]

Vrijednost za ukupne koliformne bakterije u influentu se kretala od 10^6 do 10^7 (br/100 ml). Efikasnost uklanjanja kolifomnih bakterija je bila najveća u ljeto i to 99,71%. Efikasnost uklanjanja kolifomnih bakterija u proljeće je bila 99,52%, dok je i u zimskom periodu bila iznimno visoka, 99,63% (Grafikon 41). Rezultati pokazuju da je efikasnost uklanjanja koliformnih bakterija iz otpadne vode mljekare iznimno visoka, tokom sva četiri godišnja doba, pri čemu nema značajnih varijacija ovisno o dotoku vode na uređaj. Na osnovu dobivenih rezultata se može vidjeti da se najbolja efikasnost u uklanjanju koliformnih bakterija postiže što je druže vrijeme zadržavanja vode u uređaju, te se zbog toga konačni rezultati uzimaju za HVZ vode od 6 dana. Prisutnost biljaka je neznatno uticala na efikasnost uklanjanja koliformnih bakterija iz otpadne vode, što znači da je efikasnost bila iznimno visoka i tokom vegetacijskog perioda, ali u periodu bez vegetacije (zima), zbog vezivanja patogena za medij i korjenje biljaka.

Efikasno uklanjanje patogena (i do 99%) se može postići primjenom biljnim uređaja, te se iz tog razloga oni smatraju kao najbolje rješenje za prečišćavanje otpadnih voda (Stefanakis i Akratos, 2016., Donde i Xiao, 2017.). U biljnim uređajima zabilježeno je značajno uklanjanje različitih vrsta patogena, tj. bakterija, virusa, praživotinja i helminta (Al-Gheethi i sar., 2018.). U biljnim sistemima za prečišćavanje otpadnih voda zabilježeno je efikasno uklanjanje fekalnih koliforma (90% – 98%), MS2 kolifaga (67% – 84%) i protozoa (60% –

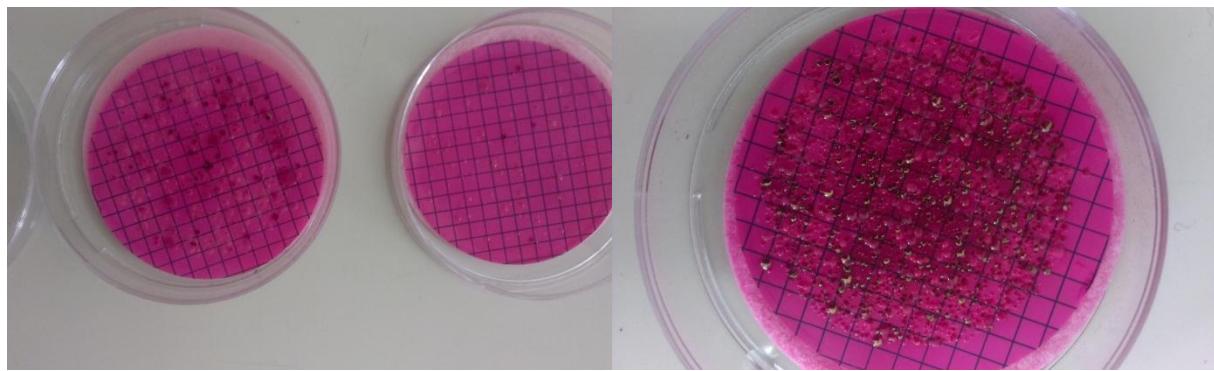
100%) iz otpadnih voda (García i sar., 2013., Marín i sar., 2015). Uklanjanje patogena pomoću biljnih uređaja događa se zbog filtracije u zoni korijena biljke, vezivanja za korijenje biljaka, interakcije biljnih mikroba unutar biofilmova, adsorpcije na tlo/medij/organske tvari, te taloženja mikroorganizama (Alufasi i sar. , 2017).

Prisutnost/odsutnost biljaka također utiče na uklanjanje patogena iz otpadnih voda primjenom uređaja (Vymazal, 2005.). Općenito je zabilježena visoka stopa uklanjanja patogena u uređajima koji imaju močvarne biljne vrste (Brix, 1997). Vlaknasti korijeni močvarnih biljaka grade sistem za filtriranje patogena. Biljke grade biofilm uz korijenje (VanKempen-Fryling i Camper, 2017.). Patogeni se vežu za korijen biljaka. Vegetacija povećava površinu supstrata za mikrobiološko vezivanje. Vegetacija osigurava unos biomase i absorpciju hranjivih sastojaka (O'Geen i Bianchi, 2015). Prozračivanje i razina kisika oko korijena biljaka pomažu u efikasnom uklanjanju patogena. U biljnim uređajima sa vegetacijom su zabilježene više koncentracije otopljenog kisika nego u uređajima bez vegetacije (Sharma i Brighu, 2016). Više kisika oko korijenske zone smanjuje patogenu aktivnost, te povećava efikasnost njihovog uklanjanja.

U istraživanju koje su proveli Mantovi i sar. (2003) sa otpadnom vodom mljekare, a koje je trajalo dvije godine (april 2000. - april 2002.), uzorci za mikrobiološku analizu su uzimani tri puta (30.07.2001.; 12.12.2001. i 18.03.2002.). Od mikrobioloških parametara, postupkom membranske filtracije određen je ukupan broj koliformnih bakterija, *Escherichia coli* i fekalni streptokoki. Ukupan broj koliformnih bakterija u influentu je bio $2,3 \times 10^6$ (CFU/100ml), *Escherichie coli* $1,2 \times 10^6$ (CFU/100ml) i fekalnih streptokoka 65×10^3 (CFU/100ml). Primjenom horizontalnog biljnog uređaja sa podpovršinskim tokom vode broj ukupnih koliforma i *Escherichia coli* je smanjen za više od 99%, a fekalnih streptokoka za više od 98%, što se podudara i sa rezultatima dobivenim u ovoj doktorskoj disertaciji.

Ibekwe i sar. (2003) su proveli istraživanje na dvofaznom horizontalnom biljnom uređaju koji se sastojao od dva polja, koja su bila postavljena paralelno jedan do drugog. U polja su bile zasadene biljke *Phragmites communus* i *Scirpus validus*. U istraživanju je korištena otpadna voda mljekare, a trajalo je skoro godinu dana, od decembra 2000. godine do septembra 2001. godine. Pored standardnih fizičko – hemijskih parametara urađena je i mikrobiološka analiza uzorka. Od mikrobioloških parametara određen je ukupan broj koliformnih bakterija i fekalne koliforme. Uzorci su prikupljeni jednom sedmično. Rezultati provedenog istraživanja su pokazali da je efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija bila 99%, a fekalnih koliforma 99,9%.

Uvjeti tokom istraživanja za potrebe ove doktorske disertacije, kao i odabir biljnih vrsta, su pogodno uticali na efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija iz otpadne vode mljekare, pri čemu je postignuta efikasnost njihovog uklanjanja $>99\%$, a što je u skladu sa rezultatima drugih autora.



Slika 26 i Slika 27. Određivanje ukupnih kolifomnih bakterija u otpadnoj vodi mljekare na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja

Nakon završenog ispitivanja sa otpadnom vodom mljekare biljke su pokošene, a uređaj pripremljen za sintetsku otpadnu vodu.

5.3. Analiza sintetske otpadne vode i efikasnost prečišćavanja primjenom pilot biljnog uređaja

Kod ispitivanja efikasnosti primjene pilot biljnog uređaja za tretman sintetske otpadne vode, naglasak je stavljen na uklanjanje teških metala iz otpadne vode. Sintetska otpadna voda je pripremljena na način da je komunalna otpadna voda iz Kampusa razrijedena sa vodovodnom vodom u omjeru 90:10, te dodana određena koncentracija teških metala (Pb, Cd, Co, Zn, Cr i Fe), koja je bila iznad MDK propisane Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) za sve navedene teške metale. Način pripreme sintetske otpadne vode i koncentracija dodanih teških metala opisani su u dijelu Materijali i metod rada. Istraživanje je također kao i kod prethodnih uzoraka otpadne vode provedeno pod različitim vegetacijskim uvjetima, kao i pri različitom dotoku vode, te HVZ vode u uređaju. HVZ vode u uređaju tokom sva četiri godišnja doba je bilo 5,7, i 9 dana. U ovom slučaju se išlo sa produženim vremenom zadržavanja vode u uređaju kako bi koncentracija teških metala u efluentu bila u skladu sa zakonskom regulativom (Uredba, 2020). Rezultati istraživanja su pokazali da vegetacija utiče na efikasnost uklanjanja onečišćujućih tvari u uzorcima sintetske otpadne vode, kao i koncentracija teških metala, primjenom ovog horizontalnog pilot biljnog uređaja.

I ovdje se pratilo uklanjanje ukupnih suspendiranih tvari, isparni i žareni ostatak, mutnoća, pH vrijednost, temperatura, elektroprovodljivost, koncentracija otopljenog kisika, koncentracija spojeva s dušikom, fosfor, te sadržaj organskih tvari izražen kroz HPK i BPK₅. Tokom mikrobiološke analize u uzorcima je određen ukupan broj kolifomrnih bakterija metodom membranske filtracije.



Slika 28. Čišćenje biljnog uređaja i priprema spremnika za sintetsku otpadnu vodu

Tabela 16. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta sintetske otpadne vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerena parametara u proljeće 2020. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1a	I1a	I2a	I3a	U1b	I1b	I2b	I3b
Miris	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa
Boja	Svijetlo žuta	Svijetlo siva	Bez boje	Bez boje	Svijetlo žuta	Svijetlo siva	Bez boje	Bez boje
Mutnoća (NTU)	81,6	18,3	6,3	4,16	103	15,7	4,9	3,2
Temperatura (°C)	19,4	16,5	14,3	15,1	18,5	15,1	15,6	14,8
pH	7,7	7,4	7,2	7,0	7,5	7,3	7,1	6,9
Elektropr. (µS)	646	585,3	469,6	403	704,6	549,3	478	362
Zasićenost kisikom (%)	4,0	6,2	6,3	8,0	5,0	7,9	8,4	10,0
Otopljeni kisik (mg/L)	2,1	3,3	3,5	4,1	2,4	3,8	4,6	5,1
Isparni ostatak (mg/L)	687,3	486,6	426	380	752	431	404,6	343
Žareni ostatak (mg /L)	333,3	193	169	148,3	380	161	145,6	129
Suspendirane tvari (mg/L)	160	81,5	46	28	166	73,2	38	22,6
Taložive materije po Imhoff-u (ml/1000ml)	1	0	0	0	0,5	0	0	0
Ukupne koliforme (br/100ml)	$3,1 \times 10^4$	$5,7 \times 10^3$	$8,1 \times 10^2$	$2,2 \times 10^2$	$4,2 \times 10^5$	$6,1 \times 10^3$	$1,6 \times 10^3$	$1,9 \times 10^2$
Protok (m ³ /s)			$1,38 \times 10^{-5}$				$5,20 \times 10^{-6}$	

U1a – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1); U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 2);

I1a – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

I2a – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta

I3a – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta; I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta

a – protok $1,38 \times 10^{-5}$ b – protok $5,20 \times 10^{-6}$

Tabela 17. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta sintetske otpadne vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u ljetu 2020. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1a	I1a	I2a	I3a	U1b	I1b	I2b	I3b
Miris	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Bez mirisa	Bez mirisa
Boja	Svijetlo žuta	Svijetlo siva	Bez boje	Bez boje	Žuta	Svijetlo siva	Bez boje	Bez boje
Mutnoća (NTU)	91,6	13,7	5,8	3,5	105,3	14,3	6,4	2,9
Temperatura (°C)	19,5	14,8	14,5	14,4	19,8	15,1	14,8	14,5
pH	7,8	7,3	7,1	7,1	7,6	7,3	7,1	7,2
Elektropr. (µS)	726	613	493	398	703	629	463	381
Zasićenost kisikom (%)	3,0	7,5	7,6	8,1	5,4	8,0	8,2	9,1
Otopljeni kisik (mg/L)	2,9	3,7	3,7	4,2	2,7	3,9	4,1	4,6
Isparni ostatak (mg/L)	821	508	390	315	905	620	329,6	294
Žareni ostatak (mg /L)	397	144	112	98	524	273	121	99
Suspendirane tvari (mg/L)	181,3	60	34,6	23,4	204	61,6	32,6	25,2
Taložive materije po Imhoff-u (ml/1000ml)	1,3	0	0	0	0,8	0	0	0
Ukupne koliforme (br/100ml)	$5,3 \times 10^6$	$3,8 \times 10^3$	$6,6 \times 10^2$	$1,3 \times 10^2$	$1,7 \times 10^5$	$1,1 \times 10^4$	$7,8 \times 10^2$	$2,6 \times 10^2$
Protok (m^3/s)			$1,21 \times 10^{-5}$				$4,16 \times 10^{-6}$	

U1a – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1); U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 2);

I1a – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

I2a – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta

I3a – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta; I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta

a – protok $1,21 \times 10^{-5}$ b – protok $4,16 \times 10^{-6}$

Tabela 18. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta sintetske otpadne vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u jesen 2020. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1a	I1a	I2a	I3a	U1b	I1b	I2b	I3b
Miris	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa	Karakterističan	Bez mirisa	Bez mirisa	Bez mirisa
Boja	Žuta	Svijetlo siva	Bez boje	Bez boje	Žuta	Svijetlo siva	Bez boje	Bez boje
Mutnoća (NTU)	103	15,5	7,03	3,3	96,3	14,03	6,3	3,6
Temperatura (°C)	17,1	15,5	14,4	15,2	19,1	15,2	14,8	14,1
pH	7,6	7,3	7,2	7,2	7,3	7,1	7,1	7,2
Elektropr. (µS)	745	644	557,6	455	713	611	443	386
Zasićenost kisikom (%)	2,9	4,1	4,8	7,1	6,03	8,4	10,9	12,3
Otopljeni kisik (mg/L)	1,4	2,1	2,5	3,6	3,0	4,1	5,4	6,1
Isparni ostatak (mg/L)	784	416	338	321	884	665	402	335
Žareni ostatak (mg /L)	362	142,6	128	103	504	310	128	103
Suspendirane tvari (mg/L)	188	62	34	29,6	244	49,6	25,6	23,2
Taložive materije po Imhoff-u (ml/1000ml)	1,8	0	0	0	1,3	0	0	0
Ukupne koliforme (br/100ml)	$6,2 \times 10^5$	$2,2 \times 10^4$	$3,9 \times 10^2$	$2,8 \times 10^2$	$3,3 \times 10^5$	$4,1 \times 10^3$	$5,7 \times 10^2$	$2,01 \times 10^2$
Protok (m^3/s)			$2,74 \times 10^{-5}$				$3,89 \times 10^{-6}$	

U1a – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1); U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 2);

I1a – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

I2a – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta

I3a – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta; I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta

a – protok $2,74 \times 10^{-5}$ b – protok $3,89 \times 10^{-6}$

Tabela 19. Fizičko – hemijski pokazatelji kvaliteta sintetske otpadne vode na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja (aritmetička sredina vrijednosti izmjerениh parametara u zimu 2020. godine)

Pokazatelji onečišćenja	U1a	I1a	I2a	I3a	U1b	I1b	I2b	I3b
Miris	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa	Karakterističan	Blago neugodan	Bez mirisa	Bez mirisa
Boja	Svijetlo smeđa	Svijetlo žuta	Bez boje	Bez boje	Žuta	Svijetlo žuta	Bez boje	Bez boje
Mutnoća (NTU)	109	15,6	7,4	3,7	93	15,4	6,3	1,77
Temperatura (°C)	14,6	14,8	14,7	14,6	14,4	14,8	14,8	14,9
pH	7,5	7,2	7,2	7,0	6,9	7,0	7,2	7,1
Elektropr. (µS)	725	554	505	475	697	589	537	482
Zasićenost kisikom (%)	3,7	4,8	5,1	7	4,3	7,0	8,5	9,8
Otopljeni kisik (mg/L)	1,9	2,4	2,7	3,5	2,2	3,5	4,3	4,9
Isparni ostatak (mg/L)	705	417	342	328	709	369	329	312
Žareni ostatak (mg /L)	355	151	124	96	338	128	111	106
Suspendirane tvari (mg/L)	173	38,6	22	20,2	131	28,03	19	16,8
Taložive materije po Imhoff-u (ml/1000ml)	1,4	0	0	0	1,0	0	0	0
Ukupne koliforme (br/100ml)	$7,8 \times 10^5$	$6,8 \times 10^3$	$4,1 \times 10^3$	$3,6 \times 10^3$	$5,5 \times 10^5$	$1,9 \times 10^4$	$6,2 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$
Protok (m^3/s)			$7,41 \times 10^{-6}$				$2,13 \times 10^{-5}$	

U1a – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1); U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 2);

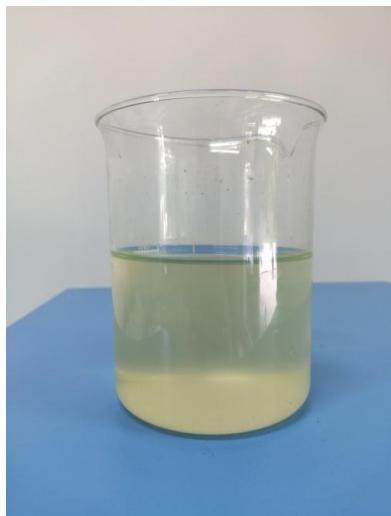
I1a – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta

I2a – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta

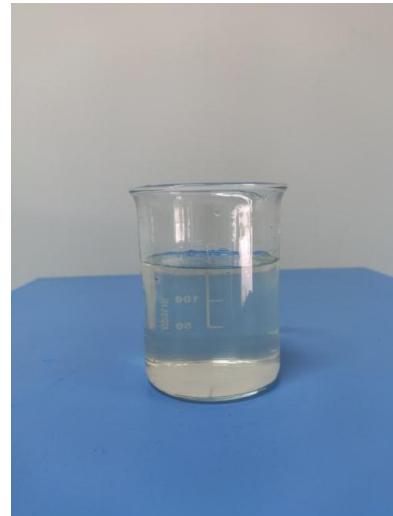
I3a – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta; I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta

a – protok $7,41 \times 10^{-6}$ b – protok $2,13 \times 10^{-5}$

Sintetska otpadna voda na ulazu u biljni uređaj tokom sva četiri godišnja doba je imala karakterističan, jak miris i boju. Boja ulaznih uzoraka vode se kretala od svjetlo žute do smeđe. S obzirom da je hidrauličko vrijeme zadržavanja u biljnog uređaju bilo 5,7 i 9 dana, došlo je do postepenog uklanjanja boje, te je nakon HVZ od 9 dana sintetska otpadna voda koja je prošla proces prečišćavanja bila bez mirisa i bez boje, tokom sva četiri godišnja doba (Tabele 16, ,17, 18 i 19).



Slika 29. Boja sintetske otpade vode prije prečišćavanja



Slika 30. Boja sintetske otpadne vode nakon prečišćavanja za HVZ od 9 dana

Temperatura sintetske otpadne vode na ulazu u biljni uređaj kretala se u rasponu od 14,4°C do 19,8°C. Niža temperatura je zabilježena tokom zimskog perioda. Temperatura prečišćene otpadne vode na izlazu iz biljnog uređaja (efluenta), nakon HVZ od 9 dana je bila u rasponu od 14,1°C do 15,2°C (Tabele 16, 17, 18 i 19). Temperatura influenta i efluenta je bila u rasponu kao i temperatura tretiranih otpadnih voda u istraživanjima mnogih drugih autora koji su se bavili ovom problematikom. Temperatura utiče na mnoge pojedinačne procese u biljnog uređaju (Kadlec i Reddy, 2001).

Elektroprovodljivost u svim uzorcima influenta kod sintetske otpadne vode tokom sva četiri godišnja doba je bila veća nego kod efluenta. Najniža elektroprovodljivost u influentu izmjerena je u proljeće i iznosila je $646\mu\text{S}/\text{cm}$, a najviša u jesen, $745 \mu\text{S}/\text{cm}$. Najniža elektroprovodljivost u efluentu nakon HVZ od 9 dana je izmjerena u proljeće, $362 \mu\text{S}/\text{cm}$, a najviša u zimu, $482 \mu\text{S}/\text{cm}$. Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Uredba, 2020) nije definisana vrijednost za elektroprovodljivost da bi se prečišćena otpadna voda mogla ispustiti u prirodni recipijent, te s toga ovaj parametar nije značajno ni uticao na efikasnost rada biljnog uređaja (Tabele 16, 17, 18 i 19).

Na osnovu rezultata prikazanih u Tabelama 16 – 19 može se vidjeti da postoje manje varijacije u pH vrijednosti. pH vrijednost u influentu tokom sva četiri godišnja doba se kretala u rasponu od 6,9 do 7,8. pH raspon od približno 7,5-8,5 je optimalan za proces nitrifikacije (Platzer, 1996). pH vrijednost efluenta se nije značajno mijenjala tokom HVZ od 5,7 i 9 dana, te se pH vrijednost nakon HVZ od 9 dana kretala u rasponu od 6,9 do 7,2. Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) propisana je granična pH vrijednost da bi se otpadna voda nakon prečišćavanja mogla ispustiti u površinska vodna tijela. S obzirom da je po ovoj Uredbi granična pH vrijednost u rasponu od 6,5 do 9, pH vrijednost za sve uzorke efluenta tokom sva četiri godišnja doba je bila u skladu sa Uredbom. Zhang i sar. (2010) su proveli istraživanje na horizontalnom biljnom uređaju koji se sastojao iz četiri polja, od kojih je u prva dva polja bila zasađena obična trska, a u druga dva polja nije bilo zasađeno ništa. Kroz uređaj je puštana otpadna voda u periodu od oktobra 2010. godine do septembra 2011. godine, a uzorci su analizirani mjesečno. pH vrijednost u influentu je bila 7,15, a u efluentu u prosjeku 7,5. Vrijednosti pH su zabilježile trend smanjenja u prvom tromjesečju i kasniji porast. Slične rezultate su dobili i autori primjenom biljnom uređaja u Rong Chengu (Z. Song, Z. Zheng, J. Li i sar., 2006), a gdje se održavala pH vrijednost u rasponu između 7,1 i 7,8. Može se vidjeti da su i drugi autori u svojim istraživanjima dobili slične pH vrijednosti. Stabilni alkalni pH mogao bi pružiti optimalno stanje za neke posebne procese, poput djelomične nitrifikacije i potpunog autotrofnog uklanjanja dušika preko nitrita (G. Sun and D. Austin, 2007; Guo i sar., 2006). U biljnom uređaju se tokom procesa prečišćevanja održala stabilna pH vrijednost jer nije bilo značajnijih varijacija ni u pH vrijednostima influenta, što je pogodovalo procesu prečišćavanja.

Mutnoća vode u uzorcima influenta i efluenta je kao i kod prethodnih uzoraka otpadne vode određena nefelometrijskom metodom, pomoću turbidimetra. Najveća izmjerena vrijednost mutnoće u influentu je bila u zimu, 109 NTU, a najmanja u proljeće, 81,6 NTU. Tokom povećavanja HVZ vode u uređaju povećavala se i ukupna efikasnost uklanjanja mutnoće iz uzorka sintetske otpadne vode. Nakon HVZ od 9 dana mutnoća vode u uzorcima efluenta tokom sva četiri godišnja doba se kretala u rasponu od 1,77 do 4,16 NTU. Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) nije propisana MDK za mutnoću. Bez obzira na to, biljni uređaj se pokazao efikasan i kod ovog paramtera, što pokazuju vrijednosti dobivene za mutnoću vode u efluentu za HVZ od 9 dana. Ovaj parametar je povezan i sa količinom suspendiranih tvari, pa

se paralelno sa smanjenjem suspendiranih tvari u uzorcima otpadne vode smanjivala i mutnoća.

Koncentracija kisika u influentu tokom sva četiri godišnja kretala se u rasponu od 1,4 mg/L do 3 mg/L. Tokom različitog HVZ došlo je do postepenog povećavanja koncentracije otopljenog kisika. Nakon HVZ od 9 dana koncentracija otopljenog kisika u uzorcima efluenta se kretala u rasponu od 3,5 mg/L do 6,1 mg/L. U otpadnoj vodi mikroorganizmi troške kisik, pa je njegova koncentracija manja u influentu nego u efluentu.

Zbog pravilnog taloženja čestica potrebno je osigurati dovoljno dugo vrijeme zadržavanja u taložniku, koje omogućava 70% smanjenja suspendiranih tvari. Vrijednosti suspendiranih tvari u sintetskoj otpadnoj vodi (influent) tokom sva četiri godišnja doba kretale su se u rasponu od 131 mg/L (najniža vrijednost suspendiranih tvari je izmjerena u zimu) do 204 mg/L (najviša vrijednost suspendiranih tvari je izmjerena u ljetnom periodu). Prema Uredbi o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) granična vrijednost suspendiranih tvari da bi se voda mogla ispustiti u površinska vodna tijela iznosi 35 mg/L. Vrijednosti suspendiranih tvari u efluentu nakon HVZ od 9 dana nisu prelazile graničnu vrijednost propisanu Uredbom. Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je bila najveća nakon četiri dana, a zatim se koncentracija suspendiranih tvari dodatno smanjivala sa povećanjem HVZ vode u uređaju (Tabele 16,17, 18 i 19). Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je bila visoka tokom sva četiri godišnja doba i nije pokazala značajna odstupanja ovisno o godišnjim dobima. Najveća efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari je bila u zimskom periodu, 87,75%, a najmanja u proljeće, 84,45%. Nije bilo značajnijih varijacija uklanjanja suspendiranih tvari kroz godišnja doba, a efikasnost je bila veća pri manjem dotoku vode na uređaj.

Ovisno o dizajnu biljnog uređaja, može se postići visoka efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari. Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari kreće se u rasponu od 60 – 90% (Karathanasis i sar., 2003; Reed i sar., 1988). Ronnie (2010) u svom preglednom radu u kojem se bavio uticajem pojedinih parametara na performanse biljnog uređaja navodi kako je pregledom literature utvrđeno da je efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari primjenom biljnih uređaja u nekim evropskim zemljama, npr. u Danskoj 74%, a u Češkoj 84%.

Siranuntapiboon i sar. (2006) su proveli istraživanje sa otpadnom vodom na horizontalnom biljnom uređaju sa podpovršinskim tokom vode i različitim medijom (pijesak i zemlja), pri čemu je vrijeme zadržavanja vode u uređaju bilo 0,75, 1 i 3 dana. Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari se povećala sa vremenom zadržavanja vode u uređaju. Nakon 0,75 dana efikasnost je bila $24\pm11\%$, a nakon 3 dana efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari

je bila $78\pm12\%$. Omjer pijeska i zemlje u biljnom uređaju je bio 50:50, a biljna vegetacija *Typha sp.*

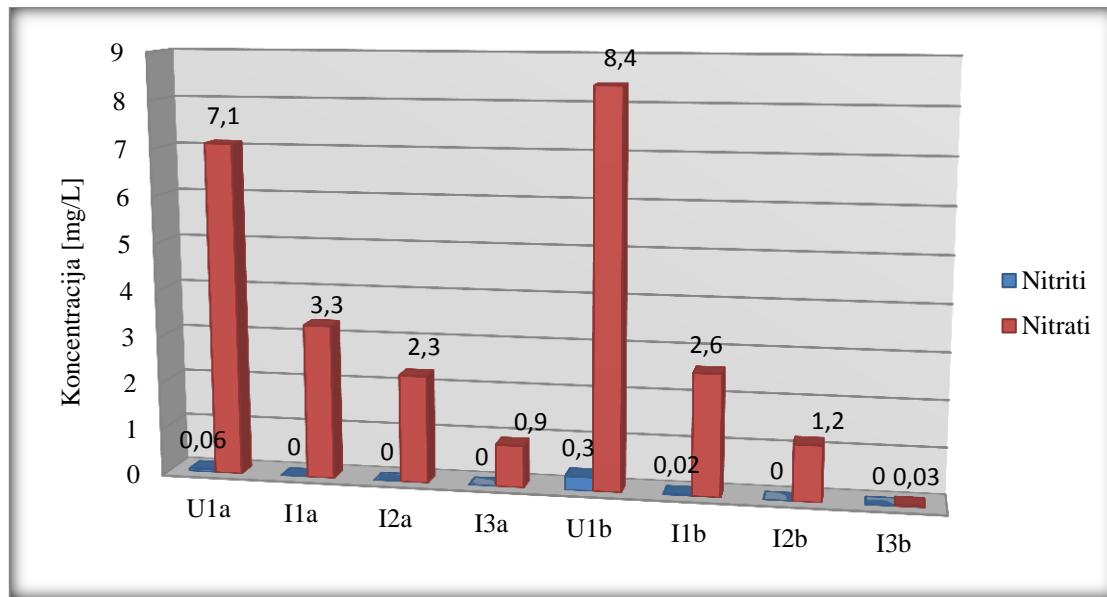
U istraživanju koje je proveo Dakuta (2015) na horizontalnom biljnom uređaju sa pod površinskim tokom vode, između ostalih parametara ispitivana je i efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari u periodu sa i bez vegetacije. Od biljnih vrsta korištene su biljke koje su dostupne na tom području (Bangladeš), kao što su *Solenostemon scutellarioides* (porodica: *Lamiaceae*), *Dracaena sanderiana* (porodica: *Ruscaceae*), *Homalomena rubescens* (Roxb.) Kunth (porodica: *Araceae*), *Calendula officinalis* (porodica: *Asteraceae*). Istraživanje je trajalo 27 sedmica, a uzorci su uzimani tokom određenih vremenskih intervala. Ukupno je analizirano 96 uzorka, 48 influenta i 48 efluenta. Koncentracija suspendiranih tvari u influentu se krećala u rasponu od 57 mg/L do 183 mg/L. Najveća efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari u periodu sa vegetacijom je bila 85%, a u periodu bez vegetacije 90%.

Rezultati za efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari iz sintetske otpadne vode dobiveni u ovom istraživanju su u skladu sa rezultatima koje su dobili drugi autori u svojim istraživanjima, a na osnovu njih se može vidjeti da vegetacija, medij, protok, ali i početna koncentracija suspendiranih tvari u influentu utiče na efikasnost njihovog uklanjanja.



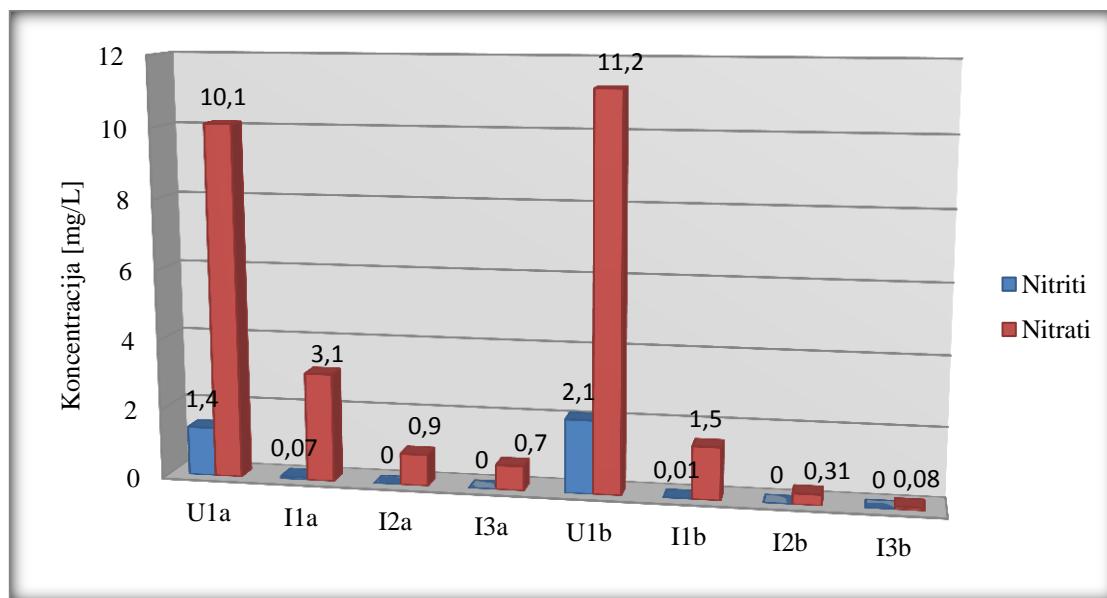
Slika 31. Spremnik od 1000L sa sintetskom otpadnom vodom

U biljnim uređajima najkritičniji oblici dušika koji se javljaju u prirodi su anorganski, a tipično uključuju amonijak i nitrat. Amonijak ima potencijal za veliku potrošnju kisika, jer za njegovu oksidaciju treba približno 4,3 g kisika po gramu amonijaka. Biljke također lako apsorbiraju nitrat (Gottschall, 2005.). Na Grafikonima 42 – 45 prikazane su vrijednosti nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi za HVZ od 5,7 i 9 dana, tokom sva četiri godišnja doba.



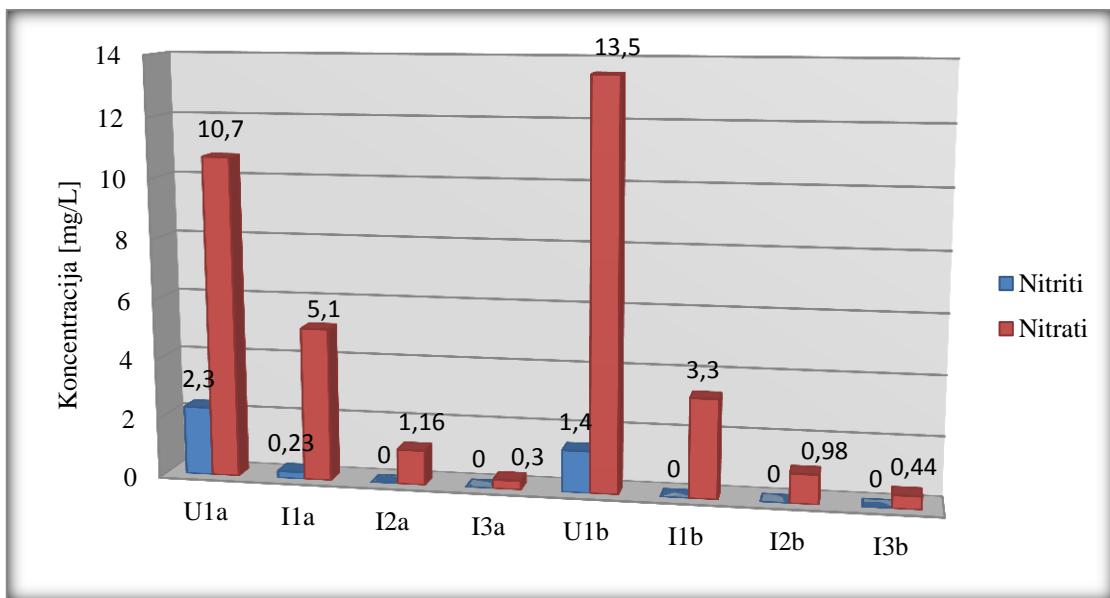
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 42. Koncentracija nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2020.godine [mg/L]



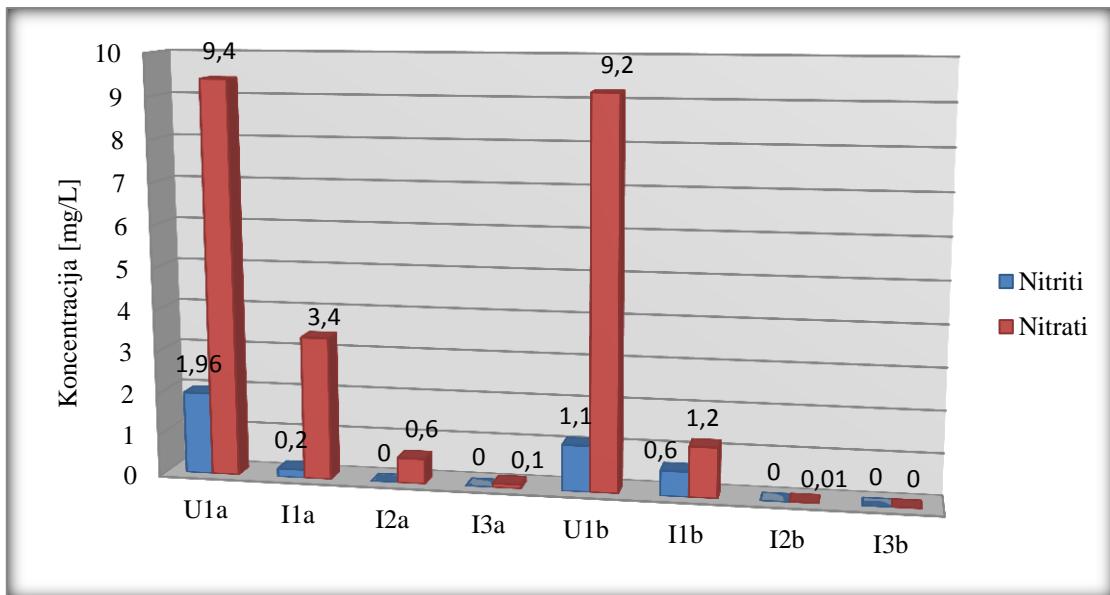
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 43. Koncentracija nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2020.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 44. Koncentracija nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2020.godine [mg/L]

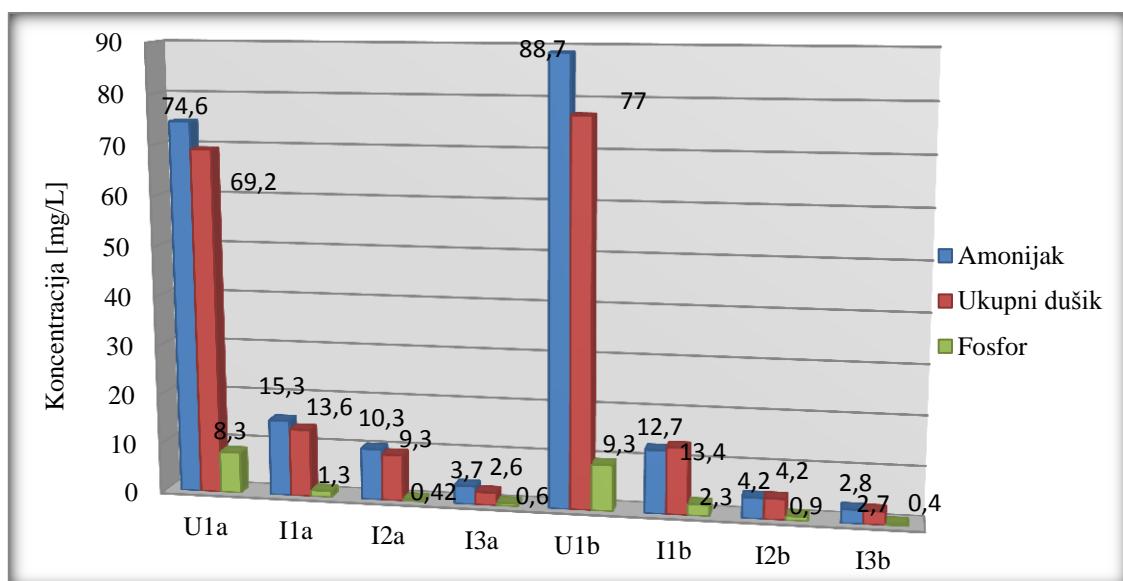


U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 45. Koncentracija nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2020.godine [mg/L]

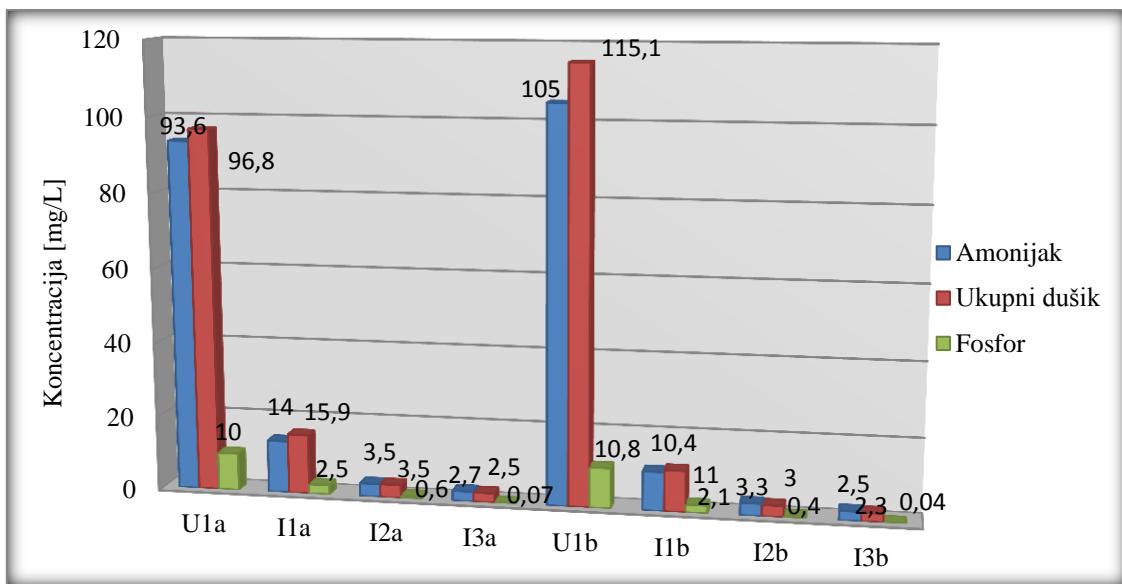
Koncentracija nitrita i nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi u proljeće i zimu je bila niska i nije prelazila MDK propisanu Uredbom (Uredba, 2020). MDK propisana Uredbom za nitrate i amonijak, da bi se voda mogla ispustiti u površinska voda tijela iznosi 10 mg/L, a za ukupni dušik 15 mg/L. Koncentracija nitrita je bila niska i u ljetnom periodu, te u jesen, dok je koncentracija nitrata u ova dva godišnja doba bila malo iznad MDK. Koncentracija nitrata u sintetskoj otpadnoj vodi u ljeto i jesen se kretala u rasponu od 10,1 mg/L do 13,5 mg/L. Nakon HVZ od 9 dana, koliko je bilo najduže vrijeme zadržavanja vode u biljnog uređaju za sve uzorce kroz sva četiri godišnja doba, koncentracija nitrita i nitrata u efluentu je bila < 1 mg/L. Njihova koncentracija se smanjivala sa vremenom zadržavanja vode u uređaju. S obzirom da koncentracija ovih spojeva u influentu nije bila previšoka i u većini slučajeva i nije prelazila MDK propisane Uredbom (10 mg/L), oni nisu značajno uticali na rad i efikasnost biljnog uređaja.

Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u sintetskoj otpadnoj vodi je bila visoka i prelazila je MDK propisanu Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20) tokom sva četiri godišnja doba. Na grafikonima 46,47,48 i 49 prikazane su prosječne vrijednosti amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u influentu u proljeće, ljeto, jesen i zimu, kao i njihova koncentracija u efluentu tokom HVZ od 5,7 i 9 dana u biljnog uređaju.



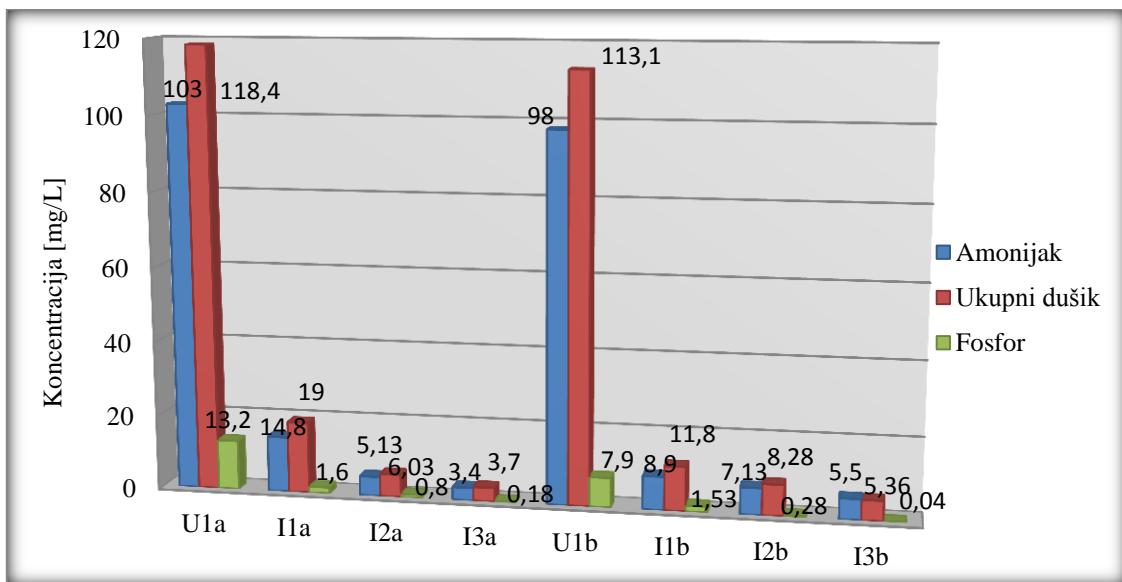
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorce 1 i 2)

Grafikon 46. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2020.godine [mg/L]



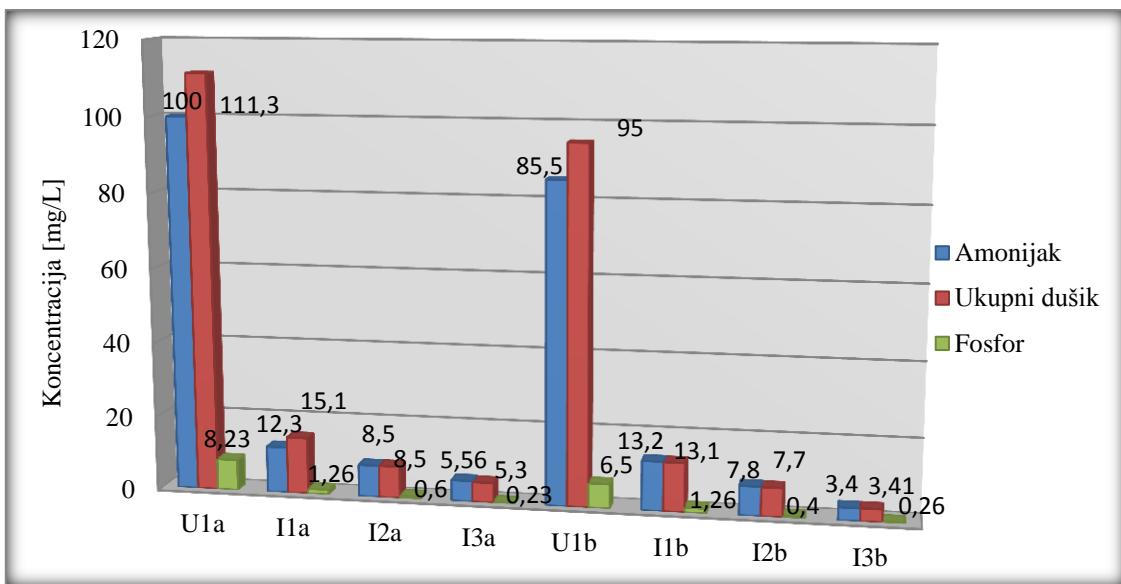
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 47. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljetu 2020.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 48. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2020.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uredaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 49. Koncentracija amonijaka, ukupnog dušika i fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2020.godine [mg/L]

Efikasnost uklanjanja amonijaka iz sintetske otpadne vode nakon HVZ od 9 dana je bila najveća u ljeto, 97,37%. Efikasnost uklanjanja amonijaka je bila veća u periodu viših temperaturi i bujnije vegetacije. Efikasnost uklanjanja amonijaka je bila najmanja u zimskom periodu, ali je čak i u tom periodu ta vrijednost bila iznimno visoka, i to 95,23%. Efikasnost uklanjanja amonijaka je varirala ovisno i o protoku, te je u većini slučajeva efikasnost bila veća pri manjem protoku. Paralelno s tim i efikasnost uklanjanja ukupnog dušika je bila najveća u ljeto, 97,71%, a najmanja u zimskom periodu, 95,83%. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u efluentu nakon HVZ od 9 dana, tokom sva četiri godišnja doba, je bila u skladu sa zakonskom regulativom i nije prelazila MDK propisane Uredbom (10 mg/L za amonijak i 15 mg/L za ukupni dušik) (Grafikoni 46,47,48 i 49). Istraživanje je i u ovom slučaju pokazalo da je efikasnost uklanjanja spojeva s dušikom veća u periodu sa bujnijom vegetacijom, kao što je slučaj sa komunalnom otpadnom vodom i otpadnom vodom iz mljekare, zbog aktivnosti u korijenskoj zoni koja potpomaže razgradnju organskih tvari, jer je dostupnost kisika veća oko korijenja biljaka. U vezi s tim, dobiveni rezultati su u skladu sa rezultatima koje je dobio Dakuta u svom istraživanju (2015). Rezultati pokazuju da se najbolja efikasnost uklanjanja ovih spojeva postiže što je duže zadržavanja vode u

uređaju, te su konačni rezultati za efikasnost uklanjanja ovih spojeva dobiveni za HVZ od 9 dana.

Otpadne vode mogu sadržavati fosfor u organskom i anorganskom obliku. Ni u ovom slučaju, kao ni kod komunalne ni mljekarske otpadne vode, nisu korištena dodatna istraživačka okna za uklanjanje zaostalog fosfora uz pomoć supstrata, kao što su zeoliti ili kalciti koji ga vežu. Za potrebe doktorske disertacije u istraživačka okna nije postavljan susprat, nego se pratila efikasnost uklanjanja fosfora bez primjene supstrata.

Koncentracija fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi je tokom sva četiri godišnja doba prelazila MDK propisanu Uredbom (Uredba, 2020). Koncentracija fosfora u sintetskoj otpadnoj vodi se kretala u rasponu od 6,5 mg/L do 13,2 mg/L (Grafikoni 46,47,48 i 49). Efikasnost uklanjanja fosfora je bila najveća u ljeto, čak 99,46%, dok je najmanja efikasnost bila u proljeće, 94,24%. Treba napomenuti da je efikasnost uklanjanja fosfora tokom sva četiri godišnja doba bila visoka, ali ni početna koncentracija fosfora u influentu nije bila iznimno visoka, kao što je bio slučaj sa otpadnom vodom iz mljekare, što je vjerovatno jedan od faktora koji je uticao na samu efikasnost. U svim uzorcima efluenta koncentracija fosfora nije prelazila MDK propisanu Uredbom (MDK 2 mg/L). S obzirom da je koncentracija fosfora u svim uzorcima efluenta bila u skladu sa zakonskom regulativom, kod prečišćavanja sintetske otpadne vode nije bilo potrebe za upotrebom supstrata i dodatnog istraživačkog okna za uklanjanje preostalog fosfora. I u ovom slučaju, efikasnost je bila veća u periodu bujnije vegetacije i viših temperatura, ali i pri manjem dotoku vode na uređaj. Ukupni fosfor i fosfati uglavnom se iz otpadne vode uklanjaju na način da ih usvaja biljka i adsorpcijom na poroznim podlogama (Kadlec i Knight, 1996).



Slika 32. Priprema uzorka za određivanje spojeva s dušikom i fosforom u sintetskoj otpadnoj vodi

Otopljeni anorganski dušikovi spojevi, poput nitrita, nitrata i amonijaka, imaju uticaj na vodene sisteme, jer su lako dostupni za mikroorganizme (Seitzinger i sar., 2002). U usporedbi sa konvencionalnim metodama prečišćavanja otpadnih voda, efikasnost uklanjanja ukupnog dušika primjenom biljnih uređaja je oko 40 – 50%, a efikasnost uklanjanja fosfora od 50 – 60% (C.-G. Lee i sar., 2009).

Mehanizmi uklanjanja dušika u biljnim uređajima uključuju mikrobnu interakciju, taloženje, hemijsku adsorpciju i usvajanje od strane biljaka (Khatiwada i Polprasert, 1999). Uklanjanje dušika uključuje procese nitrifikacije i denitrifikacije (Spieles i Mitsch, 2000). U biljnim uređajima efikasnost uklanjanja dušika se kreće od 25% do 85%. U biljnom uređaju se procesom denitrifikacije uklanja 60 - 70% ukupno uklonjenog dušika, a 20 - 30% toga usvaja biljka (C.-G. Lee i sar., 2009).

Temperatura je ključni okolišni faktor bitan za aktivnost nitrificirajućih bakterija i denitrifikacijski potencijal u biljnim uređajima (Langergraber 2007). Biološko uklanjanje dušika najefikasnije je na 20 - 25°C, a temperatura utiče i na mikrobnu aktivnost i na brzinu difuzije kisika u biljnim uređajima (Phipps i Crumpton, 1994). Nekoliko studija je pokazalo da je ukupna stopa uklanjanja nitrata veća ljeti nego zimi (A. J. van Oostrom i Russell, 1994). HVZ igra presudnu ulogu u efikasnosti uklanjanja dušika. Huang i sar. (2000) opisali su da se koncentracija amonijaka i ukupnog dušika u tretiranim otpadnim vodama drastično smanjuje s porastom vremena zadržavanja vode u uređaju. Akratos i Tsirhrintzis (2007) su izvjestili da je u biljnom uređaju sa pod površinskim tokom vode na temperaturi iznad 15°C potrebno HVZ od 8 dana, dok se 14 – 20 dana preporučuje kao optimalno HVZ za efikasno uklanjanje spojeva s dušikom.

Makrofiti također igraju važnu ulogu u procesu prečišćavanja otpadnih voda kroz unos hranjivih sastojaka, stabilizaciju površinskog sloja i drugih mehanizama. Vrsta makrofita u biljnom uređaju ima veći uticaj na efikasnost uklanjanja dušika nego na efikasnost uklanjanja organskih tvari (Akratos i Tsirhrintzis, 2007; He i Mankin, 2002). Uobičajeni makrofiti koji se koriste u biljnim uređajima su *Phragmites australis*, *Typha spp.*, *Scirpus spp.*. Svi su okarakterizirani kao vodootporni makrofiti koji su ukorijenjeni u tlu, ali izlaze iznad vodene površine (C.-G. Lee i sar., 2009). Njihov rast mijenja se ovisno o temperaturi i koncentraciji otopljenog kisika u sedimentu i vodi. Biljni uređaji sa vegetacijom obično uklanjaju veću količinu ukupnog dušika nego oni bez vegetacije (Taylor i sar., 2006).

U istraživanju koje su proveli Drizio i sar. (1997) sa sintetskom otpadnom vodom, gdje su za prečišćavanje koristili horizontalni biljni uređaj, efikasnost uklanjanja amonijaka je bila 100%, a efikasnost uklanjanja nitrata je bila 85 – 95%. U istraživanju koje su proveli Gray i

sar. (2000), također sa sintetskom otpadnom vodom i horizontalnim biljnim uređajem, efikasnost uklanjanja ukupnog dušika je bila 41 – 59%. U ovim istraživanjima je koršten različit medij, kao i različit protok vode.

Huang i sar. (2000) su proveli istraživanje sa otpadnom vodom koja je po sastavu najvećim dijelom komunalna otpadna voda, kakav je bio slučaj i u našem istraživanju. Istraživanje je trajalo tri godine i provedeno je na dvanaest malih pod površinskim biljnim uređajima izgrađenih u Virginiji, a s ciljem praćenja efikasnosti prečišćavanja otpadnih voda primjenom biljnih uređaja. U uređajima su bile zasađene biljne vrste *Scirpus cyperinus* i *Typha latifolia*. HVZ vode u uređajima je bilo 4,8 i 12 dana. Istraživanje je pokazalo da nije bilo značajnih razlika u efikasnosti uklanjanja amonijaka i ukupnog dušika ovisno o biljnoj vrsti. S druge strane, koncentracija nitrata je bila nešto veća u efluentu gdje je od biljnih vrsta bila zasađena *Typha latifolia*, nego gdje je bila *Scirpus cyperinus*. Koncentracija amonijaka i ukupnog dušika se smanjivala sa povećanjem vremena zadržavanja vode u uređaju, dok HVZ vode u uređaju nije uticalo na koncentraciju nitrata. Efikasnost uklanjanja amonijaka za ovih 12 biljnih uređaja je bila u rasponu od 18,1% do 73,4%, dok je efikasnost uklanjanja ukupnog dušika bila u rasponu od 31,3% do 67,5%.

Fosfor je poznat kao neobnovljivi izvor i upravo iz tog razloga visoka koncentracija fosfora u vodi dovodi do problema s eutrofikacijom. Fosfor u prirodi može dospijeti iz mnogih izvora poput industrije, poljoprivrede i iz postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda. Visoka koncentracija fosfora može dovesti do povećanja troškova prečišćavanja i ozbiljnih problema sa kvalitetom vode zbog toksičnog efekta algi u vodi. Takve alge koriste puno kisika i također zatvaraju površinu vode, te spriječavaju ulazak sunčeve svjetlosti u vodu. Ovakvo okruženje je nepovoljno za žive organizme. Visoka koncentracija fosfora u otpadnim vodama glavni je uzrok eutrofikacije, ali je poželjan u normalnim koncentracijama jer je vodenim biljkama prijeko potreban za život (Maarup i sar., 2015).

Gao i sar. (2020) su proveli istraživanje sa sintetskom otpadnom vodom na biljnom uređaju sa pod površinskim tokom vode, u kojem su ispitivali i uspoređivali efikasnost uklanjanja dušika i fosfora iz otpadne vode. U uređaj je bila zasađena biljna vrsta *Oenanthe Javanica*, pri čemu je bilo zasađeno 18 biljaka/m². pH vrijednost je bila podešena na 6,5 – 7,5, a temperatura je bila 20±2°C. Istraživanje je počelo u maju 2018. godine i trajalo je 20 dana. HVZ vode u uređaju je bilo dva dana, te su uzorci uzimani svaka dva dana. Efikasnost uklanjanja fosfora u ovom istraživanju je bila 76,7%, a efikasnost uklanjanja amonijaka i ukupnog dušika je bila 56,4%, odnosno 60,8 %. Ciklus fosfora tipičan je sedimentni ciklus i može stvoriti slabo topivi talog sa Ca, Al i Fe koji se nakuplja u supstratu. Fosfor neće

dospjeti u atmosferu prilikom evaporacije vode. Brojne studije su pokazale da je sposobnost uklanjanja fosfora u pozitivnoj korelaciji sa sadržajem aluminija, magnezija, kalcija i željeza u materijalima za filtriranje i ti materijali mogu pojačati adsorpciju i hemijsko taloženje fosfora (Yang i sar. 2006; Lan i sar. 2018).

Danas se ne posvećuje dovoljno pažnje upotrebi medija prilikom izgradnje biljnog uređaja sa pod površinskim tokom vode, a što može rezultirati i smanjenjem troškova. U studiji koja je trajala devet mjeseci ispitivana je efikasnost tri kopnene ukrasne biljke i dva supstrata u uklanjanju onečišćenja iz sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja sa pod površinskim tokom vode. Od supstrata je u devet polja korišten polietilen tereftalatom (PET), a u drugih devet porozni riječni kamen. Od biljnih vrsta kod svih 18 polja korištene su biljke *Anthurium sp.*, *Zantedeschia aethiopica* i *Spathiphyllum wallisii*, dok su dva polja bez vegetacija korištena kao kontrolna. Okolišni uvjeti, broj cvjetova i visina biljaka su registrirani. Rezultati istraživanja su otkrili da su obje podloge bile vrlo efikasne u uklanjanju onečišćenja iz otpadne vode. U sistemima sa vegetacijom prosječno uklanjanje nitrata je bilo 28–44%, fosfata 25–45% a fekalnih koliforma 52–65%. U poljima bez vegetacije efikasnost uklanjanja onečišćujućih tvari je bila gotovo 40-50% manja nego u onima sa vegetacijom (Sandoval i sar., 2019).

Dok pjesak kao supstrat ima relativno mali kapacitet sorpcije fosfora, kada je pomiješan sa drugim supstratima njegova adsorbenska sposobnost fosfora se može povećati (Ballantine i Tanner, 2010). Brix i sar. (2001) su predložili da se dodavanjem kalcita i drobljenog mramora može značajno poboljšati sorpcijski kapacitet pjeska. Pjesak obložen sa željeznim aluminij hidroksidom može ukloniti i do 70% fosfora iz otpadnih voda.

U istraživanju koje su proveli Gupta i sar. (2016) manji horizontalni pilot biljni uređaj koji se sastojao iz četiri polja korišten je za prečišćavanje sintetske otpadne vode. U sva četiri polja je bila zasađena biljka *Canna*. Istraživanje je trajalo 7 sedmica, HVZ vode u uređaju je bilo 3 dana, a temperatura $25\pm2^{\circ}\text{C}$. Efikasnost uklanjanja dušika i fosfora je bila veća sa povećanjem HVZ vode u uređaju. Efikasnost uklanjanja fosfora u sva četiri polja se kretala u rasponu od 65,6% do 79,5%.

Kada je riječ o sintetskoj otpadnoj vodi koja je korištena u ovom istraživanju, a koja je po sastavu najvećim dijelom komunalna otpadna voda uz dodatak teških metala, rezultati dobiveni za efikasnost uklanjanja fosfora pokazuju da je ta efikasnost u ovom slučaju nešto veća u odnosu na rezultate koje su dobili drugi autori. Takvim rezultatima su doprinijele ne tako visoke koncentracije fosfora u influentu, HVZ vode od 9 dana, kao i odabir biljnih vrsta (dvofazni biljni uređaj) i supstrata (pijesak i šljunak različitih granulacija) u uređaju.



Slika 33. Izgled biljnog uređaja u proljeće 2020. – te godine



Slika 34. Izgled biljnog uređaja u ljeto 2020 – te godine



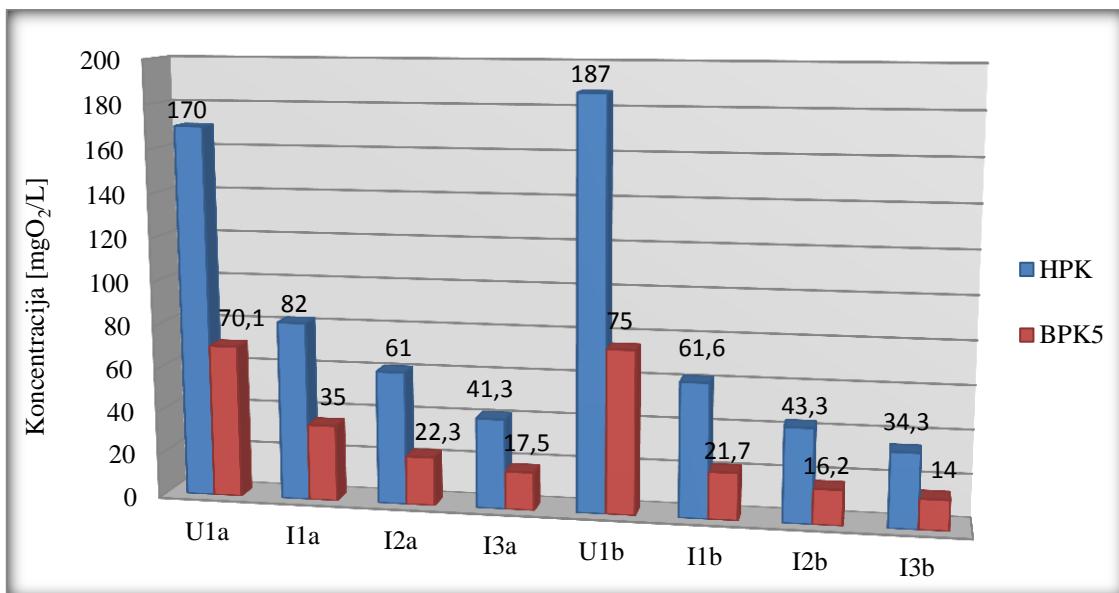
Slika 35 i 36. Izgled pilot biljnog uređaja na Biotehničkom fakultetu u Bihaću u jesen 2020.



Slika 37. Izgled biljnog uređaja u zimu 2020-te godine tokom obrade sintetske otpadne vode

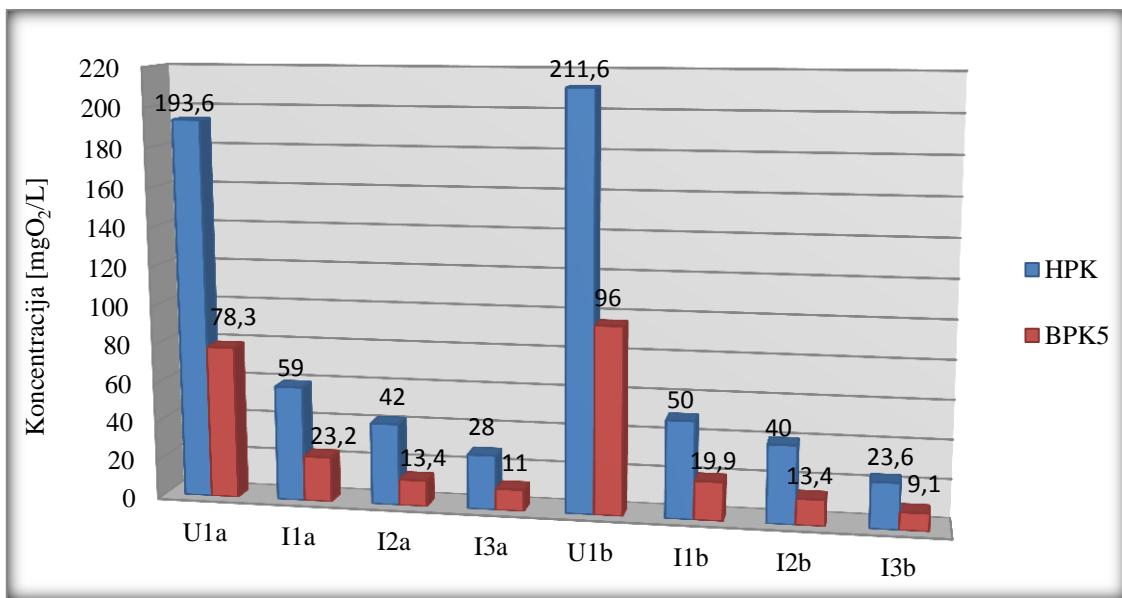
Mnogi biljni uređaji se koriste za tretman otpadnih voda, pri čemu se BPK i HPK koriste kao parametar prisustva organskih tvari. Osim uklanjanja dušika i fosfora, primjenom biljnih uređaja se iz otpadnih voda mogu ukloniti i posebni organski spojevi. Glavni mehanizmi uklanjanja onečišćujućih tvari iz otpadnih voda primjenom biljnih uređaja su volatilizacija, fotohemiska oksidacija, sorpcija, mikrobna razgradnja i aerobna i anaerobna respiracija. Bioaugmentacija sedimenta i sorpcija pomoću makrofita je od posebne važnosti. Biljke usvajaju organske tvari iz otpadne vode u određenim količinama. Općenito je nedovoljno informacija o detaljnem načinu uklanjanja organskih spojeva (Haberl i sar., 2003).

U istraživanju sa sintetskom otpadnom vodom, s obzirom da je u nju dodana i određena koncentracija teških metala, praćenje parametara HPK i BPK₅ je bilo od velike važnosti za praćenje efikasnosti rada biljnog uređaja tokom sva četiri godišnja doba. S obzirom na HVZ od 5,7 i 9 dana, ovi parametri su određivani u efluentu za sve navedene dane, kako bi se mogla pratiti efikasnost razgradnje organske tvari ovisno o HVZ, ali i promjenjivom dotoku vode na uređaj. MDK za HPK i BPK₅ je propisana Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20), pri čemu je granična vrijednost za HPK 125 mg/L, a za BPK₅ 25 mg/L, da bi se voda mogla ispustiti u površinska vodna tijela.



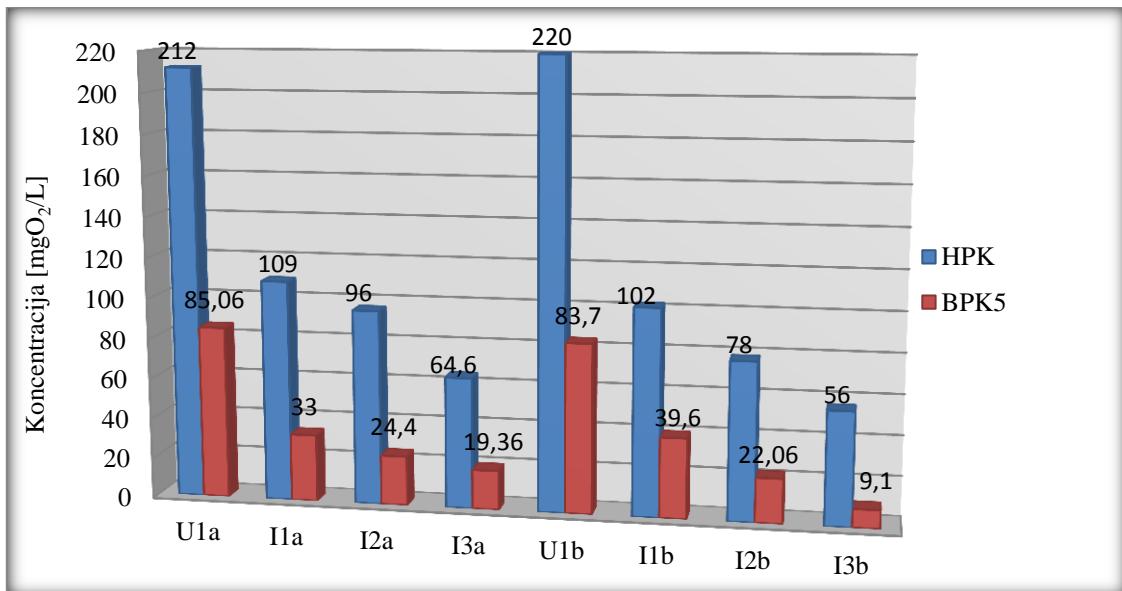
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 50. Sadržaj organskih tvari u sintetskoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2020.godine [mg/L]



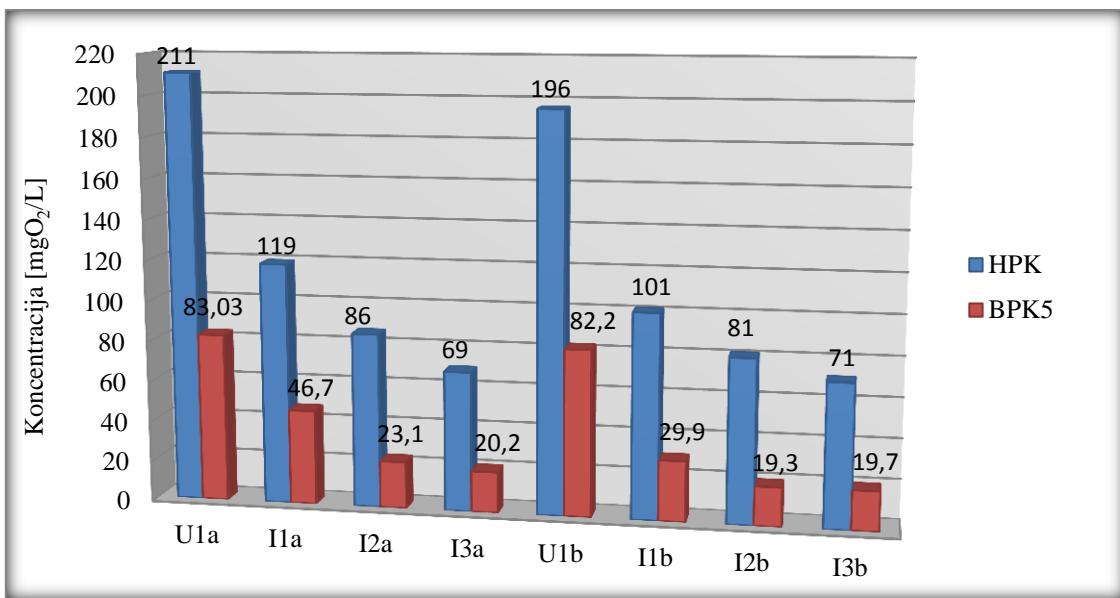
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 51. Sadržaj organskih tvari u sintetskoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2020.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 52. Sadržaj organskih tvari u sintetskoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2020.godine [mg/L]

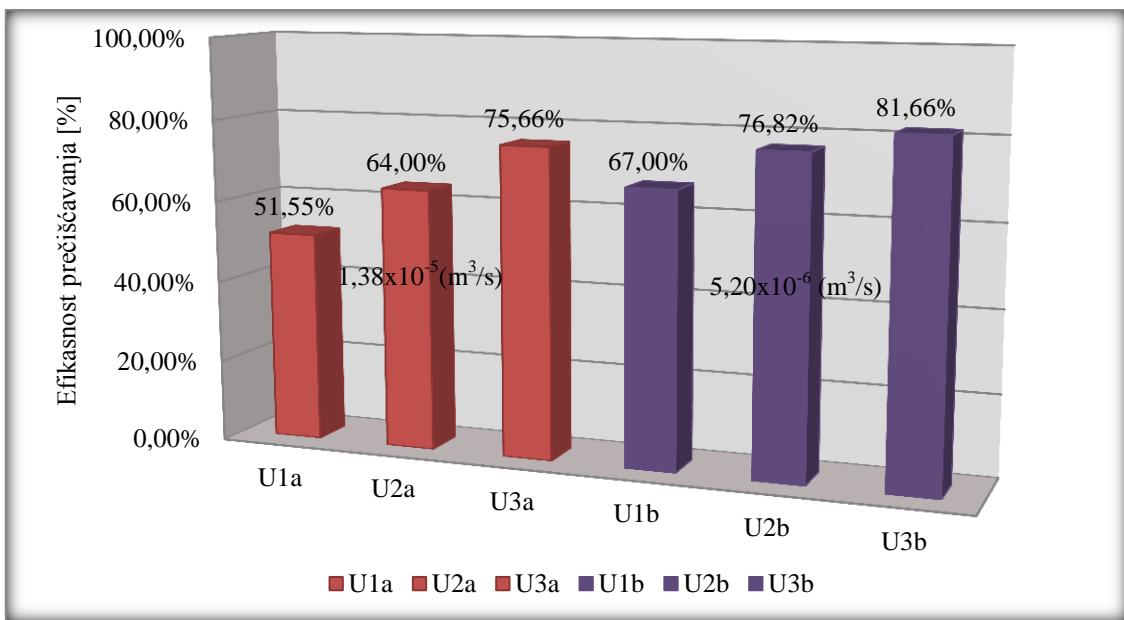


U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 53. Sadržaj organskih tvari u sintetskoj otpadnoj vodi izražen kao HPK i BPK₅ na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2020.godine [mg/L]

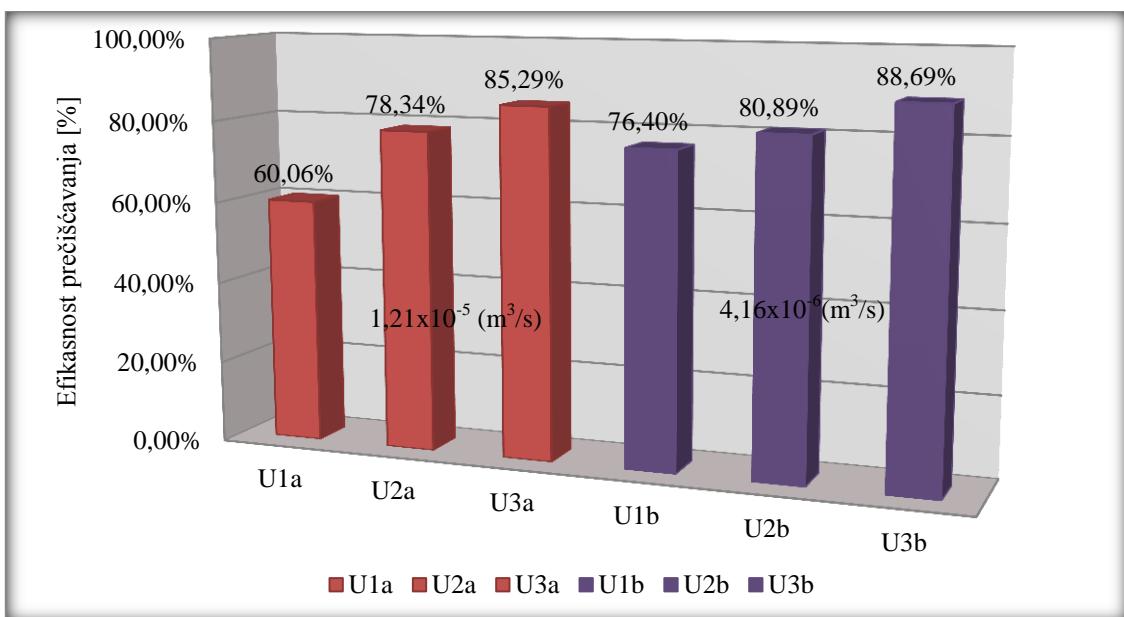
Na Grafikonima 50,51,52 i 53 prikazane su prosječne vrijednosti sadržaja organskih tvari izražen kao HPK i BPK₅ u influantu, kao i u efluentu za HVZ od 5,7 i 9 dana, tokom sva četiri godišnja doba. Najniža HPK vrijednost u influantu je izmjerena u proljeće i iznosila je 170 mg/L, a najveća u jesen, 220 mg/L. Najniža BPK₅ vrijednost u influantu je izmjerena također u proljeće, 70,1 mg/L, a najveća u ljeto, 96 mg/L. Efikasnost uklanjanja organskih tvari je varirala ovisno o protoku i godišnjem dobu, ali se i u ovom slučaju, kao i kod prethodne dvije vrste otpadnih voda, statističkom obradom podataka na osnovu rezultata Kruskal Wallis testa može konstatovati da nisu utvrđene statistički značajne razlike ($p>0,05$) između efikasnosti prečišćavanja sintetske otpadne vode u zavisnosti od protoka. To znači da se i kod sintetske otpadne vode u slučaju protoka prihvata nulta hipoteza.

Na Grafikonima 54,55,56 i 57 prikazana je efikasnost uklanjanja sadržaja organskih tvari izražena kao HPK ovisno o protoku i HVZ, a tokom sva četiri godišnja doba.



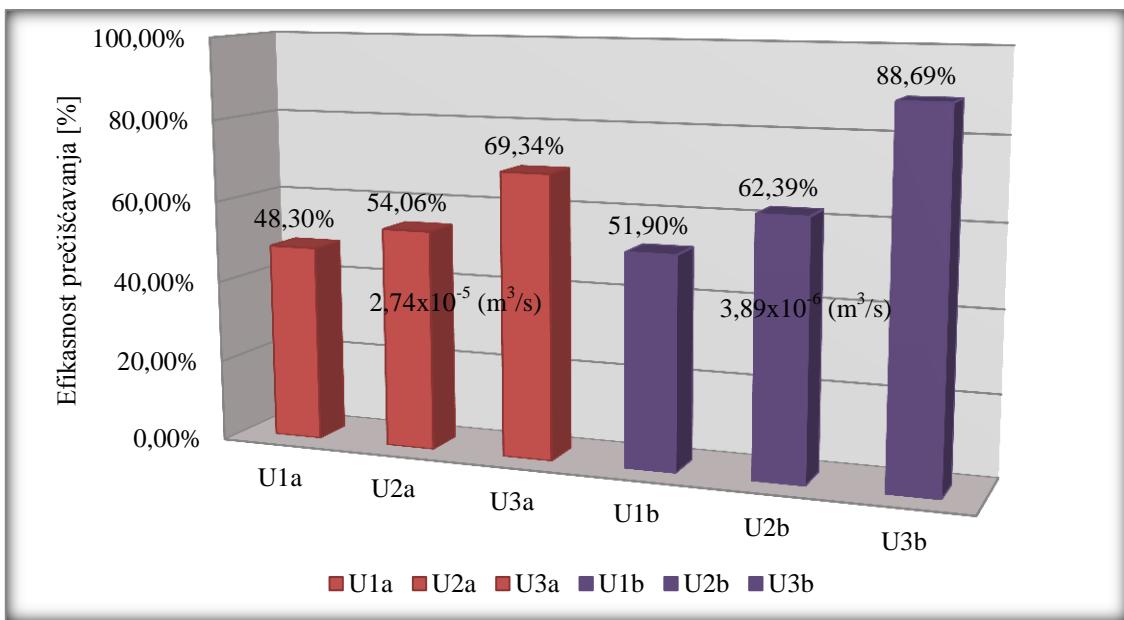
U1a i U1b – efikasnost prečišćavanja nakon 5 dana (uzorak 1 i 2); U2a i U2b – efikasnost prečišćavanja nakon 7 dana (uzorak 1 i 2);; U3a i U3b – efikasnost prečišćavanja nakon 9 dana (uzorak 1 i 2)

Grafikon 54. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u proljeće 2020. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]



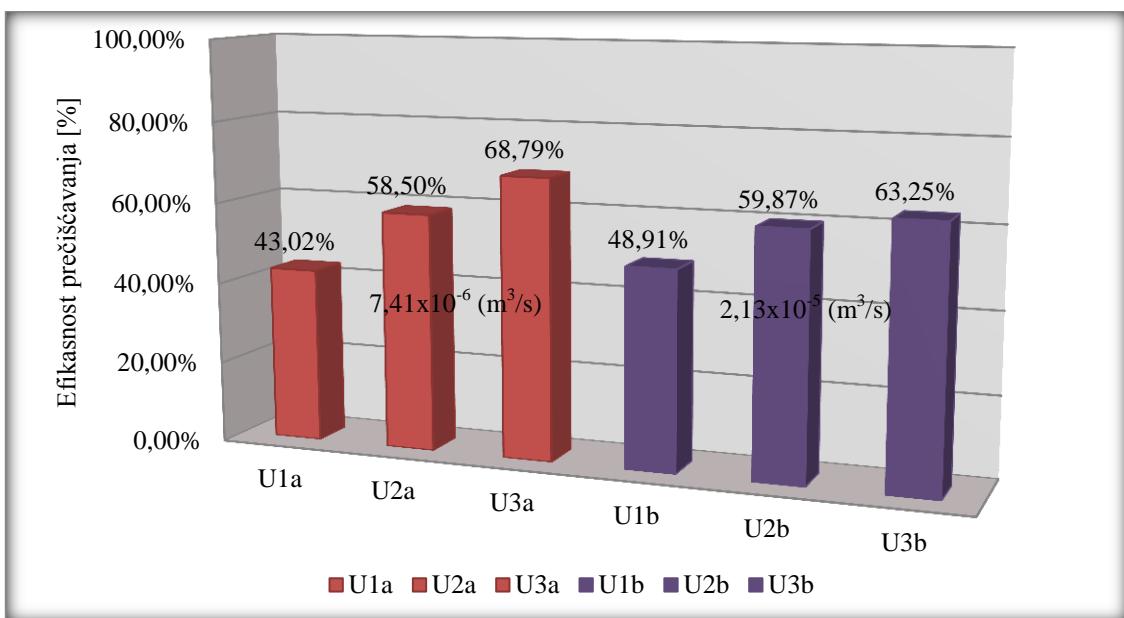
U1a i U1b – efikasnost prečišćavanja nakon 5 dana (uzorak 1 i 2); U2a i U2b – efikasnost prečišćavanja nakon 7 dana (uzorak 1 i 2);; U3a i U3b – efikasnost prečišćavanja nakon 9 dana (uzorak 1 i 2)

Grafikon 55. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u ljeto 2020. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]



U1a i U1b – efikasnost prečišćavanja nakon 5 dana (uzorak 1 i 2); U2a i U2b – efikasnost prečišćavanja nakon 7 dana (uzorak 1 i 2);; U3a i U3b – efikasnost prečišćavanja nakon 9 dana (uzorak 1 i 2)

Grafikon 56. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u jesen 2020. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]



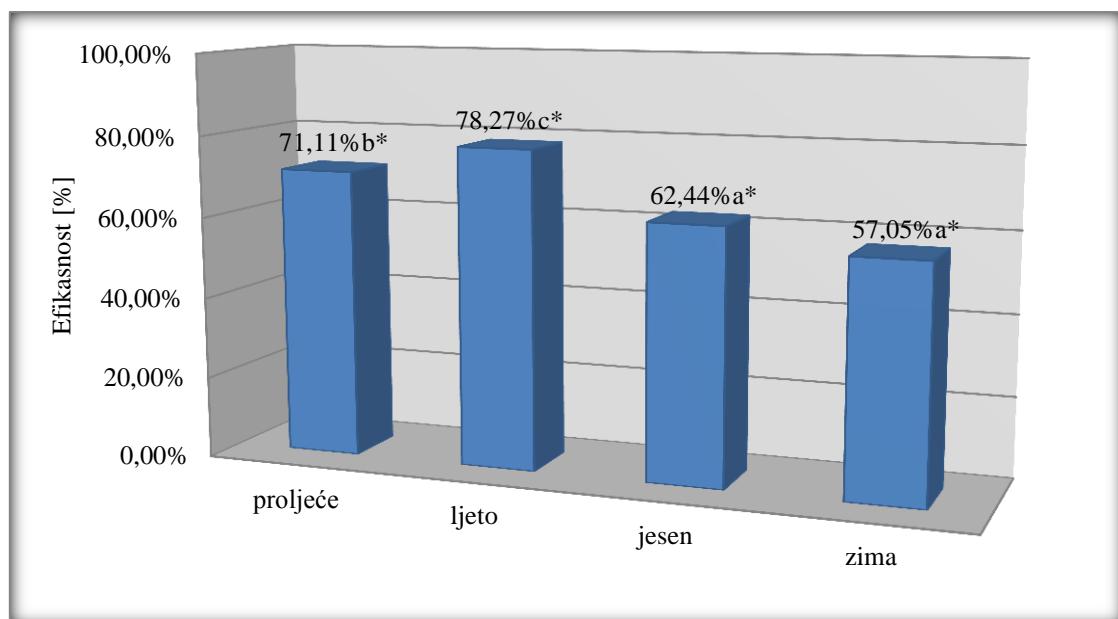
U1a i U1b – efikasnost prečišćavanja nakon 5 dana (uzorak 1 i 2); U2a i U2b – efikasnost prečišćavanja nakon 7 dana (uzorak 1 i 2);; U3a i U3b – efikasnost prečišćavanja nakon 9 dana (uzorak 1 i 2)

Grafikon 57. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja ovisno o protoku i organskom opeterećenju u zimu 2020. godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]

Na grafikonima 54, 55, 56 i 57 se vidi da je najbolja efikasnost, odnosno najmanji sadržaj organskih tvari u efluentu izražen kao HPK postignut sa povećanjem HVZ vode u uređaju. Najmanja koncentracija organskih tvari u efluentu je bila za HVZ od 9 dana tokom sva četiri godišnja doba. I BPK₅ vrijednosti su se smanjivale ovisno o HVZ vode u uređaju. Najbolja efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao BPK₅ je također bila za HVZ od 9 dana, kroz sva četiri godišnja doba. I efikasnost uklanjanja BPK₅ je bila veća pri manjem protoku vode.

S obzirom na granične vrijednosti HPK i BPK₅ propisane Uredbom (Uredba, 2020), te na osnovu vrijednosti dobivenih rezultata za HPK i BPK₅ za sintetsku otpadnu vodu za HVZ od 9 dana, na Grafikonima 54, 55, 56 i 57 može se vidjeti da su te vrijednosti u skladu sa zakonskom regulativom, te se voda kao takva može ispustiti u površinska vodna tijela, što je u ovom slučaju bio potok Drobina.

Na Grafikonu 58 je prikazana ukupna efikasnost uklanjanja sadržaja organskih tvari izražena kao HPK ovisno o godišnjem dobu. Rezultati su dobiveni za HVZ od 9 dana.



*Prosječne vrijednosti označene istim slovom se ne razlikuju značajno prema Mann-Whitney U - testu na razini P ≤ 0,05

Grafikon 58. Efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja po sezonomama u toku 2020-te godine, izražena kroz hemijsku potrošnju kisika (HPK) [%]

Kada su u pitanju godišnja doba, efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom horizontalnog biljnog uređaja sa podpovršinskim tokom vode izražena kroz HPK je bila najmanja u zimu, 57,05%, a zatim u jesen, 62,44%. U proljeće je ta efikasnost bila 71,11%, a najveća je bila u ljetnom periodu, 78,27%. Kada je u pitanju godišnje doba kao

faktor uticaja na efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom pilot biljnog uređaja, možemo konstatovati da je godišnje doba signifikantno ($p \leq 0,05$) uticalo na efikasnost prečišćavanja (Grafikon 58). Efikasnost prečišćavanja i uklanjanja sadržaja organskih tvari izraženih kao HPK je bila najmanja u zimskom periodu, te je na osnovu značajnosti razlika testiranih Mann-Whitney U testom vidljivo da se statistički značajno razlikuje u odnosu na proljeće i ljeto, dok između jeseni i zime nema statistički značajne razlike ($p > 0,05$). Također statistički značajna razlika u efikasnosti prečišćavanja postoji između ljetnog perioda i ostalih godišnjih doba, jer je u ljetnom periodu utvrđena najveća efikasnost prečišćavanja. U ovom slučaju se prihvata apsolutna, a odbacuje nulta hipoteza. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao BPK₅ je također bila najmanja u zimskom periodu i to 76,01%. Efikasnost rada biljnog uređaja i razgradnja organskih tvari izraženih kao BPK₅ se povećala u ljetnom periodu, kada je iznosila 89,69%.

HPK i BPK₅ vrijednosti u prečišćenoj otpadnoj vodi za sva četiri godišnja doba su bile u skladu sa zakonskom regulativom, s tim što treba uzeti u obzir da su se za dobivanje rezultata za efiksnost uklanjanja organskih tvari uzimale vrijednosti HPK i BPK₅ za HVZ od 9 dana. Na osnovu rezultata može se vidjeti da su godišnja doba, odnosno prisustvo vegetacije i više temperature signifikantno uticali na efikasnost uklanjanja sadržaja organskih tvari. S druge strane, efikasnost je bila veća pri manjem dotoku vode na uređaj, ali nije bilo statistički značajnih razlika kada je protok u pitanju. Zbog prisustva veće koncentracije teških metala razgradnja organskih tvari do MDK propisane Uredbom (Uredba, 2020) je bila sporija, ali su prihvatljive vrijednosti postignute sa produženim vremenom zadržavanja vode u uređaju.

Sheoran i Sheoran (2006) su u svom istraživanju pratili efikasnost uklanjanja teških metala i organskih tvari iz otpadne vode primjenom horizontalnog biljnog uređaja. Oni su u tom istraživanju dobili da je efikasnost uklanjanja ukupno otopljenih tvari i organskih sastojaka izraženih kao HPK i BPK₅ 75% do 80%.

U istraživanju koje su proveli Collison i Grismer (2013) korišten je horizontalni biljni uređaj sa podpovršinskim tokom vode, pri čemu je ispitivana efikasnost uklanjanja dušika i organskih tvari iz komunalne i sintetske otpadne vode. Uređaj se sastojao iz dva polja. U prvo polje je bila zasađena biljka *Typha latifolia*, a u drugom polju nije bilo zasađeno ništa. Kao supstrat je korišten kamen (zdrobljena stijena), a HVZ u cijelom uređaju je bilo 4 dana. Analize su rađene od 07.11. – 19.12.2008.; 05.02. – 24-03.2009.; 25.03. – 28.04.2009. i 29.04. – 09.06.2009. godine. Efikasnost uklanjanja organskih tvari u komunalnoj otpadnoj vodi izraženih kao HPK u prvoj fazi istraživanja je bila 80,2%, u drugoj 85,3%, u trećoj 76,1% i u četvrtoj 781,1%. Kod sintetske otpadne vode ta efikasnost je u prvoj fazi bila 51%,

u drugoj 85,4%, u trećoj 93,2% i u četvrtoj 88%. Ukupna efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK za komunalnu otpadnu vodu je bila 78,8%, a za sintetsku otpadnu vodu 88,8%.

U istraživanju koje su proveli Gupta i sar. (2016) korišten je manji horizontalni pilot biljni uređaj. Uredaj je korišten je za prečišćavanje sintetske otpadne vode, a sastojao se iz četiri polja. Prvo polje je bilo kontrolno, bez biljaka, a u ostala tri polja je bila zasađena biljka *Canna*. Istraživanje je trajalo 7 sedmica a HVZ vode u uređaju je bilo 3 dana. Prosječna efikasnost uklanjanja organskih tvari za biljni uređaj izraženih kao HPK je bila 91,3%. Uklanjanje organskih tvari je bilo najmanje u prvom, kontrolnom polju (78,07%), što znači da na efikasnost rada biljnog uređaja utiče da li je sa vegetacijom ili bez.

Haryani i sar. (2020) su proveli istraživanje sa sintetskom otpadnom vodom u bilnjom uređaju sa pod površinskim tokom vode. Ovo istraživanje provedeno je na bilnjom uređaju u južnoj Jakarti, Indonezija. Kao supstrat su korišteni riječni kamen, šljunak, pjesak i tlo. Istraživanje je provedeno sa vodenim biljkama *Echinodorus palaefolius* i *Vetiveria zizanioides*. Zasađen je jednak broj biljaka, s tim da je razmak između biljaka bio 25 cm. HVZ u uređaju je bio 2,4,6 i 8 dana. Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao BPK je bila najveća šesti dan i iznosila je 46,37%. Najveća efikasnost uklanjanja HPK zabilježena je četvrti dan, 27,22%, dok je najmanja efikasnost uklanjanja HPK bila drugi dan i to 9,52%.

U studiji u kojoj se pratila efikasnost uklanjanja HPK pomoću biljnog uređaja u kojem je bila zasađena biljka *Thypa Angustifolia* najveći postotak smanjenja HPK je bio 91,8%, a najmanji 18,4%. Efikasnost uklanjanja organskih tvari iz otpadne vode primjenom biljnog uređaja ovisi o njihovoj koncentraciji i HVZ vode u uređaju (Lestari, 2012).

U istraživanju koje je provedeno sa sintetskom otpadnom vodom, gdje su u bilnjom uređaju korištene biljke *Chrysopogon Zizanoides*, *Thypa Angustifolia* i *Cyperus Papirus*, postignuta je efikasnost uklanjanja BPK od 61,54% (Chou i sar., 2012).

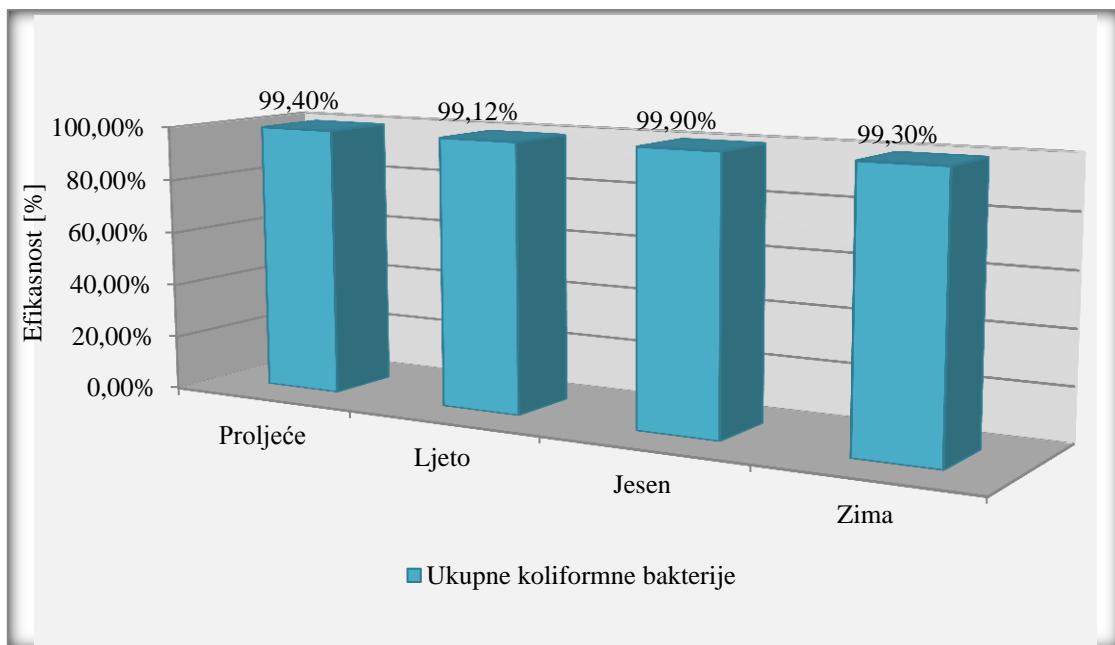
Mavioso i Galvao (2010) su proveli istraživanje na tri eksperimentalna horizontalna biljna uređaja sa pod površinskim tokom vode. Istraživanje je provedeno u Lisabonu, a praćeni su fizičko – hemijski parametri sintetske otpadne vode koja je puštana kroz biljne uređaje. U uređajima su bile zasađene biljne vrste *Phragmites australis* i *Scirpus*, a pratila se efikasnost uklanjanja HPK ovisno o vegetaciji. Svaki uređaj se sastojao iz tri polja – prvo polje bez vegetacije, drugo u kojem je bila biljka *Phragmites australis* i treće u kojem je bila zasađena biljka *Scirpus*. Polja bez vegetacija su tretirana kao kontrola. Istraživanje je trajalo od januara do jula 2010. godine. HVZ vode u uređaju je bilo 7 dana. Statistička analiza je pokazala da nema značajnih razlika u efikasnosti uklanjanja organskih tvari između vrsta *Phragmites*

australis i *Scirpus*. Prosječna efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK se kretala između 62% (kontrola) i 70% (*Scirpus*). Dobivene vrijednosti općenito su niže od onih dobivenih u drugim studijama. Posađeni makrofiti nisu dostigli puni vegetacijski ciklus tokom istraživanja, što bi moglo objasniti dobivene rezultate.

Na osnovu pregleda literature može se vidjeti da dolazi do odstupanja u efikasnosti uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK i BPK₅ iz sintetske otpadne vode, ovisno o supstratu, biljnoj vrsti, godišnjem dobu i početnoj koncentraciji HPK i BPK₅. Rezultati dobiveni u ovom istraživanju se nalaze u rasponu dobivenih rezultata drugih autora, s tim što treba uzeti u obzir da se efikasnost uklanjanja organskih tvari pratila u uzorcima vode koja je prošla kroz oba polja, tj. ukupna efikasnost rada biljnog uređaja. U radu nije praćena pojedinačna sposobnost korištenih biljnih vrsta za uklanjanje organskih tvari iz otpadnih voda.

Bakterije su prokariotski mikroorganizmi čija se veličina kreće od 0,1 - 5 µm. Bakterije se obično nalaze u fecesu s normalnom populacijama oko 10^{11} organizama/g. Kada se bakterije nalaze u svom normalnom životnom ciklusu vrlo ih je lako ukloniti ili inaktivirati u otpadnim vodama (Weber i Legge, 2008). Virusi, bakterije i protozoe ponašaju se sasvim različito unutar biljnog uređaja te se iz otpadne vode uklanjanju različitim brzinama. Dva najpopularnija i najčešće korištena testa koji su pokazatelji mikrobiološkog onečišćenja su testovi za ukupne i fekalne koliforme. Testovi za ukupne koliformne bakterije uključuju gram negativne, fakultativno anaerobne i štapičaste bakterije koje ne tvore spore (Kadlec i Knight, 1996).

Mikrobiološka analiza uzoraka sintetske otpadne vode, kao i prečišćene otpadne vode, rađena je postupkom membranske filtracije, kao što je to bio slučaj i kod prethodnih uzoraka vode, pri čemu su korištene gotove podloge za određivanje ukupnog broja koliformnih bakterija. Mikrobiološka analiza efluenta je rađena za HVZ od 5,7 i 9 dana, te je na Grafikonu 59 prikazana efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija na kraju svake sezone, za HVZ od 9 dana. Grafikon prikazuje rezultate dobivene na osnovu aritmetičke sredine rezultata za sva četiri godišnja doba.



Grafikon 59. Efikasnost uklanjanja ukupnih koliformnih bakterija iz sintetske otpadne vode primjenom biljnog uređaja, dobivena na osnovu aritmetičke sredine rezultata po sezonomama u toku 2020-te godine [%]

Vrijednost za ukupne koliformne bakterije u influantu se kretala od 10^4 do 10^6 (br/100 ml), dok se u efluentu za HVZ od 9 dana ta vrijednost kretala od 10^2 do 10^3 (br/100 ml) (Tabele 16,17,18 i 19). Efikasnost uklanjanja kolifomnih bakterija je bila najveća u jesen i to 99,90%. U proljeće je ta efikasnost bila 99,40%, a u ljeto 99,12%. U zimskom periodu efikasnost uklanjanja kolifomnih bakterija je bila 99,30%. Rezultati pokazuju da je efikasnost uklanjanja koliformnih bakterija iz sintetske otpadne vode iznimno visoka, tokom sva četiri godišnja doba, neovisno o dotoku vode na uređaj. Na osnovu dobivenih rezultata se može vidjeti da je bolja efikasnost što je druže vrijeme zadržavanja vode u uređaju, te se zbog toga konačni rezultati za godišnja doba uzimaju za HVZ vode od 9 dana. Odabrane biljne vrste, odnosno prisustvo vegetacije su povoljno uticali na efikasnost uklanjanja koliformnih bakterija, kao i odabir supstrata, ali i prethodno taloženje prije puštanja vode kroz biljni uređaj.



Slika 38 i 39. Mikrobiološka analiza uzoraka

Vymazal (2005) je u svom istraživanju predstavio efikasnost uklanjanja 4 različite indikatorske grupe bakterija iz otpadnih voda primjenom različitih biljnih uređaja. Zabilježena je efikasnost uklanjanja u rasponu od 65% do 99%, pri čemu je najviša stopa uklanjanja zabilježena kod hibridnih sistema, zatim kod horizontalnih biljnih uređaja sa pod površinskim tokom vodom i na kraju kod uređaja sa slobodnim tokom vode. Vertikalni biljni uređaji nisu bili uključeni u ovom istraživanje.

Karathanasis i sar. (2003) su utvrdili da biljni uređaji sa vegetacijom postižu najbolju efikasnost tokom toplijih mjeseci, dok uređaji u kojima nema vegetacije postižu bolju efikasnost tokom zime. Hench i sar. (2003) su utvrdili povećanu koncentraciju otopljenog kisika i veću efikasnost uklanjanja fekalnih koliforma, enterokoka, *Salmonelle*, *Shigelle* i *Yersinie* u biljnim uređajima sa vegetacijom nego u onima bez vegetacije. Rivera i sar. (1995) su u svom istraživanju ustanovili da su biljni uređaji sa vegetacijom efikasniji u uklanjanju ukupnih i fekalnih koliformnih bakterija od onih bez vegetacije, pri čemu je kao supstrat korišten šljunak i zemlja. Pri tome nije primjećena značajna razlika u efikasnosti njihovog uklanjanja ovisno o vrsti biljaka (*P.australis* ili *Typha*).

Jillson i sar. (2001) su izvijestili o prosječnom uklanjanju fekalnih koliforma tokom ljetnog perioda od 96,7%, a prosječno uklanjanje u zimskom periodu je bilo 99%.

Zdragas i sar. (2002) su prijavili da je koliformna populacija znatno inaktivirana sunčevim zračenjem pri niskim temperaturama (<10°C), a da su u manjem stepenu inaktivirane pri višim temperaturama. To pokazuje da su mehanizmi uklanjanja patogena sinergijski povezani i ne mogu se proučavati ili kvantificirati neovisno.

Garcia i sar. (2003) pokazali su da se omjer mikrobne inaktivacije povećava kako se povećava HVZ vode u uređaju, dok se ne postigne određena vrijednost zasićenja kisikom (3 dana za uređaj u ovom istraživanju). Garcia i sar. (2003) također su pokazali da vrijednost

omjera mikrobne inaktivacije na razini zasićenja ovisi o granuliranom mediju koji se nalazi u polju biljnog uređaja. Green i sar. (1997) pokazali su da se efikasnost uklanjanja patogena primjenom biljnog uređaja smanjuje tokom vlažnog vremena, vjerojatno zbog smanjenog HVZ vode u uređaju i smanjenog opterećenja patogenima.

Interakcija između biljaka i bakterijskih zajednica koje se nalaze u supstratu biljnog uređaja još je jedan od glavnih faktora koji utiče na dinamiku bakterijskih zajednica u močvarnim sistemima. Vodene biljke, poput *Phragmites australis*, imaju sposobnost prijenosa kisika iz svog tkiva i ispuštanja u rizosferu (Karathanasis i Johnson 2003).

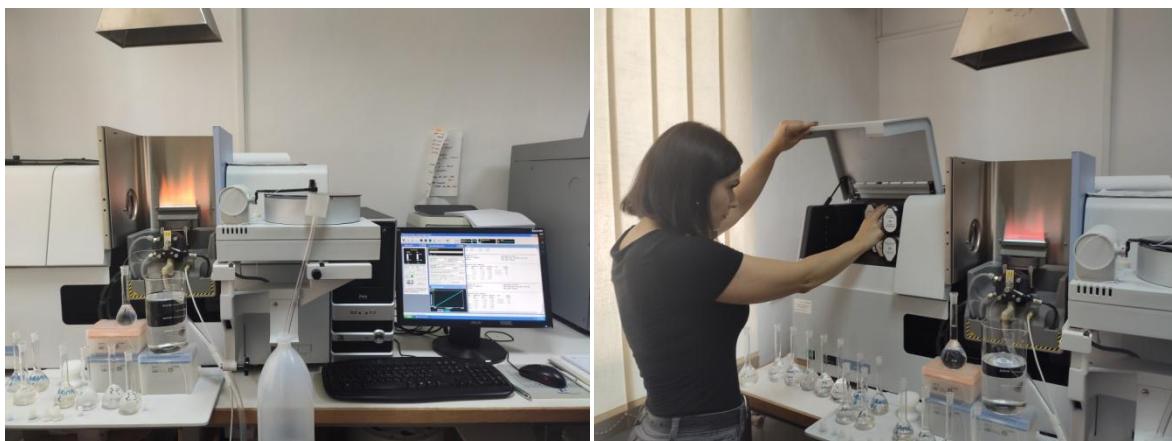
Biljni uređaji su se pokazali kao efikasan način uklanjanja i inaktivacije patogena iz otpadnih voda. U biljnim uređajima koji se koriste za tretman otpadnih voda procesu uklanjanja patogena najčešće prethode postupci filtracije ili taloženja. Brojni autori koji su u svojim istraživanjima koristili različite biljne uređaje za tretman otpadnih voda izvijestili su da je efikasnost uklanjanja patogena iznad 99,99% (Weber i Legge, 2008).

Na osnovu toga može se vidjeti i da su rezultati za efikasnost uklanjanja koliformnih bakterija dobiveni u ovoj doktorskoj disertaciji u skladu sa rezultatima drugih autora.

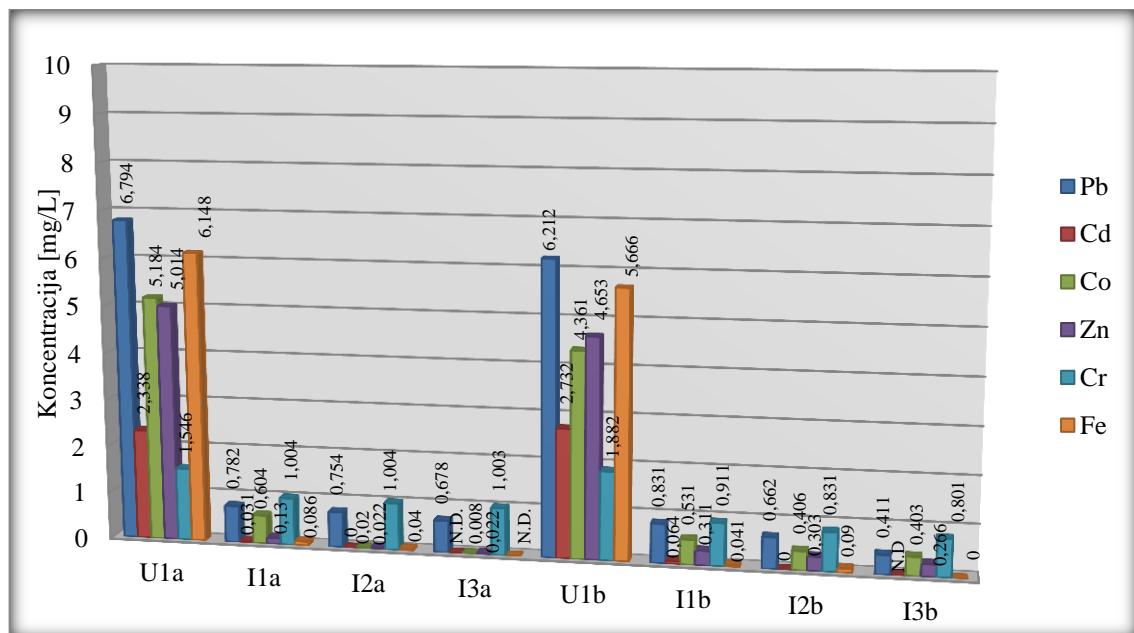
Onečišćujuće tvari iz otpadnih voda primjenom biljnih uređaja se uklanjaju fizičkim, hemijskim i biološkim procesima, i ne postoji samo jedan način koji bi opisao procese koji su uključeni u uklanjanje ovih tvari.

Kada teški metali dospiju u biljni uređaj sa pod površinskim tokom vode, oni se raspoređuju između komponenata uređaja. Glavne komponente uređaja su supstrat, voda i vegetacija (Sheoran i Sheoran, 2006). Glavni procesi odgovorni za uklanjanje teških metala iz otpadnih voda primjenom biljnih uređaja su vezanje za granulirani medij, sediment, čestice i topive organske sastojke; te usvajanje od strane biljaka i bakterija (Garcia i sar., 2010).

Tokom analize sintetske otpadne vode i praćenja efikasnosti rada biljnog uređaja akcenat je stavljen na teške metale, jer su u sintetsku otpadnu vodu dodane određene koncentracije pojedinih teških metala (Pb, Cd, Co, Zn, Cr i Fe), a koje su bile i po nekoliko puta veće od MDK propisanih Uredbom (Uredba, 2020). Koncentracije teških metala dodanih u sintetsku otpadnu vodu opisane su u dijelu Materijali i metod rada. Koncentracija teških metala je određena u influantu i efluentu tokom sva četiri godišnja doba. Koncentracija teških metala u efluentu je određena za HVZ od 5,7 i 9 dana.

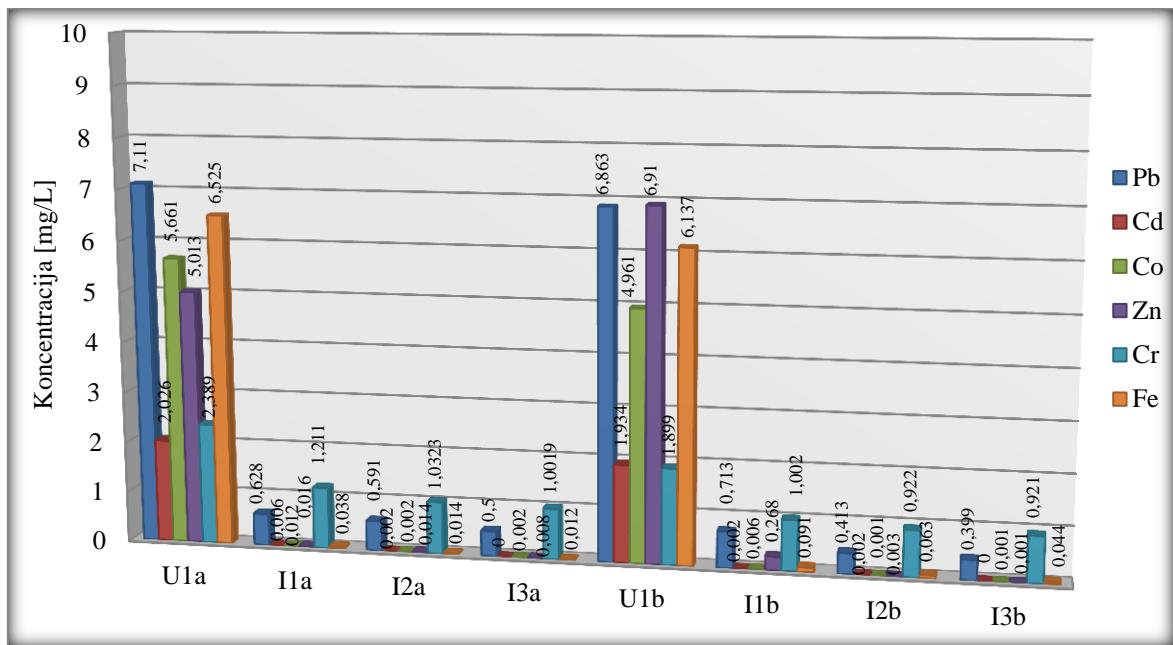


Slika 40 i 41. Određivanje teških metala na atomcu marke Perkin Elmer AA800 u laboratoriji Biotehničkog fakulteta u Bihaću



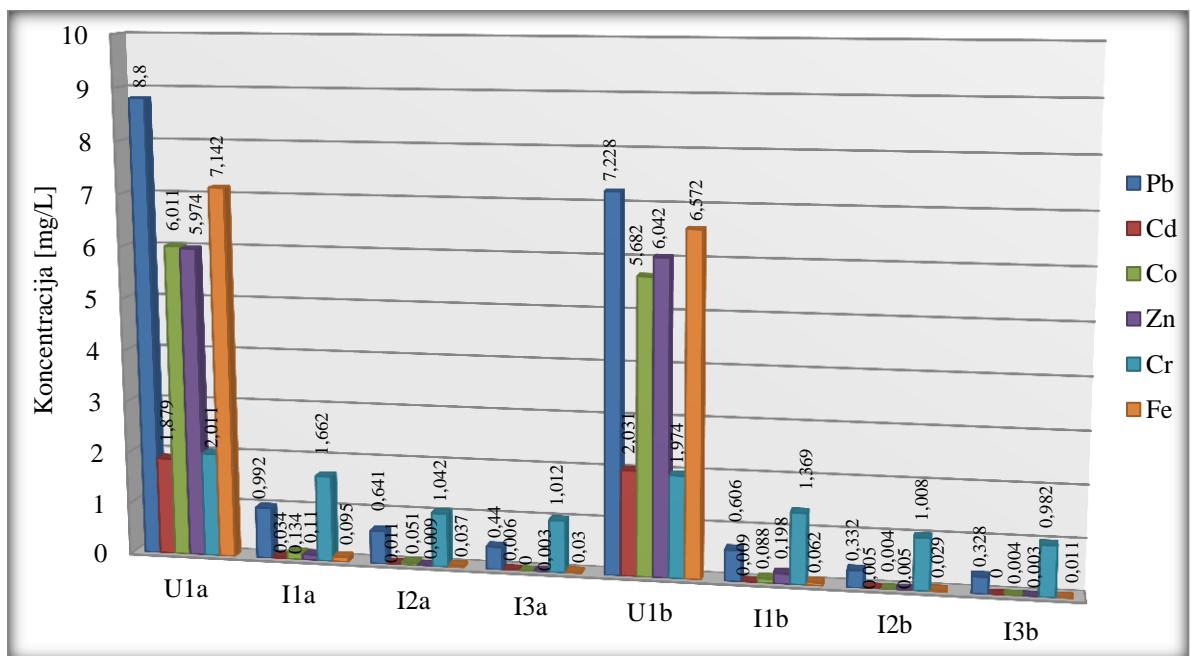
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 60. Koncentracija teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u proljeće 2020.godine [mg/L]



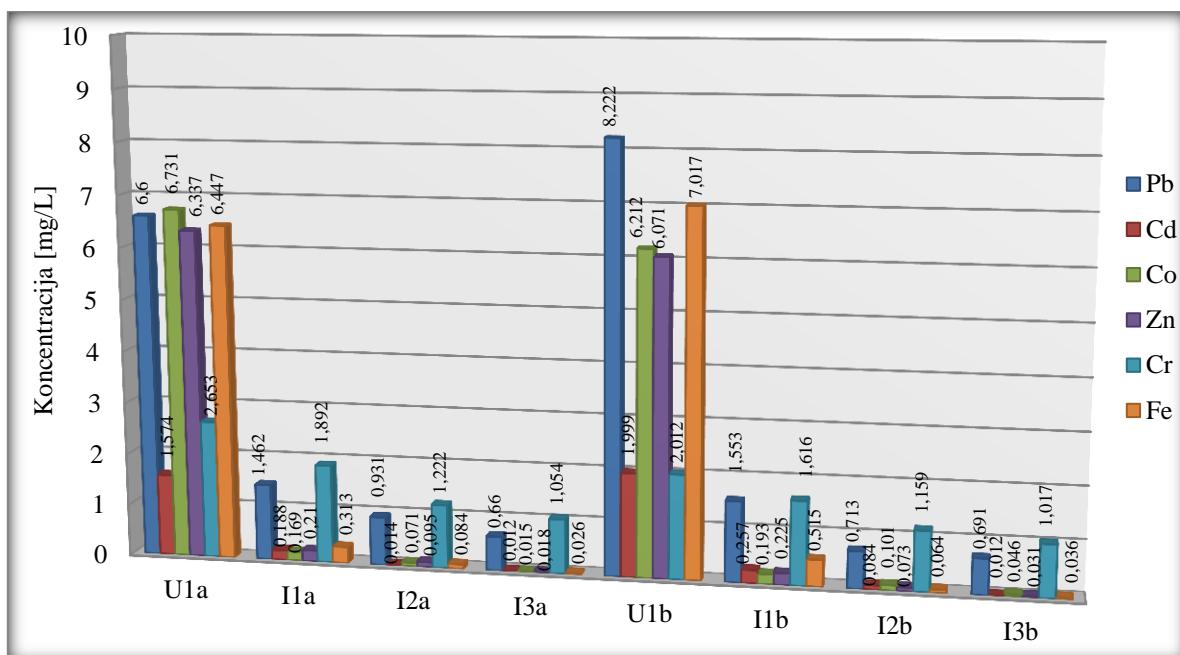
U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 61. Koncentracija teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u ljeto 2020.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 62. Koncentracija teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u jesen 2020.godine [mg/L]



U1a i U1b – Ulaz u biljni uređaj prvi dan (uzorak 1 i 2); I1a i I1b – Izlaz iz biljnog uređaja peti dan nakon uzorkovanja influenta; I2a i I2b – Izlaz iz biljnog uređaja sedmi dan nakon uzorkovanja influenta; I3a i I3b – Izlaz iz biljnog uređaja deveti dan nakon uzorkovanja influenta (za uzorke 1 i 2)

Grafikon 63. Koncentracija teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi na ulazu i izlazu iz biljnog uređaja, ovisno o protoku i organskom opterećenju u zimu 2020.godine [mg/L]

Tokom analize sintetske otpadne vode prije puštanja u biljni uređaj koncentracije svih navedenih teških metala (Pb, Cd, Co, Zn, Cr i Fe) su bile iznad MDK propisane Uredbom (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20). Od navedenih teških metala, u influentu je tokom sva četiri godišnja doba najveća koncentracija utvrđena za Pb, a najmanja za Cr. Najveća koncentracija Pb u influentu zabilježena je u jesen, 8,8 mg/L, dok je najveća koncentracija Cr, koji se u sintetskoj otpadnoj vodi nalazio u najmanjoj koncentraciji u odnosu na druge teške metale, zabilježena u proljeće i to 1,546 mg/L. Tokom sva četiri godišnja doba HVZ vode u uređaju je bilo 5,7 i 9 dana. S obzirom da su koncentracije teških metala u efluentu za HVZ od 5 i 7 dana uglavnom bile iznad MDK propisane Uredbom (Uredba, 2020), za utvrđivanje efikasnosti uklanjanja teških metala primjenom ovog biljnog uređaja uzima se HVZ od 9 dana. Rezultati ovog istraživanja su pokazali da se bolja efikasnost uklanjanja teških metala iz sintetske otpadne vode postiže povećanjem HVZ vode u uređaju tokom sva četiri godišnja doba (Grafikoni 60,61,62 i 63).

Koncentracija Cd, Co, Zn i Fe u efluentu nakon HVZ od 9 dana tokom sva četiri godišnja doba je bila u skladu sa zakonskom regulativom i ispod MDK propisane Uredbom za ove teške metale. Rezultati analiza su pokazali da je efikasnost uklanjanja ova četiri teška

metala (Cd, Co, Zn i Fe) tokom sva četiri godišnja doba bila iznimno visoka, odnosno >99%. Za razliku od ova četiri teška metala, koncentracija Pb u efluentu je jedino u zimskom periodu bila iznad MDK, neovisno o protoku, dok je koncentracija Cr u svim uzorcima efluenta tokom sva četiri godišnja doba bila iznad MDK propisane Uredbom.

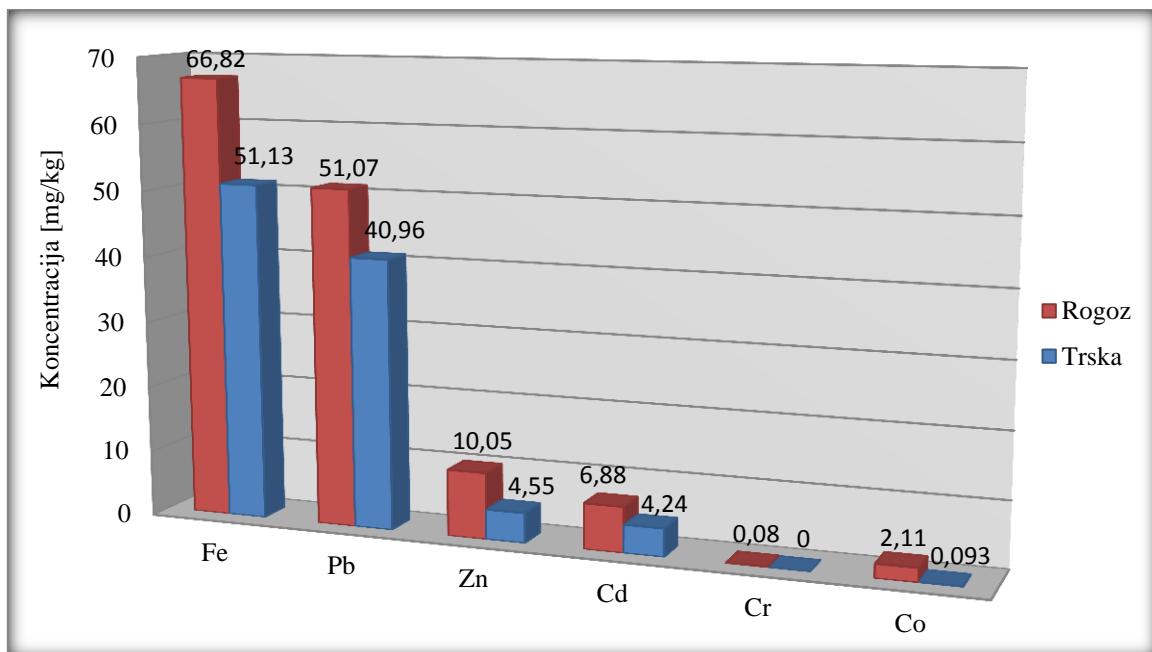
Efikasnost uklanjanja Pb je bila najveća u jesen, 95,23% i ljetu, 93,23%, dok je najmanja bila u zimskom periodu, 90,8%. Također, ta efikasnost je bila veća pri manjem protoku vode. Produceno vrijeme zadržavanja vode u uređaju tokom zimskog perioda bi vjerovatno smanjilo koncentraciju Pb na prihvaljivu razinu i sigurnu za ispuštanje vode u površinska vodna tijela. Efikasnost uklanjanja Cr je bila znatno niža u odnosu na efikasnost uklanjanja ostalih teških metala, i to tokom sva četiri godišnja doba i neovisno o protoku. Efikasnost uklanjanja Cr je bila najmanja u proljeće, 46,28%, a najveća u zimskom periodu, 54,87%. Za razliku od ostalih teških metala, efikasnost uklanjanja Cr je bila najveća u zimskom periodu, ali i dalje nije bila dovoljna da bi se koncentracija Cr svela na prihvatljivu razinu. Sve vrijednosti za efikasnost uklanjanja teških metala tokom sva četiri godišnja doba su dobivene za HVZ od 9 dana, jer su rezultati analize vode pokazali da se bolja efikasnost uklanjanja teških metala postiže što je duže vrijeme zadržavanja vode u uređaju. Istraživanje pokazuje da je izgrađeni horizontalni pilot biljni uređaj sa podpovršinskim tokom vode efikasan u uklanjanju teških metala (Pb, Cd, Co, Zn i Fe), te da se bolja efikasnost postiže sa produženim vremenom zadržavanja vode u uređaju. Rezultati ovog istraživanja također pokazuju da uređaj nije efikasan u uklanjanju Cr iz otpadne vode, te se ne preporučuje za tretman voda za povećanom koncentracijom ovog teškog metala. Rezultati ovog istraživanja su pokazali da odabrane biljne vrste dobro usvajaju teške metale putem korijenovog sistema, pri čemu se postiže zadovoljavajuća efikasnost njihovog uklanjanja iz otpadne vode. Određena koncentracija teških metala se također zadržava i na supstratu.

Koncentracija teških metala je nakon provedenih sezonskih ispitivanja sa sintetskom otpadnom vodom određena i u biljnog materijalu, tj. u biljkama koje su zasađene u biljnom uređaju (*Typha latifolia* i *Phragmites australis*). Za analizu teških metala kao i kod prethodnih analiza je korišten nadzemni dio biljke, tačnije list (Slika 42). Uzorci rogoza i trske za analizu teških metala su uzeti metodom slučajnog odabira (15 – 20 biljaka), a mjerena su urađena u tri ponavljanja.



Slika 42. Priprema biljnog materijala za određivanje teških metala na AAS

Na Grafikonu 64 prikazane su vrijednosti teških metala u biljkama (rogoz i trska), a koje su dobivene na osnovu aritmetičke sredine rezultata dobivenih iz tri ponavljanja.



Pb – olovo; Fe – željezo; Zn – cink; Cd – kadmij; Cr – hrom; Co – kobalt
N.D. – nije detektovano

Grafikon 64. Koncentracija teških metala u biljkama (rogoz i trska) nakon završenih sezonskih ispitivanja prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom pilot biljnog uređaja [mg/kg]

Na osnovu dobivenih rezultata može se vidjeti da je najveća koncentracija svih teških metala (Pb, Co, Cr, Fe, Zn i Cd) detektirana u listovima rogoza, koji se nalazi u prvom polju biljnog uređaja, dok je u listovima trske koncentracija navedenih teških metala bila manja. U listovima biljaka najveće koncentracije su zabilježene za Fe i Pb. Koncentracija Fe u listovima rogoza je bila 66,82 mg/kg, a u listovima trske 51,13 mg/kg, dok je koncentracija Pb u listovima rogoza bila 51,07 mg/kg, a u listovima trske 40,96 mg/kg. Od ostalih teških metala, koncentracija Zn u listova rogoza je bila 10,05 mg/kg, a u listovima trske 4,55 mg/L. Koncentracija Cd i Co u listovima rogoza i trske je bila <10 mg/kg, dok je koncentracija Cr u listovima rogoza bila samo 0,08 mg/L, a u listovima trske ga nije nikako ni bilo. Može se vidjeti da navedene biljke slabo ili gotovo nikako ne akomuliraju Cr iz otpadne vode.

Veća koncentracija teških metala (Pb, Co, Cr, Fe, Zn i Cd) je zabilježena u listovima biljke koja je zasađena u prvom polju biljnog uređaja (rogoz), isto kao i kod komunalne otpadne vode, s obzirom da je rogoz dobar fitoremedijator i iz tog razloga se često stavlja u prvo polje uređaja. Navedene koncentracije teških metala nisu uticale na izgled i rast biljaka.

Pilot biljni uređaj je pokazao visoku efikasnost uklanjanja teških metala tokom sva četiri godišnja doba, osim Cr, čija je koncentracija u efluentu i nakon HVZ od 9 dana bila iznad MDK. Produženo vrijeme zadržavanja vode u uređaju povećava efikasnost uklanjanja teških metala. U slučajevima kada je bila veća početna koncentracija teških metala, bila je i veća efikasnost njihovog uklanjanja (izuzetak je Cr). Biljni uređaj je pokazao veću efikasnost uklanjanja teških metala (izuzetak Cr) kada su biljke dostigle svoj maksimalnan rast. S obzirom da je koncentracija teških metala u bilnjom materijalu i u ovom slučaju određivana samo u nadzemnom dijelu biljke, tj. u listu, ne može se izračunati translokacijski faktor kako bi se utvrdio fitoremedijacijski potencijal biljke.

Sedimentacija je odavno prepoznata kao osnovni postupak uklanjanja teških metala iz otpadnih voda u prirodnim i izgrađenim biljnim uređajima. Sedimentacija je fizički proces pri kojem se teški metali udružuju u dovoljno velike čestice da potonu. Na taj način se teški metali uklanjaju iz otpadne vode i ostaju u sedimentu, štiteći na taj način krajnji recipijent, odnosno površinske i podzemne vode, tj. vodenim ekosistem. Močvarne biljke su autotrofni organizmi, koji stvaraju biomasu uslijed redukcije ugljikovih spojeva, koja služi kao hrana raznim mikro i makroskopskim organizmima. Biljke također imaju sposobnost uklanjanja teških metala iz vode, biološkim usvajanjem i površinskom adsorpcijom (Sheoran i Sheoran, 2006).

Biološko uklanjanje je možda najvažniji put za uklanjanje teških metala iz otpadnih voda primjenom biljnih uređaja. Vjerojatno najpoznatiji biološki proces za uklanjanje teških

metala primjenom biljnih uređaja je usvajanje metala od strane biljke. Glavni put usvajanja teških metala pomoću biljaka u biljnom uređaju je kroz korijenje, dok je u slučaju biljaka kod kojih je lišće potpoljeno u vodu ili pluta na površini vode, usvajanje teških metala putem korijena i lista. Biljke koje imaju potopljen korijen imaju određeni potencijal za usvajanje metala i iz sedimenta i iz vode, dok biljke koje nemaju korijen mogu usvajati teške metale samo iz vode (Sriyaraj i Shutes, 2001.). Neki makrofiti poput *Typha angustata*, *T. elephantiana*, *Desmostachya bipinnata*, *Saccharum bengalense* mogu tolerirati visoku koncentraciju nekoliko teških metala bez negativnih uticaja na rast biljke (Sheoran, 2004). Istraživanja su pokazala da *T. latifolia*, *P. stratiotes*, *P. australis*, *C. aquatica* i *A. plantago-aquatica* postižu visoku efikasnost uklanjanja teških metala iz otpadnih voda (Khan i sar., 2009).

Phragmites australis, kao invazivna vrsta, usvaja veću koncentraciju teških metala u odnosu na druge biljne vrste. Najveća koncentracija teških metala se nalazi u korijenu biljke. Zabilježeno je da je korijen ove biljke najbolji za fitostabilizaciju metalnih onečišćenja. Barley i sar. (2005) su također izvjestili da je usvajanje metala veće u korijenu biljke. Bioakumulacija metala temelji se na usvajanju teških metala u korijen biljke, ali biljke također mogu akumulirati određene količine metala u list (Greenway, 1997).

Phragmites australis i *Typha spp.* danas imaju široku primjenu u izgradnji biljnih uređaja za tretman otpadnih voda zbog njihove otpornosti i reproduktivne sposobnosti. Najnovija istraživanja su utvrdila da je *Typha angustifolia* mogući hiperakumulator za eliminaciju Co i Cu, kao i Pb (Rahman i sar., 2020).

Većina istraživača koji su proučavali uklanjanje teških metala primjenom biljnih uređaja sa podpovršinskim tokom vode ustanovili su da se teški metali nakupljaju uglavnom u granulama medija najbliže ulaznoj zoni. Gschlößl i Stuible (2000) su utvrdili da se Cu i Zn akumuliraju u značajnoj koncentraciji u granuliranom mediju blizu ulaza dvaju horizontalnih biljnih uređaja sa podpovršinskim tokom vode koji su se koristili za prečišćavanje komunalnih otpadnih voda. Istraživanje je trajalo deset godina. Za Cu i Zn su zabilježene maksimalne razine nakupljanja od 143 i 490 mg/kg u ovom horizontalnom biljnom uređaju.

Vymazal i Kr'asa (2003), Vymazal (2003) i Lesage i sar. (2007a) su proučavali nakupljanje metala u sedimentu kod horizontalnih biljnih uređaja koji su se koristili za prečišćavanje gradske otpadne vode i nakon tri godine rada su utvrdili da su koncentracije metala najviše u sedimentu blizu ulaza u biljni uređaj i ta se koncentracija smanjivala dužinom uređaja.

Stein i Hook (2005) su utvrdili da *Scirpus acutus* i *Typha latifolia* smanjuju ukupno uklanjanje Zn u laboratorijskom horizontalnom biljnom uređaju sa pod površinskim tokom vode u zimskim uvjetima. Uređaj je bio ispunjen šljunkom (3–13 mm) i korišten je za tretman sintetske otpadne vode. U vodu je dodana saharoza kao izvor ugljika za pojačanu redukciju sulfata. Stein i Hook su zaključili da je sezonska promjena u uklanjanju Zn iz sintetske otpadne vode povezana s činjenicom da biljke stvaraju oksidiranije uvjete u biljnom uređaju tokom određenih razdoblja godina. Lesage i sar. (2007b) su također utvrdili da biljka *Phragmites australis* smanjuje redukciju sulfata i efikasnost uklanjanja metala. Proučavali su uklanjanje Co, Ni, Cu i Zn iz sintetske otpadne vode u horizontalnom biljnom uređaju sa pod površinskim tokom vode. Uređaj je bio ispunjen šljunkom (3–8 mm) i slamom (15% udio slame). Pola biljnog uređaja je bilo zasađeno sa biljkom *Phragmites australis*, a polovina je ostala nezasaćena. Voda kroz uređaj je puštana svake dvije sedmice. Vrijednosti svih parametara su ukazali na to da je redukcija sulfata osnovni način za uklanjanje teških metala i da biljke ograničavaju redukciju sulfata i uklanjanje teških metala iz otpadne vode.

Neki autori (Ameršek, i sar., 2011.) opisuju efikasnost uklanjanja teških metala u horizontalnom i vertikalnom modelnom biljnom uređaju kapaciteta $0,3\text{ m}^3$, sa ispunom od karbonatnog pijeska različitih frakcija (0-8 mm) i zasađenih sa trskom, *Phragmites australis*. Oba modela imaju HVZ (hidrauličko vrijeme zadržavanja) od 60 h, a kroz uređaj je prolazila sintetska otpadna voda, u koju su dodavane otopine teških metala: hroma, željeza, nikla, bakra, cinka, kadmija i olova u koncentracijama za 5 do 10 ili čak 100 puta većim od zakonski maksimalno dozvoljenih koncentracija (MDK). Rezultati istraživanja su pokazali da se efikasnost uklanjanja teških metala za obje izvedbe uređaja, vertikalni i horizontalni, kreće od 73- 99%. Najveća efikasnost se pokazala u uklanjanju kadmija i olova, a najmanja cinka i antimona.

Daigo (1997) u radu govori o izvedbi pilot - *scale upflow* uređaja sa makrofitskim sistemom za uklanjanje metala, sa sistemom koji ima podlogu od pijeska i koja je zasađena sa trskom, *Phragmites australis*. Rezultati su pokazali da se postiže visoka efikasnost obrade otpadnih voda na visini od 0,5 m za Pb, Cu i Cd, dok je za Zn visoka efikasnost uklanjanja sa 0,1 m dubine. Nadalje na efikasnost sistema utiče i rast biljaka. U ranoj fazi rasta biljaka (juni mjesec) efikasnost uklanjanja je od 63% za Zn, 56% za Cu i 13% za Cd, ali kada se nalaze u ionskom obliku. Efikasnost uklanjanja je značajno povećana u periodu august- septembar, za Zn do 81%, 46 % Pb i 25% za Cu, u ionskim oblicima.

Sahu (2014) je ispitivao efikasnost uklanjanja teških metala primjenom biljnog uređaja u kojem je bila zasađena trska (*Phragmites australis*) iz sintetske otpadne vode koja je

pripremljena u laboratoriji uz dodatak hemikalija. Istraživanja su pokazala da je efikasnost uklanjanja za Cr 51%, Ni 47%, Fe 45% i Hg 43% i to nakon 9 dana zadržavanja vode u uređaju. Efikasnost uklanjanja teških metala se povećavala od prvog do osmog dana i to za Cr - 25, 28, 33, 37, 42, 48 i 49%; Ni - 20.1, 23.7, 27, 31, 39, 43, 45%; Fe - 22.5, 26, 31, 34, 37, 40, 43% i Hg - 21, 25, 28, 32, 36, 39, 41%, respektivno. Protok je održavan na 70 cm³/min.

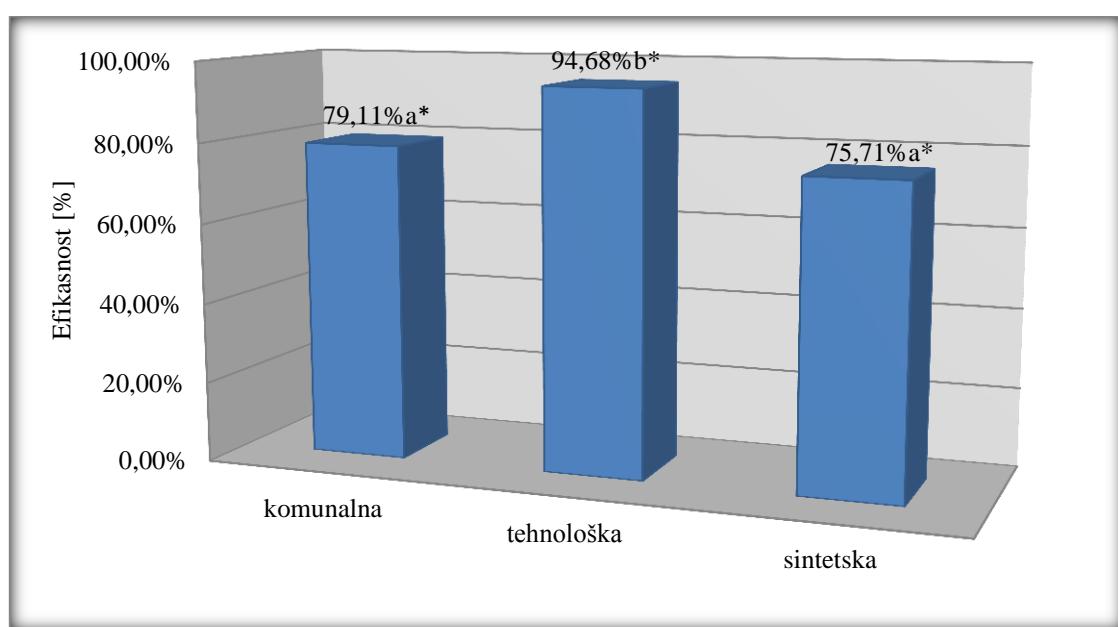
Onečišćenje vode teškim metalima širom svijeta ima ozbiljan uticaj na okoliš i ljudsko zdravlje. Biljni uređaji mogu da se koriste za tretman otpadnih voda onečišćenih teškim metalima i na taj način spriječe širenje metalne kontaminacije u površinske i podzemne vode. Visoka stopa uklanjanja teških metala od 100% je zabilježena i kod prirodnih i vještačkih biljnih uređaja. Razumijevanje osnovnih mehanizama i procesa koji utiču na uklanjanje metala iz otpadne vode povećava uspješnost procesa primjenom biljnog uređaja. Da bi se u potpunosti razumjeli ovi procesi i postigla što bolja efikasnost uklanjanja teških metala, potrebno je dugoročno istraživanje s posebnim naglaskom na mehanizam uklanjanja teških metala primjenom biljnog uređaja.

5.4. Analiza ukupne efikasnosti prečišćavanja otpadnih voda (komunalna, tehnološka i sintetska) primjenom pilot biljnog uređaja

U ovom poglavlju predstavljeni su statistički rezultati za efikasnost uklanjanja sadržaja organskih tvari izraženih kao HPK za sve tri vrste otpadnih voda (komunalna, tehnološka i sintetska), primjenom pilot biljnog uređaja.

Tabela 20. Rezultati statističke analize razlika u efikasnosti uklanjanja organskih tvari iz tretiranih otpadnih voda (komunalna, tehnološka i sintetska).

0	Komunalna	Tehnološka	Sintetska
N	60	24	24
Min	42	89,43	56,97
Max	92,52	97,32	90,96
Sum	4746,8	2272,4	1817,18
Mean	79,11333	94,68333	75,71583
Std. error	1,491338	0,5112841	1,966303
Variance	133,4454	6,273875	92,79229
Stand. dev	11,55186	2,504771	9,632876
Median	82,715	95,67	75,925
25 prcntil	73,895	93,19	69,7425
75 prcntil	88,72	96,64	82,8625
Skewness	-1,153372	-0,9845186	-0,2761456
Kurtosis	1,119841	-0,06018106	-0,7544272
Geom. mean	78,15047	94,65105	75,10775
Coeff. var	14,60166	2,645419	12,72241



*Prosječne vrijednosti označene istim slovom se ne razlikuju značajno prema Mann-Whitney U - testu na razini $P \leq 0,05$

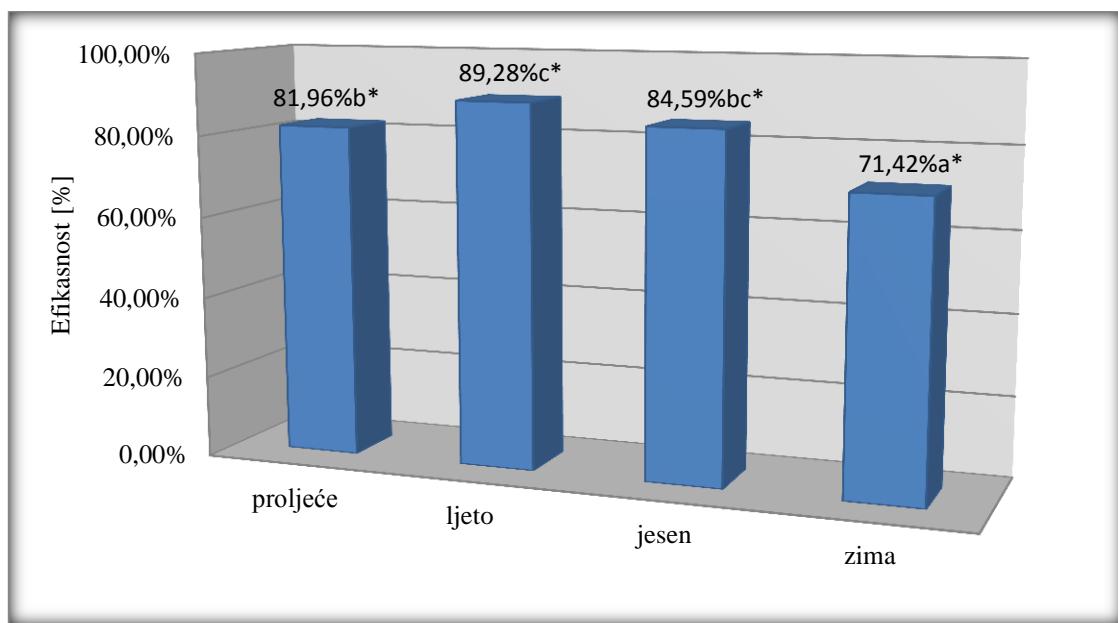
Grafikon 65. Ukupna efikasnost uklanjanja organskih tvari iz tretiranih otpadnih voda

Rezultati prikazani u Tabeli 20 i Grafikonu 65 prikazuju ukupnu efikasnost uklanjanja sadržaja organskih tvari iz sve tri vrste tretiranih otpadnih voda, neovisno o protoku i godišnjem dobu.

S obzirom na provedena istraživanja može se vidjeti da je najveća efikasnost uklanjanja sadržaja organskih tvari izraženih kao HPK primjenom pilot biljnog uređaja postignuta za tehnološku, odnosno otpadnu vodu mljekare (94,68%), nakon toga za komunalnu otpadnu vodu (79,11%) i na kraju za sintetsku otpadnu vodu (75,71%). Na osnovu rezultata Kruskal Wallis testa može se konstatovati da postoje statistički značajne razlike u efikasnosti uklanjanja sadržaja organskih tvari ovisno o vrsti, odnosno sastavu otpadne vode. Na osnovu značajnosti razlika testiranih Mann-Whitney U testom vidljivo je da se rezultati dobiveni za efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekare statistički značajno razlikuju ($p \leq 0,05$) u odnosu na one za komunalnu i sintetsku otpadnu vodu. Statistički značajne razlike nisu utvrđene ($p > 0,05$) između efikasnosti prečišćavanja komunalne i sintetske otpadne vode. Pretpostavka za takve rezultate leži u činjenici da je otpadna voda mljekare bila znatno više opterećena sadržajem organskih tvari u odnosu na sintetsku i komunalnu otpadnu vodu, te je njihovim uklanjanjem i smanjivanjem HPK ispod MDK postignuta visoka efikasnost za HVZ od 6 dana. Statistički značajnih razlika nema kod rezultata dobivenih za komunalnu i sintetsku otpadnu vodu, a razlog je vjerovatno u tome što je sintetska otpadna voda po sastavu u najvećoj koncentraciji bila komunalna otpadna voda, ali u koju su dodane određene koncentracije teških metala. Postoji mogućnost da su veće koncentracije teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi uticale na razgradnju organskih tvari, a samim tim smanjile i efikasnost rada biljnog uređaja, jer su najmanji rezultati za efikasnost dobiveni upravo za sintetsku otpadnu vodu.

Tabela 21. Rezultati statističke analize razlika u efikasnosti uklanjanja organskih tvari iz tretiranih otpadnih voda u zavisnosti od godišnjeg doba

0	Proljeće	Ljeto	Jesen	Zima
N	27	27	27	27
Min	66,02	81,97	63,41	42
Max	94,09	96,98	97,32	95,35
Sum	2213,1	2410,81	2283,95	1928,52
Mean	81,96667	89,28926	84,59074	71,42667
Std. error	1,582759	0,9533257	1,952723	2,862623
Variance	67,63838	24,53841	102,9544	221,2545
Stand. dev	8,224256	4,953626	10,14665	14,87463
Median	81,19	89,13	86,65	70,2
25 prcentil	75,15	84,85	76	59,87
75 prcentil	89,57	92,52	92,52	77,35
Skewness	-0,1291652	0,2208191	-0,5469855	0,1947256
Kurtosis	-1,150361	-1,090841	-0,6327279	-0,5987507
Geom. mean	81,56343	89,15767	83,97271	69,91231
Coeff. var	10,03366	5,54784	11,99498	20,82503



*Prosječne vrijednosti označene istim slovom se ne razlikuju značajno prema Mann-Whitney U - testu na razini $P \leq 0,05$

Grafikon 66. Efikasnost uklanjanja organskih tvari iz tretiranih otpadnih voda po godišnjim dobima

Statističkom obradom podataka i na osnovu rezultata Kruskal Wallis testa može se konstatovati da je godišnje doba signifikantno ($p \leq 0,05$) uticalo na efikasnost prečišćavanja otpadnih voda.

Ukupno posmatrana efikasnost prečišćavanja tretiranih otpadnih voda u zavisnosti od godišnjeg doba je predstavljena u Tabeli 21, odnosno na Grafikonu 66. Na osnovu istog se

može uočiti da je najveća efikasnost prečišćavanja otpadnih voda bila u ljetnom periodu i iznosila je 89,28%, zatim u jesen (84,59%), pa proljeće (81,96%), dok je najmanja efikasnost zabilježena u zimskom godišnjem dobu i iznosila je 71,42%. Na osnovu značajnosti razlika testiranih Mann-Whitney U testom, vidljivo je da ne postoje signifikantne razlike u efikasnosti prečišćavanja otpadnih voda između perioda ljeto i jesen, te proljeće i jesen ($p>0,05$), dok se efikasnost u periodu zime signifikantno razlikovala u odnosu na ostala tri godišnja doba ($p\leq0,05$). Može se vidjeti da su više temperature i bujnija vegetacija pozitivno djelovali na rad biljnog uređaja, odnosno na efikasnost rada.

5.4.1. Optimizacija rada uređaja

U današnje vrijeme veliki se naglasak stavlja na optimizaciju i unaprjeđenje procesa u nekom sistemu. U tu svrhu od velike pomoći može biti korištenje simulacije. Simulacija je jedna od najčešće korištenih metoda za analiziranje i projektiranje sistema bez eksperimentiranja sa stvarnim sistemom.

Simulacija predstavlja oponašanja stvarnog procesa ili sistema u zavisnosti od vremena pomoću njegovog modela na računaru. Simulacija je usmjerena na postignute rezultate koji se mogu primijeniti na objekt u stvarnom svijetu. Ona također definira pripremu, izvršavanje i procjenu pažljivo upravljanih eksperimenata unutar simulacijskog modela. Simulacija pruža mogućnost dobivanja dobrog rješenja za složene probleme, ali ne generira automatski optimalno rješenje. Što je više faktora uključeno, to procesi koji će se analizirati postanu složeniji i komplikiraniji, a time se i simulacijama stvarnih procesa pridaje veća važnost.

Softverski paketi pružaju značajnu fleksibilnost modeliranja kod simuliranja različitih sistema. U ovom slučaju softverski paketi za simulaciju se mogu koristiti za optimiziranje rada postojećeg postrojenja, ali i prilikom projektovanja većih biljnih uređaja koji će se koristiti za tretman različitih vrsta otpadnih voda. Rezultati dobiveni u ovom istraživanju, odnosno vrijednosti ključnih parametara za prečišćavanje otpadnih voda (godišnje doba, protok, HVZ, koncentracija suspendiranih tvari, koncentracija spojeva s dušikom, koncentracija fosfora, sadržaj organskih tvari, koncentracija teških metala, vrte biljaka i supstrata) mogu se iskoristiti za simulaciju i projektovanje većih biljnih uređaja koji će se koristiti za tretman različitih vrsta otpadnih voda u realnim uvjetima.

Primjena softverskih paketa za simulaciju rezultata dobivenih u ovoj doktorskoj disertaciji može biti osnova za neko novo istraživanje iz ove oblasti.

5.5. Meteorološki uslovi tokom istraživanja

Za analizu topotnih uslova korištene su prosječne vrijednosti srednjih mjesečnih temperatura zraka za period istraživanja 2017 – 2020. godine. Variranja su bila izražena tokom svih godišnjih doba kroz sve četiri godine istraživanja. Kako bi se sagledali osnovni pokazatelji vremenskih uslova, korišteni su meteorološki podaci iz Meteorološke stanice Bihać.

Tabela 22. Prosječne temperature (°C) (izvor: Federalni hidrometeorološki zavod, Meteorološki godišnjaci za 2017.;2018.;2019. i 2020. godinu)

Mjesec	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Σ
Temperatura (°C) 1961-1990 god.	-0,3	2,2	6,4	10,9	15,5	18,9	20,7	19,9	16,5	11,6	6,5	1,6	10,9
Temperatura (°C) 2017.	-3,5	6	10,2	11,7	16,6	22,2	23,8	23,5	15,1	11,6	7,4	4,5	12,4
Temperatura (°C) 2018.	6,1	-0,9	5,4	15,9	17,9	19,8	21,6	22,2	16,6	13,4	8,1	3,0	12,4
Temperatura (°C) 2019.	1,3	5,4	10	12,1	13,2	22,7	22,6	22,7	17	13,9	10,7	6,2	13,2
Temperatura (°C) 2020.	3,2	8,2	7,4	12,7	15,4	19,8	21,1	22,1	17,2	13,2	6	4,6	12,6

Dinamika topotnih uslova je pokazala da je na ovom području najhladniji mjesec januar, sa prosječnom vrijednošću 1,7°C (projek za 2017. 2018., 2019. i 2020. godinu). Slijede mjesec decembar i februar sa prosječnom temperaturom 4,6°C i 4,7°C. Tokom marta i aprila temperatura zraka je rasla što je pozitivno uticalo na rast biljaka u biljnog uređaju, ali i na efikasnost rada biljnog uređaja. U narednim mjesecima temperatura zraka je također rasla i dostigla maksimum u julu mjesecu (23,8°C). U odnosu na višegodišnji projek (1961–1990. godine) temperatura zraka je bila znatno viša u januaru i februaru, te u avgustu i decembru. U avgustu je temperatura zraka bila veća od projeka za 2,7°C, dok je u decembru bila veća za 2,9°C. U cijelini period u kojem se provodilo istraživanje odlikovalo se višim temperaturama zraka po mjesecima, a ukupne topotne sume za sve godine istraživanja su veće od višegodišnjeg projeka za Bihać i okolinu.

Tabela 23. Prosječne sume padavina (L/m^2) (izvor: Federalni hidrometeorološki zavod, Meteorološki godišnjaci za 2017.;2018.;2019. i 2020. godinu)

Mjesec	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Σ
Padavine(L/m^2) 1961-1990 god.	87	94	101	119	124	111	114	110	110	117	153	115	1355
Padavine(L/m^2) 2017.	136,5	88,1	69	104	112	130	46,2	21,6	335	77	206	199	1523
Padavine(L/m^2) 2018.	121	257	128	60	105	207	73,6	56,1	45	88	98	87	1327
Padavine(L/m^2) 2019.	115,4	50,5	54	117	279	50	75	36,2	194	30	227	141	1368
Padavine(L/m^2) 2020.	13,8	39,7	106	37	119	94	116	119	183	217	73	171	1286

Analizirajući vodni režim ovog područja može se istaknuti nekoliko kišnih perioda. Prvi period se odnosi na mjesec maj i mjesec juni, kada su prosječne mjesečne sume padavina iznosile 137 L/m^2 . Drugi vlažni period je mjesec septembar, kada je prosječna mjesečna suma padavina iznosila 189 L/m^2 , i treći vlažni period je novembar – decembar, kada je prosječna mjesečna suma padavina iznosila 150 L/m^2 . Količine padavina u vegetacionom periodu biljaka nisu značajno odstupale od višegodišnjeg prosjeka, osim u maju i septembru, i to za 19,3% i 41,8%. Raspored padavina, kao i temperatura zraka su povoljno uticali na rast i razvoj biljaka u biljnog uređaju, ali su isto tako uticali na efikasnost rada biljnog uređaja, što se može vidjeti u rezultatima dobivenim statističkom obradom podataka.

6. ZAKLJUČAK

6. ZAKLJUČAK

Problematika nastanka i tretmana otpadnih voda sve više dolazi do izražaja sa ubrzanim rastom stope urbanizacije. Kroz recikliranje i ponovnu upotrebu tretiranih otpadnih voda može se smanjiti količina otpadnih voda koje se ispuštaju direkno u prirodne recipiente.

Prije izgradnje biljnog uređaja za tretman otpadnih voda, uvjek se preporučuje da se prvo započne sa pilot biljnim uređajem na tom mjestu, koji će raditi pod istim uvjetima, te da se njegov rad prati najmanje godinu dana. U ovoj doktorskoj disertaciji se pratila efikasnost rada edukacijskog horizontalnog pilot biljnog uređaja sa podpovršinskim tokom vode i dvije vrste biljaka (*Phragmites australis* i *Typha latifolia*). Uređaj se koristio za tretman različitih vrsta otpadnih voda (komunalna, otpadna voda mljekare i sintetska otpadna voda), različitog organskog opterećenja, protoka, HVZ vode u uređaju i kroz sva četiri godišnja doba. Na osnovu rezultata istraživanja, došlo se do nekih osnovnih zapažanja:

- Supstrat, u ovom slučaju pijesak i šljunak različitih granulacija (4 – 8 mm, 8 – 16 mm i 16–32 mm), kao i odabir biljne vrste (*Phragmites australis* i *Typha latifolia*), su povoljno uticali na efikasnost rada biljnog uređaja.
- Makrofiti, odnosno biljne vrste koje se koriste u biljnom uređaju trebaju po mogućnosti dolaziti iz prirodne flore lokalnog područja. Rezultati istraživanja mnogih autora su pokazali da se bolja efikasnost rada biljnog uređaja postiže kada je u uređaj zasađeno više biljnih vrsta.
- Kod suspendiranih tvari, zbog pravilnog položaja čestica, potrebno je osigurati dovoljno dugo vrijeme zadržavanja u taložniku, koje omogućava 70% smanjenja suspendiranih tvari. Efikasnost uklanjanja suspendiranih tvari za komunalnu otpadnu vodu je bila 68,44%, za tehnološku otpadnu vodu 95,41%, a za sintetsku otpadnu vodu 86,1%. Tamo gdje su bile veće početne vrijednosti suspendiranih tvari u influentu, bila je i veća efikasnost njihovog uklanjanja.
- Od spojeva s dušikom u svim uzorcima otpadnih voda najveća je bila koncentracija amonijaka. Efikasnost uklanjanja amonijaka kod komunalne otpadne vode je bila 79,91%, kod tehnološke otpadne vode 96,93%, a kod sintetske 96,3%. Biljni uređaj se pokazao efikasan u uklanjanju amonijaka, ali i drugih spojeva s dušikom kod svih uzoraka otpadne vode tokom sva četiri godišnja doba, pri čemu koncentracija ovih spojeva u efluentu nije prelazila MDK propisane Uredbom (Uredba, 2020).

- Izvor fosfora u vodi obično je iz otpadnih voda mlječne industrije i sredstava za čišćenje. Ukupna efikasnost uklanjanja fosfora kod komunalne otpadne vode je bila 62,17%, kod tehnološke otpadne vode 82,27%, a kod sintetske otpadne vode 96,85%. Na kraju pilot biljnog uređaja projektovana su i dodatna istraživačka okna prvenstveno za uklanjanje zaostalog fosfora uz pomoć supstrata. Za potrebe doktorske disertacije u istraživačka okna nije postavljan suspstrat, nego se pratila efikasnost uklanjanja fosfora bez primjene supstrata. Zbog visoke koncentracije fosfora u otpadnoj vodi mljekare, naročito tokom zimskog perioda, preporučuje se upotreba supstrata za uklanjanje preostalog fosfora. Biljni uređaj je pokazao manju efikasnost u uklanjanju fosfora u zimskom periodu, naročito kada se fosfor u vodi nalazi u visokoj koncentraciji. U ostalim uzorcima otpadnih voda koncentracija fosfora u efluentu nije prelazila MDK propisanu Uredbom (Uredba, 2020).
- Ovo istraživanje je pokazalo da pilot biljni uređaj može efikasno raditi pri različitim protocima, što se može vidjeti na rezultatima za komunalnu otpadnu vodu. Također, regulisanjem dotoka vode optimalni rezultati se mogu dobiti i za tehnološku i sintetsku otpadnu vodu i pri tome udovoljiti standardima i zakonskoj regulativi koja se odnosi na otpadne vode.
- Efikasnost uklanjanja organskih tvari izraženih kao HPK kod sve tri vrste otpadnih voda je varirala ovisno o protoku i godišnjem dobu, ali se statističkom obradom podataka na osnovu rezultata Kruskal Wallis testa može konstatovati da nisu utvrđene statistički značajne razlike ($p>0,05$) između efikasnosti prečišćavanja analiziranih otpadnih voda u zavisnosti od protoka.
- Najveća efikasnost uklanjanja sadržaja organskih tvari izraženih kao HPK primjenom pilot biljnog uređaja je postignuta za tehnološku, odnosno otpadnu vodu mljekare (94,68%), nakon toga za komunalnu otpadnu vodu (79,11%) i na kraju za sintetsku otpadnu vodu (75,71%). Na osnovu rezultata Kruskal Wallis testa može se konstatovati da nisu utvrđene statistički značajne razlike ($p>0,05$) između efikasnosti prečišćavanja komunalne i sintetske otpadne vode, ali se rezultati dobiveni za efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekare statistički značajno razlikuju ($p\leq0,05$) u odnosu na one za komunalnu i sintetsku otpadnu vodu. HPK vrijednost u efluentu svih uzoraka otpadnih voda je bila u skladu sa zakonskom regulativom i ispod MDK propisane Uredbom (Uredba, 2020).
- Kada je u pitanju godišnje doba kao faktor uticaja na efikasnost prečišćavanja otpadnih voda, možemo konstatovati da je godišnje doba signifikantno ($p\leq0,05$)

uticalo na efikasnost prečišćavanja tretiranih otpadnih voda. Najveća efikasnost prečišćavanja otpadnih voda je bila u ljetnom periodu i iznosila je 89,28%, zatim u jesen (84,59%), pa proljeće (81,96%), dok je najmanja efikasnost zabilježena u zimskom godišnjem dobu i iznosila je 71,42%. Na osnovu značajnosti razlika testiranih Mann-Whitney U testom, vidljivo je da ne postoje signifikantne razlike u efikasnosti prečišćavanja otpadnih voda između perioda ljeto i jesen, te proljeće i jesen ($p>0,05$), dok se efikasnost u periodu zime signifikantno razlikovala u odnosu na ostala tri godišnja doba ($p\leq0,05$). To znači da više temperature i period sa vegetacijom pospješuju rad biljnog uređaja, pri čemu se postiže bolja efikasnost njegovog rada.

- HVZ vode u uređaju je značajno uticalo na efikasnost rada biljnog uređaja i uklanjanje organskih tvari iz otpadnih voda. HVZ vode u pilot biljnom uređaju za komunalnu otpadnu vodu je bilo 5 dana. Kod tehnološke i sintetske otpadne vode, zbog veće koncentracije onečišćujućih tvari, išlo se sa produženim vremenom zadržavanja vode u uređaju. Za tehnološku otpadnu vodu to je bilo 4,5 i 6 dana, a za sintetsku 5,7 i 9 dana. Istraživanje je pokazalo da se kod tehnološke i sintetske otpadne vode povećavanjem zadržavanja vode u uređaju povećava i efikasnost prečišćavanja otpadnih voda. Zbog visokog sadržaja organskih tvari, ali i fosfora i spojeva s dušikom u otpadnoj vodi mljekare, te visoke koncentracije pojedinih teških metala u sintetskoj otpadnoj vodi, preporučuje se produženo vrijeme zadržavanja vode u uređaju kako bi fizičko – hemijski parametri kvaliteta u efluentu bili u skladu sa zakonskom regulativom. Za otpadnu vodu mljekare najbolja efikasnost je postignuta za HVZ vode u uređaju od 6 dana, a za sintetsku otpadnu vodu za HVZ od 9 dana.
- Na osnovu rezultata dobivenih statističkom obradom podataka, a gdje se pratila efikasnost rada biljnog uređaja ovisno o protoku i godišnjem dobu, može se konstatovati da se u slučaju protoka, kod sve tri vrste otpadnih voda, prihvata nulta hipoteza. Kada su u pitanju godišnja doba, kod sve tri vrste otpadnih voda, odbacuje se nulta, a prihvata alternativna hipoteza.
- Kod sintetske otpadne vode, koja je bila onečišćena teškim metalima, biljni uređaj je pokazao i visoku efikasnost uklanjanja teških metala. I u ovom slučaju, od velike važnosti je bilo HVZ vode u uređaju. Što je bilo duže vrijeme zadržavanja vode u uređaju, ali i manji dotok vode na uređaj, postigla se bolja efikasnost uklanjanja teških metala. U ovom slučaju optimalno HVZ za uklanjanje teških metala, tj. za smanjivanje njihove koncentracije ispod MDK propisane Uredbom (Uredba, 2020) je bilo 9 dana. Izuzetak je jedino Cr, jer biljni uređaj iz do sad nepoznatih razloga nije postigao

zadovoljavajuću efikasnost u uklanjanju ovog metala, te je njegova koncentracija u efluentu i nakon HVZ od 9 dana bila iznad MDK.

- U toku istraživanja došlo se i do zaključka da pravilno izgrađen biljni uređaj ima velik potencijal za sekundarni i tercijarni tretman različitih vrsta otpadnih voda, te se može koristiti i u manjim ruralnim područjima.
- Optimalna iskoristivost je jedna od glavnih karakteristika na koju se stavlja naglasak prilikom projektiranja nekog sistema ili prilikom vršenja njegove optimizacije. U tu svrhu se preporučuje korištenje simulacijskih softvera koji služe kao alat koji uz pomoć računala skraćuju procese modeliranja sistema. Primjenom simulacijskih softvera i korištenjem rezultata dobivenih istraživanjem na ovom edukacijskom pilot biljnom uređaju, moguće je dobiti podatke o optimalnim uvjetima rada biljnog uređaja koji se mogu primijeniti u realnim uvjetima na većim biljnim uređajima za tretman različitih vrsta otpadnih voda.
- Da bi se što bolje razumjeli prirodni procesi koji se odvijaju u biljnom uređaju, potrebno je provesti detaljnije istraživanje i praćenje. Da bi se razumjela uloga biljaka, supstrata, radnih uvjeta, klime, itd., potrebno je provesti i pratiti različite eksperimente na pilot biljnom uređaju pod različitim uvjetima.
- Primjena biljnih uređaja za tretman različitih vrsta otpadnih voda, kao metoda ekoremedijacije, predstavlja ekonomski prihvatljivu tehnologiju koju karakterišu niske cijene i visoka efikasnost.

7. LITERATURA

7. LITERATURA

1. A. J. van Oostrom, J. M. Russell (1994.). Denitrification in constructed wastewater wetlands receiving high concentrations of nitrate, Water Sci. Technol., 29, p.p. 7–14.
2. A. Mark Ibekwe, Catherine M. Grieve and Stephen R. Lyon (2003.). Characterization of Microbial Communities and Composition in Constructed Dairy Wetland Wastewater Effluent. Applied and Environmental Microbiology. Vol. 69, No. 9, p.p. 5060–5069.
3. A.S. Sheoran, V. Sheoran (2006.). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. Minerals Engineering 19, p.p. 105–116.
4. Agnieszka Klinka, Aurelia Macioł, Magdalena Wiślocka, Józef Krawczyk (2013.). Metal accumulation and distribution in the organs of *Typha latifolia L.* (cattail) and their potential use in bioindication. Limnologica 43, p.p. 164–168.
5. Akuzo Ofoefule, E. U. A. C. I. (2011). Wastewater: Treatment Options and its Associated Benefits. Einschlag, P. F. S. G. (ed.) Wastewater - Evaluation and Management. InTech.
6. Alexandros I. Stefanakis and Vassilios A. Tsirhrintzis (2009). Performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating simulated municipal wastewater: effect of various design parameters. Desalination, Volume 248, Issues 1–3, p.p. 753-770.
7. Al-Gheethi A.A., Efaq A.N., Bala J.D., Norli I., Abdel-Monem M.O., Kadir M.O.A. (2018.). Removal of pathogenic bacteria from sewage-treated effluent and biosolids for agricultural purposes. Appl. Water Sci.;8:74.
8. Alufasi R., Gere J., Chakauya E., Lebea P., Parawira W., Chingwaru W. (2017.). Mechanism of pathogen removal by macrophytes in constructed wetlands. J. Environ. Technol. Rev.;6, p.p. 135–144.
9. Amelia KK (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Eco. Eng. 16: p.p. 545-560.
10. Ameršek, I., Ščančar, J., Milačič, R., Istenič, D. (2011.). The Performance of Vertical and Horizontal Constructed Wetland Models in Removal of Heavy Metals from Water. Joint Meeting Of Society Of Wetland Scientist, Wetpol And Wetland Biogeochemistry Symposium, 3-8 July, Prague, Czech Republic.
11. Andersson, J. L., S. L. Bastviken and K. S. Tonderski (2005.). Free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden: Nitrogen and phosphorus removal. Water Science and Technology 51, p.p. 39-46.

12. Anna S. Nyaki and Karoli N. Njau (2016.). Assessment of dairy wastewater treatment and its potential for biogas production at tanga fresh limited. Tanz. J. Sci. Vol. 42, p.p. 120 – 133.
13. APHA (2017.) Standard Methods for the Examination of Wastewater and Wastewater Treatment. 23. Edition American Public Health Association. American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, D.C.
14. Armstrong, W., Armstrong, J. and Beckett, P. M. (1990.). Measurement and modeling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. In: P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon Press, Oxford, p.p. 41–51.
15. Arun Mittal (2011.). Biological Wastewater Treatment. Water Today, p.p. 32 – 44.
16. Aslam, M.M.; Malik, M.; Baig, M.A.; Qazi, I.A.; Iqbal, J. (2007.). Treatment performance of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan. Ecol. Eng., 30, p.p. 34-42.
17. Aslan S., Turkman A. (2005.). Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates. Process Biochem.
18. Babatunde, A. O. and Zhao, Y. Q. (2007.). Constructive approaches towards watertreatment works sludge management: An international review of beneficial reuses. Crit. Rev. in Env. Sci and Tech. 37(2), 129-164.
19. Baić Lucija i Kraš Valentina (2015.). Mogućnosti korištenja samoniklih vodenih i močvarnih biljnih vrsta u biljnim uređajima za pročišćavanje otpadne vode. Sveučilište u Zagrebu, Geotehnički fakultet Varaždin.
20. Baldantoni, D., Alfami, A., Tommasi, P.D., Bartoli, G., Virzo De Santo, A. (2004.). Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. Environ. Pollut. 130, p.p. 149–156
21. Bani, P. A. M. A. R. (2011). Wastewater Management. Einschlag, P. F. S. G. (ed.) Wastewater - Evaluation and Management. InTech.
22. Barley, R.W., Hutton, C., Brown, M.M.E., Cusworth, J.E., Hamilton, T.J. (2005.). Trends in biomass and metal sequestration associated with reeds and algae at Wheel Jane Biorem pilot passive treatment plant. Science of the Total Environment 338 (1–2), p.p. 107–114.
23. Baskar, G., Deeptha, V., T., Annadurai, R. (2014.). Comparison of treatment performance between constructed wetlands with different plants, International Journal of Research in Engineering and Technology, Volume 03, Issue 04, p.p. 210 – 214.

24. Berrin, T.(2008). New Technologies for Water and Wastewater Treatment: A Survey of Recent Patents. *Recent Patents on Chemical Engineering*, 1, p.p. 17-26.
25. Bhupinder Dhir (2020.). Effective control of waterborne pathogens by aquatic plants. Elsevier Public Health Emergency Collection, p.p. 339–361.
26. Billore, S.K.; Singh, N.; Sharma, J.K.; Dass, P.; Nelson, R.M. (1999.). Horizontal Subsurface Flow Gravel Bed Constructed Wetland with Phragmites Karka in Central India. In: *Water Science and Technology* 40, p.p. 163-171.
27. Bodelier, P. L. E., Libochant, J. A., Blom, C. W. P. M. and Laan-Broek, H. J. (1996.). Dynamics of nitrification and denitrification in root- oxygenated sediments and adaptation of ammonia-oxidizing bacteria to low-oxygen or anoxic habitats. *Appl. Environ. Microbiol.* 62(11), p.p. 4100–4107.
28. Boon P. I., Mitchell A. (1995.). Methanogenesis in the sediments of an Australian freshwater wetland: comparison with aerobic decay and factors controlling methanogenesis. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 18, 3: p.p. 174-190.
29. Boutilier M.S.H., Lee J., Chambers V., Venkatesh V., Karnik R. (2014.). Water filtration using plant xylem. *PLoS One.*;9:e89934.
30. Boyd C. E. (1969.). Production, mineral nutrient absorption, and biochemical assimilation by *Justicia americana* and *Alternanthera philoxeroides*. *Arch Hydrobiol*, 66: p.p. 139–160.
31. Brix H, Arias CA, del Bubba M (2001.). Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 44(1112), p.p. 47-54.
32. Brix H. (1997.). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetland. *Water Sci. Technol.*;35, p.p. 11–17.
33. Brix, H. (1994.). Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Sci Technol*, p.p. 209–23.
34. Brix, H., Arias, CA. (2005.). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new Danish guidelines. *Ecol. Eng.*, p.p. 491–500.
35. Brooks, A. S., Rozenwald, M. N., Geohring, L. D., Lion, L. W. and Steenhuis, T. S. (2000.). Phosphorus Removal by Wollastonite: A Constructed Wetland Substrate. *Ecological Engineering*, 15(1), p.p. 121-132.
36. C. S. Akratos, V. A. Tsirhrintzis (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilotscale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 29, p.p. 173–191.

37. Calheiros C. S. C., Rangel A. O. S. S., Castro P. M. L. (2007.). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Res.*, 41, 8, p.p. 1790–1798.
38. Calheiros, C.S.C., Rangel, A.O.S.S., Castro, P.M.L. (2008.). Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. *Bioresour. Technol.* 99(15), p.p. 6866–6877.
39. Callaway, R. M. and King, L. (1996.). Temperature-driven variation in substrate oxygenation and the balance of competition and facilitation. *Ecology*, 77(4), 1189–1195.
40. Canga E., Dal Santo S., Pressl A., Borin M., Langergraber G. (2010.). Comparison of nitrogen removal rates of different constructed wetland designs. 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, October 4–8, p.p. 202–209.
41. Carvalho, F., Prazeres, A., Rivas, J. (2013.). Cheese whey wastewater: Characterization and treatment. *Science of the Total Environment* 445–446, p.p. 385–396.
42. Chan, Y. J., Chong, M. F., Law, C. L. and Hassell, D. (2009.). A review on anaerobic–aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 155, p.p.1-18.
43. Chang Y., Corapcioglu M. Y. (1998.). Plant-enhanced subsurface bioremediation of non-volatile hydrocarbons. *J. Environ. Eng.*, 112: p.p. 162-169.
44. Chang, K.Y., Dong, S. K., Ji-Hoon, C., Sang, W.C. and In-Beum, Lee (2001). Process System Engineering in Wastewater Treatment Process. *Korean J. Chem. Eng.* Vol. 18 No. 4. p.p 408-421.
45. Chang-gyun Lee, Tim D. Fletcher and Guangzhi Sun (2009.). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Eng. Life Sci.* Vol., 9, No. 1, p.p. 11–22.
46. Chauhan, R. K. (2014.). Physico-Chemical Analysis of Untreated Sewage Water of Ladwa town of Kurukshetra District of Haryana and Need of Waste Water Treatment Plant. *Int J. Curr Microbiol. Appl. Sci.* 3(3), p.p. 326-333.
47. Cheng S., Grosse W., Karrenbrock F., Thoennessen M. (2002.). Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecol. Eng.*
48. Christensen, J. S. and Elton, J. (1996.). Augmented Bioremediation. Dept of Civil Engineering, Virginia Tech, CE 4594: Soil and Groundwater pollution from BTEX.
49. Christos S. Akratos, Dion van Oirschot, Athanasia G. Tekerlekopoulou, Dimitrios V. Vayenas and Alexandros Stefanakis (2018). Dairy Wastewater Treatment with Constructed Wetlands: Experiences from Belgium, the Netherlands and Greece.

- Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment, First Edition. Edited by Alexandros Stefanakis. John Wiley & Sons Ltd. Published, p.p. 175 – 202.
50. Chung AKC, Wu, Y, Tam, NFY, Wong, MH (2008.). Nitrogen and phosphatemass balance in a sub-surfaceflow constructed wetland for treating municipal wastewater. Ecol. Eng., p.p. 81–89.
51. Collins, B.S., Sharitz, R.R., Coughlin, D.P. (2005.). Elemental composition of native wetland plants in constructed mesocosm treatment wetlands. Bioresource Technology 96 (8), p.p. 937–948.
52. Collison, R.S. and Grismer, M.E. (2013.). Nitrogen and COD Removal from Septic Tank Wastewater in Subsurface Flow Constructed Wetlands: 1. Plants Effects. Water Environment Research, Volume 85, Number 9, pp. 855-862.
53. Comino E, Riggio, V., Rosso, M. (2011.). Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid construted wetland, Ecol Eng. 37, p.p. 1673–1680.
54. Cooney, J. (1984.). The fate of petroleum pollutants in freshwater ecosystems, in: Atlas, R.M. (Ed.), Petroleum Microbiology. Macmillan, New York, p.p. 399-433.
55. Cooper, P.F., Job G.D., Green M.B. and Shutes R.B.E., (1996.). Reed Beds andConstructed Wetlands for Wastewater Treatment. Water Research Centre, Swindon.
56. Crolla A.M., and Kinsley C.B. (2002). Use of kinetic models to evaluate the performance of a free water surface constructed wetland treating farmstead runoff. In: Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha, Tanzania.
57. D. J. Spieles, W. J. Mitsch (2000.). The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: A comparison of low- and highnutrient riverine systems. Ecol. Eng. Vol., 14, p.p. 77–91.
58. D.E. Lestari (2012.). “Efektivitas Pengolahan Limbah Cair Domestik dengan Metode Rawa Buatan (Constructed Wetland), (Effectiveness of Domestic Liquid Waste Treatment using Constructed Wetland Method (Constructed Wetland),” Thesis of Universitas Islam Negeri Alauddin Makassar.
59. Daigo, M. Y. (1997.). Metal Removal in a Pilot Scale Upflow Macrophyte System. Master Thesis, Chalmers University of Technology, Goteborg, Sweden.
60. Daniels, R. (2001.). Enter the root-zone: green technology for the leather manufacturer, part 2. World Leather. 14, 5, pp. 52–54, 63 – 67.
61. Davies, J. R. (2005.). Wetland Managment Woter Issues, WA Wetland Management Conference. Cockburn Wetland Centre, Bibra Lake, Westwer Australia.

62. Debing, J., Z., Lianbi, Y., Xiaosong, H., Jianming, Z., Mengbin, W., Yuzhong (2009.). COD, TN and TP Removal of *Typha* Wetland Vegetation of Different Structures. PolishJ. of Environ. Stud. Vol. 18, No. 2, p.p. 183-190.
63. Deborah J. Ballantine & Chris C. Tanner (2010.). Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. New Zealand Journal of Agricultural Research. Vol. 53, No. 1, p.p. 71-95.
64. DeBusk, T.A. and DeBusk, W.F. (2001.). Wetlands for water treatment. In: D.M. Kent(Ed.), Applied Wetlands Science and Technology. 2nd ed., Lewis Publ., Boca Raton,Florida, p.p. 241–279.
65. Demirel, B, Yenigun, O, Onay, TT. (2005.). Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review, Process Biochem 40(8), p.p. 2583–2595.
66. Deng, H., Ye, Z.H., Wong, M.H. (2006.). Lead and zinc accumulation and tolerance in populations of six wetland plants. Environ. Pollut. 141, p.p. 69–80.
67. Devi, R. and R.P.Dahiya (2008.). COD and BOD removal from domestic wastewater generated in decentralised sectors.Bioresource Technology, Volume 99, Issue 2, p.p. 344-349.
68. Dipu S, Kumar AA, Thanga VSG (2011.). Phytoremediation of dairy effluent by constructed wetland technology. Environmentalist, 31:p.p. 263–278.
69. Donde O.O., Xiao B. (2017.). Understanding wastewater treatment mechanisms: a review on detection, removal, and purification efficiencies of faecal bacteria indicators across constructed wetlands. Environ. Rev.;25, p.p. 444–451.
70. Drizo, A., Frost, C.A., Smith, K.A., Grace, J. (1997.). Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. Water Science & Technology 35, p.p. 95-102.
71. Dunbabin, J.S., and Bowmer, K.H. (1992). Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. Sci. Total Environ., p.p. 111, 151.
72. Dunne E. J., Reddy K. R. (2005.). Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution. Wageningen Academic Publishers. Wageningen, The Netherlands: p.p. 105-119.
73. Dykyjová D., Květ J. (1978.). Pond littoral ecosystems: structure and functioning. Springer-Verlag. Berlin.
74. Elif Asuman Korkusuz (2004.). Domestic wastewater treatmentin pilot-scale constructed wetlands implemented in the Middle East Technical University. A doctoral thesis

- submitted to the Graduate school of Natural and Applied Sciences of the Middle East Technical University, p.p. 26 – 29.
75. Farnet, AM, Prudent, P., Cigna, M., Gros, R. (2008.). Soil microbial activities in a constricted soil reed-bed under cheese-dairy farm effluents. *Bioresour.Technol.* 99, p.p. 6198–6260.
76. Farnet, AM, Prudent, P., Ziarelli, F., Domeizel, M., Gros, R. (2009.). Solid state ^{13}C NMR to assess organic matter transformation in a subsurface wetland under cheese-dairy farm effluents. *Bioresour. Technol.* 100, , p.p. 4899–4902.
77. Faulwetter J. L., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Burr M. D., Brisson J., Campera A. K., Stein O.R. (2009.). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. *Ecological Engineering* 35, p.p. 987-1004.
78. Focht D. D., Verstraete W. (1977.). Biochemical ecology of nitrification and denitrification. *Adv Microb Ecol*, 1: p.p. 135–214.
79. Foght, J.M., Westlake, D.W., Johnson, W.M. and Ridgway, H.F. (1996.). Environmental gasoline-utilizing isolates and clinical isolates of *Pseudomonas aeruginosa* are taxonomically indistinguishable by chemotaxonomic and molecular techniques. *Microbiology*, 142(9), p.p. 2333–2340.
80. Francis A.S. (1996.). Augmented Bioremediation. CE 4594: Soil and Groundwater pollution. Virginia Tech, USA.
81. G. D. Taylor, T. D. Fletcher, T. H. F. Wong, H. P. Duncan (2006.). Baseflow water quality behavior: Implications for wetland performance monitoring. *Aust. J. Water Resour.*, 10, p.p. 293–302.
82. G. Langergraber (2007.). Simulation of the treatment performances of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperature climates. *Sci. Total Environ.*, 380, p.p. 210–219.
83. G. Sun, D. Austin (2007.). Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite in lab-scale constructed wetlands: evidence from a mass balance study. *Chemosphere* 68, p.p. 1120–1128.
84. Gagnon V., Chazaren c F., Comeau Y., Brisson J. (2007.). Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 56, 3: p.p. 249-254
85. García J.A., Paredes D., Cubillos J.A. (2013.). Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. *Ecol. Eng.* 58, p.p. 57–62.

86. Garcia, J., Vivar, J., Aromir, M., Mujeriego,R. (2003.). Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. Water Research. 37:11, p.p. 2645-2653.
87. Garver E. G., Dubbe D. R., Pratt D. C. (1988.). Seasonal patterns in accumulations and partitioning of biomass and macronutrients in *Typha* spp. Aquat Bot, 32: p.p. 115–127.
88. Gottschall, N. (2005.). The Role of Plants in the Removal of Nutrients at a Constructed Wetland Treating Agricultural (Dairy) Wastewater. Mr.Sc. theses, Library and Archives Canada, p.p. 5-6.
89. Grant W. D., Long P. E. (1981.). Environmental microbiology. Blackie and Son, Glasgow.
90. Gray N. F. (2004.) Biology of Wastewater Treatment. 2nd edition. Vol. 4. Imperial College Press. London: p.p. 641- 733.
91. Gray N.F. (1989.). Biology of Wastewater Treatment Oxford Univ. Press: Oxford.
92. Gray, S., Kinross, J., Read, P., Marland, A. (2000.). The nutrient assimilative capacity of
93. Green, M.B., Griffin, P., Seabridge, J.K., Dhobie, D. (1997.). Removal of bacteria in subsurface flow wetlands. Water Science and Technology. 35:5, p.p. 109-116.
94. Greenway, M. (1997.). Suitability of aquatic macrophytes for constructed wetlands receiving sewage effluent in Queens Land, Australia. In: BNR3 Conference on “AAWQ & AWWA”, Brisbane, p.p. 1–9.
95. Gschlößl, T., and Stuible, H. (2000.). Reed bed systems: Design, performance and maintainability. Water Sci. Technol., 41, 73.
96. H. Guo, F. Ma, Y. Shen (2006.). Effects of DO and pH on nitrification. Tech. Sci. Environ. 7 (2006) 4.
97. Haberl R., Grego S., Langergaber G., Kadlec R.H., Cicalini A.R., Dias S. M., Novais J. M., Aubert S., Gerth A., Thomas H., Hebner A. (2003.). Constructed wetlands for Treatment of Organic Pollutants. J. Soils & Sediments.3, 2: p.p. 109-124.
98. Haberl, R., Perfler, R. and Mayer, H. (1995.). Constructed Wetlands in Europe. WaterScience and Technology, 32(3), p.p. 305-315.
99. Hamad SH (2012.). Factors Affecting the Growth of Microorganisms. In: Bhat R, Karim A, Paliyath G,eds. Food. In Progress in Food Preservation. Oxford: Wiley-Blackwell.
100. Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P. D. (2001.). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica no. 4.

101. Hans Brix, Kirsten Dyhr-Jensen and Bent Lorenzen (2002.). Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia L.* growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 53, No. 379, pp. 2441-2450.
102. Hauck R. D. (1984.). Atmospheric nitrogen chemistry, nitrification, denitrification, and their relationships. In: *The handbook of environmental chemistry, the natural environment and biogeochemical cycles*. Hutzinger O. (ed.). Springer-Verlag, Berlin 1: p.p. 105–127.
103. He Q, Mankin KR (2002.). Performance variations of COD and nitrogen removal by vegetatedsubmerged bed wetlands, *J Am Water Resour Assoc*, p.p. 1679–89.
104. Hench, K.R., Bissonnette, G.K., Sexstone, A.J., Coleman, J.G., Garbutt, K., Skousen, J.G. (2003.). Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*. 37:4, p.p. 921-927.
105. Hilton, B. L. (1993.). Performance evaluation of a closed ecological life support system(CELSS) employing constructed wetlands. p.p. 117-125 in *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, G. A. Moshiri (ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida.
106. Hogan J.N., Daniels M.E., Watson F.G., Oates S.C., Miller M.A., Conrad P.A., Shapiro K., Hardin D., Dominik C., Melli A., Jessup D.A., Miller W.A. (2013.). Hydrologic and vegetative removal of Cryptosporidium parvum, Giardia lamblia, and Toxoplasma gondii surrogate microspheres in coastal wetlands. *Appl. Environ. Microbiol.*;79, p.p. 1859–1865.
107. Horan N. J. (1990.). *Biological Wastewater Treatment Systems. Theory and operation.* John Wiley and Sons Ltd. Baffins Lane, Chichester. West Sussex PO 191 UD, England.
108. Horan N. J. (1990.). *Biological Wastewater Treatment Systems. Theory and operation.* John Wiley and Sons Ltd. Baffins Lane, Chichester. West Sussex PO 191 UD, England.
109. Hunt P. G., Poach M. E., Liehr S. K. (2005.). Nitrogen cycling in wetland systems. In: *Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution*. Dunne E. J., Reddy K. R., Carton O. T. (ed.). Wageningen Academic Publishers, The Netherlands: p.p. 93-104.
110. Hunt P.G., and Poach M.E. (2000.). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. In: *Proceedings of the 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lake Buena Vista, Florida, 11-16 November, 2000. International Water Association, p.p.707-718.

111. Istenič, D., Oblak, L., Vrhovšek, D. (2009.). Conditioning of drinking water on Constructed wetland; Elimination of *Escherrichiacoli*. *Ekologia (Bratislava)*, Vol 28, No 3, p.p. 300-311.
112. ITRC (2003.). Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands. The Interstate Technology and Regulatory Council Wetlands Team, p.p. 128.
113. IWA Specialist Group on Use of Macrophytesin Water Pollution Control, (2000.). Constructed Wetlands for Pollution Control - Processes, Performance, Design and Operation, Scientific and Technical Report No:8.Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vzmayal, J.,Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (eds), International Water Association, London.
114. J. Huang, R. B. Reneau JR* C. Hagedorn (2000.). Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Wat. Res.* Vol. 34, No. 9, p.p. 258 - 2588.
115. Jenssen P. D., Krogstad T. (2003.). Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA). In: Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates. Mander Ü., Jenssen P. D., (ed.). Southampton, UK: WIT Press, p.p. 259–271.
116. Jeremy, L. C., Charisma, L., John, R.W.,, Robert, L. C. (2010.). Competitive sorption and desorption behavior for three fluoroquinolone antibiotics in a wastewater treatment wetland soil. *Chemosphere* 80, p.p. 1353–1359.
117. Jetten M. S. M., Logemann S., Muyzer G. M., Robertson L. A., DeVries S., Van Loosdrecht M. C. M. (1997.). Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. *Antonie van Leeuwenhoek*, 71: p.p. 75–93.
118. Jillson, S.J., Dahab, M.F., Woldt, W.E., Surampalli, R.Y. (2001.). Pathogen and pathogen indicator removal characteristics in treatment wetlands systems. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*. 5:3, p.p. 153-160.
119. Jingqing Gao, Lei Yang, Rui Zhong, Yong Chen, Jingshen Zhang, Jianlei Gao, Ming Cai, Jinliang Zhang (2020.). Comparison of nitrogen and phosphorus removal efficiency between two types of baffled vertical flow constructed wetlands planted with *Oenanthe Javanica*. *Water Sci Technol.*, Volume 81, Issue 9, p.p. 2023–2032.
120. Joan Garcia, Diederik P. L. Rousseau, Jordi Morato', Els Lesage, Victor Matamoros and Josep M. Bayona (2010.). Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Environmental Science and Technology*, 40: p.p. 561– 661.

121. Johansson, L. (1996.). Use of Leca (Light Expanded Clay Aggregates) for the Removal of Phosphorus from Wastewater. *Water Science and Technology*, 35(5), p.p. 87- 94.
122. Jones K. C. (1991.) *Organic Contaminants in the Environment*. Elsevier Applied Science. New York.
123. Kadlec R. H. and Reddy K. R. (2001). Temperature Effects in Treatment Wetlands. *Water Environment Research*. Vol. 73, 5: p.p. 543-557.
124. Kadlec R.H. and Knight R.L. (1996). *Treatment Wetlands*, First Edition, CRC Press: Boca Raton, Florida.
125. Kadlec, R. and Reddy, R. (2000.). Temperature effects in treatment wetlands. *Wat.Environ. Res.*, 73(5), p.p. 543-555.
126. Kadlec, R. H. (2002.). *Effects of Pollutant Speciation in Treatment Wetlands Design;Wetland Management Services*, Chelsea, Michigan, USA.
127. Kadlec, R. H. (2006.). Water temperature and evapotranspiration in surface flow wetlandsin hot arid climate. *Ecol. Eng.*, 26(4), p.p. 328-340.
128. Kadlec, R.H. and Wallace, S.D. (2009). *Treatment wetlands*, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, Florida.
129. Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (2000.). *Constructed Wetlands for Pollution Control – Processes, Performance, Designand Operation*. IWA Scientific and Technical Report No. 8. IWA Publishing,London, UK.
130. Karajić Čoralić A. i Softić E. (2015.). Upravljanje otpadnim vodama kroz kvalitetno i efikasno rješavanje problema odvodnje i prečišćavanja otpadnih voda. 10th International Scientific Conference on Production Engineering DEVELOPMENT AND MODERNIZATION OF PRODUCTION. University of Bihać. Book of Proceedings, p.p. 1 – 6.
131. Karajić M. (2014.). Water salinity and the efficiency of constructed wetlands. Doctoral dissertation. University of Nova Gorica, Graduate School. p.p. 43.
132. Karathanasis, A., Johnson, C. (2003.). Metal removal by three aquatic plants in an acid mine drainage wetland. *Mine Water and the Environment*. 22, p.p. 22-30.
133. Karathanasis, A.D., Potter, C.L., Coyne, M.S. (2003.). Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*. 20:2, p.p. 157-169.

134. Kela P. Weber and Raymond L. Legge (2008.). Pathogen removal in constructed wetlands. In: Wetlands: Ecology, Conservation & Restoration, Chapter 5. Nova Science Publishers, Inc.
135. Kern, J.; Idler, C. (1999.). Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. *Ecol. Eng.*, 12, p.p. 13-25.
136. Kinga Drzwięcka, Klaudia Borowiak, Mirosław Mleczek, Iwona Zawada and Piotr Goliński (2010.). Cadmium and Lead accumulation in two littoral plants of five lakes in Poznań, Poland. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica* 52/2, p.p. 59–68.
137. Kivaisi, A.K. (2001.). The Potential for Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Reuse in Developing Countries: A Review, *Ecological Engineering*, Vol: 16(4), p.p. 545-560.
138. Knight H, Trewavas AJ, Knight MR. (1997.). Calcium signalling in *Arabidopsis thaliana* responding to drought and salinity. *The Plant Journal* 12, p.p. 1067–1078.
139. Knight, R.L., Kadlec, R.H. and Ohlendorf, H.M. (1999.). The Use of treatment wetlands for petroleum industry effluents. *Environmental Science and Technology*, 33 (7), p.p. 973-980.
140. Korkusuz, E.A., Beklioglu, M., Demirer, G.N. (2004.). Treatment Efficiencies of the Vertical Flow Pilot-Scale Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment. *Turkish J. Eng. Env.Sci.* 28, p.p.333-344.
141. Krausch, H.-D. (1996.). Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
142. Kucuk, O.S., Sengul, F., Kapdan, I.K. (2003.). Removal of ammonia from tannery effluents in a reed bed constructed wetland. *Water Sci. Technol.* 48 (11–12), p.p. 179–186.
143. Kuehn, E. and Moore, J. A. (1995.). Variability of treatment performance in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 32(3), p.p. 241-250.
144. L. Renee (2001.). Constructed Wetlands: Passive Systems for Wastewater Treatment. National Network of Environmental Management Studies. U.S. Environmental Protection Agency. Unpublished.
145. L. Y. Zhang, L. Zhang, Y. D. Liu, Y. W. Shen, H. Liu, and Y. Xiong Y. (2010). Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. *Desalination* 250(3), p.p. 915-920.
146. Laber, J., Haberl, R., Perfler, R, Langergraber, G., (2000.). Influence of Substrate Clogging on the Treatment Capacity of a Vertical-Flow Constructed Wetland System. In:

Proceedings of the IWA 1" International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control,Lake Buena Vista, Florida.

147. Lan W. Zhang J. Hu Z. Ji M. Zhang X. Zhang J. Li F. Yao G. (2018.). Phosphorus removal enhancement of magnesium modified constructed wetland microcosm and its mechanism study. *Chemical Engineering Journal* 335, p.p. 209–214.
148. Langergraber, G., Leroch, K., Pressl, A., Sleytr, K., Rohrhofer, R., Haberl, R. (2009.). High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland.*Desalination* 246:, p.p. 55-68.
149. Lawrence K. (2010). Environmental Bioengineering: Idris A at all: Wetlands for wastewater treatments. *Handbook of Environmental Engineering.*, p.p. 317-350.
150. Lawrence K. Wang, Yung-Tse Hung,Nazih K. Shammas (2005). Physicochemical Treatment Processes. *Handbookof Environmental Engineering, Volume 3.* Humana Press Inc.Totowa, New Jersey.
151. Lemos, L. and Antunes, P. (2000.). The Performance Evaluation, Through Modelling, of a Constructed Wetland Integrated in an Agro-Industrial Ecological Engineering System. In: Proceedings of the IWA 1" International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lake Buena Vista, Florida.
152. Leonard, K.M. (2000.). Analysis of residential subsurface flow constructed wetlandsperformance in Northern Alabama. *Small Flows Quart.* 1(3), p.p. 34–39.
153. Lesage, E., Rousseau, D.P.L., Meers, E., Tack, F.M.G., and De Pauw, N. (2007a.). Accumulation of metals in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. *Sci. Total Environment*, 380, 102.
154. Lesage, E., Rousseau, D.P.L., Mundia, C., Van de Moortel, A.M.K., Tack, F.M.G., De Pauw, N., and Verloo, M.G. (2007b.). Effects of sorption, sulfate reduction, and *Phragmites australis* on the removal of heavy metals in subsurface-flow constructed wetland microcosms. *Water Sci. Technol.*, 56(3), 193.
155. Li, Y., Zhu, G., Ng, W., Tan, S. (2014.). A Review on Removing Pharmaceutical Contaminants from Wastewater by Constructed Wetlands: Design, Performance and Mechanism. *Sci. Total Environ.*, p.p. 468-469, 908-932.
156. Lie-yu Zhang, Lan Zhang, Yong-ding Liu, Yin-wu Shen, Hao Liu, Ying Xiong (2010.). Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. *Desalination* 250, p.p. 915–920.

157. Lincoln E. P., Earle J. F. K. (1990.). Wastewater treatment with microalgae. In: Akatsuka I., editor. Introduction to Applied Phycology. SPB Academic Publishing by The Hague; The Netherlands., p.p. 429–446.
158. Lindenblatt, C. (2005.). Planted Soil Filters with Activated Pretreatment for Composting-placeWastewater Treatment. In Proceedings of the Workshop Wastewater Treatment in Wetlands.Theoretical and Practical Aspects; Toczyłowska, I., Guzowska, G., Eds.; Gdańsk University ofTechnology Printing Office: Gdańsk, Poland,; p.p. 87-93.
159. Liu J, Dong Y, Xu H, Wang D and Xu J. (2007.). Accumulation of Cd, Pb and Zn by 19 wetland plant species in constructed wetland. Journal of Hazardous Materials 147, p.p. 947 –953.
160. Maharam Dakua (2015). Treatment of Domestic Wastewater by Subsurface Flow Constructed Wetland. Master thesis. Master of Science in Civil and Environmental Engineering. Department of Civil Engineering. Bangladesh University of Engineering and Technology. Dhaka, Bangladesh.
161. Malus, D., Vouk, D. (2012.). Priručnik za učinkovitu primjenu biljnih uređaja za prečišćavanje sanitarnih otpadnih voda, Građevinski fakultet, Sveučilište u Zagrebu.
162. Manahan, S.E. (1994.). Environmental Chemistry, Sixth Edition, Lewis Publishers.
163. Marín I., Goñi P., Lasheras A.M., Ormad M.P. (2015.). Efficiency of a Spanish wastewater treatment plant for removal potentially pathogens: characterization of bacteria and protozoa along water and sludge treatment lines. Ecol. Eng. 74, p.p. 28–32.
164. Md Ekhlasur Rahman, Mohd Izuan Effendi Bin Halmi, Mohd Yusoff Bin Abd Samad, Md Kamal Uddin, Khairil Mahmud, Mohd Yunus Abd Shukor, Siti Rozaimah Sheikh Abdullah and S M Shamsuzzaman (2020.). Design, Operation and Optimization of Constructed Wetland for Removal of Pollutant. Int. J. Environ. Res. Public Health, Vol. 17, 8339.
165. Mendelsson I. A., Postek M. T. (1982.). Elemental analysis of deposits on the roots of *Spartina alterniflora* Loisel. American Journal of Botany, 69: p.p. 904-912.
166. Menka Kumaria and B.D.Tripathi (2015.). Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy metal removal from wastewater. Ecotoxicology and Environmental Safety. Volume 112, p.p. 80-86.
167. Merlin, G., Jean-Luc, P., Lissolo, T.(2002). Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous area. Hydrobiologia 469 p.p. 87–98.

168. Metcalf and Eddy, (Eds.), (1991.). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering. New York.
169. Metcalf, Eddy Inc (1993.). Wastewater engineering treatment, disposaland reuse. McGraw-Hill book company. p.p. 1334.
170. Mitsch W. J., Gosselink J. G. (2000.). Wetlands. John Wiley & Sons. New York, USA, 3: 920.
171. Mohamad A. A., P. Platko (2016.). Advances and Trends in Engineering Sciences and Technologies II, CRC Press.
172. Mojeed A. Agoro, Omobola O. Okoh, Martins A. Adefisoye, Anthony I. Okoh (2018.). Physicochemical Properties of Wastewaterin Three Typical South African Sewage Works. Pol. J. Environ. Stud. Vol. 27, No. 2, p.p. 491-499.
173. Moss B. (1998.). Ecology of Fresh Waters. Blackwell Science. Oxford, UK, 3.
174. Motoka Nakamura, Takatoshi Nakamura and Takayoshi Tsuchiya (2010). Advantages of NH_4^+ on growth, nitrogen uptake and root respiration of *Phragmites australis*. Plant Soil, 331, p.p. 463–470.
175. Mudassar, F., Muhammad, I., Muhammad, F., Awan, Z. A., Eneji, A. E., Naureen, A. (2014.). Effect of Cyclic Phytoremediation with Different Wetland Plants on Municipal Wastewater. Int. J. Phytoremediat., 16 (6), p.p. 572 - 581.
176. Muhammad Saqib Nawaza, Muhammad Ahsanb (2014.). Comparison of physico-chemical,advanced oxidation and biological techniquesfor the textile wastewater treatment. Alexandria Engineering JournalVolume 53, Issue 3 p.p. 717-722.
177. Mulder A., van de Graaf A. A., Robertson L. A., Kuenen J. G. (1995.). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. FEMS Microbiol Ecol, 16: p.p. 177–184.
178. Mutia Febry Haryani, Melati Ferianita Fachrul, Rositayanti Hadisoebroto (2020.). Removal Of Bod And Cod Concentration In Wastewater Using Constructed Wetland. International Journal of Scientific & Technology Research. Volume 9, Issue 01, p.p. 1466 – 1469.
179. N. Benit and A. Stella Roslin (2015.). Physicochemical properties of wastewater collected from different sewage sources. International Journal of Innovative Science, Engineering & Technology, Vol. 2 Issue 11.
180. N. R. Khatriwada, C. Polprasert (1999.). Assessment of effective specific surface area for free water surface constructed wetlands. Water Sci. Technol., 40(3), p.p. 83–89.

181. Nadilo, B. (2013.). Biljni uređaj za pročišćavanje otpadnih voda u Vrlici. Građevinar, 10, str. 931 – 941.
182. Nairn, R. W. and W. J. Mitsch (2000). Phosphorus removal in created wetland ponds receiving river overflow. Ecological Engineering 14, p.p.107-126.
183. Neralla, S., Weaver, R. W., Leikar, B. J. and Rersys, R. A. (2000.). Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. Bioresource Technol. 75(1), p.p. 19-25.
184. Newman J.M., Clausen J.C., Neafsey J.A. (2000.). Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. Ecological Engineering, 14, p.p. 181-198.
185. Nitisoravut, S., Klomjek, P. (2005.). Inhibition kinetics of salt-affected wetland for municipal wastewater treatment. Water Research, p.p. 4413–4419.
186. O'Geen A.T., Bianchi M.L (2015.) Vol. 8512. ANR Publication; p.p. 1–11. (Using Wetlands to Remove Microbial Pollutants from Farm Discharge Water).
187. P. A. Vesilind (1979.). Treatment and Disposal of Wastewater Sludge. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.
188. Pachpute A. A, Kankal S. B, M.V Jadhav (2014.). Use of Artificial Wetland for Treatment of Dairy Industry Waste Water for Analysis of BOD and COD. International Journal of Scientific Engineering and Research (IJSER). Volume 2 Issue 6, p.p. 38 – 41.
189. Paing, J., Voisin, J. (2005.). Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater andseptage treatment in French rural area. Water Sci. Technol., p.p. 145–155.
190. Pallen D. (1997.). Environmental sourcebook for micro-finance institutions. Canadian International Development Agency, Asia Branch.
191. Paolo Mantovi, Marta Marmiroli, Elena Maestri, Simona Tagliavini, Sergio Piccinini, Nelson Marmiroli (2003.). Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. Bioresource Technology 88, p.p. 85–94.
192. Paterson S., Mackay D., Tam D., Shiu W. Y. (1990.). Uptake of organic chemicals by plants: a review of processes, correlations and mdels. Chemosphere, 21: p.p. 297-331.
193. Paul E. A., Clark F. E. (1996.). Soil microbiology and biochemistry. Academic Press. San Diego, California, 2: p.p. 340 -345.
194. Paul Emeka Eke (2008.). Hydrocarbon removal with constructed wetlands. Doctoral thesis. The University of Edinburgh.

195. Pawar V and Kolhe A (2011.). Physico-chemical analysis of effluents from dairy industry. *Rec. Res Sci. Tech.* 3: p.p. 29-32.
196. Platzer C. (1996). Enhanced nitrogen elimination in subsurface flow artificial wetlands—a multi stage concept. In: Proceedings of the Fifth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna, Austria, September 15–19: I/7-1–I/7-9.
197. Prabuddha Gupta, Tae-woong Ann, Seung-Mok Lee (2016.). Use of biochar to enhance constructed wetland performance in wastewater reclamation. *Environmental Engineering Research* 21(1), p.p. 36-44.
198. Pravilnik o graničnim vrijednostima opasnih i štetnih tvari za tehnološke otpadne vode prije njihovog ispuštanja u sustav javne kanalizacije odnosno u drugi prijemnik (Službeni novine Federacije BiH, br.50/2007).
199. Pravilnik o izmjenama i dopunama pravilnika o prirodnim mineralnim i prirodnim izvorskim vodama (Službeni glasnik BiH, br.32/2012).
200. Q. He, K. Mankin (2002.). Performance variations of COD and nitrogen removal by vegetated submerged bed wetlands. *J. Am. Water Res. Assoc.*, 38, p.p. 1679–1689.
201. R. G. Phipps, W. G. Crumpton (1994.). Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecol. Eng.*, 3, p.p. 399–408.
202. Ramsar (1971.). What are wetlands? Ramsar Information Paper no. 1. Available online:<http://www.ramsar.org/about/info2007-01-e.pdf> (accessed 070108).
203. Rani D., Moreira M.M. (2010.). Simulation–optimizationmodeling: a survey and potential application in reservoirsystems operation. *Water Resources Management*. 24(6), p.p. 1107.
204. Reddy K. R., Patrick W. H. (1984.). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit Rev Environ Control*, 13: p.p. 273–309.
205. Reddy, K.R., Angelo, E.M.D. and DeBusk, T.A. (1989.). Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in wastewater treatment. *J. Environ. Qual.*, 19(2), p.p. 261-267.
206. Reed, S. C. and Brown, D. S. (1995.). Subsurface flow wetlands—a performance evaluation. *Water Environ. Res.* 67 (2), p.p. 244–248.
207. Reed, S. C., R. W. Crites, E. J. Middlebrooks (1998.). *Natural Systems for Water Management and Treatment*. McGraw-Hill, New York, NY, USA.

208. Resursni centar za vode i okoliš, Una consulting (2011.). Procjena početnog stanja za planiranje pilot projekta decentraliziranih kanalizacionih sistema u općinama Bihać, Cazin i Bužim. str. 20–22.
209. Rhue R. D., Harris W. G. (1999.). Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments. In: Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems. CRC Press, Boca Raton, Florida: p.p. 187–206.
210. Richardson C. J. (1985.). Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*, 228: p.p. 1424–1427.
211. Richardson C. J., Qian S. S., Craft B. C., Qualls R. G. (1997.). Predictive pilot plants for phosphorus retention in wetlands. *Wetlands Ecol Manag*, 4: p.p. 159–175.
212. Riser-Roberts, E. (1992.). Bioremediation of Petroleum Contaminated Sites, CRC Press, Boca Raton, Florida.
213. Rivas, J., Prazeres, AR, Carvalho, F., Beltrán, F. (2010.). Treatment of cheese whey wastewater: combined coagulation–flocculation and aerobic biodegradation. *J. Agric. Food Chem.* 58(13), p.p. 7871–7877.
214. Rivera F, Warren A, Ramirez E, Decamp O, Bonilla P, Gallegos E. (1995.). Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Water Sci Technol.*, 32:211 –8.
215. Rivera, F., Warren, A., Ramirez, E., Decamp, O., Bonilla, P., Gallegos, E., Calderon, A., Sanchez, J.T. (1995.). Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Water Science and Technology*. 32:3, p.p. 211-218.
216. Romero, SE, Nunez, LJ, Negrete, M, Rios, JEA, Hadad, HR, Maine, MA (2011.). Hg, Cu, Cd, and Zn Accumulation in Macrophytes growing in tropical wetlands. *Water Air Soil Pollut.*, 216 p.p. 361-373.
217. Ronnie A. D. Frazer-Williams (2010.). A REVIEW OF THE INFLUENCE OF DESIGN PARAMETERS ON THE PERFORMANCE OF CONSTRUCTED WETLANDS. *Journal of Chemical Engineering*, IEB, Vol. ChE. 25, No. 1, December 2010.
218. Rosso, L., Lobry, J., Bajard, S. and Flandrois, J. (1995.). Convenient model to describeth the combined effects of temperature and pH on microbial growth. *Appl. Environm. Microbiol.*, 61(2), p.p. 610-616.
219. Ružinski, N., Anić Vučinić, A. (2010.). Obrada otpadnih voda biljnim uređajima. Hrvatska sveučilišna naklada, Zagreb.

220. S. Sirianuntapiboon, K. Chairattanawan, S. Jungphung-sukpanich (2006.). Some properties of a sequencing batch reactorsystem for removal of vat dyes. Bioresour. Technol. 97, p.p. 1243–1252.
221. S. P. Seitzinger, R. W. Sanders, R. Styles (2002.). Bioavailability of DON from natural and anthropogenic sources to estuarine plankton. Limnol. Oceanogr. Vol. 47, p.p. 353–366.
222. S. Sirianuntapiboon, Manoch Kongchum and Worawut Jitmaikasem (2006.). Effects of hydraulic retention time and media of constructed wetland for treatment of domestic wastewater. African Journal of Agricultural Research Vol. 1 (2), p.p. 027-037.
223. S.M. Ghoreishi, R. Haghghi (2003.). Chemical catalytic reaction andbiological oxidation for treatment of non-biodegradable textileeffluent. J. Chem. Eng. 95, p.p. 163–169.
224. S.T. Chou, P.L. Chia and H.S. Ying (2012.). Study of the Chemical Composition, Antioxidant Activity and AntiInflammatory Activity of Essential Oil from Vetiveria zizanoides. Food Chemistry, DOI: 10.1016/j.foodchem.2012.02.131.
225. Sahu, O. (2014.). Reduction of Heavy Metals from Waste Water by Wetland. International Letters of Natural Sciences, Vol. 12, p.p. 35-43.
226. Sandoval, L.; Marín-Muñiz, J.L.; Zamora-Castro, S.A.; Sandoval-Salas, F.; Alvarado-Lassman, A. (2019.). Evaluation of wastewater treatment by microcosms of vertical subsurface wetlands in partially saturated conditions planted with ornamental plants and filled with mineral and plastic substrates. Int. J. Environ. Res. Public Health, Vol. 16, 167.
227. Sardar Khan, Irshad Ahmad, M. Tahir Shah, Shafiqur Rehman, Abdul Khaliq (2009.). Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. Journal of Environmental Management 90, p.p. 3451–3457.
228. Schaafsma J.A., Baldwin A.H., and Streb C.A. (2000.). An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a diary farm in Maryland, USA. Ecological Engineering, 14, p.p. 199-206.
229. Scheffer M and Van-Nes EH (2007.). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. Hydrobiologia 584: p.p. 455-466.
230. Schmidt I., Sliekers O., Schmid M., Bock E., Fuerst J., Kuenen J. G. (2003.). New concepts of microbial treatment process for the nitrogen removal from wastewaters. FEMS Microbiol Rev, 27: p.p. 481–492.

231. Schmidt I., Zart D., Bock E. (2001.). Effects of gaseous NO₂ on cells of *Nitrosomonas eutropha* previously incapable of using ammonia as an energy source. Antonie van Leeuwenhoek, 79: p.p. 39–47; 170.
232. Schnoor J. L., Licht L. A., McCutcheon S. C., Wolfe N. L., Carreira L. H., (1995.) Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. Environ. Sci. Technol., 29: p.p. 318-323.
233. Scholz M. and Xu J. (2002.). Comarison of constructed reed beds with different filter media and macrophytes treating urban run stream water contaminated with lead and copper. Ecol. Eng., 18: p.p. 385-390.
234. Scholz, M., Harrington, R. Carroll, P. and Mustafa, A. (2007.). The IntegratedConstructed Wetlands (ICW) concept. Wetlands, 27(2), p.p. 337-354.
235. Searcy K.E., Packman A.I., Atwill E.R., Harter T. (2006.). Deposition of Cryptosporidium oocysts in stream beds. Appl. Environ. Microbiol.;72, p.p. 1810–1816.
236. Seidel, K. (1965.). Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld. Vol. II. Hydrobotanische Reinigungs methode. GWF Wasser/Abwasser, 30, p.p. 831-833.
237. Sharma G., Brighu U. (2016.). Selection of suitable plant species in semi arid climatic conditions for quality improvement of secondary treated effluent by using vertical constructed wetland. Nat. Environ. Pollut. Technol.;15, p.p. 325–329.
238. Sheoran, A.S. (2004.). Treatment of Acid Mine Drainage by Constructed Wetland: An Ecological Engineering Approach. Ph.D. Thesis, Jai Narain Vyas University, Jodhpur (India).
239. Sheoran, AS, Sheoran, V. (2006.). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands. A critical review. J. Miner. Eng., 19, pp. 105-116.
240. Shimp J. F., Tracy J. C., Davis L. C., Lee E., Huang W., Erickson L. E., Schnoor J. L. (1993.). Beneficial effects of plants in the remediation of soil and ground water contaminated with organic materials. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 23: p.p. 41-77.
241. Silviya Lavrova and Bogdana Koumanova (2010.). Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. Bioresource Technology. Volume 101, Issue 6, p.p. 1756-1761.
242. Simonich S. L., Hites R. A. (1995.). Organic pollutant accumulation in vegetation. Environ. Sci. Technol., 29: p.p. 2905-2914.
243. Sinicrope, T.L., Langis, R., Gersberg, R.M., Busnardo, M.J., and Zedler, J.B. (1992). Metal removal by wetland mesocosms subjected to different hydroperiods. Ecol. Eng., 1, p.p. 309.

244. Sleyter, K., Tietz, A., Langergraber, G., Haberl, R. (2007.). Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380 (1-3), p.p.173-180.
245. Sriyaraj, K., Shutes, R.B.E. (2001.). An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environment International* 26 (5–6), p.p. 433–439.
246. Stefanakis A.I., Akratos C.S. (2016.). Removal of pathogenic bacteria in constructed wetlands: mechanisms and efficiency. In: Ansari S., Gill A.A., Gill S.S., Lanza R., Newman G.L., editors. vol. 4. Springer International Publishing; p.p. 327–346. (Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants).
247. Stein, O.R., and Hook, P.B. (2005). Temperature, plants, and oxygen: How does season affect constructed wetland performance? *Journal of Environmental Science and Health*, 40, p.p. 1331.
248. Steinberg, S.L. and Coonrod, H.S. (1994.). Oxidation of the root zone by aquatic plantsgrowing in gravel–nutrient solution culture. *J. Environ. Qual.* 23(5), p.p. 907–913
249. Stevik K.T., Kari A., Ausland G., Fredrik H.J. (2004.). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Res.*;38, p.p. 1355–1367
250. Stoltz E, and Greger M. (2002.). Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany* 47, p.p. 271–280.
251. Stott R., Tanner C.C. (2005.). Influence of biofilm on removal of surrogate faecal microbes in a constructed wetland and maturation pond. *Water Sci. Technol.*;51:315.
252. Stottmeister U., Wießner A., Kuschk P., Kappelmeyer U., Kastner M., Bederski O., Muller R.A., Moormann H. (2003.). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22: p.p. 93-117.
253. Stottmeister U., Wießner A., Kuschk P., Kappelmeyer U., Kästner M., Bederski O., Müller R., Moormann H. (2003.). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Adv.*;22, p.p. 93–117.
254. Strous M., van Gerven E., Kuenen J. G., Jetten M. (1997.). Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) sludge. *Appl Environ Microbiol*, 63: p.p. 2446–248.
255. Sundaravadivel M., Vigneswaran S. (2001.). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*;31, p.p. 351–409.

256. Suntud Sirianuntapiboon, Manoch Kongchum and Worawut Jitmaikasem (2006). Effects of hydraulic retention time and media ofconstructed wetland for treatment of domesticwastewater. African Journal of Agricultural Research Vol. 1 (2), p.p. 027-037.
257. Susarala S., Medina V. F., McCutcheon S. C. (2002.). Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. Ecological Engineering, 18: p.p. 647-658.
258. Syahrul Nizam Bin Maarup, Palanisamy A/L Paramasivan and Rafidah Binti Hamdan (2015.). pH Effect on Phosphorus Removal in Synthetic Wastewater by Using Electric Arc Furnace Lab-scale Filter. Applied Mechanics and Materials Vols. 773-774, p.p. 1355 – 1359.
259. Šišić, I.,Ibrahimović, J., Toromanović, M. (2016.). Upravljanje procesom obrade otpadnih voda NC „Grmeč“ na biljnom uređaju uz očekivane poremećaje. Četvrti naučno-stručni skup "5.Juni - Svjetski dan zaštite okoliša", Bihać. Zbornik radova, str. 300 – 310.
260. Taiz L., Zeiger E. (2006.). Fourth ed. Sinauer Associates; Sunderland, MA, USA: Plant Physiology.
261. Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (2003.). Wastewater engineering : treatment and reuse. Metcalf & Eddy, Inc. 4th ed.
262. Tecnomatix Siemens (2010). Tecnomatix Plant Simulation 10 Step-by-Step Help.
263. Templeton M. R., Butler D. (2011.). Introduction to Wastewater Treatment,Ventus Publishing ApS, ISBN: 978-87-7681-843-2.
264. Thullen, J.S., Sartoris, J.J., Nelson, S.M. (2005.). Managing vegetation in surface-flow wastewatertreatment wetlands for optimal treatment performance. Ecological Engineering, 25, p.p. 583-593.
265. Travis, MJ, Weisbrod, N., Gross, A. (2012.). Decentralized wetland-based treatment of oil rich farm wastewater for reuse in an arid environment. Ecol. Eng. 30, p.p. 81–89.
266. Tušar B. (2004). Ispuštanje i pročišćavanje otpadne vode. Croatia knjiga Zagreb. Str. 13-27, 38-40, 41-47.
267. Tušar B. (2009.). Pročišćavanje otpadnih voda. Kigen d.o.o. Zagreb. str. 51-69, 73-121.
268. Uredba o opasnim i štetnim tvarima u vodama (Sl.novine FBiH, broj 43/07).
269. Uredba o uslovima i spuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20).

270. Urmila M. Bhanuse, S.M. Bhosale (2017.). Performance Analysis of Constructed Wetland to Treat Wastewater from Dairy Industry. International Research Journal of Engineering and Technology (IRJET). Volume: 04 Issue: 07, p.p. 73 – 79.
271. US EPA (2000.). A Handbook of Constructed Wetlands: A Guide to Creating Wetlandsfor: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage Stormwaterin the Mid - Atlantic Region: Volume 1: General Considerations. United States Environmental Protection Agency, EPA Report Number 843B00005, ISBN 0-16-052999-9. Washington, D.C.
272. US EPA (1974.). Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal. EPA/625/1-74-006.US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
273. US EPA, (1993). Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: a Technology Assessment. United States Environmental Protection Agency Report 542-R-01-004. Washington, D.C.
274. V. Mirunalini, J.S. Sudarsan, V.T. Deeptha and T. Paramaguru (2014.). Role of Integrated Constructed Wetland for Wastewater Treatment. Asian Journal of Applied Sciences, 7: p.p. 448-452.
275. Van de Graaf A. A., Mulder A., de Bruijn P., Jetten M. S. M., Robertson L. A., Kuenen J. G. (1995.). Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. *Appl Environ Microbiol*, 61: p.p. 1246–1251.
276. Van Deun, R., Van Dyk, M., (2010.). Code of Good Practice – Constructed wetlands, Tisza-Tisa Project, CEE-project, Flemish Government – HON/002/07.
277. Vania Georgieva (2017.). Generalized Net Model of Mechanical Wastewater Pre-treatment. *Int.J.Bioautomation*, 21(1), p.p. 133-144.
278. VanKempen-Fryling R.J., Camper A.K. (2017.). Escherichia coli O157:H7 attachment and persistence within root biofilm of common treatment wetlands plants. *Ecol. Eng.*;98, p.p. 64–69.
279. Vasileva N., V. Tomov, L. Vladimirov, P. Manev, N. Kovachev (2013.). Wastewater Treatment. Part One,Russe, Meditech (in Bulgarian).
280. Veenstra, S. (1998.). The Netherlands. In Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe;Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R., Eds.; Backhuys Publishers: Leiden,The Netherlands,; p. p. 289-314.
281. Villaverde S., Encina P. A. G., Polanco F. F. (1997.). Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. *Wat. Res.*, 31: p.p. 1180-1186.

282. Vohla C., Põldvere E., Noorvee A., Kuusemets V., Mander Ü. (2005.). Alternative filter media for phosphorus removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *J Environ Sci Health*, 40: p.p. 1251–1264.
283. Von Sperling, M. (2007.). Wastewater characteristics, treatment and disposal. *Water Intelligence Online*, 6, 9781780402086.
284. Vymazal J, Brix H, Cooper PF, Green MB, Haberl R, editors, (1998.). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
285. Vymazal J. (1995.). Algae and element cycling in wetlands. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan: p.p. 698-700.
286. Vymazal, J. (1999.). Removal of BOD in constructed wetland with horizontal subsurface flow: Czech experience. *Water Sci. Technol.* 40(3), p.p. 133-138.
287. Vymazal, J. (2002.). The Use of Sub-Surface Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in the Czech Republic: 10 Years Experience. *Ecological Engineering*, 18(5), p.p. 633-646.
288. Vymazal, J. (2003.). Distribution of iron, cadmium, nickel and lead in a constructed wetland receiving municipal sewage. In Vymazal, J. (ed.). *Wetlands—nutrients, metals and mass cycling*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 341.
289. Vymazal J. (2005.). Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: a review. *J. Environ. Sci. Health.*;40, p.p. 1355–1367.
290. Vymazal, J. (2005.). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetland systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, p.p. 478-490.
291. Vymazal, J. (2007.). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Tot. Environment*, 380, p.p. 48-65.
292. Vymazal, J. (2008.). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*. Volume 35, Issue 1, p.p. 1-17.
293. Vymazal, J. (2009).The use constructed wetlands with horizontal sub-surfaceflow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35, p.p. 1–17.
294. Vymazal, J. (2010.). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water Research*, 2, p.p. 530 – 549.
295. Vymazal, J. (2011.). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674, p.p. 133–156.

296. Vymazal, J. (2013.). The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development, *Water Research* 47 (14).
297. Vymazal, J., Brezinova, T.(2014.) Long Term Treatment Performance of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Mountain Areas: Four Case Studies from the Czech Republic,.*Ecol. Eng.*, 71, p.p. 578-583.
298. Vymazal, J.; Kröpfelová, L. (2008.). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer: Dordrecht, The Netherlands.
299. Vymazal, J.and Kr'asa, P. (2003.). Distribution of Mn, Al, Cu and Zn in a constructed wetland receiving municipal sewage. *Water Sci. Technol.*, 48, 299.
300. Wang LK, Hung YT, Lo HH and Yapijakis C (2006.). *Waste treatment in the process industries*. CRC Press, London.
301. Watanabe M. E. (1997.). Phytoremediation on the brink of commercialization. *Environ. Sci. Technol.* 31: p.p. 182- 186.
302. Weis, J.S., and Weis, P. (2004). Metal uptake, transport and release by wetland plants: Implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*, 30, 685.
303. Wetzel, R.G. (2001.). *Structure and productivity of aquatic ecosystems*. In *Limnology*. Academic Press, San Diego, California, USA.
304. Williams, J.B. (2002.). Phytoremediation in wetland ecosystems: progress, problems, and potential. *Critical Reviews in Plant Sciences* 21 (6), p.p. 607– 635.
305. Wu, S., Kuschk, P., Brix, H., Vymazal, J., Dong, R. (2014.). Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review, *Water research* 57, p.p. 40 – 55.
306. Wua, H., Zhang, J., Ngo, Huu H., Guo, W., Hub, Z., Liang, S., Fan, J., Liu, H. (2015.). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation, *Bioresource Technology* 175, p.p. 594–601.
307. Xu, J., Zhang, J., Xie, H., Li, C., Bao, N., Zhang, C., Shi, Q. (2010.). Physiological responses of *Phragmites australis* to wastewater with different chemical oxygen demands, *Ecol. Eng.* 36, p.p. 1341–1347.
308. Y. C. Wang, Y. A. Peng, and Y. M. Li. (2004.). The characteristics of water pollution and engineering-oriented prevention on Dianchi. *Areal Res. Develop.* 23, p.p. 88–92.
309. Yamamoto T, Takaki K, Koyama T and Furukawa K (2006.). Novel partial nitritation treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology. *J. Biosci. Bioeng.* 102, p.p. 497-503.

310. Yang Y. Zhao Y. Q. Babatunde A. O. Wang L. Ren Y. X. Han Y. (2006.). Characteristics and mechanisms of phosphate adsorption on dewatered alum sludge. Separation and Purification Technology 51 (2), p.p. 193–200.
311. Yunusov, Kh.B. (2011.). Improving ecological parameters of wastewater by integrating various cleaning methods. Chemical and Petroleum Engineering Vol. 47. p.p 1–2.
312. Z. Song, Z. Zheng, J. Li, et al. (2006.). Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. Ecol. Eng. 26, p.p. 272–282.
313. Zachritz, W.H., Lundie, L.L., Wang, H. (2006.). Benzoic acid degradation by small, pilot- scale artificial wetlands filter. Ecological Engineering, 7, p.p. 105-116.
314. Zdragas, A., Zalidis, G.C., Takavakoglou, V., Katsavouni, S., Anastasiadis, E.T., Eskridge, K., Panoras, A. (2002.). The effect of environmental conditions on the ability of a constructed wetland to disinfect municipal wastewaters. Environmental Management. 29:4, p.p. 510-515.
315. Zeynep Zaimoglu (2006.). Treatment of campus wastewater by a pilot-scale constructed wetland utilizing *Typha latifolia*, *Juncus acutus* and *Iris versicolor*. Journal of Environmental Biology. 27(2) p.p. 293-298.
316. Zhou J.B., Jiang M.M., Chen B., Chen G.Q. (2009.). Emergy evaluations for constructed wetland and conventional wastewater treatments. Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation. 14, 4: p.p. 1781-1789.
317. Zhu, S., Chen, H. (2014.). The Fate and Risk of Selected Pharmaceutical and Personal Care Products in Wastewater Treatment Plants and a Pilot-Scale Multistage Constructed Wetland System. Environ. Sci. Pollut. Res., 21(2), p.p. 1466 - 1479.
318. Zhu, T., Maehlum, T., Jenssen, P.D. and Krogstad, T. (2002.). Phosphorus Sorption Characteristics of a Light-Weight Aggregate. In: Proceedings of the IWA 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha,Tanzania. p.p. 556-566.

Internet stranice:

1. Federalni hidrometeorološki zavod, Meteorološki godišnjaci za 2017.; 2018.; 2019. i 2020. godinu. <http://www.fhmzbih.gov.ba/latinica/KLIMA/godisnjaci.php> (pristupljeno dana: 15.12.2020.)
2. Joana F. Maviosoa , Ana F. Galvāob (2010.). Wastewater treatment through constructed wetlands: the influence of vegetation. ([file:///C:/Users/Acer/Downloads/Resumo%20alargado%20\(4\).pdf](file:///C:/Users/Acer/Downloads/Resumo%20alargado%20(4).pdf)) (pristupljeno dana: 08.10.2020.).

8. PRILOZI

8. PRILOZI

PRILOG 1. STATISTIČKA OBRADA PODATAKA

ISPITIVANJE EFIKASNOSTI RADA PILOT BILJNOG UREĐAJA KOD RAZLIČITIH VRSTA OTPADNIH VODA OVISNO O PROTOKU I GODIŠNJEM DOBU

KOMUNALNA OTPADNA VODA

Efikasnost prečišćavanja ovisno o protoku

Proljeće

Hi: 8

P: 0,09158

0	PU1	PU2	PU3	PU4	PU5
PU1	0	0,3827	1	0,6625	0,3827
PU2	1	0	0,08086	0,08086	0,6625
PU3	1	0,8086	0	1	0,08086
PU4	1	0,8086	1	0	0,08086
PU5	1	1	0,8086	0,8086	0

Ljeto

Hi: 5,233

P: 0,2642

0	LJU1	LJU2	LJU3	LJU4	LJU5
LJU1	0	0,6625	0,6625	0,3827	0,08086
LJU2	1	0	1	1	0,6625
LJU3	1	1	0	1	0,08086
LJU4	1	1	1	0	0,08086
LJU5	0,8086	1	0,8086	0,8086	0

Jesen

Hi: 2,9

P: 0,5747

0	JU1	JU2	JU3	JU4	JU5
JU1	0	0,6625	0,6625	0,6625	0,6625
JU2	1	0	0,6625	0,6625	0,1904
JU3	1	1	0	0,3827	0,3827
JU4	1	1	1	0	0,6625
JU5	1	1	1	1	0

Zima

Hi: 4,033

P: 0,4015

0	ZU1	ZU2	ZU3	ZU4	ZU5
ZU1	0	0,6625	0,1904	0,6625	0,6625
ZU2	1	0	0,6625	0,3827	1
ZU3	1	1	0	0,1904	0,1904
ZU4	1	1	1	0	0,6625
ZU5	1	1	1	1	0

*U1,U2,U3,U4,U5 – različiti protoci na ulazu u biljni uređaj

Efikasnost prečišćavanja ovisno o godišnjem dobu

Hi: 32,05

P: 5,106 E-7

0	PROLJECE	LJETO	JESEN	ZIMA
PROLJECE	0	0,01012	0,0745	0,0007802
LJETO	0,06073	0	0,4305	3,392E-06
JESEN	0,447	1	0	9,073E-06
ZIMA	0,004681	2,035E-05	5,444E-05	0

*Prosječne vrijednosti označene istim slovom se ne razlikuju značajno prema Mann-Whitney U - testu na razini P ≤ 0,05.

Utvrđene su statistički značajne razlike (p≤0,05)

Nisu utvrđene statistički značajne razlike (p>0,05)

Zima **a**

Proljeće **b**

Ljeto **c**

Jesen **bc**

Kruskal-Wallis i Mann-Whitney test

TEHNOLOŠKA OTPADNA VODA

Efikasnost prečišćavanja ovisno o protoku

Proljeće

Hi: 3,857

P: 0,04953

0	PU1	PU2
PU1	0	0,08086
PU2	0,08086	0

Ljeto

Hi: 2,333

P: 0,1266

0	LJU1	LJU2
LJU1	0	0,1904
LJU2	0,1904	0

Jesen

Hi: 3,857

P: 0,0463

0	JU1	JU2
JU1	0	0,07652
JU2	0,07652	0

Zima

Hi: 3,857

P: 0,04953

0	ZU1	ZU2
ZU1	0	0,08086
ZU2	0,08086	0

*U1,U2 – različiti protoci na ulazu u biljni uređaj

Efikasnost prečišćavanja ovisno o godišnjem dobu

Hi: 18,09

P: 0,0004205

0	PROLJEĆE	LJETO	JESEN	ZIMA
PROLJEĆE	0	0,005075	0,004998	0,0927
LJETO	0,03045	0	1	0,03045
JESEN	0,02999	0,9361	0	0,02999
ZIMA	0,5562	0,005075	0,004998	0

*Prosječne vrijednosti označene istim slovom se ne razlikuju značajno prema Mann-Whitney U - testu na razini $P \leq 0,05$.

Utvrđene su statistički značajne razlike ($p \leq 0,05$)

Nisu utvrđene statistički značajne razlike ($p > 0,05$)

Proljeće **b**

Ljeto **a**

Jesen **a**

Zima **b**

Kruskal-Wallis i Mann-Whitney test

SINTETSKA OTPADNA VODA

Efikasnost prečišćavanja ovisno o protoku

Proljeće

Hi: 3,857

P: 0,04953

0	PU1	PU2
PU1	0	0,08086
PU2	0,08086	0

Ljeto

Hi: 1,19

P: 0,2752

0	LJU1	LJU2
LJU1	0	0,3827
LJU2	0,3827	0

Jesen

Hi: 0,4286

P: 0,5127

0	JU1	JU2
JU1	0	0,6625
JU2	0,6625	0

Zima

Hi: 1,19

P: 0,2752

0	ZU1	ZU2
ZU1	0	0,3827
ZU2	0,3827	0

*U1,U2 – različiti protoci na ulazu u biljni uređaj

Efikasnost prečišćavanja ovisno o godišnjem dobu

Hi: 17,62

P: 0,0005268

0	PROLJEĆE	LJETO	JESEN	ZIMA
PROLJEĆE	0	0,008239	0,04533	0,01307
LJETO	0,04943	0	0,005075	0,005075
JESEN	0,272	0,03045	0	0,1735
ZIMA	0,07839	0,03045	1	0

*Prosječne vrijednosti označene istim slovom se ne razlikuju značajno prema Mann-Whitney U - testu na razini $P \leq 0,05$.

Utvrdene su statistički značajne razlike ($p \leq 0,05$)

Nisu utvrđene statistički značajne razlike ($p > 0,05$)

Zima **a**

Proljeće **b**

Ljeto **c**

Jesen **a**

Kruskal-Wallis i Mann-Whitney test

BIOGRAFIJA AUTORA

Mr.sc. Merima Toromanović rođena je 19.11.1985.godine u Bihaću, Bosna i Hercegovina. Akademske 2004/2005 godine upisuje Biotehnički fakultet Univerziteta u Bihaću, smjer Prehrambena tehnologija. Diplomirala u decembru 2008. godine i stekla zvanje diplomirani inženjer prehrambene tehnologije. Akademske 2010/2011 upisuje magistarski studij na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću, smjer Prehrambeno inženjerstvo, koji uspješno završava prosječnom ocjenom 9,6. Kandidatkinja je magistarski rad pod nazivom „Biološka razgradnja spojeva s dušikom u otpadnoj vodi grada“ uspješno odbranila 28.02.2014. godine i stekla zvanje Magistar nauka prehrambene tehnologije.

Proceduru prijave doktorske disertacije kandidatkinja je započela 2016. – te godine na Tehnološkom fakultetu Univerziteta u Banjoj Luci, a Odlukom Nastavno-naučnog vijeća Tehnološkog fakulteta Univerziteta u Banjoj Luci imenovana je Komisija za ocjenu podobnosti teme „Optimizacija rada pilot biljnog uređaja kod obrade otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti“ kandidatkinje mr.sc. Merime Toromanović. Za mentora pri izradi disertacije imenovana je dr.sc. Jasmina Ibrahimpašić, vanr.prof., a za komentora dr.sc. Lijljana Topalić – Trivunović, red. prof.

Mr.sc. Merima Toromanović je uposlenik Biotehničkog fakulteta od 2011. godine, na kojem trenutno obavlja funkciju višeg asistenta na grupi predmeta iz uže oblasti Industrijska i okolišna biotehnologija, na koju ima i izbor. Na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću već par godina obznaša funkciju ECTS koordinatora, kao i Generalnog sekretara međunarodne naučno – stručne konferencije „5. Juni-Svjetski dan zaštite okoliša“, koju organiziraju Biotehnički fakultet Univerziteta u Bihaću i Univerzitet u Novoj Gorici/Laboratory for Environmental and Life Science, a u suradnji sa Ministarstvom za građenje, prostorno uređenje i zaštitu okoliša USK. Aktivno govori engleski jezik, te je bila učesnik na mnogim domaćim i međunarodnim projektima. Dobitnik je brojnih certifikata, te učesnik na domaćim i međunarodnim konferencijama. Autor je dva praktikuma, kao i autor i koautor brojnih radova iz oblasti Industrijska i okolišna biotehnologija, a kojih pripada i istraživanje rađeno u ovoj doktorskoj disertaciji. Neki od objavljenih radova:

1. **Toromanović, M., Ibrahimpašić, J.** (2016) Ammonium removal from municipal wastewater with nitrification and denitrification. XI Conference of Chemist, Technologists and Environmentalist of Republic of Srpska, University of Banja Luka, Faculty of Technology. 18. i 19.11.2016., Banja Luka, Book of Proceedings, pp. 569 – 574.

2. Pehlić, E., Šapčanin, A., Jukić, H., Džaferović, A., Dedić, S., Ljubijankić, N., **Toromanović, M.**, Salkić, K. (2016) Concentrations of toxic and essential heavy metals in drinking water in the area of eight municipalities of the Una – Sana Canton. XI Conference of Chemist, Technologists and Environmentalist of Republic of Srpska, University of Banja Luka, Faculty of Technology, Banja Luka, Book of Proceedings, pp. 582 - 587.
3. Ibrahimpavić, J., **Toromanović, M.** (2017) Prečišćavanje otpadnih voda u biljnim uređajima. Konferencija 22. Mart – Svjetski dan voda, 22. i 23.03.2017., Zenica, Bosna i Hercegovina. Usmeno izlaganje.
4. **Toromanović, M.**, Zulić, J., Demirović, S., Ibrahimpavić, J., Veladžić, M., Žapčević, M., Abdić, M. (2017) Praćenje parametara kvaliteta komunalne otpadne vode u nastavnom centru „Grmeč“ ovisno o brzini protoka. Peti naučno-stručni skup sa međunarodnim učešćem „5. Juni-Svjetski dan zaštite okoliša“. Bihać, 29. i 30.06.2017., Bosna i Hercegovina. Zbornik radova str. 261 – 268.
5. Ibrahimpavić, J., **Toromanović, M.** (2017) Denitrification dairy wastewater with microbial cultures of nitrificants and denitrificants. Works of the Faculty of Agriculture and Food Sciences, University of Sarajevo. Vol. LXII, No. 67/1, pp. 191 – 198.
6. **Toromanović, M.**, Ibrahimpavić, J., Topalić – Trivunović, Lj., Šišić, I. (2017) Effectiveness of municipal wastewater purification in the "Grmeč" teaching center using pilot – scale constructed wetland as unconventional method for biological treatment“. 5th Scientific Symposium with international participation „ENVIRONMENTAL RESOURCES, SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND FOOD PRODUCTION“ OPORPH 2017, November 16-17, 2017, Tuzla, Bosnia and Herzegovina. Technologica Acta - Scientific/professional journal of chemistry and technology, Faculty of Technology, University in Tuzla, pp. 15 – 20.
7. **Toromanović, M.**, Ibrahimpavić, J., Topalić-Trivunović, Lj., Šišić, I. (2018) Removal of organic pollutants from municipal wastewater by a horizontal pilot - scale constructed wetland utilizing *Phragmites australis* and *Typha latifolia* - Effectiveness monitoring per season. International Scientific Conference „XII Conference of Chemists, Technologists and Environmentalists of Republic of Srpska“, 02 – 03 November 2018, Banja Luka, Bosnia and Herzegovina. Gazette of Chemists, Technologists and Environmentalists of Republic of Srpska 14 (2018), Faculty of Technology, University of Banja Luka, pp. 39 – 44.
8. **Toromanović, M.**, Ibrahimpavić, J., Čavkunović, M. (2019) Comparative analysis of compost production in laboratory conditions. 12th International Scientific Conference on

Production Engineering, 18. – 20.09.2019., Sarajevo, Bosnia and Herzegovina. Book of Proceedings, University of Bihać, Faculty of Engineering Sciences, pp. 531 – 536.

9. Grgas, D., Ugrina, M., **Toromanović, M.**, Ibrahimpašić, J., Štefanac, T., Landeka Dragičević, T. (2020) Fish canning wastewater treatment in sequencing batch reactor with activated sludge. The Holistic Approach to Environment Vol.10 No. 2, pp. 29 – 34.
10. Ibrahimpašić, J., Jogić, V., **Toromanović, M.**, Džaferović, A., Makić, H., Dedić, S. (2020). Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) as a phytoremediator of heavy metals. Original scientific paper. Journal of Agricultural, Food and Environmental Sciences. Vol 74, No 2, p.p. 45-53.
11. **Toromanović, M.**, Jogić, V., Ibrahimpašić, J., Džaferović, A., Dedić, S., Makić, H. (2021) Phytoremediation of Soil Contaminated With Heavy Metals Using the Sunflower (*Helianthus Annuus L.*). Original scientific paper. Multidisciplinary Journal of Food Science, Environmental Science and Public Helth - Quality of Life, Vol. 12, No. 3-4, p.p. 77-84.

**UNIVERZITET U BANJOJ LUCI
FAKULTET: TEHNOLOŠKI FAKULTET U BANJOJ LUCI**



**IZVJEŠTAJ
o ocjeni urađene doktorske disertacije**

I PODACI O KOMISIJI

Na osnovu člana 61. i 141. Zakona o visokom obrazovanju („Službeni Glasnik RS“, broj: 67/20), člana 54. Statuta Univerziteta u Banjoj Luci, člana 19. Statuta Naučno-nastavnog vijeća Tehnološkog fakulteta Univerziteta u Banjoj Luci i Odluke utvrđivanja uslova za produženje roka za odbranu doktorske disertacije koja je prijavljena u skladu sa Zakonom o univerzitetu („Službeni Glasnik RS“, broj: 12/93, 14/94, 99/04 i 92/05) od 25.02.2021.godine, Naučno-nastavno vijeće Tehnološkog fakulteta je na 8. sjednici održanoj dana 18.06.2021. donijelo Odluku broj: 15/3.1048-7/21 kojom je imenovana Komisija za pregled, ocjenu i odbranu urađene doktorske disertacije kandidatkinje mr Merime Toromanović pod nazivom „Optimizacija rada pilot biljnog uređaja kod obrade otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti“ u sastavu:

1. dr Saša Papuga, vanredni profesor, Tehnološki fakultet Banja Luka, Univerzitet u Banjoj Luci, uža naučna oblast – Ekološko inženjerstvo; **predsjednik**
2. dr Jasmina Ibrahimpavić, vanredni profesor, Biotehnički fakultet, Univerzitet u Bihaću, uža naučna oblast – Industrijska i okolišna biotehnologija; **mentor**
3. dr Ljiljana Topalić-Trivunović, redovni profesor, Tehnološki fakultet Banja Luka, Univerzitet u Banjoj Luci, uža naučna oblast – Mikrobiologija, biologija ćelije; **komentor**
4. dr Ifet Šišić, redovni profesor, Biotehnički fakultet, Univerzitet u Bihaću, uža naučna oblast – Mehaničko i procesno inženjerstvo; **član**
5. dr Dijana Drljača, docent, Tehnološki fakultet Banja Luka, Univerzitet u Banjoj Luci, uža naučna oblast – Neorganske hemijske tehnologije; **član**

Komisija je u predloženom roku pregledala i ocijenila doktorsku disertaciju kandidatkinje mr Merime Toromanović pod nazivom „Optimizacija rada pilot biljnog uređaja kod obrade otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti“, te u skladu sa važećim univerzitskim pravilnicima i propisima Naučno-nastavnom vijeću Tehnološkog fakulteta Univerziteta u Banjoj Luci i Senatu Univerziteta u Banjoj Luci podnosi Izvještaj.

- 1) Navesti datum i organ koji je imenovao Komisiju;
- 2) Navesti sastav Komsije sa naznakom imena i prezimena svakog člana, naučno – nastavnog zvanja, naziva uže naučne oblasti za koju je izabran u zvanje i naziva univerziteta/fakulteta/instituta na kojem je član Komsije zaposlen.

II PODACI O KANDIDATU

Mr Merima (Mirsad) Toromanović rođena je 19.11.1985. godine u Bihaću, Bosna i Hercegovina. Akademске 2004/2005 godine upisala je Biotehnički fakultet Univerziteta u Bihaću, smjer Prehrambena tehnologija. Diplomirala u decembru 2008. godine i stekla zvanje diplomirani inženjer prehrambene tehnologije. Akademске 2010/2011 upisuje magistarski studij na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću, smjer Prehrambeno inženjerstvo. Kandidatkinja je magistarski rad pod nazivom „Biološka razgradnja spojeva s azotom u otpadnoj vodi grada“ iz uže oblasti Industrijska i okolišna biotehnologija uspješno odbranila 28.02.2014. godine i stekla zvanje Magistar nauka prehrambene tehnologije (oblast Inženjerstvo i tehnologija).

Proceduru prijave doktorske disertacije kandidatkinja je započela 2016. godine. Odlukom Naučno-nastavnog vijeća Tehnološkog fakulteta Univerziteta u Banjoj Luci broj: 15/3.815-6/16 od 18.04.2016. godine imenovana je Komisija za ocjenu podobnosti teme „Optimizacija rada pilot biljnog uređaja kod obrade otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti“ kandidatkinje mr Merime Toromanović. Na 79. redovnoj sjednici, održanoj dana 19.05.2016., Naučno-nastavno vijeće Tehnološkog fakulteta je donijelo Odluku o usvajanju Izvještaja komisije o ocjeni podobnosti teme i kandidata za izradu doktorske disertacije kandidatkinje mr. Merime Toromanović. Za mentora pri izradi disertacije imenovana je dr.sc. Jasmina Ibrahimpašić, vanr.prof., a za komentara dr. Lijljanu Topalić – Trivunović, red. prof.

Mr. Merima Toromanović je od trenutka prijave doktorske disertacije autor i koautor brojnih radova iz oblasti Industrijska i okolišna biotehnologija, a kojoj pripada i istraživanje rađeno u ovoj doktorskoj disertaciji. Neki od objavljenih radova:

1. **Toromanović, M.**, Ibrahimpašić, J. (2016) Ammonium removal from municipal wastewater with nitrification and denitrification. XI Conference of Chemist, Technologists and Environmentalist of Republic of Srpska, University of Banja Luka, Faculty of Technology. 18. i 19.11.2016., Banja Luka, Book of Proceedings, pp. 569 – 574.
2. Pehlić, E., Šapčanin, A., Jukić, H., Džaferović, A., Dedić, S., Ljubijankić, N., **Toromanović, M.**, Salkić, K. (2016) Concentrations of toxic and essential heavy metals in drinking water in the area of eight municipalities of the Una – Sana Canton. XI Conference of Chemist, Technologists and Environmentalist of Republic of Srpska, University of Banja Luka, Faculty of Technology, Banja Luka, Book of Proceedings, pp. 582 - 587.
3. Ibrahimpašić, J., **Toromanović, M.** (2017) Prečišćavanje otpadnih voda u biljnim uređajima. Konferencija 22. Mart – Sjajni dan voda, 22. i 23.03.2017., Zenica, Bosna i Hercegovina. Usmeno izlaganje.
4. **Toromanović, M.**, Zulić, J., Demirović, S., Ibrahimpašić, J., Veladžić, M., Žapčević, M., Abdić, M. (2017) Praćenje parametara kvaliteta komunalne otpadne vode u nastavnom centru „Grmeč“ ovisno o brzini protoka. Peti naučno-stručni skup sa međunarodnim učešćem „5. Juni-Sjajni dan zaštite okoliša“. Bihać, 29. i 30.06.2017., Bosna i Hercegovina. Zbornik radova str. 261 – 268.
5. Ibrahimpašić, J., **Toromanović, M.** (2017) Denitrification dairy wastewater with microbial cultures of nitrificants and denitrificants. Works of the Faculty of Agriculture and Food Sciences, University of Sarajevo. Vol. LXII, No. 67/1, pp. 191 – 198.
6. **Toromanović, M.**, Ibrahimpašić, J., Topalić – Trivunović, Lj., Šišić, I. (2017)

- Effectiveness of municipal wastewater purification in the "Grmeč" teaching center using pilot – scale constructed wetland as unconventional method for biological treatment". 5th Scientific Symposium with international participation „ENVIRONMENTAL RESOURCES, SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND FOOD PRODUCTION“ OPORPH 2017, November 16-17, 2017, Tuzla, Bosnia and Herzegovina. Technologica Acta - Scientific/professional journal of chemistry and technology, Faculty of Technology, University in Tuzla, pp. 15 – 20.
7. **Toromanović, M.**, Ibrahimpavić, J., Topalić-Trivunović, Lj., Šišić, I. (2018) Removal of organic pollutants from municipal wastewater by a horizontal pilot - scale constructed wetland utilizing *Phragmites australis* and *Typha latifolia* - Effectiveness monitoring per season. International Scientific Conference „XII Conference of Chemists, Technologists and Environmentalists of Republic of Srpska“, 02 – 03 November 2018, Banja Luka, Bosnia and Herzegovina. Gazette of Chemists, Technologists and Environmentalists of Republic of Srpska 14 (2018), Faculty of Technology, University of Banja Luka, pp. 39 – 44.
 8. **Toromanović, M.**, Ibrahimpavić, J., Čavkunović, M. (2019) Comparative analysis of compost production in laboratory conditions. 12th International Scientific Conference on Production Engineering, 18. – 20.09.2019., Sarajevo, Bosnia and Herzegovina. Book of Proceedings, University of Bihać, Faculty of Engineering Sciences, pp. 531 – 536.
 9. Grgas, D., Ugrina, M., **Toromanović, M.**, Ibrahimpavić, J., Štefanac, T., Landeka Dragičević, T. (2020) Fish canning wastewater treatment in sequencing batch reactor with activated sludge. The Holistic Approach to Environment Vol.10 No. 2, pp. 29 – 34.
 10. Ibrahimpavić, J., Jogić, V., **Toromanović, M.**, Džaferović, A., Makić, H., Dedić, S. (2020). Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica*) as a phytoremediator of heavy metals. Original scientific paper. Journal of Agricultural, Food and Environmental Sciences. Vol 74, No 2, p.p. 45-53.

Na osnovu navedenog vidljivo je da je mr Merima Toromanović istraživač sa verifikovanim naučno-istraživačkim rezultatima i stručnim radom u naučnom polju industrijska biotehnologija i naučnom polju hemijsko inženjerstvo, iz kojih je i napisana doktorska disertacija.

- 1) Ime, ime jednog roditelja, prezime;
- 2) Datum rođenja, opština, država,
- 3) Naziv univerziteta i fakulteta i naziv studijskog programa akademskih studija, odnosno poslijediplomskih magistarskih studija i stečeno stručno/naučno zvanje;
- 4) Fakultet, naziv magistarske teze, naučna oblast i datum odbrane magistarskog rada;
- 5) Naučna oblast iz koje je stečeno naučno zvanje magistra nauka/akademsko zvanje mastera;
- 6) Godina upisa na doktorske studije i naziv studijskog programa.

III UVODNI DIO OCJENE DOKTORSKE DISERTACIJE

Senat Univerziteta u Banjoj Luci je dana 23.06.2016. godine donio Odluku broj: 02/04-3.1589-91/16 kojom se daje saglasnost na Izještaj o ocjeni podobnosti teme, kandidata i mentora za izradu doktorske disertacije na Tehnološkom fakultetu doktorantice mr Merime Toromanović pod nazivom „Optimizacija rada pilot biljnog uređaja kod obrade otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti“.

Doktorska disertacija kandidatkinje mr Merime Toromanović je napisana latiničnim pismom (font Times New Roman, veličina slova 12, prored 1,5 i format A4). Disertacija je napisano jasno i jezički ispravno na 223 stranice pisanog teksta. Doktorska disertacija sadrži 23 tabele, 42 slike i 66 grafikona. U disertaciji je korišteno 320 literarnih izvora.

Sadržaj doktorske disertacije predstavljen je sljedećim poglavlјima:

1. UVOD	1
2. PREGLED LITERATURE	4
3. CILJ RADA I HIPOTEZA	54
4. MATERIJALI I METODE RADA	56
5. REZULTATI I DISKUSIJA	71
6. ZAKLJUČAK	187
7. LITERATURA	191
8. PRILOZI	218

Na početku doktorske disertacije se nalazi 21 stranica koje nisu numerisane, a na kojima se nalaze naslov i sažetak rada na jeziku bošnjačkog naroda (bosanskom) i engleskom jeziku, popis tabela, slika, grafikona i skraćenica, sadržaj, te zahvalnica za doprinos prilikom izrade doktorske disertacije. Na kraju disertacije se nalazi 6 stranica koje nisu numerisane, a na kojima se nalazi biografija autora, kao i tri izjave prema Pravilniku o digitalnom repozitorijumu.

- 1) Naslov doktorske disertacije;
- 2) Vrijeme i organ koji je prihvatio doktorsku disertaciju;
- 3) Sadržaj doktorske disertacije sa stranicenjem;
- 4) Istači osnovne podatke o doktorskoj disertaciji: obim, broj tabela, slika, šema, grafikona, broj citirane literature i navesti poglavlja.

IV UVOD I PREGLED LITERATURE

Posljednjih godina količina otpadnih voda koje nastaju kao posljedica ljudskih aktivnosti se povećala uslijed poboljšanja životnog standarda, procesa industrijalizacije i urbanizacije. Prikupljanje i prečišćavanje otpadnih voda predstavlja prioritetni izazov u zaštiti životne sredine za svaku regiju, pa tako i za cijeli Unsko-sanski kanton. U svrhu rješavanja tog problema realizovan je projekat izgradnje edukacionog horizontalnog pilot biljnog uredaja sa pod površinskim tokom vode na Biotehničkom fakultetu Univerziteta u Bihaću, a na kojem je rađena doktorska disertacija kandidatkinje mr Merime Toromanović.

Cilj ovog istraživanja je određivanje optimalnih parametara procesa razgradnje razgradivih i teško razgradivih otpadnih voda i utvrđivanje efikasnosti njihovog prečišćavanja primjenom ovog pilot biljnog uredaja. U cilju dobijanja relevantnih podataka za planirana istraživanja neophodno je bilo praćenje i analiza fizičko-hemijskih parametara kvaliteta tri vrste otpadnih voda (komunalna, tehnološka i sintetska) na ulazu i izlazu iz biljnog uredaja. Posebna pažnja posvećena je praćenju promjena u sastavu i količini otpadne vode, poredeći te vrijednosti sa teoretski očekivanim, a s ciljem dobijanja izlaznih vrijednosti parametara u skladu sa zakonskom regulativom i Uredbom o uslovima ispuštanja otpadnih voda u životnu sredinu i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20). Efikasnost prečišćavanja različitih vrsta otpadnih voda kontinuirano se pratila po sezonomama. Ovo istraživanje je poslužilo kao osnova za izbor vrste i stepena opterećenja otpadnih voda koje će se kasnije prečišćavati na ovom pilot biljnom uredaju. Sve ovo daje smjernice za daljnja istraživanja u cilju detaljnih analiza i praćenja razgradivih i teško razgradivih otpadnih voda, kao i postizanja optimalnih parametara za njihovo prečišćavanje. Takođe, ovaj rad ima za cilj da promoviše primjenu biljnih uredaja kao ekonomski prihvatljive tehnologije za prečišćavanje različitih vrsta otpadnih voda, a koje karakterišu niske cijene i visoka efikasnost.

Postavljeni ciljevi i odabrani pristupi problemu rješavanja otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti odredili su nekoliko osnovnih polaznih **naučnih hipoteza** ove doktorske disertacije i to:

- Parametri procesa: protok, hidrauličko vrijeme zadržavanja (HVZ), koncentracija onečišćenja u influentu i klimatski uslovi direktno utiču na efikasnost rada biljnog uređaja;
- Uvođenjem funkcionalne zavisnosti između postavljenih parametara (protok, hidrauličko vrijeme zadržavanja (HVZ), klimatski uslovi, vrsta otpadne vode), mogu se postići optimalni uslovi za razgradnju prisutne organske materije i drugih primjesa (jedinjenja azota i fosfora) u otpadnoj vodi;
- Variranjem masenog dotoka organskih materija (kgBPK₅/d i kgHPK/d) za komunalne i tehnološke otpadne vode uz definisane hidrološke uslove, moguće je procijeniti optimalno opterećenje biljnog uređaja, odnosno postići maksimalnu efikasnost rada uređaja;
- Parametri procesa - protok otpadne vode i hidrauličko vrijeme zadržavanja (HVZ) direktno utiču na stepen uklanjanja teških metala iz (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co) iz sintetske otpadne vode u kojoj je njihova koncentracija za 5 do 10 puta veća od zakonski maksimalno dozvoljenih koncentracija (MDK);
- Sezonske varijacije, odnosno različiti klimatski uslovi različito utiču na efikasnost prečišćavanja otpadnih voda u biljnom uređaju, odnosno očekuje se povećana efikasnost tokom ljetnog perioda.

Otpadna voda je svaka voda čiji kvalitet je izmijenjen kao posljedica različitih aktivnosti. Sadrži tečni otpad koji se ispušta iz domaćinstva, komercijalnih usluga, industrije i/ili poljoprivrede i može obuhvatati širok spektar potencijalnih onečišćivača i njihovih različitih koncentracija (Benit i Stella, 2015). Sastav otpadnih voda varira, od prisustva deterdženata i ostataka hrane u otpadnim vodama iz domaćinstva, do otrovnijih hemikalija, poput teških metala, lijekova i ispraljivih organskih jedinjenja u industrijskim otpadnim vodama (Akuzuo, 2011). Biljni uređaji su kompleksni biološki sistemi koji su projektovani i izgrađeni na način da se iskoriste prirodni procesi koji se dešavaju u močvarnom bilju i zemljištu, uključujući i mikroorganizme koji učestvuju u prečišćavanju vode. Oni su projektovani tako da oponašaju procese koji se dešavaju u prirodnim močvarama, ali pod kontrolisanim uslovima (Vymazal, 2010; Nadilo, 2013). Ovi sistemi se uglavnom sastoje od određene vegetacije, supstrata, zemljišta, mikroorganizma i vode, koristeći kompleksne postupke koji uključuju fizičke, hemijske i biološke mehanizme za uklanjanje raznih onečišćujućih materija ili za poboljšanje kvaliteta vode (Wua i sar., 2015). Prema načinu ulaska otpadne vode pod površinski biljni uređaji mogu se podijeliti na (Ružinski i Anić Vučinić, 2010):

- vertikalni – otpadna voda ulazi kroz površinu uređaja i procjeđuje se, a skuplja se na dnu i odvodi perforiranim cijevima do izlaza, supstrat nije uvijek zasićen pa se kiseonik lakše difuzijom prenosi iz atmosfere u vodenim medijum, i
- horizontalni – otpadna voda ulazi i teče kroz njega horizontalno do izlazne zone, supstrat je stalno zasićen te se kiseonik iz atmosfere u vodenim medijim najvećim dijelom prenosi uz pomoć biljaka.

Horizontalni biljni uređaj sa pod površinskim tokom vode, kakav se i koristio u ovom istraživanju, u današnje vrijeme se ne koristi samo za komunalne otpadne vode, nego i za uklanjanje nekih specifičnih onečišćujućih materija iz farmaceutske i hemijske industrije. Voda, zemljište i vegetacija su osnovne komponente prirodnih močvara, ali i konstruisanih biljnih uređaja. Ostale važne komponente ovih sistema, poput zajednica mikroorganizama i vodenih beskičmenjaka razvijaju se prirodno. Biljni uređaji tokom

prečišćavanja otpadnih voda oponašaju prirodne procese koji se odvijaju u močvarama (Paul Emeka Eke, 2008.).

Makrofiti koji se najčešće koriste u biljnim uređajima uključuju podzemne i nadzemne dijelove biljaka koje se učvršćuju, kao i plutajuće biljke. Iako više od 150 makrofitskih vrsta mogu imati primjenu u biljnim uređajima, danas se u stvarnosti koristi samo ograničen broj ovih biljnih vrsta. Biljke koje se najčešće sade i siju u sklopu močvarnih sistema za prečišćavanje otpadnih voda su trska (*Phragmites australis*), rogoz (*Typha latifolia*), uspravni ježinac (*Sparganium erectum*), obični oblić (*Scirpus lacustris*), žuta perunika (*Iris pseudacorus*), šaševi (*Carex sp.*) itd. (Wu i sar., 2014). Ovisno o biljnoj vegetaciji koja se koristi, postiže se raznolika efikasnost uklanjanja jedinjenja sa azotom, fosforom i ugljikom. Tako npr. Debing i sar. (2009) ukazuju na efikasnije uklanjanje organskih materija, kao i uklanjanje ukupnog azota i ukupnog fosfora kod istovremene primjene biljnih vrsta *Typha-Phragmites-Scirpus*. Nadalje, neki autori (Langergraber i sar., 2009.) ukazuju i na sposobnost uklanjanja azota za 53% upotreboom dvofaznog biljnog uređaja sa punjenjem različitih granulacija. Neki autori su u svojim istraživanjima dokazali da upotreboom biljnih uređaja zasađenih sa trskom, sa različitim supstratima (šljunak i pijesak, različitih granulacija) i sa različitim hidrauličkim opterećenjem i različitim vremenom zadržavanja (retencijsko vrijeme) otpadne vode u biljnem uređaju postižu uklanjanje ukupnih suspendovanih materija (TSS – Total suspended solids) za 62-64%, HPK, 40-49%, NH₄-N za 88%, ukupnog azota za 44 %, ukupnog fosfora za 63% (Korkusuz, E. A.i sar., 2004). Osim sposobnosti da eliminiraju hranjive materije, onečišćenja i toksične materije, biljni uređaji su efikasni i za uklanjanje patogenih mikroorganizama. Baskar i sar. (2014) ispitivali su efikasnost prečišćavanja biljnih uređaja zavisno od vrste vegetacije, te su istraživanje proveli na dva mala pilot biljna uređaja. U jedan su zasadili *Typha latifolia*, a u drugi *Phragmites australis*, te kroz uređaj pustili komunalnu otpadnu vodu. Hidrauličko vrijeme zadržavanja je bilo 2, 4, 6 i 8 dana. U uređaju u kojem je bio zasadjen *Phragmites australis*, uz pomenuto vrijeme zadržavanja, efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK vrijednost je iznosila 39%, 44%, 64% i 69%, respektivno. Efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao BPK₅ iznosila je 29%, 21%, 43% i 56%. Efikasnost uklanjanja ukupnog azota je 23%, 7%, 31% i 45%, a ukupnog fosfora 25%, 28%, 39% i 75%, respektivno. U uređaju u kojem je bila zasađena *Typha latifolia* efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK vrijednost je iznosila 31%, 37%, 73% i 68%. Efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao BPK₅ iznosila je 25%, 30%, 46% i 52%, respektivno. Efikasnost uklanjanja ukupnog azota bila je 26%, 17%, 34% i 36%, a ukupnog fosfora 40%, 50%, 48% i 77% za hidrauličko vrijeme zadržavanja od 2, 4, 6 i 8 dana, respektivno. Istraživanja su pokazala da se u uređajima u kojima su prisutne dvije biljne vrste postiže bolja efikasnost prečišćavanja nego u onim uređajima u kojima je nalazi samo jedna biljna vrsta (Mudassar i sar., 2014).

Neki od zahtjeva koji se postavljaju kod izgrade biljnih uređaja su (Šišić i sar., 2016):

- efikasno uklanjanje jedinjenja azota, fosfora i drugih toksičnih materija, dok su glavni tehnički kriterijumi rada uređaja:
- osobine i kvalitet prečišćavanja (stabilnost procesa),
- pouzdanost u pogledu rada i održavanja i
- smanjena osjetljivost na varijacije opterećenja.

Biljni uređaj treba biti projektovan za uklanjanje tih karakteristika do dozvoljenih ograničenja. Projektovanje uređaja podrazumijeva određivanje hidrauličkog kapaciteta, nivoa opterećenja, vremena zadržavanja (reteniranja), vrste biljaka (Lawrence, 2010). Hidraulički kapacitet može se definisati kao sposobnost biljnog uređaja da prečisti

određeni volumen otpadne vode u datom vremenu. Ovo razdoblje se naziva hidrauličko vrijeme reteniranja (HRT - *Hydraulic retention time*), zavisno je od veličine zagadenja i zadanom nivou prečišćavanja. Karakteristično vrijeme zadržavanja za uklanjanje BPK₅ je 2-5 dana i 7-14 dana za uklanjanje azota.

Procjena hidrauličkog opterećenja sistema osnova je provođenja procjene hidrauličkog opterećenja sistema za definisanje specifičnog dotoka otpadnih voda ($q_{spec} = l/\text{stanovnik} \cdot d$) na uredaj za prečišćavanje i kretanja broja priključenih stanovnika unutar razmatranog planskog razdoblja. Vrijednost specifičnog dotoka otpadnih voda često se definiše u odnosu na poznate podatke o potrošnji vode, ukoliko su raspoloživi (Lawrence, 2010).

Osnovna koncepcija rada biljnog uredaja proizišla je iz nekoliko stajališta (Šišić i sar., 2016):

1. Uredaj treba pokazati pod kojim režimskim uslovima može zadovoljiti parametre kvalitete voda koje se ispuštaju u vodotok;
2. Svi sadržaji uredaja za prečišćavanje moraju funkcionisati kao zatvoreni sistem sa mogućnostima podešavanja vrsta i količine vode;
3. Uredaj mora imati mogućnost faznog rada u pogledu priključenog broja ES (ekvivalent stanovnika);
4. Uredaj treba da ima mogućnost dogradnje ili rekonstrukcije u pogledu unaprjeđenja tokova procesa obrade voda ili izgradnje dopunske jedinice, tj. pozicije;
5. Uredaj treba biti fleksibilan u pogledu podešavanja količina i vrsta otpadnih voda a po zahtjevima efikasnosti prečišćavanja (optimalni uslovi i hidraulično opterećenje).

Primjena biljnih uredaja je prepoznata kao široko prihvaćena i jeftina eko tehnologija, koja je posebno korisna u tretmanu komunalnih otpadnih voda manjih gradova, koji ne mogu finansijski podržati skupe, konvencionalne sisteme za prečišćavanje (Sirianuntapiboon i sar., 2006.).

Potencijal biljnog uredaja za prečišćavanje otpadnih voda manjih naselja ispitani je i u Nepalu (Laber i sar., 2000.). Korišten je hibridni sistem koji se sastojao od horizontalnog i vertikalnog polja (140 m² horizontalno polje i 120 m² vertikalno polje) sa *Phragmites australis*, istraživanje je trajalo godinu dana. Pri hidrauličkom opterećenju od 107 mm/d, efikasnost uklanjanja HPK, BPK₅, ukupnog azota, ukupnog fosfora, ukupnih koliformnih bakterija, *Escherichia coli*, *Streptococcus sp.* i ukupnih rastvorljivih materija iznosila je 93%, 97%, 99,7%, 74%, 99,99%, 99,995%, 99,97% i 98%. U prečišćavanju komunalnih otpadnih voda primjenom biljnog uredaja može se postići visoka efikasnost prečišćavanja, zavisno od dizajna samog uredaja, i to 60-88% u uklanjanju BPK₅ i 60-90% u uklanjanju suspendovanih materija (Zaimoglu, 2006.).

Danas se biljni uredaji koriste za prečišćavanje otpadnih voda iz industrije proizvodnje vina, maslinovog ulja, industrije šećera, škroba, alkohola i mesa (Kadlec i Wallace, 2009). Uspješno se primjenjuju za obradu industrijskih otpadnih voda sa farmi, klaonica, procjednih voda sa odlagališta otpada i oborinskih dotoka sa saobraćajnicama (Malus i Vouk, 2012). Karakteristike otpadnih voda iz mljekarske industrije mogu značajno varirati, zavisno o finalnom proizvodu i metodama koje se koriste u proizvodnji. Biljni uredaji se mogu koristiti za prečišćavanje otpadnih voda iz mljekarske industrije, s tim što je potrebno izvršiti prethodno uklanjanje masnoća iz otpadne vode (Comino i sar., 2011.), ili čak uklanjanje masnoća uz razrijedivanje pomoću komunalne otpadne vode (Farnet i sar., 2008.). Carvalho i sar. (2013) su istraživali primjenu biljnog uredaja za obradu otpadnih voda iz industrije proizvodnje sira i zaključili da se biljni uredaji mogu koristiti za prečišćavanje ovih otpadnih voda, ali uz njihovo razrjedenje, tj. zavisno od količine komunalnih otpadnih voda, vode za pranje i količini sirutke u ovim otpadnim vodama. Farnet i sar. (2009.) su u svojim istraživanjima došli do rezultata po kojima je efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK iz otpadne vode mljekarske industrije

čak 76%, i to bez prethodnog razrjeđenja otpadne vode. Prethodna obrada otpadne vode iz mljekarske industrije pomoću anaerobne biološke razgradnje može povećati efikasnost uklanjanja organskih sastojaka izraženih kao HPK i do 94% (Travis i sar., 2012.).

Osnovni teški metali povezani s otpadnim vodama i industrijom su hrom, željezo, živa, bakar, olovo, kadmijum i cink (Thullen i sar., 2005.). Metali se uglavnom zadržavaju u zemljištu ili u supstratu. Ameršek i sar., 2011. opisuju efikasnost uklanjanja teških metala u horizontalnom i vertikalnom modelnom bilnjom uredaju kapaciteta 0,3 m³, sa ispunom od karbonatnog pijeska različitih frakcija (0-8 mm) i zasađenih sa trskom, *Phragmites australis*. Oba modela imaju hidrauličko vrijeme zadržavanja od 60 h, a kroz uredaj je prolazila sintetska otpadna voda, u koju su dodavane otopine teških metala: hroma, željeza, nikla, bakra, cinka, kadmijuma i olova u koncentracijama za 5 do 10 ili čak 100 puta većim od zakonski maksimalno dozvoljenih koncentracija (MDK). Rezultati istraživanja pokazuju da se efikasnost uklanjanja teških metala za obje izvedbe uredaja, vertikalni i horizontalni, kreće od 73- 99 %. Najveća efikasnost se pokazala u uklanjanju kadmijuma i olova, a najmanja cinka i antimona.

Prirodni sistemi za prečišćavanje otpadnih voda razlikuju se od konvencionalnih sistema u pogledu održivosti. Koriste prirodnu obnovljivu energiju, oslanaju se na atmosfersku difuziju i/ili fotosintezu kao glavni izvor kiseonika, a izrađeni su od minimalno umjetnih materijala. U toku rada ne stvaraju buku i nema neugodnih mirisa. Ipak zahtijevaju veću površinu zemlje nego konvencionalni sistem (Karajić, 2014.). Osim adekvatnog prečišćavanja otpadnih voda, upotreba biljaka u ove svrhe rezultuje i proizvodnjom viška biomase, koja se može koristiti u razne svrhe, poput proizvodnje energije, stočne hrane, pa čak i proizvodnje proteina (Gray, 2004.).

Literatura citirana u doktorskoj disertaciji a navedena u ovom dijelu Izvještaja:

1. Akuzo Ofoefule, E. U. A. C. I. (2011). Wastewater: Treatment Options and its Associated Benefits. Einschlag, P. F. S. G. (ed.) Wastewater - Evaluation and Management. InTech.
2. Ameršek, I., Ščančar, J., Milačić, R., Istenič, D. (2011.).The Perfomance of Verztical and Horizontal Constructed Wetland Models in Removal of Heavy Metals from Water. Joint Meeting Of Society Of Wetland Scientist, Wetpol And Wetland Biogeochemistry Symposium, 3-8 July, Prague, Czech Republic.
3. Baskar, G., Deeptha, V., T., Annadurai, R. (2014.). Comparison of treatment performance between constructed wetlands with different plants, International Journal of Research in Engineering and Technology, Volume 03, Issue 04, p.p. 210 – 214.
4. Carvalho, F., Prazeres, A., Rivas, J. (2013.). Cheese whey wastewater: Characterization and treatment. Science of the Total Environment 445–446, p.p. 385–396.
5. Comino E, Riggio, V., Rosso, M. (2011.). Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid construted wetland, Ecol Eng. 37, p.p. 1673–1680.
6. Debing, J., Z., Lianbi, Y., Xiaosong, H., Jianming, Z., Mengbin, W., Yuzhong (2009.). COD, TN and TP Removal of *Typha* Wetland Vegetation of Different Structures. PolishJ. of Environ. Stud. Vol. 18, No. 2, p.p. 183-190.
7. Farnet, AM, Prudent, P., Cigna, M., Gros, R. (2008.). Soil microbial activities in a construted soil reed-bed under cheese-dairy farm effluents. Bioresour.Technol. 99, p.p. 6198–6260.
8. Farnet, AM, Prudent, P., Ziarelli, F., Domeizel, M., Gros, R. (2009.). Solid state ¹³CNMR to assess organic matter transformation in a subsurface wetland under cheese-dairy farm effluents. Bioresour. Technol. 100, , p.p. 4899–4902.

9. Gray N. F. (2004.) Biology of Wastewater Treatment. 2nd edition. Vol. 4. Imperial College Press. London: p.p. 641- 733.
10. Kadlec, R.H. and Wallace, S.D. (2009). Treatment wetlands, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, Florida.
11. Karajić M. (2014.). Water salinity and the efficiency of constructed wetlands. Doctoral dissertation. University of Nova Gorica, Graduate School. p.p. 43.
12. Korkusuz, E.A.,Beklioglu, M.,Demirer, G.N. (2004.). Treatment Efficiencies of the Vertical Flow Pilot-Scale Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment. Turkish J. Eng. Env.Sci.28, p.p.333-344.
13. Laber, J., Haberl, R., Perfler, R, Langergraber, G., (2000.). Influence of Substrate Clogging on the Treatment Capacity of a Vertical-Flow Constructed Wetland System. In: Proceedings of the IWA 1" International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control,Lake Buena Vista, Florida.
14. Langergraber, G., Leroch, K., Pressl, A., Sleytr, K., Rohrhofer, R., Haberl, R. (2009.). High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland.Desalination 246:, p.p. 55-68.
15. Lawrence K. (2010). Environmental Bioengineering: Idris A at all: Wetlands for wastewater treatments. Handbook of Environmental Engineering,, p.p. 317-350.
16. Malus, D., Vouk, D. (2012.). Priručnik za učinkovitu primjenu biljnih uređaja za prečišćavanje sanitarnih otpadnih voda, Građevinski fakultet, Sveučilište u Zagrebu.
17. Mudassar, F., Muhammad, I., Muhammad, F., Awan, Z. A., Eneji, A. E., Naureen, A. (2014.). Effect of Cyclic Phytoremediation with Different Wetland Plants on Municipal Wastewater. Int. J. Phytoremediat., 16 (6), p.p. 572 - 581.
18. N. Benit and A. Stella Roslin (2015). Physicochemical properties of wastewater collected from different sewage sources. IJISSET - International Journal of Innovative Science, Engineering & Technology, Vol. 2 Issue 11,p.p. 691 – 696.
19. Nadilo, B. (2013.). Biljni uređaj za pročišćavanje otpadnih voda u Vrlici. Gradevinar, 10, str. 931 – 941.
20. Paul Emeka Eke (2008.). Hydrocarbon removal with constructed wetlands. Doctoral thesis. The University of Edinburgh.
21. Ružinski, N., Anić Vučinić, A. (2010.). Obrada otpadnih voda biljnim uređajima. Hrvatska sveučilišna naklada, Zagreb.
22. Šišić, I.,Ibrahimpašić, J., Toromanović, M. (2016.). Upravljanje procesom obrade otpadnih voda NC „Grmeč“ na biljnem uređaju uz očekivane poremećaje. Četvrti naučno-stručni skup "5.Juni - Svjetski dan zaštite okoliša", Bihać. Zbornik radova, str. 300 – 310.
23. Thullen, J.S., Sartoris, J.J., Nelson, S.M. (2005.). Managing vegetation in surface-flow wastewatertreatment wetlands for optimal treatment performance. Ecological Engineering, 25, p.p. 583-593.
24. Travis, MJ, Weisbrod, N., Gross, A. (2012.). Decentralized wetland-based treatment of oil rich farm wastewater for reuse in an arid environment. Ecol. Eng. 30, p.p. 81–89.
25. Uredba o uslovima i spuštanju otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20).
26. Vymazal, J. (2010.). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Water Research, 2, p.p. 530 – 549.
27. Wu, S., Kuschk, P., Brix, H., Vymazal, J., Dong, R. (2014.). Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review, Water research 57, p.p. 40 – 55.

28. Wua, H., Zhang, J., Ngo, Huu H., Guo, W., Hub, Z., Liang, S., Fan, J., Liu, H. (2015.). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation, *Bioresource Technology* 175, p.p. 594–601.
29. Zeynep Zaimoglu (2006.). Treatment of campus wastewater by a pilot-scale constructed wetland utilizing *Typha latifolia*, *Juncus acutus* and *Iris versicolor*. *Journal of Environmental Biology*. 27(2) p.p. 293-298.

Istraživanje provedeno u ovoj doktorskoj disertaciji je doprinijelo rješavanju problema zbrinjavanja i odvodnje otpadnih voda u sklopu Nastavnog centra „Grmeč“. Pilot biljni uređaj korišten za tretman otpadnih voda u ovom istraživanju je pokazao visoku efikasnost prečišćavanja tokom svih godišnjih doba, pa prečišćena otpadna voda prilikom ispuštanja u prirodni recipijent (potok Drobina) nije dovela do poremećaja ekološke ravnoteže.

Naučni doprinos ove disertacije se ogleda u tome da bi rezultati ovih istraživanja mogli predstavljati značajan doprinos zaštiti i upravljanju životnom sredinom kao jednom od strateških pravaca istraživanja u BiH i implementaciji biljnih uređaja, kao metode ekoremedijacije, ekološki prihvatljive tehnologije u Bosni i Hercegovini. Primjenom simulacijskih softvera i korištenjem rezultata dobijenih istraživanjem na ovom edukacionom pilot biljnom uređaju, moguće je dobiti podatke o optimalnim uslovima rada biljnog uređaja koji se mogu primijeniti u realnim uslovima na većim biljnim uređajima za tretman različitih vrsta otpadnih voda.

- 1) Ukratko istaći razlog zbog kojih su istraživanja preduzeta i predstaviti problem, predmet, ciljeve i hipoteze;
- 2) Na osnovu pregleda literature sažeto prikazati rezultate prethodnih istraživanja u vezi problema koji je istraživan (voditi računa da obuhvata najnovija i najznačajnija saznanja iz te oblasti kod nas i u svijetu);
- 3) Navesti doprinos teze u rješavanju izučavanog predmeta istraživanja;
- 4) Navesti očekivane naučne i pragmatične doprinose disertacije.

V MATERIJAL I METOD RADA

Istraživanje za potrebe ove doktorske disertacije kandidatkinja je provodila na edukacionom pilot biljnom uređaju koji je izgrađen neposredno u blizini Biotehničkog fakulteta. Edukacioni pilot biljni uređaj zauzima površinu od 20 m^2 , a dimenzioniran je za 8-10 ES (ekvivalent stanovnika). Primarno čišćenje otpadne vode se izvodi u taložniku. Pilot biljni uređaj se sastoji od prvog polja - za filtriranje (PF) i drugog polja - za čišćenje (PČ). U polja je ugrađen supstrat različitih frakcija, od 0.2 - 36 mm, u različitim sastavu. U prvo polje je zasađen rogoz (*Typha latifolia*), a u drugo trska (*Phragmites australis*), s gustoćom najmanje 7 biljaka/ m^2 . Nakon polja biljnog uređaja ugrađeno je dodatno istraživačko okno koje služi za uklanjanje drugih onečišćujućih materija iz vode. Recipijent prečišćenih otpadnih voda je potok Drobina koji je od same lokacije udaljen oko 10 m.

Biljni uređaj je korišten za tretman komunalnih otpadnih voda, otpadne vode mljekare i sintetske otpadne vode, koja je pripremljena uz dodatak određene koncentracije teških metala. Uzorkovanje i analizu otpadnih voda kandidatkinja je vršila u skladu sa domaćom zakonskom regulativom iz ove oblasti: Zakon o vodama (Sl. novine Federacije BiH, br. 70/06), Uredba o opasnim i štetnim tvarima u vodama (Sl.novine FBiH, broj 43/07) i Uredba o uslovima ispuštanja otpadnih voda u okoliš i sisteme javne kanalizacije (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20). Pri tretmanu otpadnih voda primjenom ovog biljnog uređaja kandidatkinja je pratila efikasnost rada uređaja mjeranjem niza parametara: boja, miris, mutnoća, suspendovane materije, ukupno rastvorene materije, taložive materije, HPK-vrijednost, BPK_5 , N-NH_4 , N-NO_3 , N-NO_2 ,

ukupni azot, PO₄-P, te teški metali (Fe, Pb, Cd, Zn, Cr i Co) i ukupne koliformne bakterije, a primjenom odgovarajućih metoda propisanih Standardnim metodama (APHA) i ISO Standardima.

Tokom predviđenog perioda istraživanja varirao je protok, kao i hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju. Kod komunalne otpadne vode protok se određivao tokom pet radnih dana i varirao je u toku sedmice, ovisno o dnevnom opterećenju, dok se kod tehnološke i sintetske otpadne vode protok manuelno podešavao (veći i manji protok). Vrijeme zadržavanja vode u uređaju kod komunalne otpadne vode je bilo 5 dana, dok je kod otpadne vode mlijekare vrijeme zadržavanja vode u uređaju bilo 4,5 i 6 dana, a kod sintetske otpadne vode 5,7 i 9 dana. S obzirom da je tehnološka otpadna voda bila više opterećenja sadržajem organskih materija, kao i jedinjenjima s azotom i fosforom, a sintetska otpadna voda sa većom koncentracijom teških metala, kod ove dvije vrste voda radilo se sa prođenim vremenom zadržavanja vode u uređaju u odnosu na komunalnu otpadnu vodu, na način da su protok i puštanje efluenta iz biljnog uređaja, zavisno od HVZ, regulisani mehanički, a sa ciljem postizanja što boljih rezultata, koji bi bili u skladu sa zakonskom regulativom (Uredba, 2020).

Istraživanje za sve tri vrste voda kandidatkinja je provodila po sezonomama, tj. u proljeće, ljeto i jesen i zimu, kako bi ispitala u koje godišnje doba je najveća efikasnost prečišćavanja zavisno od vrste otpadne vode. Vrijednosti klimatskih parametara (temperatura i količina padavina) koji su varirali i koji mogu uticati na efikasnost rada pilot biljnog uređaja, kandidatkinja je dobila iz Federalnog hidrometeorološkog zavoda. Analiza efikasnosti prečišćavanja sve tri vrste otpadnih voda primjenom horizontalnog pilot biljnog uređaja izvršena je pomoću neparametrijskog testa Kruskal Wallis na nivou značajnosti 0,05 zbog narušenosti pretpostavke o homogenosti varijansi i odstupanja reziduala od normalne raspodjele. Značajnost razlika između tretmana utvrđena je Mann-Whitney U testom, također na nivou značajnosti 0,05.

Primjenjene metode istraživanja u ovoj doktorskoj disertaciji su adekvatne, dovoljno precizne, tačne i savremene, ako se uzmu u obzir dostignuća u ovom polju istraživanja na globalnom nivou. Kandidatkinja je poštovala plan istraživanja koji je dat prilikom prijave doktorske disertacije. Ispitivani parametri daju dovoljno elemenata za pouzdano istraživanje, a statistička obrada podataka je adekvatna.

- 1) Objasniti materijal koji je obradivan, kriterijume koji su uzeti u obzir za izbor materijala;
- 2) Dati kratak uvid u primjenjeni metod istraživanja pri čemu je važno ocijeniti sljedeće:
 1. Da li su primjenjene metode istraživanja adekvatne, dovoljno tačne i savremene, imajući u vidu dostignuća na tom polju u svjetskim nivoima;
 2. Da li je došlo do promjene u odnosu na plan istraživanja koji je dat prilikom prijave doktorske teze, ako jeste zašto;
 3. Da li ispitivani parametri daju dovoljno elemenata ili je trebalo ispitati još neke, za pouzdano istraživanje;
 4. Da li je statistička obrada podataka adekvatna.

VI REZULTATI I NAUČNI DOPRINOS ISTRAŽIVANJA

Rezultati i diskusija u ovoj doktorskoj disertaciji (poglavlje 5) su prikazani kroz 5 potpoglavlja. U svakom od potpoglavlja grafički, tabelarno i putem slika prikazani su rezultati dobijeni u toku istraživanja, te diskutovani i poređeni sa rezultatima drugih autora.

Potpoglavlje 5.1 Analiza komunalne otpadne voda u nastavnom centru „Grmeč“ i efikasnost prečišćavanja primjenom pilot biljnog uređaja

U istraživanju sa komunalnom otpadnom vodom pratilo se niz parametara kvaliteta vode (influenta i efluenta). Efikasnost biljnog uređaja praćena je i kroz mikrobiološku analizu. Hidrauličko vrijeme zadržavanja vode u uređaju tokom sva četiri godišnja doba

(proljeće, ljeto, jesen i zima) za komunalnu otpadnu vodu je bilo 5 dana i nije se mijenjalo, dok je protok varirao tokom cijelog perioda istraživanja, zavisno od dnevnog opterećenja, te se na taj način pratilo da li protok utiče na efikasnost prečiščavanja. Efikasnost uklanjanja amonijaka iz komunalne otpadne vode je bila najveća u ljeto- 86,58 % i u jesen - 89,28 %. Efikasnost uklanjanja amonijaka je bila najmanja u proljeće, na početku vegetacije, i iznosila je 70,82 %. U zimskom periodu efikasnost uklanjanja amonijaka je bila 72,96 %. Efikasnost uklanjanja amonijaka je varirala zavisno i od protoka, a u većini slučajeva efikasnost je bila veća pri manjem dotoku vode. Pararelno s tim i efikasnost uklanjanja ukupnog azota je bila najveća u ljeto, 86,60 % i u jesen, 89,71 %. Efikasnost uklanjanja ukupnog azota je bila najmanja na početku vegetacije, tj. u proljeće i iznosila je 69,85 %. Efikasnost uklanjanja fosfora je bila najveća u ljeto i to 74,29 %, a najmanja u zimu, 50,06 %. U doktorskoj disertaciji je praćena efikasnost uklanjanja jedinjenja s azotom i fosforom u uzorcima nakon što je otpadna voda prošla kroz oba polja, pri čemu rezultati istraživanja prikazani u radu pokazuju da korištene biljne vrste (*Typha latifolia* i *Phragmites australis*) postižu odlične rezultate u uklanjanju ovih jedinjenja, naročito jedinjenja s azotom. Rezultati dobiveni u ovoj doktorskoj disertaciji uspoređeni su i sa rezultatima drugih autora, koji su u svojim istraživanjima pratili efikasnost uklanjanja ovih jedinjenja primjenom višefaznih biljnih uređaja. Efikasnost uklanjanja organskih materija je varirala zavisno od protoka i godišnjeg doba, ali statističkom obradom podataka na osnovu rezultata Kruskal Wallis testa se konstatovalo da nisu utvrđene statistički značajne razlike ($p>0,05$) između efikasnosti prečiščavanja komunalne otpadne vode u zavisnosti od protoka. Kada su u pitanju godišnja doba, efikasnost prečiščavanja komunalne otpadne vode primjenom horizontalnog biljnog uređaja sa pod površinskim tokom vode izražena kroz HPK je bila najmanja u zimskom periodu, 64,54%. Sa početkom vegetacije, tj. u proljeće, efikasnost uklanjanja organskih materija se povećala, i za HPK je iznosila 79,69%. Najveća efikasnost uklanjanja organskih materija izraženih kao HPK je bila u ljeto, 87,34%, a u jesen 85,91%. Kada je u pitanju godišnje doba kao faktor uticaja na efikasnost prečiščavanja komunalne otpadne vode primjenom pilot biljnog uređaja, može se konstatovati da je godišnje doba značajno ($p\leq0,05$) uticalo na efikasnost prečiščavanja.

Potpoglavlje 5.2 Analiza tehnološke otpadne vode (mljekara „Milk-San“ Sanski Most) i efikasnost prečiščavanja primjenom pilot biljnog uređaja

U ovom potpoglavlju efikasnost prečiščavanja tehnološke otpadne vode se pratila mjerljem istih parametara kao i kod komunalne otpadne vode (izuzev teških metala). Istraživanje se takođe provodilo kroz sva četiri godišnja doba. Efikasnost rada biljnog uređaja se pratila kroz produženo vrijeme zadržavanja vode u uređaju (4,5 i 6 dana), s ciljem dobijanja optimalnih vrijednosti parametara, a protok se podešavao manuelno. Efikasnost uklanjanja suspendovanih materija je varirala zavisno od dotoka vode na uređaj, ali i od godišnjeg doba. Najveća efikasnost uklanjanja suspendovanih materija je bila u ljetnem periodu i iznosila je 96,11 %. Najmanja efikasnost uklanjanja suspendovanih materija je bila u proljeće i zimu i to 94,86 %, odnosno 95,25 %. U jesen je ta efikasnost bila 95,45 %. Rezultati za efikasnost uklanjanja suspendovanih materija su dobiveni na osnovu vrijednosti suspendovanih materija u influentu i suspendovanih materija u efluentu i to za HVZ u uređaju od 6 dana. Efikasnost uklanjanja fosfora je bila najveća u proljeće i ljeto, 98,78% i 95,27%, dok je u jesen i zimu efikasnost bila 56,06%, odnosno 78,97%. U svim uzorcima efluenta u proljeće i ljeto koncentracija fosfora nije prelazima MDK propisanu Uredbom (MDK 2 mg/L). Efikasnost uklanjanja organskih materija je varirala zavisno od protoka i godišnjeg doba, ali se i u ovom slučaju, kao i kod komunalne otpadne vode, statističkom obradom podataka na osnovu rezultata

Kruskal Wallis konstatovalo da nisu utvrđene statistički značajne razlike ($p>0,05$) između efikasnosti prečišćavanja otpadne vode mljekare u zavisnosti od protoka. Kada su u pitanju godišnja doba, efikasnost prečišćavanja otpadne vode mljekare primjenom horizontalnog biljnog uredaja sa pod površinskim tokom vode izražena kroz HPK je bila najmanja u zimu i proljeće, 85,08 % i 79,72 %. U ljeto je ta efikasnost bila najveća, 94,50 %, a u jesen 92,63 %. Efikasnost uklanjanja organskih materija izraženih kao BPK₅ je takođe bila najmanja u proljeće i zimu, 94,27 % i 94,58 %. Efikasnost rada biljnog uredaja i razgradnja organskih materija izraženih kao BPK₅ se povećala u ljeto, kada je iznosila 97,73 %. Rezultati pokazuju da je i efikasnost uklanjanja koliformnih bakterija iz otpadne vode mljekare izuzetno visoka, tokom sva četiri godišnja doba, pri čemu nema značajnih varijacija zavisno od dotoka vode na uredaj.

Potpoglavlje 5.3. Analiza sintetske otpadne vode i efikasnost prečišćavanja primjenom pilot biljnog uredaja

U ovom potpoglavlju efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode se pratila mjerljivim istih parametara kao i kod prethodnih vrsta otpadnih voda, s tim što je u ovom slučaju akcenat stavljen na koncentraciju teških metala. U ovom slučaju se radilo sa produženim vremenom zadržavanja vode u uredaju (HVZ 5, 7 i 9 dana) kako bi koncentracija teških metala u efluentu bila u skladu sa zakonskom regulativom. Kada su u pitanju godišnja doba, efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom horizontalnog biljnog uredaja sa pod površinskim tokom vode izražena kroz HPK je bila najmanja u zimu, 57,05 %, a zatim u jesen, 62,44%. U proljeće je ta efikasnost bila 71,11 %, a najveća je bila u ljетnom periodu, 78,27 %. Kada je u pitanju godišnje doba kao faktor uticaja na efikasnost prečišćavanja sintetske otpadne vode primjenom pilot biljnog uredaja, može se konstatovati da je godišnje doba značajno ($p\leq0,05$) uticalo na efikasnost prečišćavanja, za razliku od protoka ($p>0,05$). Tokom analize sintetske otpadne vode prije puštanja u biljni uredaj koncentracije teških metala (Pb, Cd, Co, Zn, Cr i Fe) su bile iznad MDK propisane Uredbom (Sl. Novine Federacije BiH, br.26/20). Koncentracija Cd, Co, Zn i Fe u efluentu nakon HVZ od 9 dana tokom sva četiri godišnja doba je bila u skladu sa zakonskom regulativom i ispod MDK propisane Uredbom za ove teške metale. Rezultati analiza su pokazali da je efikasnost uklanjanja ova četiri teška metala (Cd, Co, Zn i Fe) tokom sva četiri godišnja doba bila izuzetno visoka, odnosno $> 99 \%$. Za razliku od ova četiri teška metala, koncentracija Pb u efluentu je jedino u zimskom periodu bila iznad MDK, nezavisno do protoka, dok je koncentracija Cr u svim uzorcima efluenta tokom sva četiri godišnja doba bila iznad MDK propisane Uredbom. Efikasnost uklanjanja Pb je bila najveća u jesen, 95,23% i u ljeto, 93,23%, dok je najmanja bila u zimskom periodu, 90,8%. Takođe, ta efikasnost je bila veća pri manjem protoku vode. Rezultati ovog istraživanja takođe pokazuju da uredaj nije efikasan u uklanjanju Cr iz otpadne vode, te se ne preporučuje za tretman voda za povećanom koncentracijom ovog teškog metala. Rezultati ovog istraživanja su pokazali da odabrane biljne vrste dobro usvajaju teške metale putem korijenovog sistema, pri čemu se postiže zadovoljavajuća efikasnost njihovog uklanjanja iz otpadne vode. Određena koncentracija teških metala se također zadržava i na supstratu. S obzirom da je koncentracija teških metala određena ne samo u otpadnoj vodi, nego i u biljkama zasadjenim u biljnog uredaju, na osnovu dobijenih rezultata može se vidjeti da je najveća koncentracija svih teških metala (Pb, Co, Cr, Fe, Zn i Cd) detektovana u listovima rogoza, koji se nalazi u prvom polju biljnog uredaja, dok je u listovima trske koncentracija navedenih teških metala bila manja. U listovima biljaka najveće koncentracije su zabilježene za Fe i Pb.

Potpoglavlje 5.4. Analiza ukupne efikasnosti prečišćavanja otpadnih voda (komunalna, tehnološka i sintetska) primjenom pilot biljnog uređaja

U ovom poglavlju predstavljeni su statistički rezultati za efikasnost uklanjanja sadržaja organskih materija izraženih kao HPK za sve tri vrste otpadnih voda (komunalna, tehnološka i sintetska), primjenom pilot biljnog uređaja. S obzirom na provedena istraživanja može se vidjeti da je najveća efikasnost uklanjanja sadržaja organskih materija izraženih kao HPK primjenom pilot biljnog uređaja postignuta za tehnološku, odnosno otpadnu vodu mljekare (94,68%), nakon toga za komunalnu otpadnu vodu (79,11%) i na kraju za sintetsku otpadnu vodu (75,71%).

Potpoglavlje 5.5. Meteorološki uslovi tokom istraživanja

Za analizu vremenskih uslova tokom istraživanja korištene su prosječne vrijednosti srednjih mjesecnih temperatura vazduha i prosječne sume padavina za period istraživanja 2017 – 2020. godine. Variranja su bila izražena tokom svih godišnjih doba kroz sve četiri godine istraživanja. Kako bi se sagledali osnovni pokazatelji vremenskih uslova, korišteni su meteorološki podaci iz Meteorološke stanice Bihać.

Rezultati dobijeni u ovoj doktorskoj disertaciji su prikazani jasno, pravilno, logično i jasno tumačeni i poređeni sa rezultatima drugih autora.

Naučni doprinos ove disertacije ogleda se u određivanju i uspostavljanju optimalnih parametara procesa razgradnje razgradivih i teško razgradivih otpadnih voda i utvrđivanju efikasnosti njihovog prečišćavanja primjenom horizontalnog pilot biljnog uređaja u različitim uslovima rada. Ove analize i istraživanja će poslužiti kao osnova za izbor vrste i stepena opterećenja otpadnih voda koje se u budućnosti mogu prečišćavati na ovom pilot biljnom uređaju. Takođe, primjenom simulacijskih softvera i korištenjem rezultata dobijenih istraživanjem na ovom edukacionom pilot biljnom uređaju, moguće je dobiti podatke o optimalnim uslovima rada biljnog uređaja koji se mogu primijeniti u realnim uslovima na većim biljnim uređajima za tretman različitih vrsta otpadnih voda. Naučni doprinos ove disertacije se ogleda i u tome da rezultati ovih istraživanja predstavljaju značajan doprinos zaštiti i upravljanju životnom sredinom kao jednom od strateških pravaca istraživanja u BiH i primjeni biljnih uređaja kao ekološki prihvatljive tehnologije u Bosni i Hercegovini.

- 1) Ukratko navesti rezultate do kojih je kandidat došao;
- 2) Ocijeniti da li su dobijeni rezultati jasno prikazani, pravilno, logično i jasno tumačeni, upoređujući sa rezultatima drugih autora i da li je kandidat pri tome ispoljavao dovoljno kritičnosti;
- 3) Posebno je važno istaći do kojih novih saznanja se došlo u istraživanju, koji je njihov teorijski i praktični doprinos, kao i koji novi istraživački zadaci se na osnovu njih mogu utvrditi ili nazirati.

VII ZAKLJUČAK I PRIJEDLOG

Doktorska disertacija kandidatkinje mr Toromanović Merime pod nazivom „Optimizacija rada pilot biljnog uređaja kod obrade otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti“ sadrži sve neophodne elemente koje zahtijeva jedan naučno – istraživački rad. Disertacija je urađena u skladu sa savremenim principima i metodologijom naučno – istraživačkog rada, te u skladu sa postavljenom hipotezom koju je kandidatkinja dala prilikom prijave disertacije. Svi elementi u disertaciji su izloženi na jasan i konkretan način, sa naučnim utemeljenjem. Na osnovu pregleda i analize dostavljene doktorske disertacije, Komisija smatra da disertacija mr Toromanović Merime predstavlja samostalan i orginalan naučni rad. Komisija konstatiše da je kandidatkinja ovladala metodama naučnog rada, a provedena istraživanja u disertaciji daju doprinos nauci i primjenjiva su u praksi. Primjenom

simulacijskih softvera i korištenjem rezultata dobijenih istraživanjem na ovom edukacionom pilot bilnjom uređaju, moguće je dobiti podatke o optimalnim uslovima rada biljnog uređaja koji se mogu primijeniti u realnim uslovima na većim biljnim uređajima za tretman različitih vrsta otpadnih voda. Istraživanje provedeno u ovoj doktorskoj disertaciji je pokazalo da pravilno izgrađen biljni uređaj ima velik potencijal za sekundarni i tercijarni tretman različitih vrsta otpadnih voda, te se može koristiti i u manjim ruralnim područjima.

Na osnovu ukupne ocjene doktorske disertacije i izvega izloženog u ovom Izvještaju, Komisija jednoglasno daje pozitivnu ocjenu urađenoj doktorskoj disertaciji kandidatkinje mr Toromanović Merime pod nazivom „**Optimizacija rada pilot biljnog uređaja kod obrade otpadnih voda različitog stepena biorazgradivosti**“ i predlaže Naučno - nastavnom vijeću Tehnološkog fakulteta i Senatu Univerziteta u Banjoj Luci da se doktorska disertacija prihvati, a kandidatkinji odobri odbrana.

1) Navesti najznačajnije činjenice što tezi daje naučnu vrijednost, ako iste postoje dati pozitivnu vrijednost samoj tezi;

2) Na osnovu ukupne ocjene disertacije komisija predlaže:

- da se doktorska disertacija prihvati, a kandidatu odobri odbrana,
- da se doktorska disertacija vraća kandidatu na doradu (da se dopuni ili izmjeni) ili
- da se doktorska disertacija odbija.

Datum: juli, 2021. godine

POTPIS ČLANOVA KOMISIJE

1. Dr Saša Papuga, vanredni profesor,
Tehnološki fakultet Univerziteta u Banjoj
Luci, predsjednik

2. Dr Jasmina Ibrahimpašić, vanredni
profesor, Biotehnički fakultet
Univerziteta u Bihaću, mentor

3. Dr Ljiljana Topalić-Trivunović, redovni
profesor, Tehnološki fakultet
Univerziteta u Banjoj Luci, komentor

4. Dr Ijet Šišić, redovni profesor,
Biotehnički fakultet Univerziteta u
Bihaću, član

5. Dr Dijana Drljača, docent, Tehnološki
fakultet Univerziteta u Banjoj Luci, član

IZDVOJENO MIŠLJENJE: Član komisije koji ne želi da potpiše izvještaj jer se ne slaže sa mišljenjem većine članova komisije, dužan je da unese u izvještaj obrazloženje, odnosno razlog zbog kojih ne želi da potpiše izvještaj.

Izjava 1

IZJAVA O AUTORSTVU

Izjavljujem

da je doktorska disertacija

Naslov rada „OPTIMIZACIJA RADA PILOT BILNOG UREĐAJA KOD OBRADE
OTPADNIH VODA RAZLIČITOG STEPENA BIORAZGRADIVOSTI“

Naslov rada na engleskom jeziku „OPTIMIZATION OF PILOT PLANT CONSTRUCTED
WETLAND FOR WASTEWATER TREATMENT OF DIFFERENT DEGREE OF
BIODEGRADABILITY“

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

U Banjoj Luci 02.07.2021.

Potpis doktoranta
Toromanović M.

Izjava 2

Izjava kojom se ovlašćuje Univerzitet u Banjoj Luci da doktorsku disertaciju učini javno dostupnom

Ovlašćujem Univerzitet u Banjoj Luci da moju doktorsku disertaciju pod naslovom

„OPTIMIZACIJA RADA PILOT BILJNOG UREDAJA KOD OBRADE OTPADNIH VODA RAZLIČITOG STEPENA BIORAZGRADIVOSTI“

koja je moje autorsko djelo, učini javno dostupnom.

Doktorsku disertaciju sa svim prilozima predao/la sam u elektronskom formatu pogodnom za trajno arhiviranje.

Moju doktorsku disertaciju pohranjenu u d i g i t a l n i r e p o z i t o r i j um Univerziteta u Banjoj Luci mogu da koriste svi koji poštuju odredbe sadržane u odabranom tipu licence Kreativne zajednice (*Creative Commons*) za koju sam se odlučio/la.

1. Autorstvo
2. Autorstvo – nekomercijalno
3. Autorstvo – nekomercijalno – bez prerade
4. Autorstvo – nekomercijalno – dijeliti pod istim uslovima
5. Autorstvo – bez prerade
6. Autorstvo – dijeliti pod istim uslovima

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

U Banjoj Luci 02.07.2021.

Potpis doktoranta
Tončanović M.

Izjava 3

Izjava o identičnosti štampane i elektronske verzije

doktorske disertacije

Ime i prezime autora: Merima Toromanović

Naslov rada: „OPTIMIZACIJA RADA PILOT BILJNOG UREĐAJA KOD OBRADE OTPADNIH VODA RAZLIČITOG STEPENA BIORAZGRADIVOSTI“

Mentori: dr.sc. Jasmina Ibrahimpašić, vanredni profesor, Univerzitet u Bihaću, Biotehnički fakultet, Bosna i Hercegovina i dr.sc. Ljiljana Topalić - Trivunović, redovni profesor, Tehnološki fakultet, Univerzitet u Banjoj Luci, Bosna i Hercegovina

Izjavljujem da je štampana verzija moje doktorske disertacije identična elektronskoj verziji koju sam predao/la za digitalni repozitorijum Univerziteta u Banjoj Luci.

U Banjoj Luci 02.07.2021.

Potpis doktoranta

Toromanovic M.